

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS VI



Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2012

Pisces Hungarici
a Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványa
Szerkesztő:
HARKA Ákos

HU ISSN 1789-1329

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society
Editor:
Ákos HARKA
harkaa2@gmail.com

Tomus 6

Szerkesztőbizottság/Drafting committee:

BÍRÓ Péter
ERŐS Tibor
GUTI Gábor
GYÖRE Károly
HARKA Ákos
JUHÁSZ Lajos
NAGY Sándor Alex

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	NAGY Sándor Alex
ERŐS Tibor	PINTÉR Károly
GUTI Gábor	SALLAI Zoltán
GYÖRE Károly	SPECZIÁR András
HARKA Ákos	SZEPESI Zsolt
JUHÁSZ Lajos	TAKÁCS Péter
WILHELM Sándor	

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2012

Tartalom

HALASI-KOVÁCS B., HARKA Á.: Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése	5
GYÖRE K., LENGYEL P., SALLAI Z., JÓZSA V.: A halközösség diverzitása a Tisza öt magyarországi szakaszán	25
SZEPESI Zs., HARKA Á.: Árvizek hatása egy kis folyó, a Tarna halközösségére	39
KERESZTESSY K., MAY K., WEIPERTH A., VAD Cs. F., FARKAS J.: Hosszú távú halfaunisztikai vizsgálatok és a veszélyeztetett lápi póc populációbiológiája a Duna–Tisza köze két Ramsari területén	47
HARKA Á., ANTAL L., MOZSÁR A., NYESTE K., SZEPESI Zs., SÁLY P.: Az amurgéb (<i>Perccottus glenii</i>) növekedése a Közép-Tisza vidékén	55
GYÖRE K., JÓZSA V., CUPŞA D., FODOR A., BIRÓ J., PETREHELE A., PETRUS A., JAKABNÉ SÁNDOR Zs., GYÖNGYÖSINÉ PAPP Zs.: A Körös–Berettyó vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata	59
JUHÁSZ L.: Egy dél-nyírségi vízterület halközössége: arborétumi tavak	71
HARKA Á., PAPP G., SÁLY P.: Adatok az sügér (<i>Perca fluviatilis</i>) egynyaras (0+) ivadékanak Tisza-tavi növekedéséhez	75
POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G.: A folyami halállományok reprezentatív felmérésének mintavételi feltételei – szakirodalmi áttekintés	79
TELCEAN I. C., CUPŞA D.: A Tisza felső szakaszának és bal oldali mellékfolyóinak veszélyeztetett és ritka halai Romániában	87
HORVÁTH J., PEKÁRIK L., HAJDÚ J., TOMEČEK J.: Halközösségek diverzitása a Morava és a Vág alföldi szakaszán	95
NOWAK M., POPEK W.: Morfológiai változások egy kistestű pontyfélé, a <i>Leucaspius delineatus</i> különböző töménységű etanol-oldatban történő konzerválása során	101
A Magyar Haltani Társaság 2011. évi működése (Harka Ákos)	107
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára	109

Contents

HALASI-KOVÁCS B., HARKA Á.: How many fish species are existing in Hungary? Zoogeographic and taxonomic review and evaluation of the Hungarian fishfauna ...	5
GYÖRE K., LENGYEL P., SALLAI Z., JÓZSA V.: Diversity of the fish communities in five Hungarian sections of River Tisza	25
SZEPESI Zs., HARKA Á.: Effect of flooding on the fish community of a small river (Tarna river, Tisza basin, Hungary)	39
KERESZTESSY K., MAY K., WEIPERTH A., VAD Cs. F., FARKAS J.: Long-term fish faunistic research and the population biology of the threatened European mudminnow in two Ramsar wetlands of the Danube–Tisza Interfluve	47
HARKA Á., ANTAL L., MOZSÁR A., NYESTE K., SZEPESI Zs., SÁLY P.: Growth of the Amur sleeper (<i>Perccottus glenii</i>) in the Middle Tisza region	55
GYÖRE K., JÓZSA V., CUPŞA D., FODOR A., BIRÓ J., PETREHELE A., PETRUS A., JAKABNÉ SÁNDOR Zs., GYÖNGYÖSINÉ PAPP Zs.: Fish faunal studies in the Körös– Berettyó river system	59
JUHÁSZ L.: The fish community of an area in South Nyírség: lakes of the arboretum ...	71
HARKA Á., PAPP G., SÁLY P.: Data to growth of the yoy (0+) perch (<i>Perca fluviatilis</i>) in the Lake Tisza reservoir	75
POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G.: Requirements for representative sampling for fluvial fish assemblages – literature study	79
TELCEAN I. C., CUPŞA D.: Threatened and rare fishes from Upper Tisa valley and its Romanian left shore tributaries (North-Western Romania)	87
HORVÁTH J., PEKÁRIK L., HAJDÚ J., TOMEČEK J.: Fish diversity of the lowland stretches of Morava and Váh rivers (Danube drainage, Slovakia)	95
NOWAK M., POPEK W.: Morphological alterations in a small-sized cyprinid fish, <i>Leucaspis delineatus</i> , caused by preservation with different ethanol solutions ...	101
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2012 (Harka Ákos)	107
Guide for authors of the Pisces Hungarici	109

HÁNY HALFAJ ÉL MAGYARORSZÁGON? A MAGYAR HALFAUNA ZOOGEOGRÁFIAI ÉS TAXONÓMIAI ÁTTEKINTÉSE, ÉRTÉKELÉSE

HOW MANY FISH SPECIES ARE EXISTING IN HUNGARY? ZOOGEOGRAPHIC AND TAXONOMIC REVIEW AND EVALUATION OF THE HUNGARIAN FISHFAUNA

HALASI-KOVÁCS B.¹, HARKA Á.²

¹Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: elterjedés, vízgyűjtő, taxonómiai revízió, dunai endemizmus, fajfogalom
Keywords: distribution, drainage, taxonomic revision, Danubian endemism, species concept

Abstract

The fishfaunistic researches have been markedly developed in the latter decade in Hungary. However the systematic and taxonomic disciplines showing serious scarcities. In this paper we review the zoogeographic attributes of the Hungarian fishfauna. Beside it we present and evaluate its taxonomic status. All of the Hungarian surface waters belong to the Danube drainage, but the novel results of the phylogeographic studies draw attention to the probable distinction also within the drainage. The native fishfauna of the Hungarian part of the Danube drainage consist of three main fauna elements: (a) European fish species with wide or restricted distribution; (b) Danubian endemic species; (c) fish species with Ponto-Caspian origin. The structure of fishfauna and the high number of endemic species strengthen that (1) the development even of the relative fish species is not result of a homogeneous process in the Danube drainage; (2) Beside the geographic barriers of the Alps, Dinaric and Carpathian Mountains – mainly in the Tertiary – the Apuseni Mountains could be represented as dispersal barrier; (3) in the glacial periods of the Pleistocene existed more numerous small extent refugia, than assumed earlier, mainly connected to the mountainous and submountainous areas, with relatively humid climate. On the basis of the above mentioned, in the Hungarian river systems of the Danube drainage present both the fish species developed in the end of Tertiary and the Danubian-Balkan endemic species developed in the Pleistocene refugia, also the lineages originated from the Mediterranean or Southern-Carpathian refugial areas, thanks to the climatic fluctuations in the Pleistocene. The “melting pot” trait of the Carpathian basin is well outlined also from the fishfaunistic point of view. In this paper was determined the recent fishfauna of the Hungarian part of the Danube drainage. The Hungarian fishfauna consisted 86 fish species. Based on the taxonomic revision we made proposals for the *Eudontomyzon*; *Alburnus*; *Barbus*; *Gobio*; *Carassius*; *Sabanejewia*; *Coregonus*; *Salmo*; *Gasterosteus* species. Finally we concluded the demand of a solid species concept. We suggest that the most remarkable attributes of this concept are the (a) standardized interpretation; (b) operativity; (c) multidisciplinaryity.

Kivonat

Magyarországon az elmúlt évtizedben jelentősen erősödött a haltani kutatás színvonala, ugyanakkor a zoogeográfia, szisztematika és taxonómia területén jelentős hiányok mutatkoznak. Jelen dolgozatban a rendelkezésre álló eredmények alapján áttekintjük a hazai halfauna zoogeográfiai jellemzőit. Emellett bemutatjuk és értékeljük a Duna hazai vízgyűjtője recens halfaunájának taxonómiai státuszát. Magyarország vizei a Duna vízrendszeréhez tartoznak. Az újabb kutatások eredményei azonban felhívják a figyelmet a dunai vízgyűjtőn belüli lehetséges eltérésekre is. A hazai őshonos halfaunát három jelentősebb faunacsoport alkotja: (a) szélesebb vagy korlátozott elterjedésű európai fajok; (b) dunai endemizmusok; (c) ponto-kaspikus fajok. A halfauna szerkezete, a nagyszámú dunai endemizmus jelenléte megerősíti, hogy (1) a dunai vízgyűjtő rokon fajainak kialakulása nem egy egységes folyamat eredménye; (2) az alpi, dinári, kárpáti barriereket mellett – elsősorban a harmadidőszakban – az Erdélyi-sziget-hegység is fontos akadályt jelenthetett a halfajok terjeszkedése útjában; (3) a pleisztocén glaciális periódusaiban a korábban feltételezettnél számosabb, kis kiterjedésű refúgiumterület létezett, elsősorban a jobb vízellátású montán-szubmontán területekhez kapcsolódva. Mindezen okok miatt a Duna magyarországi részvízgyűjtőiben egyaránt jelen vannak a harmadidőszak végi és a pleisztocén refúgiumokban kialakult dunai-balkán endemizmusok, illetve a földközi-tengeri, valamint a Duna-vízrendszer déli-kárpáti refúgiumaiból a pleisztocén klimatikus fluktuációjának eredményeként bevándorló genetikai vonalak. A halfauna vonatkozásában is jól kirajzolódik a Kárpát-medence genetikai gyűjtőmedence jellege. A halfauna tagjainak azokat a halakat tekintjük, amelyeknek több recens előfordulási adata van, míg a diadrom fajok közül azokat, amelyekre vonatkozóan legalább egy recens adattal rendelkezünk. Eszerint a magyarországi halfaunát jelenleg 86 faj alkotja. Kísérletet tettünk a hazai *Eudontomyzon*; *Alburnus*; *Barbus*; *Gobio*; *Carassius*; *Sabanejewia*; *Coregonus*; *Salmo*; *Gasterosteus* fajok taxonómiai revíziójára a rendelkezésre álló adatok alapján. Összességében megállapítható, hogy mára óriási igény mutatkozik egy egységes fajkonceptió megalkotására. Véleményünk szerint ennek legfontosabb jellemzői (a) az egységes értelmezhetőség; (b) az operativitás és a (c) multidiszciplinaritás.

Bevezetés

Az elmúlt években az európai édesvízi halfauna taxonómiai értékelése igen jelentős változáson ment keresztül (Kottelat 1997, Kottelat & Feryhof 2007). A robbanásszerű változás alapvetően a molekuláris taxonómia előtérbe kerülésével, valamint – jórészt e ténnyel összefüggésben – a filogeográfiai kutatások erősödésével hozható összefüggésbe. Kottelat és Freyhof (2007) munkája az európai halfaunát 56 új fajjal gyarapította. Munkájukat a vitathatatlan eredmények mellett ma még inkább problémafelvetésként értékeljük, ami a közel évszázados konszenzus állóvízében dobott kövel nem csak indulatokat kelt, de felhívja a figyelmet a taxonómiai kutatások elméleti és gyakorlati (pl. természetvédelmi) fontosságára, egyúttal irányt is szab azoknak. A tisztulásra, új konszenzusra azonban még valószínűleg évtizedeket kell várni. Amíg a Kottelat és Freyhof (2007) által javasolt nevezéktan egyre inkább elfogadottá válik (Hanel et al. 2009, Harka 2011), több kérdéses taxon státuszának megerősítése, vagy elvetése tudományos bizonyítékok alapján folyamatban van (Holčík & Delić 2000, Kotlík & Berrebi 2002, Kotlík et al. 2002, Iftime 2002, Perdices et al. 2003, Mendel et al. 2008, Harka & Szepesi 2010, Rylkova et al. 2010, Dudu et al. 2011, Takács 2012, Halasi-Kovács nem publikált adatai).

A hazai halfauna szisztematikai és taxonómiai kutatása néhány kivételes pillanattól eltekintve alapvetően az európai kutatási eredmények követését jelentette-jelenti, egyúttal azt a tényt is magában hordozva, hogy kutatásunk hol kevésbé, hol jobban elmaradt a nemzetközi élvonaltól (Harka 2007). Ez a lemaradás, a taxonómia rendkívül gyors változása következményeként ma nagyobb, mint a korábbi évtizedekben.

Az 1980-as években elinduló rendszeres és módszeres halfaunisztikai kutatásoknak köszönhetően a jelenkori hazai szakirodalomban a növekvő számú faunisztikai témájú publikáció mellett (Harka 2007, Harka & Sallai 2009) egyre több összefoglaló munka is született (Pintér 1989, Györe 1995, Harka 1997, Harka & Sallai 2004). A publikációkban a fajleírás és pontos lelőhelyi adatok közlésén túl egyre nagyobb szerepet játszik a vizsgált víztér környezeti tulajdonságainak ismertetése, halainak ökológiai szempontú értékelése. Harka és Sallai (2004) szintetizáló munkája 91 halfaj leírását tartalmazza, regisztrált előfordulási adatokon nyugvó részletes elterjedési térképekkel. Az elmúlt tíz év során a nemzetközi jogszabályoknak való elvárások mentén végzett részvízgyűjtő méretű vagy országos léptékű egyedi vizsgálatok (Halasi-Kovács 2005, Halasi-Kovács et al. 2009a, Halasi-Kovács et al. 2009b), valamint országos monitorozó rendszereknek (Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer, Víz Keretirányelv monitorozó rendszer) köszönhetően a korábbiakban nem létező méretű és színvonalú, koherens, ökológiai és statisztikai szempontból is megfelelő módon értékelhető biotikai adatbázisok jöttek létre.

A halfaunisztikai kutatások alapján kialakult kedvező képet azonban jelentősen beárnyékolja az a tény, hogy a hazai halfauna zoogeográfiai jellemzéséről utoljára 1931-ben jelent meg összefoglaló tanulmány (Hankó 1931) és a hazai halfajok taxonómiai revíziója is csak mostanában indult el (Takács 2012, Takács P. szóbeli közlése, Halasi-Kovács nem publikált adatai). Mindez ugyanakkor jelentős problémát generál mindazon tudományterületek számára, – így az ökológiai kutatások szempontjából is – amelyeknek vizsgálataiban során az élőlénycsoportok faji szintű elkülönítése alapvető fontosságú.

Jelen dolgozatban a rendelkezésre álló eredmények alapján áttekintjük a hazai halfauna zoogeográfiai jellemzőit, amely alapvető tudományos bázisát alkotja a taxonómiai vizsgálatoknak. Emellett bemutatjuk és értékeljük a Duna magyarországi vízgyűjtője recens halfaunájának taxonómiai státuszát. Dolgozatunk elsősorban a felmerülő problémákra kíván rávilágítani, alapot biztosítva és irányt mutató a szükséges kutatások elindításához vagy folytatásához.

A hazai halfauna zoogeográfiai jellemzői

Magyarország vizei kivétel nélkül a Duna vízrendszeréhez tartoznak. Ennek megfelelően zoogeográfiai szempontból az euro-mediterrán faunatartomány (Bănărescu 1992a) közép-

európai csoportjába sorolhatók. A hazánkban ma általánosan elfogadott besorolás mellett kiemeljük Berg (1965) rendszerét, amelynek vízgyűjtő szemléletű csoportosítása alapján plasztikusabban megjeleníthetők a hazai halfauna zoogeográfiai sajátosságai. Ennek megfelelően a hazai halfauna a ponto-kaszpi-aral zoogeográfiai provincia pontusi faunakörzetébe, ezen belül a Duna-Kubán alkörzetbe sorolható. Nem hagyhatók ugyanakkor figyelmen kívül azok a kutatási eredmények, amelyek szerint a Kubán, ezzel együtt a Volga vízrendszerének halfaunája már nem tekinthető a dunaival rokonnak, utalva arra, hogy a korábbi szakirodalom túlbecsülte a széles körben elterjedt ponto-kaszpikus fajok közös jelenlétét a palearktisz fekete-tengeri és kaszpi-tengeri egységeiben (Naseka 2010). Abell és munkatársai (2008) munkája felhívja a figyelmet a dunai vízgyűjtőn belüli lehetséges eltérésekre is. Így véleményük szerint a dunai halfauna nem egységes, az két önálló ökorégióba sorolható (417: Felső-Duna, 418: Dnyeszter–Alsó-Duna).

Ahhoz, hogy halfaunánk kiemelkedően fajgazdag (Berg 1965, Holčík et al. 1989), változatos képe és jelenleg is zajló változásai érthetővé váljanak, szükséges áttekinteni a Dunai halfauna kialakulásának fontosabb mozzanatait. A kárpát-medencei édesvízi halfaunáról a felső miocénban a Szarmata-tenger lefűződéséből létrejött, majd a pliocénban fokozatosan kiédesülő Pannon-tó kialakulásától beszélhetünk (Hankó 1931, Steininger & Rögl 1984). Ez a viszonylag zárt tó, illetve a pliocénban a Pannon-medence fokozatos feltöltődése következtében egyre inkább fragmentálódó tórendszer a kelet-balkáni tórendszeren és az égei vízgyűjtőn keresztül csak közvetett kapcsolatban állt a Pontusi-tengerrel, de nem függött össze a Földközi-tenger vízgyűjtőjével. Ennek megfelelően területét elsősorban északi irányból érkező európai faunaelemek népesítették be. Ezek eredetüket tekintve a szibériai (pl. *Leuciscinae*), illetve a kelet- és délkelet-ázsiai (pl. *Gobioninae*, *Cyprininae*) vonalakkal mutatnak rokonságot (Holčík et al. 1989). Ennek az a magyarázata, hogy az oligocén és felső pliocén között a tenger által nem borított észak-európai területek folyamatos összeköttetésben voltak a szibériai, kelet-ázsiai, de a Behring-félszigeten keresztül az észak-amerikai kontinenssel is, így ezen területek között a faunakicserélődés gyakori volt. A pliocén végéig az európai terület halfaunája gazdag, de a faunakicserélődés eredményeként a jelenleginél sokkal egységesebb volt (Holčík et al. 1989).

Jelentős kihalási hullámokat okoztak a pleisztocén jégkorszaki lehűlések (Thienemann 1950, Holčík et al. 1989), amelyek ezzel együtt az időszakos atlanti és balti kapcsolatok (Hankó 1931) révén új, hidegtűrő, vándorló, illetve brakkvízi nemzetségek (*Salmo*) megjelenését is eredményezték (Holčík et al. 1989). A jelenkori fauna szempontjából fontos tényként jelenik meg a lehűlések hatásaként – alapvetően az európai és kelet-ázsiai területek között – kialakuló diszjunkció, amelynek eredményeként több, diszjunkt areával rendelkező nemzetség (pl. *Umbra*, *Hucho*, *Huso*) és faj (pl. *Rhodeus amarus*, *Cyprinus carpio*) él a Duna vízgyűjtő területén (Bănărescu 1992a).

A pleisztocén korai würm interglaciálisában a jelenlegi Fekete- és Kaszpi-tenger között létrejött összeköttetés lehetővé tette a kaszpi faunaelemek expanzióját (Zenkevitch 1963, Mordukhai-Boltovskoi 1964a, 1964b), amelynek eredményeként ezen taxonok elterjedési területe a mai Kaszpi-, Azovi- és Fekete-tenger partvidéki területeire egyaránt kiterjedt, ideértve a beléjük torkolló folyók vízgyűjtőit is (Miller 1986, Bănărescu 1992a). A glaciális periódusokban a pontusi vízgyűjtő, emellett a Duna déli és keleti vízrendszere – bizonyos esetekben akár a kárpát-medencei részvízgyűjtők is – kiemelt refúgiumterületként szerepeltek (Kotlík & Berrebi 2001, Perdices et al. 2003, Schmitt 2007). Ugyanakkor az inter- és posztglaciális periódusokban a visszanépesülés egyik legfontosabb útvonala a Duna vízrendszere a balkáni és pontusi, illetve a Würm glaciális óta megnyíló útvonalnak köszönhetően – kisebb mértékben – a földközi-tengeri kapcsolaton keresztül (Hankó 1931, Hewitt 1999, Kotlík & Berrebi 2001, Kotlík & Berrebi 2002, Kotlík et al. 2004, Costedoat & Gilles 2009). Az elsősorban montán vagy szubmontán elterjedésű kistestű halfajok genetikai

alapon nyugvó filogeográfiai vizsgálatai a fentiekén túl több tényre is rávilágítanak: (1) a dunai vízgyűjtő rokon fajainak kialakulása nem egy egységes folyamat eredménye (Kotlík & Berrebi 2002, Perdices et al. 2003); (2) az alpi, dinári, kárpáti barriererek mellett – elsősorban a harmadidőszakban – az Erdélyi-szigethegység is fontos akadályt jelenthetett a halfajok terjeszkedése útjában (Kotlík & Berrebi 2002, Varga 2010); (3) a pleisztocén glaciális periódusaiban a korábban feltételezettől számosabb, kis kiterjedésű refúgiumterület létezett, elsősorban a jobb vízellátású montán-szubmontán területekhez kapcsolódva (Schmitt 2007); (4) a dunai vízgyűjtőn belül a belső medence körüli vízgyűjtők fontos szerepet játszhattak a fajkeletkezésben is. Mindezen okok miatt a dunai részvízgyűjtőkben egyaránt jelen vannak a harmadidőszak végi és a pleisztocén refúgiumokban kialakult dunai-balkán endemikusok, illetve a földközi-tengeri, valamint a Duna-vízrendszer déli-kárpáti refúgiumaiból a pleisztocén klimatikus fluktuációjának eredményeként bevándorló genetikai vonalak (Kotlík & Berrebi 2002, Perdices et al. 2003, Schmitt 2007). Így a halfauna vonatkozásában is jól kirajzolódik a Kárpát-medence genetikai gyűjtőmedence jellege (Varga 2010).

A dunai halfauna eredet szerinti csoportosítása (Myers 1951, Darlington 1957) alátámasztja a Duna vízgyűjtőjének geográfiai helyzetéből és földtörténeti változásaiból adódó tényeket. Az itt természetes módon előforduló halfajok meghatározó arányban a kontinentális elterjedésű csoportba tartoznak, míg a perifériális elterjedésű fajok kisebb számban találhatók (Holčík et al. 1989, Bănărescu 1990). Jelen dolgozat keretei között – elfogadva Bănărescu (1990) osztályozását – az első csoportba az elsődlegesen édesvízi, másodlagosan édesvízi és a vikáriáns fajokat soroljuk, a perifériális csoportba pedig a szórványos és a diadrom fajokat (Myers 1951). Ugyanezen ok miatt az utóbbiba soroltuk az *Acipenser stellatus*, *Salvelinus fontinalis* és a *Salmo trutta* fajokat annak ellenére, hogy a hazai populáció teljes mértékben rezidens.

A korábbi – nem filetikus – csoportosításnál a filogeográfiai kutatások eredményeként – a jelenleg vitathatatlanul létező bizonytalanságok (Costedoat & Gilles 2009) ellenére – pontosabb kép rajzolható fel a hazai halfauna eredetéről. Ezek alapján megállapítható, hogy azt a földtörténeti adottságok okán három jelentősebb faunacsoport alkotja (de Lattin 1967). Egyrészt a szélesebb vagy korlátozott elterjedésű európai fajok. A szélesebb európai elterjedésű fajok nagyrészt a harmadidőszakban alakultak ki és terjedtek el a Duna hazai vízgyűjtőjében (akár túlélve a jégkorszakot, akár a különböző – déli, kelet-palearktikus – refúgiumterületekről visszatelepülve), kisebb részben a pleisztocén lehülések időszakában északról történő disperzió nyomán (pl. *Salmo trutta*). A *Gasterosteus* nemzetség megjelenése a hazai vízrendszerben nem sorolható ide, elterjedésük valószínűsíthetően jelenkori folyamat(ok) eredménye. A szélesebb európai elterjedésű fajok közé tartoznak a holarctikus (pl. *Esox lucius*, *Thymallus thymallus*, *Lota lota*), palearktikus (pl. *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula barbatula*, *Rhodeus amarus*, *Cyprinus carpio*), valamint euro-szibériai (pl. *Rutilus rutilus*, *Leuciscus leuciscus*, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernua*) fajok (Bănărescu 1992a). A korlátozott európai elterjedésű halfajok közé a pleisztocénkori lehülések következtében az ázsiai vagy szibériai területekről kihalt, jelenleg korlátozott areájú halfajok tartoznak (pl. *Squalius cephalus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus*, *Misgurnus fossilis*, *Silurus glanis*, *Sander lucioperca*) (Bănărescu 1992a). De ide sorolhatóak azok a fajok is, amelyek a pleisztocén időszakában a dunai vagy dunai vízgyűjtőn kívüli refúgiumokban (földközi-tengeri, balkáni) alakultak ki, és amelyeknek jelenlegi áréája a pleisztocén inter-, valamint posztglaciális időszakaiiban lezajlott disperzió révén jött létre (pl. *Telestes souffia*(?), *Cobitis elongatoides*(?), *Sabanejewia balcanica*) (Perdices et al. 2003).

A második meghatározó csoportot a dunai vízgyűjtő endemikus halfajai alkotják. Ezek a fajok kisebb részben reliktum endemikusok (pl. *Umbra krameri*, *Romanogobio uranoscopus*, *Hucho hucho*), nagyobb részben pedig a harmad-, illetve negyedidőszak során differenciálódott halfajok (pl. *Barbus carpaticus*, *Gymnocephalus schraetser*) (Bănărescu

1992a, Kotlík & Berrebi 2002). A szűkebb értelemben vett endemikus fajok, amelyek természetes populációi jelenleg is kizárólag a dunai vízgyűjtőben fordulnak elő (*Eudontomyzon danfordi*, *Gymnocephalus schraetser*, *Rutilus virgo*, *Romanogobio vladykovi*, *Hucho hucho*), míg tágabb értelemben ide sorolhatóak mindazon fajok, amelyek elterjedési centruma a Duna vízgyűjtője, azonban természetes populációi jelenleg más vízgyűjtőkben is megtalálhatók (*Barbus carpathicus*, *Umbra krameri*, *Romanogobio kessleri*, *Romanogobio uranoscopus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*, *Gymnocephalus baloni*) (Bănărescu 1992a, Kottelat & Freyhof 2007).

Szintén meghatározó elemei a hazai halfaunának a ponto-kaszpikus eredetű fajok, amelyek a pleisztocén melegedő időszakában vándoroltak a Duna hazai vízgyűjtőjébe (pl. *Huso huso*, *Acipenser nudiventris*, *Ballerus sapa*, *Sander volgensis*) (Bănărescu 1992a, Kottelat & Freyhof 2007).

A ponto-kaszpikus eredetű fajok kiáramlása a dunai vízgyűjtő irányába a jelenkorban is megfigyelhető, annak üteme gyorsuló. A ponto-kaszpikus fajok dunai diszperziója, különös tekintettel a gébfajok (*Gobiidae*) terjedésére (Harka 1990, Hegediš et al. 1991, Ahnelt et al. 1998, Simonović et al. 1998, Ahnelt et al. 2001, Kautman 2001, Holčík et al. 2003, Harka & Bíró 2006, 2007, Halasi-Kovács et al. 2011) ugyanakkor több, zoogeográfai szempontból fontos tényre is rávilágít: (1) A terjedés genetikai alapjaként a ponto-kaszpikus zoogeográfiai provincia földtörténeti léptékű erős éghajlati és környezeti fluktuációja – kiemelve a vízszint, ezzel együtt az átjárhatóság és a szalinitás értékét – olyan tágtűrésű, euryhalin halfajok létrejöttét eredményezte, amelyek diszperziós képessége igen magas. Ez a faunaterület a jelenleg is melegedést mutató interglaciális fázisban regionális léptékű elterjedési centrumként jelentkezik. (2) A terjedésben a környezeti tényezők változásai meghatározóak. (3) Az aktív és passzív terjeszkedés kétséget kizáróan együttesen, egymás hatásait erősítve okozza azokat a változásokat, amelyek összességükben ezen fajok invázióját eredményezik (Halasi-Kovács & Antal 2011).

Magyarország jelenkori halfaunájának áttekintése és értékelése

Magyarország halfaunája folyamatosan változott, illetve változik ma is. Így a hazai természetes vizekben élő halfajok pontos számának meghatározása nehéz, az többnyire csak egy adott időpontra vonatkozó helyzetet képes bemutatni (Harka & Sallai 2004, Nagy & Stündl 2007). A faunakép lehetőség szerint legpontosabb ábrázolásához ugyanakkor alapvető annak tisztázása, mely fajok sorolhatóak a magyarországi halfaunába. E tekintetben meghatározónak tartjuk, hogy az adott faj a Duna magyarországi vízgyűjtőjében önnfenntartó populációval rendelkezik, vagy a telepítéseknek, véletlen kiszökéseknek köszönhetően rendszeresen előfordul (Harka & Sallai 2004, Kottelat & Freyhof 2007). Az előző csoporthoz értjük azokat a halfajokat is, amelyeknek a határ közelében bizonyított önnfenntartó populációja van, így a hazai vízrendszerekben rendszeresen előfordulnak. Ez a kép tovább finomítható a recens és történeti előfordulás fogalmának bevezetésével. Harka és Sallai (2004) az elmúlt 25 év során a hazai természetesvizeinkben bizonyítottan előfordult fajokat tekintik recensnek. Ez alapján a halfauna tagjának tekintjük azokat a halfajokat, amelyeknek több recens előfordulási adata van, míg a diadrom fajok közül azokat, amelyekre vonatkozóan legalább egy recens adattal rendelkezünk (*1. táblázat*).

Az előzőekben meghatározott elvek mentén haladva a magyarországi halfaunát pillanatnyilag 86 faj alkotja. A korábbi fajlistából 10 halfaj került ki. Nem tekintjük a jelenkori halfaunánk tagjának a következő fajokat, mivel recens adatuk nincs: dunai nagyhering – *Alosa immaculata* Bennett, 1835, állas küsz – *Alburnus mento* (Heckel, 1836), al-dunai állas küsz – *Alburnus danubicus* Antipa, 1909, törpe maréna – *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758) fajkomplex. Nem alkot önnfenntartó populációt a Duna hazai vízgyűjtőjében a Duna vízrendszerében őshonos gyöngyös koncér – *Rutilus meidingeri* (Heckel, 1851), nagy maréna – *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) fajkomplex. Szintén nincs önnfenntartó

populációja és rendszeres fogási adata a korábban betelepített kisszájú buffaló – *Ictiobus bubalus* (Rafinesque, 1818), pettyes harcsa – *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818), nílusi tilápia – *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) fajoknak. Nem tagja a hazai halfaunának téves határozás miatt (Otlej, V. szóbeli közlése) a Szirman-géb – *Ponticola syrman* (Nordmann, 1840).

1. táblázat. Magyarország recens halfaunája
Table 1. Recent fishfauna of Hungary

Tudományos név ¹ Scientific name	Magyar név Hungarian name	Elterjedés Distribution	Eredet ²⁶ Origin	Előfordulás ²⁷ Occurrence
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Dunai ingola	PK ²	vikariáns	Rö
<i>Eudontomyzon danfordi</i> Regan, 1911	Tiszai ingola	DE ²	vikariáns	Rö
<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	Viza	PK ³	diadrom	R
<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	Kecsege	ESZI ²	vikariáns	Rö
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt & Ratzenburg, 1833	Vágótok	PK ⁴	diadrom	Rt(?)
<i>Acipenser nudiventris</i> Lovetsky, 1828	Simatok	PK ³	diadrom	R ²⁸
<i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771	Sőregtok	PK ³⁰	diadrom	R ²⁸
<i>Acipenser baeri</i> Brandt, 1869	Lénai tok	T ⁵ , Szibériai faunataromány ⁶	diadrom	Rt
<i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792)	Lapátorrú tok	T ⁷ , Kelet-észak- amerikai faunataromány ⁸	elsődlegesen édesvízi	Rt
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Angolna	EUK ³	diadrom	Rt
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	Leánykancér	DE ⁹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Amur	T ⁵ Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁰	elsődlegesen édesvízi	Rt
<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846)	Fekete amur	B1 ⁵ , Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁰	elsődlegesen édesvízi	Rt
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Vörösszárnyú keszeg	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Nyúldomolykó	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	EUK ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Telestes souffia</i> (Risso, 1827)	Vaskos csabak	EUK ⁹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Fürge cselle	PAL ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balin	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Kurta baing	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Sujtásos küsz	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö

Pisces Hungarici 6 (2012)

Tudományos név ¹ Scientific name	Magyar név Hungarian name	Elterjedés Distribution	Eredet ²⁶ Origin	Előfordulás ²⁷ Occurrence
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévérkeszeg	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	Laposkeszeg	EUK ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Bagolykeszeg	PK ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Szilvaorrú keszeg	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Garda	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Compó	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Márna	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Barbus carpathicus</i> Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi 2002	Kárpáti márna	DET ¹¹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758) <i>fajkomplex</i>	Fenekjáró küllő	PAL ^{2, 12, 13}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	Halványfoltú küllő	DE ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dybowski, 1862)	Homoki küllő	DET ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Romanogobio uranoscopus</i> (Agassiz, 1828)	Felpillantó küllő	DET ⁹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Kínai razbóra	B1 ⁵ , Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁴	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Szivárványos ökle	PAL ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Széles kárász	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	T ⁹ , Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁵	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Aranyhal	T ⁹ , Kelet-ázsiai faunataromány ⁹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	PAL ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Fehér busa	T ⁵ , Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁵	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Pettyes busa	T ⁵ , Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁵	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Réticsík	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu & Maier, 1969	Vágócsík	EUK ⁹	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	Törpecsík	EUK ^{9, 16, 17}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Kövecsíksík	PAL ²	elsődlegesen édesvízi	Rö

Pisces Hungarici 6 (2012)

Tudományos név ¹ Scientific name	Magyar név Hungarian name	Elterjedés Distribution	Eredet ²⁶ Origin	Előfordulás ²⁷ Occurrence
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	Törpeharcsa	T ⁵ , Kelet-észak-amerikai faunataromány ⁸	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Fekete törpeharcsa	T ⁵ , Kelet-észak-amerikai faunataromány ⁸	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcsa	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Afrikai harcsa	T ⁵ , Etióp faunaterület ¹⁵	elsődlegesen édesvízi	Rt
<i>Heterobranchus bidorsalis</i> Geoffroy Saint-Hilaire, 1809	Nílusi harcsa	T (Etióp faunaterület ¹⁸)	elsődlegesen édesvízi	Rt
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	HOL ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	Lápi póc	DET ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Pénzes pér	HOL ²	vikariáns	Rö(?)
<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	Dunai galóca	DE ^{2,9}	vikariáns	Rö
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Pataki szajbling	T ⁵ , Kelet-észak-amerikai faunataromány ⁸	diadrom	Rt
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Sebes pisztráng	EUK ²	diadrom	Rö
<i>Salmo labrax</i> Pallas, 1814	Pontusi pisztráng	PK ^{19,9}	diadrom	Rö
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Szivárványos pisztráng	T ⁵ Nyugat-észak-amerikai faunataromány ⁸	diadrom	Rt
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	HOL ²	vikariáns	Rö
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Szúnyogirtó fogasponty	T ⁵ Középső-mexikói faunataromány ⁸	másodlagosan édesvízi	Rö
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Tüskés pikó	B2, EUK ^{9,20}	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Gasterosteus gymmurus</i> Cuvier, 1829	Nyugati pikó	B2 EUK ^{9,20}	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Botos köllönte	EUK ²	vikariáns	Rö
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Naphal	T ⁵ Kelet-észak-amerikai faunataromány ⁸	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Micropterus salmoides</i> (La Cèpède, 1802)	Pisztrángsügér	T ⁵ Kelet-észak-amerikai faunataromány ⁸	elsődlegesen édesvízi	Rö(?)
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	ESZI ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Vágódurbincs	ESZI ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	DET ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	DE ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	EUK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	Kősüllő	PK ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)	Magyar bucó	DET ^{2,9}	elsődlegesen édesvízi	Rö

Tudományos név ¹ Scientific name	Magyar név Hungarian name	Elterjedés Distribution	Eredet ²⁶ Origin	Előfordulás ²⁷ Occurrence
<i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863)	Német bucó	DET ²	elsődlegesen édesvízi	Rö
<i>Archocentrus multispinosus</i> (Günther, 1867)	Szivárványsügér	T ⁵ , Középső- mexikói faunataromány ⁸	másodlagosan édesvízi	Rö
<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877	Amurgéb	B1, Kelet-ázsiai faunataromány ¹⁹	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorkú géb	B2, PK ^{21, 24}	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	Kaukázusi törpegéb	B2, PK ^{22, 23}	szórványosan édesvízi	Rö ²⁹
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	B2, PK ²¹	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	B2, PK ²¹	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	B2, PK ^{21, 24}	szórványosan édesvízi	Rö
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	B2, PK ^{2, 9, 21}	szórványosan édesvízi	Rö

¹Kottelat & Freyhof 2007, valamint Froese & Pauly 2012 alapján; ²Bănărescu 1992a; ³Holčík et al. 1989; ⁴Vlasenko et al. 1989; ⁵Harka & Sallai 2004; ⁶Sokolov & Vasilev 1989; ⁷Rónyai 2008; ⁸Page & Burr 1991; ⁹Kottelat & Freyhof 2007; ¹⁰Bíró 1999; ¹¹Kotlík & Berrebi 2002; ¹²Mendel et al. 2008; ¹³Takács 2011; ¹⁴Bănărescu 1999; ¹⁵Bănărescu 1990; ¹⁶Perdices et al. 2003; ¹⁷Harka 1986; Froese & Pauly 2012; ¹⁸Berg 1962; ¹⁹Berg 1962; ²⁰Harka & Szepesi 2010; ²¹Miller 1986; ²²Ahnelt et al. 1995; ²³Halasi-Kovács & Antal 2011; ²⁴Neilson & Stepien 2009; ²⁵Popova et al. 1989; ²⁶Myers 1951, Darlington 1957, Bănărescu 1990 alapján; ²⁷Harka & Sallai 2004; ²⁸Sallai szóbeli közlése; ²⁹Harka et al. 2012; ³⁰Popova et al. 1989

HOL=holarctikus – holarctic; PAL=palearktikus – palearctic; ESZI=euro-szibériai – Euro-Siberian; EUK=korlátozott európai elterjedésű – restricted European distribution; DET=tágabb értelemben vett endemizmus – Danubian endemism sensu lato; DE=szűkebb értelemben vett dunai endemizmus – Danubian endemism sensu stricto; PK= ponto-kaspikus – Ponto-Caspian; T=betelepített – introduced; B1=közvetlen behurcolt – direct accidental introduced; B2=közvetve behurcolt – indirect accidental introduced; R=recens adat – recent data; ö=önfenntartó populáció – self-sustaining population; t= rendszeresen telepített – regularly introduced; elsődlegesen édesvízi – primary freshwater fish species; másodlagosan édesvízi – secondary freshwater fish species; vikárián – vicariant fish species; diadrom – diadromous fish species; szórványosan édesvízi – sporadic fish species

A halfauna jelenkori alakulását a természetes – ideértve a fajok természetes terjeszkedését és a természetes fajkialakulást – és mesterséges – telepítések, behurcolások (Sály 2007) – folyamatokon túl ma a korábbinál is jelentősebb mértékben befolyásolja az egyes taxonok újraértékelése.

Több újonnan leírt – elsősorban montán, illetve szubmontán elterjedésű – faj (pl. *Gobio carpathicus*, *Gobio obtusirostris*, *Barbus petenyi*, *Barbus carpathicus*, *Barbus balcanicus*, *Sabanejewia balcanica*, *Sabanejewia bulgarica*) elterjedési területe érinti a Kárpát-medencét, pontosabban a Duna vízgyűjtőjének magyarországi részét (Kottelat 1997, Kotlík & Berrebi 2002, Perdices et al. 2003, Kottelat & Freyhof 2007, Mendel et al. 2008). Az érintett fajok vizsgálatai során többnyire nem vették figyelembe a Kárpát-medence speciális „olvasztótégely” vagy melting pot helyzetét (Varga 2010). Emiatt jelenleg nem bizonyított, hogy a hazai részvízgyűjtőkben a leírt fajok közül pontosan melyik, vagy melyek találhatók meg, illetve a vízgyűjtőn belüli nagymértékű holocénkori átjárhatóság okozott-e faji szinten megnyilvánuló eltérést a hazai populációk genotípusában. Néhány, kizárólag történeti előfordulását faj esetében hazai bizonyító példány hiányában ma már nem állapítható meg, hogy a korábban leírt halfaj a jelenlegi nomenklatúra szerint milyen taxonba sorolható (pl. *Alburnus spp.*). Más fajok esetében (pl. *Coregonus lavaretus*, *Salmo labrax*) a múzeumi revízió nem történt meg (Mihályi 1954, Sevcsik & Erős 2008). Az alábbiakban konkrét

példákon keresztül mutatjuk be a hazai populációk taxonómiai revíziójának elmaradása miatt felmerülő problémákat.

Eudontomyzon

A Duna vízgyűjtőben több, az *Eudontomyzon* Regan, 1911 nemzetségbe tartozó alak él. Ezek közül az *E. danfordi* és *E. mariae* taxonómiai státuszát tekintve stabilnak tekinthető (Holčík 1986, Kottelat 1997, Holčík & Šorić 2004). Zanandrea (1959) eredeti leírásában a Duna szigetközi szakaszának főágából Čilistov/Dunakiliti magasságában új alfajt írt le *E. danfordi vladkovi* néven. Renaud (1982) a nemzetség revíziója során arra a következtetésre jutott, hogy az alfaj csupán szinonimája az *E. marie* fajnak. Erre hivatkozik Holčík (1986) is, több szerző alapján. Holčík (1986) ugyan felvetette az alfaji megkülönböztetés lehetőségét *E. mariae vladkovi* (Oliva et Zanandrea, 1959) néven, ugyanakkor a publikációban egyértelművé teszi, hogy jelenleg nincs az *E. mariae* fajnak egyetlen alfaja sem. A lehetséges alfaj elterjedési területét a Duna (kivéve a Tisza), Temes és Cerna vízrendszerére tette, míg a törzsalak véleménye szerint a Dunában nem fordul elő. Salewski és munkatársai (1992) a garat és nyelöcső között található veláris tentákulumok alapján bizonyították a faji azonosságot. Kottelat (1997) hivatkozva arra a megállapításra, hogy a leírt lehetséges alfajok diszkrét elterjedéssel rendelkeznek, valamint a miomerek száma az egyes populációkban viszonylag jó eltérést mutat, külön fajként kezeli a korábban leírt alakokat *E. mariae* és *E. vladkovi* néven. Véleménye szerint az *E. mariae* elterjedése az Odera, Visztula és Neman folyók vízrendszerére terjed ki, a Dunában kizárólag a Vaskapu alatt fordul elő. Azonban megjegyzi, hogy ennek ellenére a Morva-folyóból (Csehország) is van a fajnak adata. Az *E. vladkovi* elterjedését a Duna felső és középső szakaszára, a Dráva és Száva vízrendszerére, a Duna Drávától északra és nyugatra eső szakaszára, míg a Duna alsó vízrendszerében a Temesre és az Oltra teszi (Kottelat 1997). Holčík és Delič (2000) bemutatta, hogy az *E. mariae* faj minden morfológiai és merisztikus bélyegében rendkívül nagy változatosságot mutat, az egyetlen megbízható bélyegnek a veláris rendszer laterális tentákulumainak alakját tartják. Bár a Kottelat (1997), valamint a Kottelat és Freyhof (2007) által leírt zoogeográfiai jellegű érvelés tetszetős magyarázatot ad a két faj létezésére, az adatok nagyfokú bizonytalansága inkább csak sugallja az általuk leírtakat. Jelenleg a morfológiai meghatározottság alapján nem bizonyítható a két faj elkülönülése. Szintén ezt támasztják alá hazai vizsgálataink, amely szerint ugyanazon élőhelyről morfológiai bélyegeik alapján egyaránt meghatározhatóak egyik és másik fajra jellemző egyedek is (Halasi-Kovács nem publikált adata). Ennek megfelelően a hazai populációk vonatkozásában továbbra is az *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931) elnevezés használatát javasoljuk. Ugyanakkor mielőbb szükséges molekuláris taxonómiai vizsgálatokat végezni az *Eudontomyzon* nemzetség fajain. Ezek megerősíthetik vagy cáfolhatják a korábbi, morfológiai jegyek, valamint zoogeográfiai megfontolások alapján tett megállapítások eredményeit.

Alburnus

Az *Alburnus mento* (Heckel, 1836) – állás küsz hazai előfordulásáról kizárólag történeti adatokkal rendelkezünk, így az nem tekinthető a jelenkori magyar halfauna tagjának. Ugyanakkor mind taxonómiai, mind természetvédelmi aspektusból érdemes megvizsgálni a problémakört. A fajt Heckel 1836-ban írta le a Duna bécsi szakaszáról (Kottelat 1997). Antipa (1909) *Alburnus chalcoides* Gueldenstaedt var. *danubicus* Antipa 1909 néven a faj egy önálló varietását írta le a Duna-delta állóvízi élőhelyeiről, illetve a Duna legalsó szakaszáról. Berg (1964) ugyanezt *Chalcaburnus chalcoides danubicus* Antipa 1909 néven alfajként említi, szintén román és bolgár aldunai példányok alapján. Herman (1887) a Mezőzáhi-tóból (Maros vízrendszere) fogott több példányt, Hankó (1931) pedig a Duna osztrák szakaszáról lesodródó példányokat említi alkalmi előfordulóként. Kottelat (1997) a *Chalcaburnus chalcoides* Gueldenstaedt, 1772 faj szinonimájának tartja mindkét alfajt, ugyanakkor

bizonytalan taxonómiai státuszukra és a revízió szükségességére felhívja a figyelmet. Freyhof és Kottelat (2007) elvégezte a fajcsoport taxonómiai revízióját. Eszerint három önálló faj létezik a Duna vízrendszerében: (1) *Alburnus mento* (Heckel, 1836); (2) *Alburnus danubicus* Antipa, 1909; (3) *Alburnus sarmaticus* Kottelat & Freyhof, 2007. Az *A. mento* elterjedése a Duna felső szakaszának szubalpin tavaira korlátozódik, míg az *A. danubicus*-t kihalt fajként kezelik, amelyről nem maradt fenn bizonyító példány sem. Ugyanakkor recens előfordulási adatok alapján a Fekete-tenger partmenti tavaiból, a Dnyeper, Déli-Bug, továbbá a Száva vízrendszeréhez tartozó Kolpa (Horvátország) vizéből, valamint a Duna alsó szakaszáról eltűnőként az *A. sarmaticus*-t új fajként írták le, morfológiai eltérések alapján. Jelenleg folyó vizsgálataink előzetes eredményei (Halasi-Kovács nem publikált adata) azt valószínűsítik, hogy az *A. sarmaticus* csak az *A. danubicus* szinonimája. Ugyanakkor az állas küsz és az al-dunai állas küsz történeti adatai azt jelzik, hogy hazai halfaunánk nem is egy, hanem inkább két fajjal lett szegényebb! A jelenkori előfordulási adatok ugyanakkor arra is felhívják a figyelmet, hogy a két faj nemcsak Magyarországról, hanem belátható időn belül teljes elterjedési területéről eltűnhet.

Barbus

A hazai „kismárnafaj(ok)” taxonómiai státuszának bizonytalanságát jól jelzi elnevezésének többszöri változása. A fajt Heckel írta le először 1852-ben *Barbus petenyi* Heckel néven a Marosból (Kottelat 1997), illetve Heckel és Kner (1858) a mai határokon belül a Maroson kívül a Szamosból is említi. A fajt először Berg (1916, cit. Hankó 1931), majd Karaman (1924, cit. Hankó 1931) írja le a *Barbus meridionalis* alfajaként. Hankó (1931) zoogeográfiai tényekre alapozottan határozottan kiáll amellett, hogy a pannóniai-pontusi elterjedésű hal nem lehet a mediterrán elterjedésű *B. meridionalis* alfaja, ennek ellenére először Karaman (1971, cit. Doadrio 1990) írja le a *B. peloponnesius* alfajaként. Doadrio (1990) morfológiai mérések alapján önálló fajként (*Barbus petenyi*) határozza meg, később Karakousis és munkatársai (1993) morfológiai, majd Karakousis és munkatársai (1995) molekuláris elemzések alapján újra alfaji státuszát erősítik meg. Kotlík és Berrebi (2002) a dunai elterjedésű *B. petenyi* három önálló genetikai vonaláról tudósít, majd Kotlík és munkatársai (2002) mitokondriális DNS vizsgálat alapján a Duna vízgyűjtőjében élő *Barbus* nemzetségen belül három önálló faj (1) *Barbus petenyi* Heckel 1852; (2) *Barbus carpathicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi 2002; (3) *Barbus balcanicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi 2002 létét mutatták ki. Vizsgálataik alapján megállapították, hogy a *B. petenyi* elterjedése a Maros, a Duna alsó szakasza és annak részvízgyűjtője, valamint a Duna vízrendszerén kívül a Kamcsia-folyó. A *B. carpathicus* elterjedési területe a Felső-Tisza, Szamos, Duna felső szakasza, Hron, Felső-Visztula, Alsó-Dnyeszter. A *B. balcanicus* pedig a Duna középső szakaszán a Drávától délre, a Dráva, Száva, Nera, Cerna vízrendszerében, az Alsó-Duna déli mellékvízeiben, valamint az Égei-tenger vízgyűjtőjéhez tartozó vizek közül a Gallikos, Vardar, Aliakmon vízrendszerében fordul elő. A szerzők vizsgálataikhoz magyarországi adatokat nem használtak, így a dunai, felső-tiszai és körösi hazai populáció faji hovatartozása nem ismert. E tekintetben különösen érdekes a Körösben található populáció helyzete, hiszen földrajzilag köztes helyet foglal el a Felső-Tisza vízrendszerében jelzett *B. carpathicus* (Kotlík et al. 2002), illetve a Marosból leírt *B. petenyi* elterjedési területe között. A *B. balcanicus* hazai előfordulása nem bizonyított, mivel a Dráva vízrendszerének hazai szakaszáról ezidáig nem került elő egyetlen példány sem. Nem ismert egyelőre a Kárpát-medencén belül a faj hibridizációjának mértéke sem. Ezek miatt kifejezetten sürgős feladat a hazai populációk molekuláris taxonómiai vizsgálata.

