

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS X



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2016**

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

Szerkesztő:
HARKA Ákos
harkaa2@gmail.com

Társszerkesztő:
PINTÉR Károly

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society

Editor:
Ákos HARKA

Co-editor:
Károly PINTÉR
pinterkaroly49@t-online.hu

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László
NYESTE Krisztián

Szerkesztőbizottság/Editorial Board:

ANTAL László	HARKA Ákos	PINTÉR Károly
BÍRÓ Péter	JUHÁSZ Lajos	SÁLY Péter
ERŐS Tibor	MÜLLER Tamás	SPECZIÁR András
GYÖRE Károly	NAGY Sándor Alex	TAKÁCS Péter

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	HALASI-KOVÁCS Béla	PINTÉR Károly
CSIPKÉS Roland	JUHÁSZ Lajos	SÁLY Péter
GUTI Gábor	LEHOCZKY István	SPECZIÁR András
GYÖRE Károly	MÜLLER Tamás	TAKÁCS Péter
HARKA Ákos	NAGY Sándor Alex	WILHELM Sándor

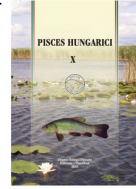
Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2016

Tartalom

ANTAL L., LÁSZLÓ B., KOTLÍK P., MOZSÁR A., CZEGLÉDI I., OLDAL M., KEMENESI G., JAKAB F., NAGY S. A.: A Kárpát-medence új halfaja: a bihari márna (<i>Barbus biharicus</i>)	5
SÁLY P., ERŐS T.: Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása	15
†BUZA E., KOLICS B., KOVÁCS B., DEMÉNY F., HORVÁTH, Á., MÜLLERNÉ T. M., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Előzetes eredmények a ginogenetikus réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>) poliploidizációjáról	47
FAZEKAS D., SÓLYOM N., NYESTE K., ANTAL L.: Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára	51
KOVÁCS SZ., JUHÁSZ L.: Tájékoztató adatok a pisztrángsügér (<i>Micropterus salmoides</i> Lacepède, 1802) növekedéséről a Látóképi-tározóban	57
FAZEKAS G., ABONYI T., NYESTE K., ANTAL L.: A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése	63
WEIPERTH A., DANYIK T., DUKAY I., GÁL B.: Új adatok az elevenszülőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez	71
HAJDÚ J., PEKÁRIK L.: A csallóközi Csiliz patak (Čiližský potok) és mellékvizeinek halfaunája	77
HARKA Á., SZEPESI ZS.: A szúnyogirtó fogasponty (<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859) sikeres megtelepedése a Zagyvában	85
Helyesbítés az Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben című dolgozathoz (Weiperth et al. 2015, Pisces Hungarici 9: 65–70.)	89
A Magyar Haltani Társaság 2015. évi működéséről	91
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői részére	93

Contents

ANTAL L., LÁSZLÓ B., KOTLÍK P., MOZSÁR A., CZEGLÉDI I., OLDAL M., KEMENESI G., JAKAB F., NAGY S. A.: New species of the Carpathian basin: biharian barbel (<i>Barbus biharicus</i>)	5
SÁLY P., ERŐS T.: Ecological assessment of running waters in Hungary: compilation of biotic indices based on fish	15
†BUZA E., KOLICS B., KOVÁCS B., DEMÉNY F., HORVÁTH, Á., MÜLLERNÉ T. M., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Preliminary result of polyploidization of gynogenetic weatherfish (<i>Misgurnus fossilis</i>)	47
FAZEKAS D., SÓLYOM N., NYESTE K., ANTAL L.: The influence of anthropogenic interventions on the fish fauna of River Öreg-Túr	51
KOVÁCS SZ., JUHÁSZ L.: Informative data on the growth of the largemouth bass (<i>Micropterus salmoides</i> Lacepède, 1802) in Látókép reservoir	57
FAZEKAS G., ABONYI T., NYESTE K., ANTAL L.: Ecological and nature conservational evaluation of the fish fauna of tributaries of the River Sajó	63
WEIPERTH A., DANYIK T., DUKAY I., GÁL B.: New occurrence data of Poeciliidae species in Hungary	71
HAJDÚ J., PEKÁRIK L.: The fish fauna of Čiližský potok (Csiliz patak) stream and related water bodies	77
HARKA Á., SZEPESI ZS.: The successful establishment of Eastern mosquitofish (<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859) in the River Zagyva (water system of the River Tisza, Hungary)	85
Correction to the paper entitled Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest (Weiperth et al. 2015, Pisces Hungarici 9: 65–70.)	89
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2015	91
Guide for authors of the Pisces Hungarici	93



A Kárpát-medence új halfaja: a bihari márna (*Barbus biharicus*)

New species of the Carpathian basin: biharian barbel (*Barbus biharicus*)

Antal L.¹, László B.², P. Kotlík³, Mozsár A.^{1,4}, Czeglédi I.^{1,4}, Oldal M.⁵,
Kemenesi G.⁵, Jakab F.⁵, Nagy S. A.¹

¹Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²Debreceni Egyetem OEC, Orvosi Mikrobiológiai Intézet, Debrecen

³Laboratory of Molecular Ecology, Institute of Animal Physiology and Genetics, Czech Academy of Sciences, Liběchov, Czech Republic

⁴MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

⁵Pécsi Tudományegyetem, Szentágotthai Kutatóközpont, Virologia kutatócsoport, Pécs

Kulcsszavak: citokróm *b*, ATP-szintáz, béta-aktin, filogenetika, morfometria

Keywords: cytochrome *b*, ATP synthase, beta-actin, phylogenetic, morphometric

Abstract

Three species of small-sized rheophilic *Barbus* fishes are endemic to and widely distributed throughout the mountain regions in the Danube River basin. In Hungary, barbels referred to as *B. petenyi* occur in streams in the foothills of the Carpathians near the borders with Slovakia, Ukraine and Romania. However, up to now, no genetic investigations were carried out on rheophilic barbels in this region. This study aims to clarify the taxonomic identity and distribution of the rheophilic barbels in the Hungarian plain based on molecular and morphological analyses. Two mitochondrial genes (cytochrome *b*, ATPase 6/8) and one nuclear gene (beta-actin intron 2) were sequenced and several morphometric and meristic characters were recorded. Phylogenetic and morphological analyses revealed that there are four genetically distinct lineages among the rheophilic barbels in the Carpathian Basin. The results demonstrated that North-Hungarian *Barbus* populations belong to *B. carpathicus* and that *B. petenyi* presumably does not occur in Hungary. As expected, *B. balcanicus* was only recorded in samples from the Balkans analyzed for reference. A distinct species (*B. biharicus* Antal, László & Kotlík, 2016), new to science, was discovered to be present in Sebes-Körös River (Crişul Repede) in eastern Hungary and western Romania.

Bevezetés

A Kárpát-medence hegyvidéki vizeinek endemikus halfaja a Petényi-márna (*Barbus petenyi* Heckel, 1852), mely egy kistermetű reofil pontyféle (Kotlík et al. 2002, Bănărescu & Bogutskaya 2003). A fajt eredetileg Erdélyből, a mai Románia területéről írták le, nevét Petényi Salamon János magyar zoológusról kapta (Bănărescu & Bogutskaya 2003). A leírást követően a faj taxonómiai helyzete többször is változott, ugyanis egyes szerzők a *B. meridionalis* Risso, 1827, mások pedig a *B. peloponnesius* Valenciennes, 1842 alfajának tekintették a XX. században (Bănărescu 1964, Karaman 1971, Doadrio, 1990).

A Duna vízgyűjtőjén élő pataki márnák populációi morfológiailag igen hasonlóak, azonban a XXI. század elején mitokondriális DNS (mtDNS) szekvenciájában mutakozó különbségek alapján eltérő evolúciós vonalakat írtak le a *B. petenyi* fajon belül (Tsigenopoulos & Berrebi 2000, Machordom & Doadrio 2001a, Kotlík & Berrebi 2002). 2002-ben Kotlík és munkatársai megállapították, hogy a Duna vízgyűjtőjén a Petényi-márna mellett két másik, a tudomány számára új faj, a kárpáti márna (*B. carpathicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb et Berrebi, 2002) és a balkáni márna (*B. balcanicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb et Berrebi, 2002) is él. A genomi és a mitokondriális génszekvenciák alapján végzett további filogenetikai vizsgálatok alátámasztották, hogy valóban három

különböző faj él a Duna vízgyűjtőjén, s ezek valószínűleg a miocén korban váltak szét egymástól (Marková et al. 2010, Gante 2011, Berrebi et al. 2013, Konopiński et al. 2013, Buonerba et al. 2015). A Petényi-márna a Kárpátok keleti és déli részén, valamint a Balkán-hegységben, a kárpáti márna a Nyugati- és a Keleti-Kárpátokban, a balkáni márna pedig a Balkán-hegység nyugati részén és a Dinári-hegység vízfolyásaiban él (Kotlík et al. 2002, Kottelat & Freyhof 2007) (1. ábra).

A pataki márnák alapvetően a hegyvidéki, gyorsabb sodrású, oxigénben dúsabb vizeket preferálják, ezért többnyire hiányoznak az Alföld vizeiből (1. ábra). Hazánkban a korábban Petényi-márnaként ismert faj elsősorban a Kárpátok lábaihoz tartozó Ézaki-középhegység vízfolyásaiban él, a szlovák, az ukrán és a román határ közelében (Halasi-Kovács & Harka 2012). Szűk elterjedésének is köszönheti, hogy fokozott védettségi státuszt élvez. A hazai pataki márnák tényleges taxonómiai helyzete eddig nyitott kérdés volt, ugyanis a korábbi tanulmányok egyikében sem szerepeltek Magyarországról származó minták. Jelen vizsgálat célja az volt, hogy genetikai és morfometriai vizsgálatok alapján megállapítsuk a magyarországi pataki márnák taxonómiai helyzetét és elterjedését.

Anyag és módszer

Mintavétel

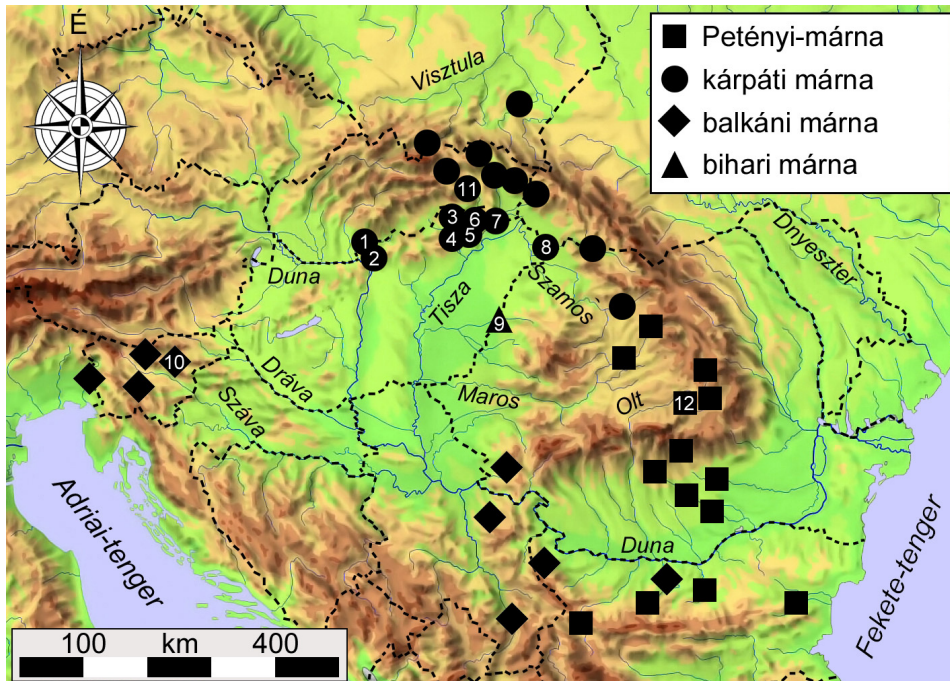
Vizsgálatainkhoz a korábban ismert hazai élőhelyek közül kilenc mintavételi helyszínről összesen 28 pataki márna egyedét gyűjtöttünk, míg Romániából, Szlovákiából és Szlovéniából további 4-4 Petényi-márna, kárpáti márna és balkáni márna egyed került begyűjtésre 2010 és 2012 között (1. ábra). A gyűjtőeszköz Magyarországon egy akkumulátoros, pulzáló egyenárammal működő HansGrassl típusú kutató halászgép, míg a szomszédos országokban kézi háló volt. A DNS-tartalom kivonásáig a begyűjtött egyedeket és a szövetmintákat 96 százalékos etanolban -20 °C-os hőmérsékleten tároltuk. A minták begyűjtését és tárolását az Országos Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Főfelügyelőség engedélyezte (engedélyszám: 14/4620-3/2010.).

2015-ben az addigi eredmények alapján feltételezett új fajból a morfometriai és a merisztikus bélyegek vizsgálata céljából további 27 egyed került befogásra a Sebes-Kőrös (Crișul Repede) barátkai (Bratca, Románia) szakaszáról (46.9279°N 22.5934°E).

Molekuláris módszerek

A szövetminták DNS-tartalmát DNeasy Blood and Tissue Kit (Qiagen, Németország) segítségével nyertük ki. A két mitokondriális és az egy genomi gén vizsgálatát polimeráz láncreakcióval (PCR), nagy húségű AccuTaq™ DNA polymerase (Sigma-Aldrich, USA) segítségével végeztük. A mitokondriális citokrom *b* (Cyt *b*) gén 598 bázispár hosszúságú szakaszának felszaporítására a L15267 (5'AATGACTTGAAGAACCACCGT3') és H15891 (5'GTTTGATCCCGTTTCGTGTA3') primereket (Briolay et al. 1998) használtuk, mivel ugyanezen Cyt *b* szakaszt használták a pataki márnákat érintő korábbi taxonómiai vizsgálatok során is (Tsigenopoulos & Berrebi 2000, Kotlík & Berrebi 2002, Tsigenopoulos et al. 2002), így eredményeinket ezekkel közvetlenül össze tudtuk vetni. A teljes mitokondriális ATP-szintáz 6 és 8 géneket (842 bázispár) az ATP8.2 (5'AAAGCRTYRGCCTTTAAGC3') és a Co3.2 (5'GTTAGTGGTCAKGGGCTTGGRTC3') primerekkel szaporítottuk fel (Machordom & Doadrio 2001b). A sejtmagban kódolt béta-aktin (Act-2) gén (496 bázispár) második intronjának felszaporításához pedig az Act18U21 (5'GCTCCAGAAAACCTATAAGT3') és az Act554L21 (5'CTCACTGAAGCTCCTCTTAAC3') primereket használtuk (Marková et al. 2010).

Az agaróz gélelektroforézist követően a felszaporított PCR termékek tisztítását QIAquick Gel Extraction Kit (Qiagen) segítségével végeztük. A szekvenálás BigDye® Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit (Thermo Fisher Scientific, USA) felhasználásával történt. A felszaporított termékek kétirányú szekvenálását ABI PRISM® 310 Genetic Analyzer (Thermo Fisher Scientific) automata szekvenátorral végeztük.



1. ábra. A pataki márnák élőhelyei a Kárpát-medencében. A szám nélküli szimbólumok jelzik a Kotlík és munkatársai (2002) által publikált lelőhelyeket, a számokkal ellátott szimbólumok a jelen vizsgálat gyűjtési helyeit mutatják: 1. Kemence-patak (mintakód: HU006-008), GPS: 48.0461°N 18.9185°E; 2. Török-patak (HU018-020), 47.8371°N 19.0062°E; 3. Bódva (HU001-002), 48.3330°N 20.7306°E; 4. Sajó (HU012-014), 48.1509°N 20.8071°E; 5. Vadász-patak (HU021-023), 48.3227°N 20.8863°E; 6. Hernád (HU003-005), 48.4198°N 21.2130°E; 7. Kemence-patak (HU009-011), 48.4652°N 21.4963°E; 8. Tisza (HU015-016), 48.1072°N 22.8315°E; 9. Sebes-Körös (HU024-028), 47.0146°N 21.6255°E; 10. Hudinja (SLO001-004), 46.2323°N 15.2778°E; 11. Torysa (SK001-004), 48.9775°N 21.2539°E; 12. Ajta-patak (RO001-004), 45.9838°N 25.6509°E.

Fig. 1. Map of the Carpathian (Pannonian) Basin showing the geographic location of sampling sites of rheophilic barbels. Symbols without numbers indicate the original distribution area of three *Barbus* species based on Kotlík et al. 2002; Symbols with numbers represent the sampling sites of the present study: 1. Kemence stream (samples HU006-008), GPS: 48.0461°N 18.9185°E; 2. Török stream (HU018-020), 47.8371°N 19.0062°E; 3. Bódva River (HU001-002), 48.3330°N 20.7306°E; 4. Sajó River (HU012-014), 48.1509°N 20.8071°E; 5. Vadász stream (HU021-023), 48.3227°N 20.8863°E; 6. Hernád River (HU003-005), 48.4198°N 21.2130°E; 7. Kemence stream (HU009-011), 48.4652°N 21.4963°E; 8. Tisza River (HU015-016), 48.1072°N 22.8315°E; 9. Sebes-Körös River (HU024-028), 47.0146°N 21.6255°E; 10. Hudinja River (SLO001-004), 46.2323°N 15.2778°E; 11. Torysa River (SK001-004), 48.9775°N 21.2539°E; 12. Aita stream (RO001-004), 45.9838°N 25.6509°E.

Genetikai adatok elemzése

A nyers szekvenciák ellenőrzését és illesztését a BioEdit 7.2.5 (Hall 1999) és a GeneDoc 2.7 szoftverek (Nicholas et al. 1997) segítségével végeztük. Eredményeinket a génbankban elérhető *B. petenyi*, *B. carpathicus*, *B. balcanicus* és néhány egyéb pataki márna bázissorendejeire hasonlítottuk össze (a génbanki azonosítók a 2. ábrán szerepelnek) (Zardoya & Doadrio 1999, Tsigenopoulos & Berrebi 2000, Machordom & Doadrio 2001a, Kotlík & Berrebi 2002, Tsigenopoulos et al. 2002, Marková et al. 2010, Levin et al. 2012, Konopiński et al. 2013, Buonerba et al. 2015). A jelen vizsgálat során kinyert új szekvenciákat KT733654–KT733670 azonosító számokkal helyeztük el a génbankban. Elemzéseinket a MEGA6 (Tamura et al. 2013) és a PhyML (Guindon et al. 2010) szoftverekkel végeztük. A filogenetikai rekonstrukció a maximum-likelihood algoritmus alapján történt. A Cyt *b* szekvenciák elemzésekor a TN93+G (Tamura & Nei 1993) modelt

alkalmaztuk, míg az ATPase 6/8 szekvenciák esetében a TN93+I model, az Act-2 esetében pedig a T92 model bizonyult a legalkalmasabbnak a Bayes-féle információs kritérium alapján (Posada & Buckley 2004, Tamura et al. 2011). A filogenetikai fa megbízhatóságának becslésére 1000-szeres ismétlésben bootstrap analízist végeztünk (Felsenstein 1985).

Morfológiai adatok elemzése

A *Barbus* fajok közötti morfológiai különbségek vizsgálatához 27 testparamétert valamint merisztikus bélyegeket (úszósugar- és pikkelyképlet) használtunk (1. táblázat) fel Kotlík és munkatársai (2002), valamint Žutinić és munkatársai (2014) munkái alapján. A *B. petenyi*, a *B. carpathicus* és a *B. balcanicus* fajok esetén Kotlík és munkatársai (2002) adatsorát használtuk fel.

Az eltérő méretű egyedek morfológiai sajátosságainak összehasonlíthatósága érdekében adatainkat Elliott és munkatársai (1995) szerint standardizáltuk. A fajok közötti különbségek feltárására használt diszkriminanciaanalízist a STATISTICA 12.0 szoftver (StatSoft 2013) segítségével végeztük el. Ezt követően Spearman-rangkorellációt alkalmaztunk, hogy megállapítsuk, mely morfológiai karakterek felelősek a fajok közötti elkülönülésért. A korrelációelemzés alapján szignifikánsnak bizonyuló karakterek esetén ANOVA post hoc (Tukey HSD) teszt segítségével meghatározzuk az egyes fajok közötti különbségeket.

Eredmények és értékelés

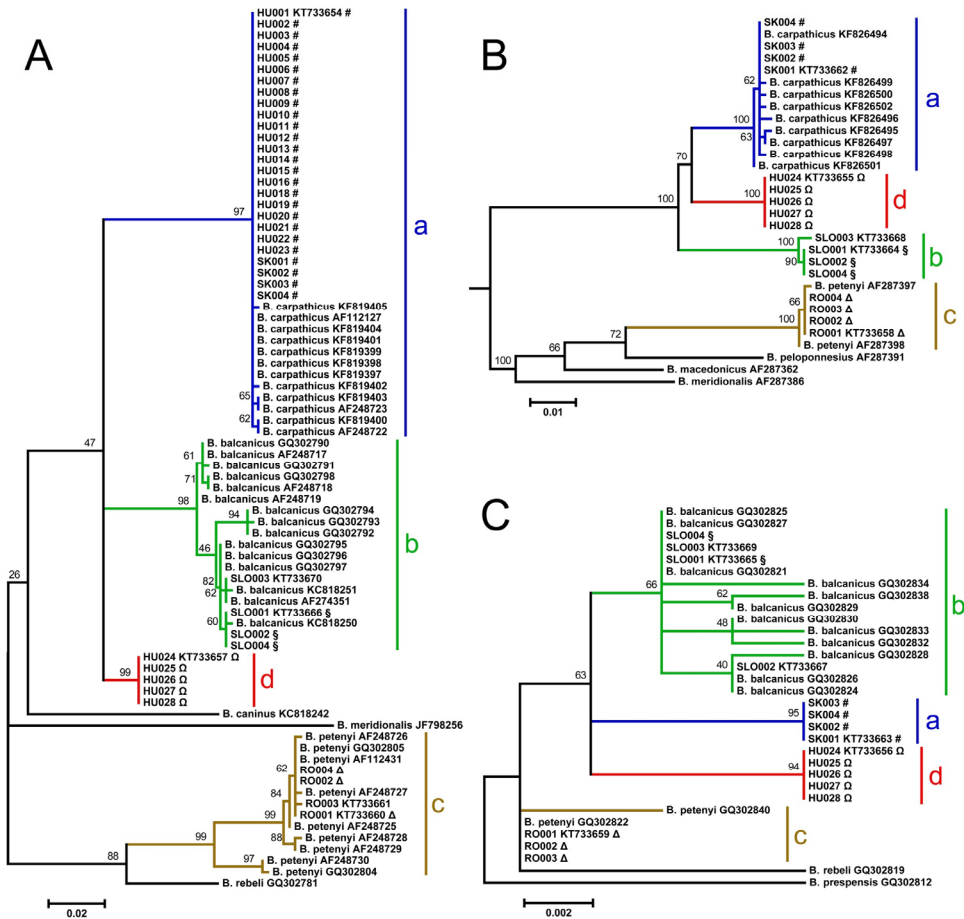
DNS-szekvenciák elemzése

A 39 vizsgált minta Cyt *b* (546 bázispár hosszúságú) szekvenciái között hat, a 17 vizsgált minta ATP-szintáz 6/8 (842 bp) szekvenciái között öt haplotípust azonosítottunk. Az Act-2 (496 bp) esetén a 16 vizsgált minta között hat egyedi szekvenciát találtunk. Az összes új Act-2 szekvencia homozigótának bizonyult a vizsgált szakaszon, kivéve két *B. balcanicus* szekvenciáját (SLO002 és SLO003), melyek ugyanabban a pozícióban voltak heterozigóták, valamint az SLO02 szekvencián egy további heterozigóta pozíciót azonosítottunk.

A filogenetikai kapcsolatokat minden gén esetén a MEGA6 és a PhyML szoftverek segítségével is feltártuk, és ezek során azonos eredményeket kaptunk (2. ábra). Az elemzéshez a nyert Cyt *b* szekvenciák mellett felhasználtuk a génbankban fellelhető *B. petenyi*, *B. carpathicus* és *B. balcanicus* azonos szekvenciáit is, és a vizsgálat eredményeként igazoltuk a korábbi tanulmányokban leírt három klád jelenlétét (2A. ábra). A magyarországi populációkból származó egyedek genetikailag a *B. carpathicus* (HU001-HU023) kládjába rendeződtek, kivéve a Sebes-Körösből gyűjtött öt mintát (HU024-HU028), melyek teljesen elkülönülő kládot alkottak (2A. ábra). Míg az összes vizsgált *B. carpathicus* szekvencia egy haplotípusba tartozott, addig a *B. balcanicus* és a *B. petenyi* esetén két haplotípust azonosítottunk. A talált új kládban minden egyed ugyanazon haplotípusba tartozott (2A. ábra).

Mintáink egy részét további genetikai vizsgálatoknak vetettük alá, hogy a Cyt *b* elemzése során kapott eredményeinket ellenőrizzük. A három ismert faj, valamint a Sebes-Körösből származó egyedek ATP-szintáz 6/8 és Act-2 génjeinek szekvenálását és filogenetikai elemzését végeztük el. A filogenetikai rekonstrukció során mindkét gén esetében szekvenciáink négy eltérő kládba rendeződtek (2B. és 2C. ábra). A *B. balcanicus* fajnál az ATP-szintáz 6/8 esetén három haplotípust azonosítottunk (amelyből kettő heterozigóta). A többi fajnál ezzel szemben mindössze egy haplotípust találtunk génenként. Kutatócsoportunk volt az első, amely a *B. balcanicus* esetén ATP-szintáz 6/8, a *B. carpathicus* esetén pedig Act-2 szekvenciákat közölt a génbankban.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy az észak-magyarországi pataki márnák genetikailag a *B. carpathicus* fajhoz tartoznak, és genetikailag nagyon közel állnak a szlovák populációkhoz, továbbá kiderült, hogy a *B. petenyi* néven ismert faj nem él Magyarországon. A filogenetikai elemzés azt mutatja, hogy a Sebes-Körösben élő pataki márnák genetikailag jelentősen eltérnek a korábban ismert rokonfajoktól.



2. ábra. Filogenetikai kapcsolatok a Kárpát-medence pataki márnái között. A filogenetikai rekonstrukció a maximum-likelihood algoritmus alapján történt, 1000-es bootstrap analízissel. A) Citokróm b gén (TN93+G modell). B) ATP-szintáz 6/8 gén (TN93+I). C) Béta-aktin gén 2. intronja (T92). A korábban publikált szekvenciákat a fajok neve és a mellette álló génbanki azonosító jelzi. A vizsgált egyedek szekvenciáit azok egyedi kódja jelöli, melyek mellett fel van tüntetve a génbanki azonosító, illetve egy szimbólum, mely jelzi a velük azonos szekvenciájú mintákat (HU001-028, SK001-004, RO001-004 and SLO001-004). Klád betű/színkódok: a/kék – *B. carpathicus*, b/zöld – *B. balcanicus*, c/barna – *B. petenyi*, d/piros – *B. biharius*

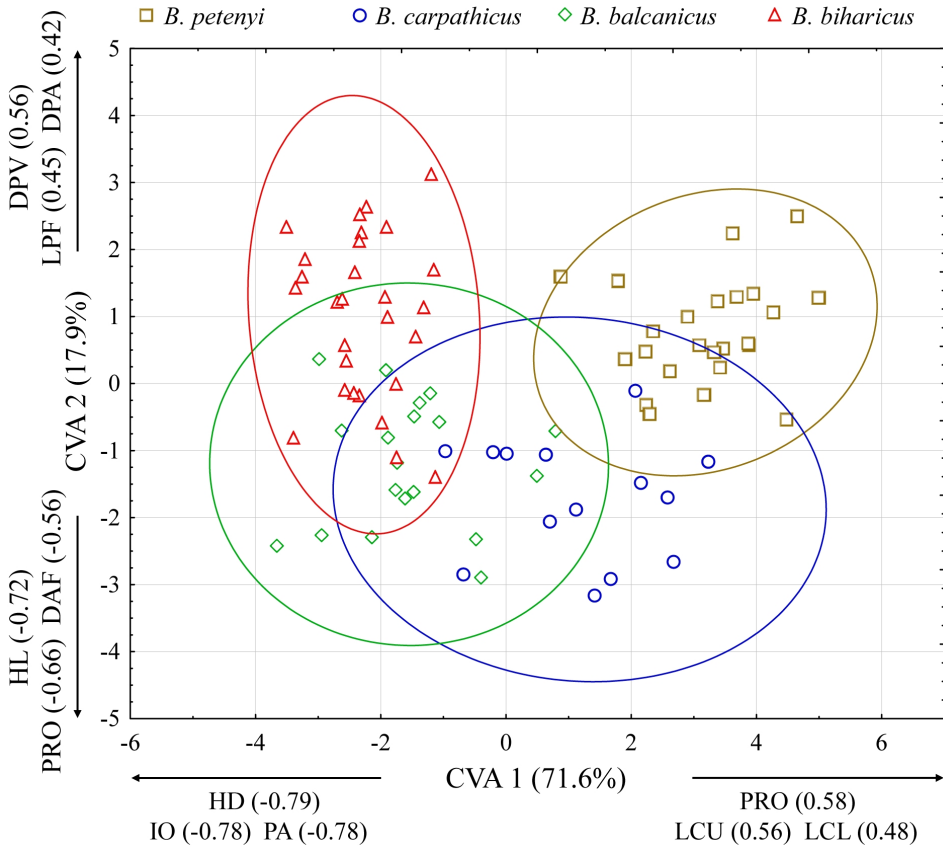
Fig. 2. Phylogenetic relationships of the rheophilic barbels from the Carpathian Basin. All trees are maximum-likelihood reconstructions with branch support estimated based on 1000 bootstrap replicates. A) Cytochrome b gene (TN93+G model). B) ATPase 6/8 gene (TN93+I). C) Beta-actin gene intron 2 (T92). Previously published sequences are labelled with the species name and GenBank accession number. New sequences are labelled with the number of the individual sequenced. GenBank accession number is given for those individuals whose sequence was deposited in GenBank, with individuals carrying identical sequences indicated by symbols (HU001-028, SK001-004, RO001-004 and SLO001-004). Letter/color coding: a/blue – *B. carpathicus*, b/green – *B. balcanicus*, c/brown – *B. petenyi*, d/red – *B. biharius*

Morfometriai adatok elemzése

A 27 testparaméter (1. táblázat) alapján végzett diszkriminanciaanalízis eredményei szerint az új faj egyes morfológiai bélyegek mentén elkülönülést mutat a korábbról ismert három fajtól (3. ábra). Az első tengely a teljes variancia 71,6 százalékát, míg a második tengely a teljes variancia 17,9 százalékát magyarázza. A rangkorreláció alapján a fajok morfológiai elkülönülésért elsősorban a fej magassága (HD; $r = -0,79$), az interorbitális távolság (IO; $r = -0,78$) és a preanális távolság (PA; $r = -0,78$) felel. Ezen morfológiai

bélyegek mutatták a legerősebb negatív összefüggést az első tengellyel, illetve ezen morfológiai bélyegek esetében az új *Barbus* faj szignifikánsan eltért ($P < 0,0001$) a másik három fajtól, kivéve a fej magasságát, mely nem mutatott szignifikáns különbséget ($P = 0,2465$) az új faj és a *B. balcanicus* között. A preorbitális távolság (PRO; $r = 0,58$), a farokúszó felső (LCU; $r = 0,56$) és alsó lebenyének hossza (LCL; $r = 0,48$) pozitív összefüggést mutatott az első tengellyel, a preorbitális távolság esetén volt a legjelentősebb különbség ($P < 0,0001$) az új faj esetén.

A morfometriai bélyegekkel szemben a merisztikus jellegek nem mutattak szignifikáns különbségeket a fajok között.



3. ábra. A *Barbus* fajok morfometriai adatai diszkriminanciaanalízisének ordinációja. Rövidítések: HL: fejhossz, PRO: preorbitális távolság, DAF: farokalatti úszó hossza, DPV: mellúszó és a hasúszó alapja közötti távolság, LPF: mellúszó hossza, DPA: mellúszó és az anális úszó alapja közötti távolság, HD: fej magassága, IO: szemek közötti távolság, PA: preanális távolság, LCU: farokúszó felső felének hossza, LCL: farokúszó alsó felének hossza

Fig. 3. Discriminant analysis for comparison of the morphology of *Barbus* species. Abbreviations: HL: Head length; PRO: Preorbital distance; DAF: Depth of anal fin; DPV: Distance between pectoral and ventral fin bases; LPF: Length of pectoral fin; DPA: Distance between pectoral and anal fin bases; HD: Head depth; IO: Interorbital distance; PA: Preanal distance; LCU: Length of upper caudal lobe; LCL: Length of lower caudal lobe

1. táblázat. A bihari márna morfolometriai és merisztikus bélyegei
 Table 1. Morphometric and meristic characteristics of *B. biharicus*

Morfometriai bélyegek / Morphometric characters					
	Holotípus <i>Holotype</i>	N = 28		Holotípus <i>Holotype</i>	N = 28
	HNHM- ICH	Átlag ± szórás <i>Mean ± SD</i>		HNHM- ICH	Átlag ± szórás <i>Mean ± SD</i>
	2015.51.1.	Értékhatár <i>Range</i>		2015.51.1.	Értékhatár <i>Range</i>
Standard testhossz / <i>Standard length SL (mm)</i>	79,3	90,9 ± 15,7 55,2-115,3	Standard testhossz / <i>Standard length SL (mm)</i>	79,3	90,9 ± 15,7 55,2-115,3
A standard testhossz százalékában / In percent of SL					
Teljes testhossz / <i>Total length</i>	119,4	117,4 ± 1,2 115,1-120,7	Mellúszó hossza / <i>Length of pectoral fin</i>	21,2	20,3 ± 1,1 16,1-21,6
Fejhossz / <i>Head length</i>	23,7	23,5 ± 1,2 21,3-25,9	Farokúszó felső felének hossza / <i>Length of upper caudal lobe</i>	22,3	21,3 ± 0,9 19,3-23,1
Maximális testmagasság / <i>Maximum body depth</i>	22	20,9 ± 1,2 18,7-23,4	Farokúszó minimális hossza / <i>Length of middle caudal part</i>	9,3	9,0 ± 0,7 7,9-11,1
Predorzális távolság / <i>Predorsal distance</i>	51,8	51,5 ± 1,5 48,4-54,3	Farokúszó alsó felének hossza / <i>Length of lower caudal lobe</i>	24	21,1 ± 1,9 12,9-24,0
Preanális távolság / <i>Preanal distance</i>	76,2	77,5 ± 1,3 74,9-80,8	Test szélessége / <i>Body width</i>	15,8	15,0 ± 0,9 11,8-16,6
Preventrális távolság / <i>Preventral distance</i>	56,6	56,7 ± 1,4 54,1-59,2	Fej szélessége / <i>Head width</i>	14,3	14,2 ± 0,5 13,0-15,3
Mellúszó és a hasúszó alapja közötti távolság / <i>Distance between pectoral and ventral fin bases</i>	34,9	33,8 ± 2,1 26,8-36,7	Preorbitális távolság / <i>Preorbital distance</i>	8,6	8,8 ± 0,3 8,3-9,3
Mellúszó és az anális úszó alapja közötti távolság / <i>Distance between pectoral and anal fin bases</i>	54	54,6 ± 2,2 48,7-58,4	Posztorbitális távolság / <i>Postorbital distance</i>	10,2	9,9 ± 0,7 8,7-11,4
Faroknyél hossza / <i>Length of caudal paduncle</i>	17,6	16,7 ± 1,1 13,2-18,9	Szemátmérő / <i>Horizontal eye diameter</i>	4,9	4,9 ± 0,5 3,9-5,9
Minimális testmagasság / <i>Minimum body depth</i>	9,5	9,2 ± 0,3 8,5-9,8	Szemek közötti távolság / <i>Interorbital distance</i>	9,2	8,4 ± 0,5 7,2-9,5
Faroknyél magassága / <i>Depth of caudal paduncle</i>	11,3	11,0 ± 0,5 10,3-12,3	Fej magassága / <i>Head depth</i>	17,4	16,4 ± 0,9 15,0-17,7
Hátúszó alapja / <i>Length of dorsal fin base</i>	12,5	12,5 ± 0,5 11,5-14,2	Merisztikus bélyegek / Meristic characters		
Farokalatti úszó hossza / <i>Depth of anal fin</i>	15,4	15,0 ± 1,7 12,7-19,3	Úszósugárképlet / <i>Rays in dorsal and anal fins</i>	D II-III / 7-8 A I-II / 4-5	
Anális úszó alapja / <i>Length of anal fin base</i>	6,8	6,7 ± 0,5 5,3-8,3	Pikkelyképlet / <i>Scale counts</i>	51	9-11/8-10 56
Hasúszó hossza / <i>Length of ventral fin</i>	15,5	14,8 ± 0,7 13,2-15,9			

Történeti biogeográfia

Az Erdélyi-szigethegység (Munții Apuseni) miocénbeli (késő-bádeni – kora-szarmata) felgyűrődése fontos szerepet játszhatott a *Barbus* fajok izolálódásában (Thamó-Bozsó et al. 2002). A kiemelkedett Erdélyi-szigethegység a terület fő vízfolyásaiban (Szamos/Someș, Maros/Mureș, Körös/Criș) élő pataki márnák számára egy áthatolhatatlan földrajzi barrierként szolgál. Feltehetően e fő vízfolyások elszeparálódása, és így a populációk közötti hibridizáció (mely folyamat egyébként más pataki márnáknál ismert) és ezáltal a génáramlás megszűnése vezetett az új fajok genetikai és a morfológiai elkülönüléséhez (Berrebi et al. 2013, Gante et al. 2015).

Összegzés

A molekuláris filogenetikai és a morfológiai vizsgálatok egyaránt alátámasztották, hogy a Sebes-Körösből származó példányok egyetlen eddig ismert fajba sem sorolhatók. A tudományra nézve új faj a bihari márna (*Barbus biharicus* Antal, László & Kotlík, 2016) nevet kapta (részletes fajleírás: Antal et al. 2016), ezzel utalva a tájra, amelynek szülőtte. Természetvédelmi érték tekintetében azonos szinten áll a Kárpát-medence egyéb pataki márnáival, hiszen korábban egy fajba sorolva kaptak fokozottan védett státuszt. A vizsgálatok során azt is igazoltuk, hogy az észak-magyarországi folyók vízrendszerében a kárpáti márna (*B. carpathicus*) él, továbbá Petényi-márna (*B. petenyi*) és balkáni márna (*B. balcanicus*) nem él hazánkban, azonban előbbi esetén a Marosból, utóbbi esetén a Drávából előkerülhetnek lesodró egyedek a jövőben.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk kutatótársainknak (Meta Povž, Ján Koščo, Ilie Cătălin Telcean, István Sas-Kovács, Alfred-Ștefan Cicort-Lucaciu, Péter Géza és Halasi-Kovács Béla), akik az egyedek begyűjtésében nyújtottak nélkülözhetetlen segítséget. Köszönjük Vörös Juditnak (a Magyar Természettudományi Múzeum halgyűjteményének főmuzeológusa) az adminisztratív segítséget. Továbbá köszönet illeti azokat a kollégákat, akik információkkal, javaslatokkal, szakmai konzultációkkal segítettek a munkánkat: Varga Zoltán Sándor, Csoma Eszter, Takács Péter, Sallai Zoltán. A kutatás a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 és a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg. P. K. intézményi támogatásban részesült (RVO:67985904).

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.
- Bănărescu, P. M. (1964): *Fauna Republicii Populare Romine [Fauna of the People's Republic of Romania Vol. 13]. Pisces – Osteichthyes*. Academia Republicii Populare Romine, Bucuresti, pp. 959.
- Bănărescu, P. M., Bogutskaya, N. G. (eds.) (2003): *The Freshwater Fishes of Europe*. V. 5/II. Cyprinidae 2. Pt. II: *Barbus*. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Berrebi, P., Chenuil, A., Kotlík, P., Machordom, A., Tsigenopoulos, C. S. (2013): Disentangling the evolutionary history of the genus *Barbus sensu lato*, a twenty years adventure. p. 29–55. In: Alves, J. (ed.): *Professor Carlos Almaça (1934-2010) – Estado da Arte em Áreas Científicas que Desenvolveu*. Museu Nacional de Historia Natural e da Ciencia, Lisboa.
- Briolay, J., Galtier, N., Brito, R. M., Bouvet, Y. (1998): Molecular phylogeny of Cyprinidae inferred from cytochrome *b* DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 9: 100–108.
- Buonerba, L., Zaccara, S., Delmastro, G. B., Lorenzoni, M., Salzburger, W., Gante, H. F. (2015): Intrinsic and extrinsic factors act at different spatial and temporal scales to shape population structure, distribution and speciation in Italian *Barbus* (Osteichthyes: Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 89: 115–129.
- Doadrio, I. (1990): Phylogenetic relationships and classification of western palaeartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources* 3: 265–282.
- 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: 202–220.

- Felsenstein, J. (1985): Confidence Limits on Phylogenies: An Approach Using the Bootstrap. *Evolution* 39: 783–791.
- Gante, H. F. (2011): Diversification of Circum-Mediterranean Barbels. p. 283–298. In: Grillo, O., Venora, G. (eds.): *Changing Diversity in Changing Environment*. InTech, Rijeka, Croatia.
- Gante, H. F., Doadrio, I., Alves, M. J., Dowling, T. E. (2015): Semi-permeable species boundaries in Iberian barbels (*Barbus* and *Luciobarbus*, Cyprinidae). *BMC Evolutionary Biology* 15: 111.
- Guindon, S., Dufayard, J.-F., Lefort, V., Anisimova, M., Hordijk, W., Gascuel, O. (2010): New Algorithms and Methods to Estimate Maximum-Likelihood Phylogenies: Assessing the Performance of PhyML 3.0. *Systematic Biology* 59: 307–321.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Hall, T. A. (1999): BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series* 41: 95–98.
- Karaman, S. M. (1971): Süßwasserfische der Türkei. 8. Teil: Revision der Barben Europas, Vorderasien und Nordafrikas. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zool. Museum und Institut* 67: 175–254.
- Konopiński, M. K., Amirowicz, A., Kotlík, P., Kukuła, K., Bylak, A., Pekarík, L., Šediva, A. (2013): Back from the Brink: The Holocene History of the Carpathian Barbel *Barbus carpathicus*. *PLoS ONE* 8: e82464.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2002): Genetic subdivision and biogeography of the Danubian rheophilic barb *Barbus petenyi* inferred from phylogenetic analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 24: 10–18.
- Kotlík, P., Tsigonopoulos, C. S., Ráb P., Berrebi, P. (2002): Two new *Barbus* species from the Danube River basin, with redescription of *B. petenyi* (Teleostei: Cyprinidae). *Folia Zoologica* 51: 227–240.
- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. *Biologia* 52: S1–S271.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland.
- Levin, B. A., Freyhof, J., Lajbner, Z., Perea, S., Abdoli, A., Gaffaroglu, M., Ozulug, M., Rubenyan, H. R., Salmikov, V. B., Doadrio, I. (2012): Phylogenetic relationships of the algae scraping cyprinid genus *Capoeta* (Teleostei: Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 62: 542–549.
- Machordom, A., Doadrio, I. (2001a): Evolutionary history and speciation modes in the cyprinid genus *Barbus*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268: 1297–1306.
- Machordom, A., Doadrio, I. (2001b): Evidence of a Cenozoic Betic–Kabilian Connection Based on Freshwater Fish Phylogeography (*Luciobarbus*, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 18: 252–263.
- Marková, S., Šanda, R., Crivelli, A., Shumka, S., Wilson, I. F., Vukić, J., Berrebi, P., Kotlík, P. (2010): Nuclear and mitochondrial DNA sequence data reveal the evolutionary history of *Barbus* (Cyprinidae) in the ancient lake systems of the Balkans. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 55: 488–500.
- Nicholas, K. B., Nicholas, H. B. Jr., Deerfield, D. W. (1997): GeneDoc: Analysis and Visualization of Genetic Variation. *EMBnet News* 4: 14.
- Posada, D., Buckley, T. R. (2004): Model Selection and Model Averaging in Phylogenetics: Advantages of Akaike Information Criterion and Bayesian Approaches Over Likelihood Ratio Tests. *Systematic Biology* 53: 793–808.
- StatSoft, Inc. (2013): *STATISTICA* (data analysis software system), version 12.0. <www.statsoft.com>.
- Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G., Nei, M., Kumar, S. (2011): MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution* 28: 2731–2739.
- Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipiski, A., Kumar, S. (2013): MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 6.0. *Molecular Biology and Evolution* 30: 2725–2729.
- Thamó-Bozsó E., Kercksmár Zs., Nádor A. (2002): Tectonic control on changes in sediment supply: Quaternary alluvial systems, Körös sub-basin, SE Hungary. p. 37–53. In: Jones, S. J., Frostick, L. E. (eds.): *Sediment flux to basins: Causes, controls and consequences*. *Geological Society London Special Publications* 191.
- Tsigonopoulos, C.S., Berrebi, P. (2000): Molecular phylogeny of North Mediterranean freshwater barb (genus *Barbus*: Cyprinidae) inferred from cytochrome *b* sequences: biogeographic and systematic implications. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 14: 165–179.
- Tsigonopoulos, C. S., Karakousis, Y., Berrebi, P. (1999): The North Mediterranean *Barbus* lineage: phylogenetic hypotheses and taxonomic implications based on allozyme data. *Journal of Fish Biology* 54: 267–286.

- Tsigenopoulos, C. S., Kotlik, P., Berrebi, P. (2002): Biogeography and pattern of gene flow among *Barbus* species (Teleostei: Cyprinidae) inhabiting the Italian Peninsula and neighbouring Adriatic drainages as revealed by allozyme and mitochondrial sequence data. *Biological Journal of the Linnean Society* 75: 83-99.
- Zardoya, R., Doadrio, I. (1999): Molecular Evidence on the Evolutionary and Biogeographical Patterns of European Cyprinids. *Journal of Molecular Evolution* 49: 227–237.
- Žutinić, P., Jelić, D., Jelić, M., Buj, I. (2014): A contribution to understanding the ecology of the large spot barbel - sexual dimorphism, growth and population structure of *Barbus balcanicus* (Actinopterygii; Cyprinidae) in Central Croatia. *North-Western Journal of Zoology* 10: 158–166.

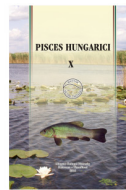
Authors:

László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu), Brigitta LÁSZLÓ, Petr KOTLIK, Attila MOZSÁR, István CZEGLÉDI, Miklós OLDAL, Gábor KEMENESI, Ferenc JAKAB, Sándor Alex NAGY (nagy.sandor.alex@science.unideb.hu)



Bihari márna, *Barbus biharicus*, HHNM-ICH-2015.51.1., holotípus, hím/tejes, 79,3 mm standard hossz; Románia: Sebes-Körös Barátka mellett. A) Élő egyed; B) Tartósított egyed (fotó: Antal L.)

Biharian barbel, *Barbus biharicus*, HHNM-ICH-2015.51.1., holotype, male, 79.3 mm SL; Romania: Sebes-Körös River (Crișul Repede) at Bratca. A) Living individual; B) Fixed and preserved individual (photo: L. Antal)



Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása

Ecological assessment of running waters in Hungary: compilation of biotic indices based on fish

Sály P.^{1,2}, Erős T.¹

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

²Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Hidrobiológiai Tanszék, Pécs

Kulcsszavak: Víz Keretirányelv, Vízyűjtő-gazdálkodási Terv, vízfolyások, ökológiai állapot, biotikus index, EFI+

Keywords: Water Framework Directive, river basin management plan, streams and rivers, ecological status, bioassessment, EFI+

Abstract

To fulfil the requirements of the EU Water Framework Directive, we developed a multimetric biotic index family, the Hungarian Multimetric Fish Index (HMMFI), which was compiled to assess the ecological status of surface running waters by fish in Hungary. HMMFI contains six unique indices that correspond to the main hydrogeomorphological types of running waters of Hungary, such as sub-mountain streams, highland streams, highland rivers, lowland streams, lowland rivers, and the Hungarian section of the Danube. With the exception of the Danube, the members of the index family were developed in a type specific way, whereas the index for Danube was combined from the indices of highland and lowland rivers. The type specifically elaborated indices proved to be stressor specific and were associated to different stressors. Altogether 1189 fish surveys and 351 water bodies were assessed by the type specifically elaborated members of the HMMFI family. 2.8% of the assessed water bodies were classified as 'high', 26.5% as 'good', 36.2% as 'moderate', 26.5% as 'poor', and 12% as 'bad', respectively. Using the results of the assessment, HMMFI was compared to the new European Fish Index (EFI+). We found a weak and biased linear association between the two indices in all types, especially between the index of lowland streams and EFI+, in which case there was not a relationship at all. EFI+ showed unexpected relationships with some stressors, which can indicate the unreliability of EFI+ for some hydrogeomorphological types. Validation analysis of the type specifically developed HMMFI indices with independent data revealed a significant association between the ecological assessment conducted by HMMFI and by expert judgement conducted in the field. Results suggest that the regional (national) scaled HMMFI family is more appropriate for the ecological assessment of Hungarian running waters than the continental scaled EFI+ index.

Bevezetés

Az Európai Unió tagállamaként hazánk vízgazdálkodása a EU Víz Keretirányelvé (VKI) követi. A VKI előírja a tagállamoknak a felszíni vizek ökológiai állapotminősítését, melyet öt élőlénycsoport taxonómiai és funkcionális összetétele alapján kell elvégezni (Európai Parlament & Európai Unió Tanácsa 2000). Ezen élőlénycsoportok (biológiai minőségi elemek) a lebegő algák (fitoplankton), bevonatot képező algák (perifiton [kovaalgák]), szabad szemmel látható növények (makrofiton), szabad szemmel látható aljzaton élő gerinctelenek (makrozoobenton), és a halak. A több élőlénycsoporton alapuló értékelő és monitorozó rendszer egyedülálló a vizek környezeti állapotának minősítésében, mellyel az egy élőlénycsoporton alapuló megközelítésekkel szemben megbízhatóbban értékelhető a vízi ökoszisztéma emberi hatásokra adott válasza.

A VKI elvárása szerint a felszíni vízfolyások vízügyi gazdálkodási szempontból egyedi azonosítóval rendelkező szakaszait (ún. víztesteket) öt minőségi osztályba kell sorolni. Az állapotminősítés alapelve, hogy az élőlénycsoportok aktuális taxonómiai és funkcionális összetételét összehasonlíttják egy olyan, ún. referencia állapotra jellemző taxonómiai és

funkcionális összetétellel, amely a víztestet érintő antropogén hatások hiányában lenne jellemző az élőlénycsoportokra. Az eredmények tagállamok közötti összehasonlíthatóságát lehetővé tevő, ún. interkalibrált minősítési módszerek, az élőlénycsoportok állományszerkezetének több összetevőjét együttesen figyelembe vevő multimetrikus indexek használatán alapulnak. Ezek az indexek a minősítés alatt álló víztesteket az aktuális és a referencia állapot közötti eltérés mértéke alapján sorolják az öt minőségi osztály valamelyikébe.

A tagállamoknak a minősítés eredménye alapján az egyes vízgyűjtőkre vízgyűjtő-gazdálkodási terveket (VGT) kell kidolgozni. A vízgyűjtő-gazdálkodási tervek végrehajtásának, illetve a VKI alkalmazásának fő célja, hogy a tagállamok felszíni vizei egy meghatározott határidőre (2021 vagy 2027) jó ökológiai állapotba kerüljenek.

A élőlénycsoportok természetes téridőbeli változatosságát alapvetően a biogeográfiai régió és a vízfolyások hidrogeomorfológiai típusa határozza meg, amit a megbízható állapotértékelési módszereknek figyelembe kell venniük. Ezen kívül a minősítési módszerekkel szemben elvárt további követelmények, hogy a továbbfejleszthetőség érdekében a minősítésre használt index módszertani felépítése átlátható legyen, és az index meghatározott emberi beavatkozásra, illetve a beavatkozás által okozott élőhelyi változásra (ökológiai stresszor) érzékenységet mutasson (ún. stresszor-specifititás). A minősítendő vízfolyások több hidrogeomorfológiai típusát átfogó biogeográfiai régiókban használatos minősítési indexek rendszerint típus-specifikusak, azaz minden hidrogeomorfológiai vízfolyás-típus egyedi felépítésű indexszel minősítendő. Az ilyen több egyedi, típus-specifikus indexet tartalmazó minősítési indexcsalád esetén a stresszor-specifititás típusonként elvárt követelmény.

A halakkal történő megbízható, standardizált értékelési eszközöket alkalmazó, és a VKI előírásaihoz illeszkedő ökológiai állapotértékelés megvalósíthatóságának céljából, 12 EU tagállam közreműködésével elkészítették az Európai Halindexet (EFI [FAME CONSORTIUM 2004]). Az EFI index kidolgozását célzó FAME projekt indulásakor Magyarország még nem volt az EU tagállama, így az index fejlesztésében nem vett részt, az főként nyugat- és észak-európai országok közreműködésével és adataival zajlott.

Később a FAME projekt eredményeit felhasználva, az EU-hoz időközben csatlakozott további tagállamok bevonásával kifejlesztették az új Európai Halindexet (EFI+ [EFI+ CONSORTIUM 2009]), amely jelenleg általánosan elfogadott halas minősítési eszköz az EU-ban. Azonban annak ellenére, hogy magyarországi adatok is szerepeltek a fejlesztésben, az eddigi szakértői tapasztalatok alapján úgy tűnik, hogy ez az index a magyarországi vízfolyásokat nem minősíti megbízhatóan, azonban ez még nincs kellően feltárva.

Hazánkban az EU-hoz történt 2004-es csatlakozásunk után az első Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT1, VKKI 2010) 2009-re készült el. Az ehhez kapcsolódó halak alapján történő ökológiai állapotminősítés és értékelés a Halasi-Kovács és munkatársai által kidolgozott minősítő indexszel (EQI_{HRF}) történt (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2007, Halasi-Kovács et al. 2009, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011, részletes értékelése Erős 2009). Ezt az indexet a hazai viszonyokra fejlesztették, azonban stresszor-specifikussága részleteiben nem feltárt. Egy olyan látens antropogén hatásra (antropogén index) érzékeny, mely vízkémiai, hidrogeomorfológiai és a terepen tapasztalt általános környezeti hatásokat integrálja magában (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). Ismereteink szerint a EQI_{HRF} indexet a későbbiekben nem interkalibrálták.

Az első Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv végrehajtási időszakát követően, a VGT1 felülvizsgálatát célzó második Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT2) elfogadásához, valamint a 2014–2020-as EU-s költségvetési ciklus vizeket érintő fejlesztési források EU általi kifizetéséhez is szükségessé vált a felszíni vizekre irányuló vízminőségi monitorozási

rendszer fejlesztése. Ez magába foglalta az adathiány miatti kiegészítő monitorozási feladatokat, a felszíni vizek biológiai minőségi elemek alapján történő ökológiai állapotértékelését, valamint a biológiai vizsgálati módszerek interkalibrálásának 2016. év végéig történő végrehajtását is.

E feladatok halakra vonatkozó végrehajtásakor szem előtt kellett tartani, hogy 1) a VGT2 kidolgozásakor a VGT1 végrehajtása óta számottevően bővült az alapadatok köre, beleértve a halas adatokhoz társítható környezeti adatsor elérhetőségét is; 2) felülvizsgálták és megváltoztatták a víztestek VGT1 során alkalmazott, és a EQI_{HFR} index kidolgozásakor figyelembe vett tipológiai besorolását; 3) az EFI+ indexnek a magyarországi viszonyokra vonatkozó megbízhatatlanságát.

A fenti tények együttes mérlegelésének eredményeként kidolgoztunk egy új, a hazai felszíni vízfolyásaink halak alapján történő, típus-specifikus ökológiai állapotértékelését segítő, stresszor-specifikus indexcsaládot, mely a szakértői döntéseket minimalizálva megfelelhet az EU-s interkalibrációs eljárás kritériumainak.

Dolgozatunk célja, hogy összefoglalja a második Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT2) keretében elkészített, a halak élőlénycsoporton alapuló multimetrikus ökológiai állapotminősítési index család (Magyar Multimetrikus Halindex [*Hungarian Multimetric Fish Index*, HMMFI]) létrehozásának lépéseit. Az indexcsalád lehetővé teszi a hazai felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotértékelését. Az indexcsalád tagjai típus-specifikusak, azaz a fő hidrogeomorfológiai vízfolyástípusokra egyedi értékelési módszert képviselnek. Az indexek kidolgozását követően minősítettük a kidolgozásához felhasznált halas felméréseket és víztesteket. Értékeljük az új indexek stresszor-specifitását, az EFI+ index stresszor-specifitását, valamint az új indexek és az EFI+ index statisztikai kapcsolatát. Az indexcsalád fejlesztésétől független adatok felhasználásával elvégeztük az új indexcsalád statisztikai validációját. A Duna folyam hidrogeomorfológiai egyedülállósága miatt a Duna típusra a dombvidéki és síkvidéki folyókra típus-specifikusan fejlesztett indexekből kombináltunk indexet; és a dunai víztestek új indexszel való minősítési lehetőségét a többi vízfolyástípustól kiemelten vizsgáltuk meg.

Módszerek

1. A víztestek tipológiai besorolása

A VGT1 vízfolyás-tipológiája eredetileg 25 vízfolyástípust különített el a magassági viszonyok, a vízyűjtőméret, a mederesés, és az aljzat minősége alapján (VKKI 2010, 1–18 és 1–19. táblázata), melyek közül utólag a 24-es és a 25-ös típus összevonásra került (Várbíró G. személyes közlés). A VGT2 részeként ennek a tipológiának a részletes revideálása és élőlénycsoportokkal történt validációja eredményeként, további típusok kerültek összevonásra (Semjén 2016). E revideált, a VGT2-ben alkalmazandó tipológiában a halak élőlénycsoport szempontjából hat vízfolyástípus különíthető el (1. táblázat) (vö. Erős 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2007). A hat típus a következő hidrogeomorfológiai típusnak feleltethető meg: 1) középhegységi patakok (*sub-mountain streams*, SMS), 2) dombvidéki patakok (*highland streams*, HLS), 3) dombvidéki folyók (*highland rivers*, HLR), 4) síkvidéki kisvízfolyások (*lowland streams*, LLS), 5) síkvidéki folyók (*lowland rivers*, LLR), 6) Duna.

Az Országos Vízügyi Főigazgatóság részéről rendelkezésünkre bocsátott adatok előzetes feltáró elemzése során több felmérés új revideált tipológia szerinti hibás besorolására derült fény. A feltárt tipológiai hibák többsége a 3-as, 5-ös, és 6-os típusba besorolt felmérésekhez kapcsolódott. A feltárt hibákat javítottuk, és az index kidolgozásához a javított tipológiai besorolást használtuk. Megjegyezzük azonban, hogy az új tipológia vélhetően még számos hibás besorolást tartalmazhatott, melyek részletes felderítése időigényes, és nem tartozott a halas index kidolgozásához kapcsolódó feladatok körébe.

1. táblázat. A VGT1 szerinti vízfolyás-típológia és a VGT2 szerinti új vízfolyás-típológia közötti megfeleltethetőségi kapcsolat a biológiai elem élőlénycsoportok szerint. A halak alapján azonosított, második oszlopban levő típuskódokhoz tartozó típusok: 1 SMS, 2 HLS, 3 HLR, 4 LLS, 5 LLR, 6 Danube

VGT1 tipológia	VGT2 tipológia halak	VGT2 tipológia makrozoobenton	VGT2 tipológia kovaalgák	VGT2 tipológia fitoplankton	VGT2 tipológia makrofita
1	1	1	1	1	1
2	1	1	2	1	1
3	1	1	2	1	1
4	2	2	3	1	2
5	2	2	3	1	2
8	2	2	3	1	2
9	2	2	3	1	2
6	3	3	4	2	2
7	3	3	4	2	2
10	3	3	4	2	2
13	3	3	4	2	3
14	3	3	4	2	3
11	4	2	3	1	2
12	4	2	3	1	2
15	4	4	5	3	4
16	4	4	5	3	4
17	4	4	5	3	4
18	4	4	5	3	4
21	4	4	5	3	4
22	4	4	5	3	4
19	5	5	6	3	3
20	5	5	6	4	3
23	6	5	7	5	3
24	6	5	7	6	3

2. Abiotikus változók

Az index készítéséhez három fő abiotikus változócsoporthatásait vettük alapul, amelyek hazai adatok alapján is igazolhatóan összefüggésben vannak a halegyüttesek taxonómiai és funkcionális összetételével (Sály et al. 2011, Erős et al. 2012), nemzetközileg pedig a legáltalánosabban használt stresszor változócsoporthoz tartozó változók a víztest 1) hidrogeomorfológiai állapotáról, 2) a tájhasználaton keresztül ható, vízgyűjtőt érintő beavatkozásokról (felszínborítási változók) és 3) a vízkémiai állapotról nyújtott információkat. A hidrogeomorfológiai állapotot leíró változók országos léptékben igen korlátozott számban álltak rendelkezésre. A vízfolyások hidrogeomorfológiai módosíthatóságának jellemzésére a vízgyűjtőn levő tavak területe, a vízfolyás szegmens által érintett állóvizek száma és területe állt rendelkezésre. Ezek mellett kiszámítottuk a víztestek kanyarulatfejlettségi indexét (*sinuosity*): $S = l/d$, ahol l a víztest hossza, d a víztest alsó és felső végpontja közti euklideszi távolság.

A víztest vízgyűjtők felszínborítási adatait GIS környezetben a CORINE 2012 (100 000-es felbontású) adatbázisból válogattuk le (Steenmans & Büttner 2006). A változók értékét a vízgyűjtők területének arányában százalékos formában fejeztük ki. A felszínborítási változókon kívül a tájhasználat antropogén átalakíthatóságát a Böhmer et al. (2004) féle tájhasználati indexel (*land use index*) is jellemeztük (2. táblázat), mely mutató hatékony prediktornak bizonyult makrozoobenton indexek fejlesztésekor (l. még Birk & Hering 2009, Várbíró et al. 2010, 2011).

2. táblázat. A felszínborítási változók és leírásuk. A 'Stresszor' oszlopban 'igen' jelzi azokat a változókat, melyeket az indexek kidolgozásakor stresszor változóként használtunk

Változó	Leírás	Stresszor
artificial_surfaces	A corine fedvényből a 111–142 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	igen
agricultural_areas	A corine fedvényből a 211–244 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	igen
forests	A corine fedvényből a 311–313 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	nem
non_forest_veget	A corine fedvényből a 321, 324 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	nem
wetlands	A corine fedvényből a 311–423 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	nem
water_bodies	A corine fedvényből a 511–523 kódú foltok összevont, egységes területe (%).	igen
landuse_index	4 × urban land use + 2 × intensive agriculture + 1 × non-intensive agriculture	igen

A rendelkezésre bocsátott nagyszámú vízkémiai változó előzetes vizsgálata számos bizonytalan eredetű hibát, adathiányt tárt fel. Érdemileg 11 változót tudtunk hasznosítani az indexek készítéséhez (3. táblázat).

3. táblázat. Az indexkidolgozáshoz felhasznált vízkémiai változók. Értékeik a víztestek 2009–2012 közötti monitorozási időszakára jellemző átlagos értékeket jelentik. A 'Stresszor' oszlopban 'az igen' arra utal, hogy az adott változót az index kidolgozásakor stresszor változóként használtunk

Változó	Leírás	Stresszor
NH4_N	ammónium nitrogén (mg l ⁻¹)	igen
BOI5	5 napos biológiai oxigénigény (mg l ⁻¹)	igen
Chl_a	klorofill-a (µg l ⁻¹)	igen
NO3_N	nitrát nitrogén (mg l ⁻¹)	igen
NO2_N	nitrit nitrogén (mg l ⁻¹)	igen
PO4	Ortofoszfát (µg l ⁻¹)	igen
KOI _d	kálium-bikromátos oxigénigény (mg l ⁻¹)	igen
total_P	összes oldott foszfor (µg l ⁻¹)	igen
total_N	összes oldott nitrogén (µg l ⁻¹)	igen
TDS	összes oldott anyag (mg l ⁻¹)	igen
pH	hidrogénion-koncentráció 10-es alapú logaritmus	igen

Az élőhelyek környezeti állapotának kvantitatív jellemzéséhez használt változók a legtöbb esetben egymással szorosabb-lazább statisztikai kapcsolatban állnak. Ezért a köztük levő összefüggések szorosságától függően az élőhelyek közti környezeti változatosságot kisebb-nagyobb mértékű redundanciával jellemzik. A főkomponens elemzés (*Principal Component Analysis*, PCA) olyan többváltozós matematikai eljárás, amely egy objektumcsoport (pl. élőhelyek) egyszerre több változóval leírt változatosságából feltárja az objektumok közti különbségekért leginkább felelős változókat. Mindeközben a változatosságért felelős, egymással redundáns változókból egy absztrakt kvantitatív mennyiséget, ún. főkomponens képez, és ezáltal csökkenti az objektumok közti változatosságot leíró változók számát. Például, a vízfolyások mintavételi szakaszainak a terepen közvetlenül megmért mederszélessége és vízmélysége egy főkomponens elemzés eredményeként egyetlen közös főkomponens kialakításában vehet részt, amely új, származtatott változó a mintavételi szakaszok általános méretét jellemzi, magába foglalva mindkét eredeti változó hatását.

Hogy a víztestek felszínborítási és vízkémiai állapotát kevesebb számú változóval, átfogó módon kvantitatívan jellemezhesük, minden vízfolyástípuson belül elkészítettük a felszínborítási és a vízkémiai stresszorként használt abiotikus változók (1. 2. és 3. táblázat) standardizált főkomponens elemzését (1. Hering et al. 2006).

Mivel a hidrogeomorfológiai állapotot jellemző változókból csak egyet használtunk az indexek kidolgozása folyamán, ennél a stresszortípusnál főkomponens elemzés nem történt.

2.1. Az index kidolgozásához használt stresszor változók

A rendelkezésünkre bocsátott abiotikus változók előzetes feltáró adatelemzése során jelentős adathiány, alacsony variancia, bizonytalan eredetű szélsőséges adatértékek, valamint szakmai megfontolások miatt nem minden változót használtunk fel az index kidolgozásához. Így a hidrogeomorfológiát jellemző abiotikus változók közül csak a kanyarulatfejlettségi indexet, a felszínborítási változók közül az emberi tájhasználati hatásokat közvetlenül jellemző négy változót (2. táblázat), és a 3. táblázatban felsorolt vízkémiai változókat használtuk stresszor változóként.

Ezen változók körében is voltak ugyan adathiányos felmérések, de általánosságban elmondható, hogy e változók minden vízfolyás-típusban rendelkezésre álltak az index kidolgozáshoz.

A PCA elemzések eredményéből csak azokat a főkomponenseket tartottuk meg további felhasználásra, melyek sajátértéke nagyobb volt, mint az összes főkomponens sajátértékeinek átlaga. Ezeket a továbbiakban származtatott stresszor változókként kezeltük (4. táblázat).

4. táblázat. A főkomponens elemzések eredményeiből származtatott és stresszor változóként alkalmazott főkomponensek hidrogeomorfológiai típusonként. Az 'Abiotikus összetevők' oszlopban azok az abiotikus változók olvashatók, melyek leginkább hozzájárultak az adott főkomponens kialakításához. Ez a hozzájárulás a főkomponens és az abiotikus változó közötti korrelációval mérhető. Az abiotikus változók neve előtt a (+), illetve (-) a főkomponens és az abiotikus változók közti összefüggés jellegét jelöli

Típus	Főkomponens (magyarázott variancia %)	Abiotikus összetevők	Reprezentált stresszor grádiens	Értelmezési magyarázat
1 SMS	landuse.PC1 (60.13%)	(-) landuse_index, agricultural_areas, artificial_surfaces	felszín-módosítottsági grádiens	Minél negatívabb annál nagyobb emberi hatásra utal, nagyobb a mg-i területek és a mesterséges területek aránya.
	landuse.PC2 (25.97%)	(+) water_bodies	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál nagyobb arányú a vízgyűjtőn levő víztestek területe.
	wchem.PC1 (44.56%)	(-) total_P, NO2_N, total_N, PO4	tápanyag-terhelési grádiens	Minél negatívabb, annál erősebb foszfor és nitrogén terhelésre utal.
	wchem.PC2 (23.88%)	(+) BO15, KO1d (-) pH	szervesanyag-terhelési grádiens	Minél pozitívabb, annál magasabb szervesanyag-tartalomra, és savasabb pH-ra utal.
	wchem.PC3 (13.74%)	(-) Chl_a, NH4_N	algásodási grádiens	Minél negatívabb, annál algásabb és nagyobb ammónium tartalmú a víz.
2 HLS	landuse.PC1 (49.93%)	(+) landuse_index, agricultural_areas, artificial_surfaces	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb annál nagyobb emberi hatásra utal, nagyobb a mg-i területek és a mesterséges területek aránya.
	landuse.PC2 (25.80%)	(+) artificial_surfaces (-) water_bodies	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb annál nagyobb a mesterséges területek aránya. Minél negatívabb, annál nagyobb arányú a vízgyűjtőn levő víztestek területe.
	wchem.PC1 (45.98%)	(+) total_P, NO2_N, PO4, total_N	tápanyag-terhelési grádiens	Minél negatívabb, annál erősebb foszfor és nitrogén terhelésre utal.

Típus	Főkomponens (magyarázott variancia %)	Abiotikus összetevők	Reprezentált stresszor grádiens	Értelmezési magyarázat
	wchem.PC2 (13.60%)	(+) total_N, NO3_N (-) pH, BOI5	szervesanyag- és nitrogén-terhelési grádiens	Minél pozitívabb annál több nitrogén tartalomra utal. Minél negatívabb annál több szervesanyag tartalomra utal.
	wchem.PC3 (10.62%)	(-) NO3_N	nitrát terhelési grádiens	Minél negatívabb, annál nitrátosabb vízre utal.
3 HLR	landuse.PC1 (65.70%)	(+) landuse_index, agricultural_areas, artificial_surfaces	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb felszín-módosítottságra utal.
	landuse.PC2 (21.71%)	(+) water_bodies	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál nagyobb arányú a vízgyűjtőn levő víztestek területe.
	wchem.PC1 (41.76%)	(+) PO4, NO3_N, total_P, NH4_N, total_P	tápanyag-terhelési grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb foszfor és nitrogén terhelésre utal.
	wchem.PC2 (17.34%)	(+) total_N, Chl_a	Nitrogén-terhelési és algásodási grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb nitrogén terhelésre és algásabb vízre utal.
	wchem.PC3 (11.86%)	(-) KOId	szervesanyag-terhelési grádiens	Minél negatívabb, annál nagyobb szervesanyag tartalomra utal.
	wchem.PC4 (9.98%)	(+) pH	pH grádiens	Minél pozitívabb, annál lúgosabb víz.
4 LLS	landuse.PC1 (44.56%)	(+) landuse_index, agricultural_areas	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb mg-i területaránya utal.
	landuse.PC2 (29.92%)	(-) artificial_surfaces	felszín-módosítottsági grádiens	Minél negatívabb, annál nagyobb arányú mesterséges felszínre utal.
	wchem.PC1 (45.96%)	(+) NO2_N, total_P, total_N, PO4	tápanyag-terhelési grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb nitrogén és foszfor terhelésre utal.
	wchem.PC2 (14.53%)	(-) Chl_a	algásodási grádiens	Minél negatívabb, annál algásabb vízre utal.
	wchem.PC3 (13.15%)	(+) KOId, (-) pH	szervesanyag-terhelési és savasodási grádiens	Minél pozitívabb, annál több szervesanyag tartalomra és savasabb a vízre utal.
5 LLR	landuse.PC1 (49.18%)	(+) water_bodies (-) landused_index	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál nagyobb arányú a vízgyűjtőn levő víztestek területe. Minél negatívabb annál erősebb felszín- módosítottságra utal.
	landuse.PC2 (30.09%)	(+) agricultural_areas (-) artificial_surfaces	felszín-módosítottsági grádiens	Minél pozitívabb, annál nagyobb arányú mg-i területre utal. Minél negatívabb annál nagyobb arányú mesterséges felszínre utal.
	wchem.PC1 (46.86%)	(+) total_P, PO4, NO2_N, BOI5	tápanyag-terhelési grádiens	Minél pozitívabb, annál erősebb foszfor, nitrit és szervesanyag terhelésre utal.
	wchem.PC2 (28.73%)	(+) total_N, NO3_N	nitrogén-terhelési grádiens	Minél pozitívabb, annál nagyobb nitrogén, elsősorban nitrát tartalomra utal.

3. A halegyüttesek szerkezetét jellemző változók

A halegyüttesek szerkezetének kvantifikálásához kiindulásként a halfajokat összesen 31 ismérvvel (*biological traits*) jellemeztük (*F1 függelék*), melyek a következő trait-csoportokhoz tartoztak: táplálkozási jellemzők, táplálkozási habitat típusa, reprodukciós guild, vízáramlási preferencia, habitat specializáció, perturbációval szembeni tolerancia, biogeográfiai státusz, karakterfaj-készlet (<http://www.biodiversa.org/database>). Karakterfajoknak azokat a fajokat tekinthetjük, melyek jól behatárolható élőhelyi feltételek mellett képesek állománynövekedésre, így előfordulásuk rendszerint jellegzetes életterekhez kapcsolódik és más, számukra kevésbé kedvező életterekben való felbukkanásuk esetleges. Az ilyen fajok gyakori előfordulása egyben a számukra kedvező élőhelyi feltételek ökológiai indikátorának tekinthető. A vízfolyás-típusokra jellemző karakterfajokat indikátorfaj elemzéssel azonosítottuk (Dufrene & Legendre 1997). Egy adott vízfolyás-típus indikátor fajának azokat a fajokat fogadtuk el, melyeknek, az adott típusra vonatkozó indikátor értéke (IndVal) $\alpha = 0.05$ szignifikancia szinten statisztikailag szignifikáns volt (*F1 függelék*, 'CSpecpool' változók).

3.1. Halegyüttes-szerkezeti metrikák

A halfelmérési minták halegyüttes-szerkezetét a fenti trait-ekbe tartozó halfajok mintán belüli 1) közvetlen számával, 2) relatív fajszámával (azaz az adott minta összes faja közül hányad rész képvisel egy bizonyos trait-et), és 3) relatív egyedszámával kvantifikáltuk, úgy, hogy csak a természetesen honos (biogeográfiai státusz) halfajokat vettük figyelembe. Minden mintát jellemeztünk az idegen halfajok (biogeográfiai státusz) mintán belüli relatív egyedszámával, és a mintában előfordult karakterfajoknak a típus karakterfajaként azonosított halfajok összes számához viszonyított fajszámával (karakterfaj-készlethez való hasonlóság). E halegyüttes szerkezetet jellemző változókat a továbbiakban a kidolgozandó index állományszerkezeti metrikáinak tekintettük.

Az egyes típusokon belül, az egymással szoros statisztikai összefüggést mutató metrikák számát csökkentettük abból a célból, hogy ne legyenek a közösségszerkezet variabilitásának nagyrészt ugyanazon részét jellemző metrikák az indexben. A metrikák kizárásáról a variancia inflációs faktor (VIF) értékük (Reiczigel et al. 2007), és szakmai megfontolások (pl. a származtatott főkomponensekkel szemben az eredeti stresszorokat részesítettük előnybe) alapján döntöttünk. A további munkafázisokhoz megtartott metrikák VIF értéke 5 alatt maradt.

4. Mintanagyság

Az indexkészítéshez használt halfelmérések adatait tartalmazó adattáblázat a kiinduláskor összesen 1544 halas felmérést tartalmazott. Az adattábla az MTA Ökológiai Kutatóközpont saját és szakirodalmi adatokon alapuló, standardizált felmérések adataiból állt össze (lásd Dolezsai et al. 2015). A felmérések különböző mintavételi helyek, esetenként egyazon mintavételi hely időben ismételt felméréseinek adatait tartalmazták. 23 felmérés esetén a víztest nem volt típusba sorolva, illetve 12 felmérés esetén az adott mintavételi helyen nem sikerült halat kimutatni. A nem tipizált és halakat nem tartalmazó felméréseket a további elemzésből kizártuk. Továbbá, mivel a Duna főágához tartozó víztestek száma csupán hét volt (köztük utólagosan feltárt, hibás vízgyűjtőkóddal rendelkező dunai felmérések is voltak), a Duna típust (310 felmérés) kizártuk a típusspecifikus indexfejlesztésből és később egy kombinált indexet alkottunk a dunai felmérések minősítéséhez (l. 2.12. *A Duna hidrogeomorfológiai típus indexének összeállítása*). Így az indexcsalád típusspecifikus fejlesztésű tagjainak kidolgozásához összesen 1199 db halas felmérést használtunk (5. táblázat).