Gobio

A *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) nagymértékű változékonyságot mutató faj (Berg 1964, Bănărescu et al. 1999, Mendel et al. 2008). Berg (1964) a törzsalak mellett hat alfajt sorol

fel, amelyek közül a törzsalak, és a *G. gobio carpathicus* Vladykov 1925 fordul elő a Duna vízrendszerében. Ez utóbbi elterjedése Vladykov (1926, cit. Hankó 1931) szerint a Felső-Tisza, Vág, Nyitra. Bănărescu (1992b) összesen 17 – 6 európai és 11 ázsiai elterjedésű – alfajt írt le, amelyek közül a 6 európai érvényes taxon: *gobio*, *obtusirostris*, *bulgaricus*, *benacensis*, *feraeensis*, *ohridanus*. Bănărescu és munkatársai (1999) a rendelkezésre álló adatok elemzése alapján tovább szűkítik az európai alfajok körét, és a Duna vízrendszeréből kizárólag a törzsalakot említik érvényes alfajként. Kiemelendő, hogy a korábban ebből a vízrendszerből leírt *obtusirostris*, *carpathicus*, *bulgaricus* alfajokat a törzsalak klinális változatainak tekintik, kimutatható taxonómiai státusz nélkül. A nemzettségbe tartozó fajok taxonómiai státuszának tisztázása céljából Mendel és munkatársai (2008) genetikai vizsgálatokat végeztek. Eredményeik szerint a monofiletikus *Gobio* nemzettségben belül elkülöníthető egy észak-európai és egy ponto-kaszpikus klád. A Duna vízgyűjtőjében az észak-európai kládhoz tartozó két újonnan faji szintre emelt taxon fordul elő: (1) *Gobio carpathicus* Vladykov, 1925; (2) *Gobio obtusirostris* Valenciennes, 1842. Ezzel együtt a *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) sensu stricto jelenlétét elvetették a középső Duna-szakasz vízrendszerében. A vizsgálatok alapján a következő megállapításokat lehet tenni: (1) Hasonlóan a *Barbus* nemzettség genetikai vizsgálatához magyarországi minta elemzése nem történt. (2) Az eredmények a hazai Duna-vízrendszer tekintetében nem egyértelműek, hiszen a publikáció alapján megállapítható, hogy a *Gobio gobio* (s. stricto) fajt a Tisza szlovák vízrendszerében kimutatták. (3) Vizsgálataik szerint a meghatározott fajok mellett további egy, azonosításra váró faj elterjedési területe is érinti a Duna hazai vízrendszerét. (4) A genetikai adottságok alapján leírt négy faj morfológiai és merisztikus tulajdonságai nem mutatnak szignifikáns csoportosulásokat, a leghasznosabb határozóbélyegnek a lelőhely mutatkozik (Takács 2012). (5) A közölt eredmények sokkal inkább a Bănărescu és munkatársai (1999) által leírt klinális változások hipotézisét, mint a dunai taxonok önálló faji státuszát erősítik. A Magyarországon jelenleg folyó genetikai vizsgálatok (Takács P. szóbeli közlése) remélhetően megnyugtató válaszokat tudnak adni az itt vázolt bizonytalanságokra. Az eredmények megszilárdulásáig a *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) fajkomplex elnevezés használatát is elfogadható megoldásnak tartjuk.

Carassius

A *Carassius* nemzettségbe tartozó fajok státuszával és európai elterjedésével kapcsolatban számos publikációban foglaltak állást mind a nemzetközi, mind a hazai kutatók. Kottelat (1997) taxonómiai publikációját megelőzően elfogadott volt, hogy a Duna vízrendszerében az őshonos *Carassius carassius* mellett a *Carassius auratus* két alfaja – *C. auratus auratus*, *C. auratus gibelio* – fordul elő (Szczerbowski 2002). Az a tény, hogy az *auratus* alfaj Távol-Keletről került Európába a középkortól kezdődően, és a jelenkori európai állományait a visszavadult egyedek populációi alkotják, széleskörűen elfogadott (Holčík et al. 1989, Bănărescu 1992a). A *gibelio* alfaj eredeti (természetes) elterjedési területéről azonban megoszlanak a vélemények. Bănărescu (1992a) szerint távol-keleti eredetű, amely később került Európába. Kottelat (1997) a szakirodalom alapján feltételezi a két alfaj önálló faji státuszát [*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758); *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)], emellett rögzíti, hogy véleménye szerint a *C. gibelio* őshonos Európában, mivel előfordulására vonatkozóan az aranyhal betelepítése előtről is van szakirodalmi adat. Ez egyrészt igaz, hiszen Bloch (1782) eredeti leírásában már európai előfordulással szerepel, ugyanakkor Kalous és munkatársai (2004) bizonyították, hogy a Bloch által meghatározott példányok a *C. carassius* fajhoz tartoznak. Rylkova és munkatársai (2010) a *Carassius* nemzettség tagjaival végzett genetikai vizsgálatuk alapján több fontos megállapítást tettek. Kimutatták, hogy a *Carassius auratus* monofiletikus eredetű, annak testvércsoportját képezi a szintén monofiletikus *Carassius gibelio*. A két elkülönülő genetikai vonal léte nem támogatja azt a korábbi hipotézist, hogy az aranyhal a *C. gibelio* nemesített változata, inkább két önálló faj

létezését erősíti meg. Az ismert szakirodalom alapján tehát arra lehet következtetni, hogy (1) a *Carassius gibelio* olyan palearktikus elterjedésű faj, amelynek nyugati irányú természetes terjeszkedése a negyedidőszakban is folyamatos volt. (2) A Duna hazai vízrendszerében kimutatható jelenlegi állománya azonban nem a természetes terjeszkedés, hanem az 50-es években történt telepítések eredménye. (3) Nem ismert ugyanakkor a *Carassius auratus* hazai elterjedése, mivel erre vonatkozó vizsgálatok korábban nem történtek. A faj előfordulási adatait ma a természetes vizekbe folyamatosan telepített vagy behurcolt nemesített aranyahalak, illetve azok önfenntartó populációi adják. (4) Szintén nem ismert a két faj hibridizációja a hazai vizekben.

Sabanejewia

A legutóbbi hazai összefoglaló faunisztikai munka szerint (Harka & Sallai 2004) a *Sabanejewia* nemzetség tagjai közül hazánkban egy faj, a *Sabanejewia aurata* fordul elő, de korábban Harka (1986) a *balcanica* és *bulgarica* alfaj jellegzetességeit mutató populációkat is kimutatott vizeinkben. A *Sabanejewia* nemzetség taxonómiai változásait Iftime (2002) foglalta össze. Kottelat (1997), figyelembe véve Bănărescu és munkatársai (1972), Vasiljeva és Vasiljev (1988), valamint Vasiljeva és Ráb (1992) taxonómiai munkáit a magyarországi taxonokat elméleti alapon önálló fajként – *Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922), *Sabanejewia bulgarica* (Drensky, 1928) – határozta meg. Perdices és munkatársai (2003) a *Sabanejewia* nemzetség filogeográfiai feldolgozása során a genetikai vizsgálatokra alapozva egyrészt megerősítették, hogy a *S. aurata* Európában nem fordul elő, másrészt arra a megállapításra jutottak, hogy a *balcanica* és *bulgarica* vonalak – több dunai és balkáni elterjedésű genetikai vonallal együtt – alapvetően vízgyűjtő szerinti csoportosulást mutatnak. Ennek megfelelően az így kimutatott csoportba tartozó taxonokat – *balcanica*, *bulgarica*, *vallachica*, *montana doiranica*, *thracica*, *radnensis* – balkán-dunai komplexként nevezték el. A fennálló taxonómiai ellentmondások feloldása érdekében Iftime (2002) morfológiai vizsgálatok alapján újraértékelte a Románia területéről leírt taxonokat, ellenőrizte a Bănărescu (1964, 1966) által megfogalmazott részleges szaporodási izoláció elméletét. A vizsgálatok során a Tisza, valamint a Maros magyarországi szakaszairól gyűjtött példányokat is felhasznált. Munkája eredményeként megállapította, hogy a Duna romániai, moldáviai és magyarországi vízgyűjtőjén élő *Sabanejewia* alakok egyetlen monotipikus fajhoz tartoznak, amelynek elnevezésére a *Sabanejewia balcanica* (Karaman, 1922) névhasználatot javasolja. Az alfaji elkülönítés szükségességét ezen alakok között szintén elveti, mivel reprodukció izolációt nem lehetett kimutatni a populációk között.

Coregonus

A *Coregonus* nemzetség 100 éves szisztematikai polémiaja (Kottelat 1997) állatorvosi lóként hordozza magában a szisztematika múltban és jelenben egyaránt felvetődő kérdéseit. Ennek oka a nemzetségbe tartozó fajok rendkívül nagy genetikai variabilitása, a gazdasági szempontú telepítések és keresztezések következtében kialakuló kaotikus taxonómiai helyzet, de ide sorolhatók a faj ökológiai sajátosságai is. A korábbi szakirodalom jellemzően egy (Steinmann 1950, Berg 1962) vagy csak néhány (Wagler 1941, Dottrens 1959, Reshetnikov 1980, Dorofeyeva et al. 1980; ld. részletesen Kottelat 1997) közép-európai elterjedésű *Coregonus* fajt ismert el, amelyeket több infraspecifikus taxonra osztottak. Ehhez hasonló eredményre jutott Bernatchez és Dodson (1994), akik a *Coregonus* nemzetségbe tartozó 63 különböző populáció mDNS-vizsgálata alapján vontak le taxonómiai következtetéseket. Megállapították, hogy a szubalpin és a skandináv populációk két önálló, monofiletikus vonalat alkotnak, azonban véleményük szerint az összes vizsgált állomány egy variábilis, cirkumpoláris fajhoz tartozik. Kottelat (1997) – figyelembe véve a zoológiai nomenklatúra szabályait és a filogenetikai fajkonceptiót (Donoghue 1985, Cracraft 1989, McKittrick & Zink 1988, cit. Kottelat 1997, p. 15.) – Közép-Európa minden tájában, vagy tó-

csoportjában, minden egyes elkülöníthető és szimpatikus állományt külön fajként azonosított. A Duna vízrendszerében található tavakat azonban egyetlen csoportként kezeli az elkülönítésükhöz szükséges adathiány miatt (Kottelat 1997). Kottelat és Freyhof (2007) véleménye szerint a vízrendszer *Coregonus* fajairól közölt korábbi adatok rendkívül zavarosak. A telepítések következtében az endemikus fajok mellett különböző egyéb fajok és fajhibridek is találhatóak az osztrák és német szubalpin tavakban, ráadásul az endemikus fajok állományai jelentős mértékben csökkentek. A telepített és a natív állományok morfológiai szempontból nagymértékű átfedést mutatnak. A faji meghatározást jórészt az eltérő ivási időszak teszi lehetővé, így az csak a szaporodási időszak csúcán végezhető el biztonságosan. Ugyanők a dunai állományokat a rendelkezésre álló adatok alapján, jórészt elméleti alapon hat endemikus fajra különítik el – *C. atterensis*, *C. austriacus*, *C. bavaricus*, *C. danneri*, *C. hoferi*, *C. renke* – megemlítve, hogy néhány közülük valószínűsíthetően több fajra volna osztható. Østbye és munkatársai (2005) a *Coregonus lavaretus* fajkomplex filogeográfiai vizsgálata alapján három – észak európai, szibériai és egy dél-európai – kládot különítettek el. Eredményeik arra utalnak, hogy a szimpatikus populációk egyetlen klád adaptív radiációjával jöttek létre. Emellett alkalmanként a kládok között másodlagos érintkezés is feltételezhető (a dél-európai klád esetében az észak-európai kláddal). Javaslatuk szerint a fajcsoport taxonómiai státuszát ezen eredmények tükrében szükséges rendezni. Winkler és munkatársai (2010) az ausztriai *Coregonus lavaretus* fajkomplex mDNS-vizsgálata alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a balti területekről történő telepítések hatására megjelenő hibrid állományok mellett jelen vannak a tiszta vonalú endemikus és a telepített – balti elterjedésű – *Coregonus* vonalak is. Holčík (2003) a Duna szlovákiai szakaszáról – megjegyezve, hogy a faji meghatározás nem tiszta – a *C. peled* mint telepített és Kottelat (1997) alapján a *C. renke*, mint őshonos fajt említi. A *Coregonus* fajok a Duna magyarországi vízgyűjtőjében nem tekinthetők állandó faunaelemnek, a Duna hazai szakaszán időnként előforduló példányok a felső szakaszról sodródhatnak le (Pintér 1989, Harka & Sallai 2004). A Magyar Természettudományi Múzeum állattárában egy darab recens, hazai gyűjtésű *Coregonus* példány található (HNHM 2007.211.1). A korábban *Coregonus lavaretus* (Sevcsik & Erős 2008) néven meghatározott faj revíziójának előzetes eredményei alapján (Halasi-Kovács nem publikált adata) a példány nem sorolható a Kottelat (1997) által diagnosztizált *C. lavaretus* fajhoz, inkább a Duna vízrendszerében endemikus *Coregonus renke* morfológiai jellemzőit mutatja.

Salmo

A pontusi pisztrángot (*Salmo labrax* Pallas, 1814) az eredeti leírás óta inkább alfajként (Berg 1962, Bănărescu 1964, Holčík 1969) határozták meg, míg Kottelat (1997) elméleti úton önálló fajként (*Salmo labrax* Pallas, 1814) írja le. Dudu és munkatársai (2011) molekuláris taxonómiai vizsgálatának eredményei sem Kottelat (1997), sem Kottelat és Freyhof (2007) elméleti úton történt besorolását nem erősítik meg, mivel eredményük szerint a *S. trutta trutta* alfaj szorosabb kapcsolatban áll a *S. labrax*-szal, mint a *S. trutta fario*-val. Elfogadva a *S. labrax* önálló faji státuszát azonban ez az eredmény is rávilágít, hogy a hazai, de a közép-európai *Salmo* fajok filogenetikai és filogeográfiai vizsgálata sürgető feladat! A *S. labrax* elterjedési területe a Fekete-tenger krími, kaukázusi, kisázsiai és nyugati partvidéke, valamint az Azovi-tenger. A vándorló faj a Fekete-tenger vízgyűjtőjéhez tartozó folyók és vízrendszereik alsó szakaszain is rendszeresen előfordul, így a Szocsi-, Kodor-, Ingur-, Trabzon-, Kacha- Dnyeper-, Don-, Bug-, Kuban-folyóban (Berg 1962). A Duna vízrendszerében Bănărescu (1964) a Dunából Călărașiig jelzi. Holčík (1969, 2003) a Duna szlovák szakaszán viszonylag közönséges fajként írja le. A hazai szakirodalomban Herman talán ezt a fajt említi a faj felsorolásnál *Trutta microlepis* Günther, 1866 (Kottelat 1997) néven (Herman 1887, p. 660). Hankó (1931) szintén említi *Salmo trutta labrax* néven, azonban hazai elterjedését kizárja. A Magyar Természettudományi Múzeum állattárában (1.

HNHM HER 2012.1.1 – Hármaskörös, Kunszentmárton, 2006.06.14.; 2. HNHM HER 2012.2.1 – Hármaskörös, Kunszentmárton, 2009.04.03.) 2 olyan példány található, amelyet elsőként Sallai Zoltán azonosított *S. labrax*-ként. A múzeumi példányok revíziójának előzetes eredményei alapján (Halasi-Kovács nem publikált adata) a korábbi határozás megerősítést nyert, így a pontusi pisztráng a hazai halfauna olyan tagjának tekinthető, amely az előfordulási adatok alapján szórványos előfordulása a Körös vízrendszerében.

Gasterosteus

A tuskés pikó magyarországi előfordulását *Gasterosteus aculeatus* Bloch elnevezéssel Heckel és Kner (1858) említi először, leírásuk alapján itt kizárólag a *var. trachura* fordul elő. Hankó (1931) véleménye szerint a Duna vízrendszerében a faj nem őshonos, de a felső-dunai behurcolás eredményeként a magyar Duna-szakaszon is várható a megjelenése. Az első bizonyító példányt a Duna budapesti szakaszán fogták (Berinkey 1960). A későbbi szakirodalmi források is a *Gasterosteus* nemzetség egyetlen faját, a tuskés pikót (*Gasterosteus aculeatus*) tartották nyilván (Berinkey 1966, Pintér 1989, Györe 1995, Harka 1997, Harka & Sallai 2004). A fajon belül a testoldal csontlemezekkel való fedettsége (vértete) alapján általában három formát különböztettek meg (Müller 1983, Ahnelt 1986). Egyik közülük a testoldalán végig csontlemezekkel fedett *G. a. f. trachurus*, másik a mellúszók táján legfőljebb néhány csontlemezzel rendelkező *G. a. f. leiurus*. A harmadik forma a *G. a. f. semiarmatus*, amely mintegy átmenetet képez az előző kettő között: a törzse elején és a faroknyelén is vannak csontlemezei, de közöttük hiányoznak. A nagy egyedi változatosság miatt a fenti, meglehetősen merev határokkal kijelölt formák helyett később inkább a teljes vértetű (completely plated morph \approx *trachurus*), a csekély vértetű (low plated morph \approx *leiurus*) és a részleges vértetű (partially plated morph \approx *semiarmatus*) köznyelvi kifejezések használata került előtérbe (Paepke 2001). Kottelat (1997), figyelembe véve a filogenetikai fajkonceptiót, a korábban különböző formaként leírt fajt két fajra bontotta. Eszerint a zömmel Európa északi területein, valamint a Fekete-tenger vidékéig terjedő keleti részein élő teljes vértetű populációk továbbra is a tuskés pikó (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758) fajhoz tartoznak, míg a nagyrészt Nyugat-Európában és a Földközi-tenger partvidékén honos csekély vértetű populációk a nyugati pikó (*Gasterosteus gymnurus* Cuvier, 1829) fajt képviselik (Kottelat & Freihof 2007). Harka és Szepesi (2010) bizonyította mindkét faj előfordulását a Duna hazai vízrendszerében. A Duna osztrák szakaszáról ugyancsak előkerültek csekély, részleges és teljes vértetű példányok is (Ahnelt 1986), a volt Jugoszláviából (Cakić 2000) és az annak északi részét képező Vajdaságból (Sipos et al. 2007) azonban eddig még csupán egy-egy csekély vértetűvel rendelkező példány kimutatásáról van információnk. Az első hazai példány alapján Berinkey (1960) a faj pontusi bevándorlása mellett érvelt, míg Pintér (1989) kizárta ennek lehetőségét és Hankóhoz (1931) hasonlóan a felső-dunai bevándorlást veszi biztosra. Amennyiben elfogadjuk Kottelat (1997) érvelését, abban az esetben mindkét hipotézis helytálló lehet, és ez magyarázatot adhat a hazai átmeneti alakok előfordulására is (Harka & Szepesi 2010). A vértettség populációkra vonatkozó arányainak a megállapításához azonban további morfológiai vizsgálatokra volna szükség, míg a kiterjedt molekuláris taxonómiai vizsgálatok segíthetnek a nemzetség taxonómiai státuszának rögzítésében.

Összegzés

A magyarországi halfauna taxonómiai helyzetének áttekintése során a fent megfogalmazottak alapján összességében a következő megállapításokat szükséges rögzíteni. (1) Jelenleg nincs egy olyan általánosan elfogadott és mindenki által egységesen alkalmazott fajfogalom (Kottelat 1997), ami alapján egyértelműen meghatározhatóak volnának faji szinten az egyes taxonok. (2) Anélkül, hogy az egyes fajkonceptiók részletes kritikáját kívánnánk adni tanulmányunkban, az jól látható, hogy a jelenlegi fajkonceptiók nem

alkalmasak egy operatív fajfogalom korrekt meghatározására. (3) A molekuláris taxonómia ugyan jelentős eszköz a különböző genetikai vonalak diagnosztizálásához, azonban a mai ismeretek és módszerek nem elégségesek ahhoz, hogy ezek alapján biztosan elkülöníthetők legyenek a taxonok akár faji szinten. Ennek egyik oka, hogy (a) a különböző taxonok genetikai diverzitása nem ekvivalens, ráadásul ez a bizonyosság valószínűségével nem egyforma mértékben manifesztálódik a fenotípusban, ami egy egységes csoportképzés lehetőségét eleve megakadályozza. (b) A kis mintaszám és a részleges genomvizsgálat ugyancsak kérdésessé teszi az eredmények statisztikai értelmezését. (c) Az alkalmazott statisztikai módszerekkel gyakorlatilag önkényesen lehet csoportokat egybevonni vagy szétválasztani a vizsgálatba vont csoportok genetikai távolságától függően. (4) Mára óriási igény mutatkozik egy egységes fajkoncepció megalkotására, bár jól látszik, hogy egyelőre az egységes koncepció hiánya és a molekuláris taxonómia jelenlegi tudományos szintje – amely nem érte el a szintézishez szükséges mértéket – ezt a munkát alapvetően gátolja. (5) A mai tudásunk ugyanakkor már elegendőnek látszik ahhoz, hogy legalább az igény szintjén vázoljunk egy új, egységes fajkoncepciót. Véleményünk szerint ennek legfontosabb jellemzői (a) az egységes értelmezhetőség; (b) az operativitás – vagyis, hogy a meghatározott fajok jól használhatóak legyenek minden, a fajok vizsgálatán alapuló élettudományi diszciplína számára. Ez elkerülhetetlenné teszi a (c) multidiszciplinaritást – vagyis, hogy integrálja a morfológiai, zoogeográfiai, genetikai jellemzőkön túl az ökológia tudományterületének törvényszerűségeit, kiemelve ezek közül a niche elméletet (Hutchinson 1957).

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk dr. Varga Zoltánnak, a Debreceni Egyetem professzor emeritusának a zoogeográfiai rész összeállításához nyújtott önzetlen és lelkes támogatásáért. Köszönet illeti Sallai Zoltánt, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságának munkatársát a taxonómiai fejezet megírásához nyújtott információért. Továbbá köszönetet mondunk dr. Vörös Juditnak, a Magyar Természettudományi Múzeum Zoológiai Osztály munkatársának, aki nagy segítségünkre volt a múzeumi példányok revíziójában. A munka sikeres elvégzését a SCIAP Kft. anyagi támogatása tette lehetővé.

Irodalom

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj Pérez, M. H., Petry, P. (2008): Freshwater Ecoregions of the World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58/5: 403–413.
- Ahnelt, H. (1986): Zum Vorkommen des Dreistchligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*: Pisces, Gasterosteidae) im österreichischen Donauraum. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 88/89 B: 309–314.
- Ahnelt, H., Bianco, P.G., Schwammer, H. (1995): Systematics and zoogeography of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) based on new records from the Aegean Anatolian area. *Ichthyol. Explor. Freshw.* 6: 49–60.
- Ahnelt, H., Bănărescu, P., Spolwind, R., Harka Á., Waidbacher, H. (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? *Biologia Bratislava* 53/5: 665–678
- Ahnelt, H., Duchkowitz, M., Scattolin, G., Zweimüller, I., Weissenbacher, A. (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. *Österreichs Fischerei* 54: 262–266.
- Antipa, G. (1909): *Fauna Ichtiologică a României*. București, pp. 294.
- Bănărescu, P. (1964): *Fauna Republicii Populare Romine*. Vol. XIII. Pisces - Osteichthyes. Acad. R.P.R. București. P. 959.
- Bănărescu, P. (1966): Intraspecific Variation, Subspeciation and Speciation in Roumanian Freshwater Fishes. *Zeitschrift für Zoologische, Systematik und Evolutionsforschung* 4/3-4: 378–396.
- Bănărescu, P. (1990): *Zoogeography of Fresh Waters Vol. 1. General Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia*. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Bănărescu, P. (1992a): *Zoogeography of Fresh Waters Vol. 2. Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia*. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Bănărescu, P. (1992b): A critical updated checklist of Gobioninae (Pisces, Cyprinidae). *Trav. Mus. Hist. Nat. Gr. Antipa* 32: 303–330.

- Bănărescu, P. (1999): Pseudorasbora. In Bănărescu, P. (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 203–224.
- Bănărescu, P., Nalbant, T., Chelmu S. (1972): Revision and geographical variation of *Sabanejewia aurata* in Romania and the origin of *S. bulgarica* and *S. romanica* (Pisces, Cobitidae). *Annotationes Zoologicae et Botanicae* 75: 1–49.
- Bănărescu, P., Šorić, V. M., Economidis, P. (1999): *Gobio gobio*. In Bănărescu, P. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 81–134.
- Berg, L. S. (1916): Die Süßwasserfische Russlands. Russ.
- Berg, L. S. (1962): *Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 1.* Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berg, L. S. (1964): *Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 2.* Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berg, L. S. (1965): *Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 3.* Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berinke L. (1960): The Stickleback (*Gasterosteus aculeatus*), a New Fish Species from Hungary. *Vertebrata Hungarica* 2: 1–10.
- Berinke L. (1966): *Halak*. Fauna Hung., vol.79. Akadémiai Kiadó, Budapest. P. 136.
- Bernatchez, L., Dodson, J. J. (1994): Phylogenetic relationships among palearctic and nearctic whitefish (*Coregonus* sp.) populations as revealed by mitochondrial DNA variation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 (Suppl. 1): 240–251.
- Bíró P. (1999): Ctenopharyngodon. In Bănărescu, P. (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 303–343.
- Bloch, M. E. (1782): *Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands* 1. Berlin, pp. 258.
- Cakić, P., Lenhardt, M., Petrović, Z. (2000): The first record of *Gasterosteus aculeatus* L., 1758 (Pisces: Gasterosteidae) in the Yugoslav section of Danube. *Ichthyologia* 32/1: 79–82.
- Costedoat, C., Gilles, A. (2009): Quaternary Pattern of Freshwater Fishes in Europe: Comparative Phylogeography and Conservation Perspective. *The Open Conservation Biology Journal* 3: 36–48.
- Cracraft, J. (1989): Speciation and its ontology: the empirical consequences of alternative species concepts for understanding patterns and processes of differentiation. In Otte, D., Endler, J. A. (eds.) *Speciation and its consequences*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, p. 28–59.
- Darlington, P. J. (1957): *Zoogeography: the geographical distribution of animals*. J. Wiley & Sons, New York.
- Doadrio, I. (1990): Phylogenetic relationships and classification of western palaeartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquat. Living Resour.* 3: 265–282.
- Donoghue, M. J. (1985): A critique of the biological species concept and recommendations for a phylogenetic alternative. *Bryologist* 88: 172–188.
- Dorofeyeva, E. A., Zinvyev, Y. A., Klyukanov, V. A., Reshetnikov, Y. S., Savvaitova, K. A., Shaposhnikova, G. K. (1980): The present state of research into the phylogeny and classification of Salmonoidei. *J. Ichtyol.* 20/5: 1–20.
- Dottrens, E. (1959): Systématique des corégones de l'Europe occidentale, basée sur une étude biométrique. *Rev. Suisse Zool.* 66: 1–66.
- Dudu, A., Georgescu, S. E., Popa, O., Dinischiotu, A., Costache, M. (2011): Mitochondrial 16S and 12S rRNA sequence analysis in four salmonid species from Romania. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 57/3: 233–246.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2007): Review of the *Alburnus mento* species group with description of two new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyol. Explor. Freshw.* 18/3: 213–225.
- Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2012): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2012).
- Györe K. (1995): Magyarország természetesvízi halai. Vízi természet- és környezetvédelem, Budapest. P. 339.
- Halasi-Kovács B. (2005): Komplex monitoring rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével. RAGACS projekt-halak. Kutatási jelentés. SZIE – BME – VITUKI Rt. www.ragacs.szie.hu
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z. (2009a): Összefoglaló jelentés a KEOP8 és KEOP5 projekt keretében belül végzett munkáról. Halak. SCIAF Kft. Debrecen. <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/szszefoglal%C3%B3%20HAL%20jelentenes.pdf>
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z., Tóthmérész B. (2009b): A magyarországi folyóvíztestek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici* 3: 47–58.
- Halasi-Kovács B., Antal L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104/3-4: 120–128.
- Halasi-Kovács B., Antal L., Nagy S. A. (2011): First record of a Ponto-caspian Knipowitschia species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybium* 35/3: 257–258.
- Hanel, L., Plíštil, J., Novák, J. (2009): Checklist of the fishes and fish-like vertebrates on the European continent and adjacent seas. *Bulletin Lampetra* VI: 108–180.
- Hankó B. (1931): *Magyarország halainak eredete és elterjedése*. Közl. a Debreceni Tisza István Tudomány Egyetem Állattani Int., 10. évf. 34 p. Debrecen.
- Harka Á. (1986): A törpe csík (*Cobitis aurata*; Filippi, 1865). *Halászat* 32/1: 24.

- Harka Á. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. *Österreichs Fischerei* 43: 262–265.
- Harka Á. (1997): *Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató*. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest. pp. 175.
- Harka Á. (2007): Áttekintés a magyar halfauna kutatásának utóbbi hat évtizedéről. *Halászat* 100/1: 12–15.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3-4: 99–103.
- Harka Á., Bíró P. (2006): Ponto-kaszpikus halfajok jelenkori terjedése Európában. *Halászat* 99: 33–41.
- Harka Á., Bíró P. (2007): New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? *Electronic J. of Ichthyology*, 3: 1–14. <http://ichthyology.tau.ac.il>.
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *Halászat* 105/2: 17.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea T. E., Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Sallai Z. (2009): Magyarország válogatott, kronologikus halfaunisztikai bibliográfiája 1960-tól 2009-ig. *Halászat* 102/4: 129–136.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2010): Hány pikófa (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101–103.
- Heckel, J., Kner, R. (1858): *Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie*. Leipzig. pp. 388.
- Hegediš, A., Nikčević, M., Mičković, B., Janković, D., Andjus, R. K. (1991): Discovery of the Goby *Neogobius gymnotrachelus* in Yugoslav fresh waters. *Arh. Biol. Nauka, Beograd*, 43/3-4: 39–40.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II*. Kir. M. Természettudományi Társulat, Budapest. pp. 860.
- Hewitt, G. M. (1999): Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68: 87–112.
- Holčík, J. (1969): A note on the occurrence and taxonomy of brown trout – *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 in the Danube River. *Vestník cs. Spol. zool.* 33: 223–228.
- Holčík, J. (1986): Eudontomyzon Regan 1911. In Holčík, J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 1/I. Aula-Verlag, Wiesbaden, 143–195.
- Holčík, J. (2003): Changes in the fish fauna and fisheries in the Slovak section of the Danube River: a review. *Ann. Limnol.-Int. J. Limnol.* 39/3: 177–195.
- Holčík, J., Bănărescu, P., Evans, D. (1989): General introduction to fishes. In Holčík, J. (ed.) *Freshwater Fishes of Europe*, Vol.1/II, Acipenseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, 18–147.
- Holčík, J., Delić, A. (2000): New discovery of the Ukrainian brook lamprey in Croatia. *J. Fish Biol.* 56: 73–86.
- Holčík, J., Stráňai, I., Andreji, J. (2003): The further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. *Biologia Bratislava* 58/5: 967–973.
- Holčík, J., Šorić, V. (2004): Redescription of *Eudontomyzon stankokaramani* (Petromyzontes, Petromyzontidae) – a little known lamprey from the Drin River drainage, Adriatic Sea basin. *Folia Zoologica* 53/4: 399–410.
- Hutchinson, G.E. (1957): Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium. *Quantitative Biology* 22: 415–427.
- Iftime, A. (2002): Considerations over the taxonomical status of the balkan golden loach (*Sabanejewia balcanica*) (Pisces: Ostariophysi: Cobitidae) in Romania and Republic of Moldova. *Trav. Mus. Hist. Nat. Gr. Antipa* 44: 335–355.
- Kalous, L., Bohlen, J., Ráb, P. (2004): What fish is *Carassius gibelio*: Taxonomic and nomenclatoric notes. *Proceedings of XI. European Congress of Ichthyology*. Tallin, Estonia, September 6-10, 2004, Book of abstracts, p. 26–27.
- Karakousis, Y., Peios, C., Economidis, P. S. (1993): Multivariate analysis of the morphological variability among *Barbus peloponnesius* (Cyprinidae) populations from Greece and two populations of *B. meridionalis meridionalis* and *B. meridionalis petenyi*. *Cybiurn* 17: 229–240.
- Karakousis, Y., Macordom, A., Doadrio, I., Economidis, P. S. (1995): Phylogenetic relationships of *Barbus peloponnesius* Valenciennes, 1842 (Osteichthyes, Cyprinidae) from Greece with other species of the genus *Barbus* as revealed by allozyme electrophoresis. *Biochem. Systematics and Ecol.* 23/4: 365–375.
- Karaman, M., (1971): Süßwasserfische der Türkei. Revision der Barben Europas Vorderasiens und Nordafrikas. *Mitt. Hamburg. Zool. Mus. Inst.* 67: 175–254.
- Karaman, S. (1924): *Pisces Macedoniae*. Split, pp. 90.
- Kautman, J. (2001): The first occurrence of *Neogobius gymnotrachelus* in the Slovak Danube. *Folia Zoologica* 50/1: 79–80.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2001): Phylogeography of the barbel (*Barbus barbus*) assessed by mitochondrial DNA variation. *Molecular Ecology* 10: 2177–2185.
- 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* 51/3: 227–240.
- Kotlík, P., Bogutskaya, G., Ekmekçi, F., G. (2004): Circum Black Sea phylogeography of *Barbus* freshwater fishes: divergence in the Pontic glacial refugium. *Molecular Ecology* 13/1: 87–95.
- 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. *Bratislava, Section Zoology* 52 (Suppl. 5): 1–271.

- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland, pp. 646.
- Mc Kittrick, M. C., Zink, R. M. (1988): Species concepts in Ornithology. *The Condor* 90: 1–14.
- de Lattin, G. (1967): *Grundriss der Zoogeographie*. Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 602.
- Mendel, J., Stanislav, L., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P., Luskova, V., Ekmekci, F. G., Erk'akan, F., Ruchin, A., Jan Koščo, J., Lukaš Vetešnik, L. Karel Halačka, Šanda, R., Pashkov, A. N., Reshetnikov S., I. (2008): Molecular phylogeny of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Teleostei: Cyprinidae) and its contribution to taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 47: 1061–1075.
- Mihályi F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und den agranzenden Gebieten in der Sammlung der Ungarischen Naturwissenschaften Museums. *Ann. Hist-Nat. Mus. Nat. Hung.* 46: 433–456.
- Miller, P.J., (1986): Gobiidae. In *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol. III* (Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J. & E. Tortonese, eds.), p. 1019–1085. Paris: UNESCO.
- Mordukhai-Boltovskoi, F. D. (1964a): Caspian fauna beyond the Caspian Sea. *Intern. Rev. Hydrobiol.* 49: 139–176.
- Mordukhai-Boltovskoi, F. D. (1964b): Caspian fauna in freshwaters outside the the Ponto-Caspian basin. *Hydrobiologia* 23: 159–164.
- Müller, H. (1983): *Fische Europas*. Neuman Verlag, Leipzig – Radebeul, pp. 320.
- Myers, G. S. (1951): Fresh-water fishes and East Indian zoogeography. *Stanford Ichth. Bull.* 4/1: 11–21.
- Nagy S. A., Stündl L. (2007): Halfaunánk jelene, jövője és hasznosításának lehetőségei. *Pisces Hungarici* 2: 5–9.
- Naseka, A. M. (2010): Zoogeographical freshwater divisions of the Caucasus as a part of the west asian transitional region. *Proceedings of the Zoological Institute RAS* 314/4: 469–492.
- Neilson, M. E., Stepien, C. A. (2009): Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: Gobiidae: Teleostei). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 52: 84–102.
- Østbye, K., Bernatchez, L., Næsje, T. F., Himberg, K.-J. M., Hindar, K. (2005): Evolutionary history of the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex as inferred from mtDNA phylogeography and gill-raker numbers. *Molecular Ecology* 14: 4371–4387.
- Paepke, H.-J. (2001): *Gasterosteus* Linnaeus, 1758. In Bănărescu, P., Paepke, H.-J. (eds.): *The freshwater fishes of Europe*, Vol.5, Cyprinidae 2/III. Aula-Verlag, 206–256.
- Page, L. M., Burr, B. M. (1991): A field guide to freshwater fishes. North America, North of Mexico. In *The Peterson Field Guide Series*. Houghton Mifflin Co. Boston, pp. 432.
- Perdices, A., Doadrio, I., Economidis, P. S., Bohlen, J., Bănărescu, P. (2003): Pleistocene effects on the European freshwater fish fauna: double origin of the cobitid genus *Sabanejewia* in the Danube basin (Osteichthyes: Cobitidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26: 289–299.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó. Budapest, p. 202.
- Popova, A. A., Shubina, T. N., Vasil'ev, V. P. (1989): *Acipenser stellatus*. In Holčík, J., (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol.1/II, Acipenseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, 395–443.
- Renaud, C. B. (1982): Revision of the lamprey genus *Eudontomyzon* Regan, 1911. M.Sc. Thesis. University of Ottawa, Ottawa.
- Reshetnikov, Y. S. (1980): [*Ecology and systematics of the coregonid fishes*]. Izd. Nauka, Moskva, pp. 301. (in Russian)
- Rónyai A. (2008): A lapátorrú tok (*Polyodon spathula* Walbaum) és szerepe az akvakultúrában - Irodalmi áttekintés. *Halászat* 101/1: 40–44.
- Rylková, K., Kalous, L., Šlechtová, V., Jörg Bohlen, J. (2010): Many branches, one root: First evidence for a monophyly of the morphologically highly diverse goldfish (*Carassius auratus*). *Aquaculture* 302: 36–41.
- Salewski, V., Kappus, B., Renaud, C. B. (1995): Velar tentacles as a taxonomic character in Central European lampreys. *Acta Universitatis Carolinae, Biologica* 39: 215–229.
- Sály P. (2007): A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére. *Pisces Hungarici* 1: 93–101.
- Schmitt, T (2007): Molecular biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial trends. *Frontiers in Zoology* 4: 11.
- Sevcik A., Erős T. (2008): A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Ann. Hist-Nat. Mus. Nat. Hung.* 100: 331–383.
- Simonović, P., Valković, B., Paunović, M. (1998): Round goby *Neogobius melanostomus*, a new Ponto-Caspian element for Yugoslavia. *Folia Zoologica* 47/4: 305–312.
- Sipos, S., Miljanović, B., Grujić, D. (2007): A háromtűkés pikó (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758, fam. Gasterosteidae) első előfordulása a Vajdaságban. *Pisces Hungarici* 2: 29–30.
- Sokolov, L. I., Vasil'ev, V. P. (1989): *Acipenser baeri*. In Holčík, J., (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol.1/II, Acipenseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, 263–284.
- Steininger, F. F., Rögl, F. (1984): Paleogeography and palinspastic reconstruction of the Neogene of the Mediterranean and Paratethys. In Dixon, J.E., Robertson, A.H.F. (eds.): *The Geological Evolution of the Eastern Mediterranean*. Blackwell Scientific, Oxford, p. 659–668.
- Steinmann, P. (1950): Monographie der schweizerischen Koregonen. Beitrag zum Problem der Entstehung neuer Arten. Einleitung. *Schweiz. Ztschr. Hydrol.* 12: 109–189.
- Szcerbowski, J. A. (2002): *Carassius*. In Bănărescu, P.M., Paepke, H.-J. (eds.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/III, Cyprinidae 2/III. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 1–78.

- Takács P. (2011): Kárpát-medencei küllőfajok morfológiai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 5: 7–14.
- Takács P. (2012): Morphometric differentiation of gudgeon species inhabiting the Carpathian Basin. *Ann. Limnol.-Int. J. Limnol.* 48: 53–61.
- Thienemann, A. (1950): *Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas*. Die Binnengewässer. 18. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgart.
- Varga Z. (2010): Extra-Mediterranean Refugia, Post-Glacial Vegetation History and Area Dynamics in Eastern Central Europe. In Habel, J. C. & Assmann T. (eds.): *Relict Species: Phylogeography and Conservation Biology*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 57–87.
- Vasiljeva, E., Vasiljev, V. (1988): Studies in infraspecific structure of *Sabanejewia aurata* (Cobitidae) with the description of a new subspecies, *S. aurata kubanica* subsp. nov. *Voprosy Ikhtiologii* 28: 192–212. (in Russian, translation in *J. Ichtyol.* 28/6: 15–35.)
- Vasiljeva, E., Ráb, P. (1992): The spiny loach, *Sabanejewia aurata* (Cobitidae) from the Laborec River. *Voprosy Ikhtiologii* 32: 176–181. (in Russian, translation in *J. Ichtyol.* 32/6: 138–144.)
- Vladykov, V. (1926): *Podkarpatska-Rus halai, halászati módja és eszközei*. Uzhorod.
- Vlasenko, A. D., Pavlov, A. V., Vasil'ev, V. P. (1989): *Acipenser gueldenstaedti*. In Holčík, J., (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 1/II. Acipenseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, 294–344.
- Wagler, E. (1941): Die Lachsartigen (Salmonidae). II. Teil. Coregonen, pp. 371–501. In Demoll, R., Maier, H.N. (eds.): *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*. Vol. III A. Schweizerbart, Stuttgart.
- Winkler, K. A., Pamminer-Lahnsteiner, B., Wanzenböck, B. J., Weiss, S. (2011): Hybridization and restricted gene flow between native and introduced stocks of Alpine whitefish (*Coregonus sp.*) across multiple environments. *Molecular Ecology* 20: 456–472.
- Zanandrea, G. (1959): Lamprede parassite e non parassite nel bacino del Danubio e la nuova entità sistematica *Eudontomyzon danfordi vladkovi*. *Arch. Zool. Ital.* 44: 215–249.
- Zenkevitch, L. (1963): *Biology of the Seas of the USSR*. Allen and Unwin, London. pp. 955.

Authors:

Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu), Ákos HARKA (harkaa@freemail.hu)

A HALKÖZÖSSÉG DIVERZITÁSA A TISZA ÖT MAGYARORSZÁGI SZAKASZÁN

DIVERSITY OF THE FISH COMMUNITIES IN FIVE HUNGARIAN SECTIONS OF RIVER TISZA

GYÖRE K.¹, LENGYEL P.¹, SALLAI Z.², JÓZSA V.¹

¹ Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas
² Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen

Kulcsszavak: halfauna, pontabundancia-minta, aggregáció, α -diverzitás, várt fajszám
Keywords: fish fauna, point abundance sample, aggregation, α -diversity, rarefaction

Abstract

The fish community was sampled by point abundance sampling by electrofishing in the autumn of 2007 in five preferential sampling areas of the Hungarian reach of River Tisza, at Tiszabecs, Tuzsér, Tiszaszőlös, Tiszaroff and Mindszent. The anode was immersed into the water to a depth of 50-100 cm for 10 seconds approximately once in every 10 metres (1 stroke), 10x25, i.e. 250 times in each sampling area. Each stroke was considered a subsample, a transect was made up of 25 strokes. In our paper, we analyse the diversity profiles of the fish communities, the differences in their α -diversity and the aggregation tendency of the individual fish species. The presence of populations of a total of 40 species was proven in the five sampling areas, 14 of which are legally protected in Hungary. The number of the strictly protected and the endemic species was 3 and 7, respectively. The number of subsamples with no fish caught was the highest in the Tiszabecs area and the lowest in the Tuzsér area. In the other areas, the number of "empty" strokes was approximately the same. The share of subsamples having a predator+prey fish community within the number of the non-empty strokes considerably differed between the sampling areas, constantly growing along the longitudinal profile of the river. From the point of view of habitat use, 4 of the 40 species were rheophilic, 6 were oligorheophilic, 22 were indifferent and 3 were limnophilic. The share of species and individuals belonging to different guilds was considerably different in the different sampling areas. The fish species found could be classified into seven reproductive guilds. On the basis of the collected taxa (24), the fish community of the Tiszaroff section of the river was the most diverse. With the exception of the Tiszabecs-Tiszaszőlös and the Tuzsér-Tiszaroff pairs, the α -diversities of the individual sampling areas significantly differed at a $P = 0.05$ level according to the two-sample t-test. The Rényi diversity of the Tuzsér, Tiszaszőlös and Tiszaroff fish communities was higher than in the Mindszent sampling area. In the remaining cases, the diversity profiles overlapped, and thus, the communities could not be ordered by diversity. A consistent and standardized application of the point abundance sampling method can efficiently prove the habitat heterogeneity through the structural relations of the fish community.

Kivonat

A Tisza magyarországi szakaszának öt kedvezményezett mintaterületén, Tiszabecs, Tuzsér, Tiszaszőlös, Tiszaroff, Mindszent térségében, elektromos halászattal, pontabundancia-módszerrel mintáztuk a halközösséget 2007 őszén. Az anódot kb. 10 méterenként 50-100 cm mélyre merítettük a vízbe 10 másodperces időtartamra (1 csapás), mintaterületenként 10x25, összesen 250 alkalommal. Az egy csapást almintaként kezeltük, 25 csapás tett ki egy transzszektet. Tanulmányunkban elemezzük a haltársulások diverzitási profilját, α -diverzitásukban mutatkozó különbségeit, az egyes halfajok aggregációs hajlamát. Az öt mintaterületen összesen 40 halfaj populációját igazoltuk, amelyből hazánkban 14 védett. A fokozottan védett fajok száma 3, az endemikusaké 7. Az alminták száma, amikor halat nem fogtunk, a tiszabecsi szakaszon volt a legtöbb és a tuzséri a legkevesebb. A többi mintaterületen az üres csapások száma megközelítőleg azonos volt. A predátor+préda halközösségű alminták hányada a nem üres csapásokban mintaterületenként jelentősen eltért, a vízfolyás longitudinális profilja mentén folytonosan növekvő. Habitat használat tekintetében a 40 fajból 9 reofil, 6 oligoreofil, 22 indifferens, 3 limnofil. Mintaterületenként az egyes guildsbe tartozó faunaelemek faj- és egyedszámaránya számottevően eltérő. A kimutatott halfajok hét szaporodási guildbe sorolhatók. A gyűjtött taxonok száma alapján (24) legváltozatosabb a folyó tiszaroffi szakaszának halközössége volt. Az egyes mintaterületek halközösségének α -diverzitása, a Tiszabecs-Tiszaszőlös és a Tuzsér-Tiszaroff pár kivételével, a $P = 0,05$ szinten a kétmintás t-próba alapján szignifikánsan különböznek egymástól. A Rényi-féle diverzitás a tuzséri, a tiszaszőlösi és a tiszaroffi halközösséget diverzebbnek találta, mint a mindszeri mintaterületét. A többi esetben a diverzitás profilok metszik egymást, a közösségek a diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók. A pontabundancia-mintavételi módszer következetes, standardizált alkalmazásával az élőhelyek heterogenitása a halközösség strukturális viszonyaival jól bizonyítható.

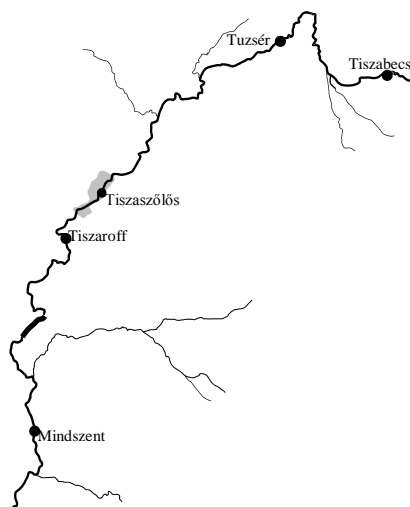
Bevezetés

A folyóvízi haltársulások mintázása komoly nehézségekkel jár. Nagy folyók esetében az elektromos halászat hatékonysága jelentős mértékben lecsökken (Kennedy & Strange 1981), egyrészt a vízfolyás szélessége miatt, másrészt mert a halak egy-egy különlegesebb élőhelyen csoportosulnak többé-kevésbé random eloszlásban, eloszlásuk térben és időben heterogén (Nelva et al. 1979). Az eredményesség emelhető az elektromos halászgép anódszámának (Cowx et al. 1988), ill. a minta nagyságának növelésével. Nelva et al. (1979) egy új, gyors, hatékony mintázó stratégiát és módszert dolgozott ki, az ún. random pontabundancia-technikát, ami a számos kis al minta szintézisével megbízható mintát szolgáltat. Az eljárás első hazai alkalmazója Guti (1994) volt, aki halivadékok struktúráját vizsgálta a módszernek egy erre a célra kifejlesztett változatával.

A Tisza magyarországi szakaszának öt kedvezményezett mintaterületén (Tiszabecs, Tuzsér, Tizzaszőlős, Tiszaroff, Mindszent) elektromos pontabundancia-módszerrel mintáztuk a halközösséget 2007 őszén. A kutatás célja volt az egyes, geomorfológiailag jól elkülönülő folyószakaszok halközösség struktúrájának megállapítása. Tanulmányunkban elemezzük a haltársulások különbözőségét, diverzitási mutatóit, diverzitási profilját, α -diverzitásukban (Shannon-féle entrópiájukban) mutatkozó különbségeit, mozaikosságát (β -diverzitását) az egyes halfajok aggregációs hajlamát, habitat és szaporodási guildjeit.

Mintaterület

A Tiszán Tiszabecs, Tuzsér, Tizzaszőlős, Tiszaroff és Mindszent térségében egy-egy mintaterületet jelöltünk ki (1. ábra). A vízáramlással összefüggésben az első mintaterület hosszát 6 000, a többiét 2 500 m-ben határoztuk meg, de a ténylegesen halászott szakasz minden esetben 2 500 m volt.



1. ábra. Az öt mintahely a Tisza magyarországi szakaszán

Fig. 1. Location of the five sampling areas in the Hungarian reach of River Tisza

Mintavételi módszer, feldolgozás

A halközösséget 2007. október 16. és 19. között a folyó partszegélyén, kb. 3 méter széles sávban, egy EL63 II típusú aggregátoros elektromos halászgéppel mintáztuk (300 V, 2-3 A, 50 Hz). Az anódot kb. 10 méterenként 50-100 cm mélyre merítettük a vízbe 10 másodperces időtartamra (1 csapás), mintaterületenként 10x25, összesen 250 alkalommal. A 250 csapást, mint minimálisan szükséges mintaelem számot 27 mintaterület 11 előzetes monitoring

eredményei alapján becsültük (Györe & Józsa 2010). Csapásonként a hatásos vonzás körzetének kiterjedése ($r=1,5$ m) a halászgép teljesítményből és a víz hőmérsékletéből adódóan 7 m^2 volt (Regis et al. 1981). Az egy csapást almintaként kezeltük, 25 csapás tett ki egy 175 m^2 -es transzszektet. Minden bemejtés (csapás) után az immobilizált halakat 2 mm-es szembőségű merítőhálójával emeltük ki. Meghatározásuk és megszámlálásuk után az egyedeket visszahelyeztük élőhelyükre. A csapásonkénti fogási adatokat külön rekordba, azonnal, egy OLYMPUS WS-200S digitális diktafonra mondtuk. A csapásszámot a diktafon rekordszámlálóján követtük nyomon.

A fajnevek írásánál Kottelat & Freyhof (2007), ill. Harka (2011) munkáját, valamint a FishBase (Froese & Pauly 2012) adatbázisát fogadtuk el. A veszélyeztetettségi státusz besorolásnál Guti (1995) által javasoltakat (kipusztult, eltűnő, veszélyeztetett, ritka, tömeges, bevándorló, exotikus, unikális) annyiban módosítottuk, hogy a bevándorló és exotikus kategóriákat egy ún. nem őshonos fogalomkörbe vontuk össze. A habitathasználat tekintetében Zauner & Eberstaller (1999) klasszifikációs sémáját alkalmaztuk kisebb módosításokkal. A szaporodási szokásokra, az ivási szubsztrátum helyére és minőségére vonatkozóan a Balon-féle koncepcióban vázoltakat használtuk (Balon 1981).

Statisztikai analízis

A halközösségek hasonlóságát a Hellinger transzformált egyedszámok (Legendre & Gallagher 2001) Bray-Curtis távolságmátrixának csoportátlag fúziós algoritmus eljárással történő hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk a PAST 2.15 program segítségével (Hammer et al. 2001). A csoportok közötti szignifikáns különbségeket ANOSIM teszttel igazoltuk (PAST 2.15). A diverzitásmutatók közül a fajszámot, a Berger-Parker dominanciát, a Shannon-Wiener α -diverzitást, a Wilson-Shmida β -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot használtuk. A diverzitás skálafüggő jellemzésére a Rényi-féle általánosított entrópiát alkalmaztuk. Két mintaterület diverzitás eltéréseinek szignifikanciáját Solow-féle (1993) statisztikai próbával teszteltük. A diverzitás mutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültük (Seaby & Henderson 2006). A populációk egyedeinek térbeli eloszlását a Taylor-féle hatványtörvénnyel (Taylor et al. 1978) elemeztük. Az egyes mintaterületek halközösségének térbeli mozaikosság vizsgálatához a fajszám-terület összefüggéseket használtuk (Crawley 1986). A halfajoknak a folyó longitudinális profilja szerinti elrendezését a PAST 2.15 program gyakorisági szeriációjával vizsgáltuk.