5. táblázat. Az indexcsalád típus-specifikus fejlesztésű tagjainak kidolgozásához használt 1199 db halas felmérés első öt vízfolyástípus közötti eloszlása

Típus (type)	1 SMS	2 HLS	3 HLR	4 LLS	5 LLR
Felmérések száma (# of surveys)	74	440	78	436	171

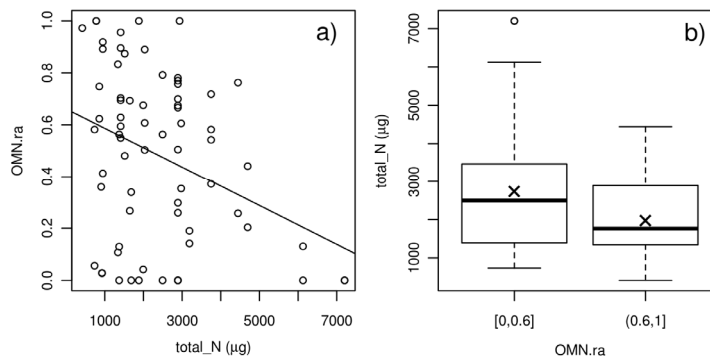
5. A típus-specifikus fejlesztésű indexek összeállítása

5.1. Metrika–stresszor kapcsolatok vizsgálata: releváns metrikák szelektálása

A metrikák és a stresszorok közötti statisztikai kapcsolatot a típuson belül minden metrika és minden stresszor között, páronként Pearson-féle korrelációs koefficienssel valamint a párok szórásdiagramjának vizuális értékelésével vizsgáltuk. Az összes metrika–stresszor pár kombinációból azokat tekintettük statisztikailag összefüggőnek, melyeknél a korrelációs koefficiens szignifikanciaértéke kisebb volt, mint 0.05. Azon metrikákat, melyek valamilyen stresszorral szignifikáns korrelációt mutattak, releváns metrikáknak tekintettük.

5.2. Metrika–stresszor kapcsolatok vizsgálata: szelektált metrikák értékkészletének felosztása

A szelektált releváns metrikák értékkészletét a velük szignifikánsan korreláló stresszor kapcsolatának függvényében két vagy három részre (csoportra) tagoltuk (metrika értékkészlet-csoportok, MÉKCs). A felosztás során arra törekedtünk, hogy a felosztási határok a metrika eloszlásának olyan percentilisei legyenek, amelyek alkalmazásával a létrehozott metrika értékkészlet-csoportokban a stresszor eloszlásai a lehető legjobban különböznek egymástól. Például, az 1 SMS típusban az omnivor fajok relatív abundanciája metrika (OMN.ra) szignifikánsan korrelált a teljes nitrogén koncentráció stresszorról (total_N) ($r = -0.34$, $p = 0.004$; 1.a. ábra). A metrika értékkészletének a 56.8-dik percentilisének való tagolásával a stresszor eloszlásának átlaga szignifikánsan különbözött a metrika értékkészletében levő [0,0.6] és (0.6,1] intervallumok által definiált csoportokban (csoportátlagok: 2733.181 $\mu\text{g/l}$ és 1967.569 $\mu\text{g/l}$, $t = 2.3361$, $df = 64.255$, $p = 0.023$; 1.b. ábra).



1. ábra. Példa a metrikák értékkészlet-csoportokra való felosztására. a) Az SMS típusban az omnivor fajok relatív abundanciája metrika (OMN.ra) és a teljes nitrogén koncentráció (total_N) stresszor kapcsolata. A ferde folytonos vonal az illesztett regressziós egyenes. b) A teljes nitrogénkoncentráció stresszor eloszlása az omnivor fajok relatív abundanciája metrika értékkészletének [0,0.6] és (0.6,1] intervallumok által definiált csoportjaiban. A dobozokban levő vastag vízszintes vonal a mediánt, az 'x' az átlagot jelzi

5.3. Metrika–stresszor kapcsolatok vizsgálata: pontozás (scoring)

A releváns metrikák meghatározott stresszor függvényében való felosztásával kapott értékkészlet-csoportokhoz (MÉKCs), azok intervallumainak határait pontozási kritériumnak (scoring criteria) tekintve, a MÉKCs-okhoz pontszámokat rendeltünk. A pontszámok egytől a MÉKCs-ok darabszámáig terjedő egész számok voltak. A metrika–stresszor kapcsolat pozitív, illetve negatív jellegétől függően a pontszámok hozzárendelése úgy történt, hogy a

legnagyobb stresszor értékekhez (legnagyobb terhelés) kapcsolódó MÉKCs-hoz a legkisebb pontszámot, azaz 1-et társítottunk, míg a legkisebb stresszor értékekhez (legenyhébb terhelés) kapcsolódó MÉKCs-hoz a legmagasabb pontszámot társítottuk. Például, az SMS típusban az omnivor fajok relatív abundanciája metrika (OMN.ra) negatív kapcsolatban volt a teljes nitrogénkoncentráció stresszorral. Ez azt jelenti, hogy a stresszor átlagos értéke nagyobb volt a metrika [0,0.6] értékkészlet-csoportjában, mint a (0.6,1] értékkészlet-csoportjában. Így egy adott minta esetén a pontozási kritérium és a pontozás a következő: ha a mintában az omnivor fajok relatív abundanciája a [0,0.6] intervallumba esik, a metrika pontszáma 1, ha a (0.6,1] intervallumba esik, akkor a metrika pontszáma 2. Ennek a ponttársítási algoritmusnak az az eredménye, hogy a metrika–stresszor kapcsolat pozitív, illetve negatív jellegétől függetlenül, a magasabb pontszám minden esetben kedvezőbb (alacsonyabb stresszor érték) állapotra utal.

5.4. Metrika–stresszor kapcsolatok vizsgálata: metrikák súlyozása

Az indexbe bekerült metrikák értékkészlet-csoportjaihoz rendelt pontszámokat a következő szempontok szerint súlyoztuk. 1) A mind az öt típus indexébe beépített idegen halfajok relatív abundanciája metrikát a típusok közt egységesen 3-as súllyal vettük figyelembe. 2) A mind az öt típus indexébe beépített karakterfaj-készlethez való hasonlóság metrikát a típusok közt egységesen 4-as súllyal vettük figyelembe. 3) Az egyéb metrikák súlyát ahhoz igazítottuk, hogy a szóban forgó metrika az adott értékkészlet-csoport felosztás mellett hány darab, egymással statisztikailag szorosan nem összefüggő stresszorral mutat összefüggést. Például, az LLS típusban a metafittikus élőhelyen táplálkozó fajok száma metrika (MET.sn), a [0,3] és [3,8] MÉKCs-ok esetén három stresszorral mutatott szignifikáns kapcsolatot: *landuse_index*, *landuse.PC1* és *wchem.PC1*. Azonban e három stresszor közül a *landuse_index* és a *landuse.PC1* egymással szorosan összefüggött, ezért a metrika az indexben nem 3-as, hanem 2-es súlyt kapott. E súlyozási szempontokból eredően az indexek mind a halegyüttes összetételének természetességére, mind jól meghatározott stresszorhatásokra is érzékenyek.

5.5. Az index pontszámának számítása

Egy adott vízfolyás-típusba tartozó halas minta HMMFI index szerinti pontszáma ($HMMFI_{sample}$) a típusba tartozó metrikák súlyozott pontszámainak összege. Az index pontszáma kvantitatívan jellemzi az ökológiai állapotot, azonban a HMMFI pontszám lehetséges minimum és maximum értékei típusonként eltérőek, ezért az index mintából számított pontszáma csupán a minták típuson belüli összehasonlítására alkalmas.

6. A referenciaállapot és az ökológiai minőségi hányados (EQR) számítása

Adott vízfolyás-típus esetén a halegyüttes-szerkezet típusra jellemző referenciaállapotát a típus indexében szereplő metrikák legmagasabb pontszámú értékkészlet-csoportjainak intervallumhatárai jelölik ki. Azaz, a referenciaállapotnak megfelelő halegyüttesek esetén a szóban forgó metrikák mintából becsült értékei a legmagasabb pontszámú értékkészlet-csoportokba tartoznak. Felhívjuk a figyelmet arra, hogy ez a fajta referencia csupán a halas felmérések gyűjtési időszakára aktuálisan jellemző, statisztikai alapon nyugvó, viszonyítási alapnak (*benchmark*) tekinthető, és nem azonosítható a halegyüttesek emberi hatásoktól mentes feltételezett állapotával (vö. Kopf et al. 2015).

Az ökológiai minőségi hányados (*Ecological Quality Ratio*, EQR) a kvantitatívan kifejezett aktuális ökológiai állapot referencia állapothoz viszonyított normalizált formája:

$$EQR_{sample} = \frac{HMMFI_{sample} - HMMFI_{min}}{HMMFI_{max} - HMMFI_{min}}$$

ahol EQR_{sample} a minta EQR értéke; $HMMFI_{sample}$ a minta vízfolyás-típusának megfelelő HMMFI

indexszel kiszámított pontszáma; $HMMFI_{min}$ a minta vízfolyás-típusának megfelelő index leggyengébb ökológiai állapot mellett számítható pontszáma; $HMMFI_{max}$ a minta vízfolyás-típusának megfelelő index legjobb ökológiai állapot (referencia) mellett számítható pontszáma. Az EQR érték tehát szintén kvantitatívan jellemzi az ökológiai állapotot, de a normalizálás eredményeként a minták EQR értéke $[0,1]$ intervallumba esik, ahol a 0 rossz, az 1 kiváló ökológiai állapot jelöl. Ezáltal az EQR érték alkalmazásával lehetővé válik a különböző vízfolyás-típusba tartozó, vagy akár más normalizált értéket adó biotikus indexszel minősített minták ökológiai állapotának közvetlen összehasonlítása is.

Az EQR értékeket az index kidolgozásához felhasznált összes halas felmérésre (1199 db) kiszámítottuk.

7. Ökológiai minőségi osztályba (EQC) való sorolás – ökológiai állapotminősítés

A ökológiai állapotot a VKI előírásainak megfelelően ötosztályos ordinális skálán jellemeztük. A minőségi osztályok EQR érték függvényében való megállapításához a 6. táblázatban levő konvertálási sémát alkalmaztuk.

6. táblázat. A minőségi osztály EQR érték alapján történő megállapításához alkalmazott EQR intervallumok

EQR értékintervallum	Minőségi osztály (Ecological Quality Class)
(0.80,1.0]	kiváló (<i>high</i>)
(0.60,0.80]	jó (<i>good</i>)
(0.40,0.60]	mérsékelt (<i>moderate</i>)
(0.20,0.40]	gyenge (<i>poor</i>)
[0,0.20]	rossz (<i>bad</i>)

A ökológiai állapotminősítést elvégeztük 1) az index kidolgozásához felhasznált 1199 db egyedi halas felmérésre (mintára), másrészt 2) azokra a víztestekre, melyekhez az index kidolgozásához használt halas felmérések tartoztak. Utóbbi esetben a minőségi osztályba sorolás előtt a víztesteken belül átlagoltuk a több helyről származó, illetve időben ismételt halas felmérések EQR értékeit, és a víztest minőségi osztályát az átlagos EQR érték alapján állapítottuk meg.

8. Az új indexek (HMMFI) stresszor-specifitásának vizsgálata

Az új típusspecifikusan kidolgozott indexek stresszor-specifitását típusonként, a felmérésekre kiszámított EQR értékek és a stresszorok közötti korreláció-elemzésekkel, valamint lineáris regressziós modellel vizsgáltuk. A lineáris regressziós modellben az EQR értéket tekintettük függő változónak. A modell készítésének kiindulásakor az EQR értékekkel szignifikánsan korreláló stresszorokat használtuk független változóknak. A kiindulási modelleken kétirányú lépésenkénti modellszelektációt végeztünk, hogy kiszűrjük a gyenge magyarázó erejű redundáns stresszorokat. Így a modellszelektáció eredményeként előállt ún. minimálisan adekvát modell (Crawley 2005), az adott vízfolyás-típus minősítő indexének változatosságát leginkább magyarázó stresszorokat tartalmazta csupán.

9. Az EFI+ index stresszor-specifitásának vizsgálata

Az EFI+ index stresszor-specifitásának vizsgálati módszerei megegyeztek az új index stresszor-specifitás vizsgálatánál használt és fent leírt módszerekkel.

10. Az új index (HMMFI) és az EFI+ index kapcsolatának vizsgálata

Az új indexcsalád típusspecifikusan kifejlesztett tagjai és az EFI+ index közti kapcsolatot az indexek kidolgozásához használt halas felmérések minősítési eredményeit felhasználva típusonként, lineáris regressziós modellel, és tévesztési mátrixszal vizsgáltuk. A lineáris regressziós modellben a felmérések új indexszel kiszámított EQR értéke szerepelt függő változóként, a vízfolyás-típus kategóriás magyarázó változóként, az EFI+ index pontértéke (EFI *value*) pedig folytonos magyarázó változóként.

A tévesztési mátrix a felmérések két index szerinti ökológiai minőségi osztályokba való besorolásának együttes eloszlását tartalmazta. A mátrix főátlójában azon felmérések száma volt, melyeket mindkét index azonos minőségi osztályba sorolt. A mátrix főátlón kívüli elemei a két index által eltérő minőségi osztályba sorolt felmérések gyakoriságát tartalmazták. A két index közötti osztályozási megfeleltethetőséget a helyes osztályozások arányával (*proportion correctly classified*, PCC), illetve a Cohen-féle kappá mutatóval kvantifikáltuk (Agresti 2002, Kateri 2014). A PCC mutató a két index által ugyanazon osztályba sorolt felmérések számának összes felméréshez viszonyított aránya (osztályozási megbízhatóság). A Cohen-féle kappá mutató a helyes osztályozások arányának a véletlenből adódó azonos osztályozás valószínűségével korrigált formája, ezért a helyes osztályozások egyszerű arányához képest realisabb alapot nyújt a két index egymásnak való megfeleltethetőségének értékeléséhez.

11. Az új index validálása

Az indexcsalád validálásához 2015. június 4-e és 2015. augusztus 14-e között, országos lefedettségben, összesen 429 helyről, egységes módszertannal (*F2 függelék*) gyűjtött felmérések adatait használtuk (teszt adatsor). Kiemeljük, hogy ezek az adatok az új index kifejlesztéséhez használt adatoktól teljesen függetlenek.

A teszt adatsor terepi gyűjtése folyamán a felmérést végző szakértők a terepi megítélésük alapján a felmért élőhelyeket természetességi állapotuk szerint értékelték. E szakértői természetességi állapot megítélésekor a szakemberek alapvetően a víz emberi érzékszervekkel való vizsgálata alapján kialakul benyomást (pl. habzik-e, kellemetlen szag tapasztalható-e), a meder hidromeomorfológiai állapotát (pl. szabályozott, kotort), és a mintázott vízfolyásszakasz parti övének (kb. néhányszor tíz méter) felszínborítását (pl. mezőgazdasági, település belterület) tartották szem előtt. A természetközeli állapotú élőhelyeket 1-es, a gyengén módosított állapotú élőhelyeket 2-es, az erősen módosított állapotú élőhelyeket 3-as természetességi állapotú osztályba sorolták.

A teszt adatsorból kizárásra kerültek: 1) a folyóvízi hidromeomorfológiai típusba nem besorolt víztesteken végzett felmérések (állóvizek, 16 db); 2) a terepen szakértői természetességi állapot értékelést nem kapott víztesteken végzett felmérések (9 db); 3) a Duna típusba tartozó felmérések (22 db). A dunai felmérések kizárásának oka az volt, hogy a HMMFI indexcsalád mostani formájában a Duna típust minősítő index nem típus-specifikus fejlesztésű (l. alább a 2.12. *A Duna hidromeomorfológiai típus indexének összeállítása* fejezetet). Így az 1–5 vízfolyás-típusra kifejlesztett indexek validációjához összesen 382 db felmérés adata állt rendelkezésre (7. táblázat).

7. táblázat. A teszt adatsor HMMFI index validálásához felhasznált 382 db felmérésnek vízfolyástípusok közötti gyakorisági eloszlása

Típus (<i>type</i>)	1 SMS	2 HLS	3 HLR	4 LLS	5 LLR
Felmérések száma (<i># of surveys</i>)	19	105	26	167	65

A teszt adatsor felméréseit az új indexszel minősítettük. A HMMFI index alapján végzett ökológiai állapotminősítés eredményének a terepi szakértői természetességi állapot értékelés eredményével való összefüggését khi-négyzet próbával teszteltük (Reiczigel et al. 2007, Kateri 2014). Mivel a khi-négyzet próba a kétféle értékelési módszer közötti kapcsolatban levő trendet figyelmen kívül hagyta, a HMMFI indexszel meghatározott minőségi osztályok és a szakértők által megítélt minőségi osztályok közötti viszonyt lineáris trend elemzéssel (Agresti 2002, Kateri 2014) is teszteltük.

12. A Duna hidromeomorfológiai típus indexének összeállítása

A Duna folyam hazai szakaszának többi felszíni vízfolyásainkhoz viszonyított unikális jellege, és részben ebből eredően az indexcsalád kidolgozásához rendelkezésünkre álló dunai adatok térbeli eloszlása nem tette lehetővé, hogy a Duna típus indexét is típus-specifikusan, azaz csak a dunai felmérésekhez tartozó halegyüttes-metrikák és

stresszorok közötti kapcsolatokra fókuszálva fejlesszük ki. Azonban a Duna ökológiai állapotának értékelése alapvető elvárás a VKI által előírt vízgyűjtő-gazdálkodási tervekben. Ezért a Duna típus minősítéséhez a dombvidéki (HLR) és síkvidéki folyókra (LLR) típus-specifikusan elkészített indexek kombinálásával készítettünk indexet, mivel a hazai Duna szakasz gyorsabb sodrású, durvább aljzatú, és lassabb áramlású, finomabb aljzatú szakaszokat egyaránt tartalmaz, valamint a hossz-szelvény mentén a lokális fajkészletben levő különbségek általában kisebbek, mint egy dombvidéki és síkvidéki folyó fajkészlete közti különbségek.

A kombinált dunai index összeállításának lépései a következők voltak. 1) A dombvidéki folyók (HLR) és a síkvidéki folyók (LLR) indexében szereplő metrikákat egy közös metrikacsoportba rendeztük. Ebben a közös metrikacsoportban az idegen halfajok relatív abundanciája és a karakterfaj-készlethez való hasonlóság metrikákon kívüli nem volt duplum, így ezen egyedi metrikák megtartották az eredeti metrika értékkészlet-csoportjaikat (MÉKCs). 2) Az idegen halfajok relatív abundanciája és a karakterfaj-készlethez való hasonlóság metrika MÉKCs beosztása is mind az öt Dunán kívüli típusban egységes (típusfüggetlen), így e két metrikai is megtartotta ugyan ezt az egységes MÉKCs beosztást, azonban a karakterfaj-készlethez való hasonlóság metrikához a Dunára meghatározott karakterfaj-készletet társítottuk. 3) Végül a karakterfaj-készlethez való hasonlóság metrika súlyát 10-re emeltük. Ezt az értéket arra alapoztuk, hogy a HLR és LLR típusok kombinálásával a Duna típus indexébe került metrikák száma a HLR és LLR típusokban levő metrikák számához képest durván megkétszereződött, így a szóban forgó metrika többi típusban szereplő 4-es súlyértékét 2.5-szeresére növeltük.

13. A Duna típus HMMFI indexének teljesítménye és a mintavételi ráfordítás kapcsolata

A teszt adatsorban szereplő dunai felmérések egy-egy 500 m-es szakasról, csónakból aggregátoros elektromos eszközzel (Hans Grassl EL 64II) a part közelében éjszaka vett minta adatait tartalmazták. A 22 db 500 méteres mintavételi szakaszból egyet kizárva, a fennmaradó 21 szakaszt elemeztük, melyek a hazai Duna mentén Rajka és Mohács között összesen hét helyszínen helyezkedtek el, és az egyes helyszíneken három-három darab 500 méteres egység volt.

A Duna típus HMMFI indexe és a dunai mintavételi ráfordítás közti kapcsolatot rarefaction elemzéssel vizsgáltuk. A mintavételi egységek számának függvényében Monte Carlo randomizációs eljárással (500 iteráció) becsültük a kumulatív összevonással készített adatok EQR értékének várható értékét és szórását.

Eredmények

1. Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) család

Az HMMFI családot képező új indexek általános formulája:

$$HMMFI_{sample} = \sum_{i=1}^m w_i \times s(M_i)$$

melyben $HMMFI_{sample}$ a mintának megfelelő vízfolyás-típushoz tartozó HMMFI index mintára kiszámított pontszáma; m az adott típus indexében szereplő metrikák száma; w_i az i -dik metrika súlya; $s(M_i)$ az i metrika mintabeli értéktől függő pontszáma (*score*); M_i az i metrika mintabeli értéke. Ha a minősítendő élőhelyről halakat nem sikerült kimutatni, akkor a HMMFI index értéke nem számítható. Ez esetben a minta nulla EQR-t és 'rossz' minőségi osztályba való besorolást kap.

A HMMFI indexekkel történő elfogadható ökológiai állapotminősítés az *F2 függelékben* megadott mintavételi módszertannal végzett felméréseket feltételezi.

A indexekben szereplő metrikák, azok MÉKCs intervallumai, a MÉKCs-okhoz tartozó pontszámok, és a metrikák súlyai a *8. táblázatban* vannak összefoglalva. A típusok indexeinek minimális és maximális értékeit a *9. táblázat* tartalmazza.

8. táblázat. A Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) család típusspecifikusan kidolgozott indexeiben és a kombinált dunai indexében szereplő metrikák, metrika értékkészlet-csoportok (MÉKCs), a MÉKCs-ok pontszámai és a metrikák súlyai a víztest-hidrogeomorfológiai típusok szerint. A MÉKCs intervallumok jelölésében a szögletes zárójel zárt, a kerek zárójel nyitott intervallumhatárt jelöl. A metrikák főbb csoportjainak rövidítései: 'ra' relatív abundancia; 'sn' fajszám; 'rsn' relatív fajszám

Típus (type)	Metrikák (metrics)	MÉKCs intervallumok (scoring criteria)	Pontszámok (score, s)	Súly (weight, w)
1 SMS	OMN.ra	[0,0.60]	1	1
		(0.60,1]	2	
	BEN.ra	[0,0.15]	2	2
		(0.15,1]	1	
	OMN.sn	[0,2]	2	1
		(2,∞]	1	
	PEL.sn	[0,]	1	1
		(1,∞]	2	
	PEL.rsn	[0,0.30]	1	1
		(0.30,1]	2	
	BEN.rsn	[0,0.50]	2	1
		(0.50,1]	1	
	LIT.rsn	[0,0.75]	1	3
		(0.75,1]	2	
	NN.ra	[0,0.05]	3	3
		(0.05,0.50]	2	
(0.50,1]		1		
[0,0.25]		1		
CSpecpool	[0,0.25]	1	4	
	(0.25,0.50]	2		
	(0.50,0.75]	3		
	(0.75,1]	4		
2 HLS	RHE.ra	[0,0.60]	1	1
		(0.60,1]	2	
	EU.ra	[0,0.17]	2	1
		(0.17,1]	1	
	SPEC.ra	[0,0.50]	1	2
		(0.50,1]	2	
	MET.sn	[0,2]	2	1
		(2,∞]	1	
	PHY_LIT.sn	[0,2]	2	1
		(2,∞]	1	
	RHE.sn	[0,3]	1	1
		(3,∞]	2	
	LIT.rsn	[0,0.50]	1	1
		(0.50,1]	2	
	SPEC.rsn	[0,0.60]	1	1
		(0.60,1]	2	
	NN.rsn	[0,0.20]	2	2
		(0.20,1]	1	
	NN.ra	[0,0.05]	3	3
(0.05,0.50]		2		
(0.50,1]		1		
[0,0.25]		1		
CSpecpool	[0,0.25]	1	4	
	(0.25,0.50]	2		
	(0.50,0.75]	3		
	(0.75,1]	4		
3 HLR	LIT.ra	[0,0.20]	1	1
		(0.20,1]	2	
	TOL.ra	[0,0.11]	2	1
		(0.11,1]	1	

Típus (type)	Metrikák (metrics)	MÉKCs intervallumok (scoring criteria)	Pontszámok (score, s)	Súly (weight, w)
	RHE.sn	[0,6]	1	1
		[6,∞]	2	
	GEN.sn	[0,3]	2	1
		[3,∞]	1	
	TOL.sn	[0,3]	2	1
		[3,∞]	1	
	NN.sn	[0,1]	2	2
		[1,∞]	1	
	INV_BEN.rsn	[0,0.33]	1	1
		[0.33,1]	2	
	MET.rsn	[0,0.16]	2	1
		[0.16,1]	1	
	NN.ra	[0,0.05]	3	3
		[0.05,0.50]	2	
		[0.50,1]	1	
	CSpecpool	[0,0.25]	1	4
		[0.25,0.50]	2	
		[0.50,0.75]	3	
		[0.75,1]	4	
4 LLS	MET.ra	[0,0.35]	1	1
		[0.35,1]	2	
	PHY.ra	[0,0.40]	2	1
		[0.40,1]	1	
	RHE.ra	[0,0.20]	1	1
		[0.20,1]	2	
	OMN.sn	[0,2]	1	1
		[2,∞]	2	
	MET.sn	[0,3]	1	2
		[3,∞]	2	
	PHY.rsn	[0,0.60]	2	1
		[0.60,1]	1	
	TOL.rsn	[0,0.50]	2	2
		[0.50,1]	1	
	NN.rsn	[0,0.25]	2	2
		[0.25,1]	1	
	NN.ra	[0,0.05]	3	3
		[0.05,0.50]	2	
		[0.50,1]	1	
	CSpecpool	[0,0.25]	1	4
		[0.25,0.50]	2	
		[0.50,0.75]	3	
		[0.75,1]	4	
5 LLR	PEL.ra	[0,0.22]	1	2
		[0.22,0.80]	2	
		[0.80,1]	3	
	PEL.sn	[0,4]	1	1
		[4,∞]	2	
	BEN.sn	[0,7]	1	1
		[7,∞]	2	
	OMN.rsn	[0,0.44]	3	2
		[0.44,0.78]	2	
		[0.78,1]	1	
	PIS.rsn	[0,0.065]	1	1
		[0.065,0.25]	2	
		[0.25,1]	3	

Típus (type)	Metrikák (metrics)	MÉKCs intervallumok (scoring criteria)	Pontszámok (score, s)	Súly (weight, w)
	BEN.rsn	[0,0.43]	1	1
		(0.43,1]	2	
	PHY_LIT.rsn	[0,0.36]	2	1
		(0.36,1]	1	
	RHE.rsn	[0,0.25]	1	1
		(0.25,0.44]	2	
		(0.44,1]	3	
	SPEC.rsn	[0,0.25]	1	1
		(0.25,0.50]	2	
		(0.50,1]	3	
	NN.ra	[0,0.05]	3	3
		(0.05,0.50]	2	
		(0.50,1]	1	
	CSpecpool	[0,0.25]	1	4
		(0.25,0.50]	2	
		(0.50,0.75]	3	
		(0.75,1]	4	
6 Danube	LIT.ra	[0,0.20]	1	1
		(0.20,1]	2	
	TOL.ra	[0,0.11]	2	1
		(0.11,1]	1	
	RHE.sn	[0,6]	1	1
		(6,∞]	2	
	GEN.sn	[0,3]	2	1
		(3,∞]	1	
	TOL.sn	[0,3]	2	1
		(3,∞]	1	
	NN.sn	[0,1]	2	2
		(1,∞]	1	
	INV_BEN.rsn	[0,0.33]	1	1
		(0.33,1]	2	
	MET.rsn	[0,0.16]	2	1
		(0.16,1]	1	
	PEL.ra	[0,0.22]	1	2
		(0.22,0.80]	2	
		(0.80,1]	3	
	PEL.sn	[0,4]	1	1
		(4,∞]	2	
	BEN.sn	[0,7]	1	1
		(7,∞]	2	
	OMN.rsn	[0,0.44]	3	2
		(0.44,0.78]	2	
		(0.78,1]	1	
	PIS.rsn	[0,0.065]	1	1
		(0.065,0.25]	2	
		(0.25,1]	3	
	BEN.rsn	[0,0.43]	1	1
		(0.43,1]	2	
	PHY_LIT.rsn	[0,0.36]	2	1
		(0.36,1]	1	
	RHE.rsn	[0,0.25]	1	1
		(0.25,0.44]	2	
		(0.44,1]	3	

Típus (type)	Metrikák (metrics)	MÉKCs intervallumok (scoring criteria)	Pontszámok (score, s)	Súly (weight, w)
SPEC.rsn		[0,0.25]	1	1
		(0.25,0.50]	2	
		(0.50,1]	3	
NN.ra		[0,0.05]	3	3
		(0.05,0.50]	2	
		(0.50,1]	1	
CSpecpool		[0,0.25]	1	10
		(0.25,0.50]	2	
		(0.50,0.75]	3	
		(0.75,1]	4	

9. táblázat. A Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) család vízfolyás-típusoknak megfelelő típusspecifikusan kidolgozott indexeinek és a kombinált dunai indexének a lehetséges minimális és maximális pontszámai. A lehetséges maximális pontszám a legjobb ökológiai állapotba levő referencia halegyüttesekre jellemző

Típus (type)	HMMFI _{min}	HMMFI _{max} (referencia)
1 SMS	17	45
2 HLS	18	47
3 HLR	16	43
4 LLS	18	47
5 LLR	18	54
6 Danube	33	96

2. Víztestek ökológiai állapotminősítése

Az index kidolgozásához felhasznált halas felmérések összesen 351 db egyedi azonosítóval rendelkező víztesthez tartoztak. E víztesteknek az új indexszel való minősítése eredményeként a 351 víztestből 10 db (2.8%) 'kiváló', 86 db (26.5%) 'jó', 127 db (36.2%) 'mérsékelt', 86 db (26.5%) 'gyenge' és 42 db (12%) 'rossz' minőségi osztályba való besorolást kapott (10. táblázat; F3 függelék).

10. táblázat. A Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) családdal minősített 351 db víztest ökológiai minőségi osztályok közötti eloszlása a víztestek hidrogeomorfológiai típusa szerinti bontásban. A cellákban levő számok a víztestek darabszámát jelölik; a mögöttük zárójelben levő százalékos értékek az adott típusba tartozó víztestek közül az adott vízminőségi osztályba sorolt víztestek arányát fejezik ki. Az utolsó oszlopban az adott típusba tartozó víztestek összegzett száma található (sorösszeg). Az utolsó sorban az azonos ökológiai minőségi osztályba sorolt víztestek típusok között összegzett száma olvasható (oszlopösszeg)

Típus (type)	Rossz (bad)	Gyenge (poor)	Mérsékelt (moderate)	Jó (good)	Kiváló (high)	Sum
1 SMS	0 (0%)	5 (17.86%)	10 (35.71%)	11 (39.29%)	2 (7.14%)	28 (100%)
2 HLS	18 (13.53%)	37 (27.82%)	42 (31.58%)	35 (26.32%)	1 (0.75%)	133 (100%)
3 HLR	0 (0%)	3 (15.79%)	7 (36.84%)	4 (21.05%)	5 (26.32%)	19 (100%)
4 LLS	23 (17.16%)	36 (26.87%)	49 (36.57%)	25 (18.66%)	1 (0.75%)	134 (100%)
5 LLR	1 (2.7%)	5 (13.51%)	19 (51.35%)	11 (29.73%)	1 (2.7%)	37 (100%)
Sum	42 (11.97%)	86 (24.50%)	127 (36.18%)	86 (24.50%)	10 (2.85%)	351 (100%)

3. A Magyar Multimetrikus Halindex család stresszor-specifitása

Az új indexszel a felmérésekre kiszámított EQR értékek minden vízfolyás-típusban több stresszorral is szignifikáns korrelációt mutattak (11. táblázat).

11. táblázat. A halas felmérésekre a Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) családdal kiszámított EQR értékekkel szignifikánsan ($\alpha = 0.05$) korreláló stresszorok. 't' próbatatistika; 'df' szabadsági fokok száma; 'p' a korrelációs koefficiens értéke egyenlő nulla nullhipotézis tesztjének p értéke normál alakban; 'r' korrelációs koefficiens; '95%Clow' és '95%Clup' a korrelációs koefficiens 95%-os konfidencia intervallumának határai

Típus	Stresszor	t	df	p	r	95%Clow	95%Clup
1 SMS	sinuosity	2.01	52	5.0e-02	0.27	0.0006	0.50
	landused_index	-2.98	72	3.9e-03	-0.33	-0.52	-0.11
	artificial_surfaces	-2.33	72	2.2e-02	-0.27	-0.47	-0.04
	agricultural_areas	-2.27	72	2.6e-02	-0.26	-0.46	-0.03
	landuse.PC1	2.72	72	8.2e-03	0.31	0.08	0.50
	NO3_N	-3.11	68	2.8e-03	-0.35	-0.54	-0.13
	NO2_N	-3.21	68	2.0e-03	-0.36	-0.55	-0.14
	total_N	-2.73	68	8.1e-03	-0.31	-0.51	-0.08
	TDS	-4.40	56	5.0e-05	-0.51	-0.68	-0.29
	wchem.PC1	2.81	56	6.9e-03	0.35	0.10	0.56
	wchem.PC2	2.37	56	2.1e-02	0.30	0.05	0.52
2 HLS	agricultural_areas	-2.27	438	2.4e-02	-0.11	-0.20	-0.01
	water_bodies	-5.74	438	1.8e-08	-0.26	-0.35	-0.18
	landuse.PC2	5.02	438	7.5e-07	0.23	0.14	0.32
	NH4_N	-3.95	426	9.2e-05	-0.19	-0.28	-0.09
	Chl_a	-7.06	426	7.0e-12	-0.32	-0.41	-0.24
	NO2_N	-3.80	426	1.6e-04	-0.18	-0.27	-0.09
	PO4	-3.62	426	3.3e-04	-0.17	-0.26	-0.08
	KOId	-4.08	426	5.3e-05	-0.19	-0.28	-0.10
	total_P	-3.29	426	1.1e-03	-0.16	-0.25	-0.06
	TDS	-10.49	269	8.3e-22	-0.54	-0.62	-0.45
	pH	-8.43	426	5.3e-16	-0.38	-0.46	-0.29
	wchem.PC1	-7.35	269	2.3e-12	-0.41	-0.50	-0.30
	wchem.PC2	5.82	269	1.7e-08	0.33	0.22	0.44
wchem.PC3	2.17	269	3.1e-02	0.13	0.01	0.24	
3 HLR	sinuosity	2.66	76	1.0e-02	0.29	0.07	0.48
	landused_index	-3.03	76	3.3e-03	-0.33	-0.51	-0.11
	artificial_surfaces	-3.34	76	1.2e-03	-0.36	-0.54	-0.15
	mean_TDS	-2.13	76	3.7e-02	-0.24	-0.44	-0.02
	pH	2.96	76	4.0e-03	0.32	0.11	0.51
	wchem.PC3	2.19	76	3.2e-02	0.24	0.02	0.44
	wchem.PC4	2.03	76	4.5e-02	0.23	0.005	0.43
	4 LLS	landused_index	-3.05	434	2.4e-03	-0.15	-0.24
artificial_surfaces		-3.66	434	2.8e-04	-0.17	-0.26	-0.08
water_bodies		-2.00	434	4.5e-02	-0.10	-0.19	-0.002
landuse.PC1		-2.66	434	8.1e-03	-0.13	-0.22	-0.03
NH4_N		-3.56	429	4.1e-04	-0.17	-0.26	-0.08
BOI5		-6.59	429	1.3e-10	-0.30	-0.39	-0.22
Chl_a		-2.28	429	2.3e-02	-0.11	-0.20	-0.01
NO2_N		-2.06	429	4.0e-02	-0.10	-0.19	-0.005
PO4		-4.75	429	2.8e-06	-0.22	-0.31	-0.13
KOId		-5.92	429	6.7e-09	-0.27	-0.36	-0.18
total_P		-5.15	429	4.0e-07	-0.24	-0.33	-0.15
TDS		-3.03	227	2.7e-03	-0.20	-0.32	-0.07
pH		2.57	429	1.0e-02	0.12	0.03	0.22
wchem.PC1		-3.89	226	1.3e-04	-0.25	-0.37	-0.12
wchem.PC3		-2.63	226	9.3e-03	-0.17	-0.30	-0.04

Típus	Stresszor	t	df	p	r	95%Clow	95%Clup
5 LLR	artificial_surfaces	-2.70	169	7.7e-03	-0.20	-0.34	-0.05
	water_bodies	2.09	169	3.8e-02	0.16	0.009	0.30
	landuse.PC2	3.66	168	3.4e-04	0.27	0.13	0.41
	NH4_N	-4.94	167	1.9e-06	-0.36	-0.48	-0.22
	BO15	-6.21	167	4.1e-09	-0.43	-0.55	-0.30
	Chl_a	-4.03	167	8.5e-05	-0.30	-0.43	-0.15
	NO3_N	-2.54	167	1.2e-02	-0.19	-0.33	-0.04
	NO2_N	-6.57	167	6.2e-10	-0.45	-0.57	-0.32
	PO4	-4.49	167	1.3e-05	-0.33	-0.46	-0.19
	KOId	-3.10	167	2.3e-03	-0.23	-0.37	-0.09
	total_P	-4.93	167	2.0e-06	-0.36	-0.48	-0.22
TDS	-2.51	162	1.3e-02	-0.19	-0.34	-0.04	
wchem.PC1	-5.99	162	1.3e-08	-0.43	-0.54	-0.29	

12. táblázat. A halas felmérésekre a Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) családdal kiszámított EQR értékek minimálisan adekvát lineáris regressziós modelleji típusonként. A 'Típus' oszlopban a zárójelben a regressziós modellek korrigált determinációs koefficiensei (R^2) olvashatók. A 'Stresszor' oszlopban az '(Intercept)' a tengelymetszeti paraméterre utal. A 'paraméter becslése' a regressziós meredekség, 'SE' a meredekség becslésének standard hibája. 't' próbat statisztika. 'p' a meredekség egyenlő nulla nullhipotézis tesztnek a p értéke normál alakban

Típus (type) (R^2)	Stresszor	Paraméter becslése	SE	t	p
1 SMS (28.3%)	(Intercept)	0.562	0.061	9.28	3.4e-12
	sinuosity	0.084	0.026	3.25	2.1e-03
	total_N	-4.5e-05	1.3e-05	-3.01	4.2e-03
2 HLS (41.2%)	(Intercept)	1.192	0.097	12.32	2.0e-16
	water_bodies	-0.188	0.040	-4.67	4.8e-06
	NH4_N	-0.056	0.019	-2.90	4.1e-03
	NO2_N	-0.807	0.335	-2.41	1.7e-02
	PO4	-1.3e-04	3.3e-05	-3.86	1.5e-04
	KOId	-0.006	0.002	-3.47	6.1e-04
	TDS	-0.001	0.000	-8.71	3.5e-16
	wchem.PC1	0.756	0.159	4.75	3.4e-06
3 HLR (16.7%)	(Intercept)	0.513	0.078	6.56	6.1e-09
	sinuosity	0.113	0.048	2.37	2.0e-02
	artificial_surfaces	-0.008	0.003	-3.10	2.8e-03
4 LLS (12.6%)	(Intercept)	0.604	0.019	31.64	2.0e-16
	artificial_surfaces	-0.004	0.001	-3.41	7.0e-04
	BO15	-0.013	0.004	-3.07	2.2e-03
	KOId	-0.002	0.001	-3.48	5.5e-04
5 LLR (18.3%)	(Intercept)	0.723	0.039	18.62	2.0e-16
	BO15	-0.061	0.010	-6.21	4.1e-09
5 LLR (20.1%)	(Intercept)	0.578	0.017	33.84	2.0e-16
	NO2_N	-1.944	0.296	-6.57	6.2e-10

A regressziós modellek alapján az index viselkedését az SMS típusban a vízfolyások kanyarulatfejlettségével (*sinuosity*) és az összes nitrogén mennyiségével; a HLS típusban a szervesanyag, az ortofoszfát, az ammónium és a nitrit mennyiségével; a HLR típusban a vízfolyások kanyarulatfejlettségével és a vízgyűjtőn levő mesterséges felszín területi arányával; az LLS típusban a szervesanyag mennyiségével és a vízgyűjtőn levő mesterséges felszín területi arányával; az LLR típusban a szervesanyag mennyiségével, illetve a nitrit mennyiségével lehetett leginkább magyarázni (12. táblázat). Az LLR típus esetén a szervesanyag mennyisége (BO15) és a nitrit mennyisége (NO2_N) egymással erősen

redundáns stresszornak bizonyult, vagyis az EQR értékek variabilitásának lényegében ugyanazt a részét magyarázták, ezért az EQR értékre gyakorolt hatásuk statisztikailag nem volt szétválasztható. Ennek a regressziós modellezés szempontjából az a következménye, hogy e két változó egyetlen modellben nem szerepelhetett, viszont külön-külön két azonos minőségű alternatív regressziós modellt lehetett velük készíteni.

13. táblázat. A halas felmérésekre az EFI+ indexszel kiszámított EFI értékkel (EFI value) szignifikánsan ($\alpha = 0.05$) korreláló stresszorok. 't' próbastatisztika; 'df' szabadsági fokok száma; 'p' a korrelációs koefficiens értéke egyenlő nulla nullhipotézis tesztjének p értéke normál alakban; 'r' korrelációs koefficiens; '95%Clow' és '95%Clup' a korrelációs koefficiens 95%-os konfidencia intervallumának alsó és felső határa

Típus (type)	Stresszor	t	df	p	r	95%Clow	95%Clup
1 SMS	TDS	2.30	56	2.5e-02	-0.29	-0.51	-0.04
	pH	-2.00	68	5.0e-02	-0.24	-0.45	0.00
2 HLS	artificial_surfaces	3.89	438	1.2e-04	0.18	0.09	0.27
	agricultural_areas	-2.94	438	3.5e-03	-0.14	-0.23	-0.05
	water_bodies	-6.20	438	1.3e-09	-0.28	-0.37	-0.20
	landuse.PC2	7.98	438	1.3e-14	0.36	0.27	0.44
	Chl_a	-5.85	426	9.7e-09	-0.27	-0.36	-0.18
	KOId	-2.12	426	3.5e-02	-0.10	-0.20	-0.01
	TDS	-7.18	269	6.8e-12	-0.40	-0.50	-0.30
	pH	-3.61	426	3.5e-04	-0.17	-0.26	-0.08
	wchem.PC1	-3.10	269	2.1e-03	-0.19	-0.30	-0.07
	wchem.PC2	4.76	269	3.1e-06	0.28	0.17	0.39
wchem.PC3	4.08	269	6.0e-05	0.24	0.13	0.35	
3 HLR	landused_index	-2.79	76	6.7e-03	-0.30	-0.49	-0.09
	artificial_surfaces	-4.12	76	9.5e-05	-0.43	-0.59	-0.23
	PO4	-3.10	76	2.7e-03	-0.34	-0.52	-0.12
	TDS	-4.34	76	4.3e-05	-0.45	-0.61	-0.25
4 LLS	landused_index	2.30	434	2.2e-02	0.11	0.02	0.20
	artificial_surfaces	4.62	434	5.1e-06	0.22	0.13	0.30
	water_bodies	-2.75	434	6.2e-03	-0.13	-0.22	-0.04
	landuse.PC1	2.19	434	2.9e-02	0.10	0.01	0.20
	landuse.PC2	-4.80	434	2.2e-06	-0.22	-0.31	-0.13
	BOI5	-2.98	429	3.0e-03	-0.14	-0.23	-0.05
	Chl_a	-4.80	429	2.2e-06	-0.23	-0.31	-0.13
	NO3_N	4.17	429	3.7e-05	0.20	0.10	0.29
	KOId	-4.46	429	1.0e-05	-0.21	-0.30	-0.12
	total_N	2.70	429	7.3e-03	0.13	0.04	0.22
wchem.PC2	3.08	226	2.4e-03	0.20	0.07	0.32	
5 LLR	sinuosity	2.29	168	2.3e-02	0.17	0.02	0.32
	agricultural_areas	2.01	169	4.6e-02	0.15	0.00	0.30
	landuse.PC2	2.89	168	4.4e-03	0.22	0.07	0.36
	BOI5	-2.05	167	4.2e-02	-0.16	-0.30	-0.01
	NO3_N	-2.39	167	1.8e-02	-0.18	-0.32	-0.03
	NO2_N	-2.31	167	2.2e-02	-0.18	-0.32	-0.03
	PO4	-3.43	167	7.6e-04	-0.26	-0.39	-0.11
	mean_total_P	-2.51	167	1.3e-02	-0.19	-0.33	-0.04
	mean_total_N	-3.20	167	1.6e-03	-0.24	-0.38	-0.09
	mean_TDS	-2.66	162	8.5e-03	-0.20	-0.35	-0.05
	wchem.PC1	-2.39	162	1.8e-02	-0.18	-0.33	-0.03

4. Az Európai Halindex (EFI+) stresszor-specifitása

Az index kidolgozásához felhasznált halas felmérések EFI értéke (EFI value) minden vízfolyás-típusban több stresszorral is szignifikáns ($\alpha = 0.05$) korrelációt mutatott (13. táblázat). Voltak olyan stresszorok, melyek EFI+ indexszel való korrelációja az index stresszorra adott elvart választától eltérő irányú volt. Például, a korreláció előjele a HLS típusban az artificial_surfaces változóval, az LLS típusban a landused_index, artificial_surfaces, NO3_N és total_N változókkal pozitív volt, ami arra utal, hogy az EFI+ index értéke e változók értékének növekedésével növekszik. Ez viszont ellentétes az index elvart viselkedésétől, miszerint a stresszor értékének növekedésekor az index értékének csökkennie kell (az index kisebb értéke gyengébb ökológiai állapotot jelez).

A regressziós modellek alapján az EFI+ index viselkedését az SMS típusban az összes oldott anyag mennyiségével; a HLS típusban a mezőgazdasági területek és a víztestek (tavak) vízgyűjtőn levő területi arányával; a HLR típusban a mesterséges felszín vízgyűjtőn levő területi arányával és az ortofoszfát mennyiségével; a LLS típusban az algák mennyiségével (klorofill-a koncentráció); az LLR típusban az ortofoszfát és az összes nitrogén mennyiségével lehetett leginkább magyarázni (14. táblázat).

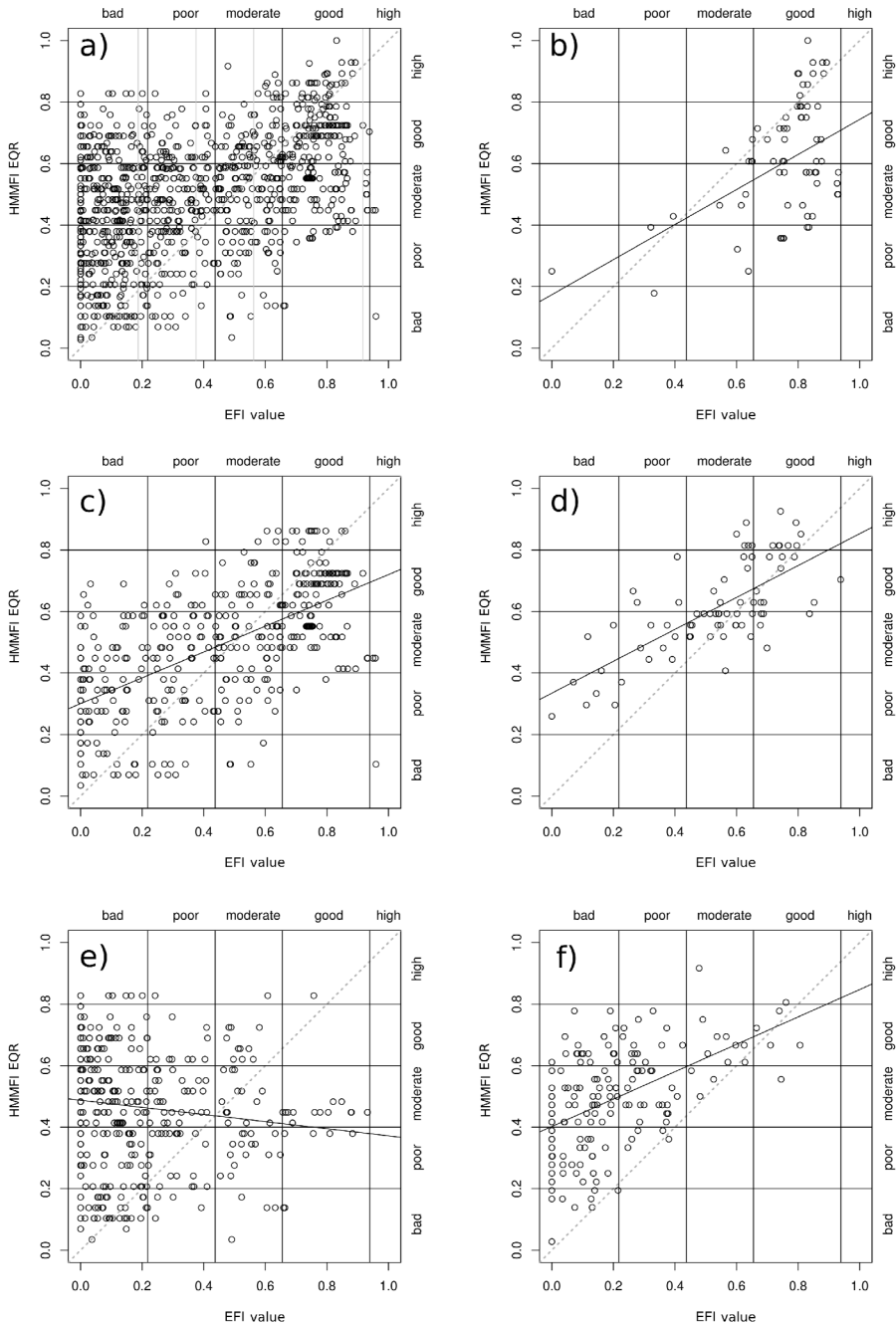
14. táblázat. A halas felmérésekre kiszámított EFI+ index értékek (EFI value) minimálisan adekvát lineáris regressziós modelljei típusonként. A 'Típus' oszlopban a zárójelben a regressziós modellek korrigált determinációs koefficiensei (R^2) olvashatók. A 'Stresszor' oszlopban az '(Intercept)' a tengelymetszeti paraméterre utal. A 'paraméter becslése' a regressziós meredekség, 'SE' a meredekség becslésének standard hibája, 't' próbatesztstatistika, 'p' a meredekség egyenlő nulla nullhipotézis tesztnek a p értéke normál alakban

Típus (R^2) (type)	Stresszor	Paraméter becslése	SE	t	p
1 SMS (7.0%)	(Intercept)	0.850	0.041	20.70	2.0e-16
	TDS	-2.3e-04	1.0e-04	-2.30	2.5e-02
2 HLS (24.1%)	(Intercept)	0.866	0.058	14.99	2.0e-16
	agricultural_areas	-0.006	0.001	-6.01	6.1e-09
	water_bodies	-0.340	0.057	-5.95	8.3e-09
	wchem.PC2	0.275	0.093	2.94	3.5e-03
3 HLR (30.3%)	(Intercept)	0.846	0.058	14.55	2.0e-16
	artificial_surfaces	-0.016	0.003	-4.80	7.8e-06
	PO4	-0.001	1.7e-04	-3.91	2.0e-04
4 LLS (4.8%)	(Intercept)	0.211	0.012	17.91	2.0e-16
	Chl_a	-0.001	3.0e-04	-4.80	2.2e-06
5 LLR (10.3%)	(Intercept)	0.331	0.033	10.06	2.0e-16
	PO4	-8.0e-05	2.5e-05	-3.22	1.5e-03
	total_N	-2.4e-05	7.9e-06	-2.98	3.3e-03

5. A Magyar Multimetrikus Halindex család (HMMFI) és az EFI+ index kapcsolata

A két index között a lineáris modell eredménye szerint gyenge volt az összefüggés. A típusok hatását figyelmen kívül hagyva, az új indexszel kiszámított EQR értékek variabilitásának csupán 14.6%-a volt magyarázható az EFI+ index értékekkel. A típusok közti különbségek (interakció) figyelembevételével ez a mennyiség ugyan növekedett ($R^2 = 26.6\%$), de még így is alacsony maradt ($F = 49.11$, $df = 9$ és 1189 , $p < 0.0001$).

Az indexek közötti kapcsolat az LLS típus kivételével pozitív volt, ám a regressziós meredekségek jóval a tökéletes megfeleltethetőség esetén fennálló 1-es érték alatt voltak (regressziós meredekségi paraméterek: 0.420–0.570). Az LLS típus esetén a két index között nem mutatkozott összefüggés (regressziós meredekség: -0.116) (2. ábra; 15. és 16. táblázat).



2. ábra. A halas felmérések EFI+ indexszel (EFI value) és a HMMFI indexszel (EQR) történt minősítési eredményeinek szórásdiagramja. a) Összes típus; b) SMS típus; c) HLS típus; d) HLR típus; e) LLS típus; f) LLR típus. A függőleges és vízszintes vonalak az ökológiai minőségi osztályok (EQC) határait jelölik. Az EFI+ index esetén a fekete vonalak a gázolva történt felmérésekhez tartozó EQC határait (b–f ábrák), míg a szürke vonalak (a ábra) a csónakból történt felmérésekhez tartozó EQC határait jelölik (l. EFI+ CONSORTIUM 2009, Table 11). A HMMFI index esetén az EQC határok a mintavételi módszertől függetlenül egységesek (l. 7. táblázat). A ferde szürke pontozott vonal a két index egymáshoz való tökéletes megfeleltethetősége esetén várt regressziós egyenes. A ferde fekete folytonos vonal a regressziós modellből becsült regressziós egyenes

15. táblázat. A halas felmérések Magyar Multimetrikus Halindexszel (HMMFI) kiszámított EQR értéke (függő változó), valamint a vízfolyás-típusok (független változó) és az EFI+ index értéke (független változó) közötti regressziós hatásmodell ($R^2 = 26.55\%$). Az '(Intercept)' paraméter az SMS típusbeli tengelymetszeti paramétert jelenti. A 'tipus_2_HLS', 'tipus_3_HLR' stb. paraméterek, a HLS, HLR stb. típusban a tengelymetszeti paraméter SMS típus tengelymetszetétől való eltéréseit jelentik. Az 'EFI_value' paraméter az 1_SMS típusbeli meredekség paramétere. Az 'EFI_value:tipus_2_HLS', 'EFI_value:tipus_3_HLR', stb paraméter a HLS, HLR stb. típusban a meredekségi paraméter SMS típus meredekségétől való eltéréseit jelentik

Paraméter	Paraméter becslése	SE	t	p
(Intercept)	0.174	0.097	1.80	7.3e-02
tipus_2_HLS	0.127	0.098	1.30	2.0e-01
tipus_3_HLR	0.161	0.110	1.46	1.4e-01
tipus_4_LLS	0.314	0.097	3.22	1.3e-03
tipus_5_LLR	0.228	0.099	2.32	2.1e-02
EFI_value	0.570	0.125	4.55	5.9e-06
EFI_value:tipus_2_HLS	-0.150	0.128	-1.17	2.4e-01
EFI_value:tipus_3_HLR	-0.051	0.155	-0.33	7.4e-01
EFI_value:tipus_4_LLS	-0.685	0.131	-5.25	1.8e-07
EFI_value:tipus_5_LLR	-0.124	0.143	-0.87	3.8e-01

16. táblázat. A halas felmérések Magyar Multimetrikus Halindexszel (HMMFI) kiszámított EQR értéke (függő változó), valamint a vízfolyás-típusok (független változó) és az EFI+ index értéke (független változó) közötti regressziós hatásmodell ($R^2 = 26.55\%$) típusok szerinti modell formulája

Típus	Regressziós modell
1 SMS	$EQR = 0.174 + 0.570 \times EFI_{value}$
2 HLS	$EQR = 0.301 + 0.420 \times EFI_{value}$
3 HLR	$EQR = 0.335 + 0.519 \times EFI_{value}$
4 LLS	$EQR = 0.487 - 0.116 \times EFI_{value}$
5 LLR	$EQR = 0.402 + 0.445 \times EFI_{value}$

A két index az indexkészítéséhez felhasznált összes 1199 db halas felmérés mintegy egynegyedét (26.6%) sorolta ugyanazon ökológiai minőségi osztályba (EQC). Típusokon belül ez az érték 14.4% (LLR típus) és 39.7% (HLR típus) között változott. Azonban a két index által közösen osztályozott felmérések aránya – mind az összes felmérés tekintetében, mind a felmérések típuson belüli vonatkozásában is – jellemzően nem, vagy csak elhanyagolható mértékben volt magasabb a véletlenből adódó közös osztályozások arányától (Kappa mutatók: összes felmérésre 0.089; a típusokon belül 0.005–0.184; 17. és 18. táblázat).

17. táblázat. A halas felmérések EFI+ indexszel (sorokban) és a HMMFI indexszel (oszlopokban) történt minősítési eredményének tévesztési mátrixai

Összes típus	Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
Rossz	76	152	202	110	7	547
Gyenge	12	50	93	43	2	200
Mérsékelt	8	40	87	57	11	203
Jó	2	12	92	106	34	246
Kiváló	1	0	2	0	0	3
Sum	99	254	476	316	54	1199

1 SMS	Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
Rossz	0	1	0	0	0	1
Gyenge	1	1	1	0	0	3
Mérsékelt	0	3	3	5	0	11
Jó	0	6	20	22	11	59
Kiváló	0	0	0	0	0	0
Sum	1	11	24	27	11	74

2 HLS		Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
	Rossz	28	57	36	5	0	126
	Gyenge	7	22	36	11	1	77
	Mérsékelt	4	22	45	26	4	101
	Jó	0	2	49	69	13	133
	Kiváló	1	0	2	0	0	3
	Sum	40	103	168	111	18	440
3 HLR		Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
	Rossz	0	5	3	0	0	8
	Gyenge	0	1	7	4	0	12
	Mérsékelt	0	0	19	6	5	30
	Jó	0	0	9	11	8	28
	Kiváló	0	0	0	0	0	0
	Sum	0	6	38	21	13	78
4 LLS		Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
	Rossz	38	57	118	85	7	305
	Gyenge	4	21	28	11	1	65
	Mérsékelt	4	15	14	12	1	46
	Jó	2	4	13	0	1	20
	Kiváló	0	0	0	0	0	0
	Sum	48	97	173	108	10	436
5 LLR		Rossz	Gyenge	Mérsékelt	Jó	Kiváló	Sum
	Rossz	10	32	45	20	0	107
	Gyenge	0	5	21	17	0	43
	Mérsékelt	0	0	6	8	1	15
	Jó	0	0	1	4	1	6
	Kiváló	0	0	0	0	0	0
	Sum	10	37	73	49	2	171

18. táblázat. A halas felmérések EFI+ index és a HMMFI index alapú minősítési eredményeinek tévesztési mátrixaiból (17. táblázat) számított osztályozás-megfeleltethetőségi mutatók és azok 95%-os konfidencia intervallumai. 'PCC' a két index szerint azonosan minősített felmérések aránya (percent correctly classified); 'Kappa' Cohen-féle kappa mutató. '95%Clow' és '95%Clup' a 95%-os konfidencia intervallum alsó és felső határa

			95%Clow	95%Clup
Összes típus	PCC	0.266	0.241	0.292
	Kappa	0.089	0.061	0.117
1 SMS	PCC	0.351	0.244	0.471
	Kappa	0.009	-0.106	0.124
2 HLS	PCC	0.373	0.327	0.420
	Kappa	0.184	0.128	0.240
3 HLR	PCC	0.397	0.288	0.515
	Kappa	0.144	0.018	0.271
4 LLS	PCC	0.167	0.134	0.206
	Kappa	0.005	-0.028	0.037
5 LLR	PCC	0.146	0.097	0.208
	Kappa	0.009	-0.037	0.055

6. Validálási eredmények

A teszt adatsor felméréseinek a szakértői természetességi osztályban való besorolása és a HMMFI indexszel megállapított ökológiai minőségi osztályokba való besorolása (19. táblázat) nem volt független egymástól (khi-négyzet = 48.518, $df = 8$, $p < 0.001$).

Az összefüggés leginkább a természetességi állapot szakértői megítélésének a két szélső

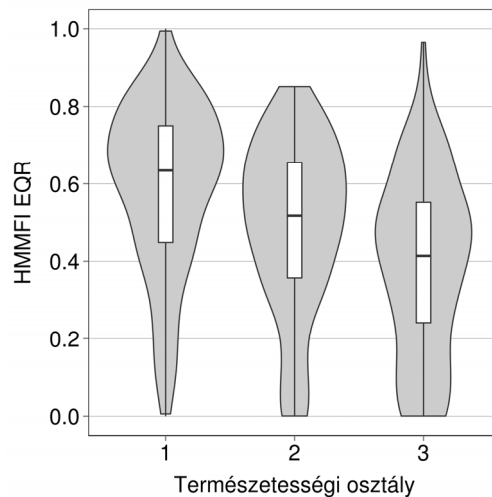
minőségi osztálybeli eloszlásából származott: a közel természetesnek (1-es) minősített felmérések között, a HMMFI szerint 'rossz' és 'gyenge' minősítést kapott felmérések száma kevesebb, a 'jó' és 'kiváló' minősítést kapott felmérések száma pedig több volt, mint amennyi a szakértői és az index alapján történt értékelés között fennálló függetlenség esetén várható. Hasonlóképpen, az erősen módosítottnak (3-as) minősített felmérések között, a HMMFI szerint 'rossz' minősítést kapott felmérések száma több, a 'jó' és 'kiváló' minősítést kapott felmérések száma pedig kevesebb volt, mint ami a kétféle osztályozási rendszer között fennálló függetlenség esetén várható (20. táblázat). Ez az eredmény a kétféle osztályozási rendszer közötti lineáris trendre utalt, amit a lineáris trend teszt is megerősített ($r = -0.41$, $M^2 = 63.873$, $p < 0.001$; 3. ábra).

19. táblázat. A HMMFI indexcsalád típus-specifikusan fejlesztett tagjainak validálására felhasznált 382 db felmérés eloszlása a szakértői természetességi osztályok (sorokban) és a HMMFI indexszel megállapított minőségi osztályok (oszlopokban) között

Természetességi osztály (<i>naturalistic state</i>)	Rossz (<i>bad</i>)	Gyenge (<i>poor</i>)	Mérsékelt (<i>moderate</i>)	Jó (<i>good</i>)	Kiváló (<i>high</i>)	Sum
1	6	8	21	35	14	84
2	21	31	60	57	7	176
3	29	28	42	20	3	122
Sum	56	67	123	112	24	382

20. táblázat. A 19. táblázatban levő adatok khi-négyzet tesztjéből származó standardizált reziduálisok táblázata. Amennyiben egy cella abszolút értéke nagyobb, mint 1.96, az adott cella adatainak megfigyelt gyakorisága a függetlenség esetén várt gyakoriságtól szignifikánsan eltér. Ha a cella értékének előjele negatív, akkor a szóban forgó megfigyelt gyakoriság a függetlenség esetén várthoz képest kisebb, ha pozitív, akkor pedig nagyobb

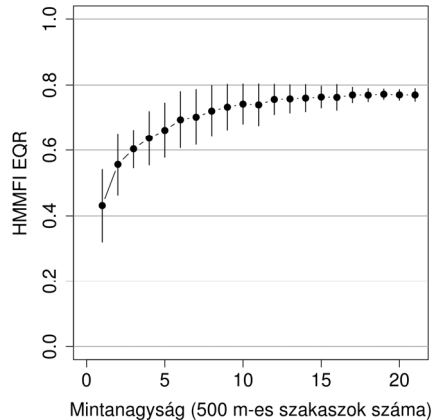
Természetességi osztály (<i>naturalistic state</i>)	Rossz (<i>bad</i>)	Gyenge (<i>poor</i>)	Mérsékelt (<i>moderate</i>)	Jó (<i>good</i>)	Kiváló (<i>high</i>)
1	-2.21	-2.19	-1.60	2.81	4.44
2	-1.39	0.04	0.73	1.22	-1.72
3	3.45	0.04	0.64	-3.80	-2.11



3. ábra. A HMMFI indexszel meghatározott EQR értékek eloszlása a teszt adatsor különböző természetességi osztályba sorolt felmérései ($n = 382$) között. Középen a függőleges világos téglalapok és fekete vonalak az eloszlásból készült doboz diagramok. A dobozokban levő vízszintes vonalak a mediánt jelzik. A dobozdiagramokat két oldalról határoló szürke területek az eloszlásokra illesztett sűrűségfüggvények grafikonjai

7. A Duna típus HMMFI indexének teljesítménye és a mintavételi ráfordítás kapcsolata

Az 500 méteres mintavételi egységek kumulatív összevonásával a kombinált dunai HMMFI indexszel meghatározott EQR értékek várható értéke gyorsan növekedett kb. hat egység (3 km) összevonásáig. A további mintavételi egységek hozzáadása egyre kisebb mértékben növelte a várható EQR-t, és kb. 10 mintavételi egység összevonása felett a várható EQR már csak elhanyagolható mértékben növekedett. (4. ábra).



4. ábra. A dunai mintavételi ráfordítás és a kombinált dunai HMMFI indexszel meghatározott EQR érték kapcsolata. A sötét körök a várható értéket, a függőleges vonalak az egyszerűes szórást jelölik

Értékelés

1. A Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) család és fejlesztésének lehetőségei

A bemutatott Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) család típusspecifikus indexeket tartalmaz, azaz az egyes indexek típusonként változó metrikaegyüttest tartalmaznak és eltérő stresszorokra érzékenyek. A regressziós modellek alapján elmondható, hogy az új indexcsalád általánosságban a vízfolyások kanyarulatfejlettségével, a mesterséges felszínnek területi arányával, a nitrogénvegyületek – különösen a nitrit –, valamint a szervesanyag mennyiségével van összefüggésben. Az indexek tehát a víztestben mutatkozó lokális változásokat és a táji hatásokat egyaránt integrálják. Az indexek mindegyike figyelembe veszi a természetesen honos karakterfajok jelenlétét, amely pozitívan, és az idegen halfajok mennyiségi viszonyait ami pedig negatívan befolyásolja az index értékét. A HMMFI indexekkel történő ökológiai állapotminősítésben így a halállomány fajkészletének típusspecifikus természetessége és annak emberi beavatkozásokból eredeztethető nem kívánatos halakkal való terheltsége is szerepet kap.

Az indexcsalád kifejlesztésétől független teszt adatsorral elvégzett validációs vizsgálatok szerint az új index minősítési eredménye jól tükrözi a halas szakértők élőhelyi természetességi állapotra vonatkozó terepi megítélését. A kétféle értékelési rendszer közötti lineáris trendet tartalmazó összefüggés statisztikailag nagyon jelentősnek bizonyult, annak ellenére, hogy a szakértői becslésen alapuló kategorizálás a részletesebb ismeretek hiánya miatt számos hibalehetőséget rejthet magában. Erre utal a szakértők szerint azonos természetességi osztályba tartozó felmérések EQR értékének magas szórása, aminek hátterében három fő ok állhat: 1) a felmérést végző szakértők módosított állapokra vonatkozó szubjektivitása; 2) a természetességi állapotnak vannak stresszorai, melyekre a HMMFI index nem vagy csak gyengén reagál; 3) a halállomány stresszorra egyáltalán nem adott, avagy időben megkésve adott válasza.

Például a kisvízfolyások esetén a hosszirányú átjárhatóság jelentősen befolyásolhatja a felmérési helyszíneken a lokális fajkészletet. A helyszín általános állapotát becslő szakértőknek azonban nem biztos, hogy tudomásuk volt a mintavételi helytől távolabbi,

alvízi szakaszon levő műtárgyakról, melyek akadályozzák a halak diszperzióját. Erre konkrét példát is észleltünk az index viselkedésének terepi tapasztalatokkal való összevetésekor: a helyszínen a szakértők szerint természetközeli állapotúnak ítélt vízfolyásszakasz a halegyüttes összetétele alapján alacsony EQR értéket kapott, mert egy utólag felfedezett átjárhatósági akadály miatt hiányoztak a karakterfajai. Ezért lehet például az, hogy az 1-es természetességi állapot kategóriában az EQR eloszlás alsó kvartilise nagy részben átfed a 2-es kategória alsó kvartilisével, holott ideális esetben az 1-es kategóriában az EQR minimum nagyobb kellene legyen, mint a 2-es-ben vagy a 3-as-ban (3. ábra). Hasonlóképpen a terepen erősen módosított természetességi állapot kategóriába (3-as) sorolt felmérések EQR eloszlásának felső kvartilise egészen magasra nyúlik: a maximum közel van 1-hez. Ez nagymértékben átfed a természetközeli kategóriába (1-es) sorolt felmérések EQR eloszlásának felső kvartilisével (3. ábra). Ennek lehetséges oka, hogy egy gyenge természetességi állapotú élőhelyen a halállomány nem vagy csak megkésve reagál az élőhelyi degradációra.

A vízfolyások hossz-szelvénye mentén kialakuló természetes hidrogeomorfológiai grádiens alapvetően a vízgyűjtőméret, mederesés, vízhozam, mederméret és az aljzat szemcseösszetétele változókkal jellemezhető. A víztestek e változók szerinti diszkrét csoportosításában („tipizálás”), az egymástól kontrasztosan különböző típusok e folytonosság mentén egymástól távol helyezkednek el. A hossz-szelvény mentén szomszédos típusokba tartozó víztestek között azonban előfordulnak atipikus, azaz a két szomszédos típus hidrogeomorfológiai jellegét keverten tartalmazó, átmeneti jellegű víztestek is (Vannote et al. 1980). E típushatáron levő víztestek átmeneti jellege a lokális halállományban is tükröződhet, például egy helyen fordulnak elő áramlásokkedvelő dombvidéki, és az áramlással szemben közömbös avagy lassú áramlást kedvelő síkvidéki halfajok. Ebből következően az átmeneti tipológiai jellegzetességgel rendelkező víztestek az index kidolgozása folyamán, gyengíthették a metrikák és a stresszorok közötti statisztikai kapcsolatot. Azonban az egyes típusokba sorolt felmérések megfelelő számban reprezentáltak típusos jellegű víztesteket is, ezért úgy véljük a létrehozott indexcsalád tagjai kellően robusztusak a víztestek tipológiai hovatartozásával szemben.

A halállomány-felmérésekből származó minták időbeli változatossága alapvetően a halegyüttes-szerkezet természetes fenológiai változásaiból, emberi hatásokból (pl. víztározók leeresztése) és a véletlen mintavételi hibából eredeztethető. A minták időbeli változatossága a HMMFI indexszel való minősítés eredményét is befolyásolhatja (pl. a Marót-völgyi-csatorna Kisvidnél 2007–2013 közötti végzett 10 darab felméréséből származó minták EQR értéke 0.31–0.62 között, ökológiai minőségi osztálya pedig a 'gyenge' és a 'jó' osztályok között változott). Az azonos víztesthez tartozó különböző felmérési helyszínek közötti térbeli változatosság szintén hatással lehet a minősítés eredményére (pl. a Bózsva vízgyűjtőjéhez tartozó Kemence-patak [Zempléni-hegység] hét mintavételi helyszínén, azonos időpontban végzett felméréseinek EQR értéke 0.43–0.79 között, a minőségi osztálya pedig a 'mérsékelt' és 'jó' osztályok között variált). Ezért az index esetleges jövőbeni továbbfejlesztéséhez, illetve halak élőlénycsoporttal történő minél megbízhatóbb ökológiai állapotminősítéshez különösen fontos, hogy a minősítendő víztestek méretének megfelelő számú helyszínen, és rendszeres időszakokban, egységesített módszerrel történjen a halállomány felmérése.

Több szakértő együttlétkódásával, különböző forrásokból összeállított nagyméretű adattáblázatok összeállításakor elkerülhetetlen, hogy az adatsorba ne kerüljön véletlen hiba. Az adatok felhasználása előtt fontos lépés e véletlen hibák kiszűrése, ami sok esetben időigényes folyamat. A rendelkezésünkre bocsátott adatsorban az index kidolgozásának megkezdése előtt alapvető adatellenőrzéseket végeztünk, melyekkel azonosítottuk az extrém abiotikus adatokat. A feltárt hibákat az index kidolgozása előtt javítottuk, azonban részletes és célzott adatellenőrzésre részben szakmai (vízügyi) ismeretek hiánya, részben a megbízási feladatok elvégzésére rendelkezésre álló idő korlátossága miatt nem volt lehetőségünk. Ezért az index kidolgozásához felhasznált javított adatsor feltételezhetően

még számos fel nem fedezett hibát tartalmazott. A rendelkezésünkre bocsátott abiotikus adatsorban sok fontos változó volt nagymértékben adathiányos, ami nem tette lehetővé az ilyen változók statisztikai adatelemzésekben való felhasználását, és egyben korlátozta az index kidolgozásához potenciálisan használható stresszorok halmazát. A kidolgozott index esetleges jövőbeni fejlesztése szempontjából ezért alapvető fontosságú lenne, hogy egységes formába szervezett, aktuális és ellenőrzött abiotikus adatok álljanak rendelkezésünkre a víztestekről, melynek szükségességét már Halasi-Kovács & Tóthmérész (2011) is jelezte.

2. A HMMFI index és az EFI+ index kapcsolata

Az EFI+ index és az új HMMFI index közötti összefüggést leíró regressziós modell alapján látható, hogy a két index között általánosságban véve gyenge és torzított összefüggés van. Például, az index kidolgozásához felhasznált 1199 felmérés közül a 0–0.2 közötti EFI értéket kapott felmérések HMMFI EQR értéke durván 0–0.8 között variált. A regressziós meredekségek becslése minden esetben 1 alatti volt, ami azt tükrözi, hogy a HMMFI index az EFI+ által alacsony értékkel (cc. 0–0.4) minősített felméréseket jellemzően magasabb EQR értékkel minősíti (különösen a HLS és az LLR típusokban), illetve elsősorban az SMS típus esetén az EFI+ által magas értékkel (cc. 0.6–0.9) minősített felméréseket jellemzően enyhén alacsonyabb EQR értékkel minősíti. Kivételt jelent ez alól a LLS típus, ahol a két index között nem volt összefüggés. Az EFI+ index síkvidéki folyóvizek, elsősorban síkvidéki kisvízfolyások, halállományának minősítésére vonatkozó megbízhatatlansága vélhetően kapcsolatban van a mesterséges és különböző intenzitású vízügyi kezelések alatt álló csatornák hazai síkvidéki vízfolyások közötti nagyfokú gyakoriságával. Az EFI+ index ugyanis jelenlegi formájában nem kezeli megfelelően a szerves anyag dominanciájú aljzattal rendelkező folyóvizeket (EFI+ CONSORTIUM 2009), holott hazai síkvidéki kisvízfolyásaink javarészt ilyenek.

A tévesztési mátrixok alátámasztották a regressziós modell eredményeit. A két index által azonos vízminőségi osztályba való besorolás esélye nagyjából a véletlen által történő azonos osztályba sorolás esélyével egyenlő. Ennek oka elsősorban a két index közötti gyenge és torzított kapcsolat, másrészt a két index ökológiai minőségi osztályba soroláshoz használt kritériumrendszere közötti különbségek (az EFI+ osztályhatárok a gázolva, illetve csónakból történt mintavételi módszer szerint is különböznek). Egy szélsőséges példa a két index minősítésére: a Magyarórsdi-patakon Hegyhátszentjakabnál 2009.04.19-én végzett felmérés során mindösszesen két példány szivárványos pisztráng került elő, mely idegen halfaj hazánkban. Ezt a mintát az EFI+ a 'kiváló', míg a HMMFI index a 'rossz' minőségi osztályba sorolta.

Ezek az eredmények megerősítik azt a korábbi tapasztalatot, mely szerint a főleg észak- és nyugat-európai vízfolyások adatai alapján készült Európai Halindex (EFI [FAME CONSORTIUM 2004]), a magyarországi viszonyokhoz kifejlesztett halas minősítési módszerhez képest kevésbé alkalmas, a jelentős részben alföldi, síkvidéki vízfolyásokat tartalmazó hazai vízfolyások megbízható ökológiai minősítésére (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011)

3. A Duna HMMFI indexszel való ökológiai állapotminősítése

A dombvidéki folyókra (HLR) és a síkvidéki folyókra (LLR) kifejlesztett típuspecifikus indexekből kombinált dunai index nem *sensu stricto* típuspecifikus fejlesztésű és nem validált, amit a dunai felmérések HMMFI indexszel való értékelésénél szem előtt kell tartani. Azonban tekintettel a hazai Duna szakasz módosíthatósági szintjére (átvágott ágak, szabályozott vízhozam stb.), az eddigi elemzések eredményeinek szakértői megítélése szerint a kombinált index kellő mintavételi ráfordítás esetén hozzávetőlegesen reális képet ad a minősítendő Duna-szakasz halállomány-alapú ökológiai állapotáról. A rarefaction görbe lefutása szerint ehhez ideálisan legalább 10 db 500 méteres mintavételi szakasz felmérése szükséges. A mintavételi egységek 10 feletti növelésével az EQR érték várható értékének növekedése aránytalanul elmarad a befektetett plusz mintavételi erőfeszítéstől.