Eredmények

Az olyan alminták (csapások) száma, amikor halat nem fogtunk, a tiszabecsi szakaszon volt a legtöbb és a tuzsérin a legkevesebb (1. táblázat). A többi mintaterületen az üres csapások száma megközelítőleg azonos, 57-66 volt. Tiszabecsen a 75. csapásban 5 faj 29 egyedét fogtuk, együttesen volt jelen a *Squalius cephalus* (3 ind.), az *Alburnoides bipunctatus* (12 ind.), a *Chondrostoma nasus* (12 ind.), a *Romanogobio kessleri* (1 ind.) és a *Rhodeus amarus* (1 ind.). Tuzséron a 89. almintában összesen 9 faj 33 egyedét határoztuk meg. Együttesen a *Rutilus rutilus* (3 ind.), *Rutilus virgo* (6 ind.), *Alburnus alburnus* (3 ind.), *Alburnoides bipunctatus* (4 ind.), *Ballerus sapa* (2 ind.), *Chondrostoma nasus* (9 ind.), *Barbus barbuis* (3 ind.), *Rhodeus amarus* (2 ind.) *Lota lota* (1 ind.) fordultak elő. A tiszaszőlösi mintaterületen az egy csapás alkalmával fogott maximális fajszám ugyancsak 9 volt. A 118. csapás alkalmával a *Rutilus rutilus* (12 ind), *Scardinius erythrophthalmus* (1 ind.), *Leuciscus idus* (2 ind.), *Alburnus alburnus* (1 ind.), *Blicca bjoerkna* (1 ind.), *Silurus glanis* (1 ind.), *Ameiurus melas* (16 ind.), *Perca fluviatilis* (1 ind.), *Proterorhinus semilunaris* (1 ind.) fajokat gyűjtöttük. A csapásonkénti maximális fajszám a tiszaroffi mintaterületen a tiszabecsen tapasztalathoz hasonlóan 5 volt. A 229. almintában együtt fordult elő a *Leuciscus idus* (1 ind.), *Alburnus alburnus* (10 ind.), *Ameiurus melas* (2 ind.), *Lota lota*

(1 ind.), *Neogobius fluviatilis* (1 ind.). A Mindszenti mintaterületen a legtöbb fajt, hatot, a 169. csapás alkalmával fogtuk, együttesen volt jelen az *Alburnus alburnus* (110 ind.), *Pseudorasbora parva* (1 ind.), *Lota lota* (3 ind.), *Gymnocephalus baloni* (2 ind.), *Proterorhinus semilunaris* (2 ind.), *Neogobius fluviatilis* (3 ind.). A csapásonkénti maximális egyedszám a tuzséri mintaterületen volt a legalacsonyabb, a legmagasabb pedig Mindszenti térségében.

1. táblázat. Az üres alminták száma, aránya, maximális egyedszám, maximális fajszám és a hozzátartozó egyedszám
Table 1. Number and share of empty subsamples, maximum abundance, maximum species richness and the corresponding abundance

Mintaterület	Almintánként			
	üres (db)	üres (%)	max. ind.	max. fajszám/ind.
Tiszabecs	127	50,8	52	5/29
Tuzsér	8	3,2	40	9/33
Tiszaszőlős	57	22,8	65	9/36
Tiszaroff	66	26,4	120	5/15
Mindszenti	61	24,4	157	6/121

Az öt mintaterületen összesen 40 halfaj előfordulását igazoltuk (2. táblázat). A Magyarországon védett 33 halfajból 14 fordul elő, ebből a fokozottan védett fajok száma 3: *Barbus carpathicus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*. A mintaterületek 5, a Duna vízrendszerére jellemző endemikus halfaja a *Gobio carpathicus*, *Romanogobio vladykovi*, *Romanogobio uranoscopus*, *Rutilus virgo*, *Gymnocephalus schraetser*. A veszélyeztetettségi státusz szerint a halközösségnek 1 eltűnő (*Romanogobio uranoscopus*), 10 veszélyeztetett, 9 ritka, 12 tömeges és 8 nem őshonos faunaeleme van. Mindegyik mintaterületen egyedül az *Alburnus alburnus* egyedei fordultak elő. Tíz olyan halfaj volt, amelynek populációját csak egy-egy szakaszon mutattuk ki.

A legfelső mintaterületen 17 halfaj 439 egyedét fogtuk. Dominánsnak az *Alburnoides bipunctatus* populációját találtuk. Második leggyakoribb halfajnak az *Alburnus alburnus* bizonyult. A hidrológiai viszonyoknak megfelelően gyakori még a *Romanogobio kessleri* is. A tuzséri szakaszon 21 halfaj 2 329 egyedét mintáztuk. A halközösség domináns hala a küsz, gyakorinak mutattuk ki a *Squalius cephalus* és az *Alburnoides bipunctatus* állományát. A tározói Tisza szakaszon, Tiszaszőlős közelében a 18 fajú halközösségben a *Rutilus rutilus* a leggyakoribb halfaj. A mintaterület gyakori hala még az *Alburnus alburnus*, valamint a *Blicca bjoerkna*, a *Scardinius erythrophthalmus* és az *Ameiurus melas*. Tiszaroff térségében 24 faj 874 egyedét fogtuk. A minta domináns hala az *Alburnus alburnus* volt, második leggyakoribbnak a *Barbus barbatus* egyedeit mutattuk ki. A Mindszenti szakaszon az összesen fogott 1 742 egyed 18 fajhoz tartozott. A domináns hal ugyancsak az *Alburnus alburnus*, igen kimagasló egyedszámáránnyal. A halközösség következő két gyakori hala, a *Pseudorasbora parva* és a *Lota lota* együttes aránya sem éri el a tíz százalékot.

Habitathasználat tekintetében a 40 fajból 9 reofil, 6 oligoreofil, 22 indifferens, 3 limnofil. Folyóvizek esetében különösen fontos a reofil halak halközösségen belüli aránya. Jelenlétük-hiányuk kiválóan jelzi a természetesen változó vagy a keresztgátakkal mesterségesen megváltoztatott hidrológiai viszonyokat. Mintaterületenként számottevően eltérő az egyes csoportba tartozó faunaelemek aránya (3. táblázat). A vízáramlással szemben toleráns fajok száma és aránya a tiszabecsi szakaszon a legmagasabb, a jellemző 34 cm/km-es mederesésnek és a 0,2-0,6 m/sec-os áramlási sebességnek (Végh 1999) köszönhetően. A 8 faj több mint 70 egyedszázalékot képvisel a mintaterület halközösségében. Tuzsér térségében, ahol a mederesés 22 cm/km, az áramló víz sebessége pedig 0,2-0,3 m/sec, az áramlást toleráló fajok száma és egyedszámáránya sokkal kisebb. A tározói duzzasztott, Tiszaszőlős környéki kis mederesésű (0,07 cm/km) folyószakaszon pedig már csak mindössze egy reofil halfaj, a *Chondrostoma nasus* két egyedét mutattuk ki. A

magyarországi előfordulásai és azok gyakorisága alapján a *Squalius cephalus* szerintünk a Zauner-Eberstaller besorolástól eltérően az oligoreofil csoportba tartozik. Az általuk oligoreofilnak tartott *Cobitis elongatoides* (*Cobitis taenia* néven) pedig inkább az indifferens csoportba tartozik.

2. táblázat. A halközösség struktúrája a Tisza öt mintaterületén
Table 2. The structure of the fish community in the five sampling areas of River Tisza

Faj	Veszélyeztetettségi státusz	Abundancia (%)				
		Tiszabecs	Tuzsér	Tiszaszőlős	Tiszaroff	Mindszent
Cyprinidae						
<i>Rhodeus amarus</i>	tömeges	0,91	2,06	-	-	-
<i>Gobio carpathicus</i>	tömeges	-	-	-	-	0,11
<i>Pseudorasbora parva</i>	nem őshonos	-	0,04	-	0,11	4,42
<i>Romanogobio vladykovi</i>	ritka	0,68	1,89	-	-	0,46
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	eltűnő	1,14	-	-	-	-
<i>Romanogobio kessleri</i>	veszélyeztetett	12,30	0,09	-	-	-
<i>Barbus barbatus</i>	tömeges	3,64	4,29	-	12,93	-
<i>Barbus carpathicus</i>	veszélyeztetett	0,46	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	nem őshonos	-	0,04	-	0,34	0,23
<i>Abramis brama</i>	tömeges	-	0,04	2,46	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	veszélyeztetett	49,66	12,80	-	-	0,06
<i>Alburnus alburnus</i>	tömeges	13,44	54,01	24,38	58,70	81,11
<i>Aspius aspius</i>	ritka	-	0,21	1,02	2,29	0,98
<i>Ballerus sapa</i>	ritka	-	2,23	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	tömeges	0,46	-	8,58	0,11	0,06
<i>Chondrostoma nasus</i>	ritka	2,73	1,59	0,17	0,34	-
<i>Leucaspis delineatus</i>	veszélyeztetett	-	-	0,08	-	-
<i>Leuciscus idus</i>	ritka	-	-	2,72	5,03	0,46
<i>Rutilus rutilus</i>	tömeges	-	0,30	41,63	0,23	0,29
<i>Rutilus virgo</i>	veszélyeztetett	0,46	0,39	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	tömeges	-	-	7,39	0,23	-
<i>Squalius cephalus</i>	tömeges	4,33	13,91	-	0,57	0,06
<i>Vimba vimba</i>	veszélyeztetett	-	0,17	-	-	-
Cobitidae						
<i>Cobitis elongatoides</i>	ritka	-	-	0,59	-	-
Ictaluridae						
<i>Ameiurus nebulosus</i>	nem őshonos	-	-	0,17	0,11	-
<i>Ameiurus melas</i>	nem őshonos	-	-	6,54	2,52	-
Siluridae						
<i>Silurus glanis</i>	ritka	0,23	0,64	0,17	0,34	-
Esocidae						
<i>Esox lucius</i>	tömeges	-	-	0,59	0,57	0,17
Lotidae						
<i>Lota lota</i>	veszélyeztetett	4,56	1,89	-	5,26	5,45
Centrarchidae						
<i>Lepomis gibbosus</i>	nem őshonos	-	-	-	-	0,23
Percidae						
<i>Gymnocephalus cernua</i>	tömeges	-	-	-	0,23	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	ritka	-	-	-	5,95	1,95
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	veszélyeztetett	-	-	-	0,34	0,06
<i>Perca fluviatilis</i>	tömeges	0,91	0,04	1,87	0,46	-
<i>Sander lucioperca</i>	ritka	-	-	0,08	0,46	-
<i>Zingel streber</i>	veszélyeztetett	1,82	-	-	-	-
<i>Zingel zingel</i>	veszélyeztetett	2,28	3,31	-	0,11	-
Odontobutidae						
<i>Percottus glenii</i>	nem őshonos	-	0,04	-	-	-
Gobiidae						
<i>Neogobius fluviatilis</i>	nem őshonos	-	-	0,17	2,63	2,93
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	nem őshonos	-	-	1,36	0,11	0,98
Fajszám	40	17	21	18	24	18
Egyedszám	6 561	439	2 329	1 177	874	1 742

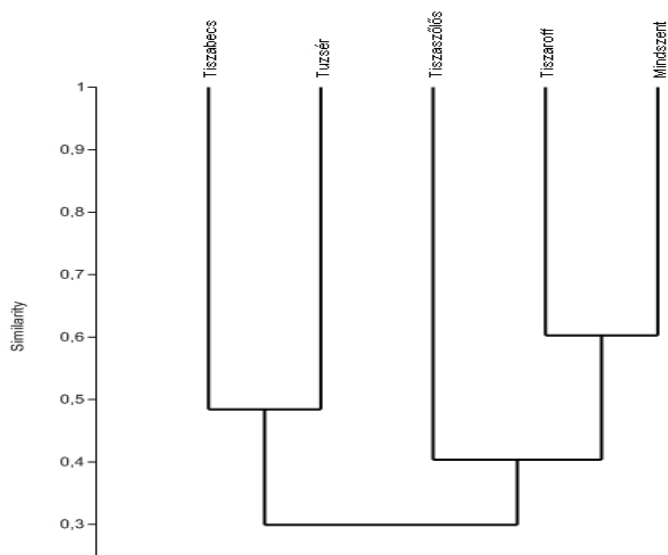
Ugyancsak hibásnak tartjuk a *Romanogobio vladykovi* (*Gobio albipinnatus* néven) reofil guildbe való sorolását, a hazai élőhelyek alapján az legfeljebb oligoreofil.

Az áramló vizek halas minősítésekor a habitat guildek közül fontos mutató a litofil halfajok halközösségen belüli aránya. A kimutatott halfajok összesen hét ívási, szaporodási guildbe sorolhatók (3. táblázat). A köre, kavicsra ívő fajok száma a két felső-tiszai mintaterületen kimagasló, Tiszabecs térségében a 7 litofil faj egyedei az összfogás csaknem kétharmadát teszik ki. A tuzséri mintaterületen ugyan a litofil taxonok száma valamivel több, kilenc, de azok összes egyedszámaránya jelentősen alacsonyabb. A tiszaszőlősi szakaszon a két litofil faj (*Aspius aspius*, *Chondrostoma nasus*) egyedszámaránya alig több mint 1%.

3. táblázat. A habitat- és szaporodási guildekbe tartozó fajok száma, aránya és egyedszámuk aránya a Tisza öt mintaterületén

Table 3. The number and share of species and the share of individuals belonging to different habitat and reproductive guilds

Guild	Tiszabecs	Tuzsér	Tiszaszőlős	Tiszaroff	Mindszent
Reofil	8	5	1	2	2
Oligoreofil	3	4		4	4
Indifferens	5	11	15	17	12
Limnofil	1	1	2	1	
Reofil faj%	47,05	23,81	5,56	8,33	11,11
Reofil egyed%	72,21	19,15	0,17	13,27	0,17
Lito-pelagofil	1	1		1	1
Litofil	7	9	2	8	6
Psammofil	3	2	2	2	3
Fito-litofil	1	3	4	4	3
Fitofil	4	4	8	7	3
Speleofil			2	2	2
Ostracofil	1	1			
Litofil faj%	41,17	42,86	11,11	33,33	33,33
Litofil egyed%	64,92	38,56	1,19	22,65	7,52



2. ábra. A mintaterületek halközösség szerinti klaszterezése
Fig. 2. Clustering of the sampling areas by the fish community structure

A Bray-Curtis index alapján történő hierarchikus klasszifikáció először az egymást követő tiszaroffi és mindszei (BC = 0,60), valamint a tiszabecsi és tuzséri (BC = 0,48) mintaterületeket fűzi egy-egy klaszterbe (2. ábra). A továbbiakban a fúziós algoritmus a

[Tiszaroff+Mindszent] + Tiszaszőlős sorrendben vonja össze a mintahelyek halközösségét az alkalmazott metrika alapján (BC = 0,30). A két felső-tiszai mintaterület halközössége jelentősen eltér a másik háromtól, a százalékos hasonlóság mindössze 17% (BC = 0,17). A dendrogramban felmért páronkénti ultrametrikák torzítása csekély, a kofonetikus korreláció értéke viszonylag magas, 0,73. A csoportok között a nem paraméteres egyirányú ANOSIM teszttel a mintaterületek halközösségbeli különbségei $R = 1,000$ érték mellett $p = 0,05$ szinten nem szignifikánsak.

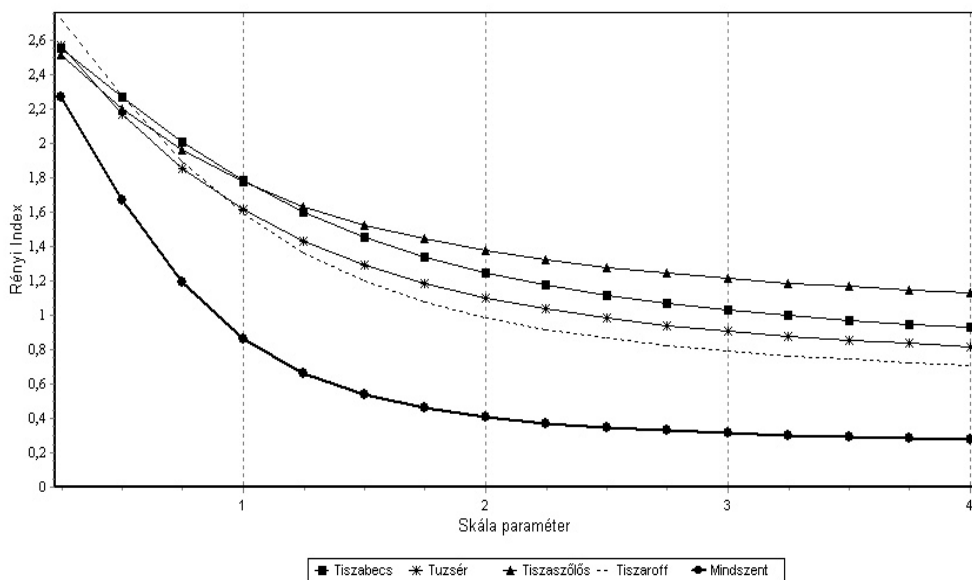
A gyűjtött taxonok száma alapján legváltozatosabbnak a folyó tiszaroffi szakaszának halközössége bizonyult (4. táblázat). A tuzséri szakaszon az előző helyen tapasztaltnál kevesebb faj került elő, de jóval nagyobb halállományt találtunk. A tiszabecsi mintaterület fajszámán és egyedszámán is a legszegényebbnek bizonyult. A Berger-Parker dominancia index (n_{\max}/N) három mintaterületen, Tuzsér, Tiszaroff, Mindszent, az *Alburnus alburnus* populációjával kapcsolatos. Az index egy-egy szakaszon az *Alburnoides bipunctatus* (Tiszabecs), ill. a *Rutilus rutilus* (Tiszaszőlős) fajhoz rendelhető. A szóban forgó index mindszei magas értéke egyúttal predestinálja a halközösség alacsony Shannon-Wiener indexét is. A Shannon-Wiener index 0,811 és 1,788 között változott. A legmagasabb diverzitást a 17 fajú tiszabecsi, a legalacsonyabbat pedig a 18 fajú mindszei halközösség mutatta. Az egyes mintaterületek halközösségének α -diverzitása, a Tiszabecs-Tiszaszőlős és a Tuzsér-Tiszaroff pár kivételével, a $P = 0,05$ szinten a kétmintás t-próba alapján szignifikánsan különböznek egymástól. A mindszei folyószakasz halközösségét mindössze három faj dominálja (*Alburnus alburnus*, *Lota lota*, *Pseudorasbora parva*), az effektív fajszám 2,38. Ez a diverzitásmutató a tiszabecsi és a tiszaszőlősi mintaterületek esetében a legnagyobb. Tiszabecsen a közösséget az *Alburnoides bipunctatus*, *Alburnus alburnus*, *Romanogobio kessleri*, *Lota lota*, *Squalius cephalus* és a *Barbus barbus*, Tiszaszőlősen pedig a *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Ameiurus melas* és a *Leuciscus idus* dominálja. A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot (= várható fajszám) a tiszabecsi mintavételi hely ($n = 439$) abundanciaszintjén számítottuk. A várható fajszámok szerint a halközösség a folyó tiszaroffi szakaszán a legváltozatosabb. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a tiszaszőlősi és a tiszaroffi mintaterületeken csökkent a legkisebb arányban (17-17%). A mutató alapján a legjelentősebben a tuzséri mintahely halközösségének fajszáma csökkent (29%).

4. táblázat. A halközösségek diverzitásmutatói [$N =$ egyedszám, $S =$ fajszám, $n_{\max}/N =$ Berger-Parker dominancia, $H =$ Shannon-Wiener index, $expH =$ effektív fajszám, $ES(m) =$ ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]
 Table 4. Diversity indices of the fish communities [$N =$ individum number, $S =$ species number, $n_{\max}/N =$ Berger-Parker dominance, $H =$ Shannon-Wiener index, $expH =$ effective species number, $ES(m) =$ species number of the rarefied sample]

Mintaterület	N	S	n_{\max}/N	H	expH	ES(m)
Tiszabecs	439	17	0,497	1,788	5,98	17
Tuzsér	2329	21	0,540	1,617	5,04	15
Tiszaszőlős	1177	18	0,416	1,776	5,91	15
Tiszaroff	874	24	0,587	1,592	4,91	20
Mindszent	1742	18	0,811	0,867	2,38	13

A Shannon-Wiener diverzitásfüggvény a ritka fajok hatását emeli ki hangsúlyosabban. A diverzitásprofilok összevetésével a közösségek diverzitáskülönbségei ökológiai szempontból hitelesebben prezentálhatók. A Rényi-féle diverzitásrendezés (diverzitás skálafüggő jellemzése) alapján a tiszabecsi, tuzséri, tiszaszőlősi, tiszaroffi mintaterület halközössége diverzebb, mint a mindszei, mert mind a négy halközösség diverzitásprofilja az alsó-tiszai közösség diverzitásprofilja fölött fut a skálaparaméter teljes tartományán (3. ábra). A többi esetben a diverzitásprofilok metszik egymást, tehát a közösségek a diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók. Ökológiai aspektusból a többi szituáció úgy jellemezhető, hogy a ritka

fajok tekintetében a tiszabecsi mintaterület halközössége változatosabb, mint a tiszaszőlősi. A tuzséri halközösség a tiszaszőlősihez, a tiszaroffi pedig a tiszabecsihez, tuzsérihez és a tiszaszőlősihez képest diverzebb.



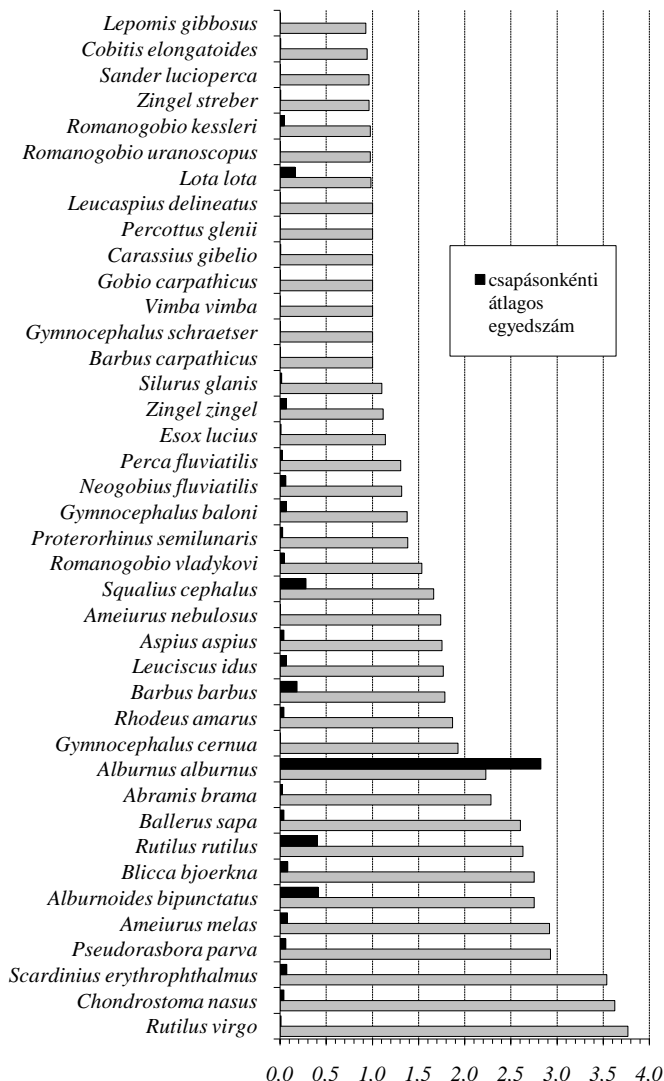
3. ábra. A tiszai mintaterületek halközösségeinek diverzitási rendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint
 Fig. 3. Diversity ordering of the fish communities of the Tisza sampling areas according to Rényi's generalized entropy values

A halközösségeknek, a folyó longitudinális profilja menti, fajösszetételbeli variabilitása kvantifikálását az SDR IV programcsomagba ágyazott Wilson & Shmida-féle β -diverzitás index alkalmazásával végeztük. A fajdiverzitás élőhelyről élőhelyre változása csak Tuzsér – Tiszaszőlős között számottevő, a többi esetben alacsony mértékű. A fajkicserélődési ráta, ha kihagyjuk a köztes tuzséri mintaterületet, Tiszabecs és Tiszaszőlős között volt a legnagyobb (5. táblázat), de az előbbi mintaterület fajkészletéhez képest a tiszaroffi, ill. a mindszerinti mintaterület fajösszetétele is jelentősebb változást mutat, mint a Tiszabecs–Tuzsér élőhelyek között.

5. táblázat. A Wilson & Shmida-féle β -diverzitási indexek értékei
 Table 5. Values of the Wilson & Shmida β -diversity indices

	Tuzsér	Tiszaszőlős	Tiszaroff	Mindszent
Tiszabecs	0,316	0,714	0,561	0,657
Tuzsér	-	0,641	0,467	0,538
Tiszaszőlős		-	0,286	0,556
Tiszaroff			-	0,333

Az egyes halfajok csapásonkénti átlagos egyedszáma nagyon alacsony volt, a 40 fajból 34 esetben még a 0,1 ind./csapás értéket sem érte el (4. ábra). Öt fajnál (*Alburnoides bipunctatus*, *Rutilus rutilus*, *Squalius cephalus*, *Barbus barbus*, *Lota lota*) 0,1 és 0,5 között volt az átlagos egyedszám. A küsznek (*Alburnus alburnus*) csapásonként átlagosan 2,8 példányát mutattuk ki, 0 és 157 egyed/csapás szélsőértékek mellett.

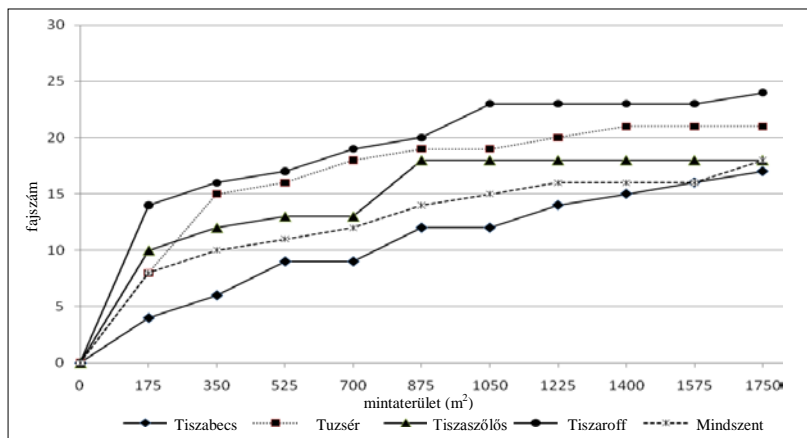


4. ábra. Tiszai halfajok csapásonkénti átlagos egyedszáma és aggregációs indexe öt mintaterület alapján
 Fig. 4. Average individual number of Tisza fishes in a stroke and their aggregation index on the basis of five sampling areas

Az aggregációs index, a Taylor-féle hatványtörvény b kitevője azonban nem a küsz esetében a legnagyobb (4. ábra). Erős aggregált diszpergáltság mutatható ki a *Rutilus virgo* ($b = 3,77$), a *Chondrostoma nasus* ($b = 3,63$) és a *Scardinius erythrophthalmus* ($b = 3,54$) fajoknál. Ragályos jellegre utalnak a *Pseudorasbora parva*, *Ameiurus melas*, *Alburnoides bipunctatus*, *Blicca bjoerkna*, *Rutilus rutilus*, *Ballerus sapa*, *Abramis brama*, *Alburnus alburnus* fajok esetében számított magas értékek ($b = 2,93-2,23$). A térbeli mintázat aggregáltak ítéhető még további 12 faj esetében, amelyeknek azonban az aggregációs indexe már csak 1,93-1,31 értékek között található. A b paraméter 1 körüli értéke véletlenszerű diszpergáltságot mutat a többi 17 faj esetében. A szóban forgó fajoknál a számított átlagos gyakoriság megközelítőleg egyenlő a varianciával, azaz a térbeli mintázat a

véletlenné tulajdonítható, ami Poisson-eloszlással közelíthető. Tipikusan szegregált diszpergáltság ($b < 1$) egyetlen halfaj esetében sem volt kimutatható.

A mintavételi egység nagysága és a benne talált fajok száma közötti összefüggés egyik mintaterület esetében sem követi a klasszikus Arrhenius-féle függvény alakját (5. ábra). Egy-egy kifejezetten domináns halfaj mellett, a ritka fajok hozzáadódásával, a tuzséri, tiszaroffi és mindszei mintahelyek fajszám–terület telítődési görbéi a kezdeti nagyobb meredekséget követően többé-kevésbé lineárisan emelkednek. A másik két mintahely esetében a durvaszemcsés szerkezetű, csekély egyenletességű társulások következtében a görbe inkább ún. lépcsős szerkezetű.



5. ábra. A fajszám-terület összefüggés a Tisza öt mintaterületén
 Fig. 5. Correlation of species richness and area in the five sampling areas on River Tisza

A Coleman-teszt görbéi a tiszaszőlösi mintahely kivételével, amely esetben a várható és a megfigyelt adatok alapján megrajzolt görbék csaknem azonosak, a megfigyelt fajgyarapodások görbéi felett futnak, ami a minták heterogenitását bizonyítja, vagyis az utóbbi négy mintahelyen a területnövekedéssel járó fajgyarapodást nem lehet a véletlenszerű mintáknak tulajdonítani. A fajszám–terület összefüggését modellező hatványgörbék [$S = cA^z$, ahol S a fajszám, az A pedig a terület (m^2)] meredekségeit jelző „ z ” paraméterek értékei 0,382 és 0,427 között vannak (6. táblázat). A szóban forgó paraméter általában < 1 , a z tipikus értékét He & Legendre (1996) 0,1-0,4 körülire teszi, mások szélesebb intervallumot adnak meg, ill. a szárazföldi és a vizes élőhelyek, valamint egyes taxonok esetében is eltérő értékeket adnak meg (Collins et al. 2002).

6. táblázat. Az Arrhenius modell logaritmikus formájának z paraméterei és determinációs együtthatói
 Table 6. Values of the z parameter and determination coefficients of the logarithmic form of the Arrhenius model

	HUTI-01	HUTI-06	HUTI-15	HUTI-19	HUTI-025
z	0,382	0,421	0,396	0,427	0,383
R^2	0,948	0,986	0,984	0,979	0,997

A halfajok jelenlét–hiány adatmátrixa alapján a vízfolyás hosszanti profilja szerinti előfordulásukat leíró feltételes optimalizációs algoritmus (szériáció) a *Romanogobio uranoscopus*, *Barbus carpathicus* és a *Zingel streber* fajokat helyezi a folyó magyarországi felső szakaszára jellemző taxonoknak (7. táblázat). A mintavétel időpontjában a Felső-Tisza jellegzetes halai voltak még a *Romanogobio kessleri*, *Rutilus virgo*, *Vimba vimba*, *Ballerus sapa* és meglepő adatként a *Rhodeus amarus*, valamint a *Perccottus glenii*. Utóbbi két faj

valószínűsíthetően az ártéri holtágakból juthat a Felső-Tiszába, amely szakaszon előfordulásuk nem tipikus.

7. táblázat. A halfajoknak a folyó longitudinális profilja szerinti szeriációja
Table 7. Seriation of fish species along the longitudinal profile of the river

Faj	HUTI-01	HUTI-06	HUTI-15	HUTI-19	HUTI-25
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	■				
<i>Barbus carpathicus</i>	■				
<i>Zingel streber</i>	■				
<i>Romanogobio kessleri</i>	■	■			
<i>Rutilus virgo</i>	■	■			
<i>Rhodeus amarus</i>	■	■			
<i>Vimba vimba</i>		■			
<i>Perccottus glenii</i>		■			
<i>Ballerus sapa</i>		■			
<i>Zingel zingel</i>	■	■		■	
<i>Barbus barbus</i>	■	■		■	
<i>Perca fluviatilis</i>	■	■	■	■	
<i>Silurus glanis</i>	■	■	■	■	
<i>Chondrostoma nasus</i>	■	■	■	■	
<i>Abramis brama</i>		■	■		
<i>Romanogobio vladykovi</i>	■	■			■
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	■	■			■
<i>Squalius cephalus</i>	■	■		■	■
<i>Alburnus alburnus</i>	■	■	■	■	■
<i>Cobitis elongatooides</i>			■		
<i>Lota lota</i>	■	■		■	■
<i>Leucaspis delineatus</i>			■		
<i>Blicca bjoerkna</i>	■		■	■	■
<i>Rutilus rutilus</i>		■	■	■	■
<i>Sander lucioperca</i>			■	■	
<i>Aspius aspius</i>		■	■	■	■
<i>Ameiurus nebulosus</i>			■	■	
<i>Ameiurus melas</i>			■	■	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>			■	■	
<i>Pseudorasbora parva</i>		■		■	■
<i>Carassius gibelio</i>		■		■	■
<i>Gymnocephalus cernua</i>				■	
<i>Proterorhinus semilunaris</i>			■	■	■
<i>Leuciscus idus</i>			■	■	■
<i>Neogobius fluviatilis</i>			■	■	■
<i>Esox lucius</i>			■	■	■
<i>Gymnocephalus baloni</i>				■	■
<i>Gymnocephalus schraetser</i>				■	■
<i>Gobio carpathicus</i>					■
<i>Lepomis gibbosus</i>					■

A Monte Carlo szimulációs program a minden vagy csaknem minden mintaterületen előforduló fajokat az átló középre rendezi (pl. *Alburnus alburnus*, *Lota lota*, *Blicca bjoerkna*). A 30 random mátrix alapján futó szimuláció az eredeti mátrixhoz képest $p = 0,006$ szinten szignifikáns.

Értékelés

A romániai eredetű cianid-szennyezést követő, HAKI (Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas) által vezetett halas monitoring a folyó 27 szakaszán mintázta a halközösséget (Györe et al. 2006). Ezek közül öt a mostani vizsgálatoknak is kijelölt mintaterülete volt. Az egyedszámokat tekintve a tiszabecsi szakaszon közelítőleg a

monitoring átlagát gyűjtöttük, míg a többi mintaterületen a korábban jellemző átlagos egyedszám többszörösét fogtunk (8. táblázat). A vízfolyások egy-egy szakaszának parti sávjában pillanatnyilag kimutatható halközösség minőségi és mennyiségi összetételét alapvetően meghatározza a mindenkori vízjárás, a vízállás és a változás iránya (áradás, apadás), az évszak, a halak aktivitása (táplálkozási, ívási migráció) és a napszak. A 2000-2005. évek közötti felmérésorozat átlagos és maximális egyedszámához képest a 2007. évi jelentősen magasabb egyedszámok azonban egyértelműen a pontabundancia mintavételi módszerének köszönhetőek. A folyó tiszabecsi szakaszának halközössége, különösen a tuzséri mintaterületéhez képest, feltűnő módon foltokba, csoportokba tömörül, amit a viszonylag magas számú üres csapás bizonyít. Ennek oka, hogy a Tisza magyarországi felső szakaszán kijelölt mintaterület rendkívül különböző hidrográfiai paraméterekkel jellemezhető, változatos élőhelyet reprezentál. A halak számára alkalmasabb élőhelyfoltokon területegységenként több faj és egyed található, mint a kevésbé alkalmas mikrohabitatokban. Előnyben részesülnek a kellően tagolt, mesterségesen kikövezett, bedőlt fákkal tarkított partvonalak, szemben a növényzetmentes, tagolatlan, kavicsos, homokos, vagy iszapos partszegéllyel.

8. táblázat. A fajszám és az egyedszám alakulása az öt mintaterületen a 2000-2005. közötti monitoring és a 2007. évi mintavétel alapján

Table 8. Changes in the species numbers and abundances in the five sampling areas on the basis of a monitoring conducted between 2000 and 2005 and the 2007 sampling

Mintaterület	Fajszám			Egyedszám		
	2000-2005		2007	2000-2005		2007
	összesen	min-max/minta		összesen	min-max/minta	
Tiszabecs	32	5-19	17	491	31-2 854	439
Tuzsér	28	7-17	21	188	67-384	2 329
Tiszaszőlős	19	1-12	18	79	4-173	1 177
Tiszaroff	25	7-14	24	172	33-376	874
Mindszent	25	5-15	18	165	44-326	1 742

A meder esésének pár száz méteren belüli jelentős változása, a kanyarulatok, a partvédő kövezések meghatározzák a vízáramlás sebességének, mélységének, a meder anyagának alakulását. A halak, a számukra kedvezőtlen körülményeket biztosító helyeket kerülik, így a közösség foltossága, mozaikossága nyilvánvaló. Ugyanakkor az alkalmatlan, vagy kevésbé alkalmas mikrohabitatok időnkénti látogatása sem zárható ki teljesen. A tuzséri élőhelyen a 250-ből mindössze 8 csapás helyén nem találtunk halat. A halközösség egyedei a mintázott terület csaknem minden „pontját” belakják. A két mintaterület különböző faj- és egyedszámú, és eltérő mintázatú közösség fajtelitődési görbéi alapján világosan kiderül, hogy a tiszabecsi szegregált halközösség jóval kisebb diverzitású (5. ábra). A fajtelitődési diverzitásrendezést a többi mintaterület közössége esetében csak annyiban lehet értelmezni, hogy bármelyik diverzebb, mint a tiszabecsi. A nyers fajgazdaság a legtöbb esetben skálafüggő, azaz nagyobb területen több egyed gyűjthető, a több egyed pedig nagyobb valószínűséggel tartalmaz új fajokat. A skálafüggés kiküszöbölése érdekében a rarefaction-diverzitásmutatót alkalmazzák. A módszer arra hívja fel a figyelmet, hogy az α -diverzitás elvileg csak akkor lenne alkalmazható két vagy több mintaterület halközössége fajgazdagságának az összehasonlítására, amennyiben a mintaterületek azonos nagysága mellett élőhelyi heterogenitása is teljességgel megegyező. Véleményünk szerint a tiszai mintaterületeken a fajgazdaság mérését a rarefaction-módszerrel nem lehet teljesen skálafüggetlenné tenni, mégpedig azért nem, mert az élőhelyheterogenitás nem egyszerűen a terület növekedésével nő (csak valószínűleg!). A gyűjtő számára nem látható haltartó helyek (és ezek időbeli változása) olyan paraméterek, amelyek a rarefaction-módszerekkel nem egyeztetők egyértelműen.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer halas mintavételi protokollja a Tisza nagyságú folyók esetében 5x200 m hosszúságú szakasz elektromos halászatát írja elő. A pontabundancia-módszerrel végzett jelen vizsgálatok eredményei azt látszanak igazolni, hogy a területnövekedéssel járó látványos fajgyarapodás miatt (5. ábra) növelni szükséges a mintázni szükséges minimális folyószakasz hosszát, miután csak 200 csapás (2 000 m, ill. 1 400 m²) után lehetett csak megfogni a mintavétel során kimutatott összes faj 88-100%-át.

Irodalom

- Balon, E. K. (1981): About processes which cause the evolution of guilds and species. *Environmental Biology of Fishes* 6: 129-138.
- Collins, M. D., Vazquez, D. P., Sanders, N. J. (2002): Species-area curves, homogenization and the loss of global diversity. *Evolutionary Ecology Research* 4: 457-464.
- Cowx, I. G., Wheatley, G. A., Hickley, P. (1988): Developments of boom electric fishing equipment for use in large rivers and canals in the United Kingdom. *Aquaculture and Fisheries management* 19: 205-212.
- Crawley, M. J. (1986): The structure of plant communities. In Crawley, M. J. (ed.): *Plant ecology*. Blackwell, p. 1-50.
- Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2012): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (07/2012).
- Guti G. (1994): Halivadékkállományok struktúrája kisvízes időszakban a Duna szigetközi hullámterében. *Halászat* 87: 39-44.
- Guti G. (1995): Conservation status of fishes in Hungary. *Opuscula Zoologica* 27-28: 153-158.
- Györe K., Józsa V. (2010): A tiszai halközösség fajkészletváltása a folyó hosszanti profilja mentén. *Halászatfejlesztés* 33: 109-125.
- Györe K., Józsa V., Lengyel P. (2006): A Tisza halközösségének változása a 2000-2005. évek közötti monitorozások eredményei alapján. *Halászatfejlesztés* 30: 53-106.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palontologia Electronica* 4: 9.
- Harka Á. (2010): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104: 99-104.
- He, F., Legendre, P. (1996): On species-area relation. *American Naturalist* 148: 719-737.
- Kennedy, G. J. A., Strange, C. D. (1981): Efficiency of electric fishing for salmonids in relation to river width. *Fisheries Management* 12: 55-60.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Legendre, P., Gallagher, E. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Nelva, A., Persat, H., Chessel, D. (1979): Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance. *Compte rendu hebdomadaire des séances de l'Académie des sciences*. Paris, D 289: 1295-1298.
- Regis, J., Pattee, E., Lebreton, J. D. (1981): A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. *Archiv für Hydrobiologie* 93: 68-82.
- Seaby, R. M., Henderson, P. A. (2006): *Species Diversity and Richness Version 4*. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Solow, A. R. (1993): A simple test for change in community structure. *J. Anim. Ecol.* 62/1:191-193.
- Taylor, L. R., Woiwod, I. P., Perry, J. N. (1978): The density-dependence of spatial behaviour and the rarity of randomness. *Journal of Animal Ecology* 47: 383-406.
- Zauner, G., Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flusfishfauna in bezug auf deren Lebensraumansprüche. *Österreichs Fisherei* 52: 198-205.
- Végh M. (1999): Preparation proposal for Ramsar site designation. In Hamar, J., Sárkány-Kiss, A. (eds.): The Upper Tisza Valley. *Tisza monograph series*, Szeged, pp. 9-123.

Authors:

Károly GYÖRE (gyorek@haki.hu), Péter LENGYEL (lengyel@haki.hu), Zoltán SALLAI, Vilmos JÓZSA



A Tisza Tiszabecsnél, tavaszi áradáskor



A duzzasztott Tisza Tiszazölös közelében (Harka Ákos felvételei)

ÁRVIZEK HATÁSA EGY KIS FOLYÓ, A TARNA HALKÖZÖSSÉGÉRE

EFFECT OF FLOODING ON THE FISH COMMUNITY OF A SMALL RIVER (TARNA RIVER, TISZA BASIN, HUNGARY)

SZEPESI Zs.¹, HARKA Á.²

¹Omega-Audit Kft., Eger

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: abundancia, dominancia, diverzitás, vízhozam, ivási migráció

Keywords: abundance, dominance, diversity, discharge of river, spawning migration

Abstract

On the river section between river kms 33.16 and 33.30 of Tarna, near the town of Kál, 57 surveys have been conducted from 2003 to 2012 to investigate fish assemblage. It has been established that flooding on the particular river section and downstream has an immediate and measurable effect on the species composition of the fish community. Comparison of our fish fauna dataset with the discharge data at Jásztelek of river Zagyva, into which Tarna flows, for the same period, shows that in years when between April and June, the discharge of Zagyva stayed above five times the average ($3.7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$) for a minimum of three weeks, there was a considerably higher average species richness at the sampling location. As a result of repeated flooding, certain species appeared in Tarna that may have arrived from river Tisza, 90 km away, to seek spawning ground. After successful reproduction, their relative abundance was as high as 50%. On the other hand, the relative abundance of constant species dropped from above 90%, seen in years of average discharge, below 50%. During the most severe flood of the period, in 2010, with a discharge of more than 20 times the average for several weeks, huge numbers of fry of eight new species (*Leuciscus idus*, *Aspius aspius*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Ballerus ballerus*, *Ballerus sapa*, *Carassius gibelio* and *Cyprinus carpio*) were captured. However, the change was not long-lasting: new species disappeared from this river section in the next 1-2 years.

Kivonat

A Tarna 33.16 és 33.30 folyamkilométerek közötti, Kál melletti szakaszán 2003 és 2012 között 57 alkalommal gyűjtöttünk halfaunisztikai adatokat. Megfigyeléseink szerint a halközösség aktuális faji összetételét nagymértékben befolyásolják az adott hely és az alatta húzódó folyószakaszok árvizei. Összevetve faunisztikai adatainkat a Tarnát befogadó Zagyva Jászteleknél mért aktuális vízhozamával azt tapasztaltuk, hogy azokban az években, amikor a Zagyva vízhozama április és június között legalább 3 hétig az átlagos érték ($3.7 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$) több mint ötszöröse volt, a mintavételi helyen kimutatott átlagos fajszám jelentősen nőtt. Tartós árvizek alkalmával olyan halfajok is megjelentek a Tarnában, amelyek a 90 km távolságra lévő Tiszából indulhattak el ivóhelyet keresni. Sikeres szaporodásukat követően relatív abundanciájuk elérte az 50%-ot. Ugyanakkor az állandó fajok relatív abundanciája az átlagos vízhozamú években tapasztalt 90% feletti értékről 50% alá csökkent. A vizsgált időszak legnagyobb, 2010. évi árvize alkalmával, amikor a folyó vízhozama több héten át meghaladta az átlag húszszorosát, nyolc újonnan megjelent faj ivadékait fogtuk nagy számban (*Leuciscus idus*, *Aspius aspius*, *Blicca bjoerkna*, *Abramis brama*, *Ballerus ballerus*, *Ballerus sapa*, *Carassius gibelio* és *Cyprinus carpio*). A változás azonban nem volt tartós, az új fajok 1-2 éven belül eltűntek a folyószakaszról.

Bevezetés

Dolgozatunkban árvízen a folyók olyan áradását értjük, amelynek során a víz a mederből kilépve szárazulatokat önt el, árvizes évnék pedig azt tekintjük, amelyben a vízhozam meghaladja az átlag ötszörösét, és az elöntés legalább három héten át tart az április elejétől június végéig terjedő időszakban.

Az áradások hatását Répássy (1909) a Tisza 1834-1899 közötti halászsákmánya alapján vizsgálta, összefüggést mutatva ki az árvizek és a halászsákmány növekedése között. Vizsgálatai szerint az áradás akkor van hatással az elkövetkező évek halászsákmányának növekedésére, ha időben érkezik és tartósan az ártereken marad. Azaz nem csak leívnak a halfajok, hanem az ivadék később vissza is tud térni a főmederbe. Ha az áradások több éven át elmaradnak, akkor általa halszükének nevezett esztendőök köszöntenek be. Másik megállapítása, hogy az Al-Dunából, attól függően indulnak ivásra a halfajok a Tisza vagy a Duna felé, hogy melyik folyóból érkezik kellő időben az áradás.

A hazai kisvízfolyások halállományainak a környezeti tényezők hatására bekövetkező térbeli és időbeli változásáról, a halállományok és a környezeti tényezők kapcsolatrendszeréről viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk (Takács 2007). A patakok térbeli elhelyezkedése és átlagos vízhozama többé-kevésbé meghatározza a halközösség összetételét, de a vízhozam tartós növekedése módosítja azt (Szepesi & Harka 2007). Jelen dolgozatunk az utóbbi tíz év mintavételeinek és vízhozamadatainak összevetése alapján mutatja be, hogy a Tarna Kál alatti szakaszának halközösségében milyen változásokat eredményeztek a vizsgált víztest és az alatta húzódó folyószakasz árvizei.

Anyag és módszer

Halfaunisztikai adatainkat 2003 és 2012 között gyűjtöttük a Tarna, Kál alatti, 33.16 és 33.30 folyamkilométerek közé eső, 140 méteres szakaszán (1. ábra). A mintavételi hely a Tiszától 91 fkm-re van, ebből a Zagyvára jutó szakasz hossza 58 fkm. Évente általában 3-5 mintát vettünk, de ez a szám 1 és 20 között változott. Halfogáshoz 6 mm-es szembőségű kétközhlót használtunk, a példányokat azonosításuk után sértetlenül visszahelyeztük.

Az áradások mértékét és tartósságát a Tarnát befogadó Zagyva Jászteleknél mért vízhozamának az értékelésével állapítottuk meg. Az egyes évek március 1. és július 31. közötti napi vízhozamadataiból 10 napos intervallumok átlagát képeztük (ugyanezen intervallumokra az átlagos víz hőmérsékletet is meghatároztuk). A szükséges alapadatokat a www.vizadat.hu honlapon található Vízügyi Adatbankból gyűjtöttük ki.

Klaszteranalízissel hasonlítottuk össze a halközösség faji összetételét (Jaccard-index) és az egyes években a halfajok tömegességi viszonyait a Zagyva vízhozamával (Bray–Curtis-féle index). Meghatároztuk a vízhozam-növekedés és a halfajok tömegességének kapcsolatát (Spearman-féle rangkorreláció). Tömegességi viszonyokon a fajok mintavételenkénti átlagos egyedszámát értjük. Az adatok elemzéséhez a PAST PAleontological STatistic programcsomagját alkalmaztuk.



1. ábra. Mintavételi hely (1) és vízmérce (2)
Fig. 1. Sampling site (1); floodmeter (2)

Eredmények

A Tarna Kál alatti szakaszán 2003 és 2012 között 58 mintavétel során 29 faj 9223 egyedét azonosítottuk. A fogott fajokat 3 csoportba osztottuk: (1) állandó fajok, (2) ritkán megjelenő, de akkor tömegesen fogható fajok, valamint (3) ritka, véletlenszerűen előforduló fajok (3. melléklet).

Állandó fajnak tekintettük azt a 8 fajt, amelynek minden évben legalább egy példányát fogtuk. A ritkán megjelenő, de akkor tömegesen fogható fajok közé soroltuk azt a 8 fajt, mely jellemzően a három árvizes évben jelent meg a folyószakaszon. A maradék 13 faj kis egyedszámban, rendszertelenül került elő.

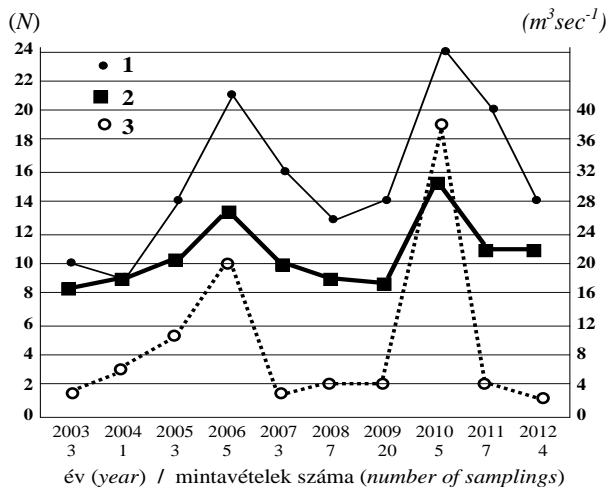
A március 1. és július 31. közötti vízhozamot évekre lebontva az 1. melléklet mutatja be. Jászteleknél a március-július közötti átlagos vízhozam 2003 és 2012 között (nem számítva a 2005, 2006 és 2010-es éveket) $3.7 \text{ m}^3\text{sec}^{-1}$ volt. Tartós áradásnak azt tekintettük, amikor legalább 20 napon keresztül a vízhozam meghaladta a $10 \text{ m}^3\text{sec}^{-1}$ értéket. Az 1. mellékletből kitétni, hogy hiába volt 2009 és 2011 márciusában hasonlóan hosszantartó áradás, mint 2005 áprilisában, a víz hőmérséklet márciusban még túl alacsony volt ahhoz, hogy a halfajok szaporodására hatást gyakoroljon. Ezzel szemben 2005-ben az április végi háromhetes áradás

a korán ívó fajok (*Aspius aspius*, *Leuciscus idus*) számára már elegendő volt ahhoz, hogy eljussanak a mintavételi helyre és ott szaporodjanak.

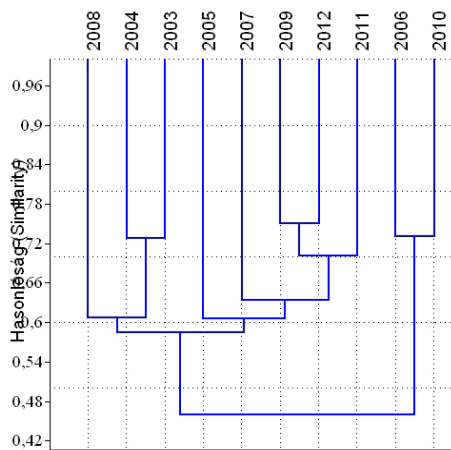
Az áradások hatását a halfaunára a 2. ábra mutatja be, amely feltünteti az egyes években előkerült halfajok számát, a mintavételenkénti átlagos fajszámot, valamint a Zagyva április és június közötti vízhozamát. A három görbe feltűnően hasonló lefutású. Mindhárom görbének helyi maximuma van 2006-ban és 2010-ben. Az ábra szerint – ha nem is egyenes arányban – mennél jobban meghaladta a Zagyva vízhozama az átlagos értéket ($3.7 \text{ m}^3\text{sec}^{-1}$), annál több faj került elő egy átlagos mintavétel során. A mintavételenkénti átlagos fajszám fontosabb mutató, mint az éves szinten kimutatott fajok száma. Utóbbi ugyanis a ritka fajok miatt nagymértékben függ a mintavételek számától, viszont az átlagos értékre e ritka fajok hatása csekély.

Az egyes évekre vonatkozóan klaszteranalízissel vizsgáltuk a halfauna hasonlóságát. A jelenlétben és hiányon alapuló Jaccard-index (3. ábra) alapján a 2006. és 2010. év tér el leginkább a többitől (hasonlóságuk a többi évhez 46%). Ugyancsak klaszteranalízissel hasonlítottuk össze a vízhozamok hasonlóságát és a fogott halfajok tömegességét (4. ábra). A 2005-, 2006- és 2010-es évek vízhozama a Bray–Curtis-index alapján jelentősen elkülönül a többi évtől. Hasonló elkülönülés a halfaunában csak a 2006. és a 2010. évre igaz. Viszont olyan jelentős ennek a két évnek a különbözősége a többi évtől (hasonlóság 36%), mintha az adatok nem is ugyanarról a mintavételi helyről származnának.

A Spearman-féle rangkorreláció alapján a vízhozam növekedése több halfajjal is pozitív korrelációban van (1. táblázat). Bár egyedül a balin (*Aspius aspius*) esetében szignifikáns a kapcsolat, de a 0.50 feletti érték is a kapcsolat szorosságát jelzi. Az állandó fajok közül a bodorka (*Rutilus rutilus*) egyedszáma nőtt az árvizes esztendőkből. A vízhozam növekedése az állandó és ritka fajokkal általában negatív korrelációban van. Természetesen nem önmagában az áradás okozza az állandó fajok egyedszámának csökkenését az árvizes esztendőkből. Ebben szerepet játszhat a mintavételi hely eltartóképességének korlátja, táplálék-konkurencia, illetve egyéb ok is, de biztos, hogy az áradással érkező új fajok nagymennyiségű ivadéka hatással van az állandó fajok egyedszámára. 2006-ban és



2. ábra. A mintavételi helyen egy adott évben kimutatott fajok száma (1), a mintavételenkénti átlagos fajszám (2) és a Zagyva vízhozama (3).
Fig. 2. Number of species at sampling site (1), average number of species per sample (2), and the average discharge of r. Zagyva (3).



3. ábra. A vizsgált évek hasonlósága az előkerült halfajok alapján (Jaccard-index)
Fig. 3. Similarities of sampling years in terms of fish species seen (Jaccard index)

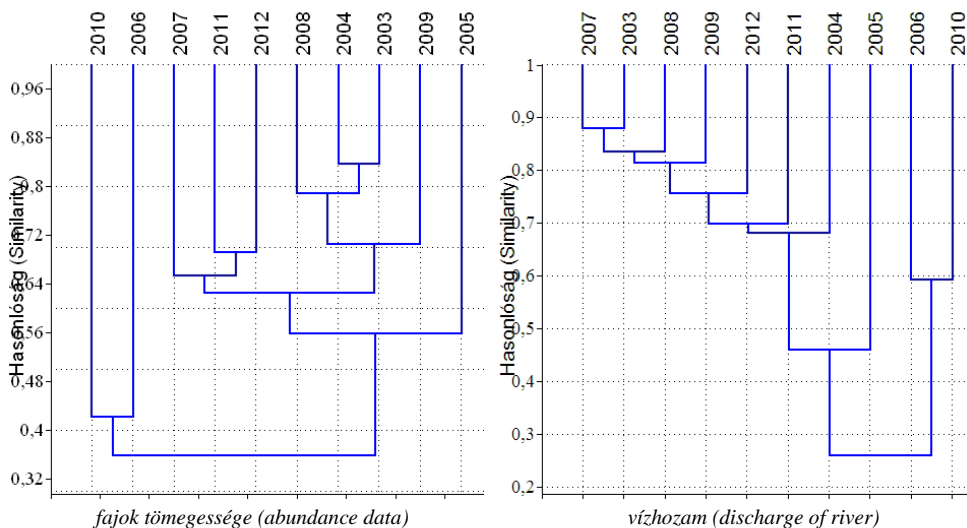
2010-ben fogtuk mintavételenként a legtöbb példányt, mégis ezekben az években az állandó fajok egyedszámának csökkenését tapasztaltuk. A mintavételenként fogott átlagos fajszám tekintetében ekkora változást nem tapasztaltunk az állandó fajok esetében (2. melléklet). Az állandó fajok továbbra is megtalálhatók voltak, mintavételenként hasonló fajszámban kerültek elő, mint az átlagos vízhozamú években, csak egyedszámuk csökkent jelentősen (főleg, ha a bodorka egyedszámától eltekintünk). A három árvizes év Shannon–Wiener-féle diverzitási mutatója magasabb (2.194), mint az átlagos vízhozamú éveké (1.872).

Értékelés

A Zagyva Jászteleknél mért vízhozama az utóbbi 60 évben jelentősen csökkent. Az 1950 és 1979 közötti másodpercenkénti 7,4 köbméterrel szemben, 1980 és 2009 között már csak $4,8 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ volt az éves átlagos vízhozam (Konecsny & Nováky 2011).

2010-ben az utóbbi évtizedek legtartósabb áradása volt az Észak-magyarországi régióban. A Zagyva vízhozama a tavaszi, kora nyári időszakban tízszerese ($38,2 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$) volt az utóbbi évtized átlagának. A folyó és mellékágai március vége és július eleje között kisebb-nagyobb megszakításokkal folyamatosan előtörték a gátak közötti 20-80 m szélességű füves hullámteret, kitűnő feltételeket biztosítva a pontyfélék ivásához és az ivadékok fejlődéséhez. Ennek jelentőségére már Répássy (1909) felhívta a figyelmet: „a folyók gazdagságát a folyók völgye határozza meg”.

Az áradás levonulása után megváltozott a halfauna. A legfeltűnőbb jelenség a síkvidéki kisvízfolyásokban a ponty (*Cyprinus carpio*) tömeges megjelenése volt. Ez nemcsak a Zagyva vízrendszerére igaz, hanem az észak-magyarországi régió más vízfolyásaira is.



4. ábra. A vizsgált évek hasonlósága a fogott fajok tömegessége, illetve az április-júniusi átlagos vízhozam alapján (Bray–Curtis-index)

Fig. 4. Similarities of sampling years in terms of population density of species and discharge data for the period April–June (Bray–Curtis index of similarity)

A mintavételi helyen az elmúlt 10 évben összesen 29 halfajt fogtunk. A fajokat 3 csoportba soroltuk. Állandó fajnak tekintettük azt a 8 fajt, amelynek legalább egy példánya minden évben előkerült. Tulajdonképpen ezzel a 8 fajjal jellemezhető a mintavételi hely halközössége. Rendszerint a fogott egyedek több mint 90%-át teszik ki, és a mintavételek több mint 70%-ában kerültek elő (3. melléklet).

Az állandó fajok mintavételenként fogott átlagos fajszámára különösebb hatása nincs az áradásoknak (2. melléklet), de az egyedszámukra – a bodorka kivételével – negatív hatást gyakorol. Nemcsak relatív abundanciájuk csökkent az átlagos években tapasztalható 90%

feletti értékről 50% alá, hanem a mintavételenként fogott egyedek száma is (átlagosan 136-ról 97 példányra). Természetesen ezek a változások nem önmagában az áradás hatására következtek be. Az állandó fajok igazán jó ivását azokban az években tapasztaltuk, amikor jelentős áradás nem történt. Ilyennek tekinthető a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) 2009. és 2012. évi, a domolykó (*Squalius cephalus*) 2008. évi, a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) 2011. évi ivása. 2006-ban és 2010-ben a bodorka (*Rutilus rutilus*) egyedszáma több mint ötszörösére nőtt a megelőző évhez képest. Ebben valószínűleg meghatározó szerepük volt az áradással együtt az alsóbb szakaszokról érkező egyedeknek. A bodorka a Spearman-féle rangkorreláció alapján az áradással pozitív kapcsolatban lévő faj.

A ritka vagy véletlenszerűen előforduló 13 fajtól mintavételenként 1,5–2,5 faj stabilan fogható (2. melléklet). A ritka fajok az adott helyre (a sügérzóna felső szakasza) jellemzőek, a mintavételek több mint negyedében előkerültek, míg a véletlenszerűen előforduló fajok esetében ez a szám általában 10% alatt maradt. Az áradások sem a fajszámot, sem az egyedszámot nem befolyásolták. Egyedül a sügérfélénél látszik kismértékű emelkedés 2005-2007 között, de bizonytalan, hogy ennek köze van-e az áradáshoz. A terjeszkedő folyami gébet (*Neogobius fluviatilis*), amely itt 2010-ben került elő először, jobb híján szintén ebbe a kategóriába soroltuk be, de megjelenését nem az áradás okozta. A Tarna vízrendszerén mért 7-10 km/év terjedési sebessége alapján ekkora vártuk, hogy elérje a mintavételi helyet. Invázióját jellemzi, hogy a megjelenését követő második évben már nagyobb egyedszámban volt jelen, mint a többi 12 faj együttvéve. A folyami géb tartósan be fog épülni a halfaunába, egy következő vizsgálat joggal sorolhatja az állandó fajok közé.

1. táblázat. A vízhozam-növekedés kapcsolata a jelentősebb fajok tömegességével (Spearman-féle rangkorreláció)
Table 1. Correlation between increase in discharge and population density of most common species (Spearman's rank correlation)

Fajok species	<i>Aspius aspius</i>	<i>Ballerus ballerus</i>	<i>Carrasius gibelto</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Leuciscus idus</i>	<i>Ballerus sapa</i>	<i>Blicca bjoerkna</i>	<i>Abramis brama</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Alburnus alburnus</i>
Spearman r_s	0.80	0.70	0.67	0.54	0.53	0.52	0.50	0.49	0.47	0.32	-0.01
szignifikáns significant	igen yes	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not

Fajok species	<i>Romanogobio vladykovi</i>	<i>Leuciscus leuciscus</i>	<i>Rhodeus amarus</i>	<i>Barbatula barbatula</i>	<i>Sabanejewia bulgarica</i>	<i>Cobitis elongatoides</i>	<i>Gobio carpaticus</i>	<i>Squalius cephalus</i>	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Proterorhinus semimularis</i>
Spearman r_s	-0.03	-0.23	-0.33	-0.36	-0.39	-0.39	-0.44	-0.47	-0.66	-0.79
szignifikáns significant	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	nem not	igen yes

szignifikanciaszint/significance level = 95%, szabadságfok/degrees of freedom (n-2) = 8,
szignifikáns érték/critical value = 0.72

A mintavételi hely halközösségében igazán jelentős változást az a 8 faj hozott, amely az árvízzel együtt érkezett. 2005-ben a jász (*Leuciscus idus*) és a balin (*Aspius aspius*) jelent meg nagy tömegben a Tarna vízrendszerén. Április vége és május eleje között mindössze három hétig tartó áradás hatására e két viszonylag korán ívó faj benépesítette a vízrendszert. 2009-ben és 2011-ben ennél hosszabb ideig tartó áradásnak sem volt hatása a halfaunára. Jelentős különbség, hogy ebben a két évben márciusban volt az áradás, amikor a vízhőmérséklet még túl hideg ahhoz, hogy ivásra alkalmas legyen (1. melléklet).

2006-ban továbbra is nagyszámban fogtunk jászt és balint. A május végétől június végéig tartó áradás hatására a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) is jelentős számban került elő. A laposkeszegnek (*Ballerus ballerus*) mindössze egy példányát fogtuk, de a vízrendszer több pontján ennél nagyobb számban is észleltük.

2010-ben az előbbi 6 halfaj mellett a bagolykeszeg (*Ballerus sapa*) és a ponty is megjelent. Ennek kiváltó oka valószínűleg a május-júniusi több mint 60 köbméteres másodpercenkénti vízhozam volt. A jász kivételével minden halfajból több egyed került elő, mint 2006-ban, dominanciájuk szintén meghaladta a 49%-ot. A laposkeszeg jellemzően a Tarnában és a Gyöngyös-patakban fordult elő, a bagolykeszeg a Tarnában és a Bene-patakban. A többi 6 halfaj a vízrendszer síkvidéki szakaszán több helyről nagy számban került elő, még az olyan elzárt vízfolyásból is, mint a Cseh-árok.

Az árvízzel érkezett fajokról – köztük a nagy mennyiségben fogott ivadékpontyokról – sokan úgy vélték, hogy víztározókból szöktek ki. Ennek ellentmond, hogy a ponty csak az alföldi szakaszokat népesítette be, holott a Zagyva vízrendszerén a víztározók többsége a Mátrában található. Emellett a jász, a balin, a ponty és az ezüstkárász a Cseh-árokban is előkerült, melynek nincs kapcsolata víztározóval. A jász, a lapos- és a bagolykeszeg áramlásokkedvelő halfaj, horgásztavakba csak véletlenül kerül be, onnan szökött példányok nem népesíthették be ilyen mértékben a vízfolyásokat. Ezek a fajok nagy valószínűséggel a Tiszából származtak, ahol stabil állományuk él (Györe & Józsa 2010), és az ívási migráció során mintegy 100 folyamkilométert tettek meg fölfelé a különböző vízfolyásokon.

A 2010-es áradások nyomán nemcsak a síkvidéken, hanem a hegységekben is megváltozott a halfauna. Természetesen sokkal kisebb az a fajkészlet, melynek egyes elemei megjelenhetnek a nagy sodrású hegyvidéki patakokban, de a Mátrában találtunk néhány példát. A Csevice-patak nyaranta sokszor kiszárad, és bár a befogadó Parádi-Tarnában tömeges előfordulású a sujtásos küsz, nem tartottuk valószínűnek, hogy valaha is megjelenik benne. Sály és Hódi (2011) 2010-ben a torkolattól 3 km-re mégis több példányát fogta. 2011-ben a saját mintavételünk során azonban már ismét csak kövicsikot (*Barbatula barbatula*) és domolykót találtunk, melyek korábban is jellemzőek voltak ezen a helyen. A Galya-patak középső szakaszán (Szuha) a hetvenes évek közepén és 2003-2006 között csak kövicsik fordult elő. 2010-es adatunk nincs, de 2011-ben egy medencében minimum 30 db 60-120 mm-es domolykó zsúfolódott össze. Ezek az egyedek, illetve szüleik a 2010-es tartós áradással érkezhettek ide, majd itt rekedtek.

Az áradások hatására az Ipoly mellékpatakjain is megnőtt a fajsza (Csipkés & Szatmári 2011). A Laskó-patakból a ponty mellett 2010-ben a laposkeszeg a balin és a jász több példánya is előkerült (Szepesi & Harka 2010), s a pontyot még 2011 első felében is több Bükkaljai patakból kimutattuk. A 2010 évi tartós árvíz még a Tisza-tavon belüli élőhelyeken is megváltoztatta a halfauna összetételét (Antal et al. 2011).

Összegzés

E 10 évet felölelő adatsorból is megállapítható, hogy az árvizek a halak életében rendkívül fontosak. Egyrészt az ívási migráció során új területeket hódíthatnak meg, másrészt az elöntött ártereken az ivadék kedvező növekedési feltételekhez jut. Úgy tűnik, hogy ha megfelelő időben érkeznek, akkor már a 3 hétig tartó, az átlagos vízhozam több mint ötszörösét elérő áradás is képes kiváltani az ívási migrációt. Természetesen mennél hosszabb ideig tart és mennél nagyobb az áradás mértéke, annál valószínűbb, hogy ez a folyamat a kis folyókon is bekövetkezik. Az ívóhelyek felkutatása során az anyahalak 100 km-t is megtehetnek a mellékágakon. Tartós változás azonban egyik vízfolyásban sem történt, az áradást követő évben már csak elvétve lehetett fogni azokat az alsóbb szakaszokról érkező fajokat, melyek az előző évben nagy tömegben voltak jelen.

Adataink rámutatnak arra is, hogy az Észak-magyarországi vízfolyásokon 2010-ben és 2011 első felében gyűjtött halfaunisztikai adatokat nagyon körültekintően kell értékelni, mert annyira jelentősen módosult a halfauna összetétele, hogy ezek az adatok nem tekinthetők mérvadónak egy-egy vízfolyás minősítésére.

Irodalom

Antal L., Mozsár A., Czeglédi I. (2011): Különböző hasznosítású Tisza-menti holtmedrek halfaunája. *Hidrológiai Közlöny* 91/6: 11–15.

Csipkés R., Szatmári L. (2011): Adatok az Ipoly magyarországi felső szakaszának és mellékpatakjainak halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 5: 73–81.

Györe K., Józsa V. (2010): A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben. *Pisces Hungarici* 4: 39–59.

Konecsny, K., Nováky, B. (2011): Az éghajlati és antropogén hatások a Zagyva kisvízeinek időbeli alakulásában. http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/29/dolgozatok/konecsny_karoly.html Letöltve: 2012.06.03.

PAST Paleontological Statistics. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>

Répassy M. (1909): *Édesvízi halászat és halgazdaság*. Pallas Rt., Budapest. pp. 502.

Sály P., Hódi B. K. (2011): A Tarna felső és középső vízgyűjtőjének pataki halegyüttese. *Pisces Hungarici* 5: 83–94.

Szepesi Zs., Harka Á. (2010): Változások a Laskó-patak halfaunájában. *Pisces Hungarici* 4: 83–88.

Szepesi Zs., Harka Á. (2007): Egy mesterséges kisvízfolyás, a Mátraaljai Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2: 117–127.

Takács P. (2007): *Kisvízfolyások halfaunájának összetétele és változásai* (doktori értekezés). Debreceni Egyetem. pp. 113. <https://vm.mtmt.hu/download/1181344.pdf> Letöltve: 2010.03.04.

1. melléklet. A Zagyva átlagos vízhozama ($m^3 sec^{-1}$) és hőmérséklete ($^{\circ}C$) Jászteleknél március és július között a www.vizadat.hu alapján (a $10 m^3 sec^{-1}$ feletti vízhozam adatok kiemelve)
Appendix 1. Average discharge ($m^3 sec^{-1}$) and temperature ($^{\circ}C$) of river Zagyva at Jásztelek between March and July (source: www.vizadat.hu, discharge figures above $10 m^3 sec^{-1}$ are highlighted)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	$^{\circ}C$
Március 01-10 <i>March</i>	4.0	5.2	7.8	20.5	4.9	3.9	18.6	36.7	8.5	3.8	2.8
Március 11-20 <i>March</i>	16.7	4.2	16.7	39.8	4.0	3.4	26.8	15.7	12.9	3.3	4.4
Március 21-31 <i>March</i>	6.2	13.6	16.2	29.2	7.9	6.4	12.7	10.9	21.9	2.8	6.5
Április 01-10 <i>April</i>	4.1	8.2	6.2	26.4	4.7	5.3	7.3	6.9	13.7	2.6	9.1
Április 11-20 <i>April</i>	3.5	7.0	7.2	18.5	3.4	5.0	4.3	17.6	7.7	3.0	10.8
Április 21-30 <i>April</i>	2.5	7.1	41.4	17.1	3.1	5.5	3.0	20.1	3.9	2.6	12.9
Május 01-10 <i>May</i>	2.1	4.4	14.1	13.6	3.5	3.6	2.4	8.1	3.2	2.3	14.7
Május 11-20 <i>May</i>	2.3	9.2	7.3	7.9	3.1	3.8	2.4	65.1	2.7	2.2	15.6
Május 21-31 <i>May</i>	2.5	3.9	9.2	10.5	2.4	3.8	2.8	56.5	1.6	1.6	17.0
Június 01-10 <i>June</i>	3.0	6.8	3.4	47.4	2.3	2.7	4.9	89.3	2.3	1.5	18.1
Június 11-20 <i>June</i>	2.9	3.0	5.5	21.4	2.1	3.4	3.9	44.3	1.8	1.6	19.5
Június 21-30 <i>June</i>	2.6	3.3	3.6	18.5	1.6	2.8	4.6	36.2	0.9	1.3	20.4
Július 01-10 <i>July</i>	2.4	2.4	3.8	16.2	1.5	2.2	7.9	16.3	1.1	1.1	20.7
Július 11-20 <i>July</i>	2.2	2.4	6.0	4.6	1.4	3.1	4.2	4.7	0.7	1.3	21.2
Július 21-31 <i>July</i>	2.0	2.0	3.3	3.7	1.1	12.3	3.4	8.8	1.8	1.2	21.5
03-07 hó átlagos vízhozam (1)	3.9	5.5	10.1	19.7	3.1	4.5	7.3	29.1	5.6	2.2	-
04-06 hó átlagos vízhozam (2)	2.9	5.9	10.9	20.1	2.9	4.0	3.9	38.2	4.2	2.1	-

1 – between March and July, 2 – between April and June, the average discharge (Q_{av})

2. melléklet. A mintavételenkénti átlagos fajszám összetételének változása a 3. melléklet csoportosítása szerint
Appendix 2. Changes in the average number of species and composition of assemblage per sample based on the grouping methodology of Appendix 3

év (year)	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	átlag
Állandó fajok (8 faj)	6.99	8.00	7.32	6.80	6.31	6.28	6.00	6.80	7.13	7.50	6.91
Ritka, de tömeges előfordulású fajok (8 faj)	-	-	1.32	4.00	1.32	0.42	0.05	5.60	1.14	-	1.38
Ritka előford. fajok (13 faj)	1.32	1.00	1.98	2.40	2.31	2.00	2.40	3.00	3.26	4.25	2.39
Mintavételek száma	3	1	3	5	3	7	20	5	7	4	-

Pisces Hungarici 6 (2012)

3. melléklet. Mintavételekenti átlagos egyedszám változása 2003-2012 között (Tarna, 33.16-33.30 fkm)
Appendix 3. Shift in average population density per sample in 2003-2012 (r. Tarna, river kms 33.16-33.30)

Állandó fajok (constant species)	Év (year)	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	átlag	F(%)	
	<i>Rutilus rutilus</i>		11.3	10.0	10.7	50.6	19.7	3.6	2.3	17.6	4.0	6.8	13.7	89.1
<i>Leuciscus leuciscus</i>		0.7	2.0	6.3	0.6	2.3	0.7	22.9	3.2	3.6	14.5	5.7	75.7	
<i>Squalius cephalus</i>		14.0	11.0	14.3	5.8	9.7	38.6	18.7	5.0	4.4	15.8	13.7	97.3	
<i>Alburnus alburnus</i>		52.0	41.0	13.3	11.6	29.7	42.6	32.2	52.3	26.9	20.3	32.2	100.0	
<i>Alburnoid. bipunctatus</i>		34.3	48.0	32.7	16.0	42.0	44.1	35.0	13.2	38.9	54.8	35.9	100.0	
<i>Romanogobio vladykovi</i>		7.3	5.0	5.3	4.8	2.7	0.1	0.1	5.2	11.1	5.3	4.7	78.5	
<i>Rhodeus amarus</i>		45.3	33.0	13.7	0.6	0.7	38.4	21.8	2.4	6.7	7.8	17.0	76.4	
<i>Cobitis elongatoides</i>		10.3	6.0	3.0	1.0	1.3	0.7	2.4	1.2	18.3	7.5	5.2	71.6	
Σ		175.2	156.0	99.3	91.0	108.1	168.8	135.4	100.1	113.9	132.8	128.1	-	
rAb (%)		97.4	99.4	64.4	45.6	91.8	95.6	93.9	48.2	88.0	81.9	80.6	-	
Ritka, de tömeges előfordulási fajok (I)	<i>Leuciscus idus</i>	-	-	32.7	74.0	5.0	0.1	-	2.6	-	-	11.4	30.6	
	<i>Aspius aspius</i>	-	-	14.3	9.2	-	-	-	39.6	-	-	6.3	22.6	
	<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	11.8	1.0	-	0.1	17.4	2.7	-	3.3	30.4	
	<i>Abramis brama</i>	-	-	-	1.2	0.3	-	-	12.6	-	-	1.4	13.3	
	<i>Ballerus ballerus</i>	-	-	-	0.2	-	-	-	3.2	-	-	0.3	6.0	
	<i>Ballerus sapa</i>	-	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-	0.2	4.0	
	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	3.4	-	0.3	-	15.2	0.4	-	1.9	20.2	
	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	9.0	0.1	-	0.9	11.4	
	Σ		0	0	47.0	99.8	6.3	0.4	0.1	101.8	3.2	0	25.9	-
	rAb (%)		0	0	30.5	50.0	5.3	0.2	0.1	49.1	2.5	0	13.8	-
Ritka vagy véletlenszerűen előforduló fajok (rarely or accidentally seen species)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	1.0	1.0	-	-	2.2	0.2	0.1	-	0.5	18.0	
	<i>Leucaspis delinatus</i>	-	-	-	-	-	0.1	-	0.6	-	-	0.1	3.4	
	<i>Gobio carpathicus</i>	1.7	-	1.3	-	-	-	1.4	0.4	0.4	4.0	0.9	32.7	
	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	2.2	-	-	-	0.4	-	-	-	0.3	6.0
	<i>Sabanejewia bulgarica</i>	-	-	0.3	-	0.7	1.9	2.8	-	1.9	0.3	0.8	39.5	
	<i>Barbatula barbatula</i>	-	1.0	-	0.2	0.7	-	0.5	0.2	0.3	1.8	0.5	32.1	
	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	0.2	-	-	-	-	0.3	-	0.1	4.8	
	<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	0.0	1.4	
	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	5.3	3.8	0.7	-	-	2.0	0.6	0.5	1.3	38.5	
	<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	1.0	1.0	-	-	-	-	-	0.2	7.3	
	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	0.4	-	-	-	0.2	-	-	-	0.1	4.0
	<i>Proterorh. semularis</i>	3.0	-	-	-	0.3	5.3	1.8	-	0.1	2.3	1.3	28.4	
	<i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.6	8.6	20.5	3.1	23.1	
	Σ		4.7	1.0	7.9	8.8	3.4	7.3	8.7	5.6	12.4	29.4	8.9	-
rAb (%)		2.6	0.6	5.1	4.4	2.9	4.1	6.0	2.7	9.6	18.1	5.6	-	
Mintavételek száma (2)		3	1	3	5	3	7	20	5	7	4	5.8	-	
Átl. egyedszám/mintavétel (3)		179.9	157.0	154.2	199.6	117.8	176.5	144.2	207.5	129.5	162.2	162.9	-	
Fajok száma (n.of species)		10	9	14	21	16	13	14	24	20	14	15.5	-	
Átl. fajszám/mintavétel (4)		8.3	9.0	10.6	13.2	9.9	8.7	8.5	15.4	11.5	11.7	10.7	-	
Diverzitás (diversity)														
Shannon-Wiener (H)		1.822	1.725	2.234	1.958	1.800	1.655	1.925	2.392	2.084	2.095	1.969	-	
Berger-Parker (n _{max} N ⁻¹)		0.289	0.306	0.212	0.371	0.357	0.250	0.243	0.252	0.301	0.338	0.292	-	
Menhinick (S N ^{0.5})		0.746	0.718	1.127	1.486	1.474	0.979	1.166	1.667	1.757	1.099	1.222	-	

átlag = average, rAb(%) = relatív abundancia (relative abundance), F(%) = az egyes évek előfordulási gyakoriságának átlaga (average of frequency in sample per year) 1 – species seen rarely but then with extreme population density, 2 – No. of samplings, 3 – average number of individuals per sample, 4 – average number of species per sample

Authors:

Zsolt SZEPESI (szepesizs@freemail.hu), Ákos HARKA (harkaa@freemail.hu)

**HOSSZÚ TÁVÚ HALFAUNISZTIKAI VIZSGÁLATOK ÉS A VESZÉLYEZTETETT
LÁPI PÓC POPULÁCIÓBIOLÓGIÁJA A DUNA–TISZA KÖZE KÉT RAMSARI
TERÜLETÉN**

**LONG-TERM FISH FAUNISTIC RESEARCH AND THE POPULATION BIOLOGY
OF THE THREATENED EUROPEAN MUDMINNOW IN TWO RAMSAR
WETLANDS OF THE DANUBE–TISZA INTERFLUVE**

KERESZTESSY K.¹, MAY K.², WEIPERTH A.^{2,3}, VAD Cs. F.², FARKAS J.²

¹Vashal Bt, Maglód

²ELTE TTK, Állatrendszertani és Ökológia Tanszék, Budapest

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Göd

Kulcsszavak: Ócsai Turjánvidék, Kolon-tó, halállomány, Bertalanffy-modell

Keywords: peatland of Ócsa, Lake Kolon, fish community, Bertalanffy's model

Abstract

Our investigations on the fish fauna and biology of the species have covered out for more than three decades in two Central Hungarian areas: the Lake Kolon at Izsák and the Öreg-turján peatland in the Ócsa Landscape Protection Area. We studied the long-term changes in the species composition, moreover, we performed population biology and growth studies on the strictly protected and threatened European mudminnow, which is present in both areas. 15 fish species were recorded altogether, 5 of them (sunbleak, European bitterling, European weatherfish, spined loach, European mudminnow) are protected in Hungary. Additionally, the crucian carp and the tench are also present, which species have seriously declined throughout the country. According to the results of the population biology research, both European mudminnow populations are stabile, consisting of 5 age groups.

Kivonat

Több mint három évtizedes múltra tekintenek vissza a Duna–Tisza közén, Izsák mellett található Kolon-tavon és az Ócsai Tájvédelmi Körzetben található Öreg-turjánban végzett halfaunisztikai és halbiológiai kutatásaink. Vizsgálataink célja a halfaunában bekövetkezett változások nyomon követése volt, továbbá populációbiológiai és növekedésvizsgálatokat végeztünk a két terület fokozottan védett lápipóc-állományain. Kutatásaink során a két területen összesen 15 halfaj előfordulását regisztráltuk, melyek közül 5 faj (kurta baing, szivárványos ökle, réticsík, vágócsík, lápi póc) törvényi védelem alatt áll, de mindkét területen megtalálható a hazánkban mára jelentősen megrikult széles kárász és a compó is. A lápi póc populációdinamikai vizsgálatainak eredményei azt mutatják, hogy mindkét területen 5 korcsoportból álló, jó kondíciójú, stabil állomány található.

Bevezetés

A Duna–Tisza közén található vizes élőhelyek a jelentős emberi átalakítások ellenére fokozott figyelmet és védelmet érdemelnek, mert számos hazánkban ritka állat- és növényfajnak refugialis területként biztosítják a faj fennmaradását. Ennek következtében a területek jelentős része természetvédelmi oltalom alatt áll, számos közülük nemzetközi egyezmények hatálya alá esik (Horváth et al. 2003).

A Duna–Tisza közén zajló halfaunisztikai kutatások története a XIX. századig nyúlik vissza. A korábbi forrásmunkák legtöbbször nem adják meg a vizsgálatok pontos helyszínait, összevonva sorolják fel a halfajokat, valamint nem tüntetik fel az egyedszámokat és a gyűjtési módszereket. A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) közönséges halfaj volt a vízrendezések előtt Magyarországon. Legnagyobb állományai a nagy kiterjedésű lápokban éltek, de a mezőgazdaság térhódításával, a lápok lecsapolásával a halfaj számára fontos élőhelyek száma jelentősen megfogyatkozott. Hazánkban a lápi póc 1974 óta védett, szerepel az IUCN vörös listáján és a Berni Egyezmény II. függelékében, valamint NATURA 2000-es jelölő faj (Sallai 2005). Herman (1887), Károli (1879), Vutskits (1918), Unger (1919), Lovassy (1927), Hankó (1931), Mihályi (1954) és Vásárhelyi (1961) a helyszín megjelölése nélkül szerepelteti a hazai fajok ismertetésénél a lápi pócot. Berinkey (1966) a Duna–Tisza közéről az Orgoványi-lápról említi a lápi póc előfordulását. Pintér (2002), Harka (1999), valamint Harka és Sallai (2004) a hazai halfajok ismertetése során említi. Sallai (2005)

foglalja össze a fajjal kapcsolatos szakirodalmat, elemzi a múltbéli és jelenlegi elterjedését, valamint átfogó növekedésbiológiai eredményeket közöl a Kolon-tó lápipóc-állományáról. Az Ócsai Tájvédelmi Körzetben Guti és munkatársai (1991) végeztek átfogóbb halászatbiológiai vizsgálatokat. Országos halfaunisztikai felmérések keretében több évtizede zajlanak rendszeres adatgyűjtések az izsáki Kolon-tavon, valamint az Ócsai Tájvédelmi Körzetben (Botta et al. 1984, Keresztessy 1987, 1993, 1995, 1996, 2000).

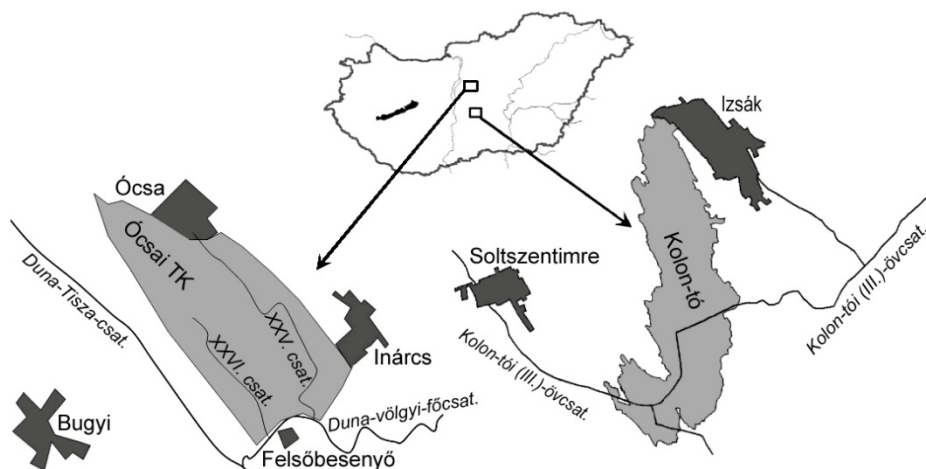
Munkánk célja, hogy a több mint három évtizedes halfaunisztikai vizsgálataink eredményeit összegezzük, és a két terület lápipóc-állományairól populációdinamikai paramétereket közöljünk.

A vizsgálatok helye, ideje és módja

Vizsgálatainkat a Duna–Tisza közének két fokozottan védett természetvédelmi területén végeztük. Mindkét területet különösen értékes, mert a szakértők egyértelműen az élő lápok közé sorolják (Dömsödi 1977).

A Kolon-tó Izsák településtől nyugatra 2728 hektáron elterülő, szél által kimélyített deflációs medencében fekvő, sekély mélységű tó (1. ábra). Legnagyobb hossza 10 km, de átlagos vízálláskor mindössze 3,5 km hosszú, a szélessége 1,5–2,5 km között változik (Molnár et al. 1979). Vegetációja rendkívül gazdag, mert a mocsaras, nádas területeket zombékosok, rekettyefüzes láprétek, körises láperdők váltják. Az ember környezet-átalakító tevékenységei folytán a területet többször próbálták lecsapolni, és ennek hatására mára alig található nyílt vízfelület (Sallai 2005).

Az Öreg-turján az Ócsai Tájvédelmi Körzet legészakibb területe (1. ábra). Az Ócsa és Alsónémedi községek között fekvő 160 hektár kiterjedésű tőzegláp a Duna–Tisza közét hajdan jellemző nagy kiterjedésű vizes élőhelyek egyik utolsó hírmondója, posztglaciális reliktumterület (Marosi & Szilárd 1967). Mai képének kialakulásában döntő szerepet játszottak az emberi hatások. 1928-ban megkezdték a terület lecsapolását, majd 1955-ben megindult a tőzeg gépi kitermelése. A területen rendkívül fontos szerepet töltenek be a rétegvízforrások, melyek a lápon szétterülve bizonyos helyeken megtörik a zárt növényzetet, ezzel biztosítva az élőhelyek mozaikosságát. A korábbi bányagödörökben ezek hatására olykor 1–1,5 m mély víz található (Nagy & Gergely 2001, Vad et al. 2012).



1. ábra. A két kutatási terület
Fig. 1. The two research areas

A faunisztikai felmérések során a halak gyűjtéséhez alkalmazott módszereink időben változtak. A Kolon-tavon 1979-88 között a nagyobb nyílt vízterek vizsgálatához kerítőtűháló és Lendvai típusú elektromos kutató halászgépeket használtunk. Ócsán a kezdetektől, a Kolon-tavon a 90-es évektől a nyílt vízfelületek megszűnése miatt kizárólag pulzáló egyenáramú elektromos kutató halászgépet (RADET IUP-12 típusú, 4-14 A és 20-100 Hz) alkalmaztunk a halfaunisztikai és halbiológiai vizsgálatainkhoz. Az elektromos kutató halászgép használatát a módszer kíméletessége indokolta, mivel a gyűjtött egyedek óvatos mérés után a vízbe sérülésmentesen visszahelyezhetők.

A lápipóc-állományok növekedésvizsgálatait a Kolon-tavon 2002. szeptember 29-én, az ócsai Öreg-turján területén 2002. május 6-án kezdtük. A helyszínen fogott halak standard testhosszát (L_s) mm pontossággal, a testtömegüket (W) hordozható digitális mérlegen 0,1 gramm pontossággal mértük meg.

A testhossz és testtömeg összefüggését a Tesch (Bíró 2011) által javasolt $W = aL^b$ formula szerint számítottuk ki, amelyben W a testtömeg, L a törzshossz, a a fajra jellemző konstans, b pedig a kondíció jellemzésére is alkalmas hatványkivető, melynek értéke általában 2,5 és 4 között változik. Az életkort a Petersen-féle testhosszgyakorosság elemzésével becsültük, de a kapott eredményeket az egyedekről vett pikkelyek alapján végzett kormeghatározással is pontosítottuk (Bíró 2011). Minden egyed esetében azonos helyről, a test közepéről, az oldalvonal és a hátúszó első úszósugara előtti területről gyűjtöttük a pikkelyeket.

Kormeghatározás céljából a Kolon-tónál 99, Ócsán 67 egyedről vettünk pikkelyeket. A pikkelyekből tartós preparátumot készítettünk. A preparátumokat binokuláris mikroszkóppal (NIKON SMZ-800-as típus) tanulmányoztuk és fotókat készítettünk róluk. A pikkelyek megfelelő paramétereit (rádiusz, átmérő, terület) WinImag számítógépes program segítségével mértük le. A korábbi években elért standard testhosszakat az $L_n = (S_n/S) * L_s$ összefüggés alapján számítottuk, ahol L_n a hal törzshossza az „n”-edik évgyűrű kialakulásakor, L_s a hal törzshossza a pikkely gyűjtésekor, S_n az „n”-edik évgyűrű távolsága a pikkelyfókuszától, S pedig a pikkely fókuszától a szegélyéig mért távolság (Bíró 2011). A lápi póc pontos kormeghatározása gyakorlatot igényel, mert a növekedési zónák a pikkelyfókuszából nem gyűrű alakban fejlődnek, és ezekkel párhuzamosan több álvgyűrű is kialakul az idősebb egyedeknél.

A növekedés matematikai leírásához a von Bertalanffy-féle modellt (Bíró 2011) alkalmaztuk. A modell szerint a testhossz bármely t időpontban a következő összefüggéssel írható le: $L_t = L_{inf} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$. Az egyenletben L_t a hal testhossza (esetünkben a standard testhossz) t idős (éves) korban, L_{inf} az aszimptotikus testhossz, amelyhez a hal testmérete közelít, K a növekedés sebességi állandója, t_0 pedig az a hipotetikus időpont, amelynél a hal mérete elméletileg zérus, e pedig a természetes alapú logaritmus alapja.

Eredmények

Halfaunisztikai vizsgálatok

A több mint három évtizede tartó hosszú távú monitorozási vizsgálatok során az izsáki Kolon-tóból 10 halfaj 4426 egyedét (1. táblázat), az ócsai Öreg-turján területén 13 halfaj 871 egyedét határoztuk meg (2. táblázat). Összesen 12 őshonos halfaj előfordulását igazoltuk, melyek közül 5 védett (*Leucaspis delineatus*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*, *Umbra krameri*), továbbá 3 idegenhonos halfaj (*Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*, *Proterorhinus semilunaris*) is előkerült. Már a vizsgálataink első éveiben sikerült a lápi pócot mindkét élőhelyről kimutatnunk, majd az évek alatt rendszeren monitoroztuk a két populációt. A kolon-tavi vizsgálataink során gyűjtött halegyedek teljes egyedszámának 32%-át (1400 egyed), míg Ócsán közel 70%-át (606 egyed) ez a faj adta.

1. táblázat. Az 1979–2008 közötti vizsgálatok során a Kolon-tóban fogott halfajok egyedszámai
Table 1. The number of collected individuals belonging to the different fish species at the Lake Kolon between 1979–2008

Halfajok Species	Mintavétel évei (year)													Σ
	1979	1983	1988	1996	1997	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	19	37	48	20	496	310	31	18	27	24	16	12	25	1083
<i>Leucaspis delineatus</i>	16	24	26	11	369	218	12	7	74	34	25	28	37	881
<i>Tinca tinca</i>	6	3	4	6	76	13	3	2	2	9	6	7	4	141
<i>Carassius carassius</i>	198	94	60	36	4	43	24	6	74	39	36	35	56	705
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2
<i>Misgurnus fossilis</i>	24	10	6	-	-	13	5	3	2	3	4	7	5	82
<i>Esox lucius</i>	3	6	18	11	5	40	2	1	1	-	5	6	9	107
<i>Umbra krameri</i>	141	46	28	96	36	90	87	98	217	181	115	131	134	1400
<i>Lepomis gibbosus</i>	7	5	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	2	20
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	1	5

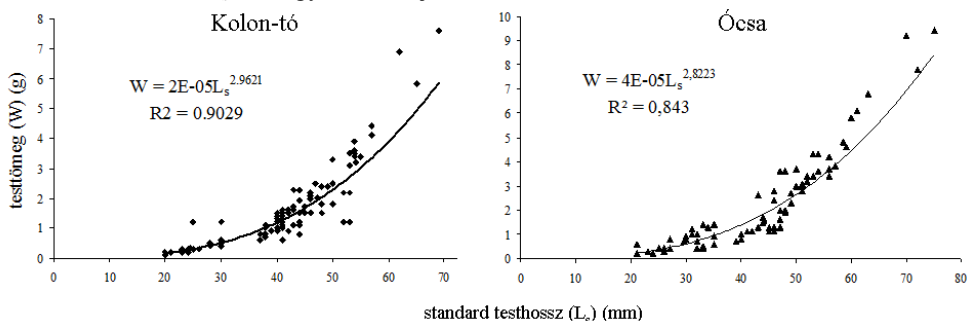
2. táblázat. Az 1980–2011 közötti vizsgálatok során az Ócsai TK-ben fogott halfajok egyedszámai
Table 2. The number of collected individuals belonging to the different fish species in the Ócsa Landscape Protection Area between 1980–2011

Víztest/Halfajok Water body/Species	Mintavétel évei (year)															Σ		
	1980	1981	1982	1983	1988	1989	1992	1993	1994	1995	1999	2002	2003	2004	2005		2006	2011
Öreg-turján																		
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	26	-	9	10	33	39	39	-	4	5	4	-	2	-	171
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	-	6	3	-	-	-	-	-	-	2	-	3	-	-	14
<i>Umbra krameri</i>	-	-	-	34	18	42	36	34	41	41	-	16	25	56	42	36	67	488
Égerláp kifolyói																		
<i>Rutilus rutilus</i>	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Alburnus alburnus</i>	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9
<i>Rhodeus amarus</i>	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14
<i>Misgurnus fossilis</i>	1	-	7	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14
<i>Cobitis elongatooides</i>	2	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
<i>Esox lucius</i>	-	1	3	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7
<i>Umbra krameri</i>	44	29	11	-	12	5	-	-	-	-	-	11	-	5	-	1	-	118
<i>Lepomis gibbosus</i>	3	5	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2	1	7	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12

A lápi póc állományainak vizsgálata

A növekedésvizsgálatokhoz gyűjtött halak standard hossza a Kolon-tavon 20–69 mm, a testtömegük pedig 0,1–7,6 g, míg az ócsai Öreg-turjánon 21–75 mm, valamint 0,2–9,4 g között változtak. A kolon-tavi mintában a 35–40 mm, az ócsaiban a 40–45 mm közötti egyedek száma volt a legalacsonyabb (1, illetve 3 példány). Minkét élőhelyen közel azonos mértékű volt a 20–35 mm közötti egyedek aránya: Kolon-tó: 34,4%, Ócsa: 32,8%. A legnagyobb arányban az kolon-tavi mintákban a 40–55 mm közötti méretcsoport 61%-kal, az ócsai állományban a 45–60 mm közötti 55,2%-kal volt jelen.

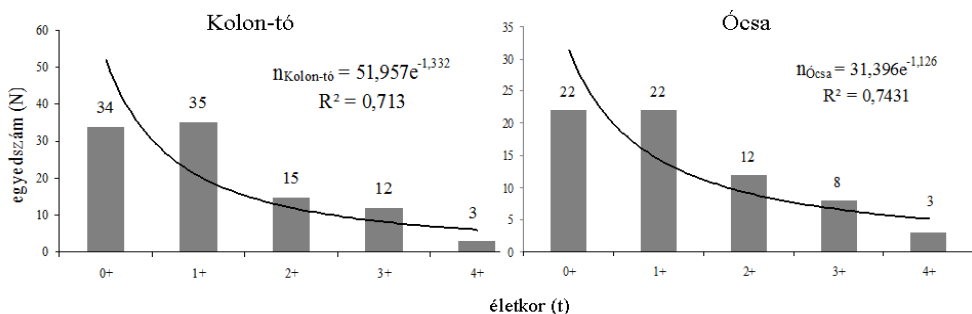
A két populációra jellemző testhossz–testtömeg összefüggéseket a $W=2E-05L_s^{2,9621}$, valamint a $W=4E-05L_s^{2,8223}$ egyenletek írják le (2. ábra).



2. ábra. A lápi póc testhossz–testtömeg összefüggése a két területen

Fig. 2. Length–weight relationships of European mudminnows, W = body mass in g, L_s = standard length in mm

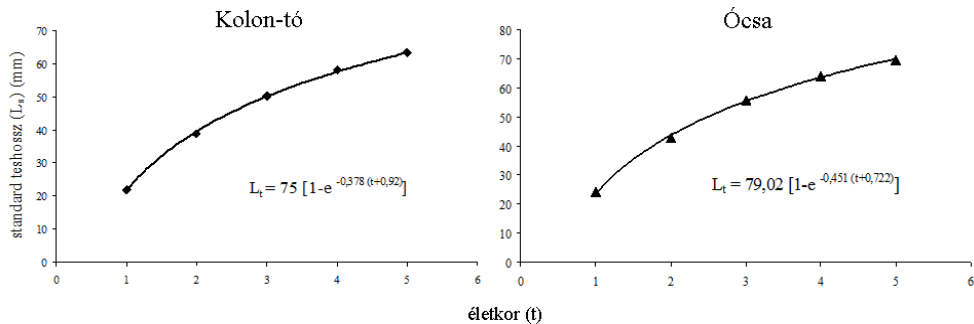
A pikkelyeken található növekedési zónák vizsgálata szerint a mintákban előforduló halak összesen öt korosztályt képviseltek. A két terület lápi pócainak egyedszám-alakulását a populáció korosztályaiban az 3. ábrán mutatjuk be.



3. ábra. A lápi póc populációk életkor szerinti megoszlása a két területen

Fig. 3. Age composition of European mudminnow populations, N = number of individuals, t = age in summer

A lápi pócok növekedését a Kolon-tó területén az $L_t = 75 [1 - e^{-0,378(t+0,92)}]$, míg az ócsai Öreg-turján esetében az $L_t = 79,2 [1 - e^{-0,45(t+0,722)}]$ von Bertalanffy-féle függvény írja le (4. ábra). A 3. táblázatban feltüntettük az egyes korosztályokhoz tartozó átlagos mért és visszszámolt testhosszakat.



4. ábra. A lápi póc növekedése a két élőhelyen a von Bertalanffy-modell szerint

Fig. 4. Growth of European mudminnows in the two areas, according to the von Bertalanffy model
 L_s = standard length in mm, t = age in summer

3. táblázat. A lápi póc egyes korcsoportjainak pikkelyvizsgálatok alapján kapott standard testhosszai és a Bertalanffy-egyenlettel számított testhosszak (L_S mm-ben).
 Table 3. Body length data of European mudminnows based on our measures and the Bertalanffy method (L_S in mm)

Kolon-tó					Ócsa						
Kor/Age	N	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄	Kor/Age	N	L ₁	L ₂	L ₃	L ₄
1+	35	38,6	-	-	-	1+	22	42,7	-	-	-
2+	15	38,9	50,5	-	-	2+	12	41,8	55,5	-	-
3+	12	38,5	50,7	58,4	-	3+	8	42,3	55,8	63,9	-
4+	3	39,1	51,3	58,6	63,5	4+	3	42,6	56,1	64,2	68,7
Átlag/Average		38,8	50,14	58,5	66,3	Átlag/Average		42,5	55,8	64,1	68,7
Visszaszámolt Calculated		38,7	50,13	58	63,32	Visszaszámolt Calculated		42,7	55,87	64,27	69,63

Értékelés

Értékelve a hosszú távú változásokat megállapítható, hogy a nyíltvízi részek csökkenésével a halfaj együttesek mindkét területen megváltoztak. A 1970–80-as években a Kolon-tóban Izsák felé kiterjedt nyíltvízes terület volt. Ebben az időszakban tömeges volt a vörösszárnyú keszeg, a széles kárász, a réticsík és a lápi póc (Keresztessy 1987), a 90-es években pedig a kurta baing, a compó és a csuka (*1. táblázat*). A nyíltvízes részek csökkenésével, megszűnésével a fenti fajok állományai is lecsökkentek (Keresztessy 1993, 2000).