4. Konklúziók és javaslatok

Eredményeink egyértelműen felhívják és egyben megerősítik a figyelmet arra vonatkozóan, hogy az Európai Unióban elfogadott minősítési módszerek (pl. EFI+ index) nem minden esetben alkalmazhatók közvetlenül hazánk biogeográfiai régiójára, és az ökológiai állapotminősítési módszerek kidolgozásakor nagyobb hangsúlyt kell fektetni a regionális biogeográfiai és táji sajátosságokra. A HMMFI indexcsalád típus-specifikus, a Duna típusra kidolgozott tagját leszámítva igazoltan stresszor-specifikus, és emellett a látens antropogén hatásokra (PCA főkomponensnek) is igazoltan reagál. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy a HMMFI indexeket a rendelkezésre álló abiotikus adatok alapján tudtuk elkészíteni, melyek sok esetben nem voltak közvetlenül társíthatók a halállomány felmérések helyszíneivel. Fontos lenne a jövőben az abiotikus változók és különösen a vízfolyásokat jellemző fizikai (mederaljzat) és további hidromeomorfológiai változók integrálása a stresszor változók közé, ehhez azonban előfeltétel egy részletes hidromeomorfológiai monitorozó rendszer kialakítása a hazai vízfolyásokra. Számos víztestet azért nem tudunk felhasználni az elemzésekhez, mert vagy a megfelelő abiotikus változók hiányoztak onnan ahol jó minőségű halállomány- adatokkal rendelkezünk vagy éppen halas felmérés nem történt a legalább vízkémiai felméréseket tartalmazó víztesten. Ez felhívja a figyelmet egy egységes, az abiotikus változók mérését (hidromeomorfológia és vízkémia) és az élőlénycsoportokat is egységesen magába foglaló monitorozó rendszer kialakítására.

A Duna halállomány-szerkezete eltér egyéb nagy folyóink halállományától (Erős 2007). A Dunát minősítő típus-specifikus fejlesztésű, igazolt stresszor-halállomány kapcsolatokon alapuló és a szakértői becslést nélkülöző index megvalósítása jelenleg még számos akadályba ütközik. A Duna főágához csupán 7 db vízgazdálkodási víztest tartozik. A víztesteknek ez a típuson belüli alacsony mintanagysága nem teszi lehetővé a stresszor-halállomány-összetétel kapcsolatok hatékony detektálását, annál is inkább, mert a magyarországi Duna szakaszt is több típusra lehet bontani a hidromeomorfológiai sajátosságai alapján (VGT2), és emellett a dunai víztestek között nincsenek igazán kontrasztos különbségek a vízkémiai és egyéb stresszor változókban. Ezért a jövőben a Dunára egy nemzetközi kutatási adatok eredményein alapuló index elkészítését tartanánk fontosnak.

Összefoglalva megállapítható, hogy a HMMFI indexcsalád robusztus indexeket tartalmaz. Azonban egyéb abiotikus változók (pl. több, illetve pontosabb hidromeomorfológiai változó) bevonásával a jövőben érdemes lehet az indexek finomítása, fejlesztése.

Köszönetnyilvánítás

A munka a VGT2 projektből (*A Kvassay Jenő Terv elkészítése, valamint a Vízgyűjtő-gazdálkodási terv felülvizsgálata, azonosító: KEOP-7.9.0/12-2013-0007*) valósult meg. Köszönjük az Országos Vízügyi Főigazgatóság számos munkatársának segítségét az abiotikus adatok összeállításában. A landuse_index adatok kiszámításáért Várbíró Gábornak, az EFI+ indexszel való minősítésért György Irma Ágnesnek tartozunk köszönettel. Czeglédi Istvánnak és Szalóky Zoltánnak köszönjük a kézirat egy korábbi formájának a véleményezését. Gutti Gábornak és Halasi-Kovács Bélának köszönjük a szakmai lektorálás során adott javaslataikat és észrevételeiket, melyek segítették a kézirat végleges formába öntését.

Irodalom

- Agresti, A. (2002): *Categorical Data Analysis*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.
- Birk, S., Hering, D. (2009): A new procedure for comparing class boundaries of biological assessment methods: a case study from the Danube Basin. *Ecological Indicators* 9/3: 528–539.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C. K., Biss, R., Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 34/4: 416–432.
- Crawley, M. J. (2005): *Statistics: An Introduction Using R*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Dolezsai A., Sály P., Takács P., Hermoso, V., Erős T. (2015): Restricted by borders: trade-offs in transboundary conservation planning for large river systems. *Biodiversity & Conservation* 24/6: 1403–1421.
- Dufrene, M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67/3: 345–366.

- EFI+ CONSORTIUM (2009): Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. June 2009. <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf> hozzáférés: 2016.01.25.
- Erős T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52/7: 1400–1415.
- Erős T. (2009): Az ökológiai minősítési rendszer fejlesztése 5. – minősítési rendszerek és a halak stresszorspecifitása. Szakértői jelentés a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium részére, pp. 105.
- Erős T., Sály P., Takács P., Specziár A., Bíró P. (2012): Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology* 57/9: 1914–1928.
- Európai Parlament, Európai Unió Tanácsa (2000): Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja* 15/5: 275–346. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32000L0060> hozzáférés: 2016.01.27.
- FAME CONSORTIUM (2004): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005. https://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf hozzáférés: 2016.07.14.
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z., Tóthmérész B. (2009): A magyarországi folyóvíztetek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici* 3: 47–58.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2007): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. *Hidrológiai Közlöny* 87/6: 179–182.
- 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.
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., Ofenböck, T. (2006): Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566/1: 311–324.
- Kateri, M. (2014): *Contingency table analysis. Methods and Implementation using R*. New York, USA: Birkhäuser/Springer.
- Kopf, R. K., Finlayson, C. M., Humphries, P., Sims, N. C., Hladysz, S. (2015): Anthropocene baselines: Assessing change and managing biodiversity in human-dominated aquatic ecosystems. *BioScience* 65/8: 798–811.
- Pont, D., Hugueny, B., Rogers, C. (2007): Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* 14/6: 427–439.
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2007): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. Nagykovácsi: Pars Kft.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Kestemont, P. (2007): A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology* 14/6: 393–405.
- Sály P., Takács P., Kiss I., Bíró P., Erős T. (2011): The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. *Ecology of Freshwater Fish* 20/2: 251–252.
- Semjén Zs. (2016): A Kormány 1155/2016. (III. 31.) Korm. határozata Magyarország felülvizsgált, 2015. évi vízgyűjtő-gazdálkodási tervéről. *Magyar Közlöny* 44:4144.
- Steenmans, C., Büttner, G. (2006): Mapping land cover of Europe for 2006 under GMES. In: Proceedings of the 2nd workshop of the EARSeL SIG on land use and land cover, Bonn, Germany, 28–30 September 2006: 202–207. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version-2> hozzáférés: 2015.01.25.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37/1: 130–137.
- Várbíró G., Deák Cs., Borics G., Krasznai E. (2010): Current issues in ecological water qualification: Developing multimetric macroinvertebrate index on lowland, small and medium sized watercourses – a case study. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 21: 247–254.
- Várbíró G., Fekete O., Ortmann-Ajkai A., Ficsor M., Cser B., Kovács K., Kiss G., Czirok A., Horvai V., Deák Cs. (2011): Developing a multimetric macroinvertebrate index on mountainous, small and medium sized water bodies. *Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica* 26: 211–220.
- VKKI (2010): A Duna-vízgyűjtő magyarországi része Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság. pp428. <http://www2.vizeink.hu/?module=ovgt100505> hozzáférés: 2016.02.09.

Authors:

Péter SÁLY (psaly@gamma.ttk.pte.hu), saly.peter@okologia.mta.hu), Tibor ERŐS (eros.tibor@okologia.mta.hu)

Függelék

F1

A HMMFI indexcsalád kidolgozásához használt trait adattábla. Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici X* honlapján:

http://haltanitorsasag.hu/ph10/Saly_&_Eros_okologiai_vizminosites_F1.pdf

F2

A teszt adatsor összeállításához a terepi gyűjtések során a vízfolyások hidrogeomorfológiai típusaitól függően alkalmazott mintavételi módszertan. Ez a módszertan egyben a HMMFI indexcsaláddal történő ökológiai állapotminősítéshez is javasolt, azzal a módosítással, hogy a Duna esetében legalább 10 db 500 méteres mintavételi egység felmérése az ideális.

- 1 SMS: 150 méter; gázolva; nappal; háton hordozható, akkumulátorról üzemelő, pulzáló egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl IG2B)
- 2 HLS: 150 méter; gázolva; nappal; háton hordozható, akkumulátorról üzemelő, pulzáló egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl IG2B)
- 3 HLR: 500 méter; csónakból, parttal párhuzamosan; nappal; aggregátorról üzemelő, sima egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl EL 64II)
- 4 LLS: 150 méter; gázolva; nappal; háton hordozható, akkumulátorról üzemelő, pulzáló egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl IG2B)
- 5 LLR: 500 méter; csónakból, parttal párhuzamosan; nappal; aggregátorról üzemelő, sima egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl EL 64II)
- 6 Duna: 3×500 méter; csónakból, parttal párhuzamosan; éjszaka; aggregátorról üzemelő, sima egyenáramú elektromos eszközzel (Hans Grassl EL 64II)

F3

A Magyar Multimetrikus Halindex (HMMFI) családdal minősített 310 db víztest térbeli elhelyezkedése és színekkel kódolt ökológiai minőségi osztálya (EQC). Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici X* honlapján:

http://haltanitorsasag.hu/ph10/Saly_&_Eros_okologiai_vizminosites_F3.pdf

F4

Összefoglaló diagram a vizsgálat módszertani lépéseiről. Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici X* honlapján:

http://haltanitorsasag.hu/ph10/Saly_&_Eros_okologiai_vizminosites_F4.pdf

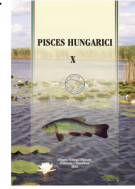
F5

R környezetben futó számítógépes program (*HMMFI Calculator v1.0*) a HMMFI indexcsalád alkalmazásához. A program .zip csomag formájában a *Pisces Hungarici X* honlapjáról érhető el: http://haltanitorsasag.hu/ph10/HMMFI_Calculator.zip. Továbbá, a HMMFI Calculator aktuális, legfrissebb verziója a Magyar Haltani Társaság honlapjának Ajánló menüjéből tölthető le (http://haltanitorsasag.hu/ajanlo_hu.php).

A program felhasználói ismeretei a .zip fájl kicsomagolása után a README_hun.txt fájlban olvashatók. A HMMFI Calculator ingyenesen letölthető és e jelen dolgozatra való hivatkozás feltüntetése esetén kutatási célokra ingyenesen használható. A program módosításához azonban a szerző hozzájárulása szükséges.



A Bán-patak Vadna közelében (Antal László felvétele)



Előzetes eredmények a ginogenetikus réticsík (*Misgurnus fossilis*) poliploidizációjáról

Preliminary result of polyploidization of gynogenetic weatherfish (*Misgurnus fossilis*)

† Buza E.¹, Kolics B.², Kovács B.², Demény F.¹, Horváth Á.¹, Müllerné T. M.¹, Urbányi B. ¹, Müller T.¹

¹Szent István Egyetem, MKK, Gödöllő

²Pannon Egyetem, GK, Keszthely

Kulcsszavak: PCR-RFLP, SCoT, ploiditás

Keywords: PCR-RFLP, SCoT, ploidity

Abstract

From interspecific breeding of weatherfish (*Misgurnus fossilis*) eggs and crucian carp (*Carassius carassius*) sperm, viable larvae were hatched. Two female fish were reared until their sexual maturation. The applied PCR-RFLP genetic methods did not show male genom (*C. carassius*) in the juveniles so ginogenetical origin of the two individuals was proven. Eggs from further reproduction of a female fish was fertilised by sperm of weatherfish. Eight viable larvae were hatched (F1R1 generation). The results of chromosome preparation suggested two F1R1 offsprings were tetraploid ($4n=100$) and two offspring hexaploid ($6n=150$). This is the first result that describes hexaploid (150 chromosome number) *M. fossilis*.

A réticsík (*Misgurnus fossilis*) szaporodásának egyik jellegzetessége az eltérő ploiditású utódok létrejötte, melynek szabályszerűségei kevésbé ismertek. A faj jelenleg elfogadott kromoszóma száma $2n=100$ (Raicu és Taiseacu 1972). Drozd et al. (2010) megfigyelése alapján a triploid, az átmeneti aneuploid és a tetraploid egyedek előfordulási gyakorisága a természetben 1:1:4. Diploid egyedeket nem találtak. Az aneuploid kromoszóma-szerelvénnyel rendelkező egyedek a triploidok és a tetraploidok keresztezésekből származhattak.

Célkitűzésünk a faj egyik szaporodásbiológiai jellegzetességének és a poliploidizációs képességének a vizsgálata.

Szaporítás

Két ikrás réticsík anyahalat (testtömeg 17,8–23 g) hormonálisan indukált szaporítási eljárással (Demény et al. 2009) ikrázásra bírtunk, és a lefejt ikratételeket egy széles kárászból (*Carassius carassius*) származó spermaadaggal termékenyítettük. Egy ikratételeből 3 életképes utód kelt ki, melyből 2 ikrást sikerült felnevelni laboratóriumi körülmények között (Buza et al. 2015). A következő évben a két ginogenetikus utód (alaktanra réticsík jegyeket mutattak) ikráit is réticsík apától (testtömeg 24,5g) származó spermával termékenyítettük.

Kromoszóma vizsgálatok

A kromoszóma preparálását a frissen kelt vagy néhány napos lárvákból Miskolci et al. (2005) protokollja alapján végeztük. A sejtosztódás metafázisában terült kromoszómákról készült digitális képek alapján történt a kromoszómaszámlálás.

Molekuláris genetikai vizsgálatok

A genomiális DNS-t az anyahalak úszójának szövetéből, illetve a lárvák fél testéből izoláltuk fenol-kloroformos eljárással. A vizsgálatban szereplő fajok genomi DNS-ének elkülönítésére egy új PCR-RFLP markert fejlesztettünk, génbanki szekvenciák vizsgálata alapján. A marker primer szekvenciáit és jellemzőit az 1. táblázat tartalmazza. A PCR profil a következő volt: 94 C°-on 3 perc elődenaturáció; 94 C°-on 1 perc, 60 C°-on 1 perc 72 C°-on 1 perc, 38 ciklusban; és 72 C°-on 10 perc végső extenzió. A PCR termékek kimutatása 1,5%-os agaróz gélen (Promega) történt, ethidium-brom festéssel.

1. táblázat. Alkalmazott primerek és restrikciós endonukleázok
Table 1. Applied primers and restriction endonucleases in the experiment

Primer neve	Szekvencia 5'-3'	PRC termék	Restrikciós endonukleáz	Emésztés utáni fragmentméretek
Rhodopsin 1F	TCACCATCGAGCACAAGAAGT	583 bp	Taq I	<i>M. fossilis</i> : 154/429bp
Rhodopsin 1R	CGACCATGCGGGTGACCT			<i>C. carassius</i> : 7/147/197/231

Réticsík × széles kárász (indukált ginogenetikus) szaporítás eredménye

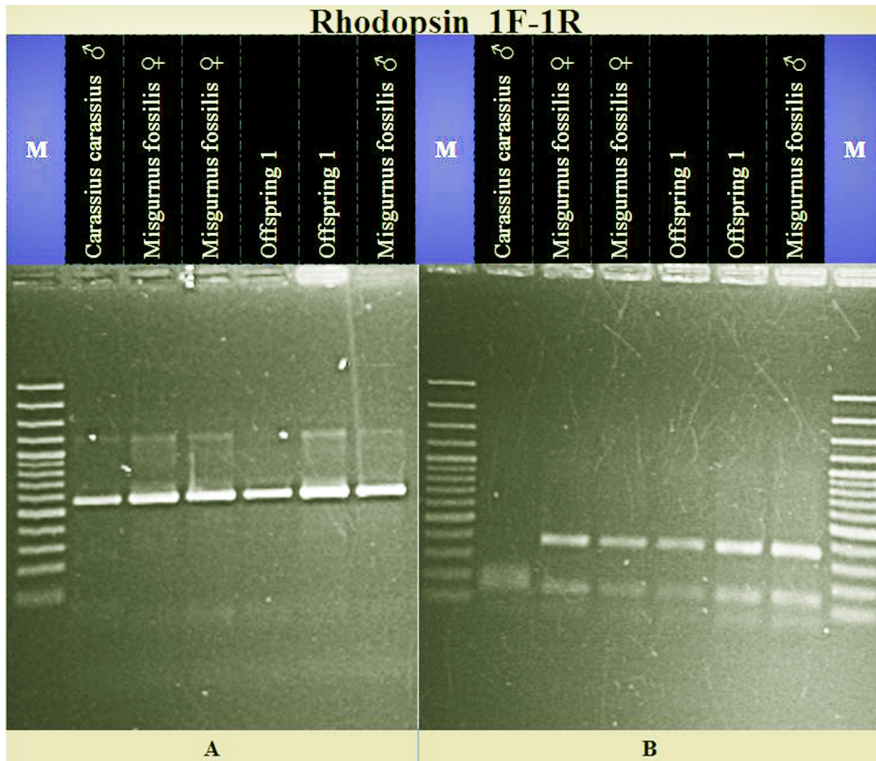
Réticsík ikratételeket széles kárász spermiummal termékenyítve életképes, morfológiailag réticsík utódokat nyertünk: három lárvát kelt ki 1210 ikrából (kelési arány: 0,24%), két ikrás egyed sikeresen felnevelni ivarérett korig.

Ginogenetikus réticsík × réticsík továbbkeresztelés eredménye

Következő évben egy ginogenetikus úton létrehozott és sikeresen felnevelt ikrás (testtömeg 11,57 g) indukált szaporítása során kis mennyiségű ikrát nyertünk (ikratömeg: 0,42 g), amelyet réticsík spermiummal termékenyítve (30,34 %-os termékenyülés) nyolc utódot kaptunk (F1R1 generáció). Ezek közül négyen kromoszóma-, illetve DNS-vizsgálatot végeztünk, négy táplálkozott ivadék a nevelésük során elpusztult (tartási hiba).

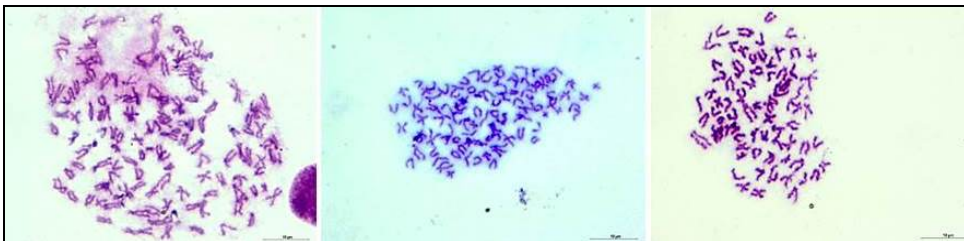
A ginogenetikus úton létrehozott ivadékok kromoszómapreparálása azt mutatta, hogy két egyed hexaploid és két egyed tetraploid volt. Fontos kihangsúlyoznunk, hogy a természetből még nem írtak le tetraploidnál nagyobb kromoszómaszerelévennyel rendelkező réticsíkot. A réticsík és kárász anyahalak, illetve utódaik DNS-mintázatának összehasonlítása alapján (1. ábra) apai kárászfragmentek nem detektálhatóak az utódokban. Az alkalmazott PCR-RFLP módszer egyértelműen kizárta az apai *C. carassius* örökítőanyag jelenlétét az utódokban, mivel a nukleáris öröklődésű marker csak az anyai allél jelenlétét mutatta. A kísérletben szereplő különböző ploiditású réticsíkok kromoszómaállományát a 2. ábra mutatja.

A ploiditási szint változásával kapcsolatos eredmény magyarázatában japán kutatók az azonos genusba tartozó *M. anguillicaudatus* fajon végzett megfigyelései segíthetnek (például: Arai et al. 1993; Morishima et al. 1995, 2002; Itono et al. 2006, Li et al. 2011). Ennél a fajnál ginogenetikus utódok hozhatók létre tetraploid ikrás ikrájának ultraibolya fényrel besugárzott normál diploid csíknak, pontynak (*Cyprinus carpio*) vagy aranyhalnak (*C. auratus*) a spermájával (Arai et al. 1993; Morishima et al. 2002). Itono és munkatársai (2006) arról számoltak be, hogy a klónozott csíkok diploid ikrája a premeiotikus endomitózis citológiai mechanizmusa útján keletkezik. Ennek során a kromoszómaszám citokinézis nélkül duplázódik meg a meiózis során, az oogónia kezdete előtt, és két, látszólag normál meiotikus osztódás megy végbe. Tetraploid ikrások és diploid tejések keresztezését követően a második sarki test lefűződésének gátlásával pentaploid egyedek jönnek létre. A triploid és pentaploid kromoszómaállományú ikrások ikrájából életképes utódok fejlődnek, amennyiben normális, haploid spermiummal lettek termékenyítve (Matsubara et al. 1995).



1. ábra. A *Misgurnus fossilis* × *Carrassius carassius* keresztezés PCR-RFLP módszerrel kapott termékei 1.5% agaróz gélen vizualizálva. A: PCR termékek, B: fragmentek a PCR termékek restrikciós endonukleázzal történő emésztése után

Figure 1. PCR products gained from *Misgurnus fossilis* × *Carrassius carassius* crossings visualized on 1.5% agarose gel. A: fragments from the PRC reaction B: Fragments resulting from digesting of PCR products with restriction endonucleases



2. ábra. 150 kromoszómaszámú (hexaploid), 100 kromoszómaszámú (tetraploid) és 75 kromoszómaszámú (triploid) réticsíkvivadékok kromoszómakészlete

Figure 2. Chromosome set of hexaploide, tetraploide and triploide *Misgurnus fossilis* offsprings with chomosome numbers 150, 100, 75 respectively

A ginogenetikusan létrehozott *M. fossilis* feltehetősen poláris testeket ki nem lökő hexaploid utódokat (ikra: $3n$, poláris test: $3n$), valamint egy poláris testet tartalmazó tetraploid utódokat (ikra $3n$, poláris test) hozott létre. A kísérleteket többszöri ismétléssel végeztük (réticsík × széles kárász keresztezést az ellenőrző réticsík × réticsík termékenyítésekkel 8 alkalommal), ahol a több száz ivadék kromoszóma vizsgálata folyamatban van. Az eddig előzetesen meghatározott ploiditási szintek alapján a réticsík × széles kárász keresztezés eredményeként tetraploid (2 egyed), triploid (4 egyed)

és aneuploid utódok (2 egyed) keletkeztek, míg a réticsík × réticsík keresztezés tetraploid (10 egyed) és aneuploid utódokat (2 egyed) eredményezett. A PCR-RFLP módszer itt is egyértelműen kizárta az apai *C. carassius* örökítőanyag jelenlétét az utódokban (20 egyed). Az adatok pontosítása és az elemszámok kibővítése folyamatban van.

Távolabbi terveink között szerepel, hogy ginogenetikus réticsík × réticsík F1R1 generációjának egyedeiben a fajazonos (réticsík) apai genom jelenlétét mikroszatellit markerekkel detektáljuk, illetve flow citometriai vizsgálati adatokkal összevetve értékelnénk a ploiditási szinteket.

Köszönetnyilvánítás

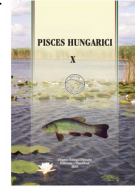
A kutatást a Nemzeti Kiválóság Program (11476-3/2016/FEKUT) azonosító számú pályázat támogatta.

Irodalom

- Arai, K., Kumi, M., Ryo, S. (1993): Production of polyploids and viable gynogens using spontaneously occurring tetraploid loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture* 117/3–4: 227–235.
- Buza E., Demény F., Müller T. (2014): A réticsík. p. 179–238. In: Müller T. (ed.): *Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réticsík, széles kárász)*. Vármédia Print Kft, Gödöllő, pp. 381.
- Demény F., Zöldi L. G., Deli Zs., Fazekas G., Urbányi B., Müller T. (2009): A réticsík (*Misgurnus fossilis*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* 3: 107–113.
- Drozd, B., Flajshans, M., Ráb, P. (2010): Sympatric occurrence of triploid, aneuploid and tetraploid weatherfish *Misgurnus fossilis* (Cypriniformes, Cobitidae). *Journal of Fish Biology* 77: 2163–2170.
- Itono, M., Morishima, K., Fujimoto, T., Bando, E., Yamaha, E., Arai, K. (2006): Premeiotic endomitosis produces diploid eggs in the natural clone loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Teleostei: Cobitidae). *Journal of Experimental Zoology* 305A: 513–523.
- Li, Y.-J., Yu, Z., Zhang, M.-Z., Qian, C., Abe, S., Arai, K. (2011): The origin of natural tetraploid loach *Misgurnus anguillicaudatus* (Teleostei: Cobitidae) inferred from meiotic chromosome configurations. *Genetica* 139/6: 805–811.
- Matsubara, K., Arai, K., Suzuki, R. (1995): Survival potential and chromosomes of progeny of triploid and pentaploid females in the loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture* 131/1–2: 37–48.
- Miskolczi M., Mihálfy S., Várkonyi E. P., Urbányi B., Horváth Á. (2005): Examination of larval malformations in African catfish *Clarias gariepinus* following fertilization with cryopreserved sperm. *Aquaculture* 247/1: 119–125.
- Morishima, K., Horie, S., Yamaha, E., Arai, K. (2002): A cryptic clonal line of the loach *Misgurnus anguillicaudatus* (Teleostei: Cobitidae) evidenced by induced gynogenesis, interspecific hybridization, microsatellite genotyping and multilocus DNA fingerprinting. *Zoological Science* 19: 565–575.
- Raicu, P., Taisescu, E. (1972): *Misgurnus fossilis*, a tetraploid fish species. *The Journal of Heredity* 63: 92–94.

Authors:

Eszter BUZA, Balázs KOLICS (bkolics@gmail.com), Balázs KOVÁCS (kovacs.balazs@mkk.szie.hu), Ferenc DEMÉNY, Ákos HORVÁTH, Magdolna MÜLLERNÉ TRENÓVSZKI, Béla URBÁNYI, Tamás MÜLLER (Muller.Tamas@mkk.szie.hu)



Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára

The influence of anthropogenic interventions on the fish fauna of River Öreg-Túr

Fazekas D., Sólyom N., Nyeste K., Antal L.

Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: mőtárgy, zsilip, élőhely rehabilitáció, kotrás

Keywords: structure, floodgate, habitat rehabilitation, dredging

Abstract

In the last decades numerous riverbed settlement and regulation activities were implemented on the River Öreg-Túr to improve the riverine conditions and water retention features of the river. As a result, the flow conditions of the river have changed significantly influencing the composition of organism community of the water including the fish fauna. The aim of this work was to examine the effect of these anthropogenic interventions on the fish fauna.

A total of 1301 individuals of 22 species were identified monitoring the fish fauna in the whole length of the River Öreg-Túr (from Sonkád to Tisza mouth) and in the three main tributaries in autumn 2015 and in spring 2016. The majority of the individuals were found in the upper region of the river. Conservation and ecological assessment based on fish communities indicated a deterioration in conservation value from the source toward the mouth of the river. Three sections with good and three sections with bad ecological value were identified on the main river while all three tributaries could be classified as poor or bad in this qualification system. Our results show that certain barrages have an obvious negative impact on the fish fauna by damming the water, though dredging carried out in an ecologically appropriate way may have positive impact on the fish communities.

Bevezetés

A Túr a Tisza bal oldali mellékfolyója, hossza az Avasfelsőfalu (Negrești Oaș) feletti forrástól a Tizsakóródi torkolatig 94 km, amelyből 66 km Románia, 28 km pedig Magyarország területére esik (Harka et al. 2003). A 20. század első felében történő szabályozását megelőzően egy sekély medrű, több ágra szakadó vízfolyás volt, mely elsősorban a Tisza és a Szamos közére érkező víztömegeket vezette a Tiszába, s egykori árvizei számos vizes élőhelyet éltek (Szlávik 2014). A szabályozáskor azonban az erősen kanyargó vízfolyást ásott mederbe terelték, s az ekkor kialakított sonkádi osztómű révén a lehető legrövidebb úton, alsó szakaszától megfosztva a Tiszába vezették (Harka et al. 2003). A Túr ezen egykori alsó szakaszát nevezik ma Túr-belvíz főcsatornának vagy Öreg-Túrnak, ami Olcsvaapátnál torkollik a Tiszába (Harka et al. 2003). Hossza 65 km, vízügyi szempontból elsősorban belvízcsatornaként funkcionál, de a sonkádi osztómű révén a Túr felől is kap vízutánpótlást (Dövényi 2010).

Ezen vízrendezési munkálatok igen komoly hatással bírtak a Tisza és a Szamos közötti területek élővilágára. 2012. május végén fejeződtek be a Túr vízrendszerén végzett élőhely-rehabilitációs munkálatok, melyeknek célja a terület vízháztartásának javítása volt. Az "Öreg-Túr rehabilitációja" című projekt ökológiai célzatú vízszintemeléssel révén igyekezett a folyó vízviszonyait, vízvisszatartását javítani (Kovács & Juhász 2015). A munka első ütemében új mederduzzasztókat építettek, a korábbi mőtárgyak rekonstrukcióját és mederrendezéseket végeztek el.

Jelen dolgozatunkban arra kerestük a választ, hogy az Öreg-Túron jelenlévő és újonnan épült mőtárgyak, illetőleg a rehabilitációs tevékenységek hogyan befolyásolták a folyó halfaunáját.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 2015 őszen, és 2016 tavaszán végeztük az Öreg-Túr főfolyásán kijelölt 10, illetve a fő mellékvízfolyásokon lévő 3 mintavételi helyszínen (1. ábra, 1. táblázat).

Felméréseinket a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokollja szerint végeztük. 150 méteres szakaszokat mértünk fel csónakos, illetve gázolósos módszert alkalmazva. A mintavétel során egy német gyártmányú Hans-Grassl IG200/2B típusú, akkumulátorról üzemelő pulzáló egyenáramú kutató elektromos halászgépet használtunk. A halakat az azonosítást követően sértetlenül visszaengedtük élőhelyükre.

Az egyes szakaszok halközösség alapú ökológiai minősítését az „*Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes*” (EQ_{IHRF}) nevű rendszer (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2007, 2011, Halasi-Kovács et al. 2009) segítségével végeztük, emellett elvégeztük a halfauna természetvédelmi értékelését (Guti et al. 2014) az arra alkalmas TAR szoftver alkalmazásával (Antal et al. 2015). A diverzitás megállapításához a ritka fajokra érzékeny Shannon-Wiener diverzitás indexet (H), és a Berger-Parker dominancia indexet (*d*) használtuk.

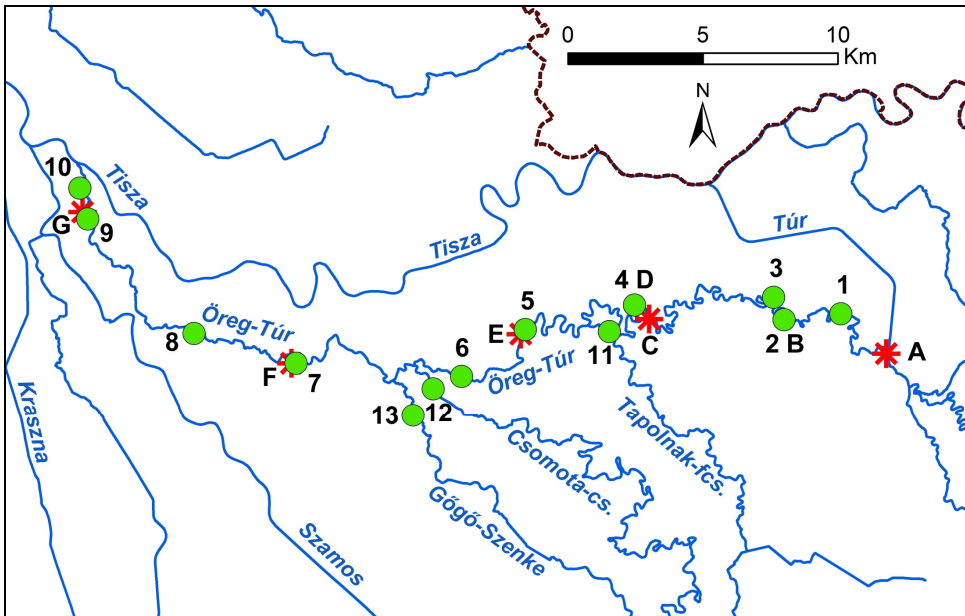
1. táblázat. Mintavételi helyszínek az Öreg-Túron és a mellékvízfolyásokon
Table 1. Sampling sites on the River Öreg-Túr and on its tributaries

Sorszám Numbers	Vízfolyás Streams	EOV X	EOV Y	WGS X	WGS Y
1	Öreg-Túr	306854	925070	E22° 44' 16.58"	N48° 02' 48.61"
2	Öreg-Túr	306637	922968	E22° 42' 34.72"	N48° 02' 44.79"
3	Öreg-Túr	307461	922580	E22° 42' 17.87"	N48° 03' 12.02"
4	Öreg-Túr	307180	917431	E22° 38' 08.87"	N48° 03' 10.66"
5	Öreg-Túr	306179	913221	E22° 34' 43.61"	N48° 02' 44.49"
6	Öreg-Túr	304540	911023	E22° 32' 54,06"	N48° 01' 54,68"
7	Öreg-Túr	304969	904732	E22° 27' 51.60"	N48° 02' 17.56"
8	Öreg-Túr	306128	901116	E22° 24' 59,62"	N48° 03' 00,12"
9	Öreg-Túr	310535	896985	E22° 21' 49.36"	N48° 05' 28.38"
10	Öreg-Túr	311497	896885	E22° 21' 46.50"	N48° 05' 59.63"
11	Tapolnok-főcsatorna	306204	916496	E22° 37' 21,62"	N48° 02' 40,48"
12	Csomota-csatorna	304077	909976	E22° 32' 02,58"	N48° 01' 41,22"
13	Gőgő-Szenke	303089	909231	E22° 31' 24,53"	N48° 01' 10,34"

Eredmények és értékelés

Az Öreg-Túr halfaunáját Harka (1994) közel két évtizeddel ezelőtt mérte fel, mely során 18 fajt azonosított az 5 mintavételi helyszínen. Jelen vizsgálatunk során a folyó teljes szakaszán és a három fő mellékvízfolyáson 22 halfaj 1301 egyedét sikerült azonosítanunk (2. táblázat).

A kimutatott 22 faj közül 7 védett (leánykancér – *Rutilus virgo*, sujtásos küsz – *Alburnoides bipunctatus*, tiszai küllő – *Gobio carpathicus*, halványfoltú küllő – *Romanogobio vladkovi*, szívárványos ökle – *Rhodeus amarus*, réti csík – *Misgurnus fossilis*, vágócsík – *Cobitis elongatoides*), 1 faj (szilvaorrú keszeg – *Vimba vimba*) a Berni Egyezmény III. függelékében szerepel, és 5 faj adventív eredetű (razbóra – *Pseudorasbora parva*, ezüstkárász – *Carassius gibelio*, fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas*, naphal – *Lepomis gibbosus*, amurgéb – *Perccottus glenii*) hazánkban.



1. ábra. Mintavételi helyszínek (kör), valamint a műtárgyak (csillag) az Öreg-Túron és a mellékvízfolyásokon. Számolás az 1. táblázat alapján. További jelmagyarázat: A – Sonkádi zsilipes fenékgát, B – kotrás, C – Túrístvándi vízimalom, D – kotrás, E – Kómörői osztómű, F – Nábrádi fenékküszöb és hallépcső, G – Kövessy Győző zsilip.

Figure 1. Sampling sites (circles) and structures (stars) on the River Öreg-Túr and tributaries. Numbering based on Table 1. Further legends: A – Dam with flood-gate (Sonkád), B – dredging, C – Water mill (Túrístvándi), D – dredging, E – Dam (Kömörő), F – Dam with fish pass (Nábrád), G – Kövessy Győző flood-gate.

A legtöbb fajt a 10. (tizenhárom), illetve a 4. mintavételi helyen (tizenny) azonosítottuk. A 10. szakasz az Öreg-Túr torkolati részén található, a fajgazdagság mögött a Tisza közelsége és az így érvényesülő torkolati hatás állhat. A 4. mintavételi helyszín medrét néhány évvel ezelőtt kotorták. A kotrás pozitív hatását alátámasztja a szintén kotort medrű 2. mintavételi szakasz relatív magas fajszáma (kilenc) is. A szabályozási munkálatokat megelőzőleg a Túr akadályok nélkül tudott a Tiszába folyni. A különböző medertárgyak, amelyek a tárgy feletti szakaszokon duzzasztó hatást fejtenek ki, az egykori lotikus élőhelyekben gazdag vízfolyás viszonyait átalakítják. Ennek következtében a víz sebessége lelassul, olykor állóvíz jellegűvé is válhat, s az általa szállított hordalék nagy része a mederbe ülepszik ki. Ezen mederanyag szerves alkotóinak mineralizációja egyrészt növeli a víz trofitását, másrészt rontja az oxigénháztartást. A lecsökkent oxigénmennyiséget a halak jó része (a reofil fajok kifejezetten) egyébként sem tolerálja jól, de az ilyen viszonyok mellett a mederanyag bomlása az élőlények számára mérgező vegyületek képződésével is jár. Mindezen tényezők negatívan képesek befolyásolni egy duzzasztott folyóvízszakasz élővilágát.

Ezzel szembesültünk a 9. mintavételi pontnál is, ahol a Kövessy Győző zsilip miatt visszaduzzasztott szakaszon vastag, H_2S kíséretében bomló szerves üledék jelenlétét és igen szegényes halfaunát tapasztaltunk. Az Öreg-Túron legrosszabb eredményeket mutató 7-9. duzzasztott mintavételi szakaszok oldott oxigéntartalma is igen alacsony volt, rendre 3,05, 4,75 és 5,05 mg/L. A kotrás során azonban eltávolítják ezen üledék nagy részét, így egyrészt javul a víz oxigénháztartása, lecsökken a mérgező vegyületek keletkezésének forrása, másrészt az eredeti halfauna szempontjából kedvező irányban módosul a víz trofitása. Jól jelzi ezt a kotort medrű 4. és 2. mintavételi szakasz relatíve magas fajszáma, és a víz minőségére érzékenyebb, kifejezetten reofil fajok megjelenése, mint a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) és a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*). A kotrás kedvező hatását jól

mutatja az is, hogy a 2. szakasz oldott O₂ tartalma viszonylag magasabb 6,67, míg a 4. szakaszé 6,24 mg/L volt.