Az Öreg-turján halfaunájában bekövetkezett változások még szembetűnőbbek. Az 1980-as évek második felétől megfigyelhető egy széles kárász, réticsík, lápi póc dominancia. Az ekkor előkerült fajok közül több már nem található meg a területen (szivárványos ökle, barna törpeharcsa, naphal). Ugyanakkor a tájvédelmi körzet melletti bányatavakban gyakori idegenhonos és inváziós fajok (kínai razbóra, ezüstkárász, fekete törpeharcsa) veszélyeztetik a védett területek halfaunáját. A hosszú távú vizsgálatok alapján a mocsári fajok (széles kárász, compó, réticsík, lápi póc) populációi mindkét élőhelyen stabilnak látszanak.

A lápi póc növekedésvizsgálatához a 99 (Kolon-tó), valamint 67 (Ócsa) egyed tartalmazó mintákban öt korosztály egyedei fordultak elő. A nyár végi, őszi mintavételek ellenére az adott évi szaporulatból az elektromos halászgép szelektívítása miatt nem sikerült megfelelő méretű mintát gyűjteni. Az elektromos kutató halászgépek hatékonysága a vizinövényzettől sűrűn benőtt területeken jelentősen csökken. Így a kisebb méretű példányok észlelése és begyűjtése fokozott figyelmet igényel. Ezzel magyarázható, hogy mindkét területről azonos mennyiségű ivadékot és egyéves egyedet sikerült gyűjtenünk (*3. ábra*).

A standard testhossz és testtömeg viszonyát leíró egyenlet b állandójának, az úgynevezett allometriai exponensnek az értéke Kolon-tavi állománynál 2,9621, az ócsainál 2,8223 (*2. ábra*). A szakirodalmi adatok alapján a lápi póc esetében a b kitevő értéke 2,9–3,4 között változik (Pintér 2002, Sallai 2005, Wilhelm 2003, 2008, Weiperth et al. 2009a,b). Vizsgálatainkban az allometriai exponens értéke közel 3, tehát a tömeggyarapodás üteme lényegében egyezik a hossznövekedés üteméből elméletileg várható értékkel.

A kutatásunk során felmért két állomány öt korcsoportját sikerült elkülöníteni (*3. ábra*). Eredményeink megegyeznek a hazai publikációk többségében közölt eredményekkel (Wilhelm 2008, Weiperth et al. 2009a). A pikkelyvizsgálatok alapján az egyes korcsoportokhoz tartozó átlagos testhosszakat pontosan megállapítottuk és az idősebb korosztálynál visszaszámoltunk a standard testhosszakat. A von Bertalanffy-moddal meghatározott függvény hasonló ütemű hossznövekedést mutat, mint az eddig vizsgált hazai populációknál, de Sallai (2005) Kolon-tavi vizsgálataihoz képest lassúbb, míg a mesterségesen szaporított és nevelt állományok esetén sokkal lassabb növekedést kaptunk (Botta 1981, Müller et al. 2011) (*4. táblázat*).

4. táblázat. Szakirodalmi és saját adatok a lápi póc növekedéséről
Table 4. Literature and own datas on the growth of European mudminnow

Szerzők/Authors	Standard hossz/length (mm)						
	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+
Holly (1941)	30	60	-	-	-	-	-
Jászfalusi (1950)	25	30	75	95	-	-	-
Botta (1981)	45	80	100	-	-	-	-
Guti (1993)	33	52	60	73	-	-	-
Hoitsy (1994)	32	41	59	75	-	-	-
Mayer, Keresztessy: Kis-Balaton (1999)	36	44	51	58	69	-	-
Sallai (2005)	45	57	65	71	-	-	-
Wilhelm (2008)	38	44	51	57	68	77	88
Weiperth et al.: Lesence-p. (2009)	36	61	93	102	107	-	-
Weiperth et al.: Edericsi-p. (2009)	38	68	98	103	115	-	-
Saját mérés: Ócsai Öreg-turján	24	43	56	64	70	-	-
Saját mérés: Kolon-tó	24	40	51	59	64	-	-

Vizsgálataink alapján kijelenthetjük, hogy a Duna–Tisza közén található vizes élőhelyek rendkívül fontosak a hazai lápi halfauna megőrzéséhez. Reményeink szerint a hazánkban elindult fajvédelmi programok (Tatár et al. 2010) fokozott figyelmet fordítanak az itt található területek halközösségeinek a megőrzésére és fenntartására, továbbá az idegenhonos és invázió fajok megjelenésének és megtelepedésének megelőzésre, melyek hazánk több területén a lápipóc-állományok visszaszorulásához, eltűnéséhez vezettek (Erős et al. 2008).

Köszönetnyilvánítás

Kutatásainkat a KvVM Élővilágvédelmi Főosztálya, az FVM és a NBmR keretében a KvVM támogatta. Köszönettel tartozunk a Kiskunsági és a Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának, valamint Botta Istvánnak és Neményi Istvánnak az 1988-é előtti vizsgálatokban végzett munkájukért, illetve Csúzdi Csabának (ELTE) a kormeghatározásban nyújtott segítségéért. Köszönjük továbbá Tyahun Szabolcs, Nagy Zoltán, Kozma Károly, Kovács Zoltán, Koltai H. György, Kóta Gábor és Kőszegi Katalin részvételét az adatgyűjtésben.

Irodalom

- Berinke L. (1966): *Halak - Pisces*. Fauna Hungariae 20/2. pp. 136.
- Botta I. (1981): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri*, Walbaum) szaporodásbiológiájához. *Halászat* 27/2: 44–45.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Allattani Közlemények* 71: 39–50.
- Bíró P. (2011): Vizsgálati módszerek és értékelő eljárások a halbiológiában. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 272.
- Dömsödi J. (1977): *Lápi eredetű szervesanyagtartalékaink mezőgazdasági hasznosítása*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 123.
- Erős T., Takács P., Specziár A., Györe I. Á., Bíró P. (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101/2: 75–77.
- Guti G., Andrikovics S., Bíró P. (1991): Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundsfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feuchtgebiet, Ungarn. *Fischökologie* 4: 45–66.
- Hankó B. (1931): Ursprung und Verbreitung der Fischfauna Ungarns. *Arch. Hydrobiol.* 23: 520–556.
- Harka Á. (1999): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri*) újabb magyarországi lelőhelyeiről. *Halászat* 92/3: 119–120.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve*. I-II. K. M. Természetudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- Horváth F., Kovács-Láng E., Báldi A., Gergely E., Demeter A. (szerk) (2003): *Európai jelentőségű természeti területeink felmérése és értékelése*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácraót, pp. 160.
- Hoitsy Gy. (1994): Adatok a Bodrog és a Bodrozug hal öko-faunisztikai felméréséből. *XVIII. Halászati tudományos Tanácskozás*, Szarvas, p. 164–172
- Holly, M. (1941): Zur Nomenklatur von *Umbra krameri* Walbaum, 1792. *Zoologischer Anzeiger* 133: 95–96.
- Jászfalusi L. (1950). Adatok a Duna szentendrei-szigeti szakaszának és mellékpartjainak halászat biológiai viszonyaihoz. *Hidrológiai Közlöny* 30: 205–208.
- Károli J. (1879): *Kalauz a Magyar Nemzeti Múzeum Halgyűjteményéhez*. Budapest, pp. 103.

- Lovassy S. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai*. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 895.
- Keresztessy K. (1987): Fish faunistics in the intermediate area between the Rivers Danube and Tisza. In: *Fish, Fishing and Environment. 19th Congress of Georgikon*, Keszthely, Hungary. Proceedings 67–73.
- Keresztessy K. (1993): Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. *Landscape and Urban Planning* 27: 115–122.
- Keresztessy K. (1995): Recent fish faunistical investigations in Hungary with special reference to *Umbra krameri* WALBAUM, 1792. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 97B: 458–465.
- Keresztessy K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (ed. A. Kirchhofer, D. Hefti) /Advances in Life Sciences/ Birkhauser. Basel-Boston-Berlin, 73–77.
- Keresztessy K. (2000): Halvédelem Magyarországon. 105–142. In Faragó, S. (ed.): *Gerinces állatfajok védelme*, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, pp. 294.
- Keresztessy K. (2008): Halmonitorozó felmérések végzése az izsáki Kolon-tavon. *FVM – Jelentés*, pp. 18.
- Mayer B., Keresztessy K. (1999): The Growth of the European Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in the Kis-Balaton Reservoir II (Hungary). *Hungarian Agricultural Research* 1: 14–17.
- Marosi S., Szilárd J. (szerk.) (1967): *A dunai Alföld*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 358.
- Mihályi F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Ann. Hist. Nat. Mus. Hung.* 5: 433–454.
- Molnár B., Iványosi Sz. A., Fényesi J. (1979): A Kolon-tó kialakulása és limnológiai fejlődése. *Hidrológiai Közlöny* 12: 549–560.
- Müller T., Balován P., Tatár S., Müllerné T. M., Urbányi B., Demény F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megőrzése érdekében. *Pisces Hungarici* 5: 15–20.
- Nagy Á., Gergely A. (2001): Az ócsai Öregturján. *Természet Világa*: 132/6: 277–278.
- Pintér K. (2002): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A Puszta* 22: 113–172.
- Tatár S., Sallai Z., Demény F., Urbányi B., Tóth B., Müller T. (2010): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram (European mudminnow (*Umbra krameri*) Conservation program). *Halászat* 103/2: 70–75.
- Unger E. (1919): *Magyar édesvízi halhatározó*. Országos Halászati Egyesület, Budapest, pp. 80.
- Vad Cs. F., Horváth Zs., Ács É., Kiss K. T., Török J. K., Forró L. (2012): Seasonal dynamics and composition of cladoceran and copepod assemblages in ponds of a Hungarian cutaway peatland. *International Review of Hydrobiology* (online first) doi: 10.1002/iroh.201201441.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 135.
- Vutskits Gy. (1918): *A Magyar Birodalom Állatvilága*. Fauna Regni Hungariae. Budapest, pp. 42.
- Weiperth A., Ferincz Á., Staszny Á., Paulovits G., Keresztessy K. (2009a): Védett halfajok elterjedése és populációdinamikája a Tapolcai-medence patakjaiban. *Pisces Hungarici* 3: 113–115.
- Weiperth A., Paulovits G., Farkas J., Keresztessy K. (2009b): A Tapolcai-medence védett halfajainak populációdinamikája. *Hidrológiai Közlöny* 89/6: 78–80.
- Wilhelm, A. (2003): Growth of the mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in river Ér. *Tiscia* 34: 57–60.
- Wilhelm, S. (2008): *A lápi póc*. Erdélyi Múzeum Egyesület, Kolozsvár, pp. 119.

Authors:

Katalin KERESZTESSY (keresztessy.katalin@gmail.com), Katalin MAY, András WEIPERTH (weiperth@gmail.com), Csaba FERENC VAD, János FARKAS

**AZ AMURGÉB (*PERCCOTTUS GLENII*) NÖVEKEDÉSE
A KÖZÉP-TISZA VIDÉKÉN**

**GROWTH OF THE AMUR SLEEPER (*PERCCOTTUS GLENII*)
IN THE MIDDLE TISZA REGION**

HARKA Á.¹, ANTAL L.², MOZSÁR A.², NYESTE K.², SZEPESI Zs.¹, SÁLY P.³

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Debreceni Egyetem TEK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

³Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő

Kulcsszavak: testhosszgyakoriság, Bhattacharya-módszer, Bertalanffy-egyenlet, ivási idő
Keywords: length frequency, Bhattacharya's method, Bertalanffy growth equation, spawning period

Abstract

The introduced Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) has been widely established along the Tisza River and its tributaries since its first appearance in the Carpathian Basin in 1997. Our study sample consisted of 366 individuals collected from five sampling sites of the Middle Tisza Region from 25 October to 8 November 2011. The relationships between standard (SL) and total length (TL) and standard length and weight (W) were described by the equations $TL = 1.198 SL + 1.553$; $r^2 = 0.997$ and $W = 1.783 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{3.115}$; $r^2 = 0.987$, respectively. According to the length-frequency analysis, there were five age groups. The mean SL values were 30.5 mm, 57.1 mm, 70.2 mm, 84.9 mm, representing four age groups (0+, 1+, 2+, 3+), respectively. Only one 100 mm SL individual was found to belong to the 4+ age group. The von Bertalanffy growth equation was: $L_t = 151.94 \{1 - \exp[-0.20(t+0.15)]\}$. The observed growth in Hungary was similar to that of a native population in Lake Khanka and an introduced population in the Middle Vistula River, with the only exception of lower SL mean values in case of the YOY conditions.

Kivonat

A Kárpát-medencében először 1997-ben észlelt amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) napjainkra széles körben elterjedt a Tisza vízrendszerében. Vizsgálati anyagunkat 366 halpéldány alkotta, amelyeket 2011. október 25. és november 8. között gyűjtöttünk a Közép-Tisza-vidék öt lelőhelyéről. Feldolgozott adataik alapján a standard testhossz (SL) és a teljes hossz (TL) viszonyát a $TL = 1,198 SL + 1,553$ egyenlet fejezi ki ($r^2 = 0,997$). A standard hossz (SL mm) és testtömege (W g) között a $W = 1,783 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{3,115}$ kapcsolat áll fenn ($r^2 = 0,987$). A testhosszgyakoriság elemzésével öt méretcsoportot lehetett elkülöníteni, melyek az évenkénti korcsoportoknak feleltethetők meg. Az egynyaras (0+) egyedek átlagos standard hossza 30,5 mm, a kétnyarasoké (1+) 57,1, a háromnyarasoké (2+) 70,2, a négynyarasoké (3+) 84,9 mm volt. Ötynyaras (4+) példány csupán egy akadt (100 mm). Az átlagos testhosszadatok alapján meghatározott Bertalanffy-egyenlet szerint a „t” nyaras korban várható standard testhossz (L_t) a következő egyenlettel számítható ki: $L_t = 151,94 \{1 - \exp[-0,20(t+0,15)]\}$. A magyarországi amurgégek növekedése nem különbözik lényegesen a távol-keleti Khanka tó medencéjében és a Visztula középső szakaszán élő populáció növekedésétől.

Bevezetés

A Kelet-Ázsiából származó amurgéb – mint a Tisza új halfaja – 1997-ben tűnt fel a Kárpát-medencében (Harka 1998), de lelőhelyeinek szóródása a folyó vízgyűjtőjén, valamint több korosztálynak a jelenléte évekkorábbi betelepődését valószínűsíti (Harka & Farkas 1998, Harka et al. 2003). A faj európai terjedése, fejlődése és növekedése ismert (Reshetnikov & Ficetola 2011, Voskoboinikova & Pavlov 2006, Miller & Vasil'eva 2003), hazai állományát azonban eddig csak biometriai és táplálkozásbiológiai szempontból vizsgálták (Harka & Sallai 1999, Szító & Harka 2000). Jelen vizsgálatunkkal a Közép-Tisza vidékén élő amurgégek növekedéséről kívántunk tájékozódni.

Vizsgálati anyag és módszer

Vizsgálati anyagunkat 366 amurgéb alkotta, amelyeket 2011. október 22. és november 8. között gyűjtöttünk a Közép-Tisza-vidék öt pontján. Lelelőhelyeink, melyeknek földrajzi helyzete az 1. ábrán a kódszámok alapján azonosítható, a következők voltak (1. táblázat):

1. táblázat. A lelőhelyek adatai
Table 1. Data on the sampling sites

Kód Code	Víztér Waterbody	Település Settlement	GPS-koordináták GPS coordinates	Dátum Date	N
1	Lónyai-főcsatorna	Tiszabercel	N48° 08' 38,38" E21° 37' 46,99"	2011.11.07	52
2	Rakamazi-Nagy-morotva	Tiszanagyfalu	N48° 05' 42,74" E21° 27' 45,78"	2011.11.07	53
3	Keleti-főcsatorna	Balmazújváros	N47° 37' 43,85" E21° 22' 18,27"	2011.11.08	56
4	Tiszavalki-főcsatorna	Tiszabólna	N47° 42' 15,03" E20° 46' 35,11"	2011.10.22.	154
5	Cserőközi-Holt-Tisza	Tiszaderzs	N47° 31' 18,54" E20° 39' 49,96"	2011.11.08	54

Halfogáshoz a Tiszavalki-főcsatornán 6 mm szembőségű kétközhálót, a többi lelőhelyen elektromos gyűjtőeszközt használtunk.

A halak standard (SL) és teljes testhosszát (TL) milliméteres beosztású mérőtálcával, a testtömegüket (W) századgrammos kijelzésű digitális mérleggel mértük. A standard és teljes testhossz közötti összefüggést lineáris regressziós modellel, a standard testhossz és a testtömeg összefüggését lineárisra visszavezethető hatványmodellel írtuk le (Reicziget et al. 2007).

A halak koreloszlását Petersen módszerével, testhossz-gyakoriság alapján határoztuk meg, de néhány idősebb példány esetében a kopolytűfedélcson (operculum) vizsgálatával is megerősítettük becslésünket (Bagenal & Tesch 1978). A testhosszgyakoriság eloszlásában az egyes méretcsoportokra, azaz korcsoportokra jellemző átlagos testhosszt, annak szórását és az adott méretcsoportba/korcsoportba tartozó példányok arányát Bhattacharya-féle eljárással becsültük (Bhattacharya 1967). A halak növekedési modelljét a korcsoportok átlagos testhossz adataira illesztett Bertalanffy-féle modellel (Bagenal & Tesch 1978) készítettük el.

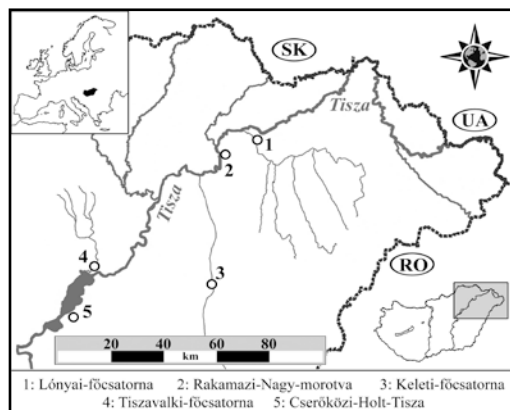
A méretcsoportok leíró statisztikáinak becslését a FiSAT II (Gayanilo et al. 2005), egyéb adatelemzéseinket az R statisztikai programmal (R Development Core Team 2010) végeztük.

Eredmények és értékelés

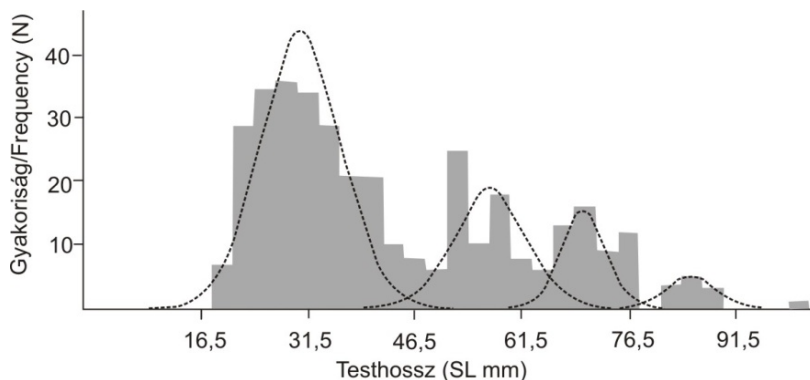
Vizsgálati anyagunk több mint 40 százalékát hínárral sűrűn benőtt vízből gyűjtöttük, így a halakhoz gyakran a hálóba került növénytömeg alapos átválogatásával, kirázogatásával jutottunk hozzá. Ez sajnos bizonyos fokú aszimmetriát okozhatott a mintánkban, mivel a kisebb méretű halak minden odafigyelés ellenére is nagyobb arányban maradhettek rejtve a növények közt, mint a nagyobb fajtársaik.

Mintánkban a halak standard hossza (SL) 18 és 100 mm, a teljes hossza (TL) 23 és 121 mm között változott. A kétféle méret között fennálló összefüggést a következő egyenlet fejezi ki: $TL = 1,198 SL + 1,553$. Az összefüggés szoros, $r^2 = 0,997$. A halak standard hossza (SL mm) és testtömege (W g) között ugyancsak szoros kapcsolat áll fenn: $W = 1,783 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{3,115}$ ($r^2 = 0,989$).

A testhosszgyakoriság alapján öt méretcsoportot, illetve korcsoportot azonosítottunk (2. ábra).



1. ábra. A lelőhelyek (The sampling sites).



2. ábra. A standard testhossz gyakorisági diagramja. A balról nyitott, jobbról zárt osztályok szélessége 3 mm. A pontozott vonalak a Bhattacharya-módszerrel becült normál eloszlás sűrűségfüggvényét jelzik
 Fig. 2. Frequency distribution of standard length (SL). The width of the histogram cells is 3 mm; cells are left-opened and right-closed intervals. Dotted line stands for the fitted normal distribution

Mivel az ötödik méretcsoportba (4+ életkor) tartozó halakból azonban csupán egyetlen példányt gyűjtöttünk (SL=100 mm), a méretcsoportok leíró statisztikáinak Bhattacharya-féle becslését csak az első négy méretcsoportra tudtuk elvégezni (2. táblázat).

2. táblázat. A Bhattacharya-féle eljárással azonosított méretcsoportok/korcsoportok becült adatai
 Table 2. Descriptive statistics of the size groups identified by the Bhattacharya method.

Csoport (méret, kor) Group (size, age)	Arány Percentage (%)	Standard hossz (átlag, mm) Standard length (mean, mm)	Szórás Standard deviation	Konfidencia intervallum Confidence interval (95%)	Szeparációs index Separation index
1 (0+)	60	30,45	5,66	30,40–30,50	–
2 (1+)	23	57,05	5,16	56,92–57,18	2,87
3 (2+)	12	70,22	3,12	70,07–70,37	2,16
4 (3+)	5	84,92	3,50	84,56–85,28	2,22

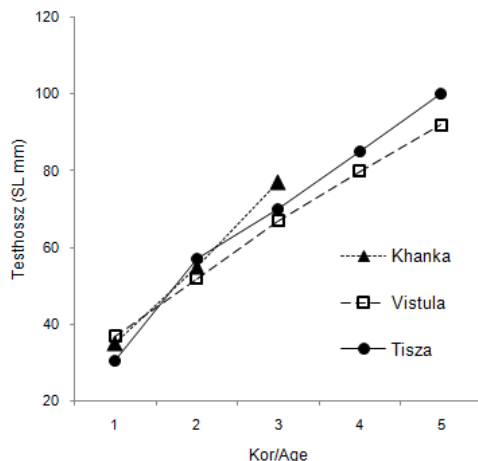
Az első négy korcsoport átlagos és az ötödik méretcsoportba tartozó példány leírt testhosszadataira illesztett Bertalanffy-féle növekedési modell szerint a Közép-Tisza-vidék amurgébjének „t” nyaras korban várható standard testhossza (L_t) a következő egyenlettel számítható ki:

$$L_t = 151,94(1 - e^{-0,20(t+0,15)}).$$

A növekedési egyenlet paramétereinek értéke tehát: az aszimptotikus testhossz (L_∞) 151,94, a sebességi állandó (K) 0,20, a zérus testhosszhoz tartozó életkor (t_0) pedig -0,15 év.

Összehasonlítva a hazai amurgébként növekedését egy az eredeti elterjedési területen, a távol-keleti Khanka tó medencéjében honos állomány (Jakovlev 1925, cit. Bogutskaja & Naseka 2002), illetve egy közelebbi, a Visztula középső szakaszán élő populáció növekedésével (Grabowska et al. 2011), kiugró különbségek nem mutatkoznak. Amíg azonban a Tisza-vidéki populációk testhossza két nyaras kortól kezdve rendre meghaladja a visztulai amurgébkét, az egynyarasoké közel 20 százalékkal elmarad mögöttük (3. ábra).

Ennek a magyarázata részint a tapasztalt nagy állománysűrűség lehet, de az is hozzájárulhat, hogy a Tisza menti erősen felmelegedő állóvizekben még a lengyelországinál is hosszabb az amurgéb szaporodási időszaka, így a korosztálynak jelentősebb részét teszik ki a késői ivásból származó, kisméretű példányok.



3. ábra. Az amurgéb növekedése néhány vízterületen
Fig. 3. Growth of the Amur sleeper in some water bodies

Az ivási időszak elhúzóására vonatkozó feltevésünket alátámasztja, hogy természetes vizeinkben még augusztus második felében is találkozni lehet nászruhás hím amurgébekekkel.

Irodalom

- Bagenal, T. B., Tesch, F. W. (1978): Age and growth. 101–136 p. In Bagenal, T. (ed.): *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd ed. IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, pp. 365.
- Bhattacharya, C. G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- Bogutskaya, N. G., Naseka, A. M. (2002): *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Age and growth. http://www.zin.ru/animalia/pisces/eng/taxbase_e/species_e/perccottus/perccottus_e5.htm (2012. január 26.)
- Gayanilo, F. C. Jr., Sparre, P., Pauly, D. (2005): *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)*. Revised version. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, FAO, Rome, pp. 168.
- Grabowska, J., Pietraszewski, D., Przybylski, M., Tarkan, A. S., Marszał, L., Lampart-Kaluzniacka, M. (2011): Life-history traits of Amur sleeper, *Perccottus glenii*, in the invaded Vistula River: early investment in reproduction but reduced growth rate. *Hydrobiologia* 661: 197–210.
- Harka Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91/1: 32–33.
- Harka Á., Farkas J. (1998): Die Ausbreitung der fernöstlichen Amurgrundel (*Perccottus glehni*) in Europa. *Österreichs Fischerei* 51/11-12: 273–275.
- Harka Á., Sallai Z. (1999): Az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. *Halászat* 92/1: 33–36.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo, J. (2003): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A Pusztá* 18: 49–56.
- Miller, P. J., Vasil'eva, E. D. (2003): *Perccottus glenii* Dybowski 1877. In Miller, P. J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 8/I, Mugilidae, Atherinidae, Atherinopsidae, Blenniidae, Odontobutidae, Gobiidae 1: 135–156.
- R Development Core Team (2010): *R A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Reiczigel J., Harnos A., Solymosi N. (2007): *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars Kft., Nagykovácsi, 455 pp.
- Reshetnikov, A. N., Ficetola, G. F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biol. Invasions* 13: 2967–2980.
- Szító A., Harka Á. (2000): Az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) táplálékának összetétele. *Halászat* 93/2: 97–100.
- Voskoboinikova, O. S., Pavlov, D. A. (2006): Larval development of the Amur sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes, Gobioidae, Odontobutidae) and the origin of fish of the suborder Gobioidae. *Journal of Ichthyology* 46/9: 788–802.

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu), Attila MOZSÁR, Krisztián NYESTE, Zsolt SZEPESI, Péter SÁLY

A KÖRÖS-BERETTYÓ VÍZRENDSZERÉNEK HALFAUNISZTIKAI VIZSGÁLATA

FISH FAUNAL STUDIES IN THE KÖRÖS-BERETTYÓ RIVER SYSTEM

GYÖRE K.¹, JÓZSA V.¹, CUPȘA D.², FODOR A.², BIRÓ J.¹, PETREHELE A.², PETRUS A.²,
JAKABNÉ SÁNDOR ZS.¹, GYÖNGYÖSINÉ PAPP ZS.¹

¹ Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas

² Universitatea din Oradea, Oradea, Romania

Kulcsszavak: halközösségek hasonlósága, α -diverzitás, β -diverzitás, várt fajszám

Keywords: similarity of fish communities, α -diversity, β -diversity, rarefaction

Abstract

The species composition and structure of fish communities were studied in 17 sampling areas of the most important rivers of the Körös-Berettyó drainage system. In the paper, our results are compared with recent literature data on the same waterflows. The fish community was sampled twice in each sampling area, on 16-25 August 2011 and between 25 June and 11 July 2012, using electric fishing gear according to the WFD protocol.

The occurrence of a total of 49 fish species was confirmed in the 17 sampling areas of the six rivers, the number of indigenous species was 41. No new species was found in the studied reaches compared to the recent data. We proved the occurrence of 20 species in the Barcau/Berettyó, 41 species in the Crisul Repede/Sebes-Körös, 31 species in the Crisul Negru/Fekete-Körös, 29 species in the Crisul Alb/Fehér-Körös, 18 species in one reach of the Kettős-Körös and 16 species in one reach of the Hármaskörös river. The most frequent fish species was *Squalius cephalus*, other frequent species were *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Rhodeus amarus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus barbus* and *Carassius gibelio*. According to the Jaccard and Bray-Curtis similarity indices, the rivers Crisul Repede/Sebes-Körös, Crisul Negru/Fekete-Körös and Crisul Alb/Fehér-Körös belong to one group, while the rivers Kettős-Körös and Hármaskörös form another group according to the structure of their fish communities. Both classifications separate the Barcau/Berettyó river into a distinct cluster.

Of the 17 sampling areas, those of Körösladány and Körösszakál (Sebes-Körös), Ineu (Crisul Alb) and Tinca (Crisul Negru) were found to be rich in species (20-22 species). The species richness of the Marghita and Abram (Barcau) and Saliste de Vascau (Crisul Negru) sampling areas is well below the average (14,5). The hierarchical clustering on the basis of the Jaccard and Bray-Curtis similarity indices obviously joined the sampling areas belonging to the same river zone into the same cluster. The highest species turnover rate was found in the Crisul Repede/Sebes-Körös, the lowest one, in the Crisul Alb/Fehér-Körös. The differences between the rivers in their species richness can be explained partly with the differences in their habitat structure (fast or slow waterflow, silty, sandy or gravelly bottom), partly with water pollution and hydraulic constructions (water barrages, spillover dams).

Kivonat

A Körös-Berettyó vidék legfontosabb folyóin, 17 mintaterületen felmértük a halközösségek fajkészletét, strukturális viszonyait. A dolgozatban eredményeinket összevetjük a vízfolyások recens irodalmi adataival. A halegyűtést minden mintaterületen kétszer, 2011. augusztus 16. és 25., valamint 2012. június 25. és július 11. között mintáztuk elektromos halászgéppel, VKI protokoll szerint.

A hat folyó 17 mintaterületén összesen 49 halfaj előfordulását igazoltuk, a natív fajok száma 41. A vizsgált szakaszokon a recens adatokhoz képest új fajt nem mutattunk ki. A Berettyóban 20, Sebes-Körösben 41, Fekete-Körösben 31, Fehér-Körösben 29, a Kettős-Körös és a Hármaskörös egy-egy szakaszán pedig 18, ill. 16 faj egyedeinek előfordulását igazoltuk. Leggyakoribb előfordulású halfaj a *Squalius cephalus* volt, gyakorinak bizonyult még az *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Rhodeus amarus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus barbus* és a *Carassius gibelio*. A Jaccard- és a Bray-Curtis hasonlósági indexek alapján a Sebes-, a Fekete-, és a Fehér-Körös, ill. a Kettős- és a Hármaskörös tartozik egy-egy csoportba halközösségük struktúrája alapján. A Berettyót mindkét osztályozás külön klaszterbe sorolja.

A 17 mintaterület közül a körösladányi és a körösszakáli (Sebes-Körös), a borosjenői (Fehér-Körös) és a tenkei (Fekete-Körös) bizonyult fajgazdagnak (20-22 faj). Jóval átlag (14,5) alatti a margittai és az érabrányi (Berettyó), valamint a vaskohszelestei mintaterület (Fekete-Körös) halközösségének fajszáma. A Jaccard- és a Bray-Curtis hasonlósági index alapján készített hierarchikus osztályozás jól követhetően a folyók azonos szakaszjellegű mintaterületeit fűzte egy klaszterbe. A legmagasabb fajkicserelődési rátát a Sebes-Körösben, a legalacsonyabbat a Fehér-Körösben tapasztaltuk.

Az egyes folyók között kimutatott fajszámbeli különbségeket egyrészt az élőhely-szerkezetbeli eltérésekkel (gyors vagy lassú vízáramlás, iszapos-homokos-kavicsos mederfenék), másrészt a vízszennyezésekkel és a vízpárással (duzzasztó, bukógát) lehet magyarázni.

Bevezetés

Az Ér-Berettyó-Körös völgy valamikor a Tisza, később pedig a Szamos és a Kraszna ősmedre volt. A szabályozások, vízépítések számottevően átalakították a térséget, több száz évvel ezelőtti ökoszisztémái, különösen a folyók alsó, síkvidéki szakaszán, nem hasonlítanak a maiakra. A Körös-Berettyó vízrendszer egyes folyóinak halfaunisztikai kutatás történetisége viszonylag folytonos (Harka 1996, Harka et al. 1998, Györe & Sallai 1998, Telcean & Bănărescu 2002, Telcean & Cupşa 2007, Telcean et al. 2007, Wilhelm 2007, Halasi-Kovács et al. 2011). Jelentősebb vízfolyásainak megközelítőleg azonos időszakban, azonos módszerrel történő felmérésére azonban csak egyszer vállalkoztak (Bănărescu et al. 1997). A felmérés ismétlése időszerű, mivel az árvízvédelemre hivatkozva, a már meglévők mellé, egyre több helyen épül keresztgát (mederduzzasztó, tározó, bukógát), melyek számottevően módosítják a vízfolyások halközösségének strukturális viszonyait.

Egy határon átnyúló magyar-román nemzetközi projekt keretében (*HURO/0901*) az egyes gyógyszerek vízben, üledékben, makrogerinctelenekben, makrofitonokban és halakban való akkumulációs sajátságainak vizsgálata mellett, a projektben vállaltaknak megfelelően, a román-magyar határvidék legfontosabb folyóin, elsősorban nagyvárosok, valamint duzzasztók és keresztgátak körzetében, felmértük a vízfolyások halközösségének strukturáját is. A mintaterületek számát a vízfolyás hosszához arányítottuk, így a Berettyó 3, a Sebes-Körös 5, a Fekete-Körös 4, a Fehér-Körös 3, a Kettős- és a Hármaskörös 1-1 mintaszakaszán gyűjtöttünk 2011 és 2012 nyarán, elektromos halászgéppel. Célunk volt a vízrendszer egyes folyóinak ill. vízszakaszainak fajkészletét, halállományának strukturális viszonyait meghatározni, ill. összehasonlítani.

Anyag és módszer

Mintaterület bemutatása

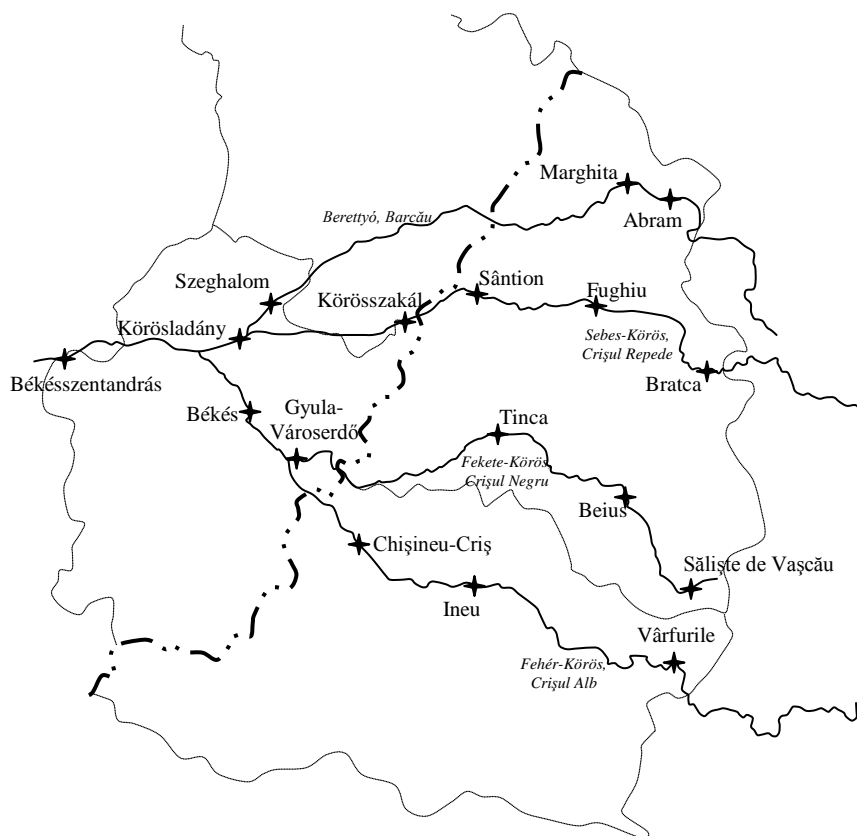
A Berettyó (Barcău) a Réz-hegység északkeleti részén az Almácska-tető alatt ered 882 m magasságban. Felső szakaszán a meder átlagos esése 17 m/km, ez Margitta (Marghita) térségében 40 cm/km-re csökken, Szeghalomnál alig 20 cm/km (Sárkány-Kiss et al. 1999). Völgye jóval mélyebben fekszik, mint a Sebes- vagy a Fekete-Körös völgye. Bihar megyébe Berettyószéplaknál (Suplacu de Barcău) ér. A medencében a folyót évtizedek óta szennyezi a bányászat és a kőolajipar, de igen számottevő a mezőgazdasági és a kommunális eredetű diffúz szennyezés is. A Berettyón nem épült duzzasztó, a hazai szakaszon Pocsajnál található egy bukógát, ami a halak migrációját akadályozza kisvízes időszakban. A Kis-Körös (Crisul Mic) és a Kutas vízfolyásokon keresztül már az összefolyás előtt kapcsolatban áll a Sebes-Körössel. A Berettyón Magyarországon Szeghalom, Romániában Margitta (Marghita) és Érabrány (Abram) térségében gyűjtöttünk (*1. ábra és 1. táblázat*).

A Sebes-Körös (Crişul Repede) a Gyulai-havasokban, Körösfő (Izvoru Crişului) közelében, 710 m magasságban ered. A folyón 4 duzzasztó található, melyek közül 3 ún. akkumulációs tározókba gyűjti a vizet (Lac. Lugaşu, Lac. Tileagd, Lac. Fughiu), egy pedig (Körös Ladány) csak mederduzzasztást végez. Élesd (Aleşd) és Fugyivásárhely (Oşorhei) között a tározók és az üzemvízcsatorna mellett a folyó régi medre az eredeti halközösség maradványait őrzi. A szabad vízáramlást és a halak migrációját további 17 keresztgát akadályozza, melyek közül csak Nagyvárad (Oradea) területén 13 található. A Sebes-Köröson Magyarországon Körösladány, Körösszakál, Romániában pedig Biharszentjános (Sântion), Fugyi (Fughiu) és Barátka (Bratca) közelében gyűjtöttünk (*1. ábra és 1. táblázat*).

A Fekete-Körös (Crişul Negru) a Cucurbata csúcs északi lejtőjéről ered, 1460 m magasságban. Mederesése Biharmezőnél (Poiana) még 30 m kilométerenként, Belényesnél (Beius) 2-4 m/km, Tenke (Tinca) térségében 0,5-0,8 m/km, Gyulánál már csak 0,2-0,3 m/km. A folyón Gyanta (Ginta) térségében egy jelentősebb tározókapacitással rendelkező víztározó építése folyik, ugyanitt két jelentős keresztgát idéz elő kisebb-nagyobb mederduzzasztást. A Feketetóti (Tăut), ill. Belényesnél (Beius) épült duzzasztó csak mederduzzasztásra alkalmas.

1. táblázat. A Körös-Berettyó vízrendszerén kijelölt mintaterületek koordinátái
Table 1. Coordinates of the sampling areas in the Körös-Berettyó river system.

Vízfolyás (River)	Mintaterület (Sampling area)	Koordináták (Coordinates)	
		alsó (lower)	felső (upper)
Berettyó/Barcău	Szeghalom	47°00'24,79"/21°09'31,84"	47°00'31,92"/21°10'00,49"
	Marghita/Marghita	47°20'11,07"/22°19'45,23"	47°20'17,18"/22°19'49,22"
	Érábrány/Abram	47°19'30,33"/22°23'13,47"	47°19'24,28"/22°23'13,65"
Sebes-Körös/Crișul Repede	Körösladány	46°57'08,85"/21°04'55,81"	46°57'22,32"/21°05'19,48"
	Körösszakál	47°00'51,18"/21°37'24,50"	47°00'52,95"/21°37'32,28"
	Biharszentjános/Sântion	47°04'57,58"/21°47'54,30"	47°04'52,51"/21°48'25,71"
	Fugyi/Fughiu	47°03'30,01"/22°02'26,24"	47°03'37,63"/22°02'31,99"
	Barátka/Bratca	46°55'31,50"/22°35'51,49"	46°55'25,32"/22°36'03,42"
Fekete-Körös/Crișul Negru	Gyula-Városerdő	46°42'01,28"/21°18'42,96"	46°42'08,88"/21°19'00,05"
	Tenke/Tinca	46°46'17,45"/21°57'23,98"	46°46'17,71"/21°57'29,65"
	Belényes/Beius	46°39'41,10"/22°20'36,21"	46°39'36,73"/22°20'40,13"
	Vaskohszeleste/Săliște de Vașcău	46°25'56,78"/22°33'19,32"	46°26'01,96"/22°33'20,36"
Fehér-Körös/Crișul Alb	Körösviszka/Chișineu-Criș	46°31'40,74"/21°30'26,37"	46°31'34,36"/21°30'26,60"
	Borosjenő/Ineu	46°25'53,85"/21°51'39,00"	46°25'55,88"/21°51'47,86"
	Halmágyesúts/Vârfurile	46°17'26,44"/22°30'48,01"	46°17'30,85"/22°30'47,79"
Kettős-Körös	Békés	46°46'07,39"/21°08'50,39"	46°45'49,03"/21°09'09,26"
Hármas-Körös	Békésszentandrás	46°53'31,76"/20°29'00,70"	46°53'28,29"/20°29'33,03"



1. ábra. Mintaterületek a Körös-Berettyó vízrendszeren (--- országhatár, megyehatár)
Fig. 1. Sampling areas in the Körös-Berettyó river system (--- country border, county border)

Mellettük számos kisebb-nagyobb keresztgát, bukó található még a Borz (Borz) és Belényes (Beius) közötti szakaszon. A Fekete-Körösön magyar területen Gyula-Városerdő alatt, Romániában pedig Tenke (Tinca), Belényes és Vaskohszeleste (Săliște de Vașcau) közelében mintáztunk (*1. ábra és 1. táblázat*).

A Fehér-Körös (Crișul Alb) a Bihar-hegység nyugati oldaláról, 980 m tengerszint feletti magasságban ered, a Certezu csúcs alól. Halmágycsúcs (Vârfulile) térségében, a Csucsi szorosban a mederesés számottevő, 17 m/km. A síkságra kiérve a folyó lecsendesedik, a mederesés Borosjenő (Ineu) térségében 1,2 m/km-re, Köröskisjenőnél (Chisineu-Cris) 0,7 m/km-re csökken (Újvári, 1972). A folyón román területen Butyinnál (Buteni), Magyarországon pedig Gyulánál található egy-egy mederduzzasztásra alkalmas keresztgát. A vízfolyás pisztráng szinttáján épülő Miheleny-i (Mihăileni) völgyzárógátat még csak részlegesen adták át. A halközösséget a magyar szakasz rövidsége miatt csak román területen, Halmágycsúcs, Borosjenő és Köröskisjenő térségében vizsgáltuk (*1. ábra és 1. táblázat*).

A Kettős-Körös a Fehér- és a Fekete-Körös szanazugi összefolyásából keletkezik, a Sebes-Körös jobb oldali betorkolásaig tart, teljes hossza: 37,3 km. Szoros értelemben nem vehető önálló folyónak. Az összefolyást követően a dánfoki duzzasztóig nyílegyenes mesterséges mederben folyik. A mederesés a folyószakaszon mindössze 8 cm/km (Andó, 1997). Mintahelyünket a duzzasztó alatti területen, Békés mellett jelöltük ki (*1. ábra és 1. táblázat*).

A Hármaskörös a Sebes-Körös és a Kettős-Körös összefolyásából keletkezik, a folyó 91,3 fkm-énél. A vízfolyás medre hasonló a Kettős-Köröséhez, jobbára egyenes és egymáshoz közeli gátakkal határolt. A meder esése igen csekély, 4-6 cm kilométerenként. A halközösséget a békésszentandrás duzzasztó alatt mintáztuk (*1. ábra és 1. táblázat*).

Mintavételi módszer, feldolgozás

A halközösséget minden mintaterületen kétszer, 2011. augusztus 16. és 25., valamint 2012. június 25. és július 11. között mintáztuk egy SAMUS 725MP típusú (640 V, 60 Hz, 1 msec aktív periódus), pulzáló egyenáramú akkumulátoros halászgéppel. A Hármaskörösön Békésszentandrás, a Kettős-Körösön Békés, a Berettyón Szeghalom, a Sebes-Körösön Körösladány és Sántion, a Fekete-Körösön Gyula-Városerdő mintaterületeken az elektromos halászatot 3x200 m folyószakaszon csónakból végeztük. A többi 11 gyűjtőhelyen 3x50 m-t lálaló módszerrel halásztunk. Meghatározásuk és megszámlálásuk után a halegyedeket visszahelyeztük élőhelyükre. A fogási adatokat a helyszínen egy OLYMPUS WS-550M digitális diktafonra mondtuk.

Fajnevek tekintetében a FishBase adatbázisát (2012.08.21.), illetve a jelenleg érvényben lévő elnevezéseket vettük alapul (Kottelat & Freyhof 2007, Harka 2011).

Statistikai analízis

A halközösségek hasonlóságát a relatív gyakoriságok négyzetgyökének arcsin transzformációja után (Podani 1997) Jaccard és Bray-Curtis távolságmátrixának csoportátlag-fúziós algoritmus (UPGMA) eljárással történő hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk a PAST 2.15 program segítségével (Hammer et al. 2001). A csoportok közötti szignifikáns különbségeket ANOSIM teszttel igazoltuk (PAST 2.15). A diverzitásmutatók közül a fajszámot, a Berger–Parker-dominanciát, a lokális Shannon–Wiener α -diverzitást, a Wilson–Shmida β -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot, valamint a másodrendű Jackknife-módszerrel becsült lehetséges maximális fajszámot használtuk. A diverzitásmutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültük (Seaby & Henderson 2006). Két mintaterület diverzitáseltéréseinek szignifikanciáját Solow-féle (1993) statisztikai próbával teszteltük.

Eredmények és értékelés

A hat folyó 17 mintaterületén összesen 49 halfaj előfordulását igazoltuk (2. táblázat). A natív fajok száma 41. A 8 adventív (telepített, behurcolt, bevándorolt) faj: a *Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*, *Perccottus glenii*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*. A Magyarországon védett 33 halfajból a mintázott szakaszokon 19 fordul elő, ebből a fokozottan védett fajok száma 4: *Eudontomyzon danfordi*, *Barbus sp.* (*B. peloponnesius petenyi*), *Zingel zingel*, *Zingel streber*. A védett fajokból Magyarországon 8, az *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus sp.* (korábban: *B. peloponnesius petenyi*), *Romanogobio valdykovi*, *Rhodeus amarus*, *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica*, *Gymnocephalus baloni*, *Zingel streber* egyedeit tudtuk gyűjteni, a folyók romániai szakaszán mindössze a *Gymnocephalus baloni* nem került elő. A két ország védettségi listája csak részben fedti át egymást, a kimutatott fajokból Romániában nem védett a *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Barbatula barbatula*, *Thymallus thymallus*. A mintaterületek 5, a Duna vízrendszerére jellemző endemikus halfaja az *Eudontomyzon danfordi*, *Gobio carpathicus*, *Romanogobio vladkovi*, *Romanogobio uranoscopus*, *Gymnocephalus schraetser*.

Mintavételeink során nem talákoztunk olyan halfajjal, amely minden mintaszakaszon előfordult volna. Leggyakoribb előfordulásának a *Squalius cephalus* fajt találtuk, 15 mintaterületről tudtuk gyűjteni (88,2%), csak a Fekete-Körös pisztráng szinttájáról (Vaskohszeleste) és a Hármas-Körös békésszentandrás szakaszáról nem került elő. A faj populációi a humán aktivitást és a mérsékelt vízszennyezést viszonylag jól tolerálják, sőt, egyes vélemények szerint (Telcean & Bănărescu 2002, Telcean et al. 2007) az említett tényezők egyedszám-növekedésüket, ill. részleges területhódításukat inkább elősegítik. Gyakorinak bizonyult még az *Alburnus alburnus* (76,5%), a *Rutilus rutilus* (70,6%), a *Rhodeus amarus* (70,6%), az *Alburnoides bipunctatus* (58,8%), a *Barbus barbus* (58,8%), valamint a *Carassius gibelio* (58,8%). A felsorolt fajok legtöbbször ezenfelül mintahelyenként magas egyedszámmal fordult elő. A kűsz, a bodorka és az ezüstkárász a legtöbb környezeti tényezővel szemben magas tűrőképességgel rendelkezik, szinte csak a vizsgált folyók gyors folyású mintaterületeiről (Bratca, Vascau, Vârfurile) hiányoztak. A sújtásos kűsz, valamint a márna érzékeny és habitatspecialista faj (Telcean & Bănărescu 2002), a vizsgált folyók alsóbb szakaszán nem (Szeghalom, Körösladány, Gyula, Békés, Békésszentandrás), vagy csak ritkán, kis egyedszámmal (Körösszakál) fordul elő. Nagyon ritkának találtuk a *Ctenopharyngodon idella*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Tinca tinca*, *Misgurnus fossilis*, *Thymallus thymallus*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Perccottus glenii* fajokat, mivel a felmérés során csak egy-egy mintaterületről tudtuk kimutatni, rendszerint mindössze egy-egy példányban. Faunisztikai érdekesség a *Misgurnus fossilis* előfordulása a Fehér-Körös még viszonylag gyors folyású borosjenői (Ineu) szakaszán. A faj egyetlen adult példányát durva homokos, kavicsos élőhelyen fogtuk. A térségben több árvízi szükségtározó (pl. Lac. Rovina) található (Konecsny 2008), amelyek árvizes időszakon kívül is részlegesen feltöltött állapotban vannak. A szóban forgó halfaj populációjának lehetséges élőhelyei ezek a véstározók lehetnek. A habitatspecialista limnofil hal bejutása az összekötő csatornákon keresztül folyótól való viszonylag nagy távolság ellenére is a lehetséges. A *Thymallus thymallus* csak a Sebes-Körös Bánffyhyunyad (Huedin) és Csucsá (Ciucea) közötti szakaszán (Bănărescu 1964), valamint két mellékvízfolyásában, a Drăgan és a Iad patakokban természetes előfordulása (Bănărescu et al. 1997). Mi a Sebes-Körösben Bratca térségében fogtuk egy példányát, több *Phoxinus phoxinus*, *Salmo trutta* és *Cottus gobio* egyeddel együtt, vagyis nem a jellemző szinttáján. A fajt Telcean és munkatársai (2007) is jelezték a folyóból, pontosabb lelőhely megjelölése nélkül. A *Perccottus glenii* egy példányát a Hármas-Körös békésszentandrás szakaszáról gyűjtöttük. Ezt megelőzően a faj már ismert volt a Berettyó hazai szakaszáról (Halasi-Kovács et al. 2011), a Hármas-Körösből, valamint a Sebes-Körösből, a Körösladányi duzzasztó felvizeről (Sallai szóbeli közlés).