2. táblázat. A mintavétel során kimutatott halfajok és egyedszámaik
Table 2. In sampling detected fish species and its number of individuals

Mintavételi szakaszok/fajok Sampling area/species	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.
<i>Rutilus rutilus</i>	9	11	5	16	10	12	1	1	-	11	-	-	-
<i>Rutilus virgo</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	14	21	26	66	17	7	-	-	-	45	15	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	2	84	9	49	-	14	-	-	-	103	-	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1	8	2	3	-	6	-	-	-	66	-	-	-
<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	11	-	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-
<i>Gobio carpathicus</i>	-	-	-	5	-	-	-	-	-	5	-	-	-
<i>Romanogobio vladykovi</i>	32	20	11	5	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva*</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	139	38	65	22	4	2	-	-	2	16	3	-	-
<i>Carassius gibelio*</i>	4	-	-	-	-	-	27	-	20	1	-	-	4
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	-	5	-	4	1	-	1	-	-	-	5	2	-
<i>Ameiurus melas*</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	4	-	4	7	-	-	1	1	-	1	-	-
<i>Lepomis gibbosus*</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	1	13	12	2	-	-	-	3	-	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	1	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
<i>Percottus glenii*</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	42	1	-	5	83
Egyedszám / N of individuals	202	192	121	198	52	46	30	6	65	266	28	8	87
Fajszám / N of species	8	9	9	11	7	9	4	3	4	13	7	3	2

A természetvédelmi szempontból értékes, védett, vagy valamely nemzetközi egyezmény hatálya alá tartozó fajok nevét félkövérrel, míg az adventív eredetűeket csillaggal (*) jelöltük.

Az egyik fő mellékvízfolyáson, a Gőgő-Szenkén kijelölt 13. mintavételi helyszínen mindössze két, adventív eredetű fajt, az invazív amurgébet (*Percottus glenii*) és az ezüstkárászt (*Carassius gibelio*) mutattuk ki. A Gőgő-Szenke korábban ismert élőhelye volt a lápi pócna, a jelen felmérés során azonban sajnálatosan egyetlen példányt sem találtunk.

A fajlisták általános ismertetésén túl nagyon fontos azok sokféleségének számszerűsítése, melyek alapján értékelhetők az egyes szakaszok halfaunái, másrészt egymással és más vizekkel összevethetővé válnak. A halfauna fajszerkezetének EQ_{IHRF} minősítése alapján az Öreg-Túr vízrendszerének minősége a folyó eredésétől a torkolat irányába csökkenő tendenciát mutat. A rehabilitációs munkálatok (mint pl. a kotrás) következtében egyes szakaszok ellentmondanak ezen tendenciának. A kapott értékszámokat és a hozzá tartozó minősítési kategóriákat a 3. táblázat szemlélteti.

3. táblázat. A mintavételi szakaszok minősítése és természetvédelmi értékelése. A mintavételi helyek számozása az 1. táblázat alapján készült

Table 3. Qualification and conservation value of sampling sites. Numbering of the sampling sites based on Table 1.

Mintavételi hely Sampling area	T _A	T _R	EQI érték Value	EQI minősítés Quality	Shannon- Wiener (H)	Berger- Parker (d)
1.	8	1	28	K	1,05	0,69
2.	10	1,11	35	K	1,66	0,44
3.	9	1	30	K	1,39	0,54
4.	15	1,36	41	J	1,91	0,33
5.	7	1	24	G	1,64	0,33
6.	13	1,44	38	J	1,79	0,3
7.	4	1	13	R	0,43	0,9
8.	2	0,67	14	R	0,87	0,67
9.	3	0,75	15	R	0,82	0,65
10.	18	1,39	40	J	1,69	0,39
11.	9	1,29	25	G	1,43	0,54
12.	5	1,67	16	R	0,9	0,63
13.	1	0,5	10	R	0,19	0,95

Az első hat mintavételi hely az Öreg-Túr felső szakaszán helyezkedett el. Közülük, ahogy korábban is említettük, mind faj-, mind egyedszámban, abszolút és relatív természetvédelmi értékelésben, illetve EQI_{HRF} minősítésben kiemelkedő a 2. és 4. mintavételi helyszín. Mind az abszolút (T_A), a relatív természetvédelmi (T_R) és az EQI értékeik, illetve a diverzitás indexeik számított értékei alapján elmondható, hogy ez a két szakasz értékesebb halfaunával rendelkezik, mint a többi mőtárgy alatti és feletti szakasz. Ennek háttérében a folyószabályozási munkák következtében végzett kotrás állhat, ami a korábban leírtaknak megfelelően pozitív hatással volt a halfaunára. Az 5. mintavételi helyszín gyenge minősítést ért el, aminek háttérében az állhat, hogy ez a mintavételi pont közvetlenül a Kőmörői osztómű felett helyezkedett el. Itt érvényesült a mőtárgy visszaduzzasztó hatása, mely során a víz a mőtárgy felett közel állóvíz jellegűvé vált. Egy vízfolyáson történő ilyen jellegű élőhely-átalakulást a korábbi fauna nagy része nem tolerálja jól.

A folyó alsó szakasza (7-10. mintavételi helyszín) már rosszabb képet mutat. A 10. mintavételi szakasz kiemelkedik a többi közül a szembetűnően jó minősítési eredményével, továbbá a természetvédelmi-, és diverzitás index értékeivel. A mőtárgynak (Kövessy Győző zsilip) köszönhetően a zsilip feletti és a zsilip alatti víz habitusa meglehetősen eltérő. A 7., 8., és 9. szakasz rossz minősítést ért el, melyek közül a legrosszabb értékszámokkal a 7. mintavételi helyszín rendelkezik. Ez annak tudható be, hogy a mintavételi pont közvetlenül a Nábrádi fenékküszöb felett helyezkedett el, ahol szintén érvényesült a mőtárgy vízvissaduzzasztó hatása. A kapott eredményeket a számított diverzitás indexek és a mért oldott oxigénkoncentráció értékei is alátámasztják. Kovács & Juhász (2015) 2013-ban a Nábrádi hallépcső vizsgálata során a felvízen összesen 15 fajt azonosított. Ezzel szemben a jelen vizsgálat során ugyanezen erősen duzzasztott felvízi szakaszon (7. mintavételi pont) mindössze 4 faj jelenlétét tapasztaltuk. Ennek oka valószínűleg az lehet, hogy a fent említett munka nyolc mintavétel eredményeit összegzi (melyben a tizenötből kilenc faj tíznél kisebb egyedszámmal, tehát csak elvétve fordult elő) továbbá az, hogy a két kutatás mintavételi módszere is eltérő. E tekintetben messzemenő következtetéseket a két vizsgálat összevetésében nem tudunk tenni. Összefoglalva elmondható, hogy a folyó alsó szakasza lassabb sodrású, szinte állóvíz jellegű. A

10. mintavételi helyszín kiemelkedő eredménye feltehetőleg a Tisza torkolati hatásának köszönhető.

Eredményeink kiegészítéseként az Öreg-Túr három legjelentősebb mellékvízfolyását is felmértük. Ezek mindegyike gyenge, illetve rossz minősítést ért el. Ennek magyarázata valószínűleg az lehet, hogy ezen vízfolyások közvetlen környezetében aktív mezőgazdasági tevékenységek folynak, megfelelő területű pufferzóna hiányában. Eredményeink alapján azonban megállapítható, hogy ezek a kisvízfolyások csak csekély mértékben befolyásolják az Öreg-Túr halfaunáját.

Összefoglalásként elmondható, hogy az Öreg-Túron a Sonkádi osztóműtől az olcsvaapáti torkolat irányába a kapott eredmények egyre romlottak, mely tendenciának csak a 10. mintavételi helyszín mond ellent. A halfauna szempontjából sajnálatosan erősen érzékelhető a különböző műtárgyak negatív hatása. Eredményeink alapján továbbá látható, hogy egy vízfolyás életében a fent említett műtárgyak főleg a duzzasztás révén fejtik ki negatív hatásukat, melyet alátámaszt az is, hogy a műtárgyak feletti, duzzasztott szakaszok általában rosszabb képet mutattak, mint az az alatti szakaszok. További fontos megállapításunk az, hogy a tapasztalt negatív hatásokat a duzzasztott szakaszok rendszeres és megfelelően kivitelezett kotrása valamelyest enyhíteni képes, így ezek jövőben történő rendszeres megismétlését a magas költségek ellenére is kiemelkedő fontosságúnak ítéljük.

Munkánk folytatásaként érdemes lenne megvizsgálni a műtárgyak más élőlény-csoportokra gyakorolt hatását is, hiszen az általunk végzett kutatás és eredményeink értékelése csupán halak szempontjából történt.

Köszönetnyilvánítás

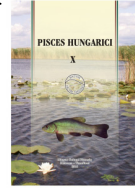
Köszönet illeti a DE TTK Hidrobiológia Tanszékét, amiért felszerelésükkel támogatták a terepi munka létrejöttét, illetve Abonyi Tamást a terepi munkában való közreműködéséért.

Irodalomjegyzék

- Antal L., Harka Á., Sallai Z., Guti G. (2015): TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver. *Pisces Hungarici* 9: 71–72.
- Dövényi Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- 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., Tóthmérész B. (2007): Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. *Hidrológiai Közlöny* 87/6: 179–182.
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z., Tóthmérész B. (2009): A magyarországi folyóvíztestek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici* 3: 47–58.
- 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.
- Harka Á. (1994): A Túr halai. *Halászat* 87/2: 50–53.
- Harka Á., Sallai Z., Wilhelm S. (2003): A Túr és mellékvizeinek halai. *Halászat* 96/1: 37–44.
- Kovács Z., Juhász L. (2015): Az Öreg-Túron kialakított nábrádi hallépcső működésének tanulmányozása. *Pisces Hungarici* 9: 55–57.
- Szlávik L. (2014): A szabályozási munkák szülöttje: A Túr folyó. MHT XXXII. Országos Vándorgyűlés dolgozatai. ISBN 978-963-8172-32-7.

Authors:

Dorottya FAZEKAS (dorczy01@gmail.com), Norbert SÓLYOM, Krisztián NYESTE (nyestekrisztian@gmail.com), László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu)



Tájékoztató adatok a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides* Lacepède, 1802) növekedéséről a Látóképi-tározóban

Informative data on the growth of the largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacepède, 1802) in Látókép reservoir

Kovács Sz., Juhász L.

Debreceni Egyetem, MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék

Kulcsszavak: testhossz, testtömeg, korcsoportok

Keywords: body length, body weight, age groups

Abstract

A considerable amounts of largemouth bass were released into the Látókép water reservoir located next to Debrecen in 1995, 2002 and 2013 for sport angling purposes. Since then, a self-sustaining population can be found in the reservoir. The angling of this species is not common; only “catch-and-release” is allowed. Our research was performed in 2015 and 2016, on more than 100 caught individuals. We took scale samples and measured their weight and body length. Based on these values, we evaluated the trends of age, weight and standard body length. The eldest individual was 15 years old. In correlation of the weight and body length we determined, that these values do not differ excessively from the values recorded and presented in the original area of this species. The rate of population increase is at a low level, so it is not probable, that a concurrence would appear between the largemouth bass and the native predator species.

Bevezetés

A pisztrángsügér világszerte az egyik legnépszerűbb édesvízi ragadozó hal a sporthorgászok körében. A nemzetség különböző fajainak kisebb-nagyobb állományai valamennyi kontinensen megtalálhatók. A pisztrángsügér őshazáját Észak-Amerika keleti és középső részének vizei jelentik, a Nagy-tavaktól délre, a Mexikói öböl és Floridáig (Jackson 2002). A telepítéseknek köszönhetően az Egyesült Államok csaknem egész területén megtalálható, de az így kialakult állományok egymástól általában elszigeteltek (Pintér 2015). Európába Borne hozta be a 19. század végén, először Németországba. Az első szállítmány 1883-ban érkezett, New York közelében begyűjtött pisztrángsügérekéből, amelyből 1885-re mindössze 10 példány maradt. Ennek a 10 hálnak a továbbtenyésztéséből származnak az Európában szórvaosan megtalálható pisztrángsügér populációk (Pintér 2015). Napjainkban már számos európai országban meghonosodott, eltérő nagyságú állományokban. Oroszországban is megpróbálták meghonosítani, ám ez nem járt sikerrel (Kottelat és Freyhof 2007). Magyarországon a 20. század elején, a Felvidéken, majd Somogyárdon kezdődött a tógazdasági tenyésztése. 1909-ben kikerült a Balatonba, majd nem sokkal később a Dunából és a Drávából is ismertté vált (Vutskits 1913). A több mint egy évszázad alatt hazánkban öfenntartó állománya csak néhány víztérben alakult ki (Pintér 2015).

A Látóképi-víztározó egy egykori belvízlevezető csatorna ősmédrére épült 1981-ben, Debrecentől 14 kilométerre. Vízfelülete 60 hektár, vízutánpótlását a Keleti-főcsatorna biztosítja. Átlagos vízmélysége 4 méter.

A Látóképi-tározóban az 1990-es évek közepén nagymértékben elszaporodtak a törpeharcsák, amit a terület kezelői tetemes pisztrángsügér telepítéssel próbáltak visszaszorítani. A tározó létrehozását követően háromszor történt pisztrángsügér telepítés. Legelőször 1995-ben ezt követően 2002-ben. A legutóbbi telepítés 2013 novemberében

történt, amikor 2000 db előnevelt egynyaras pisztrángsügért engedtek a vízterbe, sporthorgászati hasznosítás céljából.

Vizsgálataink során arra kerestünk választ, hogy a több mint 20 éve már a tározóban élő pisztrángsügér állománynak milyen a kormegoszlása, valamint a tömeg- és testhossz gyarapodása miként alakul az életkor függvényében. Vizsgálataink aktualitását az jelenti, hogy ennek az idegenhonos fajnak a növekedési ütemét hazai természetes vizeinkben még nem vizsgálták (Pintér 2015).

Anyag és módszer

Vizsgálatainkhoz a halakat 2015 márciusa és szeptembere között, valamint 2016 márciusában és júniusában, pergető horgász módszerrel gyűjtöttük. Különböző méretű műcsalikot használtunk a méretszelekció csökkentése érdekében. A kifogott példányokból pikkelymintát vettünk (életkor meghatározáshoz), illetve a tömeg- és a hossz méretek (standard testhossz) is rögzítésre kerültek. A továbbiakban azonban csak 102 példány adataival dolgozunk, mert 102 egyed pikkelye bizonyult kormeghatározásra alkalmasnak. Mivel az év különböző hónapjaiban fogott halak életkora sem években, sem nyarakban nem fejezhető ki egész számokkal, a korcspontok meghatározásánál kerültük az egy-, két-, hároméves, illetve az egy-, két-, háromnyaras megnevezést. Helyettük az első nyaras, második nyaras, harmadik nyaras stb. megjelölést alkalmaztuk, amely időintervallumokba beleértendő a tavasztól őszig terjedő teljes tenyészidőszak. A kifogott halakat, amelyek adatait az 1. táblázat tartalmazza, a méretek felvétele után visszaengedtük a vízbe.

A testhossz (L) és a testtömeg (W) közötti összefüggést – 102 példány adatai alapján – a Tesch (1968) által javasolt $W = aL^b$ formula alapján határoztuk meg.

Eredmények és értékelés

A vizsgálatok során a második nyaras korosztályba tartozó példányoktól egészen a legalább 14. éves korúig valamennyi korcsoportú egyedek előkerültek (1. táblázat). Legnagyobb számban a 3. és 4. nyaras, valamint a 10. nyarasnál idősebb halak kerültek befogásra.

A halak standard testhossza (L) és testtömege (W) között fennálló összefüggést az 1. ábra mutatja be.

1. táblázat. A fogott halpéldányok adatai (n: 102)

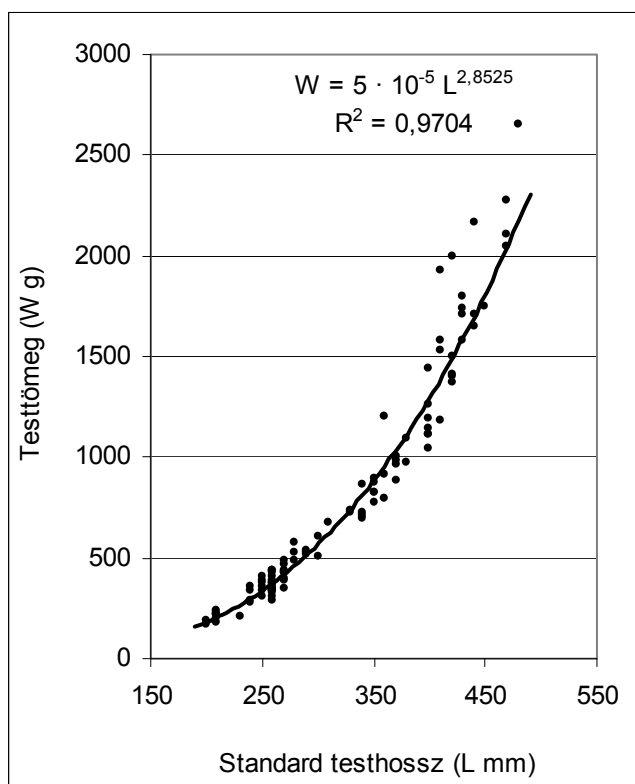
Table 1. Data of the specimens collected (n: 102)

Korcsoport (hányadik nyaras) <i>Age group (summers)</i>	Fogás dátuma <i>Date of catch</i>	Standard hossz (L mm) <i>Standard length (L mm)</i>	Testtömeg (W g) <i>Weight (W g)</i>	Átlag (L mm) <i>Average (L mm)</i>
2. nyaras	2015.6.15.	200	190	213
2. nyaras	2015.6.26.	200	170	
2. nyaras	2015.9.9.	230	210	
2. nyaras	2015.9.9.	240	360	
2. nyaras	2016.6.10.	210	230	
2. nyaras	2016.6.15.	210	180	
2. nyaras	2016.6.16.	210	240	
2. nyaras	2016.6.16.	210	220	
2. nyaras	2016.6.16.	210	200	
2. nyaras	2016.6.22.	210	220	

Korcsoport (hányadik nyaras) <i>Age group (summers)</i>	Fogás dátuma <i>Date of catch</i>	Standard hossz (L mm) <i>Standard length (L mm)</i>	Testtömeg (W g) <i>Weight (W g)</i>	Átlag (L mm) <i>Average (L mm)</i>
3. nyaras	2015.5.28.	240	280	254,5
3. nyaras	2015.6.4.	250	390	
3. nyaras	2015.6.5.	250	360	
3. nyaras	2015.6.15.	260	310	
3. nyaras	2015.6.17.	250	340	
3. nyaras	2015.6.17.	260	410	
3. nyaras	2015.6.26.	240	290	
3. nyaras	2015.6.26.	260	430	
3. nyaras	2015.6.30.	250	380	
3. nyaras	2015.6.30.	250	410	
3. nyaras	2015.6.30.	260	440	
3. nyaras	2015.7.31.	240	340	
3. nyaras	2015.8.3.	260	330	
3. nyaras	2016.6.6.	260	340	
3. nyaras	2016.6.10.	260	370	
3. nyaras	2016.6.15.	270	350	
3. nyaras	2016.6.15.	260	340	
3. nyaras	2016.6.16.	260	350	
3. nyaras	2016.6.16.	250	310	
3. nyaras	2016.6.22.	260	380	
4. nyaras	2015.3.29.	260	340	269
4. nyaras	2015.3.29.	260	290	
4. nyaras	2015.4.10.	260	360	
4. nyaras	2015.4.14.	260	380	
4. nyaras	2015.5.14.	260	390	
4. nyaras	2015.5.28.	260	440	
4. nyaras	2015.6.15.	280	490	
4. nyaras	2015.6.17.	280	580	
4. nyaras	2015.6.17.	270	440	
4. nyaras	2015.6.30.	290	530	
4. nyaras	2016.3.17.	260	350	
4. nyaras	2016.6.10.	270	430	
4. nyaras	2016.6.10.	270	400	
4. nyaras	2016.6.15.	280	530	
4. nyaras	2016.6.16.	270	430	
4. nyaras	2016.6.16.	270	390	
5. nyaras	2015.3.29.	290	520	286
5. nyaras	2015.5.28.	270	470	
5. nyaras	2015.5.28.	270	490	
5. nyaras	2015.6.17.	290	540	
5. nyaras	2016.6.15.	310	680	

Korcsoport (hányadik nyaras) Age group (summers)	Fogás dátuma Date of catch	Standard hossz (L mm) Standard length (L mm)	Testtömeg (W g) Weight (W g)	Átlag (L mm) Average (L mm)
6. nyaras	2015.5.28.	340	720	331
6. nyaras	2015.6.2.	340	860	
6. nyaras	2015.6.4.	340	710	
6. nyaras	2015.6.26.	340	700	
6. nyaras	2015.7.1.	300	510	
6. nyaras	2016.3.17.	300	610	
6. nyaras	2016.6.15.	330	740	
6. nyaras	2016.6.15.	340	730	
6. nyaras	2016.6.16.	350	820	
7. nyaras	2015.4.10.	360	1200	351
7. nyaras	2015.5.28.	370	980	
7. nyaras	2015.6.17.	350	770	
7. nyaras	2015.7.1.	350	890	
7. nyaras	2015.8.3.	350	820	
7. nyaras	2016.6.6.	330	730	
7. nyaras	2016.6.10.	350	870	
8. nyaras	2015.4.23.	370	960	368
8. nyaras	2015.5.28.	370	1000	
8. nyaras	2015.5.28.	360	910	
8. nyaras	2015.6.17.	380	970	
8. nyaras	2015.6.17.	360	790	
8. nyaras	2016.6.10.	370	880	
9. nyaras	2015.4.10.	400	1440	390
9. nyaras	2015.5.28.	380	1090	
10. nyaras	2015.4.9.	410	1530	402
10. nyaras	2015.4.30.	400	1110	
10. nyaras	2015.6.2.	400	1140	
10. nyaras	2016.6.6.	400	1040	
10. nyaras	2016.6.22.	400	1260	
11. nyaras	2015.3.29.	410	1930	413
11. nyaras	2015.3.29.	420	2000	
11. nyaras	2015.5.28.	410	1580	
11. nyaras	2015.6.2.	420	1500	
11. nyaras	2015.6.8.	400	1190	
11. nyaras	2015.6.17.	410	1180	
11. nyaras	2016.6.6.	420	1400	
12. nyaras	2015.3.29.	440	2170	426
12. nyaras	2015.6.8.	400	1110	
12. nyaras	2015.6.15.	420	1410	
12. nyaras	2015.6.26.	430	1580	
12. nyaras	2016.3.17.	430	1740	
12. nyaras	2016.6.10.	430	1800	
12. nyaras	2016.6.10.	430	1800	
12. nyaras	2016.6.15.	430	1710	

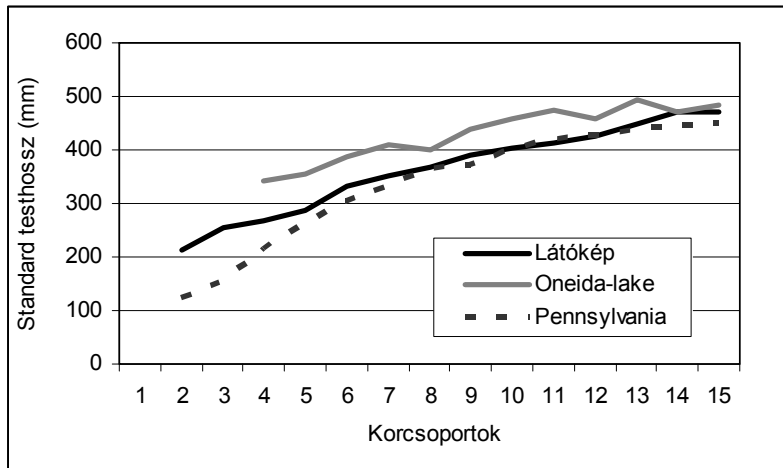
Korcsoport (hányadik nyaras) <i>Age group (summers)</i>	Fogás dátuma <i>Date of catch</i>	Standard hossz (L mm) <i>Standard length (L mm)</i>	Testtömeg (W g) <i>Weight (W g)</i>	Átlag (L mm) <i>Average (L mm)</i>
13. nyaras	2015.5.12.	420	1370	450
13. nyaras	2015.6.2.	440	1650	
13. nyaras	2015.6.15.	450	1750	
13. nyaras	2015.6.17.	470	2110	
13. nyaras	2015.6.17.	440	1710	
13. nyaras	2016.3.17.	480	2650	
14. nyaras	2015.6.5.	470	2050	470
15. nyaras	2016.6.10.	470	2270	470



1. ábra. A testhossz és a testtömeg viszonya (n: 102)
Fig. 1. The relationship between body length and body mass

A 250-300, illetve a 400-440 milliméter hosszúságú példányok alkották a befogott halak nagyobb részét. Az alacsonyabb korosztályokban még egyenes a testhossznövekedés trendje. A testtömeg adatok között azonban jelentősebb (de nem szignifikáns) eltéréseket tapasztaltunk ezekben a korosztályokban (pl. a 25–26 centiméteres példányok tömege 290 és 440 gramm között változott). A populációban jelentősebb szétaprósodást nem tapasztaltunk.

Mivel halaink zömét a tavasz és a nyár folyamán fogtuk, testhosszuk és testtömegük átlaga elmarad attól, amit a tenyésztidőszak, illetve a tél végére érhettek volna el, amikor az életkorukat már nyarakban vagy években lehetett volna kifejezni. Ennek ellenére a növekedésük hasonlít az őshaza egyes vízterületein tapasztalt eredményekhez (2. ábra).



2. ábra. A pisztrángsügér növekedése néhány vízterben
Fig. 2. Growth of the largemouth bass in some water bodies

Pintér (2015) szerint a hazai vízterek és az őshaza eltérő környezeti viszonyai között vélhetően más a faj növekedési üteme, a saját vizsgálataink és két amerikai adatsor között lényeges eltérést nem tapasztaltunk.

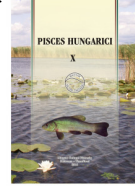
A Látóképi-tározóban a pisztrángsügér állománya a telepítések és a spontán szaporodás következtében kismértékben gyarapszik. Vizsgálataink alapján vélhető, hogy az egyedek növekedési erélye hasonló az Észak-Amerika egyes víztereiben élő állományokéhoz. Ez arra utalhat, hogy a pisztrángsügér megfelelő étletteret talált a tározóban. A korosabb példányok testtömege akár a 2 000 grammot is meghaladhatja, ami a „catch and release” („fogd és engedd vissza”) horgászmodszert alkalmazók számára kifejezetten vonzó lehet.

Irodalom

- Jackson, D. (2002): Ecological Effects of Micropterus Introductions: the Dark Side of Black Bass. *American Fisheries Symposium*, 31. Bethesda, p. 221–232.
- 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.
- Tesch, F. W. (1968): Age and Growth. p. 93–123. In: Ricker, W. E. (ed.) *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Oxford and Edinburgh.
- Vutskits Gy. (1913): A pisztrángsügér és a naphal meghonosodása a Drávában. *Természettudományi Közlöny* 748–79.

Authors:

Szabolcs KOVÁCS (csukuci@gmail.com), Lajos JUHÁSZ (juhaszl@agr.unideb.hu)



A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése

Ecological and nature conservational evaluation of the fish fauna of tributaries of the River Sajó

Fazekas G., Abonyi T., Nyeste K., Antal L.

Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: előfordulási gyakoriság, diverzitás, őshonos fajok, adventív fajok

Keywords: frequency of occurrence, diversity, native species, adventive species

Abstract

In the second half of the 20th century the River Sajó was one of the most polluted Hungarian rivers because of industrial activity. As a result of the improvement of water quality since 1990, the fish fauna of the river has changed for the better. In our survey we studied the fish fauna of tributaries of the River Sajó. Altogether 2120 individuals of 21 species were captured in 10 streams along the River Sajó in autumn 2015. Conservation and ecological assessment based on fish communities was performed using previous publications about fish fauna of the River Sajó. Our results suggest a correlation between the quality of fish communities in tributaries and those in River Sajó being an overlapping species composition in tributaries and in the main river. Our observation indicates that the tributaries may serve as a valuable fish habitat of fish species of Sajó River Basin.

Bevezetés

A Sajó-völgy az Északi-középhegység nagytáj Észak-magyarországi medencék középtábjába tartozó kistája, mely egy aszimmetrikus, teraszos folyóvölgy (Malatinszky & Penksza 2002). Ennek fő vízfolyása a Sajó, mely a Közép-Tisza legjelentősebb jobb oldali mellékfolyója. A Sajó a Szlovák-érchegységben (Gömör-Szepesi-érchegység) 1220 m tengerszint feletti magasságban ered és Tiszaújvárosnál torkollik a Tiszába. A folyó teljes hossza 229 km, melyből a magyarországi szakasz 125 km, vízgyűjtője 12708 km², ebből 4214 km² esik hazánk területére (VITUKI 1972).

A folyó vízminősége és környezeti állapota a 20. század második felére a korszerűtlen technológiára épülő ipari tevékenységek és a fokozódó városiasodás következtében gyors ütemű romlásnak indult. Míg a Sajó az '50-es évek elején az ország egyik leggazdagabb halfaunájával rendelkezett, s a Tisza egyik legfontosabb halbölcsője volt, addig néhány évtized alatt úgy elszennyeződött, hogy Európa egyik legszennyezettebb folyója lett. Ez a rendkívüli mértékű szennyezettség egészen a '80-as évek végéig fennállt, majd a rendszerváltással egy időben bekövetkező társadalmi-gazdasági átalakulás következtében a '90-es évek elejére a korábbi töredékére csökkent (Sallai 2006).

Az emberi tevékenységek általában negatívan befolyásolják az édesvizek halfaunáját. Az élőhelyek antropogén átalakításának, hasznosításának mértéke napjainkban egyre inkább növekszik, ezek nemcsak a víz fizikai és kémiai paramétereire vannak hatással, hanem a vízben élő élőlényekre is. Ezek alapján elmondható, hogy a vízi élőlényközösségek vizsgálata a biológiai indikáció révén komoly információértékkel bír az adott víztér minőségéről. Ennek kapcsán az Európai Unió Víz Keretirányelve (EU-VKI) (Water Framework Directive 2000) által a vízterek minősítése céljából kijelölt élőlénycsoportok közül hazai viszonylatban a halakkal történő minősítésre a vízfolyások tekintetében állnak rendelkezésre kidolgozott módszerek (Halasi-Kovács et al. 2009, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). A felszíni vizek halállományának időszakos felméréseivel jól követhető a víztest ökológiai állapotának alakulása, valamint a faunaelemek természetvédelmi

státuszának összegzésével egy nagyobb léptékű állapotértékelésre is lehetőség nyílik (Guti 1993, Guti et al. 2014).

Harka és munkatársai (2007), illetve Csipkés és munkatársai (2014) rámutattak, hogy az elmúlt két évtizedben a Sajó halfaunája nagyon sokat javult. Feltételezésünk szerint ebben komoly szerepet játszhattak azok a Sajó menti kisvízfolyások is, melyek más jellegű antropogén hatásoknak vannak kitéve, mint a főfolyó, ugyanakkor kevésbé kutatottak is. Jelen vizsgálatunk célja e kisvízfolyások halfaunájának felmérése és halközösség alapú minősítése volt, illetve arra kerestük a választ, hogy a Sajó mellékfolyásai hozzájárulhatnak-e a főfolyás halállományának változásához.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat 2015 szeptemberében tíz Sajó menti kisvízfolyás egy-egy szakaszán végeztük. Eredményeink értékeléséhez Csipkés és munkatársai (2014) dolgozatából 9, a Sajó főmedrén kijelölt, hasonló módszerrel mintavételezett szakasz adatait is felhasználtuk (1-2. táblázat, 1. ábra).

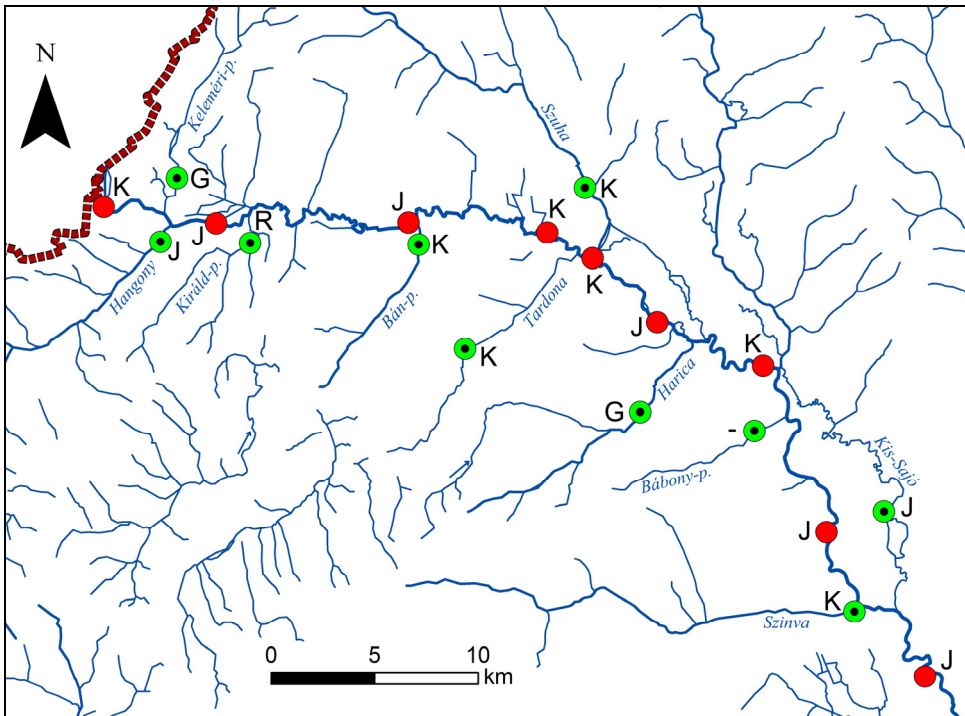
1. táblázat. A Sajó menti mintavételi helyszínek
Table 1. The sampling sites in the tributaries of River Sajó

Vízfolyás <i>Stream</i>	Település <i>Locality</i>	EOV Y	EOV X	X WGS'84	Y WGS'84
Keleméri-patak	Serényfalva	749344	328920	E20° 23' 10.48"	N48° 17' 45.58"
Hangony	Sajónémeti	748543	325828	E20° 22' 29.06"	N48° 16' 05.96"
Királd-patak	Sajóvelezd	752871	325760	E20° 25' 58.84"	N48° 16' 01.31"
Bán-patak	Vadna	761019	325691	E20° 32' 33.76"	N48° 15' 54.22"
Tardona	Kazincbarcika	763270	320644	E20° 34' 18.11"	N48° 13' 09.47"
Szuha	Kazincbarcika	769066	328453	E20° 39' 06.57"	N48° 17' 18.45"
Harica	Sajószentpéter	771731	317582	E20° 41' 04.77"	N48° 11' 24.83"
Bábony-patak	Sajóbábony	777250	316686	E20° 45' 30.97"	N48° 10' 52.01"
Szinva	Miskolc	782093	307930	E20° 49' 15.70"	N48° 06' 05.12"
Kis-Sajó	Arnót	783512	312762	E20° 50' 29.64"	N48° 08' 40.46"

2. táblázat. A Sajó mintavételi helyszínei (Csipkés és munkatársai (2014) nyomán)
Table 2. The sampling sites in the River Sajó (based on Csipkés et al. (2014))

Folyó <i>River</i>	Település <i>Locality</i>	EOV Y	EOV X	X WGS'84	Y WGS'84
Sajó (2)	Sajópüspöki	745797	327517	E20° 20' 17,31"	N48° 17' 02,10"
Sajó (4)	Sajónémeti	751238	326714	E20° 24' 40,48"	N48° 16' 33,12"
Sajó (7)	Sajógalgóc	760528	326759	E20° 32' 10,95"	N48° 16' 29,09"
Sajó (9)	Kazincbarcika	767244	326273	E20° 37' 36,08"	N48° 16' 09,10"
Sajó (11)	Kazincbarcika	769435	325039	E20° 39' 21,06"	N48° 15' 27,71"
Sajó (17)	Sajószentpéter	772552	321948	E20° 41' 48,97"	N48° 13' 45,57"
Sajó (20)	Sajóecseg	777670	319828	E20° 45' 54,63"	N48° 12' 33,39"
Sajó (23)	Miskolc	780737	311759	E20° 48' 14,35"	N48° 08' 10,04"
Sajó (27)	Alsózsolca	785495	304800	E20° 51' 56,58"	N48° 04' 21,29"

A zárójelben szereplő számok az eredeti dolgozat (Csipkés et al. 2014) mintavételi szakaszainak a sorszámai
The numbers in brackets have signed by Csipkés et al. (2014)



1. ábra. A Sajó völgye és a mintavételi helyek

(A térképen pontozott körök jelölik a jelen munkában vizsgált helyszíneket (1. táblázat), míg a pontozás nélküli körök a Csipkés és munkatársai (2014) által felmért szakaszokat (2. táblázat) jelölik);

Rövidítések: R – rossz, G – gyenge, K – közepes, J – jó

Fig. 1. Map of the Sajó River and its tributaries with the sampling sites

(On the map the dotted circles represent the sampling sites of present investigation (based on Table 1.), the simple circles represent the sampling sites of Csipkés et al. (2014) (based on Table 2.);

Abbreviations: R – bad, G – poor, K – moderate, J – good

Mivel egy mellékfolyás torkolati részének halfaunája a főmeder hatása miatt jelentősen eltérhet az attól távolabb eső szakaszokétól (Czeglédi et al. 2016), az ún „torkolati hatás” kiküszöbölése céljából a mintavételi helyeinket a mellékfolyás-Sajó találkozásától minimum egy kilométeres távolságra jelöltük ki. Ahol a mintavételi helyszín egy adott település lakott területére vagy annak közvetlen közelébe esett volna, ott a település feletti szakaszon végeztük a vizsgálatot, hogy az antropogén hatást a lehető legnagyobb mértékben kiszűrjük. A vizsgálatokat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokolljában leírtak szerint végeztük. A mintavételeket minden esetben a vízfolyások 150 méteres szakaszára terjesztettük ki, a folyásiránnyal szemben haladva. A mintavételeket egy német gyártmányú Hans Grassl IG200/2B típusú, akkumulátoros, pulzáló egyenárammal működő kutatói halászgép segítségével, gázolós módszerrel végeztük. A mintázott szakaszok hosszát kézi GPS készülékkel mértük.

A vízfolyások halfaunájának természetvédelmi értékelését (Guti 1993, Guti et al. 2014) a TAR szoftver (Antal et al. 2015) segítségével végeztük, melyben a fauna abszolút természetvédelmi értéke (T_A) a veszélyeztetett fajok számát, míg relatív természetvédelmi értéke (T_R) a veszélyeztetett fajok arányát érzékelteti. A vizsgálati pontjaink halközösség alapú ökológiai minősítését az „Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes” (EQI_{HRF}) nevű rendszer (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011) alapján végeztük. A diverzitás vizsgálatára a ritka fajokra érzékeny Shannon-Wiener indexet (H), valamint a legtömegesebb fajra érzékeny Berger-Parker dominancia indexet (d) használtuk. A halnevek

tekintetében a FishBase (Froese & Pauly 2016) adatbázisát, illetve Harka (2011) munkáját vettük alapul.

Arra a kérdésünkre, miszerint ezen kisvízfolyások és a Sajó halfaunája között milyen kapcsolatok állhatnak fenn, eredményeinket összehasonlítottuk Csipkés és munkatársai (2014) által közölt adatokkal.

Eredmények és értékelés

Az általunk vizsgált 10 vízfolyás közül 9 esetben sikerült kimutatnunk halak jelenlétét. A Bábony-patakban sem halat, sem egyéb vízi élőlényt nem találtunk, pedig állandó vízellátottságú, gyors sodrású vízfolyás. Az egyéb vízfolyásokból összesen 21 halfaj 2120 egyedét sikerült azonosítanunk (3. táblázat). Ezek közül egy faj fokozottan védett (kárpáti márna - *Barbus carpathicus* (Antal et al. 2016)), míg 7 faj védett hazánkban (nyúldomolykó - *Leuciscus leuciscus*, sujtásos küsz - *Alburnoides bipunctatus*, tiszai küllő - *Gobio carpathicus*, halványfoltú küllő - *Romanogobio vladykovi*, szivárványos ökle - *Rhodeus amarus*, vágó csík - *Cobitis elongatoides*, kövicsík - *Barbatula barbatula*), további 1 faj (szilvaorrú keszeg - *Vimba vimba*) a Berni Egyezmény III. függelékében, valamint szintén 1 faj (márna - *Barbus barbus*) a Madár- és élőhelyvédelmi irányelvek függelékeiben is szerepel.

3. táblázat. Az egyes mintavételi helyszíneken azonosított halfajok egyedszáma

Table 3. Number of specimens of the sampling areas

Tudományos név <i>Scientific name</i>	Keleméri-patak	Hangony	Királd-patak	Bán-patak	Tardona	Szuha	Harica	Szinva	Kis-Sajó
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	38
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	3	-	4	-	5	-	2	1
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Squalius cephalus</i>	-	103	-	155	13	94	130	307	59
<i>Alburnus alburnus</i>	-	3	-	11	-	84	-	-	10
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	128	-	41	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Barbus barbus</i>	-	3	-	5	-	-	-	-	-
<i>Barbus carpathicus</i>	-	9	-	56	6	6	14	151	-
<i>Gobio carpathicus</i>	-	41	-	30	-	5	1	5	11
<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	6	-	-	-	-	4
<i>Pseudorasbora parva*</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	46	101	-	171	-	17	-	-	142
<i>Carassius gibelio*</i>	-	1	12	-	-	-	-	-	1
<i>Cobitis elongatoides</i>	1	6	-	3	-	2	-	-	8
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	12	-	-	-	32	2
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Lepomis gibbosus*</i>	-	-	-	-	-	5	-	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Proterorhinus semilunaris*</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	7
Egyedszám / N of individuals	47	398	12	495	21	219	145	497	286
Fajszám / N of species	2	10	1	12	3	9	3	5	14

A természetvédelmi szempontból értékes, védett, vagy valamely nemzetközi egyezmény hatálya alá tartozó fajok nevét félkövérrel, míg az adventív eredetűeket csillaggal (*) jelöltük.

The name of valuable species or which falls within the scope of international consention are bold, but adventitious species signed by asterisk (*).

A vizsgálatunk tárgyát képező kisvízfolyások, valamint a 2. táblázatban szereplő Sajón kijelölt mintaterületek (Csipkés et al. 2014) eredményeinek kiértékelését a 4. táblázat mutatja be, melyben az országhatártól a Sajó-Tisza torkolatig folyásiránnyal megegyező sorrendben szerepelnek a mintavételi helyszínek. Az abszolút természetvédelmi értékek alapján látható, hogy a legmagasabb értéket a Bán-patak és a Kis-Sajó ($T_A = 19$), illetőleg a Hangony ($T_A = 17$) kapta. Emellett e három vízfolyásban tapasztaltuk a legnagyobb fajszámokat (>10), ám a relatív természetvédelmi értékelés tekintetében az adventív fajok jelenléte miatt nem kaptak magas értékeket (4. táblázat).

4. táblázat. A mintaterületek vizsgálatának eredményei
Table 4. Results of the examinations of the sampling areas

Mintavételi hely Sampling area	Fajszám N of species	T_A	T_R	EQI minősítés/érték quality/value	Shannon- Wiener (H)	Berger- Parker (d)
<i>Sajó (2)</i>	17	30	1,765	K 33	1,964	0,394
Keleméri-patak	2	3	1,5	G 21	0,103	0,978
Hangony	10	17	1,7	J 41	1,57	0,322
<i>Sajó (4)</i>	14	27	1,929	J 42	1,787	0,358
Királd-patak	1	1	1	R 14	0	1
<i>Sajó (7)</i>	16	30	1,875	J 40	2,044	0,367
Bán-patak	12	19	1,583	K 35	1,709	0,345
<i>Sajó (9)</i>	15	28	1,867	K 35	2,059	0,264
Tardona	3	5	1,667	K 35	0,879	0,62
<i>Sajó (11)</i>	15	23	1,533	K 34	1,926	0,431
Szuha	9	13	1,444	K 35	2,129	0,43
<i>Sajó (17)</i>	17	30	1,765	J 41	1,928	0,435
Harica	3	6	2	G 26	0,358	0,9
<i>Sajó (20)</i>	19	33	1,737	K 36	1,953	0,416
<i>Sajó (23)</i>	19	35	1,842	J 43	2,229	0,246
Szinva	5	10	2	K 33	1,0113	0,62
Kis-Sajó	14	19	1,357	J 37	1,565	0,496
<i>Sajó (27)</i>	16	25	1,562	J 39	1,402	0,6

A dőlt betűvel jelzett mintavételi egységek Csipkés és munkatársai (2014) által vizsgált szakaszok, számozásuk megegyezik a 2. táblázattal. Rövidítések: R – rossz, G – gyenge, K – közepes, J – jó
Sampling areas surveyed by Csipkés et al. (2014) are in italics. Numbering of the sampling sites is the same as it is in Table 2. Abbreviations: R – bad, G – poor, K – moderate, J – good

A legmagasabb T_R értékeket a Harica és a Szinva kapta, előbbi esetén ugyanis az előkerült három fajból egy fokozottan védett (kárpáti márna), egy pedig védett (tiszai küllő), míg utóbbi esetén az öt faj közül 1 fokozottan védett (kárpáti márna), 3 pedig védett (nyúldomolykó, tiszai küllő, kövicsík) volt, s ezek mellett adventív eredetű faj egyik esetben sem került elő.

A halszemponthú ökológiai minősítési rendszer (EQI_{HRRF}) alapján az általunk vizsgált mintaterületek közül két vízfolyás jó, öt közepes, egy gyenge és egy rossz minősítést kapott. Nem csupán a minősítési kategóriákat regisztráltuk, hanem a hozzá tartozó értékeket is, ugyanis egy kategórián belül a viszonylag szélesebb intervallumok miatt akár jelentős eltérések is lehetnek (4. táblázat). Az EQI minősítés alapján látható, hogy a vizsgált vízfolyások közül a legjobb eredményt a Hangony és a Kis-Sajó érték el, azonban az értékek alapján az is látszik, hogy míg a Kis-Sajó a „jó” kategória alsó határát (37) érte el, addig a Hangony (41) a „jó” kategórián belül közelít a felső határértékhez. A legrosszabb eredményt a Királd-patak („rossz”) után a szintén kevés fajjal rendelkező Keleméri-patak és Harica („gyenge”) kapták, mely utóbbi az értékszám alapján kategóriája felső határát érte el. Kiemelendő, hogy a mellékvízfolyások közül a Harica „gyenge” minősítése az alacsony fajszám (3), és azon belül is a domolykó magas dominanciájának (az egyedek közel 90%-a domolykó volt) köszönhető. Mivel a természetvédelmi értékszámok nem kalkulálnak az abundancia adatokkal, a kisvízfolyás a „gyenge” EQI kategória ellenére magas T_R értékkel (2) rendelkezett, ugyanis a domolykó mellett a fokozottan védett kárpáti márna és a védett tiszai küllő volt jelen. A Tardonából a Haricához hasonlóan szintén csak három faj került elő, ám a vízfolyás minősítése már „közepes” volt, sőt az értékszáma a „jó” minőségi kategória határértékéhez közelít, T_R érte (1,667) viszont alacsonyabb volt. Ennek magyarázata az, hogy a Tardonában a domolykó és a kárpáti márna mellett a karikakeszeg volt jelen, ám a halállomány összetétele a tömegességet illetően kiegyenlítettebb volt. A Tardonához hasonló minősítést ért el az annál egyébként fajgazdagabb Szuha, Szinva és Bán-patak is. A kisvízfolyások közül legjobb minősítést a Hangony (J41) érte el. Néhány évtizeddel ezelőtt a még intenzíven működő Ózdi Kohászat révén magas olaj és vasreve tartalmú szennyvíz terhelte a Hangonyt, ám az ipari tevékenységek hanyatlásának köszönhetően sokat javult a kisvízfolyás minősége (Sallai 2006), s így élővilága is.

A Sajón Csipkés és munkatársai (2014) által vizsgált mintavételi szakaszok közül négy „közepes”, öt pedig a „jó” EQI minősítési kategóriába tartozott. A Hangony torkolata fölött a Sajó „közepes” minősítéssel, jó diverzitás indexekkel lép be hazánkba, majd a torkolat alatti szakaszon Sajónémetinél (4) „jó” EQI minősítéssel halad tovább. A Hangony mellett ki kell emelni a Bán-patakot, a Szuhat és a Kis-Sajót is, melyek jó diverzitás indexekkel és kiemelkedően magas fajszámokkal rendelkeztek. A mellékvízfolyások közül a Kis-Sajó képviseltette magát a legmagasabb fajszámmal. A Bódva torkolatától Alsózsoltcáig (27) a vizsgált mintavételi pontok egységesen „jó” minősítést értek el. A legrosszabb eredményt a Királd-patak érte el, melyben mindössze egy faj (ezüstkárász – *Carassius gibelio*) 12 példányát sikerült azonosítani a vizsgált szakaszon. A Csipkés és munkatársai (2014) a Királd-patak torkolata feletti és alatti Sajón kijelölt mintavételi szakaszokon nem azonosítottak ezüstkárászt. Ennek magyarázata lehet az, hogy az ezüstkárász kevésbé preferálja a lotikus élőhelyeket, melyek dominanciája jellemző a Sajóra, ellenben a Sajómenti holtmedrekben jelen van a faj, így onnan pl. áradás során bejuthatott a patakba.

A mellékvízfolyások és a Sajó halfaunája közötti kapcsolat feltárásához megvizsgáltuk, hogy az általunk vizsgált mellékvízfolyásban kimutatott fajok közül mennyi volt jelen a torkolat feletti és alatti Sajó szakaszokon (5. táblázat). A számokat vizsgálva megállapítható, hogy azok a fajok, melyek jelen voltak a mellékvízfolyásokban, nagy arányban előkerültek a Sajó főmedréről is, így igazolást nyert a feltételezésünk, miszerint ezek a vízfolyások halfaunája szoros kapcsolatban áll a főmeder halfaunájával, továbbá forrásterületként funkcionálhattak a Sajó vízminőségének javulásával párhuzamosan zajló rekolonizációs folyamatokban.

5. táblázat. A kisvízfolyásokban kimutatott halfajok jelenléte a torkolat feletti és alatti Sajó szakaszon
 Table 5. Presence of species of brooks in upper and lower section of River Sajó from the estuary of brooks

	Fajszám <i>N of species</i>	Felette <i>Above</i>	Alatta <i>Below</i>
Keleméri-patak	2	2	1
Hangony	10	10	8
Királd-patak	1	0	0
Bán-patak	12	10	9
Tardona	3	2	2
Szuha	9	7	6
Harica	3	3	3
Szinva	5	4	4
Kis-Sajó	14	11	10

Összegzés

A 80-as évek végén és a 90-es évek elején történő rendszerváltozást követően a Sajó vízgyűjtőjén korábban igen intenzíven jelen lévő nagyipari termelés hanyatlásnak indult, többek között ennek köszönhetően azóta a vízgyűjtőt is kevesebb szennyezés éri, melynek kapcsán a vízminőség rohamos javulásnak indult. Ennek sajnálatos módon ellent mond az általunk vizsgált Bábony-patak esete, ahol az antropogén hatások következtében semmilyen élőlényt sem sikerült kimutatni. Ennek ellenére eredményeink összefoglalásaként elmondható, hogy az egykor Magyarország legszennyezettebb folyójaként számon tartott Sajó vízgyűjtőjén lévő mellékvízfolyások többsége értékes halfaunával rendelkezik. A kimutatott 21 halfaj majdnem fele természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű, ezen felül az adventív fajok száma (4) és összegyedszáma (21 az 2120 egyek közül) is csekély. Ezzel szemben Csipkés és munkatársai (2014) a Sajóban összesen 40 halfaj jelenlétét igazolták, ám a jelen vizsgálat során kimutatott 21 faj közül – a jászkeszeget kivéve – mindegyik faj megtalálható a Sajó főmedrében is. Eredményeink alapján megállapítható, hogy az egyes mellékvízfolyások értékes élőhelyek az adott vízfolyás és a közeli Sajó szakaszok halai számára is, melyek egymással szoros kapcsolatban állnak. Véleményünk szerint ezek a kisvízfolyások kiváló forrásterületként funkcionálhattak a Sajó vízminőségének javulásával párhuzamosan zajló rekolonizációs folyamatokban.

Érdekes volna a főfolyó-mellékvíz élőhelyrendszerek halegyütteseinek dinamikájára vonatkozó vizsgálatokat a Sajó és kisvízfolyásai esetén is elvégezni, melyekre az utóbbi időkben pl. a Marcal tekintetében több precedens is akadt (Czeglédi et al. 2014, 2015, Erős et al. 2015).

Irodalomjegyzék

- 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.
- Csipkés R., Szatmári L., Szepesi Zs., Harka Á. (2014): Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8: 61–68.
- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsai A., Nagy S. A., Erős T. (2014): A térbeli pozíció és az élőhelyszerkezet szerepe halegyüttesek szerveződésében kisvízfolyások torkolati szakaszán. *Pisces Hungarici* 8: 43–50.
- Czeglédi I., Sály P., Takács P., Dolezsai A., Nagy S. A., Erős T. (2015): The scales of variability of stream fish assemblages at tributary confluences. *Aquatic Sciences* 78/4: 641–654.
- 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* 758/1: 31–45.

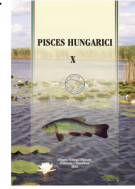
- Froese, R., Pauly, D. (Eds.) (2016): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2016).
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z., Tóthmérész B. (2009): A magyarországi folyóvíztetek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici* 3: 47–58.
- 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.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Szepesi Zs., Halasi-Kovács B. (2007): A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyar szakaszának halfaunájára. *Pisces Hungarici* 2: 51–64.
- Malatinszky Á., Penszka K. (2002): Adatok a Sajó-völgy edényes flórájához. *Botanikai Közlemények* 89 (1-2): 99–104.
- Sallai F. (2006): Sajó vízminősége, hosszú távú védelme. *Észak-magyarországi Stratégiai Füzetek* III(2): 3–16.
- VITUKI (1972): Vízrajzi atlasz sorozat – 13. Sajó, Budapest.
- Water Framework Directive (2000): Directive of European Parliament and of the Council 2000/06/EC – Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Official Journal of the European Communities* L 327: 1–72.

Authors:

Georgina FAZEKAS (dzsinus239@gmail.com), Tamás ABONYI, Krisztián NYESTE (nyestekrisztian@gmail.com), László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu)



Fokozottan védett kárpáti-márna (*Barbus carpathicus*) a Bán-patakából (Abonyi Tamás felvétele)



Új adatok az elevenszülőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez

New occurrence data of Poeciliidae species in Hungary

Weiperth A.¹, Danyik T.², Dukay I.³, Gál B.^{1,4}

¹MTA ŐK Duna-kutató Intézet, Budapest

²Herman Ottó Intézet, Budapest

³Renatur 2005 Bt., Szentendre

⁴ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola, Budapest

Kulcsszavak: akvarisztika, illegális betelepítés, elevenszülőfogasponty-félék
Keywords: aquarium-hobby, illegal introduction, Poeciliidae species

Abstract

Several new data on the occurrence of five exotic Poeciliidae species were detected in new warm semi-natural and natural water bodies in the last two years in Hungary. The fish species originate from Central-America and, allegedly, they are stocked into different waters by aquarists. These fish species are able to establish self-sustaining populations in the preferred habitats. Our research proves that the Eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) can overwinter in different habitats of water bodies along the Middle Danube basin, and the occurrence of the guppy (*Poecilia reticulata* Peters, 1859), the molly (*Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846), the Southern platyfish (*Xiphophorus maculatus* Günther, 1866) and the swordtail (*Xiphophorus helleri* Heckel, 1848) in warm-water ponds and at stream estuaries. Furthermore, wild and bred forms of adult, subadult and juvenile individuals of the five exotic fish species appeared in all major urban ponds and stream sections in settlement drainage areas. Our survey present the first field data of the predation risk of overwintering population of Eastern mosquitofish on the amphibian population in the area of Budapest. The large number of injured and with partially incomplected limbs evolved tadpoles and juvenile individuals of *Rana* and *Pelophylax* species were surveyed in several semi-natural and garden ponds.

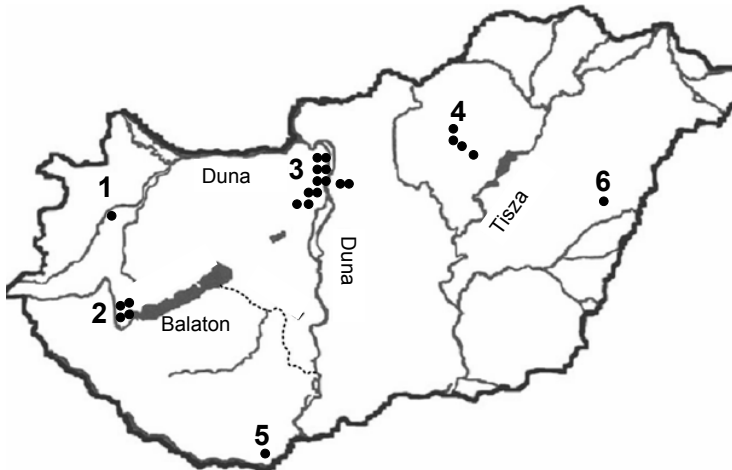
Bevezetés

A termál- és meleg vízű élőhelyek hidrobiológiai feltárása egyre jelentősebb, ugyanis számos egzotikus faj megtelepedésének és terjedésének kiindulási pontjai lehetnek ezek a jelentősen átalakított, esetenként mesterséges élőhelyek. Az elmúlt években Budapest főváros és agglomerációjában végzett kutatásaink országos szintű kiterjesztésével fel kívántuk mérni, hogy hazánk használt termálvízzel terhelt vizeiben milyen egzotikus halfajok fordulnak elő. Kutatásunk kiterjesztésnek oka, hogy Európa és így hazánk vizeiben a korábbi észleléseken túl (pl. Wiesinger 1975, Botta 1985) egyre több adattal rendelkezünk a hobbi állattartók, elsősorban akvaristák és kerti tó tulajdonosok által kedvelt idegenhonos halfajok, köztük elevenszülőfogasponty-félék (Poeciliidae: *Gambusia* sp., *Poecilia* sp., *Xiphophorus* sp.) és ezek változatainak előfordulásáról. Tudományos eredmények alapján a termál- és egyéb meleg vizekkel kapcsolatban lévő természetes víztestekben is számos halfaj megjelenhet és elterjedhet, pl: *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859) tartós megjelenése és időszakos terjedése bolgár (Zarev 2012), illetve hazai természetes vizekben (Weiperth et al. 2010, Szepesi & Harka 2015, Harka & Szepesi 2016).

Továbbá nem szabad figyelmen kívül hagyni azon eseteket, mikor akvaristák által díszhalaként telepített, kiszökött fajok inváziós halfajként terjednek Európa és hazánk vizeiben, pl. a naphal (*Lepomis gibbosus*) és az amurgéb (*Perccottus glenii*) (Weiperth et al. 2013). Előre meghatározni az inváziós szempontból veszélyes halfajokat nehéz, ezért fokozott figyelmet érdemelnek a már korábban jelzett és időnként újból megjelenő fajok.

Anyag és módszer

2014-ben megkezdett kutatásainkat kiterjesztettük számos hazai álló és áramló vízre, valamint tovább folytattuk a Budapest főváros és az agglomeráció területén található víztestek halfaunisztikai feltárását (1. ábra). A terepi vizsgálatokat több esetben célirányosan végeztük, ugyanis a közösségi fórumokon, pl. a Magyar Haltani Társaság és egyéb akvarisztikai honlapokon számos esetben fellelhetőek információk egzotikus halfajok észleléséről. Terepi vizsgálatok során kis szembőségű kézi hálókkel és háti akkumulátoros halászgéppel (DEKA 3000 Lord) végeztük a halak gyűjtését.



1. ábra. Mintavételi terület (1: Bük, termálvíz kifolyó, 2: Héviz – Kis-Balaton, 3: Budapest és agglomerációja, 4: Eger, Egerszalók, Demjén és Mezőkövesd termálvíz kifolyói és a befogadó patakok, 5: Harkány termálfürdő kifolyója, 6: Hajdúszoboszlói Csónakázó-tó kifolyója)

Fig. 1. The sampling areas in Hungary (1: Outflow channel of thermal spa of Bük, 2: Kis-Balaton reservoir and outflow channel of thermal spa Lake Héviz, 3: Thermal ponds, outflows, natural and semi-natural lakes and streams of Budapest and their suburb area, 4: Thermal ponds, outflow channels and they estuary areas of steams of thermal spa Eger. Egerszalók, Demjén and Mezőkövesd, 5: outflow channel of thermal spa Harkány, 6: Outflow channel of thermal lake Hajdúszoboszló)

Eredmények és értékelés

Kutatásaink során öt halfaj, a jukatáni fogasponty (*Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846), a mexikói kardfarkúhal (*Xiphophorus helleri* Heckel, 1848) (2. ábra), a széleshátú fogasponty (*Xiphophorus maculatus* Günther, 1866) (3. ábra), a szivárványos guppi (*Poecilia reticulata* Peters, 1859) (4. ábra) és a már említett szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) (5. ábra) példányait gyűjtöttük.

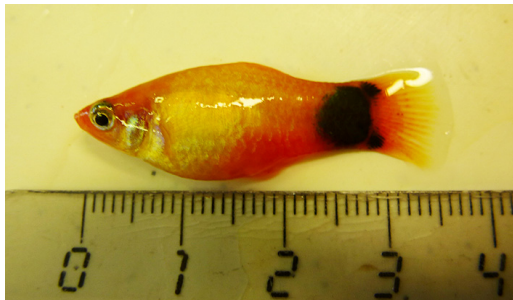
Az első négy faj kedvelt akváriumi díszhal, számos változatukat tenyésztették ki és több név alatt is ugyannak a fajnak a változatait értik. A jukatáni fogasponty - molly, a mexikói kardfarkúhala - xifó, a széleshátú fogasponty - platti, a szivárványos guppi - guppi néven ismertek az akvaristák körében. A korábbi leírásokon túl (pl. Botta et al. 1980, Botta 1985) számos elevenszülőfogasponty-féle és hibridjét mutatták ki a hazai vizekből (Takács et al. 2015, Weiperth et al. 2015). A fajok pontos meghatározását megnehezíti hibridizációjuk, mely a természetben (6. ábra) és a mesterséges szaporításokból telepített állományokban is előfordul (Schultz 1969, Wirtz 1999, Horn & Zsilinszky 2007, Palacios et al. 2016).

A szúnyogirtó fogasponty ma már nem csak a fővárosi termál tavakból ismert, a Magyar Haltani Társaság honlapján a Szentendre területén található Pannónia-tóból is jelezték megtelepedését. A terepi vizsgálataink és lakosságtól kapott információk alapján a halfaj

már évek óta megtalálható a tóban. A több éve tartó jelenlétét igazolja, hogy több generációja él a tóban. Az elmúlt két év vizsgálatai során a szúnyogirtó fogasponty több példánya előkerült a Pócsmegyer és Surány közötti Pázsit-tófürdő tavából, valamint a Hosszúréti-patakon a főváros XI. és a XXII. kerületek határán duzzasztással kialakított Kána-tóból és alatta található patakszakaszból, valamint a XI. kerületi Feneketlen-tóból. A faj adult egyedei előkerültek a növényzettel sűrűn benőtt Barát- és a Dera-patak 11-es út és a Duna közötti szakaszáról. A faj a Hévízi-tóból kikerülve az elmúlt évtizedek alatt megjelent a Kis-Balaton vízrendszerében is. A faj egy-egy példánya került elő a bükfürdői termálfürdő használt vizét a Répcébe vezető csatornából, a mezőkövesdi Zsóry fürdő kifolyója alatt az Ostoros-patakól és a hajdúszoboszlói Csónakázó-tó kivezető árkából (1. táblázat).



2. ábra. Mexikói kardfarkúhal (*Xiphophorus helleri*) adult hímje
Fig. 2. Adult male of *Xiphophorus helleri* (Photo: András Weiperth)



3. ábra. Széleshátú fogasponty (*Xiphophorus maculatus*) hímje az érdi Bara-árból
Fig. 3. Adult male individual of *Xiphophorus maculatus* from the Bara ditch (Photo: András Weiperth)



4. ábra. Szivárványos guppy (*Poecilia reticulata*) nősténye
Fig. 4. Adult female individual of *Poecilia reticulata* (Photo: András Weiperth)



5. ábra. Szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki*) a Pannónia-tóból, Szentendre
 Fig. 5. *Gambusia holbrooki* from the Lake Pannonia, Szentendre (Photo: András Weiperth)



6. ábra. Hibrid molli (*Poecilia* sp.) adult nőstényei
 Fig. 6. Adult females individuals of *Poecilia* hybrid (Photo: András Weiperth)

A fajok egyedszámát tekintve a jukatáni fogasponty, a mexikói kardfarkúhal és a fogasponty hibridek voltak még gyakoriak. Az akvaristák által szintén kedvelt széleshátú fogasponty és szivárványos guppi nagyobb állományait ott észleltük, ahol a másik két faj nem, vagy csak kis egyedszámban fordult elő (1. táblázat). A széleshátú fogasponty két szabadon élő állományát az Érd belterületén átfolyó Bara-árok és Sulák-patak melegvíz-betáplálási helyein sikerült felmérni, valamint három adult egyede került elő a Kána-tóból. Feltételezésünk szerint az Eger-patak egri szakaszán és az egerszalóki termálfürdő használt termál vizét elvezető csatornában a fürdők területén található dísztavakból kijutó példányok kerületek begyűjtésre. A harkányi gyógyfürdőből a termálvizet elvezető csatornában gyűjtött hibrid fogasponty egyedeket feltételezhetően akvaristák telepítették, mivel a fürdő területén és a csatorna adott vízgyűjtőjén nem található dísztó. Felméréseink alapján a szivárványos guppi a fővárosi termál tavakban alkot nagyobb állományokat, de egy fiatal példányát az Eger-patakban szintén megtaláltuk (1. táblázat).

A különböző méretű termál- vagy meleg vizű dísztavak szerves törmelékkel borított part menti sávjában és a betonmedencék oldalának algákkal és vízínövényekkel bevont részén olykor több faj fiatal példányait gyűjtöttük. A melegvíz-betáplálás nélküli állóvizekben (pl. Pannónia-tó) és egyes kis-balatoni csatornák nádas és hínáros parti zónájában nyár közepétől késő őszig tömeges a szúnyogirtó fogasponty jelenléte. Az Érd belterületén gyűjtött széleshátú fogaspontyok késő ősztől kora tavaszig kizárólag a meleg víz betáplálásához közeli élőhelyeken fordultak elő, de a víz felmelegedésével a pataknak akár 70 méteres szakaszán is elterjedhetnek az év során.

Értékelés

Vizsgálatunk során hazánkban öt idegenhonos elevenszülőfogasponty-féle és hibrid változataik előfordulását sikerült újabb víztestekből igazolnunk. Az egzotikus halfajok megjelenése hazánkban szinte mindig emberi közreműködéssel történik. Egyes állományaik csak telepítésekkel képesek hosszabb távon fennmaradni, mert kis méretük és érzékenységük miatt a legkisebb környezeti változásra is eltűnhet az adott populáció.

1. táblázat. Vizsgált víztestek adatai és a gyűjtött halfajok összesített egyedszáma
 Table 1. Data of water bodies and the total number of collected fish species

Helyszín Locality	Víztest Water body	GPS- koordináták GPS coordinates	<i>Poecilia reticulata</i>	<i>Poecilia hibrid</i>	<i>Gambusia holbrooki</i>	<i>Xiphophorus maculatus</i>	<i>Xiphophorus helleri</i>
Bük	termálvízkifolyó	N47°22'30.05" E16°46'39.16"	-	15	1	-	-
Kis-Balaton	Hévízpáhoki- csatorna	N46°41'30.63" E17°14'16.73"	-	1	75	-	-
Kis-Balaton	Déli-keresztcsatorna	N46°41'31.58" E17°13'51.49"	-	-	16	-	-
Kis-Balaton	Keszthelyi-határárok	N46°42'22.13" E17°12'30.76"	-	-	28	-	-
Hévíz	termáltóvízkifolyó	N46°46'49.32" E17°11'51.28"	-	6	119	6	2
Budapest és környéke	Bara-árok	N47°23'51.99" E18°56'53.23"	-	-	-	16	-
Budapest és környéke	Barát-patak	N47°36'32.44" E19° 3'49.66"	-	-	16	-	-
Budapest és környéke	Dera-patak	N47°38'39.58" E19° 4'19.48"	-	-	9	-	-
Budapest és környéke	Hosszúréti-patak	N47°26'38.75" E19° 0'41.64"	-	-	8	-	-
Budapest és környéke	Sulák-patak	N47°23'8.09 " E18°56'36.76"	-	-	-	24	-
Budapest és környéke	Feneketlen-tó	N47°28'38.49" E19° 2'29.52"	-	-	79	-	-
Budapest és környéke	Kána-tó	N47°26'43.76" E18°59'46.10"	-	-	13	3	-
Budapest és környéke	Margitsziget, Japánkert	N47°32'4.18" E19° 3'5.59"	46	25	-	57	17
Budapest és környéke	Pannónia-tó	N47°39'13.81" E19° 3'58.52"	-	-	279	-	-
Budapest és környéke	Pázsit-tó	N47°42'56.85" E19° 6'13.69"	-	-	8	-	-
Budapest és környéke	Városligeti-tó	N47°31'0.62" E19° 4'43.81"	16	476	-	8	97
Budapest és környéke	Koós Károly sétány, termáltó	N47°31'60.24" E19° 5'30.24"	27	-	-	35	12
Budapest és környéke	Szent Lukács gyógy- fürdő, termáltó	N47°31'30.75" E19° 2'16.29"	4	-	-	14	7
Eger	Eger-patak	N47°53'49.14" E20°22'54.94"	1	2	-	1	-
Egerszalók	termálvízkifolyó	N47°51'14.30" E20°19'49.70"	-	3	-	5	-
Demjén	Laskó patak	N47°49'57.90" E20°19'46.52"	-	1	-	-	-
Mezőkövesd	Ostoros-patak	N47°47'30.40" E20°31'10.35"	-	-	1	-	-
Harkány	termálvízkifolyó	N45°51'20.57" E18°14'80.45"	-	5	-	-	-
Hajdúszoboszló	termálvízkifolyó	N47°27'40.52" E21°23'24.69"	-	2	1	-	-

Az általunk leírt fajok természetesvízi elterjedése legtöbb esetben egy lokálisan meghatározható melegvíz-betáplálási ponthoz kapcsolható, de a szúnyogirtó fogaspony megjelenése egyes mélyebb tavakban (Pannónia-tó, Feneketlen-tó) és a Kis-Balaton csatornahálózatában a faj alkalmazkodóképességét igazolja.

Számos idegenhonos halfaj a számára megfelelő környezetbe kerülve a fauna állandó tagjává válhat, betegségeket terjeszthet, táplálékkonkurenciájuk és predációjuk hatással van

az őshonos fajokra (Cucherousset & Olden 2011). Közöséges hőmérsékletű természetes vizeinkben az elevenszülőfogasponty-féléknek korábban nem élt tartósan önfenntartó állománya, de a szúnyogirtó fogasponty már 2014 óta szaporodik a Zagyvában, és a Kis-Balatonban is megfigyelték a faj áttelelését (Harka & Szepesi 2016). Akvaristák és kertítő-tulajdonosok elmondása szerint a szivárványos guppi kivételével a legtöbb elevenszülőfogasponty-féle képes átvészelni az egyre enyhébb hazai teleket. Jelentősebb hideghullámok esetén azonban rendszeresen nagyobb arányú elhullás következik be, tartós hideg esetén pedig a teljes állomány elpusztulhat.

Számos nemzetközi kutatás igazolja a szúnyogirtó fogasponty predációs nyomásával jelentős hatást gyakorol az őshonos vízi gerinctelenekre, a halak és kétéltűek ivadékaira és a fiatal egyedeinek túlélésére (pl. Pyke 2005, 2010). Kutatásunk során megfigyeltük az évek óta kerti tavakban, valamint a szentendrei Pannónia-tóban áttelelő szúnyogirtó fogaspontyok hatását a kétéltűek fejlődésére. Nagy egyedszámban jelentős predációs nyomást gyakorolnak a kétéltű fajok petéire, lárváira és fiatal egyedeire, mert folyamatos csipkedésükkel jelentősen csökkentik a kétéltűfajok átalakulásának sikerességét.

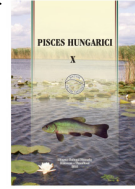
Az elmúlt években más melegigényes taxonok alkalmazkodását és őshonos fajok populációira gyakorolt negatív hatásukat a kutatók és a természetvédelmi szakemberek már megfigyelték hazánkban (pl. Lökkös et al. 2016). Az egyre több helyről jelzett egzotikus állatfajok populációi további problémákat vetítenek előre, melyekre hatékony válaszokat kell adnia a szakembereknek.

Irodalomjegyzék

- Botta I. (1985): *88 színes oldal a hazai halakról*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 90.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1980): Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembehelyezésével kapcsolatban. *Állattani Közlemények* 67/1–4: 33–42.
- Cucherousset, J., Olden, J. D. (2011): Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36/5: 215–230.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2016): A szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) sikeres meglepedése a Zagyvában. *Pisces Hungarici* 10: 85–87.
- Horn P., Zsilinszky S. (2007): *Akvarisztika*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 342.
- Lökkös A., Müller T., Kovács K., Várkonyi L., Specziár A., Peer M. (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: 16.
- Palacios, M., Voelker, G., Rodriguez, L. A., Mateos, M., Tobler, M. (2016): Phylogenetic analyses of the subgenus *Mollinnesia* (Poecilia, Poeciliidae, Teleostei) reveal taxonomic inconsistencies, cryptic biodiversity, and spatio-temporal aspects of diversification in Middle America. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 103: 230–244.
- Pyke, G. H. (2005): A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 339–365.
- Pyke, G. H. (2010): 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.
- Schultz, R. J. (1969): Hybridization, unisexuality, and polyploidy in the Teleost Poeciliopsis (Poeciliidae) and other vertebrates. *The American Naturalist* 103: 605–619.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2015): Szúnyogirtó fogaspontyok (*Gambusia holbrooki*) meglepedése a Zagyvában. *Halászat* 108/4: 11.
- Takács P., Maász G., Vitál Z., Harka Á. (2015): Akváriumi halak a Hévízi-tó kifolyójában. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- 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., Ferincz Á., Paulovits G. (2010): A lápi póc (*Umbra krameri*) új lelőhelyei a Kis-Balaton területén. *Halászat* 103/4: 127–128.
- Weiperth A., Csányi B., Gál B., György Á. I., Szalóky Z., Szekeres J., Tóth B., Puky M.† (2015): Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.
- Wiesinger M. (1975): *Akvarisztika*. Gondolat Kiadó, Budapest, pp. 327.
- Wirtz, P. (1999): Mother species – father species: unidirectional hybridization in animals with female choice. *Animal Behaviour* 58: 1–12.
- Zarev, V. Y. (2012): Some life-history traits of *Gambusia holbrooki* (Pisces: Poeciliidae) from Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 64/3: 263–272.

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu), Tibor DANYIK (danyik.tibor@hoi.hu), Igor DUKAY (dukayigor@gmail.com), Blanka GÁL (galblankaa@gmail.com)



The fish fauna of Čiližský potok (Csiliz patak) stream and related water bodies

A csallóközi Csiliz patak (Čiližský potok) és mellékvizeinek halfaunája

J. Hajdú¹, L. Pekárik²

¹University of Prešov in Prešov, Prešov, Slovakia

²Institute of Botany, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, Slovakia

Keywords: cluster analyses, habitat fragmentation, threatened species, stream restoration

Kulcsszavak: klaszteranalízis, élőhelyfragmentáció, veszélyeztetett fajok, mederfelújítás

Abstract

Čiližský potok (Csiliz patak) stream represents a former flowing side arm of the Danube River. Already in the 18th century it was separated from the Danube inundation at its upper end by former dyke line. After 1960 its discharge was diverted into artificial network of drainage canals and its whole lower section became dry. Despite the negative interference with the hydrology, valuable remnants of original water habitats have been preserved within the former meandering channel inhabited by fish communities with an important proportion of the limnophilic fish species, such as the European mudminnow (*Umbra krameri*), weatherfish (*Misgurnus fossilis*) and crucian carp (*Carassius carassius*), confirming its high importance for the nature conservation. Presence of several alien species, such as *L. gibbosus*, *A. melas*, *C. auratus*, should be taken into account by the planned restoration actions aimed at the reconnection of the middle and lower reaches.

Kivonat

A Csiliz patak (Čiližský potok) a Duna egykori mellékágának maradványa, amelyet a felső részén épült gátakkal már a 18. században elzártak a Dunától. 1960 után a folyását elterelték egy mesterséges lecsapoló csatornarendszerbe, és így a patak teljes alsó része állandó víztáplálás nélkül maradt. A korábbi kanyargós csatornából azonban a kedvezőtlen hidrológiai beavatkozás ellenére is értékes élőhelyek maradtak fenn, amelyeket olyan veszélyeztetett halfajok természetes populációi népesítenek be, mint a lápi póc (*Umbra krameri*), a réticscik (*Misgurnus fossilis*) és a széles kárász (*Carassius carassius*), bizonyítva a terület természetvédelmi értékét. A patakban azonban idegenhonos fajok is élnek, így például a naphal (*Lepomis gibbosus*), a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) és az ezüstkárász (*Carassius auratus*), és ezt figyelembe kell venni a tervezett helyreállítást célzó munkálatoknál, például a középső és alsó patakszakaszok összekötésénél.