2. táblázat. A halközösség struktúrája a Körös-Berettyó vízrendszer 17 mintaterületén
(KK = Kettős-Körös, HK = Hármás-Körös)
Table 2. Structure of the fish community in 17 sampling areas of the Körös-Berettyó river system
(KK = Kettős-Körös, HK = Hármás-Körös)

Taxon	Szeghalom Marghita Abram Berettyó	Körös-ladány Körös-szakál Sántion Fughiu Bratca	Gyula Tinca Beius Vaşcău Fekete-Körös	Chişineu-Criş Ineu Várurtele Fehér-Körös	KK	HK
<i>Eudontomyzon danfordi</i>				16	27	
<i>Rutilus rutilus</i>	6	2	27 61 23 31	15 17	5 1	23 12
<i>Ctenopharyngodon idella</i>						1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		1				
<i>Leuciscus leuciscus</i>				5	1 2	
<i>Leuciscus idus</i>	10	7				1 10
<i>Squalius cephalus</i>	2 69 15	3 15 23 94 7	5 59 223	17 94 45	13	
<i>Phoxinus phoxinus</i>			57	13 432	1	
<i>Aspius aspius</i>	6		1		15	12
<i>Alburnus alburnus</i>	124 3 4	162 26 32	34 140 5	36 73	628	292
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	209 14	2	11 65	156 387	87 157 86	
<i>Blicca bjoerkna</i>	35	6			68	35
<i>Abramis brama</i>	1	1			4	1
<i>Ballerus sapa</i>		1			1	
<i>Vimba vimba</i>			3	5	14 6	
<i>Chondrostoma nasus</i>		2	7	27 57	28 24 9	
<i>Tinca tinca</i>			1			
<i>Barbus barbus</i>		1	6 4 1	33 98 2	10 59 20	
<i>Barbus sp.*</i>			2 7 39	34 121 119	46	
<i>Gobio carpathicus</i>	135 49	26 23		12 115	3 9 2	
<i>Romanogobio valdykovi</i>	23	1 20 2		15	8 18	
<i>Romanogobio uranoscopus</i>			1	6 69	2	
<i>Romanogobio kessleri</i>			1	4 13	9 3	
<i>Pseudorasbora parva</i>		21		17		2
<i>Rhodeus amarus</i>	6	5 240 52 196	1 73		21 20 3	4 3
<i>Carassius gibelio</i>	3 1	1 49 4	11 1		2	2 3
<i>Cyprinus carpio</i>	4	2 1 2				2 2
<i>Cobitis elongatoides</i>	8	22 82 18	6		3	
<i>Sabanejewia balcanica</i>		21 14 1		8	6 1 17	
<i>Misgurnus fossilis</i>					1	
<i>Barbatula barbatula</i>	1		5 4	18 67	8	
<i>Ameiurus melas</i>					1 2	
<i>Silurus glanis</i>	1	3	1 1			
<i>Esox lucius</i>	4	1	1	1		3 8
<i>Salmo trutta</i>			10		2	
<i>Thymallus thymallus</i>			1			
<i>Lota lota</i>		6 2				2
<i>Cottus gobio</i>			7		69	
<i>Lepomis gibbosus</i>		20 4 3		1	7	3
<i>Perca fluviatilis</i>		6 22 22 6		2	3 10	5 2
<i>Gymnocephalus cernua</i>		1 13				
<i>Gymnocephalus baloni</i>		1				
<i>Gymnocephalus schraetser</i>					5	
<i>Sander lucioperca</i>	1	2				3
<i>Zingel streber</i>		2		5	2 2	
<i>Zingel zingel</i>					4 1 2	
<i>Percottus glenii</i>						1
<i>Proterorhinus semilunaris</i>		12 1		2		12 13
<i>Neogobius fluviatilis</i>		1		2		12 13
FAJSZÁM	13 6 9	22 21 12 14 11	12 20 12 6	19 21 15	18	16
	20	41	31	29		

*korábban (previously): *Barbus peloponnesius petenyi*

A 17 mintaterület közül a körösladányi és a körösszakáli (Sebes-Körös), a borosjenői (Fehér-Körös) és a tenkei (Fekete-Körös) bizonyult fajgazdagnak (3. táblázat). Az első kettő mintaszakasz, mint azt már korábban jeleztük, egy duzzasztómű és egy nagyobb bukógát alatti terület. A halak migrációját gátló keresztgátak számottevően feldúsítják az alvíz halállományát. A felvíznél lényegesen gyorsabb szakaszon több, a felsőbb szinttájakra jellemző faj is megtalálható a középszakasz karakterisztikus fajai mellett, pl. *Alburnoides bipunctatus*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus sp.** (korábban: *B. peloponnesius petenyi*), *Zingel streber*. A borosjenői, de különösen a tenkei mintaszakasz fajgazdagságát a megelőző és követő folyamkilométerekéhez képest nagyobb mederesedésnek (reofil fajok aránya 45-48%), ill. rendkívül diverz mikrohabitatjának köszönheti. Jóval átlag (14,5) alatti a margittai és az érábrányi (Berettyó), valamint a vaskohszelestei mintaterület (Fekete-Körös) halközösségének fajsza. Utóbbi mintavételi hely a folyó pisztráng szinttáján található (mederesés 30 m/km), halközösségét mindössze 6 habitatspecialista faj alkotta. A Berger-Parker-féle dominancia-index a már elemzett békési, ill. békésszentandrás szakaszokén kívül csak a vaskohszelestei, szeghalmi és körösladányi mintaterületek halközössége esetében magas. A Shannon-Wiener diverzitási index az átlagosnál alacsonyabb fajszámmal rendelkező (Margitta, Vaskohszeleste), ill. a nagyobb Berger-Parker-dominanciával jellemezhető mintaterületek (Békés, Békésszentandrás, Szeghalom) halközössége esetében a legalacsonyabb. Magas diverzitásindexű a körösszakáli, tenkei, köröskisjenői, borosjenői és a halmágycsúcsi halközösség. Az effektív fajszám is ezeken a mintahelyeken a legmagasabb értékű, itt a halközösséget 8-10 faj dominálja. A margittai, ill. a vaskohszelestei mindössze 6-6 fajból álló halközösség esetében az effektív fajszám ugyan csak 3-3, ez azonban nem annyira feltűnő, mint a békési, vagy a békésszentandrás mintaterületeken, ahol a 18, ill. 16 fajú halközösséget is csak 2-3 faj dominálja. A ritkított mintanagysághoz tartozó mintaterületenkénti fajszámot (várható fajszám) az érábrányi mintavételi hely (n=111) abundanciaszintjén számítottuk. A várható fajszámok szerint a halközösség a Sebes-Körös körösladányi, és a Fehér-Körös köröskisjenői szakaszán a legváltozatosabb (3. táblázat).

3. táblázat. A mintaterületek halközösségének diverzitásmutatói

[N=egyedszám, S=fajszám, n_{max}/N =Berger-Parker dominancia, H=Shannon-Wiener index, $expH$ =effektív fajszám, $ES(m)$ =ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]

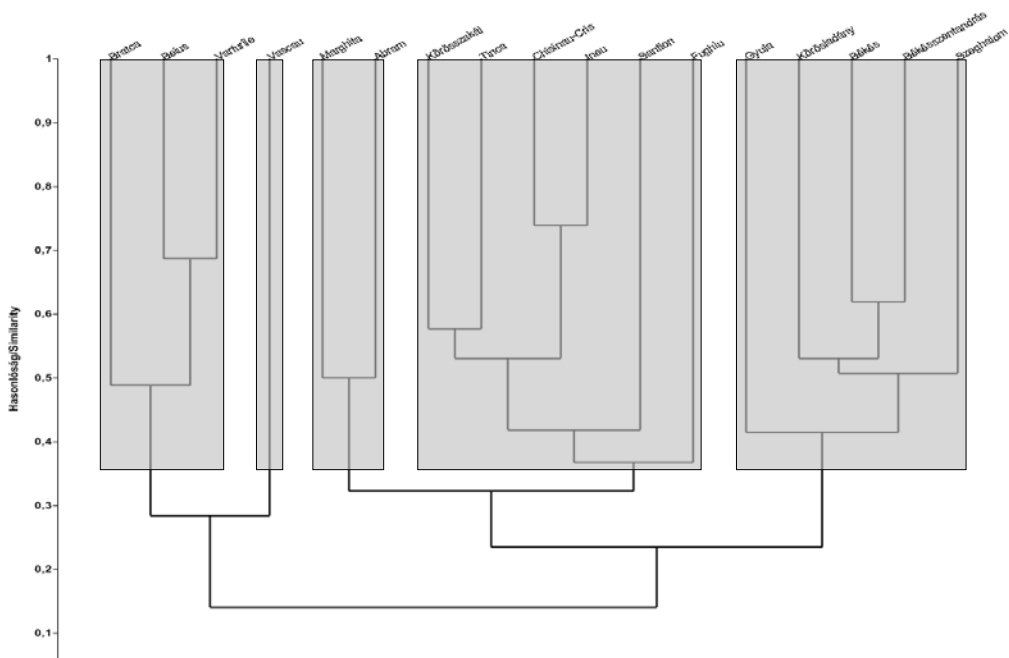
Table 3. Diversity indices of the fish communities

[N=number of individuals, S=species richness, n_{max}/N =Berger-Parker dominance, H=Shannon-Wiener index, $expH$ =effective species number, $ES(m)$ =species number of the rarefied sample]

Mintaterület (Sampling area)	Folyó (River)	N	S	n_{max}/N	H	$expH$	ES(m)
Szeghalom	Berettyó	208	13	0,5962	1,460	4,3	11
Margitta/Marghita		420	6	0,4976	1,094	3,0	4
Érábrány/Abram		111	9	0,4414	1,568	4,8	9
Körösladány	Sebes-Körös Crişul Repede	291	22	0,5567	1,776	5,9	16
Körösszakál		575	21	0,4174	2,072	7,9	15
Biharszentjános/Sántion		216	12	0,2407	1,976	7,2	11
Fugyi/Fughiu		412	14	0,4757	1,668	5,3	11
Barátka/Bratca		193	11	0,3368	1,633	5,1	9
Gyula-Városerdő		112	12	0,3036	1,827	6,2	12
Tenke/Tinca	Fekete-Körös	678	20	0,2301	2,242	9,4	14
Belényes/Beius	Crişul Negru	1 031	12	0,3754	1,793	6,0	10
Vaskohszeleste/Sălişte de Vaşcău		705	6	0,6128	1,154	3,2	5
Köröskisjenő/Chişineu-Criş	Fehér-Körös Crişul Alb	258	19	0,3372	2,258	9,6	16
Borosjenő/Ineu		497	21	0,3159	2,084	8,0	14
Halmágycsúcs/Vărfurile		276	15	0,3116	2,060	7,8	13
Békés	Kettős-Körös	799	18	0,7860	0,966	2,6	10
Békésszentandrás	Hármas-Körös	381	16	0,7664	1,107	3,0	12

A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest a gyulai és a biharszentjánosi mintaterületeken csökkent a legkisebb arányban (0% és 8%). Gyula-Városerdő esetében a tényleges fajszám és a várható fajszám egyezése érthető, hiszen a fajszám-intrapoláció alapegyedszámától a szóban forgó terület mintájának összes egyedszáma csak eggyel több. Annak a törvényszerűségnek, hogy egy mintában foglalt egyedek száma minél nagyobb mértékben tér el a fajszám-intrapoláció alapegyedszámától, annál nagyobb lesz a tényleges fajszám és a várható fajszám közötti különbség, látványosan ellentmond a legnagyobb egyedszámmal rendelkező belényesi minta. Utóbbi mintaterületen gyűjtöttük a legtöbb egyedet (1 031 ind.), a várható fajszám mindezek ellenére csak 16%-kal kisebb, mint a ténylegesen kimutatott fajok száma. A mutató alapján legjelentősebben a békési mintahely halközösségének a fajszáma csökkent (44%).

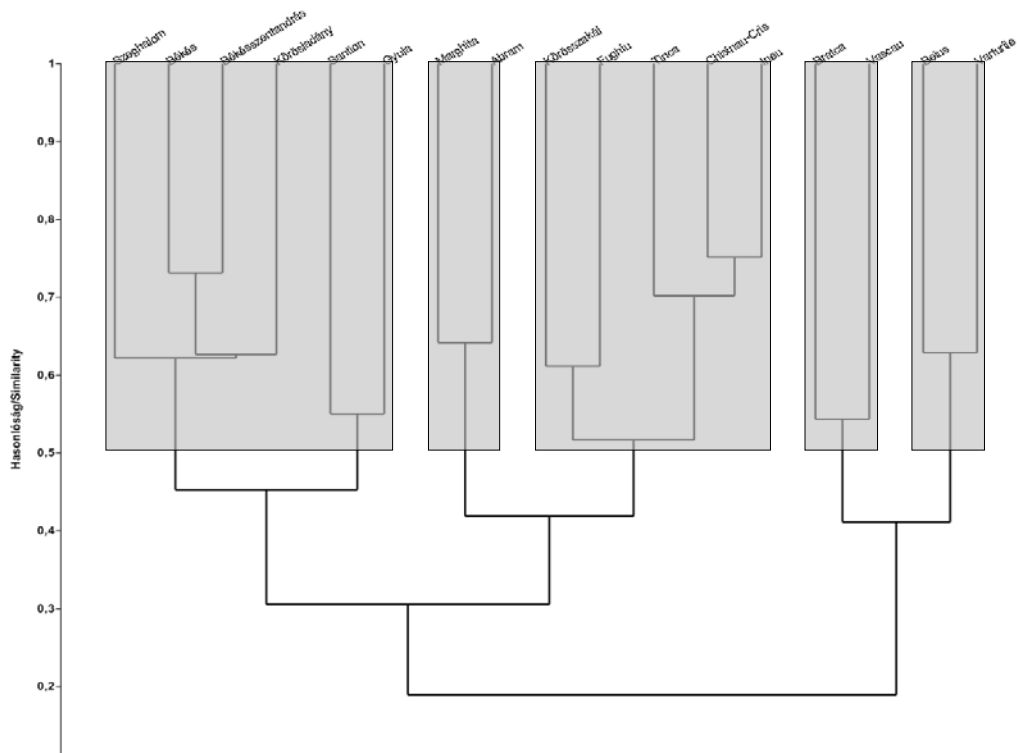
A mintaterületek halközösség-struktúrája szerinti, Jaccard-index alapján történő osztályozása során 5 nagyobb csoportot lehet elkülöníteni (2. ábra). A páronkénti ultrametrikák csekély torzítását a kofonetikus korreláció magas értéke (0,85) bizonyítja. A csoportok között a nem paraméteres, egyirányú ANOSIM teszttel a csoportok különbségei $R=0,922$ érték mellett $p=0,0001$ szinten szignifikánsak. Egy klaszterbe kerültek a Sebes-Körös (a körösszakalit kivéve), a Fekete-Körös, és a Berettyó hazai alsó szakaszának mintaterületei, valamint a Kettős- és a Hármás-Körös békési és békésszentandrászi szakaszai. A csoporton belül az utóbbi két mintaterület halközössége mutatja a legnagyobb hasonlóságot, az osztályozás ehhez előbb a Sebes-Körös körösladányi, majd a Berettyó szeghalmi, végül a Fekete-Körös gyula-városerdei mintáját fűzi. A legnagyobb klaszterbe a Körösök középszakaszát reprezentáló mintaterületek kerültek. A hasonlóan gyors vízáramlással rendelkező körösszakáli mintaterületet a klasszifikáció ebbe a klaszterbe osztotta. Világosan külön csoportként jelenik meg a Berettyó két romániai, erősen szennyezett mintaterülete, amelyek halközösségük alapján leginkább a Körösök középszakaszához hasonlítanak.



2. ábra. A mintaterületek halközösség-struktúra szerinti klaszterezése Jaccard-index alapján
 Fig. 2. Jaccard clustering of the sampling areas based on their fish community structure

A csoportosítás a felsőszakasz, de még nem pisztráng szinttáj jellegű barátкаи (Sebes-Körös), belényesi (Fekete-Körös) és halmágycsúcsi (Fehér-Körös) mintaterületeket is egy klaszterbe gyűjtötte. A tipikusan pisztráng szinttájú Vaskohszeleste teljesen elkülönül a többi csoporttól. A Jaccard-féle hasonlósági index esetében, a hierarchikus osztályozás jól követhetően a folyók azonos szakaszjellegű mintaterületeit fűzte egy klaszterbe.

Az egyedszámokat is figyelembe véve, a Bray–Curtis hasonlósági index alapján készített dendrogram valamelyest eltérő (3. ábra). A kofonetikus korreláció értéke most is magas, 0,819. Az ANOSIM teszt szerint a csoportok különbségei $R=0,871$ érték mellett $p=0,0001$ szinten szignifikánsak.



3. ábra. A mintaterületek halközösség-struktúja szerinti klaszterezése Bray–Curtis-index alapján
Fig. 3. Bray-Curtis clustering of the sampling areas based on their fish community structure

Az egyik eltérés, hogy a Sebes-Körös biharszentjánosi mintaterülete most nem a Körösök középszakaszát reprezentáló csoportjába került, hanem a Kettős- és a Hármás-Körös, valamint a folyók alsó, magyarországi szakaszának klaszterébe. További differencia, hogy a Fekete-Körös pisztráng szinttáján lévő vaskohszelestei mintaterület halközössége jelen esetben nem képez egyedül egy különálló klasztert, hanem a Sebes-Körös barátкаи mintahelyének halállományával került egy csoportba, amelyet az osztályozás igen alacsony hasonlósági szinten kapcsol a többi klaszterhez.

A mintahelyek halegyütteseinek, a folyók longitudinális profilja menti, fajösszetételbeli variabilitása kvantifikálását az SDR IV programcsomagba ágyazott Wilson & Shmida-féle β -diverzitási index (β_T) alkalmazásával végeztük (4. táblázat). Két vagy több mintaterület között számítható fajkicserélődési indexe szoros kapcsolatban van a mintaterületek halközösségének hasonlóságával, minél nagyobb pl. a Jaccard-hasonlóság, annál kisebb a köztük számítható β -diverzitás. A legmagasabb fajkicserélődési rátát a Sebes-Körösben, a

legalacsonyabbat a Fehér-Körösben tapasztaltuk. Azonos folyón belül, két-két szomszédos mintaterület halegyüttese között a fajkészlet változását jelző index jelentősen különbözik. Szeghalom és Margitta fajkészletének Jaccard-hasonlósága igen alacsony ($J_i=0,118$), a β_T értéke ennek megfelelően magas (a Körös-Berettyó vízrendszerben számított legmagasabb).

4. táblázat. A Wilson & Shmida-féle β -diverzitási indexek értékei
Table 4. Values of the Wilson & Shmida β -diversity indices

Folyó (River)	Mintaterületek (Sampling area)	Index
Berettyó	Szeghalom \Rightarrow Marghita	0,789
	Marghita \Rightarrow Abram	0,333
	Szeghalom \Rightarrow Marghita \Rightarrow Abram	1,071
Sebes-Körös	Körös Ladány \Rightarrow Körösszakál	0,442
	Körösszakál \Rightarrow Sântion	0,394
	Sântion \Rightarrow Fughiu	0,538
	Fughiu \Rightarrow Bratca	0,600
	Körös Ladány \Rightarrow Körösszakál \Rightarrow Sântion \Rightarrow Fughiu \Rightarrow Bratca	1,906
Fekete-Körös	Gyula-Városerdő \Rightarrow Tinca	0,563
	Tinca \Rightarrow Beius	0,438
	Beius \Rightarrow Săliște de Vașcău	0,667
	Gyula-Városerdő \Rightarrow Tinca \Rightarrow Beius \Rightarrow Săliște de Vașcău	1,760
Fehér-Körös	Chisineu-Criș \Rightarrow Ineu	0,150
	Ineu \Rightarrow Vârfurile	0,500
	Chisineu-Criș \Rightarrow Ineu \Rightarrow Vârfurile	0,654

A Berettyó szennyezett, középső szakaszán a két mintaterület (Margitta \Rightarrow Érabrány) között a fajkicserélődés mértéke már sokkal alacsonyabb. A Sebes-Körös esetében a fajkészlet élőhelyről-élőhelyre történő változása egyenesnek mutatkozik, a legnagyobb β_T érték Fugyi és Barátka között számítható. A hierarchikus osztályozások is külön klaszterbe csoportosították a két mintahelyet. A Körös-Berettyó vízrendszerében a második legmagasabb β_T értéket a középszakasz jellegű belényesi és a pisztráng szinttájhoz tartozó vaskohszelestei mintaterületek halközösségeinek fajkészlete között tapasztaltuk, mivel a két élőhely komplementaritása magas. Ennek ellenkezője érvényes a Fehér-Körös köröskisjenői és borosjenői mintaterületei esetében, ahol a halegyüttes hasonlósága magas ($J_i=0,739$), a fajkicserélődés rátája és ezzel az élőhelyek komplementaritása alacsony.

A lokális változatosság jellemzésére alkalmas α -diverzitást általában az élőhely értékelésére nehezen alkalmazható mutatónak tartják (Jost et al. 2006, Bíró 2011), mivel az csak rövid időszakkal mérhető ökológiai folyamatokkal magyarázható (Horváth & Martínez-Castellanos 2006). A halközösségek strukturális viszonyait alakító faktorok közül legfontosabb a habitatok architektúrája. A lokális vertikális térstruktúra a szőben forgó sekély vízfolyások esetében alárendelt szerepű, az ökológiai niche-k inkább csak a horizontális térstruktúrában meghatározók. A nyilvánvalóan magas heterogenitással rendelkező vízfolyásokban (Sebes-Körös, Fekete-Körös) nagyobb a komplementaritás, ill. a fajkicserélődési ráta. A magasabb szintű diszturbációnak, szennyezésnek, humán aktivitásnak kitett vízfolyások, mint pl. a Berettyó esetében a megváltozott körülmények, jelentékeny mértékben felerősítik a populációk közötti kompetíciót, ami jól mérhető következményként a halközösség struktúráját változtatja meg. A számos, közelítőleg egyező egyedszámú halfajból álló közösség helyett egy-két faj válik dominánssá, néhány ritka, feltehetőleg a lokális kihalás felé haladó faj mellett. Jelen vizsgálatunkban az egyes folyók különböző szakaszai között kimutatott fajszámbeli különbségeket egyrészt az élőhelyszerkezetbeli eltérésekkel (gyors vagy lassú vízáramlás, iszapos-homokos-kavicsos mederfenék), másrészt a vízszennyezésekkel és a vízepítésekkel (duzzasztó, bukógát) lehet igazolni. A zavart élőhelyek erősen leromlott struktúrájának egyenes következménye a habitatspecialista, korlátozott elterjedésű halfajok állomány nagyságának csökkenése, a

halközösség diverzitási mutatóinak csökkenése. Az élőhely-degradációt nem mindig a ritka fajok eltűnése jelzi elsőként, hanem inkább a habitatspecialista fajok megritkulása.

Köszönetnyilvánítás

A Körös-Berettyó vízrendszer folyóinak halfaunisztikai felmérését a HURU/0901 „Studies on accumulation of pharmaceuticals and metabolites in the ecosystem of Körös River basin” programja támogatta.

Irodalom

- Andó M. (1997): Hydrographic description of the Körös/Criş river system. In Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (eds.): The Cris/Körös Rivers' Valleys. *TISCIA monograph series* 15–36.
- Bănărescu, P.M. (1964): *Pisces/Osteichthyes*. Vol 13. Edit. Acad. R. P. Romine, Bucuresti, pp. 959.
- Bănărescu, P.M., Telcean, I., Bacalu, P., Harka Á., Wilhelm S. (1997): The fish fauna of the Cris/Körös river basin. In Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (eds.): The Cris/Körös Rivers' Valleys. *TISCIA monograph series* 301–325.
- Bíró P. (2011): *Vizsgálati módszerek és értékelő eljárások a halbiológiában*. Debreceni Egyetemi Kiadó, pp. 272.
- Györe K., Sallai Z. (1998): A Körös-vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. *Crisicum* I: 211–228.
- Halasi-Kovács B., Sallai Z., Antal L. (2011): A Berettyó hazai vízgyűjtőjének halfaunája és halközösségeinek változása az elmúlt évtizedben. *Pisces Hungarici* 5: 43–60.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 9.
- Harka Á. (1996): A Körösök halai. *Halászat* 89/4: 144–148.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3-4: 99–103.
- Harka Á., Györe K., Sallai Z., Wilhelm S. (1998): A Berettyó halfaunája a forrástól a torkolatig. *Halászat* 91: 68–74.
- Horváth A., Martínez-Castellanos, R. (2006): Élőhely-értékelés állatközösségek diverzitása alapján a dél-mexikói Montebello-i Tavak Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények* 91: 95–116.
- Jost, L. (2006): Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Konecsny, K. (2008): A Fehér-Körös vízgyűjtő felszíni vízkészleteinek hasznosítási lehetőségei. *MHT 26. Országos Vándorgyűlése*, Miskolc. www.hidrologia.hu/vandorgyules/26
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmibe*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- Sárkány-Kiss, E., Sírbu, I., Macalik, K., Drăgulescu, C. (1999): A Berettyó. In Sárkány-Kiss, E., Sírbu, I., Kalivoda, B. (eds.): *Fluvii Carpatorum. A Körös medence folyóvölgyeinek természeti állapota*. Szolnok-Târgu Mureş, 144–146.
- Seaby, R. M., Henderson, P. A. (2006): *Species Diversity and Richness Version 4*. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Solow, A. R. (1993): A simple test for change in community structure. *J. Anim. Ecol.* 62/1: 191–193.
- Telcean, I.C., Bănărescu, P. (2002): Modifications of the fish fauna in the upper Tisa River and its southern and eastern tributaries. In Sárkány, A., Hamar, J. (eds.): Ecological aspects of the Tisa River Basin. *Tiscia monograph* 6: 179–186.
- Telcean, I., Cupsa, D. (2007): The influence of the habitats upon the fishfauna of the lower sector of Crisuri Rivers (North-Western Romania). *Pisces Hungarici* 2: 31–39.
- Telcean, I. C., Cupşa, D., Covaciu-Marcov, S. D., Sas, I. (2007): The fishfauna of the Crisul Repede River and its threatening major factor. *Pisces Hungarici* 1: 13–18.
- Újvári, J. (1972): *Geografia apelor României*. Stiinţifică, Bucureşti.
- Wilhelm, S. (2002): A Bisztra-patak halfaunája, különös tekintettel a Berettyó folyó halfaunájával való kapcsolatára. *Múzeumi Füzetek*, Kolozsvár 11: 73–78.
- Wilhelm, S. (2007): A Berettyó és mellékvizei halfaunájának változásai. *Pisces Hungarici* 1: 106–112.

Authors:

Károly GYÖRE (gyorek@haki.hu), Vilmos JÓZSA (jovsav@haki.hu), Diana CUPŞA, Alexandrina FODOR, Janka BIRÓ, Anda PETREHELE, Adriana PETRUS, Zsuzsanna JAKABNÉ SÁNDOR, Zsuzsanna GYÖNGYÖSINÉ PAPP



Botos köllönte (Cottus gobio) a Fekete-Körös vaskohszelstei (Săliște de Vașcău) szakaszáról



Mintavétel Barátkánál (Bratca) a Sebes-Körösön (Györéné Cseres Ildikó felvételei)

EGY DÉL-NYÍRSÉGI VÍZTERÜLET HALKÖZÖSSÉGE: ARBORÉTUMI TAVAK

THE FISH COMMUNITY OF AN AREA IN SOUTH NYÍRSÉG: LAKES OF THE ARBORETUM

JUHÁSZ L.

Debreceni Egyetem, AGTC MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék

Kulcsszavak: Bánki Arborétum, mesterséges tavak, elszigetelt populációk

Keywords: Arboretum of Bánk, artificial lakes, isolated populations

Abstract

Most parts of the water areas of South Nyírség has been created artificially. Their water supply is provided by the precipitation and by artificial channels in years with average precipitation. The amount of the water decreases significantly, some waters can even drain in years with low precipitation. The composition of the fish community is continuously changing among such environmental circumstances, the more vulnerable species can disappear as a consequence of the shrinking of the water cover. The target of our research activities was studying the fish communities of two smaller lakes (the lakes of the arboretum of Bánk), the water supply of which ceased some years ago, therefore, the supply of the fish species of these waters is not ensured. During our survies we were able to prove the presence of eight fish species. The *Lepomis gibbosus*, the *Ameiurus melas* and the *Scardinius erythrophthalmus* represent a higher number of individuals, the fish number of the other species is significantly lower. As the water supply of the lakes is not resolved, even the whole fish fauna can disappear due to the decreasing of the water level through the subsequent dry years!

Kivonat

A Dél-Nyírség víztereinek jelentősebb részét mesterségesen hozták létre. Ezek vízpótlását a csapadék és mesterséges csatornák biztosítják – átlagos csapadékos években. Víziányos években a vízmennyiség jelentősen csökken, egyes vizek ki is száradhatnak. Ilyen környezeti feltételek között a halközösség összetétele folyamatosan változik, a vízborítás csökkenésével az érzékenyebb fajok teljesen eltűnhetnek. Kutatásaink 2 olyan kisebb állóvíz (Bánki Arborétum tavai) halközösségének megismerésére irányultak, amelyek vízutánpótlása évek óta megszűnt, és a vízben élő halak fajutánpótlása nem biztosított. Vizsgálataink során 8 halfaj jelenlétét bizonyítottuk. Nagyobb egyedszámban a *Lepomis gibbosus*, az *Ameiurus melas* és a *Scardinius erythrophthalmus* jellemző, más fajok reprezentáltsága lényegesen kisebb. Mivel a tavak vízutánpótlása nem megoldott, az egymást követő aszályos évek okozta vízszintcsökkenés miatt akár a teljes halfauna megsemmisülhet!

Bevezetés

A Debrecentől keletre elterülő, erdőkkal, homoki gyepekkel mozaikos terület, az Erdőspuszta a Dél-Nyírség kistájának részét képezi. A pleisztocén időszak végéig, a holocén időszak elejéig a vízjárta területen számos ÉK-DNy-i irányba futó természetes vízfolyás igazi vízi világot teremtett. Miután a Tisza-völgy futásának megváltozása miatt a Nyírséget egykor keresztező folyók jóval északabbra torkollottak a Tiszába, a terület vízbősége megszűnt (Borsy 1989). A terület kiszáradása azonban az 1890-es években megindított vízrendezés után gyorsult fel, a belvízlevezető csatornák megépítésével (Szemerédy 2008). Ezt követően az egykori gazdag és változatos flóra és fauna csak nyomokban maradt fenn (Rapaics 1916).

A csaknem teljesen kiszárárt területen az 1973-ban született vízügyi koncepció értelmében az „Erdőspuszta vizeit nem elvezetni, hanem tározni kell” (Szemerédy 2008). Ennek alapján a Dél-Nyírségben létrejöttek ún. jóléti tavak, és az ezeket összekötő csatornarendszer, mintegy 327 ha területen (Papp 1988). E beruházás nyomán alakították ki a Bánki Arborétum két tófelületét is, a Felső-tavat (Békás-tó) és az ún. Patkó-tavat. A két tavat tápcsatorna köti össze, amely az erdőpusztai tórendszer fő vízutánpótlását szolgáló Kati-érral kapcsolódik. Az utóbbi két évtized negatív vízháztartású éveiben az erdőpuszta vizeinek lecsökkent vagy teljesen megszűnt a csatornákon történő vízutánpótlása, és ez jellemző már csaknem egy évtizede az arborétumi tavakra is. A két tó Kati-érből biztosított vízutánpótlását egy beruházás nyomán épült zsilip napjainkra teljesen megszüntette.

Kutatásainkkal arra kerestünk választ, hogy a két víztérben évek óta természetes víz- és fajutánpótlás hiányában milyen halfajok maradtak fenn, és ezek mennyiségi viszonyaira mi jellemző.

Anyag és módszer

Az Erdőpuszták, így a Dél-Nyírség haltani viszonyairól napjainkig csak kisszámú közlemény jelent meg. Az 1970-es években létrehozott törendszer halfaunája döntően szándékos betelepítés eredménye, a haltársulások a tavakat összekötő csatornákon migráló fajok egyedeivel egészültek ki. E folyamatokat sem kutatták, így a Nyírség, főképpen a dél-nyírségi Erdőpuszták egykori és recens halfaunájáról igen kevés közlemény ismert.

Juhász (1996) a Fancsikai törendszer természeti értékeit bemutató tanulmányában a tavak halfajainak listáját adja. A Halápi-tározó néhány halfaját Juhász és Szendrei (1993) emeli ki. Az Erdőpuszták néhány vízének halairól Juhász (1997), közöl adatokat. Számos víztérre kiterjedő halfauna-felmérés eredményeit ismerteti Juhász és Sallai (2002) 3 éves vizsgálat alapján készült tudományos közleménye. Napjainkban két újabb haltani kutatás eredményei váltak ismertté a Kék-Kálló vízfolyásról (Halasi-Kovács et al. 2011, Juhász 2011).

A Bánki Arborétum két tavában élő halakról semmilyen információ nem áll rendelkezésünkre. A két tó az arborétumban un. esztétikai funkciót tölt be, halászati hasznosítás alatt nem áll. A két tó medrét 1977-ben alakították ki, ekkor történt a feltöltésük is. Ezt követően az ún. Felső-tavat 2006-ban kotrással mélyítették. Ekkor még sikerült az összekötő csatornán keresztül vízzel feltölteni a tavat, majd ezt követően ez már nem lehetséges. A két tó összfelülete 3 ha. Átlagos mélységük 1 méter, néhol 1,8-2 méteres mederrészekkel.

A Felső-tó kis területe ellenére két részre tagozódik. A nyílt vízi mederrészt egy kisebb szűkület után sekély vízborítású, náddal és gyékénnyel fedett tórészlet egészíti ki.

Kutatásainkat 2010 őszén kezdtük. A mintavételezést évente 3 alkalommal, áprilisban, júniusban és novemberben végeztük. A halegyedek gyűjtését pulzáló egyenáramú elektromos kutató halászgéppel (RADET IUP-12 típusú, 4-14 A és 20-100 Hz) végeztük. A partról történő mintavételezést a nyílt vízben csónakból történő halászattal is kiegészítettük. Az kisebb termetű halegyedek begyűjtéséhez alkalmoszerűen emelőhálót, valamint 2012-ben a Patkó-tavon elhelyezett 3 db. törpeharcsa-varsát is használtunk. Az általunk gyűjtött egyedeket mérés után visszahelyeztük a vízbe. A helyszínen fogott halak standard testhosszát (L_s) mm pontossággal, a testtömegüket (W) hordozható digitális (Pesola és Kern típusú mérlegek) mérleggel 0,5 gramm pontossággal mértük meg. A mintavételezést a nyári és őszi időben minden alkalommal nehezítette a jelentős mennyiségű hínárnövényzet.

Eredmények

A mintavételek során mindösszesen 8 faj 910 egyedét vettük számba (1. táblázat). A 8 faj közül 5 őshonos (*Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Perca fluviatilis*), 3 faj idegenhonos (*Carassius gibelio*, *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*). A 8 faj 4 rendbe, ezen belül 5 családba sorolható.

REND. PONTYALAKÚAK – CYPRINIFORMES

Család: PONTYFÉLÉK – CYPRINIDAE

Bodorka – *Rutilus rutilus*

Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus*

Ezüstkárász – *Carassius gibelio*

Ponty – *Cyprinus carpio*

REND: HARCSAALAKÚAK – SILURIFORMES

Család: TÖRPEHARCSAFÉLÉK – ICTALURIDAE

Fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas*

REND: CSUKAALAKÚAK – ESOCIFORMES

Család: CSUKAFÉLÉK – ESOCIDAE

Csuka – *Esox lucius*

REND: SÜGÉRALAKÚAK – PERCIFORMES

Család: DÍSZSÜGÉRFÉLÉK – CENTRARCHIDAE

Naphal – *Lepomis gibbosus*

Család: SÜGÉRFÉLÉK – PERCIDAE

Sügér – *Perca fluviatilis*

1. táblázat. A fogott példányok száma és aránya
Table 1. Number and proportion of the specimens

FAJ	Felső-tó	Patkó-tó	A faj aránya a teljes halközösségből (%)
<i>Rutilus rutilus</i>	-	15	1,65
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	35	57	10,10
<i>Carassius gibelio</i>	-	32	3,51
<i>Cyprinus carpio</i>	3	-	0,32
<i>Ameiurus melas</i>	67	129	21,54
<i>Esox lucius</i>	12	19	3,40
<i>Lepomis gibbosus</i>	198	340	59,12
<i>Perca fluviatilis</i>	-	3	0,32
Mindösszesen:	5	7	1,31

2010-2011-ben összességében 7 fajt mutattunk ki, 2012 tavaszán sikerült a ponty 3 egyedét is azonosítani a Felső-tóban. Látható, hogy a halközösség a két, egymástól mintegy 150 méter távolságban lévő víztestben sem azonos. A két tavat összekötő csatornában 2010 második felében és 2011 tavaszán gyűlt össze annyi víz, hogy lehetővé tette a halállomány két tó közötti mozgását. Ennek ellenére mindössze a vörösszárnyú keszeg egyedeit, valamint 2011 márciusában ivó csukapéldányokat azonosítottunk itt. 2011 nyári időszakában az összekötő csatornában annyira lecsökkent a víz, hogy a halak migrációja lehetetlenné vált.

Értékelés

Értékelve az adatainkat megállapítható, hogy az arborétumi tavak halközösségét széles ökospektrumú, stagnofil fajok alkotják. A jelentős eutrofizáció és a felmelegedő víz 2011 nyarán kisebb mértékű halpusztulást is okozott. Az euriök ezüstkárász állománya – eltérően a várhatótól – alacsony szintű, ezzel szemben a naphal relatív gyakorisága mindkét víztérben eudomináns szintet ér el. Csúcsragadozó a csuka, amely szaporodik a Patkó-tóban, de a növekedése rendkívül lassú. A 3. nyaras példányok tömege alig éri el a 350-400 grammot. Csak érdekesség, hogy egy frissen elpusztult példány gyomrában egy tengelic maradványát találtuk. Vélhető, hogy a vízi növényzettel sűrűn benőtt vízben kisebb a zsákmányszerzés sikere, valamint a két kisebb tóban túltartott az állomány, ami intraspecifikus kompetíciót eredményez.

A fekete törpeharcsa mindkét víztérben előfordul, fiatal ivadékaiknak kisebb „felhőit” 2010-ben észleltük, de azt követően nem.

A halközösség összetételének és mennyiségi viszonyainak ismeretében látható, hogy a természetes fajutánpótlás hiányában elszigetelődött populációk fokozottan sérülékenyek a környezeti hatásokra, kifejezetten a vízhiányos, vízszegény időszakokra. A nyáron erősebben felmelegedő (+27 Celsius-fokot is mértünk) sekély víztérben időszakos oxigénhiány léphet fel, ami halpusztulást eredményezhet. Amennyiben a sekély víz télen tartósan befagy, lélegeztető lécek nélkül ugyancsak halpusztulás léphet fel. A két tó halközösségében nincs sem védett, sem Natura 2000-es jelölőfaj. A vízszegény Erdőpusztán azonban az ilyen

kisvizek halállománya – különösen az őshonos fajoké – védelmet érdemel, mert őrzik az egykori halfauna maradványait. Sajnos számítani lehet rá, hogy az invazív amurgéb – mely a Berettyó vízgyűjtőjén is terjed (Antal et al. 2011) – hamarosan bejut ezekbe a vizekbe, és tömegessé válva visszafordíthatatlan változásokat idéz elő az őshonos halfaunában. Az esetleges mesterséges telepítéseket is körültekintően kell végrehajtani, a folyamatosan változó vízmennyiség és a két tó eltartóképességének figyelembe vételével!

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a terület kezelőjének, a Nyírerdő Zrt-nek, Juhász Lajos és Fekete György erdőmérnöknek, erdészeti igazgatónak a kutatások engedélyezéséért, Elek Miklósné és Molnár Károly kerületvezető erdészeknek, valamint a kutatások gyakorlati részét segítőknél, Juhász Péternek, Tóth Norbertnek és Kövér Lászlónak.

Irodalom

- Antal L., Czeglédi L., Mozsár A., Halasi-Kovács B. (2011): Terjed az amurgéb (*Percottus glenii*) a Berettyó vízgyűjtőjén. *Halászat* 104/3-4: 84.
- Borsy Z. (1989): Az Alföld hordalékkúpjainak negyedidőszaki fejlődése. *Földrajzi Értesítő* 38/3-4: 211–223.
- Halasi-Kovács B., Sallai Z., Antal L. (2011): A Berettyó hazai vízgyűjtőjének halfaunája és halközösségeinek változása az elmúlt évtizedben. *Pisces Hungarici* 5: 43–60.
- Juhász L., Szendrei L. (1993): Madárvilág a Halápi tározón. *Déri Múzeum Évkönyve* 69: 5–37.
- Juhász L. (1997): Vízvilág az Erdőpusztán. *Calandrella* 11/1-2: 62–71.
- Juhász L., Sallai Z. (2002): A Dél-Nyírség halfaunája. *Debreceni Déri Múzeum Tud. Évkönyve* 75: 17–45.
- Juhász L. (2011): A belvízi vérszótározás haltani vonatkozásai a Kék–Kálló-völgyben. *Pisces Hungarici* 5: 111–116.
- Papp F. (1988): Az erdőpusztai tavak létesítésének története. *OEE Erdészettörténeti Közl.* 16: 62.
- Rapaics R. (1916): A debreceni homokterület növényzeti viszonyai. *Erdészeti Kísérletek* 18: 145–147.
- Szemerédy M. (2008): *Az Erdőpuszták parkerdei*. Nyírerdő Zrt., Debrecen

Author:

Lajos JUHÁSZ (juhasz.l@agr.unideb.hu)

**ADATOK A SÜGÉR (*PERCA FLUVIATILIS*) EGYNYARAS (0+) IVADÉKÁNAK
TISZA-TAVI NÖVEKEDÉSÉHEZ**

**DATA TO GROWTH OF THE YOY (0+) PERCH
(*PERCA FLUVIATILIS*) IN THE TISZA LAKE RESERVOIR**

HARKA Á.¹, PAPP G.², SÁLY P.³

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft., Tiszafüred

³Szent István Egyetem, Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő

Kulcsszavak: testhossz, testtömeg, méretgyakoriság, Bhattacharya-módszer, ivási időszak
Keywords: body length, body weight, length-frequency, Bhattacharya's method, spawning period

Abstract

The aim of this descriptive study to report growth features on YOY of perch (*Perca fluviatilis*). 238 juvenile perches were collected from the Tisza Lake reservoir near Tiszafüred, Hungary, in 8 November 2011. Standard length (SL mm), total length (TL mm) and body mass (W g) were measured. Frequency distribution of SL showed that two age groups were represented in our sample. Out of the 238 fish, 236 specimens belonged to 0+ age group, and only two specimens to 1+ age group. The models describing the relationship between the body measures of the 0+ fish were $TL = 2,813 + 1,127 \cdot SL$ ($r^2 = 0,989$) for the total length and standard length, and $W = 1,90 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{2,992}$ ($r^2 = 0,960$) for body mass and standard length. Average SL of the 0+ age group was 70.3 mm (± 7.9 SD). This figure is considerably less than that of reported from Ürkmez reservoir, Turkey, but corresponds well to figures from other part of the Carpathian Basin. Polymodal length frequency distribution of 0+ age group was decomposed into two sub-size groups by the method of Bhattacharya. Mean of the first sub-size group was 68.0 mm (± 5.5 SD), and that of the second sub-group size was 86.7 mm (3.2 SD). The reason for existence of the two sub-size groups within YOYs, could be due to a temporary decline in temperature during the breeding season.

Kivonat

2011. november 8-án 238 db fiatal sügért gyűjtöttünk a Tisza-tó Tiszafüredhez közeli részéről, amelyeknek lemértük a standard hosszát, a teljes hosszát és a testtömegét. Testhosszgyakoriság alapján a 238 halpéldány közül 236 bizonyult egynyarasnak (0+) és mindössze kettő kétnyarasnak (1+). Az egynyaras korosztályon belül Bhattacharya módszerével két méretcsoport különíthető el, aminek oka az ivás időszakában bekövetkezett átmeneti lehűlés lehetett. Az egynyaras korosztály egészére vonatkozóan az átlagos standard testhossz 70,3 mm (szórás: 7,9). Ez lényegesen elmarad a törökországi Ürkmez tározó sügéire megállapított értéktől, de a közelebbi területekre vonatkozó tapasztalatokkal összhangban áll. A standard testhossz (SL) és a testtömeg (W) viszonyát kifejező összefüggés: $W = 1,90 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{2,992}$ ($r^2 = 0,960$). A standard testhosszból a teljes hossz (TL) a következő egyenlet alapján számítható ki: $TL = 2,813 + 1,127 \cdot SL$ ($r^2 = 0,989$).

Bevezetés

A növekedés üteme és az elérhető maximális testhossz egyaránt tág határok között változik a különböző sügérpopulációkban (Berg 1965, Szmirnov 1971, Guti 1992, Beğburs 2010). Külföldi tapasztalatok szerint egymáshoz közeli vizekben, sőt akár egyazon víztesten belül is eltérő növekedésű állományok élhetnek. A sügér Magyarországon kisebb-nagyobb álló- és folyóvizekben egyaránt elterjedt (Harka & Sallai 2004), és horgászati szempontból sem hagyható figyelmen kívül. Ennek ellenére eddig csupán a Duna egyik szigetközi ágrendszerében vizsgálták részletesen a faj növekedését (Guti 1992), így nem tudjuk, milyen mértékű növekedésbeli különbségek vannak a hazai populációk között. Jelen dolgozatban a Tisza-tavi sügerek egynyaras korcsoportjának a növekedéséről közlünk adatokat.

Anyag és módszer

2011 novemberében a Tisza-tó szokásos őszi vízszintcsökkentése nyomán nagy mennyiségű hal, zömmel ivadék rekedt kinn a tározó egyik Tiszafüredhez közeli csatornájában. A sekély vízben hamarosan oxigénhiány lépett fel, ezért 2011. november 8-án

a halászati hasznosító halmentést szervezett. Ebben közreműködve nyílt lehetőségünk a vizsgálati anyag összegyűjtésére.

A 6 milliméteres szembőségű kétközhálóval befogott ivadéktömegből a sügéreket vízzel telt vödörökbe válogattuk. Összesen 238 fiatal sügérpéldányt sikerült fognunk, amelyeknek a halmentés befejeztével lemértük a standard és teljes testhosszát, valamint testtömegét. Előbbihez mm beosztású mérőtálcát, utóbbihoz századgrammos kijelzésű digitális mérleget használtunk.

A halak életkorát Petersen módszerével, testhosszgyakoróság alapján állapítottuk meg (Bagenal & Tesch 1978). Adatainkat az r (R Development Core Team 2010) és a Microsoft Excel 2007 programok segítségével dolgoztuk fel, illetve az egynyarasra becsült méretcsoporton belül esetleg meglévő alcsoportok elkülönítésére Bhattacharya (1967) módszereát alkalmaztuk, amely a FiSAT II programcsomag részeként elérhető (Gayaniilo et al. 2005).

Eredmények és értékelés

Vizsgálati anyagunkban a 238 példány standard hossza (SL) 54 és 111, teljes hossza (TL) 64 és 124 mm között, a testtömege 3,50 és 25,44 g között változott. A testhosszgyakoróság eloszlása azt jelezte, hogy a gyűjtött halak közül 236 példány az egynyaras (0+), a fennmaradó két példány pedig a kétnyaras (1+), korcsoportba sorolható.

Az 0+ korcsoportba tartozó 236 példány standard hossza (SL) és teljes hossza (TL) között szoros összefüggés állt fenn:

$TL = 2,813 + 1,127 \cdot SL$ ($r_2 = 0,989$),
amelynek segítségével a különböző-képpen megadott testhosszak egymásra átszámíthatók. A modell paramétereinek 95%-os konfidencia-intervallumai a tengelymetszetre 1,726–3,900, a meredekségre 1,112–1,142.

A milliméterben megadott standard testhossz (SL mm) és a grammokban kifejezett testtömeg (W g) kapcsolatát kifejező összefüggés (1. ábra) ugyancsak viszonylag szoros:

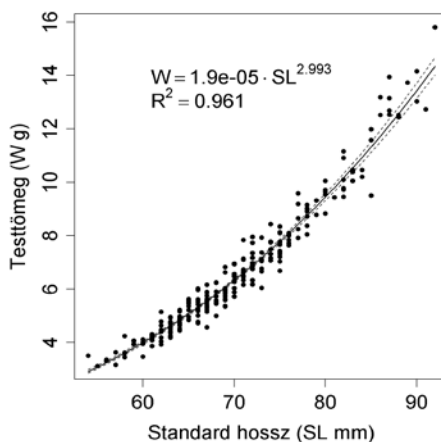
$$W = 1,90 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{2,992} \quad (r_2 = 0,960).$$

A modell paramétereinek 95%-os konfidencia-intervallumai: a konstans tényezőre $1,37 \cdot 10^{-5}$ – $2,65 \cdot 10^{-5}$, az allometria exponentre 2,915–3,07.

A 0+ korosztályú halak testhosszgyakoróságának Bhattacharya-módszerrel végzett vizsgálata szerint a korcsoporton belül két méretcsoportot lehetett elkülöníteni. A korosztály közelítőleg 80 mm fölötti halaiból álló, viszonylag kis létszámú csoport szeparációs indexe 2-nél nagyobb érték volt ($SI = 2,27$), ami szignifikáns elkülönülést jelez (Gayaniilo et al. 2005).

A program becslése szerint a nagyobb létszámú csoportban az egyedek átlagos standard hossza 68,0 mm (a szórás 5,5), a kisebb csoportban 86,7 mm (a szórás 3,2). Az előbbi csoportba az egynyaras egyedek 90,8, az utóbbiba 9,2 százaléká tartozik.

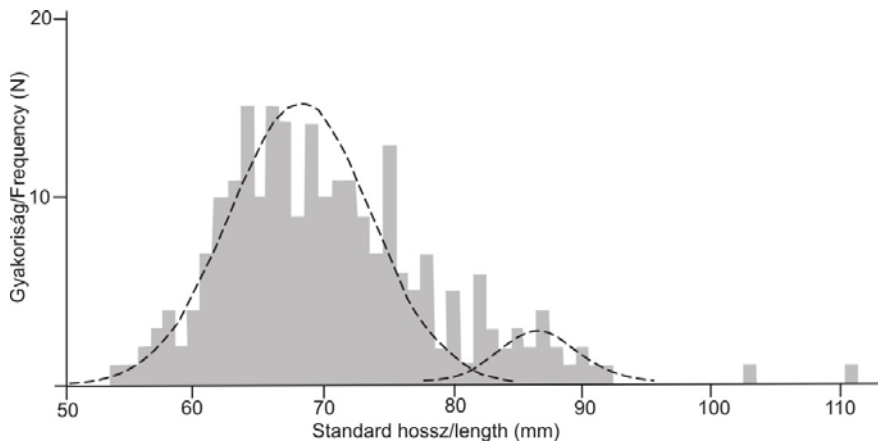
Az egyazon évjáraton belüli két méretcsoport meglétének több oka lehetséges. Egyik ezek közül a szakaszos ívás, amelynek során a részletekben beérő és íváskor megtermékenyülő petesejtekből eltérő időszakokban kelnek ki az utódok. Másik oka az ívási időszak elhúzódása lehet. Ez akkor szokott bekövetkezni, ha a halak egy korai felmelegedés



1. ábra. A testhossz és a testtömeg viszonya. A folytonos vonal a modell várható értékeit, a szaggatott vonalak a várható érték 95% konfidenciaintervallumát jelzik

Fig. 1. The relationship between body length (SL) and body mass (W). Solid line stands for the fitted values; dashed lines indicate 95% confidence interval

hatására megkezdik ugyan az ivást, ám azt később leállítja egy erős lehülés, és többségük csak az újabb fölmelegedés hatására, néhány heti késéssel kerül szaporodóképes állapotba. Sügerek esetében azonban egy harmadik lehetőség sem zárható ki. Nevezetesen az, hogy egyazon vízterén belül is létezhet két eltérő növekedésű állomány, amelyek átlaghossza között már az első tenyészidőszak végére is jelentős különbség alakul ki. Vizsgálatunk sajnos nem ad elegendő alapot e kérdés eldöntéséhez, de az elkülönülés viszonylag csekély mértéke és más fajok ivadékvizsgálata során szerzett tapasztalataink alapján (Harka et al. 2009) az elhúzó ivás látszik a legvalószínűbbnek.