Introduction

Čiližský stream (Csiliz patak, Čiližský potok) represented one of the longest (at least 50 km long) and geographically significant Danube river side arm, that formerly originated near the Čilistov (Csölösztő) village (Pišút 2006) and entered the Danube near the village of Čičov. From historical maps it is clear that already in the 18th century it was not directly connected to Danube at its upper mouth due to a presence of the original dyke line. These dykes, however, have not been stable enough, thus they did not withstand the water pressure during the large floods and periodic ruptures enabled the lateral connectivity with the floodplain area and the main channel. Around 1862 the continuous dyke line was built closer to the main Danube channel and the river arm lost its upstream connection with the inundated area. At its lower mouth the arm was separated from the Danube after 1899, when the Danube dykes were strengthened on entire route (Kurjak et al. 2001). Approximately until 1960, the Čiližský potok flowed directly to Čičovské oxbow lake through the floodgate in the initial dyke. Even in the second half of the 18th century

extensive marshes were present along the lower part of the arm, between the villages of Ižop and Čiližská Radvaň (Arcanum 2004). These marshes were connected to Čiližský potok via the system of veins (*ér, ere*) and ditches (*árok*) creating the unique ecosystem, with the high degree of lateral connectivity (Ward & Stanford 1995). Due to a large-scale land drainage (mostly after 1960) these marshes were converted to a cropland and preserved till today only in fragments (Randík 1960). According to Balon (1967), however, the area was affected adversely at that time. After 1960 the stream was intersected by deeper channels at several sites, as a result of the channel system reconstruction. The water discharge from the upper part has been diverted into the Little Danube (Malý Dunaj) and the rest of the stream has started to be supplied via the new channel SVII built between 1960 and 1962 (Gyalokay 1972). Near the village of Pataš the stream flow from the middle part is diverted into the canal system and near the Čiližská Radvaň it is crossed by another canal Vrbina - Holiare, built also after 1960. As a result of the multiple flow interruptions, the entire lower part of the stream dried up (Druga & Hajdú 2006) and originally continuous flowing arm had changed to several isolated lakes, which local names (eg. *Káposztás örvény, örvény* = meander) reveal they represent deeper parts of the original stream bed. After 1970, the upper section of the stream was destructed substantially by the construction of the Gabčíkovo hydropower dam (Šoltész 1999). After 1985, the stream was intersected by deeper canal near its original mouth to Čičovské oxbow lake (Kurjak et al. 2001) and already at that time it was altered to an oxbow lake (Hensel 1984). Today only a 16.9km long section between Gabčíkovo and Pataš villages is supplied by permanent water flow from the artificial canal system, with the average flow rates of about 200 l/s, depending on a water level in the canal system (Druga & Hajdú 2006).

Only a few works are dealing explicitly with the ichthyofauna of the Čiližský potok. Little attention was devoted mainly to the upper part of the stream, and therefore almost no data retained from the period before the construction of the Gabčíkovo hydropower plant (Balon 1967, Brtek 1956). Only a limited data are available from the middle section also, which only at a small number of sites has been sampled (Nagy & Bastl 1992, Hajdú & Kováč 2002). The lower section has been surveyed on several locations in the second half of the 20th century for the last time (Balon 1967, Hensel 1984). The aim of this study is to provide up-to-date information on the fish community composition in the longitudinal stream profile of the Čiližský potok and its related water bodies, considering the changes compared to the past and taking into account the planned stream restoration actions.

Materials and methods

Fish were sampled between 2010 and 2015, at 32 sampling sites within the study area (Fig 1.) using one-way electrofishing (electroshocker type: Hans Grassl ELT60IIHI, 32 kW/pulse max., 580-940V, max. 2A). The length of sampling sites and the duration of sampling depended on the habitat conditions. Fish counts converted to Catch per unit of effort (CPUE) and expressed to 15 minutes of electrofishing per sample were used to create the species relative abundance data matrix. Fish were identified *in situ*, and all released back to water. The English nomenclature of fish is according to Froese & Pauly (2016), scientific names are according to Kottelat & Freyhof (2007). We used the working title *Carassius auratus* complex (Rylková et al. 2013) for the dwarf forms of goldfishes from isolated lakes, as they were not genetically analysed during the study. Species are considered as alien in compliance with Koščo et al. (2010).

All statistical analyzes were conducted in R environment, version 3.2.3 (R Core Team 2015). Ward hierarchical clustering (Borcard et al. 2011) was used to determine dissimilarities within the fish CPUE data and to define the groups matching the particular fish community types within the area under the study. The clustering was performed using "hclust()" from "stats" package, R version 3.2.3 (R Core Team 2015). CPUE data were

transformed before clustering by means of chord transformation (Borcard et al. 2011) followed by computation of the Euclidean distance (Legendre & Gallagher 2001). These two steps were done by *vegan* (Oksanen et al. 2016) functions "decostand" and "vegdist".

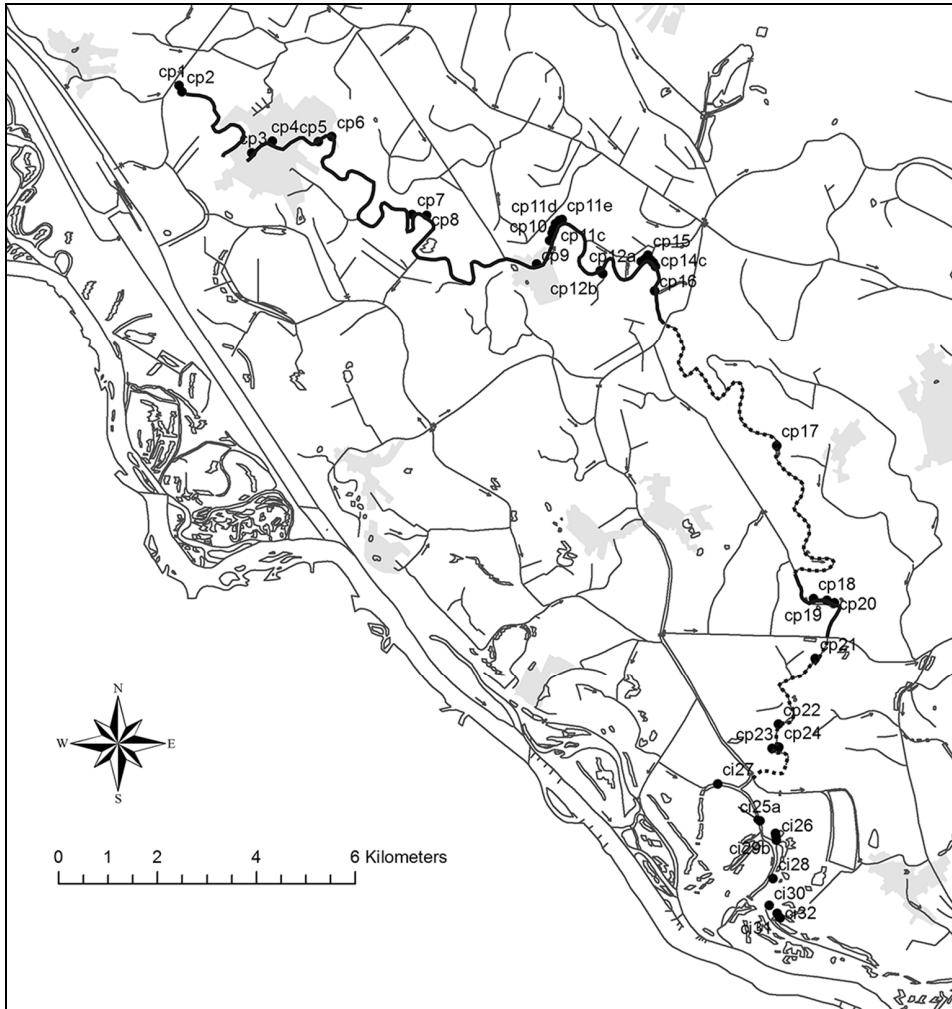


Fig. 1. Map of the sampling sites

Results and discussion

Overall 34 fish species and one natural hybrid (*Rutilus rutilus* x *Blicca bjoerkna*) were recorded in the study area belonging to 10 families (Table 1.). 25 species were indigenous and 8 non-native, 7 considered as alien for the Slovakian basins (Koščo & Holčík 2008). Roach (*R. rutilus*), European mudminnow (*Umbra krameri*) and bleak (*Alburnus alburnus*) were the eudominant species as regards the total species relative abundance. Crucian carp (*Carassius carassius*), pike (*Esox lucius*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) and roach were the most frequent fish species within the study area (Table 1.).

Table 1. List of the species in the study area, D = total dominance (%), F = frequency of occurrence (%), Rep = reproductive guilds (modified according to Schiemer and Waidbacher 1992): Cat – catadromous, Lit – lithophil, Os – ostracophil, Phy – phytophil, PL – phytolithophil, Po – polyphil, Ps – psammophil, Spe – speleophil, NS – Nest spawner; FG = feeding guilds (modified according to Aarts and Nienhuis 2003): Be – benthivor, In – insektivor, Ph – phytophag, Pi – piscivor, Pl – planktivor, Po – polyphag, Pp – periphytophag; Status: Eu – Annex species according to Council Directive 92/43/EEC, Sk – species protected in Slovakia on national level; EN, VU, NT, LC – IUCN Red list categories according to Koščo and Holčík (2008); U – upper section of the stream, M – middle section, L – lower section

Species	D	F	Rep	FG	Status	U	M	L
<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	12,9	31,7	Phy	Be, Pl	Eu, EN	-	+	+
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	2,3	63,4	Phy	Pi	LC	+	+	+
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	7,3	PL	Be	LC	+	-	+
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	10,0	22,0	PL	In, Pl	LC	+	+	-
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	0,0	2,4	Lit	Be	LC	+	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	2,1	19,5	PL	Be	LC	+	+	+
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	6,4	65,9	Phy	Be, Pl	Sk, VU	+	+	+
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	3,2	39,0	Phy	Be, Pl	alien	+	+	+
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	7,3	9,8	Phy	Be, Pl	alien	-	-	+
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	0,1	7,3	Phy	Be, Pl	LC	-	+	+
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	0,7	2,4	Ps	Be	LC	+	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	2,4	Lit	Pp	NT	+	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	0,7	2,4	Phy	Pl	Sk, EN	-	-	+
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	4,9	Lit	Be	NT	+	-	-
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	0,3	9,8	Lit	Be, Pl	NT	+	-	+
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	2,1	19,5	Lit	Po	LC	+	+	-
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	0,1	2,4	Po	Po	alien	-	-	+
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	6,5	41,5	Os	Pl	LC	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	20,4	58,5	PL	Be	LC	+	+	+
<i>R. rutilus</i> x <i>B. bjoerkna</i>	0,0	2,4	PL	Be	LC	-	+	-
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	0,1	4,9	Lit	Be	Eu, VU	+	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	5,1	61,0	Phy	Ph	LC	+	+	+
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	2,7	58,5	Phy	Be	NT	+	+	+
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	0,3	7,3	Lit	Be	NT	+	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu & Mayer, 1969	0,1	2,4	Phy	Be	Eu, LC	+	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	2,6	26,8	Phy	Be	Eu, NT	-	+	+
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	2,4	46,3	PL	Be, Pi	LC	+	+	+
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	3,8	31,7	NS	Pl, Be	alien	+	+	+
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	5,6	29,3	Spe	Be, Pl	LC	+	+	+
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	0,6	4,9	Spe	Be	alien	+	-	-
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	0,2	4,9	Spe	Be	alien	+	-	-
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	0,3	4,9	Spe	Be, Pi	alien	+	-	-
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	0,1	4,9	Cat	Be, Pi	LC	-	-	+
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	0,6	9,8	NS	Po	alien	-	+	+
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	0,2	4,9	Phy	Be, Pi	LC	-	-	+
Σ						25	18	22

According to clustering results three community-like groups have been identified, corresponding to three separate stream sections (Fig 2.).

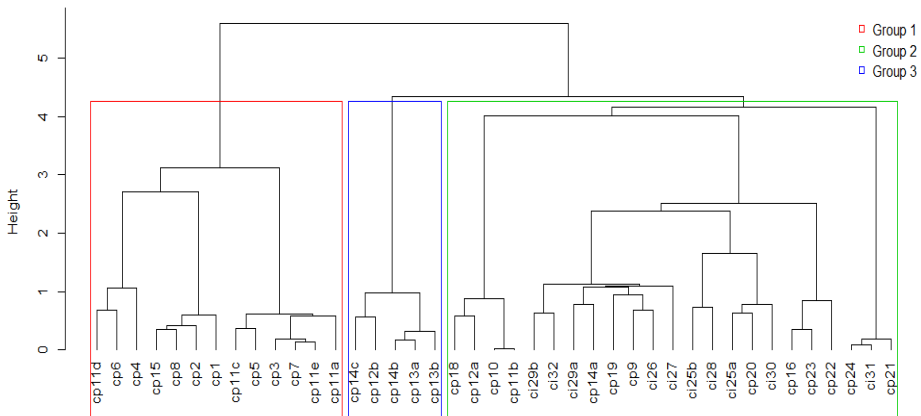


Fig. 2. Cluster analysis results

The first group corresponds to the stream upper section (Gabčíkovo-Pataš) and includes 24 species, among which *R. rutilus*, *A. alburnus*, *Rhodeus amarus* and *Proterorhinus semilunaris* were the eudominant (> 10%). *R. rutilus*, *R. amarus*, *Squalius cephalus*, *Perca fluviatilis* and *P. semilunaris* were the most frequent fish species in the upper reaches (75-100%). Four alien species, *Ponticola kessleri*, *Neogobius melanostomus*, *Babka gymnotrachelus*, *Lepomis gibbosus* and four protected species, *Rutilus virgo*, *R. amarus*, *C. carassius*, *Cobitis elongatoides* were recorded within the upper reaches.

In terms of flow preference, eurytopic species prevailed significantly (79.4%) in the upper reaches, followed by B reophilic species (11.3%). A-rheophils (5.02%) prevailed over the limnophils (4.3%). Phytolithophils were the most represented reproductive guild (65.9%), followed by ostracophils (12.2%) and speleophils (9.3%). Lithophils (5.6%) prevailed over phytophils (4.7%) and other low-represented groups (Fig. 4.).

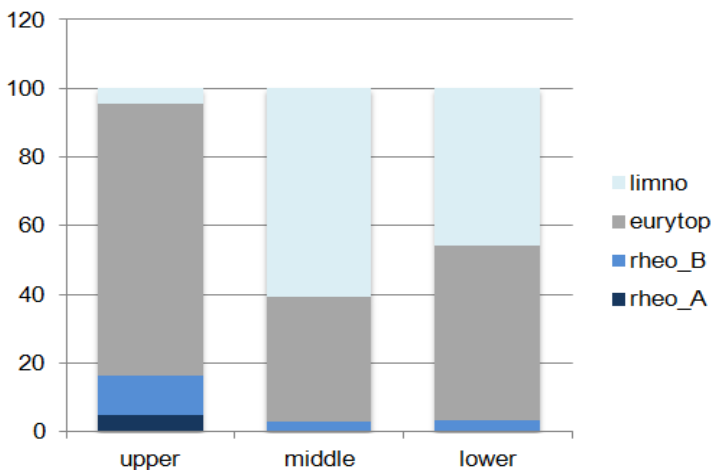


Fig. 3. Flow preference guilds representation (%) within the studied stream sections.

Abbreviations: limno – limnophilic species, eurytop – eurytopic species, rheo_A – A rheophilic species, rheo_B – B rheophilic species (flow preference guilds are according to Schiemer & Waidbacher 1992)

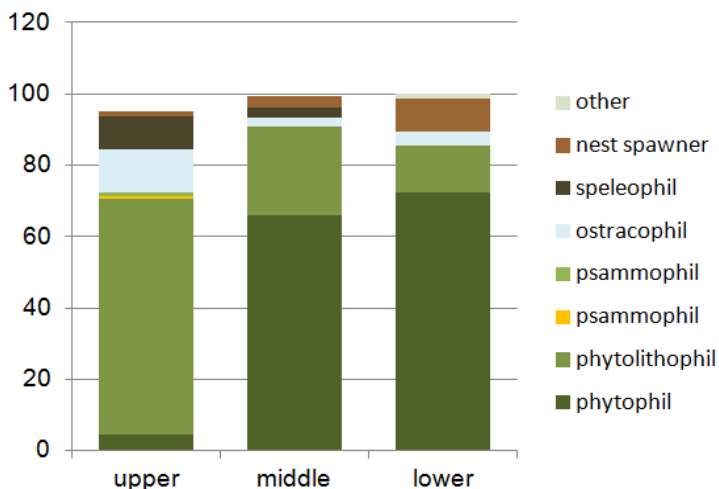


Fig. 4. Reproductive guilds representation (%) within the studied stream sections (reproductive guilds are according to Aarts & Nienhuis 2003, Schiemer & Waidbacher 1992)

Within the middle section between Patas and Csilizradvány 17 fish species were recorded. *U. krameri* and *C. carassius* were the eudominant (> 10%). Accompanied by *E. lucius*, the same species occurred most frequently as well (60-70%). Three non-native (alien) fish species were present, *L. gibbosus*, *A. melas* and *C. auratus* - complex. Four species are listed as threatened and protected *U. krameri*, *C. carassius*, *R. amarus* and *Misgurnus fossilis*. Limnophils were the most represented group (60.6%), followed by eurytopic species (36.5%). Phytophils dominated among the reproductive guilds (66.04%), followed by phytolithophils (24.97%).

Within the lower reaches (Csilizradvány-Kulcsod), represented mostly by lenitic and isolated lakes, 19 species were recorded, among which *C. auratus* complex, *C. carassius*, *S. erythrophthalmus* were the eudominant. *S. erythrophthalmus*, *Tinca tinca* and *C. carassius* were the most frequently occurring species within this section (>80%). Among the alien species – *C. auratus* complex, *L. gibbosus*, *A. melas* and *P. parva* were present. Three protected species – *R. amarus*, *L. delineatus*, *C. carassius* were recorded as well. Eurytopic (50.9%) and limnophilic (45.9%) species prevailed in terms of flow preference. Phytophils predominated strongly (72.18%) over the other reproductive guilds (Fig 4.).

Our data correspond with the previous studies, confirming the lower species richness for the downstream reaches. Balon (1967) reported 17 species in lower section of the stream, Hensel (1984) recorded only 8 species. Nagy & Bastl (1992) reported 9 species for the middle reaches. We found several new species within the Čiližský stream that were not reported by previous authors, *A. brama*, *B. barbus*, *Ch. nasus*, *L. leuciscus*, *R. virgo* and *V. vimba* are among the native reophilic species, that colonized the upper section of the stream after putting the Gabčíkovo power plant into operation. These species most likely penetrate into the canal system via the inlet structure on the derivation channel. Among the alien species, pontocaspian gobies (*N. melanostomus*, *P. kessleri* and *B. gymnotrachelus*) have recently been found in the upper section of the stream. *C. gibelio*, *P. parva* and *A. melas* were recorded as well, but mainly in the lower reaches. Among the stocked species *A. anguilla* and *C. carpio* were confirmed in a low proportions. Among the threatened and protected species *U. krameri* and *C. carassius* reached the eudominant position at several sampling sites,

within the middle section. The presence of *L. delineatus* was confirmed at the same sampling site (the isolated lake near Čičovské oxbow lake) as reported by Hensel (1984).

A noticeable gradient is apparent in the longitudinal stream profile of the Čiližský potok in terms of the flow preference and reproductive guilds. In the upstream reaches eurytopic and B - rheophilic species dominate, compared to middle and lower stretches where the limnophilic and eurytopic species prevailed at a lower species richness. Among the reproductive guilds phytolithophils dominated in upstream reaches and phytophilic species in the middle and lower reaches. Especially in the middle and lower sections valuable nature-like habitats are preserved, populated by threatened limnophilic fish species, such as *C. carassius*, *U. krameri* and *M. fossilis*. The number and relative abundance of several alien fish species, such as *L. gibbosus*, *A. melas*, *C. auratus* complex is the largest in the lower stream section, what should be taken into account by the planned restoration actions aimed at the reconnection of the middle and lower reaches.

Acknowledgement

Funding: We are grateful to Ignác Vincze and Juraj Berecz for their selfless help with the fish samplings and to Mgr. Alexander Fekete for providing the boat. This study was supported by VEGA 1/0916/14, VEGA 1/0918/17 and partially by the VEGA project 2/0102/14.

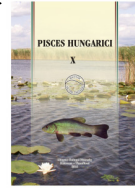
References

- Aarts, B. G. W., Nienhuis, P. H. (2003): Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500: 157–178.
- Arcanum (2004): *A Csilis patak szabályozási terve Radvány /Győr m./ térségében a Csilizköz vízrajzi és mezőgazdasági térképével (1782)*. 2 DVD ROM. Magyar Országos Levéltár and Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- Balon, E. K. (1967): Ichtyofauna jazera Lion a Čiližského potoka so zreteľom na zriadenie prírodnej rezervácie. *Ochrana fauny* 1/1-2: 15–22.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. (2011): *Numerical Ecology with R*. Springer, pp. 306.
- Brtek, J. (1956): Správa o náleze blatniaka obyčajného (*Umbra krameri* Walbaum 1792) na Žitnom ostrove. *Biológia* 11: 227–229.
- Druga, V., Hajdú, J. (2006): *Štúdiá revitalizácie Čiližského potoka so zreteľom na optimalizáciu prietokových pomerov a na zabezpečenie dotácie vody do stredného úseku toku*. Banská Bystrica: ŠOP SR, S CHKO Dunajské luhy.
- Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2016): FishBase. World Wide Web electronic publication [online]. www.fishbase.org.
- Gyalokay, M. (1960): *Odvodnenie Žitného ostrova*. Práce a štúdie VÚVH, Bratislava.
- Gyalokay, M. (1972): *Ochrana Žitného ostrova pred vodami*. Práce a štúdie VÚVH. Alfa, Bratislava, pp. 217.
- Hajdú, J., Kováč, V. (2002): Ichtyofauna vybraných vôd Žitného ostrova. *Folia faunistica Slovaca* 7: 75–81.
- Hensel, K. (1984): Ryby prilahlých vôd ŠPR Čičovské mŕtve rameno a poznámka k výskytu blatniaka (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) vo vodách Žitného ostrova. *Iuxta Danubium* 2/4: 74–79.
- Koščo, J., Holčík, J. (2008): Anotovaný Červený zoznam mihúl a rýb Slovenska – Verzia 2007. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 7: 119–132.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kurjak, P., Pirman, I., Hujo, P., Veverčíková, M., Kováčik, J., Matúš, P., O'ahel'ová, H., Onderíková, V. (2001): *Revitalizácia Národnej prírodnej rezervácie Čičovské mŕtve rameno: štúdiá*. Žilina: Enviconsult, pp. 73.
- Legendre, P., Gallagher, E. D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Nagy, Š., Bastl, I. (1992): Zoobentos a ichtyofauna kanálov Žitného ostrova. *Iuxta Danubium* 10: 141–171.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner, H. (2016): *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-3 [online]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

- Pišút, P. (2006): Changes in the Danube riverbed from Bratislava to Komárno in the period prior to its regulation for medium water (1886-1896). p. 59–67. In: Mucha, I., Lisický, M. J. (eds.): *Slovak-Hungarian Environmental Monitoring on the Danube 1995-2005*. Bratislava: Ground Water Consulting Ltd.
- Randík, A. (1960): *Zdôvodnenie ochrany Čiližských močiarov* (Msc.). Dunajská Streda: S CHKO Dunajské luhy.
- R Core Team (2015): *R: A language and environment for statistical computing* [online]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Rylková, K., Kalous, L., Bohlen, J., Lamatsch, D. K., Petrtyl, M. (2013): Phylogeny and biogeographic history of the cyprinid fish genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) with focus on natural and anthropogenic arrivals in Europe. *Aquaculture* 380–383: 13–20.
- Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. p. 363–382. In: Boon, P.J., Calow, P., Petts, E. (eds.) *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons Ltd.
- Šoltész, A. (1999): Hospodárenie s vodou na území ovplyvnenom výstavbou VD Gabčíkovo. p. 269–276. In: *Vplyv vodohospodárskych stavieb na tvorbu a ochranu životného prostredia*. Zborník z konferencie s medzinárodnou účasťou v Krpáčove. ASCO Bratislava.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers* 11: 105–119.

Authors:

Juraj HAJDÚ (hajdu.juraj@gmail.com), Ladislav PEKÁRIK (ladislav.pekarik@savba.sk)



The successful establishment of Eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) in the River Zagyva (water system of the River Tisza, Hungary)

A szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) sikeres megtelepedése a Zagyvában

Á. Harka¹, Zs. Szepesi²

¹Hungarian Ichthyological Society, Tiszafüred

²Omega Audit, Eger

Keywords: climate change, acclimatization, overwintering, illegal introduction

Kulcsszavak: klímaváltozás, akklimatizálódás, áttelelés, illegális betelepítés

Abstract

A stable population of the Eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) had been known to live only in thermal lakes in Hungary. However, it appeared in the River Zagyva flowing into the River Tisza at Szolnok in 2014 as well. Faunistic survey carried out repeatedly in 2015 and 2016 demonstrated that the species had survived the winter and bred successfully. It is not known in what an extent the acclimatization and the climate change played role in the naturalization of the species however it can be expected that the species will develop self-sustaining stocks in our waters with normal temperature.

Kivonat

A szúnyogirtó fogaspontynak (*Gambusia holbrooki*) Magyarországon korábban csak termáltavakban élt stabil populációja, ám 2014-ben Szolnoknál a Tiszába torkolló Zagyva folyóból is előkerült. A 2015-ben és 2016-ban megismételt faunisztikai felmérések kimutatták, hogy a faj sikeresen áttelelt és szaporodott. Nem tudható, hogy a faj megtelepedésében milyen mértékben játszott szerepet az akklimatizáció és a klímaváltozás, de számítani lehet rá, hogy a fajnak a jövőben szokványos hőmérsékletű vizeinkben is önfenntartó állományai alakulnak ki.

Originally the Eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) is native to the southern-eastern subtropical coastal areas of North America, from Delaware to Florida and Alabama (Kottelat & Freyhof 2004). This small-sized fish became known worldwide in the 20-s of the last century, when it was introduced on all continents to control mosquitos. In Hungary it was successfully introduced in the water of the thermal bath of Hévíz in 1939 (Specziár 2004a) and that of Miskolc in 1944 (Pintér 2015). Bíró (1976) confirmed that this fish belongs to the *Gambusia holbrooki* species – according to the current taxonomy.

The climatic conditions of the temperate zone of Hungary have put a stop to the spread of the Eastern mosquitofish so far. Although aquarists introduced the species in some smaller fresh-water ponds, its stable stocks live only in the two thermal lakes mentioned above. In summer these fish migrate even for a greater distance to the streams draining off the water of the lakes but they come back close to the thermal spring in winter. Therefore it was surprising in 2014 that the species also emerged in River Zagyva, a river of the Great Hungarian Plain a long way from the thermal lakes.

River Zagyva is the right side tributary of the Middle Tisza, which flows into the River Tisza at Szolnok. The length of the small river is 178 km; its average water discharge is 10 m³sec⁻¹ (Lászlóffy 1982). During our fish-faunistic survey we took samples at the stretch of the River Zagyva of Szolnok (2 rkm), where the water flows relatively slowly, and therefore there is a considerable amount of water plants in the bed. By seine net (with length x height of 3 x 1,5 m and with a mesh size of 6 mm) fishing we registered the occurrence of 29 species between 2011 and 2016; in the last three years we registered that

of the *Gambusia holbrooki* as well. Besides its morphological characteristics, we identified the species on the basis of the black spots in dorsal fin and caudal fin as well as the darker spot under the eyes (Fig. 1.).



Fig. 1. *Gambusia holbrooki* from the River Zagyva (Photo: Ákos Harka)

First time we observed the Eastern mosquitofish on September 18, 2015, when we caught a female specimen of about 15 mm 2 rkm from the River Tisza (GPS: 47.189418N, 20.201313E). We did not attach too much importance to this case because we were sure that these fish would not survive the winter.

However, a year later on September 4, 2015 we caught ten specimens by our net at the same stretch of the River Zagyva (Szepesi & Harka 2015). The fishes represented three size-groups, and it became evident that the biggest ones, the standard length of which exceeded 40 millimetres were not one-summer old specimens but overwintered ones. Two weeks later when we caught 11 new specimens we stated that they were present 2 km further above from the locality of the first capture. Its drifting specimens might even get to the River Tisza.

On May 30, 2016 we went back to the designated river stretch again, where we caught three overwintered specimens of about the same size (their standard length was 29-31 mm). Among the additional 12 specimens caught on June 24, 2016 the size of the largest females was between 37–39 mm. According to investigation carried out by Erguden (2013) in Turkey average size of females belonging to year classes 0+, 1+ and 2+ were 17, 25 and 38 mm respectively.

The population that can be found in the River Zagyva must have been developed illegally introduced specimens as it is far from the habitats of the species known in Hungary, and it is not in connection with any of them. The introduction probably took place in 2014 because the species was not demonstrated by earlier faunistic examinations.

The Eastern mosquitofish is a warm-water fish, but it can tolerate the change of temperature within relatively wide limits (Báskay et al. 1998). In the Lake of Hévíz in September already there were no specimens larger than 28 mm (Specziár 2004b), but in the Lake of Miskolctapolca even in October a specimen of 38 mm was found (Báskay et al. 1998). According the information given by András Specziár in a letter, the stock emigrated further from the Lake of Hévíz and has already adjusted itself to the lower temperature; it can survive an average winter even in the part of the Small-Balaton reservoir which does not freeze over. According to local anglers in Szentendre these fish overwinter also in Lake Pannonia (Weiperth et al. 2016).



Fig. 2. The River Zagyva near Szolnok (Photo: Ákos Harka)

However, in spite of this the survival of the specimens observed in the River Zagyva in 2014 seemed to be improbable because there is no thermal water running into the river in this area (Fig. 2). In winter it is covered by ice for a shorter or longer time, and the overwintering of the species has not been experienced in such habitat in Hungary as far. Supposedly the milder winters, the higher water temperatures in the vegetation period and acclimatization jointly made possible the naturalization of the species. Survival of the population is not sure as far however we can expect that in the future the species will form self-sustaining stocks in waters of normal temperature.

References

- Báskay I., Péntes B., Repkényi Z. (1998): Adatok a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia affinis holbrooki* Girard, 1859) táplálkozásához és szaporodásához hazai körülmények között. *Állattani Közlemények* 83: 67–82.
- Bíró P. (1976): A Hévízi-tó halfaunájáról. *Halászat* 22/6: 186–188.
- Erguden, S. A. (2013): Age, growth, sex ratio and diet of eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki* Girard, 1859 in Seyhan Dam Lake (Adane/Turkey). *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 12/1: 204–218.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of the European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Lászlóffy W. (1982): *A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 610.
- Pintér K. (2015): *Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Specziár A. (2004a): Life history pattern and feeding ecology of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Hévíz, Hungary. *Hidrobiologia* 522: 249–260.
- Specziár A. (2004b): A szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki*) biológiájának sajátosságai a Hévízi-tóban. *Hidrológiai Közöny* 84/5-6: 133–135.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2015): Szúnyogirtó fogaspontyok (*Gambusia holbrooki*) megtelepedése a Zagyvában. *Halászat* 108/4: 11.
- Weiperth A., Danyik T., Dukay I., Gál B. (2016): Új adatok az elevenlőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez. *Pisces Hungarici* 10: 71–76.

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Zsolt SZEPESI (szepesizs@hotmail.com)



A Hernád Sajóhidvégnél (Harka Ákos felvétele)

**Helyesbítés az
Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki
víztestekben című dolgozathoz (Weiperth et al. 2015, Pisces
Hungarici 9: 65–70.)**

**Correction to the paper entitled
Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies
in the region of Budapest (Weiperth et al. 2015, Pisces Hungarici 9:
65–70.)**

A címben jelzett dolgozatban a 68. oldalon lévő 7. ábra hibás. A mexikói kardfarkúhal (*Xiphophorus* sp., közismertebb nevén xifó) nősténye helyett a szélesszárnyú fogasponty hibridje (*Poecilia* sp., közismertebb nevén molly) hím példányának a fotója került beillesztésre. Az ábra helyesen a következő:



7. ábra. Xifó – *Xiphophorus* sp. adult nősténye
Figure 7. Female individual of the Mexican swordtail (*Xiphophorus* sp.)

The Figure 7. on the page 68 of the article is wrong. Instead of a female individual of the Mexican swordtail (*Xiphophorus* sp., common name xifo) a photo of a hybrid male individual of Yucatan molly (*Poecilia* sp., common name molly) was inserted. The correct figure is shown above.

András Weiperth



Tisza-tavi részlet (Antal László felvétele)

A Magyar Haltani Társaság 2015. évi működéséről

Egyesületünk taglétszáma az év végén 130 volt, kettővel több, mint az előző évben. A szavazati joggal bíró rendes tagok száma 119, a pártoló tagoké 11. Anyagi helyzetünk a takarékos gazdálkodásnak köszönhetően stabil, további működésünk személyi és tárgyi feltételei biztosítva vannak, a teendőit minden tagunk önként, díjazás nélkül látja el.

Az évet ismét az „év hala” választás eredményének január elsejei közzétételével indítottuk. Az MTI oldalán közzétett sajtóközleményünk hatására több rádióriportban és a közszolgálati televízióban is lehetőséget kaptunk őshonos halaink népszerűsítésére. A címet elnyerő kecsegeről a nyomtatott sajtó is több cikket közölt társaságunk tagjainak tollából.

Tudományos téren az év legfontosabb eseménye társaságunk számára a XI. Magyar Haltani Konferencia volt, amelyre 2015. március 26-án és 27-én a Debreceni Egyetem agrárcampusának B épületében, a Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék szervezésében került sor. A kétnapos konferencián megközelítőleg nyolcvanán vettek részt, a hazai érdeklődők mellett szlovákiai, romániai és szerbiai szakemberek is. Az első nap programjában 18 különböző témájú előadás és 7 poszterbemutató szerepelt. A második napon vitafórumot tartottunk, amelyen az előadók, az opponensek és a hozzászólók a fogási korlátozások hatásaival kapcsolatban fejtették ki véleményüket.

A konferencia előadásainak anyagából számos dolgozat készült. A lektorok által közlésre alkalmasnak minősített kéziratok a Pisces Hungarici 9. kötetében jelentek meg. A részben magyar, részben angol nyelvű kiadványt – társaságunk tagjain túlmenően – mintegy 50 közintézmény és könyvtár címére is ingyenesen juttattuk el.

A Halászat folyóirat részünkre biztosított rovatában társaságunk tagjai az év során 16 rövidebb írással jelentkeztek. Ezek a közlemények – magyarul és angolul – a honlapunk Hírek (News) oldalán is elérhetők. Ennek köszönhetően örömmel tapasztaltuk, hogy nemzetközi folyóiratokban is hivatkoznak rájuk, különösen azokra, amelyek az inváziós fajok terjedéséről, újabb lelőhelyeiről számolnak be.

A társaságunktól ez évben három ismeretterjesztő előadást kértek. Mind megtartottuk, mert a személyes kapcsolattartás sem hanyagolható el, de tény, hogy az elektronikus formában közzé tett információink nagyságrendekkel nagyobb közönséghez jutnak el.

Utóbbiak közül a honlapunk Mit fogtam? rovata változatlan népszerűségnek örvend. A beküldött kérdések és a válaszok száma azonban időközben annyira felszaporodott, hogy a régebbieket – hasonlóan a Hírek rovatunkhoz – pdf-fájlokba kellett csomagolnunk.

A rejtvényoldalunk is kedvelt. A tizenkét fordulóból álló tudáspróbán kilenc országból 122 érdeklődő vett részt, a havi átlag 71 játékos. Közülük 43 fő szerepelt minden fordulóban, 31 játékos szerepelt hibátlan mérleggel, s utóbbiak között 5 db könyvjutalmat sorsoltunk ki. A nyereményeket négy belföldi és egy erdélyi címre postán juttattunk el.

A Facebook-oldalunk látogatottsága is szépen alakult: 2014-ben egy-egy poszt százakhoz jutott el, 2015-ben viszont már ezrekhez. Az oldalt létrehozó fiatal szerkesztőktől azonban nagyobb aktivitást kérnénk, hogy minél változatosabb legyen a tartalom.

Az év legjelentősebb ismeretterjesztő akciója ma már vitathatatlanul az „év hala” választás, amelyet október elején hirdettük meg, és amelyre az előző évi négy és fél ezerrel szemben 6364 szavazat érkezett be.

A Földművelésügyi Minisztériummal kötött partnerségi szerződésünkben foglaltaknak megfelelően minden olyan rendeletmódosítást véleményeztünk, amelyet a halgazdálkodással kapcsolatban megkaptunk, s adott esetben az ellenvéleményünknek és az aggályainknak is hangot adtunk. Megelégedéssel nyugtáztuk, ha a javaslataink beépültek a jogszabályokba, s csalódottan, ha nem hasznosultak, de annak is tudatában vagyunk, hogy a döntések felelőssége mindig az illetékesek vállán van.

Dr. Harka Ákos elnök



A Sajó Sajókazánál (Harka Ákos felvétele)

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, **ISO 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 családnévet kiírjuk, az egyéni névnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg. Társszerzőként csak olyan személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult. (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, bekezdések nélkül)

Kivonat

Az Abstract magyar nyelven. Csak az angol nyelvű kéziratok esetén szükséges, a magyar nyelvű kéziratok esetén nem szükséges. Az Abstract és a Kivonat együtt sem lehet több annál, mint amennyi **ráfér az első oldalra**. (8-as betűméret, bekezdések nélkül)

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, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be ugyanannyire.

Szövegközi hivatkozás: Tóth (1998) vagy (Tóth 1998), illetve Tóth (1998, 1999), két szerző esetén Tóth és 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) 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 min. 300dpi-s felbontású ábrákat, képeket csatolni kell a kézirat mellé.

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 magyar nyelvű publikációja 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 az időszaki 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 nagyköjtőjelet (-) tegyünk (8-as betűméret).

Mintaként a továbbiak szolgálnak.

Tudományos közlemény:

Košćo, J., Manko, P., Halaćka, K., Ondrey, I. (2003): Growth of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the inundation waters of the Bodrog River. *Natura Carpatica* 44: 267–274.

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*, p. 17–45.

Könyv:

Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató.* Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.

Könyvrészlet:

Bíró P. (1999): *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier & Valenciennes, 1844). p. 305–343. In: Bănărescu, P. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/1, Cyprinidae 2/1. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

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.edktvf.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, továbbá zárójelben legalább egy, de 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