2. ábra. A testhosszgyakoriság (osztályszélesség 1 mm) és a becsült normálosztás (szaggatott vonal)
 Fig. 2. The length frequency (class width 1 mm) and the estimated normal distribution (dashed line)

Ha valóban elhúzó ivás okozza a méretgyakoriság eloszlásának aszimmetriáját, akkor a korosztályn belüli két csoport léte csupán az aktuális környezeti feltételektől függő, esetlegesen bekövetkező lehetőség. Egy később érkező lehülés eredményeként például az 55 és 65 mm közötti mérettartományban is kialakulhatott volna egy elkülönülő méretcsoport. Ha tehát nem él a Tisza-tóban két eltérő növekedésű állomány, továbbá nincs egy korai és egy későbbi ivási időszak, akkor joggal számolhatunk a teljes évjárat átlagával, ami esetünkben a 236 egyedre vonatkozóan 70,3 mm (a szórás 7,9). A kétnyaras korosztályra a mintában szereplő két példány alapján csupán tájékoztató jellegű az átlag: 107 mm (1. táblázat).

1. táblázat. A sügér első két évben elért standard testhossza (mm)
 Table 1. Standard length of the perch in first two year (mm)

Berg (1965) Vityebszki-tó Belarus	Balon (1966) Szlovákia	Balon (1967) Orava-tározó Szlovákia	Szmirnov (1971) Duna Ukrajna	Gyurkó (1972) Románia	Guti (1992) Duna Szigetköz	Beğburs (2010) Ürmmez tározó Törökország	Jelen vizsgálat Tisza-tó
69	80	50	68	58	62	160	70
114	140	80	106	97	88	223	107

A Tisza-tavi sügerek növekedéséről eddig tudományos dolgozat nem készült, ezért adatainkat néhány más vizsgálat (Berg 1965, Balon 1966, 1967, Szmirnov 1971, Gyurkó 1972, Guti 1992, Beğburs 2010) eredményével vetettük össze. Az összehasonlításból kitűnik, hogy bár a Tisza-tavi sügerek első két évi növekedése messze elmarad a törökországi Ürmmez tározóban élőkétől, a környező területeken tapasztaltakkal összehangban áll (1.

táblázat). Testhosszuk meghaladja a Duna szigetközi ágrendszerében élő sügerekét, legközelebb a Duna ukrajnai szakaszán megállapított értékekhez áll.

A jövőben érdemes lenne több figyelmet fordítani a Tisza-tavi sügérállományra, mert számára az élőhelyi adottságok kedvezőek, s horgászalként is egyre többen értékelik.

Irodalom

- Bagenal, T. B., Tesch, F. W. (1978): Age and growth. 101-136 p. In T. Bagenal (ed.): *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd ed. IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, pp. 365.
- Balon, E. K. (1966): *Ryby Slovenska*. Obzor, Bratislava, pp. 231.
- Balon, E. K. (1967): Vplyv životného prostredia na rast ryb v Oravskom priehradnom jazere. *Biolog. prace* 13/1. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 123–176.
- Berg, L. S. (1965): *Freshwater fishes of the S.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. 3. pp. 510. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Beğburs, C. R. (2010): *Investigation of Growth Features of Perch (Perca fluviatilis L. 1758) Population in Urkmez Dam Lake (Izmir-Turkey)*. In 2nd International Symposium on Sustainable Development, June 8-9 2010, Sarajevo, 693–699.
- Bhattacharya, C.G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- Gayaniilo, F. C. Jr., Sparre, P., Pauly, D. (2005): *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)*. Revised version. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, FAO, Rome, pp. 168.
- Guti G. (1992): A sügér (*Perca fluviatilis* L.) mortalitása és növekedése a Duna egyik szigetközi mellékágrendszerében. *Halászat* 85/1: 43–47.
- Gyurkó I. (1972): *Édesvízi halaink*. Ceres Könyvkiadó, Bukarest, pp.187.
- Harka Á., Lengyel Z., Sály P. (2009): Adatok a Tisza-tó parti övében fejlődő halivadékok első nyári növekedéséről. *Pisces Hungarici* 3: 83–94.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- R Development Core Team 2010. *R A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rezsü E., Specziár A., Nagy S. A., Dévai Gy. (2003): A balatoni sügér (*Perca fluviatilis* L.) és vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus* L.) táplálkozásbiológiai vizsgálata. *Halászatfejlesztés* 28: 153–162.
- Rezsü E., Specziár A., Nagy S. A., Dévai Gy. (2004): A sügér (*Perca fluviatilis* L.) és a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus* L.) táplálékának változása a Balatonban az egyedfejlődés során. *Hidrológiai Közlemény* 84/5-6: 128–129.
- Szmirmov, A. I. (1971): Populjacijnij analiz zvcisajnogo okunja – *Perca fluviatilis* (Pisces, Percidae) z riznih riczkovih baszejnih Ukrajini. *Zb. prac Zool. Muzeju*, 70-76. (Cit.: Scserbuha, A. JA. 1982. *Fauna Ukrajini* 8, Ribí 4, p. 83.)

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Gábor PAPP (papp.gabor@sporthorgasz.eu), Péter SÁLY

**A FOLYAMI HALÁLLOMÁNYOK REPREZENTATÍV FELMÉRÉSÉNEK
MINTAVÉTELI FELTÉTELEI – SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS**

**REQUIREMENTS FOR REPRESENTATIVE SAMPLING FOR FLUVIAL FISH
ASSEMBLAGES – LITERATURE STUDY**

POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G.

MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Göd

Kulcsszavak: monitorozó eljárások, standard mintavétel, elektromos halászat, napszakos változások, szezonális változások, Duna

Keywords: monitoring methods, standard sampling, electric fishing, diurnal changes, seasonal changes, Danube

Abstract

Fish are good indicator of long-term changes of fluvial ecosystem therefore assessment of fish assemblages has been involved in evaluation of ecological status of rivers, especially since the implementation of the EU Water Framework Directive. Long-term changes of fish fauna and abundance of fish populations in the Danube can be documented by centuries-old historical data of river fisheries. Direct survey of long-term changes of fish populations in large rivers is not an easy research task due to remarkable temporal and spatial variability of fish distribution. The study provides a review of fluvial fish sampling methods, with special attention to approaches based on electrofishing, with the aim to develop standard fluvial sampling processes, to get more reliable and consistent data for description of long-term changes of fish populations.

Kivonat

A halak jó indikátorai a folyami ökoszisztémák hosszú idejű változásainak, ezért a folyók ökológiai állapotának értékelésében egyre nagyobb hangsúlyt kapott a halállomány elemzése, különösen az EU Víz Keretirányelv bevezetése óta. A Duna halállományának szerkezetében és abundanciájában bekövetkező hosszú idejű változásokat a halászat évszázados történelmi adatai dokumentálják. A folyami halállományok hosszú idejű változásainak közvetlen felmérése ugyanakkor nem egyszerű kutatási feladat a halak tér- és időbeli eloszlásának változékonysága miatt. Dolgozatunkban a folyóvízi halbiológiai kutatások során használt mintavételi módszerekről, különösen az elektromos halászatra alapozott eljárásokról kívánunk áttekintést adni, azzal a céllal, hogy a standardizált folyami felmérési eljárások továbbfejlesztésével olyan konzisztens adatsorokhoz jussunk, amelyek nagyobb megbízhatósággal jellemzik a halállomány hosszú idejű változásait.

Bevezetés

A halak érzékeny indikátorai a folyók környezeti változásainak. Az áramló vizek folyamatosan változó fizikai, kémiai és hidromorfológiai sajátosságai jelentős hatást gyakorolnak a halállományok mennyiségi mutatóira, összetételére, szerkezetére és térbeli eloszlására (Amoros et al. 1987, Welcomme 1985, Fausch et al. 1990, Sheehan & Rasmussen 1999, Guti 2002a, Lapointe et al. 2006). Az elmúlt évszázadban a folyókat ért nagymértékű antropogén beavatkozások hatására kialakult kedvezőtlen ökológiai változásokat jelzi egyes halfajok megritkulása és a veszélyeztetett halfajok számának növekedése. A Duna halállományában bekövetkezett hosszú idejű változások tükröződnek a középkori halászat halfogásait dokumentáló feljegyzések és a jelenlegi halfogások közötti eltérésekben, valamint a hagyományos halászat fogási adatainak csökkenő trendjében (Herman 1887, Khin 1957, Guti 1993, 2008, Schiemer et al. 2004, Guti & Gaebele 2009).

A felszíni vizek minősítésében a biológiai integritás, illetve az ökológiai állapot értékelése egyre nagyobb hangsúlyt kapott az utóbbi évtizedekben (Angermeier & Karr 1986, Karr et al. 1987, Schmutz et al. 2007). Az ökológiai állapotot értékelő eljárások keretében a halállomány integritását elemző módszerek az 1980-as években kezdtek megjelenni, pl. IBI (Index of Biotic Integrity) (Karr 1981), EFI (European Fish Index) (Schmutz et al. 2005). A halak meghatározó objektumai a vízi ökoszisztémák állapotértékelésének, mivel a vízi táplálékhálózat csúcán elhelyezkedő szervezetekként integrálják az alsóbb szintek változásait, továbbá egyedfejlődésük során élőhelyi igényeik

igen változatosak, ezért jelzik az élőhelyek változatosságát és konnektivitását (Copp 1989, Welcomme 1995, Jungwirth 1998, Schmutz & Weiss 1998, Schmutz & Jungwirth 1999). Európában a Víz Keretirányelvvel (VKI) (EC 1999, 2000) összefüggően a felszíni vizek minősítésére kidolgozott eljárások a biológiai vizsgálatokra helyezik a hangsúlyt a fizikai-kémiai monitorozással szemben, amelyben a halak meghatározó szerepet töltenek be.

A folyamat halállományának mennyiségi mutatói és összetétele ugyanakkor csak korlátozottan vizsgálható egy-egy felmérés alapján, mert a halak térbeli eloszlását napszakosan és évszakosan változó mintázatok jellemzik, ami befolyásolja a reprezentatív mintavétel lehetőségét egy adott folyószakaszon (Ericksen & Marshall 1997, Specziár 2001). A halászati mintavételi eszközök alkalmazhatóságát és hatékonyságát is számos környezeti tényező alakítja, mint például a vízállás, vízmélység, vízáramlás, átlátszóság, vezetőképesség, időjárás stb. A halak napszakos mozgási aktivitása általában a táplálkozási ciklustól és a menedéket biztosító élőhelyek elhelyezkedésétől függ (Hayward et al. 1989, Gaygusuz et al. 2010), míg az évszakos aktivitás változása gyakran az ívóhelyek vagy a téli vermelőhelyek felkeresésére vezethető vissza (Anras et al. 1999). Az aszályos és az árvizes években jelentős különbségek tapasztalhatók a síkvidéki folyamatok oldalirányú kiterjedésében, ezért az egyes halfajok szaporodási lehetősége, illetve populációik természetes utánpótlása igen eltérően alakulhat az egyes években (Guti & Gaebele 2009).

A felszíni vizek ökológiai állapotának megváltozása a halállomány hosszú idejű változásával jellemezhető. A hosszú idejű változások kimutatásának lényeges feltétele a halállomány mennyiségének és összetételének reprezentatív felmérésére alapozott konzisztens adatsor létrehozása (Guti 2002b). Olyan megfigyelési adatokra van szükség, amelyek variabilitásában minimális a halállománytól független környezeti tényezők hatása, azaz a variabilitás a halállomány tényleges változásait tükrözi.

Az évente 200-300 napot is halászó dunai halászok összesített évenkénti halfogási adatai térben és időben kiterjedt, nagyszámú „megfigyelésen” alapulnak (Jancsó & Tóth 1987, Guti 2008), ezért kevésbé függenek a változó környezeti hatásoktól (napszakos és évszakos eltérések, vízállás stb.). Ha az alkalmazott halászeszközök változatlanok és a halászat intenzitása is egyenletes, akkor a többéves fogási eredmények konzisztens adatsorként kezelhetők néhány halfaj vonatkozásában. A hagyományos dunai halászat azonban megszűnőben levő foglalkozás, ezért adatai egyre kevésbé hasznosíthatóak a dunai halállomány közvetett megfigyelésére.

A halállomány változásának hosszú idejű monitorozása esetén az adatsorok konzisztenciája egyrészt a mintavételi eszközök pontos meghatározásával (típus, méret, felépítés stb.), másrészt a „zavaró” környezeti hatásokat kiküszöbölő mintavételi stratégia kidolgozásával, illetve alkalmazásával biztosítható (Peterson & Rabeni 1995, Noble et al. 2007).

Tanulmányunkban a reprezentatív halászati mintavétel kérdéskörét elemezzük szakirodalmi adatok áttekintésével, különös tekintettel az elektromos halászat folyami alkalmazását befolyásoló tényezőkre.

Módszer

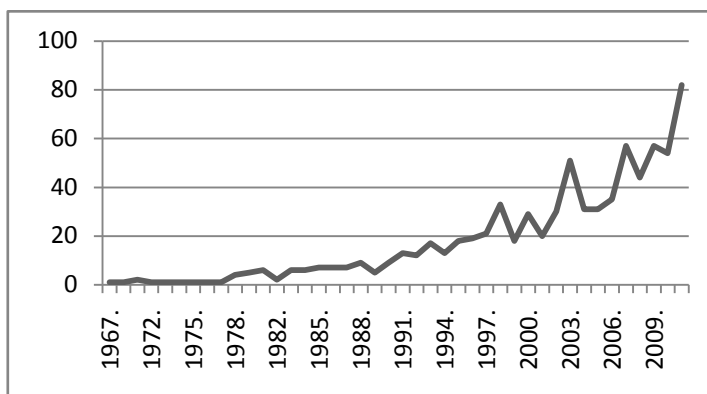
A különböző halászati mintavételi módszerekkel és az eljárások hatékonyságát befolyásoló tényezőkkel kapcsolatos szakirodalmi cikkek válogatásánál az elmúlt néhány évtized (1979-2012) fontosabb kutatási eredményeit vettük figyelembe.

Az elektromos halászat témakörével foglalkozó publikációk számát és kutatottságát a ScienceDirect adatbázisában vizsgáltuk, különböző kulcsszavakra történő kereséssel. A szakirodalmi adatok kiértékelésével jellemeztük az elektromos halászat alkalmazásával történő folyami mintavételek feltételeit és problémáit, különös tekintettel a folyóvízi halak tér- és időbeli eloszlásának változékonyságára (napszakosan és évszakosan változó

mintázatok), valamint az elektromos halászat hatékonyságát befolyásoló környezeti tényezőkre (vízállás, vízmélység, vízáramlás, átlátszóság, vezetőképesség, időjárás).

Eredmények

A ScienceDirect-ben 811 publikációt találtunk az *electrofishing* kulcsszóra. Az 1. ábrán szemléltettük az elektromos halászeszközökkel történő halbiológiai vizsgálatok eredményeit közlő tanulmányok évenkénti számának alakulását az elmúlt évtizedekben. Az elektromos és egyéb halászeszközök vonatkozásában a reprezentatív mintavételek kérdéskörével kapcsolatban viszont kevés irodalmi adat áll rendelkezésre.



1. ábra. Az elektromos halászat témakörével foglalkozó publikációk száma.

Fig. 1. The number of publications dealing with electrofishing.

A szakirodalom feldolgozása során 68 olyan publikációt vizsgáltunk meg, amelyek a folyamok, kisebb vízfolyások, tavak, víztározók stb. halállományának felmérésével, illetve az alkalmazott halászati eszközök hatékonyságának és alkalmazhatóságának összehasonlító elemzésével foglalkozik.

Az áttekintett tanulmányok alapján a halállomány szerkezetének, fajgazdagságának és abundanciájának vizsgálatára irányuló kutatások 43%-a állóvizeken (tavak és víztározók), 42%-a kis- és közepes vízfolyásokon és 15%-a folyamokon történt. A folyami halállományok vizsgálatát számos környezeti tényező korlátozza, így az erős sodrás, a változatos partszakaszok, a vízmélység stb. (Penczak & Jakubowski 1990), ezért a halászeszközöknek gyakran kisebb a fogási hatékonysága, mint a kisvízfolyásokon (Casselmann et al. 1990, Grossman & Ratajczak 1998).

A rutinszerű halbiológiai vizsgálatokban általában a gyors és viszonylag kevés ráfordítást igénylő halfogó eljárásokat részesítik előnyben, így pl. az elektromos halászatot, amely világszerte az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer a folyami halállományok vizsgálatában (Cowx & Lamarque 1990, Hendricks et al. 1980, Harvey & Cowx 1996, Reynolds 1996). Az elektromos halászgép alkalmazásának előnye, hogy alkalmas a nagyobb folyók és folyamok esetében a litorális zónában tartózkodó halak térbeli eloszlásának vizsgálatára, használatát nem korlátozza az egyenetlen aljzat és a vízbe dőlt fa, továbbá a partvonal mentén is egyszerűen alkalmazható, ahol a halak gyakran nagyobb egyedszámban fordulnak elő (Reynolds 1996). Használatát és hatékonyságát ugyanakkor számos fizikai, biológiai és technikai tényező befolyásolja (Bagenal 1979, Bohlin et al. 1989, Cowx 1990, Zalewski & Cowx 1990, Rodgers et al. 1992, Bayley & Dowling 1993, Reynolds 1993, Lobón-Cerviá et al. 1994, Anderson 1995, Peterson et al. 2004, Beaumont 2011), amint azt az 1. táblázat szemlélteti.

1. táblázat. Az elektromos halászat hatékonyságát befolyásoló tényezők (Zalewski & Cowx 1990, Beamont 2011).
Table 1. Factors effecting electrofishing (Adapted from Zalewski & Cowx 1990, Beamont 2011).

KÖRNYEZETI	BIOLÓGIAI	TECHNIKAI
1. Abiotikus Vezetőképesség Vízminőség Átlátszóság	1. Közösségi struktúra Fajdiverzitás Fajösszetétel	1. Személyi Legénység száma Tapasztalat Motiváció
2. Élőhely Élőhely szerkezete Mederanyag összetétele Vízáramlás Vízállás	2. Populációs struktúra Denzitás Méreteloszlás Koreloszlás	2. Felszerelés Kialakítás Eszközök állapota
3. Szezonális Hőmérséklet Időjárás	3. Fajspecifikusság Viselkedés Fiziológia Morfológia	3. Szervezettség Helyszínválasztás Mintavételi erőfeszítés

A Közép-Duna halállományának felméréséhez Guti (2009) hagyományos kialakítású, csónakban elhelyezett, közepes teljesítményű (5 kW), kézi anódos elektromos halászgép alkalmazását javasolja a partvonal menti, sekélyebb (<1,5 m) vizeken. A parttól távolodva, a mélyebb (<2,5 m) mederszakaszokon nagyobb teljesítményű (13,5 kW), rögzített elektródokkal felszerelt elektromos halászhajó használatát ajánlja, amellyel általában eredményesebben gyűjthetőek a nagyobb méretű halegyedek.

Számos dolgozat foglalkozik a különféle halászati mintavételi eszközök eltérő fogási hatékonyságának összehasonlításával (Thurrow & Schill 1996, Wildman & Neumann 2003, Goffaux et al. 2005, Lapointe et al. 2006, Benejam 2012 etc.), valamint a nappali és éjszakai mintavételek összevetésével (Sanders 1992, Thurrow & Schill 1996, Gaygusuz et al. 2010, Vasek et al. 2009, Riha et al. 2011 etc.). Az amerikai Detroit folyón például négy különböző mintavételi eszköz (kerítőháló, gyűrűkeretes varsa, Windermere-csapda és elektromos halászgép) hatékonyságának összehasonlító elemzésekor a kerítőháló használata bizonyult a legeredményesebbnek a fajgazdagság és tömegesség tekintetében (Lapointe et al. 2006). Más publikációkban viszont az elektromos halászatot a folyami halállományok felmérésének legalkalmasabb eszközeként jellemzik. A Meuse folyó belgiumi szakaszának felmérésekor például összehasonlították az elektromos halászat és kopoltyúháló mintavételi eredményeit, és az elektromos halászeszköz bizonyult hatékonyabbnak, bár kevésbé volt szelektív a nagyobb méretű halegyedekre. Az egyes eszközök eltérő hatékonyságára tekintettel a különböző eszközöket kombináló mintavételi eljárások kidolgozása javasolható (Goffaux et al. 2005). A változatos vízterületek halállományának teljesebb feltárásához többen is felvetették az elektromos halászgép és a különböző hálók kombinált alkalmazását: az elektromos halászgép kopoltyúhálókkal (Mehner et al. 2005), illetve tükörhálókkal kiegészítve (Fischer & Eckmann 1997, Paukert 2004).

A halak lokális egyedsűrűségével, illetve foghatóságával összefüggő mutató, az időegység alatt fogható halak mennyisége (CPUE), jelentős mértékben változhat napszakosan és évszakosan is. Az elektromos halászzal történő folyami mintavétel éjszaka általában hatékonyabb, mint nappal, a halak térbeli elhelyezkedésének/mozgásának napszakos változásai miatt (Witt & Cambell 1959, Paragamian 1989, Sanders 1992). Az Ohio és Muskingum folyókon végzett felmérések szerint az éjszakai elektromos halászzal több halfaj és nagyobb egyedszámban gyűjthető, mint nappal, mert a halak éjjel a mélyebb mederrészekről a sekélyebb parti zóna irányába húzódnak táplálkozni. A nagy folyók halállományának éjszakai felmérésével általában több adat gyűjthető, viszont az éjszakai mintavétel veszélyesebb és körülményesebb (Graham 1986, Sanders 1992).

Értékelés

A vízfolyások halállományának standardizált felméréséhez útmutatást találhatunk többek között a CEN elektromos halászatra vonatkozó szabványában (CEN 2003). Ennek figyelembevételével történt a hazai halbiológiai monitorozó rendszerek (NBmR, Natura 2000 stb.) mintavételi protokolljainak kidolgozása. A reprezentatív mintavételek problémája a nagyobb folyókon, különösen a Dunán fokozottan jelentkezik, ezért indokolt a jelenleg elfogadott monitorozási eljárásokkal szolgáltatható adatok megbízhatóságának elemzése és a módszerek továbbfejlesztési lehetőségeinek vizsgálata.

A vonatkozó kutatások egyik irányvonala a monitorozási munkában alkalmazott elektromos halászeszközök hatékonyságának és szelektivitásának összehasonlító vizsgálata, amely alapján eldönthető, hogy szükség van-e a nagyobb ráfordítást igénylő kombinált mintavételi módszerek alkalmazására. Összehasonlítandó eszköz lehet például a hazai monitorozási gyakorlatban a Dunán alkalmazott közepes teljesítményű (5 kW), kézi anódos hagyományos halászgép és a nagyobb teljesítményű (13,5 kW), rögzített elektródokkal felszerelt, elektromos halászhajó, továbbá közelmúltban kifejlesztett elektromos bentikus vonóháló (Szalóky et al. 2011).

További fontos kutatási irányvonal a mintavételi eredmények változékonyságát kezelő mintavételi stratégia felülvizsgálata, különös tekintettel a folyami halak térbeli eloszlásának különböző léptékű változására. Különböző dunai helyszínek kísérleti felmérésével vizsgálható kérdések lehetnek többek között:

- A hidrológiai változások (áradás, apadás, tartósan alacsony vízállás stb.) hogyan hatnak a halállomány eloszlására, illetve a mintavételi eredményekre.
- A folyómeder hidromorfológiai változatossága (hidraulikai mutatók, mederanyag, vízmélység stb.) milyen mértékben befolyásolja a halak térbeli elhelyezkedését, valamint a mintavételek eredményeit.
- A napszakos változások hogyan befolyásolják a felmérések eredményét (nappali és éjszakai mintavételek adatainak összehasonlítása).
- Az évszakos változások milyen hatást gyakorolnak a mintavételi eredményekre (tavaszi, nyári és őszi halászatok fogási adatainak összehasonlítása).

Az elektromos halászattal történő mintavételek változékonyságának átfogó elemzésével lehetővé válik a Dunán eddig alkalmazott monitorozási stratégia értékelése, különösen a mintavételi helyszínek kiterjedésére és számára vonatkozó ajánlások, valamint a felmérések ismétlési gyakorisága kérdéskörben.

A dunai monitorozó eljárások fejlesztésének további alapvető kérdése a halállomány mennyiségi és minőségi változásának megbízható jellemzése és a hosszú idejű mintavételi adatsorok nagyobb konzisztenciájához szükséges többlet ráfordítás közötti ésszerű kompromisszum meghatározása.

Irodalom

- Amoros, C., Roux, A. L., Reygrobellet, J. L., Bravard, J. P., Pautou, G. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers* 1: 17–36.
- Anderson, C. (1995): Measuring and correcting for size selection in electrofishing mark-recapture experiments. *Transactions of the American Fisheries Society* 124: 663–676.
- Angermeier, P. L., Karr, J. R. (1986): Applying an index of biotic integrity based on stream fish communities: consideration in sampling and interpretation. *N. Am. J. Fish. Manage* 6: 418–429.
- Anras, L., Anras, M. L. B., Bodaly, R. A., Cooley, P.M., Fudge R. J. P. (1999): Movement and habitat use by lake whitefish during spawning in a boreal lake: integrating acoustic telemetry and geographic information systems. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128: 939–952.
- Bagenal, T. B. (1979): EIFAC fishing gear intercalibration experiments. *European Inland Fisheries Advisory Council Technical Paper 34, United Nations Food and Agriculture Organization, Rome.*
- Bayley, P. B., Dowling, D. C. (1993): The effects of habitat in biasing fish abundance and species richness estimates when using various sampling methods in streams. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 40: 5–14.

- Beaumont, W. R. C. (2011): Electric Fishing: A Complete Guide to Theory and Practice. Game and Wildlife Conservation Trust, Hampshire.
- Benejam, L., Alcaraz, C., Benito, J., Caiola, N., Casals, F., Maceda-Veiga, A., Sostoa, A., García-Berthou, E. (2012): Fish catchability and comparison of four electrofishing crews in Mediterranean streams. *Fisheries Research* 123: 9–15.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggeberget, T. G., Rasmussen, G., Saltveit, S. J. (1989): Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9–43.
- Casselman, J. M., Penczak, T., Carl, L., Mann, R. H. K., Holcik, J., Woitowich, W. A. (1990): An evaluation of fish sampling methodologies for large rivers. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 521–551.
- CEN (2003): Water quality – Sampling of fish with electricity. *CEN/TC 230, Ref. No. EN 14011:2003 E*, pp. 16.
- Copp, G. H. (1989): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* 26: 1–27.
- Cowx, I. G. (ed.) (1990): Developments in Electric Fishing. *Fishing News Books*, Oxford, pp. 358.
- Cowx, I. G., Lamarque, P. (eds.) (1990): Fishing with Electricity - Applications in Freshwater 431 Fisheries Management. *Fishing News Books, Oxford*, pp. 248.
- EC 1999: Common position adopted by the Council with a view to the adoption of a Directive of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy. *Council of the European Union*, Brussels 9085/99.
- Eriksen, R., Marshall, R. (1997): Diurnal variation in the catch of salmon in drift gillnets in Lynn Canal, Alaska. *Alaska Fish. Res. Bull.* 4: 1–11.
- European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework of the Community Action in the Field of Water Policy. *European Commission, off. J. Eur. Commun.* L327, 1.
- Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J. R., Angermeier, P. L. (1990): Fish communities as indicator of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123–144.
- Fischer, P., Eckmann, R. (1997): Spatial distribution of littoral fish species in Lake Constance, Germany. *Arch. Hydrobiol.* 140: 91–116.
- Gaygusuz, C. G., Tarkan, A. S., Gaygusuz, O. (2010): The diel changes in feeding activity, microhabitat preferences and abundance of two freshwater fish species in small temperate streams (Omerli, Istanbul). *Ekoloji* 19/76: 15–24.
- Goffaux, D., Grenouillet, G., Kestemont, P. (2005): Electrofishing versus gillnet sampling for the assessment of fish assemblages in large rivers. *Arch. Hydrobiol.* 162/1: 73–90.
- Graham, S. P. (1986): Comparison of day versus night electrofishing efficiency on largemouth bass at O'Shaughnessy Reservoir. *Ohio Dept. Nat. Res., Div. Wildlife Inservice Note 579, Columbus, OH*. 6 pp.
- Grossman, G. D., Ratajczak, R. E. (1998): Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season, and fish length. *Ecology of Freshwater Fish* 7: 108–131.
- Guti G. (1993): Fisheries ecology of the Danube in the Szigetköz floodplain. *Opuscula Zoologica Budapest* 26: 67–75.
- Guti G. (2002a): Changes in the Szigetköz floodplain of the Danube and its fish communities after river diversion by the Gabčíkovo Dam. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 840–844.
- Guti G. (2002b): Vízfolyások halbiológiai monitorozása – a mintavételek standardizálásának problémái, különös tekintettel az elektromos halászatra. *Hidrológiai Közlöny* 82: 39–41.
- Guti G. (2008): Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. – *Fundam. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol., Suppl.* 162., *Large Rivers*, 18: 61–79.
- Guti G. (2009): A dunai halállomány felmérésének új eszköze, az elektromos halászhajó. p. 51–56. In Török, K., Kiss, K., Kertész, M. (szerk.) *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből, ÖBKI Műhelyfüzetek 2.- MTA Ökol. Bot. Kutint., Vácrátót*.
- Guti G., Gaebele T. (2009): Long-term changes of sterlet (*Acipenser ruthenus*) population in the Hungarian section of the Danube. *Opusc. Zool. Budapest* 40/2: 17–25.
- Harvey, J., Cowx, I. G. (1996): Electric fishing for the assessment of fish stocks in large rivers. In Cowx, I. G. (ed.): Stock assessment in inland fisheries. – *Blackwell, Oxford*, pp. 11–26.
- Hayward, R. S., Margraf, F. J., Knight, C. T., Glomski, D. J. (1989): Gear bias in field estimation of the amount of food consumed by fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 874–876.
- Hendricks, M. L., Hocutt, C. H., Stanffer, R. J. (1980): Monitoring of fish in lotic habitats. In Hocutt, C. H., Stanffer, J. R. (eds.): *Biological Monitoring of Fish*. Lexington Books. Lexington, Massachusetts. p. 205–231.
- Herman O. (1887): A magyar halászat könyve I-II. *K. M. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest*, pp. 860.
- Jancsó K., Tóth J. (1987): A kistáplói Duna-szakasz és a kapcsolódó mellékvizek halai és halászata. In: Dvihalny, Zs. (ed.) *A kistáplói Duna-szakasz ökológiája* VEAB, p. 162–192.
- Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. (Eds) (1998): Fish Migration and Fish Bypasses. *Fishing News Books, University Press, Cambridge*.
- Karr, J. R., Yant, P.R., Fausch, K.D., Schlosser, I. J. (1987): Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 1–11.
- Karr, J. R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.

- Khin, A. (1957): A magyar vizák története. *Mezőgazdasági Múzeum Füzetei* 2: 1–24.
- Lapointe, N. W., Corkum, L. D., Mandrak, N. E. (2006): A comparison of methods for sampling fish diversity in shallow offshore waters of large rivers. *N. Am. J. Fish. Manag.* 26/3: 503–513.
- Lobón-Cerviá, J., Utrilla, C. G., Querol, E. (1994): An evaluation of the 3-removal method with electrofishing techniques to estimate fish numbers in streams of the Brazil-ian Pampa. *Arch. Hydrobiol.* 130: 371–381.
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., Lemcke, R. (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biol.* 50: 70–85.
- Noble, R. L., Austen, D. J., Pegg, M. A. (2007): Fisheries management study design considerations. In Guy, C. S., Brown, M. L. (eds.): Analysis and interpretations of freshwater fisheries data. *American Fisheries Society, Bethesda, Md.* p. 31–49.
- Paragamian, V. L. (1989): A comparison of day and night electrofishing: size structure and catch per unit effort for smallmouth bass. *North Am. J. Fish Manage.* 9: 500–503.
- Paukert, C. P. (2004): Comparison of electrofishing and trammel netting variability for sampling native fishes. *Journal of Fish Biology* 65: 1643–1652.
- Penczak, T., Jakubowski, H. (1990): Drawbacks of electric fishing in rivers. In Cowx, I. G. (ed.): *Developments in electric fishing.* Blackwell, Oxford, p. 115–122.
- Peterson, J. T., Rabeni, C. F. (1995): Optimizing sampling effort for sampling warmwater stream fish communities. *North Am. J. Fish Manage.* 15/3: 528–541.
- Peterson, J. T., Thurow, R. F., Guzevich, J. W. (2004): An evaluation of multipass elec-trofishing for estimating the abundance of stream-dwelling salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133: 462–475.
- Reynolds, J. (1996): Electrofishing, in: Murphy, B., Willis, D. (Eds.), Fisheries Techniques, 517 2nd ed. *American Fisheries Society, Bethesda, Maryland*, p. 221–253.
- Reynolds, J. B. (1993): Electrofishing. In Nielsen, L. A., Johnson, D. L. (eds.): Fisheries Techniques. *American Fisheries Society, Bethesda, MD*, p. 147–163.
- Říha, M., Kubečka, J., Prchalová, M., Mrkvička, T., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Vašek, M. (2011): The influence of diel period on fish assemblage in the unstructured littoral of reservoirs. *Fisheries Management and Ecology* 18/4: 339–347.
- Rodgers, J. D., Solazzi, M. F., Johnson, S. L., Buckman, M. A. (1992): Comparison of three techniques to estimate juvenile coho populations in small streams. *North Am. J. Fish Manage.* 12: 79–86.
- Sanders, R. E. (1992): Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. *Ohio J. Sci.* 92/3: 51–59.
- Schiemer, F., Gutí G., Keckeis, H., Staras, M. (2004): Ecological Status and Problems of the Danube River and its Fish Fauna: A Review. *Proceedings of the second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium*, 11-14 February 2003, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia. 1, 16: 273–299. RAP publication.
- Schmutz, S., Jungwirth, M. (1999): Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband* 115: 329–348.
- Schmutz, S., Haidvogel, G., Backx, J., Beier, U., Böhmer, J., Breine, J., Cowx, I., Leeuw, J., Sostoa, A., Ferreira, T., Grenouillet, G., Goffaux, D., Haberbosch, R., Melcher, A., Noble, R., Oliveira, J., Pont, D., Roset, N., Virbickas, T. (2005): Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME). *ASLO 2005, 20.-24.6.2005, Santiago de Compostella, Spain.*
- Schmutz, S., Cowx, I. G., Haidvogel, G., Pont, D. (2007): Fishbased methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology* 14: 369–380.
- Sheehan, R. J., Rasmussen, J. R. (1999): Large Rivers. In Kohler, C. C., Huber, W. T. (eds.): *Inland Fisheries Management in North America*, 2nd Edition. American Fisheries Society Special Publication. 20: 529–559. *Bethesda, MD.*
- Specziár A. (2001): A halak mozgási aktivitásának hatása a kopolyúháló mintavételezések eredményeire: a CPUE napszakos és évszakos változásai a Balatonban (Impacts of the activity of fish on the results of gillnet samplings: diurnal and seasonal changes of the CPUE in Lake Balaton). *Hidrológiai Közlöny* 81/5-6: 459–461.
- Szalóky Z., Gyögy Á. I., Csányi B., Tóth B., Sevcsik A., Szekeres J., Erős T. (2011): Elektromos kecével végzett vizsgálatok első eredményei a Duna monitorozásában. *Pisces Hungarici* 5: 37–42.
- Thurow, R. F., Schill, D. J. (1996): Comparison of day snorkeling, night snorkeling, and electrofishing to estimate bull trout abundance and size structure in a second-order Idaho stream. *North Am. J. Fish Manage.* 16: 314–323.
- Vašek, M., Kubečka, J., Čech, M., Draštík, V., Matěna, J., Mrkvička, T., Peterka, J., Prchalová, M. (2009): Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research* 96: 64–69.
- Welcomme, R. L. (1985): River fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers No. 262.* UN Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Welcomme R. L. (1995): Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 121–136.

- Wildman, T. L., Neumann, R. M. (2003): Comparison of snorkeling and electrofishing for estimating abundance and size structure of brook trout and brown trout in two southern New England streams. *Fisheries Research* 60: 131–139.
- Witt, A. J., Cambell R. S. (1959): Refinements of equipment and procedures in electrofishing. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88: 33–35.
- Zalewski, M., Cowx I. G. (1990): Factors affecting the efficiency of electric fishing. In Cowx, I. G., Lamarque, P. (eds.): *Fishing with electricity. Fishing News Books, Oxford, UK.*

Authors:

Imre POTYÓ (pويمre@gmail.com) András WEIPERTH, Gábor GUTI (guti.g@t-online.hu)

THREATENED AND RARE FISHES FROM UPPER TISA VALLEY AND ITS ROMANIAN LEFT SHORE TRIBUTARIES (NORTH-WESTERN ROMANIA)

A TISZA FELSŐ SZAKASZÁNAK ÉS BAL OLDALI MELLÉKFOLYÓINAK VESZÉLYEZTETETT ÉS RITKA HALAI ROMÁNIÁBAN

I. C. TELCEAN, D. CUPȘA

Department of Biology, University of Oradea, Romania

Keywords: Tisa basin, fishfauna, human impact, numerical decline

Kulcsszavak: Tisza-völgy, halfauna, antropogén hatások, egyedszámcsökkenés

Abstract

The fish fauna of the Upper Tisa river and Romanian tributaries is numbering approximately 54 native fish species and 10 exotic. During the last decades, the human pressure on aquatic fauna was affected the fish populations, especially the rheophilic species from the headwaters. The rare species confront the population decline. Some of the former large spread species are becoming threatened and rare pursuant to the villages extension near the rivers and other human aggressions. Four rheophilic species representatives of Perch family have undergoing a numerical decline in most of the Romanian tributaries of Tisa river. There are five species of Cyprinid fishes which increased their populations and habitat range in detriment of other former abundant species.

Kivonat

A Tisza felső szakaszán és a romániai mellékfolyóiban mintegy 54 őshonos és 10 egzotikus halfaj él. Az utóbbi évtizedekben az emberi tevékenység következtében jelentős változások történtek a folyók halfaunájában. Ez a legerősebben a reofil fajokat érintette (a számuk húszra tehető), amelyek környezete elsősorban a duzasztók, a sóderkitermeles és a vízszennyezés hatására változott meg. A reofil *Zingel zingel*, *Z. streber*, *Gymnocephalus schraetser* és *Gymnocephalus baloni* fajok veszélyeztetett státuszukból fokozottan veszélyeztetett minősítésűvé váltak. A nagy mobilitással rendelkező reofil fajok (*Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba*, *Aspius aspius*) létszámcsökkenéséhez a vízi környezet konnektivitásának megszakítása is hozzájárul. Ugyanakkor azonban a Tisza mellékfolyóinak középső szakaszán a Cyprinidae és Cobitidae családnak mintegy 5 faja előnybe került.

Introduction

An increasing number of the rivers in the Tisa watershed are affected by numerous human activities which lead to the fish species numerical decline. Spite of the national befriending programs which are managed a national network of Nature Parks and Natura 2000 sites, including several watersheds from upper Tisa river system, the decline of population of some fish species is still continuing. In order to estimate the actual status of the river's fishfauna some comparisons on species distribution and abundance are needed starting with the historical data. For the majority of the species from Romanian stretches of Tisa tributaries, the only reliable recordings are pertaining to Bănărescu (Bănărescu 1953, 1954, 1964, Bănărescu et al. 1960, 1963). In many cases, the data on fish species are outdated, very poor, or too vague. The Romanian program on Tisa tributaries surveys was started after the '90 decade and researches were initially focused on general fishfauna surveys in order to complete the data gaps (Nalbant 1995, Bănărescu et al. 1997, 1999). Whereupon was not available previous reliable data on fish species assemblage and their ranging along the rivers, thus a comprehensive estimation on fish threatening was not possible. The threatening factors as river levees and damming upon fishfauna were studied along the Crișuri rivers system (Telcean 1997). The fishfauna changes downstream of the localities owe by spilling of sewage waters are studied on tributaries Someș and Crișul repede (Telcean 2002).

The modifications of fishfauna in the upper Tisa River and tributaries in Maramureș are presented according to the occurrence of sensitive fishes along the rivers affected by mining industry (Telcean & Györe 2000, Harka et al. 2002, Telcean & Bănărescu 2002). The studies on threatening of fishes from Crișuri system (Crișul Repede, Crișul Negru and Crișul Alb)

are revealing that the number of human aggressions upon the rivers is increasing. A comprehensive presentation on each threatening factor and the affected fish species on the rivers were recent published (Telcean et al. 2006).

A just appreciation of fish species status must be done considering the ecological requirements of it. Thus, the abundance data obtained on field investigations upon a fish species in a less characteristic habitat is not enough to characterize that species because in a specific habitat, in the same river, the number of specimens collected can be increased. The numerous cases of misunderstandings of relationships habitat requirements - fish specimens' abundance lead to a wrong interpretations on fish samples. The majority of human influences on river habitats prevailing in biotope changes and this are why the appropriate characterization of the ecological requirements of fishes is needed.

A lot of vulnerable fish species became endangered during the last decade. A special remark on some of these species and their threatening in the rivers of Tisa basin will be presented here.

Material and Methods

The data on this study refers to a long term field investigations (1991-2011). The material consisting in a large number of fish specimens was studied in the main Romanian tributaries of Tisa river as follows:

1. Vișeu and Iza rivers and their tributaries from Maramureș county (Northern Romania);
2. Someș river refers to its components Someșul Mare and Someșul Mic and united Someș,
3. Crișuri river system refers to three components: Crișul Repede, Crișul Negru, Crișul Alb,
4. Mureș river - the southernmost tributary of Tisa from Romanian territory.

The fish samples were obtained using electro-narcosis and fishing nets. In most of cases the combined method of fishing was successful. A special attention was paid to the observations on the biotope type in order to ascertain the status of targeted species. The species occurrence was noted only in the specific biotopes, and for the atypical biotopes it was recorded separately.

Regarding to the sampling procedures there was examined a calibrated sampling units along the river channel. It was established as a river section which has a length corresponding to a minimal three time of the river width.

The deeper river sections were sampled using boats and the fishing procedure was repeated in order to catch those of the solitaire specimens of predatory fishes.

All the examined specimens were released alive at the sampling sites.

Results

From a total number of 54 fish species identified as living in the upper Tisa and its Romanian tributaries, 30 native fish are becoming affected by river changes and habitats alteration. These species must consider as vulnerable or endangered in several rivers of the upper Tisa system. Just a little number of native species can be considered as favored in the new habitats transformed by levees, damming and organic pollution of water (*Table 1.*). The majority of the vulnerable and endangered fishes are rheophilic (18 species) and a less number prefers slow running and standing waters (7 species). The endemic thermal species *Scardinius racovitzai* from lowland Crișul Repede river (tributary Peța, close to Oradea) has becoming critical endangered by reduction of temperature in the thermal lake due to the overexploitations of thermal sources.

Ecological requirements of fish species and their threatening in rivers

According to species ecological preferences the vulnerability degree is quite different relating to the biotope changes. The human aggression upon the river habitats is generating a wide range of transformation since the water pollution and continuing with major riverbed

arrangements (river arms shortenings, levees, river damming). A new menace for the headwaters fishfauna is represented by small hydropower plants and losses of mountain forests closer to the river channel. These cause large fluctuations in water level with prevailing of long periods with less volume especially in the summer time.

The above mentioned species (*Table 1*) needs some remarks regarding to their status and vulnerability in the main tributaries of Tisa on the Romanian territory:

Table 1. Fishes which are underwent significant changes in populations' size
1. táblázat. A populációméret szignifikáns változását mutató hafajok

Fish species	Rivers						Remarks
	T	V	I	S	Cr	M	
<i>Acipenser ruthenus</i>	-	-	-	?	-	?	no reliable data
<i>Hucho hucho</i>	v	v	-	-	-	-	-
<i>Thymallus thymallus</i>	+	v	v	v	v	v	-
<i>Umbra krameri</i>	-	-	-	-	cE	-	in small pools
<i>Esox lucius</i>	+	-	-	v	v	+	in lowland channels
<i>Telestes souffia</i>	+	v	+	-	-	-	restricted in upper Tisa river system
<i>Leuciscus leuciscus</i>	v	v	v	?	v	?	
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	v	v	v	in lowland channels
<i>Scardinius racovitzai</i>	-	-	-	-			cE Only in Peța rivulet, Crișul Repede tributary
<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	v	v	v	-
<i>Rhodeus sericeus</i>	+	-	+	v	v	v	-
<i>Gobio uranoscopus</i>	+	v	v	v	v	v	-
<i>G. kessleri</i>	+	v	v	+	+	+	-
<i>Tinca tinca</i>	+	-	-	-	v	v	in lowland channels
<i>Cyprinus carpio</i>	+	-	-	v	v	v	in lowland channels
<i>Carassius carassius</i>	+	-	-	-	v	v	in lowland ponds
<i>Misgurnus fossilis</i>	+	-	-	+	+	+	in lowland rivulets
<i>Sabanejewia aurata</i>	+	v	+	v	+	v	-
<i>Lota lota</i>	+	v	+	?	v	+	-
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	v	-	v	v	v	v	-
<i>G. baloni</i>	-	-	-	-	v	?	-
<i>Zingel zingel</i>	+	-	-	-	v	v	-
<i>Z. streber</i>	+	-	?	cE	v	v	-
<i>Cottus gobio</i>	+	v	v	v	v	v	-
<i>C. poecilopus</i>	+	v	v	-	-	-	restricted in upper Tisa river system
Favored species with increasing populations							
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+	+	-
<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	-
<i>Rutilus rutilus</i>	+	-	-	+	+	+	in lowland channels
<i>Gobio gobio</i>	+	+	+	+	+	+	-
<i>Orthrias barbatulus</i>	+	+	+	+	+	+	-

+: present and unaffected; -: absent; ?: uncertain; V: vulnerable; cE: critical endangered;

Acipenser ruthenus is one of the sturgeon representatives which have no recent reliable data referring to its distribution and status in the upper Tisa tributaries. During the last decades this species was sporadic registered by anglers from Somes river at gorges of Țicău

– Benesat in the middle sector of this river (Bănărescu et al. 1999). The recent data referring to its occurrence in Mureş river are scarce and not reliable.

Hucho hucho was recent recorded by the authors from Vişeu river close to Bistra locality (the entrance on the river gorges, close to the river mouth at the Tisa confluence). However this fact confirms the scarce presence of this species in the upper Tisa valley. Their vulnerability is amplified by permanent wastage of polluted waters from the abandoned mines from the upper Vişeu river and the large quantities of sterile ores deposited close to the riverbed.

Thymallus thymallus on spite of the intense human pressure on the Vişeu river basin is still have a large population in the tributary Ruscova river. Numerous specimens spread in Vişeu river at the confluence of this tributary. The vulnerability is represented by the same factors as previous species. It needs to be noted that this population represents a relict of the formerly probably the largest population of this species in the upper Tisa basin.

Umbra krameri represents the only representative of fishfauna which is not related strictly to the rivers in a certain sense. This is recorded from small ponds with shallow water, often rich in vegetation. The major menace on this small fish is represented by accentuated dried seasons which are prevailing in the last years. In the lowland Ier river a tributary of Crişuri system, the arid summers causes permanently a drying of small ponds which represents the habitats of *Umbra krameri*. The human pressure on this species is inconsequential since the agriculture and river regulation is not of interest in this area. Unfortunately, there are no solutions to stop the decline of these biotopes.

Esox lucius has registered a numerical decline in the main channel of Someş and Crişuri. The species is retaining its former abundance only in the adjacent ponds and river arms specific from the lowland rivers. It is vulnerable to the overfishing and organic pollution of water. A new threatening factor is the strong fragmentations of its habitats which are affecting during the time the pike populations.

Telestes souffia is vulnerable to the village extension along the riverbed, especially the population from the tributary Iza. In the tributary Vişeu the vulnerability consists in wastage of toxic waters from the abandoned mines. This species endemic in the upper Tisa rivers is representing a peculiar case of rare species which has a restricted area but establish in there large populations. We identified a quite abundant population of this species in the rivers Mara and Cosău (subtributaries of Iza river in Maramureş county) and the provisory data confirm a possible isolation of this population in these rivers. However, the morphological analyses of its representatives is needed in order to confirm or infirm its membership to *agassizii* infraspecific taxa.

Leuciscus leuciscus represents a species with formerly wide range of distribution. It seems that its populations were not numerous as those of the former congener *Leuciscus cephalus* (nowadays *Squalius cephalus*). The numerical decline of this species seems to be determined by water pollution and organic sediments accumulated on the riverbed. The total extinction of this species was recorded in Someşul Mic downstream of city of Cluj-Napoca (tributary component of Someş river system). Specimens from this population are preserved in the collection of the Institute of Biology of the Romanian Academy (Bănărescu 2001).

The populations from the upper Tisa and lowland Crişul Repede are retaining their range, not also the formerly abundance.

Leuciscus idus is a less distributed fish which is confined only in lowland rivers and channels. Its vulnerability consists in rivers regularization and river arm shortenings. The diminishing of water flow in the channels from the lowland Crişuri system is succeeded by invasion of vegetation which are an important inconvenient for this species. In lowland sector of Mureş river the large riverbed offers numerous refuges for this species on the lateral arms of rivers.

Scardinius racovitzai was discussed above in the context of general status of threatened species in the upper Tisa valley.

Vimba vimba until the decade of '70 this species was considered a recent intruder from Tisa in the Romanian tributary Crișul Repede (Bănărescu 1953). At that time the species was considered expansive nearby the species *Chondrostoma nasus*. The upstream expansion of these species was associated with increasing of water temperature consecutively with riverbanks deforestation and slight increases of organic sediments as results of village development. The upstream expansion phenomena has affected at that time also the upper Mureș river there where *Chondrostoma nasus* was, for a short time, a dominant species, a veritable intruder in the grayling zone. *Vimba vimba* has registered a numerical decline in the last decade from all the tributaries of Tisa. In fact, the initial populations were isolated and some of it was affected by extinction. The vulnerability of this species is not quite known, but it is presumable that the concurrence with others cyprinid fishes like *Chondrostoma nasus* and *Squalius cephalus* to be in part responsible for it.

Rhodeus sericeus is the only fish that spawns in the presence of bivalve mollusks. Its vulnerability consists in disappearing of the mollusks populations as a result of water pollution. All the polluted rivers have lost their bivalve population and thereafter populations of *Rhodeus sericeus* become extinct. In all the Romanian tributaries of Tisa excepting the river Iza from Maramureș the species *Rhodeus sericeus* is considered as vulnerable. The large utilization of laundry detergents in the small riverside villages without any system of purification of waste waters causes also the decline of bivalves and finally affects this species.

Gobio uranoscopus and *G. kessleri* are the two cyprinid species which is considered good indicators for ecological conditions in the rivers (Bănărescu 2000). This species has not the same degree of vulnerability which is according to their ecological requirements. *Gobio uranoscopus* is the most vulnerable to the riverbed modification and to the changes in water velocity. This fish prefers the sectors of the fast flowing rivers (70-115 cm/sec.). The other gudgeon species, *G. kessleri* inhabits sandy stretches of the rivers and the water velocity ranged on 45-65 cm/sec. (Bănărescu 2000). Its vulnerability consists in changes in riverbed texture, especially caused by mud and silt sedimentation. Our observations relating to the river substrate and water velocity, in the lowland sector of Someș river (locality Someș Odorhei) the alternation of gravel and sandy bottoms with the stony bottoms and silt is generating an alternation on gudgeon species *Gobio kessleri* and *G. gobio* (the common gudgeon).

The species which inhabits standing and slow running waters *Tinca tinca*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius* and *Misgurnus fossilis* are vulnerable to the water eutrophication phenomena. The above species excepting *Carassius carassius* are well represented also in lateral arms from the lowland rivers and channels from Crișuri and Mureș rivers. *Cyprinus carpio* has undergoing a numerical decline in lowland Crișuri and Mureș rivers. However, this species was not abundant in these rivers, comparing to the others cyprinids similar ecologic *Abramis brama*, *A. ballerus* and *Blicca bjoerkna*.

Sabanejewia aurata is a species confined only in large rivers with sand and stony bottoms and moderately fast flowing waters. It is no occurred in the small rivulets like the congener *Sabanejewia romanica*, but it is present even in standing waters with silt bottom from the large river meanders. The vulnerability of *Sabanejewia aurata* derives from the inability to survive in organic polluted rivers. The most vulnerable are the populations from the rivers Iza, Crișuri system and Mureș. However, the numerical decline of this species is not uniform for entire the rivers, it is affecting only the local populations located downstream to villages.

Lota lota is another "rare" species which is confined along the entire large rivers in the Tisa basin. Due to its peculiar ecology, and predominant nocturne activity, this species

remains as a little known fish, spite of its large range of distribution. During the last decade this fish was recorded frequent from the lowland Mureş river in those areas in which it was not occurred or was considered extinct. There is a possible explanation on this phenomenon which can be related with specimen migration upstream on Mureş from Tisa. In the last decades, the level of water pollution in Mureş river was diminished due to the economical reasons. Thus, the majority of the lowland species manifest a tendency of restore their formerly distribution along the river.

Gymnocephalus schraetser and *G. baloni* are two of the rheophilic species of perch family. These species has undergoing a numerical decline due to the organic pollution of rivers and the exploitation of sand and gravels directly from the riverbed. *Gymnocephalus schraetser* is the most widely distributed representative of the genus in the hilly and lowland rivers. In Someş river it occurs downstream to Ulmeni locality and became rare upstream to Satu Mare village. Its vulnerability is represented by intolerance to the organic pollution of rivers and increasing of water turbidity downstream to the exploitations of mineral aggregates. Such of exploitations are affecting mainly the lowland rivers Someş and Mureş.

Zingel zingel and *Z. streber* are two of the perch family representatives with well defined ecological requirements. These inhabit the moderate fast flowing rivers with stony and gravel bottoms. In those rivers in which both the species occurs (for instance Crişul Negru and lowland Mureş) they live in different habitats. *Zingel streber* prefers the shallow water with increased velocity and predominant stony bottoms, while the second species *Zingel zingel* occurs predominantly in moderately deep waters with sand and gravels on bottom. In the lowland Crişul Negru river, this species manifests affinities for the biotopes in which the aquatic vegetation are well developed. In the Crişul Alb river live only the species *Zingel streber*. It is confined only in the hilly area of this river in which its ecological requirements are satisfied. The other species of the genus is not occurred in this river, probably because of the peculiarity of the riverbed in the lowland area.

Regarding to the degree of vulnerability, it can be stated that these species are sensitive to organic pollution; especially that it is generating a thickness of bacteria colony with *Sphaerotillus* spp. The background of its vulnerability is represented by intolerance to the reduction of dissolved oxygen. Another menace on these species is represented by exploitations of mineral aggregates directly from the riverbed as seen in lowland Mureş river.

Cottus gobio and *C. poecilopus* represents the most exigent rheophilic species from the Tsa basin. There are only few rivers in which these species cohabit and in that case the species *Cottus poecilopus* occupy the uppermost area of mountainous brooks than the other *C. gobio* can distribute relatively far downstream of it (seen in the upper Tisa in Ukraine). A distinctive distribution of cottid fishes is shown in the tributary Iza there in, the species *Cottus poecilopus* lives only in the spring area, while *Cottus gobio* is occupying only the sub-tributary named Valea Albă. In each of these habitats the two species are not overlaps. Spite of apparent less affected habitat of the two cottid species, these confront a strong vulnerability due to the decreasing of water amount and water warming process. The woodcutting is the responsible for these phenomena. Along the riversides are deposited large quantities of sawdust which was generated by local industry of wood processing. At the present-day there remain very few brooks and rivulets in which the species of genus *Cottus* can be considered as "safe".

Discussions

During the last time, a priority in the field of fish species protection is represented by ascertaining of the status of some species that are considered rare (as natural status). It needs differentiate by those species which are becoming rare as a result of human pressure.

The recommended term “rare” used in IUCN normative is quite ambiguous since it refers to both categories of species: ones widely distributed but represented by rare specimens and others which has restricted ranges but are quite abundant in their range. It is the case of two vulnerable species in the Upper Tisa and tributaries: the above mentioned species *Zingel zingel* which has a widely range on the middle stretches of larger tributaries of Tisa (Crişul Negru, Crişul Repede, Mureş) and has rare specimens on their populations, and the species *Telestes souffia* which has a restricted range in the upper Tisa and tributaries Vişeu and Iza there where their populations are quite numerous. The distinction in these two situations needs to be done in order to take the correct measures for species management and protection.

Regarding to the vulnerability and endangered degree of the species we confront our findings with the Maitland list of threatened freshwater fish in Europe (Maitland 1991). From the total of 54 native species confined in the Upper Tisa basin, a number of 18 species are mentioned as vulnerable or distinctively threatened in the Maitland list. It is necessary to mention here that five of the species from Tisa basin (*Cyprinus carpio*, *Rhodeus sericeus*, *Esox lucius*, *Misgurnus fossilis* and *Sabanejewia aurata*) which was not vulnerable or endangered in the '91 years are underwent vulnerable also in the upper Tisa at the present. This is a measure of river's habitats deterioration which is extending in the Danube basin progressive to the easternmost tributaries, Tisa being the most important of them.

Beside the water pollution, the river regularizations is responsible for the aquatic biodiversity losses, especially in fish species. The river damming and meander shortening has a decisive role in the fragmentation of aquatic biotopes. The missing of the aquatic habitats connectivity affecting most of rheophilic fishes, especially the diadrome species which needs to spawn in headwaters and is sedentary in the middle and lowland rivers. The populations of *Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba* and *Barbus barbus* was strong affected in the last decades by losing of habitats connectivity. The recent data shows that the piscivorous species from the lowland large rivers (*Esox lucius*, *Silurus glanis*, and *Stizostedion lucioperca*) underwent also a numerical decline due to the habitats fragmentation.

References

- Bănărescu, P. (1953): Prezența morunaşului (*Vimba vimba*) în bazinul Crişurilor (Occurrence of the vimba –breem (*Vimba vimba*) in the basin of Crisuri rivers - in Romanian). *Bul. Inst. Cerc. Pisc.* 12/4: 73.
- Bănărescu, P. (1954): Contribuţii la cunoaşterea ihtiofaunei dulcicole a României (Contributions to knowledge of the freshwater fish fauna of the Romanian rivers. - in Romanian). *Studii şi Cerc. Stiint. Cluj*, 4/3-4: 153–187.
- Bănărescu, P. (1964): *Fauna R.P.R.*, vol. 13. Pisces-Osteichthyes, Ed. Acad., Bucureşti.
- Bănărescu, P. (1981): Ihtiofauna Crişurilor în cadrul general al ihtiofaunei bazinului Dunării. (The fish fauna of the Criş Rivers within the general framework of the Danube basin fish fauna. - in Romanian). *Nymphaea – Folia Naturae Bihariae* 8-9: 475–481.
- Bănărescu, P., (2000): The gudgeon species of the genus *Gobio* as indicators of ecological zones in rivers (Pisces, Cyprinidae). *Proceedings of the Institute of Biology* 3: 147–152.
- Bănărescu, P., (2001): Fische aus den Flüssen Siebenbürgens in der Sammlung des Institutes für Biologie der rumänischen Akademie. *Linzer biol. Beiträge* 33/2: 1199–1225.
- Bănărescu, P., Müller, G., Nalbant, T. (1960): Noi contribuţiuni la studiul ihtiofaunei de apă dulce a RPR (New contributions to the study of the freshwater fish fauna of the Romanian P. R. - in Romanian). *Comun. Zool., Soc. St. Nat. Geogr.* 1: 111–126.
- Bănărescu, P., Papadopol, M., Müller, G. (1963): Le genre *Vimba* (Pisces Cyprinidae) dans le bassin u Danube. *Travaux Mus. Hist. Nat. “Gr. Antipa”* 4: 381–400.
- Bănărescu, P., Telcean, I., Bacalu, P., Harka Á., Wilhelm, S. (1997): The fish fauna of the Criş/Körös rivers. In Sarkany-Kiss, A., Hamar, J., (eds.): *The Criş/Körös Rivers Valleys*, Tiscia monograph series, Szolnok-Szeged-Tg. Mureş, p. 301–325.
- Bănărescu, P., Telcean, I., Nalbant, T., Harka Á., Ciobanu, M. (1999): The fish fauna of the River Someş/ Szamos basin. In Sarkany-Kiss, A., Hamar, J. (eds.): *The Someş River Valley*, Tiscia monograph series, Szolnok-Szeged-Tg. Mureş, p. 229–233.
- Harka Á., Sallai Z., Wilhelm S. (2002): A Felső-Tisza romániai mellékfolyóinak (Szaplonca/Săpânta, Iza, Visó/Vişeu) halfaunája. (Fish fauna of the Romanian tributaries of the river Tisza {Szaplonca/Săpânta, Iza, Visó/Vişeu – in Hungarian}. *Halászat* 95/4: 173–179.

- Maintland, P. S., (1991): *Conservation of threatened freshwater fish in Europe*. Council of Europe Press, Strasbourg, Nature and Environment series No. 46.
- Nalbant, T. (1995): Fish of the Mureş (Maros) River: systematics and ecology. In Sarkany-Kiss, A., Hamar, J. (eds.): *The Maros/ Mureş River Valley – a study of the geography, hydrobiology and ecology of the river and its environment*, Tiscia monograph series, Szolnok-Szeged-Tg. Mureş, p. 225–234.
- Telcean, I. C. (1997): Influenţa barajelor şi amenajărilor hidrotehnice asupra ihtiofaunei bazinului Crişurilor (The influence of the river damming and of hydrotechnical modifications upon the fishfauna from the Crişuri basin – in romanian) *Univ. of Oradea, Scientifically Annals, Fascicule of Biology* 5: 64–75.
- Telcean, I. C., Györe, K., (2000): The antropogenic impact of the fish fauna from the Vişeu River Valley. *University of Bacău, Scientifically Annals, Fascicule of Biology* 5: 231–237.
- Telcean, I., Bănărescu, P. (2002): Modifications of the fish fauna in the upper Tisa River and its southern and eastern tributaries. *Tiscia monograph series, Szolnok-Szeged-Tg.Mures* 6: p. 179–186.
- Telcean, I. C., Cupşa, D., Covaciu-Marcov, S. D. (2002): Ihtiifauna sectorului inferior al Someşului şi aspecte ale refacerii sale în zonele afectate de poluare, (The fishfauna from the lower sector of Someşul Mare River with referring to the natural restoration process in the polluted stretches) *Oltenia, Studii si comunicari, Stiintele Naturii, vol. XVIII, Museum of Oltenia, Craiova*, Ed. Sitech Craiova, p. 195–198.
- Telcean, I. C., Cupşa, D., Covaciu –Marcov, S. D., Sas, I., (2005): Study about the fish fauna changes in the organic polluted stretches of Crişu Repede river (Bihar County, western Romania). *Universitatea din Bacău, Studii şi Cercetări Ştiinţifice, Biologie* 10: 83–86.
- Telcean, I., Cupşa, D., Covaciu-Marcov, S. D., Sas, I. (2006): The fishfauna of the Crişul Repede river and its threatening major factors. *Pisces Hungarici* 1: 13–19.

Authors:

Ilie C. TELCEAN (itelcean@uoradea.ro), Diana CUPŞA (dcupsa@uoradea.ro)

FISH DIVERSITY OF THE LOWLAND STRETCHES OF MORAVA AND VÁH RIVERS (DANUBE DRAINAGE, SLOVAKIA)

HALKÖZÖSSÉGEK DIVERZITÁSA A MORAVA ÉS A VÁG ALFÖLDI SZAKASZÁN

J. HORVÁTH¹, L. PEKÁRIK², J. HAJDÚ³, J. TOMEČEK⁴

¹Comenius University, Faculty of Natural Science, Bratislava, Slovakia,

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

³State Nature Conservancy of the Slovak republic, Administration of the Protected Landscape Area Dunajské luhy Dunajská Streda, Slovakia,

⁴State Nature Conservancy of Slovak Republic, Administration of Protected Landscape Area Záhorie, Malacky, Slovakia,

Keywords: fish diversity, beach seining, diel dynamics, nocturnal species, living species

Kulcsszavak: haldiverzitás, parti kerítőhálózás, napi dinamika, éjjeli fajok, nappali fajok

Abstract

Lowland river ecosystems are considered as the most endangered worldwide, however the fish fauna of Slovakian lowland rivers is not sufficiently documented. We have investigated fish assemblages occurring in lower stretches of the Morava River (river km 20) and the Váh River (river km 25). Small beach seine net (2x5 m; 6 mm mesh size) was used to sample the shallow riparian zones in summer (June, July and August) every two hours over the daily period (24 hours). Additionally, samples from the Morava river obtained in 2006 by beach seining (river km 14-45) and electrofishing (river km 14-70) were included. Altogether 31 fish species were recorded in the Morava River and 26 fish species were recorded in the Váh River respectively. Abundance as well as the species composition varied considerably during the diel cycle. The most dominant nocturnal species were *Abramis bjoerkna*, *Chondrostoma nasus* and *Romanogobio vladykovi* and the most dominant diurnal species were *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus* and *Aspius aspius*.

Kivonat

Az alföldi folyóvízi ökoszisztémákat világszerte a leginkább veszélyeztetetteknek tartják, a szlovákiai alföldi folyók halfaunája azonban nem kellően dokumentált. A Morava (20 fkm) és a Vág (25 fkm) alsó szakaszának halközösségeit vizsgáltuk. Kisméretű (2 x 5 m, 6 mm-es szembőségű) parti kerítőhálót használtunk a mintavételezéshez a sekély parti zónában a nyári időszakban (június, július, augusztus), minden kétóránként a napi cikluson (24 óra) belül. Ezenkívül figyelembe vettük a Moraván 2006-ban parti kerítőhalászattal (14-45 fkm), illetve elektromos halászattal (14-70 fkm) gyűjtött mintákat. Összesen a Moravában 31, a Vágban 26 halfajt jegyeztünk fel. A napi cikluson belül a gyakoriság és a faj szerinti összetétel egyaránt jelentősen változott. A leginkább domináns éjjeli fajok az *Abramis bjoerkna*, a *Chondrostoma nasus* és a *Romanogobio vladykovi*, míg a leginkább domináns nappaliak az *Alburnus alburnus*, a *Rutilus rutilus* és az *Aspius aspius* voltak.

Introduction

Majority of European lowland rivers are strongly influenced by human activities and thus represent significantly threatened ecosystems. Such river sections are mostly characterized by higher water depth and low to moderate water current. The nature of lowland rivers impedes the feasibility and representativeness of fish sampling by standard ichthyological methods and gears. As a result, fish diversity of these river sections isn't sufficiently documented.

In the Western part of Slovakia, lowland rivers are represented by the Danube River (and its side arm Malý Dunaj) and its large tributaries the Morava River and the Váh River. The Morava River was monitored several years ago for the purposes of restoration/rehabilitation projects (Lisický 1995, 1996, 2005, Spindler et al. 1992), but all data were sampled only by electrofishing. Fish assemblages of downstream stretches of the Váh River or close Malý Dunaj side arm were investigated only sporadically (Kux & Weisz 1962, Nagy & Černý 1992, Mužík et al. 2008, Sedlár 1960). Therefore, we decided to contribute to the knowledge on the fish species occurring in the lower stretches of Váh and Morava rivers.

Material and methods

Two shallow riparian areas (beaches) of two Danube tributaries, Morava and Váh rivers (Fig.1), were selected to assess fish species assemblage. Sample site on Morava river main channel was situated near Vysoká pri Morave about 20 km upstream the mouth to the Danube River. Study site was dominated by sandy-gravel bottom substrate continuing to rip-rap river banks downstream and upstream. Sample site on Váh river was situated near Kolárovo about 25 km upstream the mouth to the Danube River. Study site was dominated by sandy beach transiting to vertical clay river banks downstream and upstream.

Fishes were sampled three consequent years in 2009-2011 (July-August). Small beach seine net (2x5m, 6 mm of mesh size) was used for fish sampling. The net was operated by the assistance of two people on the distance of 100 m downstream the river every 2 hours over the daily period (24 hour). Additional unpublished data sampled in Morava River in 2006 were added to obtain more representative results. Data were obtained by beach seining on four sites along the river (river km 14-45) and data from electrofishing in the rip-rap area on six sites along the river (river km 14-70).

Sampled fish individuals were determined and returned to the water downstream the sampled area. Data from each seining (years 2009-2011) per site and sampling occasion were pooled to one dataset and results were expressed as species relative density. Data from the year 2006 were pooled to one dataset respectively in the case of beach seining and in the case of electrofishing. All available published data were processed in the same way. Species dominance was evaluated according to Losos et al. (1984), the qualitative status of fish diversity was characterized by Shannon's index of diversity (H'), equitability index according to Lloyd & Ghellardi (1964). Species conservation status was evaluated according to Koščo & Holčík (2007) and non-native species were identified according to Koščo et al. (2010).

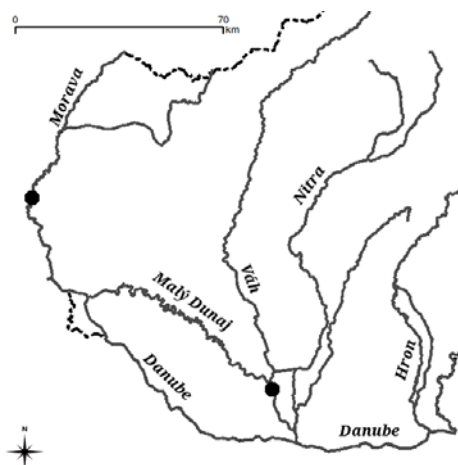


Fig. 1. Map of Western Slovakian main rivers with position of sampling points (black spots)
1. ábra. Nyugat-Szlovákia főbb folyóinak térképe a mintavételi helyekkel (fekete pontok)

Results and discussion

Species assemblage of the Morava River documented in the years 2006 and 2009-2011 includes 31 fish species (Table 1). According to the conservation status of native fish species (Koščo & Holčík 2007) and the list of non-native fish species (Koščo et al. 2010), one species is considered as endangered, four species as vulnerable, seven species as near threatened, fifteen species as least concern and while six as non-native species (five of them invasive). Nine species were not recorded comparing with the past (Table 1), but the occurrence of *Zingel zingel*, *Sander volgense* and *Cyprinus carpio* is expected there. Other unrecorded species usually occur in isolated backwaters and only occasionally are recorded in the main channel. The occurrence of five new species was confirmed in the Morava River and two of them, *Rutilus virgo* and *Chondrostoma nasus* were probably overlooked in the past and three invasive species could have reached the Morava River only recently (Lusk et al. 2008).

Table 1. Fish species recorded in lowermost section of the Morava River
 (*sampled in 2004, EF-electrofishing, SE-seining)
 1. táblázat. A Morava legalsó szakaszán feljegyzett halfajok
 (*2004-es mintavétel, EF – elektromos halászat, SE – kerítőhálózás)

species / data source	Spindler et al. 1992	Lisický 1995	Lisický 1996	Lisický 2005*	Lisický 2005	our data 2006 (EF)	our data 2006 (SE)	our data 2009	our data 2010	our data 2011
<i>Abramis ballerus</i>	7.84	-	-	-	-	-	1.04	-	-	-
<i>Abramis brama</i>	23.64	0.80	0.76	3.36	6.82	0.81	2.48	0.28	0.07	0.12
<i>Abramis sapa</i>	0.91	-	-	-	-	-	-	0.28	0.07	-
<i>A. brama</i> x <i>A. bjoerkna</i>	-	-	-	-	0.45	-	-	-	-	-
<i>Abramis bjoerkna</i>	20.85	15.10	2.50	11.34	18.18	1.22	25.48	22.69	64.67	47.78
<i>Abramis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	2.29	-
<i>Alburnus alburnus</i>	14.43	35.60	-	31.93	5.00	0.41	33.27	17.37	7.86	45.07
<i>Anguilla anguilla</i>	-	-	-	-	1.36	-	-	-	-	-
<i>Aspius aspius</i>	0.34	0.50	0.43	0.42	0.45	-	0.88	5.88	0.07	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	0.11	-	-	-	-	-	-	-
<i>Barbus barbus</i>	0.28	3.80	-	2.52	10.00	1.22	0.13	0.56	-	-
<i>Carassius carassius</i>	0.11	0.30	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	7.16	1.00	-	13.45	5.00	-	-	-	0.07	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	-	-	-	-	0.45	-	-	-	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	0.23	-	-	0.84	10.45	-	-	-	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1.96	0.21	0.37
<i>Cobitis elongatoides</i>	0.23	5.10	1.41	-	-	2.03	0.20	1.12	0.21	-
<i>Esox lucius</i>	0.34	1.60	0.33	0.84	4.09	2.03	0.29	0.28	0.21	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	0.30	0.33	-	-	1.22	-	0.28	0.70	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	10.34	-	-	0.42	-	-	4.43	1.12	3.27	-
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	0.57	-	-	-	-	-	0.03	0.56	0.07	-
<i>Lepomis gibosus</i>	-	-	-	-	-	-	0.20	0.28	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i>	0.06	-	-	-	-	-	0.16	-	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	6.60	0.33	12.61	-	6.10	1.14	4.48	0.35	0.12
<i>Leuciscus cephalus</i>	0.11	3.10	0.54	-	20.00	8.54	0.78	0.56	-	0.25
<i>Leuciscus idus</i>	0.17	6.10	77.39	2.10	2.73	9.76	4.46	3.36	1.11	0.74
<i>Lota lota</i>	-	0.30	3.15	0.84	1.36	9.35	-	0.28	-	-
<i>Neogobius melanostomus</i>	-	-	-	-	-	31.30	0.10	3.36	0.28	0.62
<i>Neogobius kessleri</i>	-	-	-	-	-	1.63	-	1.12	-	0.49
<i>Perca fluviatilis</i>	0.57	6.70	7.72	7.56	2.27	6.10	2.28	1.96	3.89	-
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	6.10	0.87	-	0.45	12.20	0.03	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	0.06	-	0.11	1.26	-	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	0.11	1.80	0.11	0.42	-	0.41	0.39	0.28	-	-
<i>Romanogobio vladykovi</i>	2.61	0.30	-	-	-	-	0.46	22.41	10.43	1.60
<i>Rutilus rutilus</i>	6.99	2.30	3.59	2.10	4.09	3.25	20.66	3.92	2.09	-
<i>Rutilus pigus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.14	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0.57	1.00	0.22	-	-	0.41	0.33	-	0.21	-
<i>Sander lucioperca</i>	0.80	-	-	2.10	1.36	-	0.75	5.32	1.39	2.83
<i>Sander volgensis</i>	0.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Silurus glanis</i>	0.06	1.60	0.11	5.88	4.55	2.03	-	-	0.14	-
<i>Tinca tinca</i>	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vimba vimba</i>	0.11	-	-	-	-	-	0.03	0.28	0.21	-
<i>Zingel zingel</i>	-	-	-	-	0.91	-	-	-	-	-
no. of species	28	21	18	18	19	19	24	25	23	11
no. of individuals	1760	391	920	238	220	246	3069	357	1438	812
diversity index H'	2.19	2.25	1.01	2.20	2.40	2.30	1.85	2.32	1.33	1.03
eqitability	0.66	0.73	0.35	0.761	0.83	0.78	0.58	0.72	0.46	0.427

Species recorded at each sampling occasions can be considered as typical main channel species. *Abramis bjoerkna* and *Alburnus alburnus* were found at stable high densities and these species were recorded in similar frequencies and densities in the past. *Abramis brama*,

Aspius aspius, *Esox lucius*, *Leuciscus cephalus*, *Leuciscus idus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Sander lucioperca* occurred in low but stable densities in our samples and their occurrence is also comparable with the past. Other species, *Ch. nasus*, *Cobitis elongatoides*, *Gymnocephalus cernuus*, *Gymnocephalus schraetser*, *Leuciscus leuciscus*, *Neogobius melanostomus*, *Romanogobio vladkovi* and *Vimba vimba* recorded in stable frequencies are also typical for the main channel. Species richness seems to be stable (except for the year 2011) compared to the past, but species occurrence in sample depends on the methods used (electrofishing, beach seining).

Species assemblage of the Váh River documented in the years 2009-2011 includes 26 fish species (Table 2).

Table 2. Fish species recorded in lowermost section of the Váh River
2. táblázat. A Vág legalsó szakaszán feljegyzett halfajok

species/data source	Kux & Weisz (1962)	Mužik (2008)	our data 2009	our data 2010	our data 2011
<i>Abramis brama</i>	-	-	0.26	0.14	-
<i>Abramis sapa</i>	-	-	-	0.97	1.36
<i>Abramis bjoerkna</i>	1.67	-	0.69	13.02	4.08
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0.19	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	16.48	24.74	10.32	44.74	72.11
<i>Ameiurus nebulosus</i>	0.19	-	-	-	-
<i>Aspius aspius</i>	-	14.43	5.12	7.06	9.52
<i>Barbus barbus</i>	0.56	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	-	0.52	0.30	-	0.34
<i>Chondrostoma nasus</i>	0.19	-	3.31	4.71	0.68
<i>Cyprinus carpio</i>	0.19	2.58	0.04	-	-
<i>Gobio gobio</i>	1.48	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	17.59	-	0.09	-	-
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	-	-	-	1.52	-
<i>Lepomis gibosus</i>	2.59	1.55	-	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0.19	-	5.12	4.71	0.68
<i>Leuciscus cephalus</i>	3.52	0.52	-	0.28	-
<i>Leuciscus idus</i>	0.37	4.64	0.26	0.42	-
<i>Lota lota</i>	0.56	7.73	-	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>	-	1.55	2.80	1.80	2.38
<i>Neogobius melanostomus</i>	-	27.84	-	-	-
<i>Neogobius kessleri</i>	-	5.67	1.25	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	0.74	1.55	0.47	-	-
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1.85	0.52	3.18	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	48.70	1.03	51.31	-	-
<i>Romanogobio vladkovi</i>	0.19	3.61	0.73	13.99	4.08
<i>Rutilus rutilus</i>	1.85	0.52	8.17	2.35	1.70
<i>Rutilus pigus</i>	-	-	-	0.42	0.68
<i>Sabanejewia balcanica</i>	0.37	-	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	0.28	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	0.52	0.69	2.91	2.38
<i>Sander volgensis</i>	-	-	4.34	0.28	-
<i>Silurus glanis</i>	0.56	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	-	-	0.09	-	-
<i>Vimba vimba</i>	-	-	1.46	0.42	-
<i>Zingel zingel</i>	-	0.52	-	-	-
no. of species	19	18	21	18	12
no. of individual	540	194	2325	722	294
diversity index H'	1.61	2.10	1.86	1.87	1.15
eqitability index	0.55	0.73	0.61	0.65	0.46

According to the conservation status of native fish species (Koščo & Holčík 2007) and the list of non-native fish species (Koščo et al. 2010), three species are considered as endangered, seven species as near threatened, eleven species as least concern, while five species are classified as non-native (four of them invasive). Four species were not recorded compared with the past (Table 2), but these species are expected to occur there. The occurrence of twelve new species was confirmed there, but many of these species were expected to occur there in the past, although not recorded.

Species recorded at each sampling occasions can be considered as typical main channel species. *A. alburnus* and *A. aspius* occur there in stable high densities. Three other species, *Neogobius fluviatilis*, *R. vladykovi* and *S. lucioperca* occur in low, but stable densities and can be considered typical as well. *A. bjoerkna*, *Ch. nasus* and *L. leuciscus* that were found in each our sample can also be considered as typical main channel species. Species richness seems to be stable except for the year 2011, but species composition sampled by two methods is different.

Altogether, 41 fish species were recorded in the Slovak-Austrian section of Morava River compared to 30 species in the lower-most section of Váh River. Though the sampling probability of some rare species has to be taken into account, different species richness could be caused by different habitat conditions. Moreover, Váh River is influenced by water level fluctuations caused by dam and hydro-power plant upstream. On the other hand, lower species richness in both rivers in 2011 can indicate similar causes - dry season and low discharges.

Nonetheless, fish species occurring in both rivers are influenced by the connection to Danube river. Species recorded in both rivers cover the majority of all expected species that can be found in main channel except of salmonids and *Cottus gobio* that are adapted to more oxygen saturated waters of Danube River (Holčík 2003). However, *C. gobio* disappeared from the Slovak/Hungarian Danube section recently (Černý 2006). We can also expect the occurrence of *Pelecus cultratus*, that was repeatedly recorded in Malý Dunaj side arm (Hajdú & Pekárik, unpublished data) or *Zingel streber* that was recorded in lower-most section of Hron River (Pekárik, unpublished data) or upstream the Morava River (Lusk et al. 2004).

Acknowledgements

This contribution is the result of the project implementation: Development and application of the innovative diagnostic approach for the molecular identification of animals (ITMS: 26240220049) supported by the Research & Development Operational Programme funded by the ERDF.

References

- Černý, J. (2006): Monitoring Danube fish fauna and the influence of the Gabčíkovo project. In Mucha, I., Lisický, M. (eds.): *Slovak-Hungarian Environmental Monitoring on the Danube*. Ground Water Consulting Ltd, Bratislava, 135–142.
- Holčík, J. (2003): Changes in the fish fauna and fisheries in the Slovak section of the Danube River: a review. *Ann. Limnol.-Int. J. Limnol.* 39: 177–195.
- Koščo, J., Holčík, J. (2008): Anotovaný Červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska - verzia 2007. *Biodiverzita ichtyofauny ČR*. 7: 119–132.
- Koščo, J., Košuthová, L., Košuth, P., Pekárik, L. (2010): Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia* 65: 1057–1063.
- Kux, Z., Weisz, T. (1962): Ichtyofauna hlavného toku Dunaje a jeho niektorých prítoků v jihoslovenské nížině. *Acta Musei Moraviae* 47: 151–175.
- Lisický, M. J. (ed.) (1995): *Úvodné riešenie k problematike renaturácie rieky Moravy v úseku Tvrdonice-Devín – priebežná správa o výsledkoch za rok 1995*. Priebežná správa projektu. Ústav zoológie SAV, Bratislava.
- Lisický, M. J. (ed.) (1996): *Úvodné riešenie k problematike renaturácie rieky Moravy v úseku Tvrdonice-Devín – priebežná správa o výsledkoch za rok 1996*. Priebežná správa projektu. Ústav zoológie SAV, Bratislava.
- Lisický, M. J. (ed.) (2005): *Mapovanie biotopov a biomonitoring vytypovaných oblastí dolnej Moravy. Záverečná správa projektu*. Ústav zoológie SAV, Bratislava.
- Lloyd, M., Ghellardi, R. J. (1964): A table for calculating the equitability component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33: 217–225.
- Losos, B., Gulíčka, J., Lellák, J., Pelikán, J. (1984): *Ekologie živočíchů*. SPN, Praha, pp. 316.

- Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., Vetešník, L. (2004): Re-occurrence of *Zingel streber* (Teleostei: Pisces) in the Czech Republic. *Folia Zoologica* 53: 417–422.
- Lusk, S., Vetešník, L., Halačka, K., Lusková, V., Pekárik, L., Tomeček, J. (2008): První záznam o průniku hlaváče černoústého *Neogobius (Apollonia) melanostomus* do oblasti soutoku Moravy a Dyje (Česká republika). *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 7: 114–118.
- Mužík, V. et al. (2008): *Výsledky ichtyologického výskumu povrchových tokov Slovenska pre potreby implementácie RSV*, Slovenská agentúra životného prostredia Banská Bystrica, pp. 101.
- Nagy, Š., Černý, J. (1992): Ichtyofauna Malého Dunaja v minulosti a dnes. *Spravodaj Podunajského múzea v Komárne* 10: 112–140.
- Sedlár, J., (1960): Nález druhov *Acipenser ruthenus* Linné 1758 a *Acipenser güldenstäedti colchicus* Marti 1940 v Malom Dunaji. *Biológia* 15: 612–614.
- Spindler, T., Hensel, K., Holčík, J. (1992): *Die Fischfauna der Österreichisch-Tschechoslowakischen Grenzen der March samt ihrem Einzugsgebiet*. Druckerei Gugler, Melk, pp. 180.

Authors:

Ján HORVÁTH (johny.horvath@gmail.com), Ladislav PEKÁRIK (ladislav.pekarik@savba.sk), Juraj HAJDÚ, Jozef TOMEČEK

**MORPHOLOGICAL ALTERATIONS IN A SMALL-SIZED CYPRINID FISH,
LEUCASPIUS DELINEATUS, CAUSED BY PRESERVATION WITH DIFFERENT
ETHANOL SOLUTIONS**

**MORFOLÓGIAI VÁLTOZÁSOK EGY KISTESTŰ PONTYFÉLE, A *LEUCASPIUS
DELINEATUS* KÜLÖNBÖZŐ TÖMÉNYSÉGŰ ETANOL-OLDATBAN TÖRTÉNŐ
KONZERVÁLÁSA SORÁN**

M. NOWAK, W. POPEK

Department of Ichthyobiology and Fisheries, University of Agriculture in Kraków, Poland,

Keywords: morphometrics, preservation artefacts, shrinkage, zoological collections

Kulcsszavak: morfometria, preparátumok megőrzése, zsugorodás, állattani gyűjtemények

Abstract

Influence of three different methods of ethanol preservation on the morphology of a small-sized cyprinid fish, the sunbleak *Leucaspius delineatus*, was investigated. In the first method fish were transferred directly from fixative (formalin) to 70% ethanol; in second specimens were put in 50% and transferred to 70% solution; in the last one they were processed through a series of graded concentrations (20%, 40%, and 60%) up to the final 70% ethanol. All three methods caused noticeable alterations in morphology, including lack of colour (fading) and shrinkage. The latter varied among body dimensions and procedures. Sharpest shrinkage in all dimensions was recorded for the first method of preservation and the least apparent for the last one. The alteration was especially prominent in the body width, for which percent shrinkage varied on average between 14.93% (procedure three) and 19.53% (procedure one) of the initial measurement. The procedure based on fixation in formalin and followed by preservation in ethanol solution of a gradually attained 70% concentration was found to be the least disruptive for the morphometrics.

Kivonat

Három alkoholos konzerválási eljárás alakotani bélyegekre gyakorolt hatását vizsgáltuk a kistestű kurta baing *Leucaspius delineatus* esetében. Az első módszer során a halakat a fixáló szerből (formalin) egyből a 70%-os etanol konzerváló oldatba helyeztük; a másodiknál a halak először 50%-os, majd 70%-os etanolba kerültek; míg az utolsónál lépcsőzetesen emeltük az alkohol koncentrációját (20%, 40%, és 60%) a végső 70%-os koncentrációig. Mindhárom eljárás észrevehető alakotani változásokat okozott, mint például a szín eltűnése (halványodása) és a test zsugorodása. Az utóbbi testparaméterenként és az alkalmazott konzerválási eljárástól függően eltérő mértékű volt. Minden vizsgált testméretnél a legjelentősebb zsugorodás az első, míg a legcsekélyebb a harmadik konzerválási eljárás során mutatkozott. A legkifejezettebb változást a testszélességnél tapasztaltuk, amelynél az átlagos zsugorodás 14,93% (3. módszer) és 19,53% (első módszer) között változott. Az alakotani jellemzők megőrzése szempontjából legjobbnak azon eljárás bizonyult, amely során a formalinos fixálást követően fokozatosan növelve érjük el a tartós konzerválást biztosító, végső 70%-os etanol koncentrációt.

Introduction

Fluid-preservation is the most widely used procedure in zoological collections, especially for the cold-blooded vertebrates (Simmons 2002). Preparation of wet-preserved specimens usually consists of two steps: fixation and preservation. The former process prevents the breakdown of proteins into amino acids (autolysis) by forming additional chemical bonds (often referred to as crosslinks) and coagulates the content of cells (Simmons 1999, 2002). Preservation prevents autolysis and stabilises the specimen, but does not form any crosslinks. A preservative is considered good, if it is able to prevent bacterial activity, the main cause of autolysis of the tissues (Simmons 1999, 2002). Sometimes fixation is omitted and specimens are placed directly into preservative. In such cases they remain not fixed and microbial activity could restart once the fluid is removed or its concentration decreases below a certain level (Simmons 1999, 2002).

The most commonly used fixative is formaldehyde. It is usually purchased as a saturated aqueous solution, containing about 37–38% of formaldehyde and stabilised with a small amount of methanol to prevent polymerisation (Simmons 1999). It is widely called formalin.

In fixation of fishes a 1 to 9 dilution (prepared by mixing 1 volume of saturated formaldehyde solution and 9 volumes of distilled water) is normally used (Wolski 1924, Simmons 1999, 2002, Falniowski 2007, Kottelat & Freyhof 2007, Neumann 2010). Such a solution is often referred to as 10% formalin or 4% formaldehyde, although it contains approximately 3.7–3.8% of formaldehyde (Simmons 1999).

Formalin is also used as a preservative fluid for some times, but this is generally not desirable (except for certain cases, e.g., preservation of fish and amphibian larvae or human anatomical specimens). Due to its acidity, formalin is known to decalcify bones and other ossified structures, distort soft tissues and decompose specimens (Taylor 1967, Bayless & Shepherd 1993, Simmons 1999, 2002). Formaldehyde is also a well known carcinogen, hazardous to human, thus any manipulations with formaldehyde-preserved specimens should be minimised as possible (Burroughs et al. 2006).

Ethanol (ethyl alcohol) is probably the most commonly applied preservative. It is the most effective as a bactericide in the concentrations of 50–80% (Hawks 2003). For fishes, the procedure consisting of formalin fixation followed by preservation in 70–75% ethanol solution has been advocated (Wolski 1924, Hubbs & Lagler 1947, Rolik & Rembiszewski 1987, Falniowski 2007, Kottelat & Freyhof 2007, Neumann 2010).

Several artefacts of both fixation and preservation are unavoidable. These include shrinkage of a specimen, loss of original colouration (fading) and deterioration of some fine structure (e.g., fins). Shrinkage of specimens is unavoidable and has been reported for literally all the techniques used (e.g., Al-Hassan et al. 1993, Fisher et al. 1998, Moku et al. 2004, Neavy et al. 2006, Nodeau et al. 2009). This may be especially important in morphological studies used in taxonomy. Use of specimens treated in distinct ways may lead to confusions and serious errors (e.g., Oliveira et al. 2010). Therefore, the aim of this study was to investigate on what extent different approaches to transfer of fish specimens from a fixative (formalin) to a preservative (ethanol) may result in differences in morphology.

Material and Methods

A total of 30 specimens of the sunbleak *Leucaspis delineatus* (Heckel) were collected from the Podkamycze II carp pond in Kraków-Mydlniki in October 2010. Fish were sacrificed by overdose of 2-phenoxyethanol and fixed in approximately 3.7% formaldehyde solution (referring to 10% formalin, as described herein above) neutralised with calcium carbonate powder (Taylor 1967, Neumann 2010). After a month in the fixative, the fish were rinsed in tap water for 24 hours and divided into three groups (of 10 specimens each). The first one was put directly to 70% ethanol solution, which was changed after 7 days to equalise the effect of dilution (Rolik & Rembiszewski 1987). The second group was placed into 50% ethanol for 7 days and transferred to 70% ethanol for storage (Falniowski 2007). The last one was passed through a series of graded ethanol solutions, viz. 20%, 40%, 60% and placed in 70% for storage (Simmons 2002, Neumann 2010). All solutions were prepared with distilled water and pure ethanol.

All *L. delineatus* specimens were measured for four morphometric traits twice: just after the fixation and after one month of storage in the final 70% ethanol solution. The measurements included: total length, head length, body depth and body width, following the scheme of Hubbs & Lagler (1947). Both body depth and body width were measured in advance of the dorsal fin. The measurements were taken with a digital calliper with an accuracy of 0.01 mm. It has been observed that alterations in body dimensions stabilise within a few days up to about a month in a preservative (e.g., Jennings 1991, Moku et al. 2004). Therefore, the post-treatment measurements were performed after one month of storage in the final preservative solution.

The results obtained were suspected to one-way ANOVA in order to check if there are any differences among the groups before and after the preservation. When ANOVA showed

significant differences, Tukey HSD test was performed. Within-group differences due to preservation were checked with paired t-test. A significance level was set to $\alpha = 0.05$ for all tests. All calculations were performed with the R software (R Development Core Team 2010).

Besides the measurements, all specimens were carefully inspected for any qualitative changes in external morphology (i.e., visual effect of shrinkage, fading, fragility of the fins).

Results

Quantitative changes: The value of pH of the formaldehyde solution used for fixation was 6.35 (four weeks after fixation). After soaking in tap water, the sunbleak specimens were of 56.48–73.81 mm in total length (63.44 mm on average). There were no differences in total length, head length, body depth and body width among the groups ($P > 0.05$). After the treatment, the total length has decreased down to 55.03–72.22 mm (62.27 mm on average). Mean percent shrinkage amounted 1.84%. There was no difference among the groups after the preservation in regard to any of the four morphometric characters ($P > 0.05$). However, percent shrinkage in body width was found significantly different ($P < 0.05$). All the details were shown in Table 1. Body width was also the most prone to the shrinkage. In the first group percent change on average reached 19.53% and was significantly higher than in the third, gradually-transferred, group (Table 1).

Table 1. Initial and post-preservation values of the measurements of *Leucaspis delineatus* ($n_1 = n_2 = n_3 = 10$), and significance of differences among and within the groups

Group	Initial value		Post-preservation value		Percent change		Paired t-test
	Mean	S.D.	Mean	S.D.	Mean	S.D.	
Total length (mm)							
1	65.28	4.32	63.98	4.14	-1.98	0.83	$P < 0.001$
2	62.36	4.63	61.21	4.55	-1.85	0.54	$P < 0.001$
3	62.67	5.02	61.61	4.91	-1.68	0.75	$P < 0.001$
ANOVA	$P > 0.05$		$P > 0.05$		$P > 0.05$		
Head length (mm)							
1	13.53	1.09	12.92	0.83	-4.36	2.66	$P < 0.01$
2	13.06	0.98	12.57	0.96	-3.71	2.08	$P < 0.001$
3	13.16	1.15	12.66	0.96	-3.66	3.17	$P < 0.01$
ANOVA	$P > 0.05$		$P > 0.05$		$P > 0.05$		
Body depth (mm)							
1	11.54	1.07	11.38	0.99	-1.35	1.92	$P < 0.05$
2	10.86	0.93	10.75	1.08	-1.12	2.39	$P > 0.05$
3	10.98	1.22	10.75	1.19	-2.07	2.30	$P < 0.05$
ANOVA	$P > 0.05$		$P > 0.05$		$P > 0.05$		
Body width (mm)							
1	6.37	0.64	5.12	0.59	-19.53 ^a	5.37	$P < 0.001$
2	5.94	0.61	5.01	0.60	-15.73 ^{ab}	3.84	$P < 0.001$
3	5.94	0.72	5.06	0.67	-14.93 ^b	2.62	$P < 0.001$
ANOVA	$P > 0.05$		$P > 0.05$		$P < 0.05$		

In the case when ANOVA pointed to significant differences, different upper-case letters indicate significant between-group differences (Tukey HSD test)

When comparing within-group differences in measurements taken before and after the preservation, in all cases significant or highly significant differences were found (Table 1). The measured distances were prone to shrinkage on a various extent. Body width, as it has already been stated, shrunk on average in 14.93–19.53%. The most stable trait was body depth which average percent shrinkage amounted 1.12–2.07%, depending on a group. Total length decreased on average for 1.68–1.98% (Table 1).

Qualitative changes: All specimens were noticeably faded compared to living ones. All of them were shrunk, however to a different extent. Fish from the first group (placed directly into 70% ethanol) were the most shrunk. They looked very drained, especially along the lateral line and around the bases of the dorsal and anal fin. The fins became more or less fragile. However, these processes were noted in all three groups.

Discussion

Shrinkage, especially in regard to the longitudinal dimensions, due to various preservatives and in various species has been widely reported in the literature (e.g., Jennings 1991, Fisher et al. 1998, Kristoffersen & Veia Salvanes 1998, Cunningham et al. 2000, Bayer & Counihan 2001, Moku et al. 2004, Nadeau et al. 2004, Buchheister et al. 2005, Neave et al. 2009). Gross majority of that literature reports greater decrease in body length measurements in alcohol (ethanol or isopropanol) preservatives than in formalin. Moku et al. (2004) founded that the shrinkage in 70% isopropyl alcohol was greater than in ethanol (either 70% or 90%) and formalin (5% and 10%).

The passage through a series of ethanol solutions has been considered to reduce the shrinkage effect and has been widely used in histological preparation (e.g., Humason 1962). Similar techniques have been applied in preparation of liquid-preserved specimens of fishes. Wolski (1924) advocated soaking in 30% ethanol for several hours, then in 50% for two days and finally changing to 70% for storage. Stepwise change of ethanol solutions (40%, 60% up to 75%) has also been recommended by the United States National Park Service (Bayless & Shepherd 1993). Such a procedure (transfer through 20%, 40%, and 60% up to 70% for storage) is widely applied in ichthyological (Neumann 2010) and herpetological collections (Simmons 2002).

In this study we showed that even careful transfer through a graded ethanol solutions cause some shrinkage (even as much as 14.93% in body width!) and visually alter the general appearance of a specimen. It seems that some shrinkage is unavoidable and the only case is how to reduce its extent. What seems more important is that different procedures of ethanol preservation alter the fish morphology in a different way and on a different extent. As it was explicitly shown by Oliveira et al. (2010) such a situation may lead to serious taxonomical confusions. Thus, in morphological studies, a special attention should be paid to use specimens fixed and preserved in a common manner, as any deviations in the preservation procedure could possibly result artefacts.

References

- Al-Hassan, L. A. J., Saleem, S. D., Kelkonian, M. K. (1993): Effect of freezing, formalin, and alcohol on certain body proportions of the clupeid fish *Nematalosa naus*, collected from the Khor al-Zubair area (northwest region of the Arabian Gulf). *Acta Hydrobiologica* 35: 179–183.
- Bayer, J. M., Counihan, T. D. (2001): Length changes in white sturgeon larvae preserved in ethanol or formaldehyde. *Collection Forum* 15: 57–64.
- Bayless, J., Shepherd, C. (1993): Removing wet specimens from long-term storage in formalin. *Conserve O Gram* 11/1: 1–4.
- Buchheister, A., Wilson, M. T. (2005): Shrinkage correction and length conversion equations for *Theragra chalcogramma*, *Mallotus villosus* and *Thaleichthys pacificus*. *Journal of Fish Biology* 67: 541–548.
- Burroughs, G. E., Makos, K., Hawks, C., Ryan, T. J. (2006): Exposure of museum staff to formaldehyde during some wet specimen activities. *Collection Forum* 20: 49–54.
- Cunningham, M. K., Granberry, W. F., Jr., Pope, K. L. (2000): Shrinkage of inland silverside larvae preserved in ethanol and formalin. *North Am. J. Fish. Manage.* 20: 816–818.
- Falniowski, A. (2007): *Techniki zbioru, utrwalania i konserwacji zwierząt*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa, pp. 302.
- Fisher, S. J., Anderson, M. R., Willis D. W. (1998): Total length reduction in preserved yellow perch larvae. *North Am. J. Fish. Manage.* 18: 739–742.
- Hubbs, C. L., Lagler, K. F. (1947): Fishes of the Great Lakes Region. *Bulletin of the Cranbrook Institute of Science* 26: 1–186.
- Humason, G. L. (1962): *Animal tissue techniques*. W. H. Freeman and Co., San Francisco and London, pp. 468.

- Jennings, S. (1991): The effects of capture, net retention and preservation upon lengths of larval and juvenile bass, *Dicentrarchus labrax* (L.). *Journal of Fish Biology* 38: 349–357.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, pp. 646.
- Kristoffersen, J. B., Vea Salvanes, A. G. (1998): Effects of formaldehyde and ethanol preservation on body and otoliths of *Maurolicus muelleri* and *Benthosoma glaciale*. *Sarsia* 83: 95–102.
- Moku, M., Mori, K., Watanabe, Y. (2004): Shrinkage in the body length of myctophid Fish (*Diaphus* slender-type spp.) larvae with various preservatives. *Copeia* 2004/3: 647–651.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R., Lourie, S. A. (2009): Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 428–438.
- Neave, F. B., Mandrak, N. E., Dockers, M. F., Noakes, D. L. (2006): Effects of preservation on pigmentation and length measurements in larval lampreys. *Journal of Fish Biology* 68: 991–1001.
- Neumann, D. (2010): Preservation of freshwater fishes in the field. *ABC Taxa* 8: 587–632.
- Oliveira, M. V., Santos, C. S. G., Lana, P. C., Camargo, M. G. (2010): Morphological variations caused by fixation techniques may lead to taxonomic confusion in *Laonereis* (Polychaeta: Nereididae). *Zoologia* 27: 146–150.
- R Development Core Team (2010): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (version 2.12.0).
- Rolik, H., Rembiszewski, J. M. (1987): *Ryby i kragłouste (Pisces et Cyclostomata)*. PWN, Warszawa, pp. 314.
- Simmons, J. E. (1999): Storage concerns for fluid-preserved collections. *Conserve O Gram* 11/3: 1–4.
- Simmons, J. E. (2002): Herpetological collecting and collection management. *Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Herpetological Circular* 31: 1–154.
- Taylor, W. R. (1977): Observations on specimen fixation. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 90: 753–763.
- Wolski, T. (1924): Pisces – Ryby. In Poliński, W. (ed.): *Podręcznik do zbierania i konserwowania zwierząt*. Wyd. Państwowego Muzeum Zoologicznego, Warszawa, p. 7–21.

Authors:

Michał NOWAK (michal.nowak@ur.krakow.pl), Włodzimierz POPEK (rzpopek@cyf-kr.edu.pl)



The sunbleak or belica (Leucaspis delineatus) (Photo: Á. Harka)

A Magyar Haltani Társaság 2011. évi működése

2011-ben a taglétszámunk 88-ról 104-re nőtt. A létszámból 95 fő rendes tag, 9 jogi személy pedig pártoló tagunk. Társaságunk zavartalanul működött, az anyagi helyzete stabil.

Márciusban megtartottuk évi taggyűlésünket, amelyen a beszámoló és a munkaterv elfogadásának szokásos programján túl tisztújításra is sor került. A választáson újabb 5 évre kapott bizalmat az eddigi elnökség. Tagjai dr. Harka Ákos elnök, dr. Juhász Lajos alelnök, valamint dr. Nagy Sándor Alex, Sallai Zoltán és Szepesi Zsolt elnökségi tagok.

Legjelentősebb tudományos programunk 2011-ben a IV. Magyar Haltani Konferencia megszervezése és lebonyolítása volt. A rendezvény házigazdája ezúttal is a Debreceni Egyetem (DE) AGTC Állattani Tanszéke volt, színvonalas körülményeket biztosítva az előadások megtartásához, a poszterek megtekintéséhez és a megbeszélésekhez.

A tanácskozás anyagát a Pisces Hungarici 5. kötetében rövid határidővel sikerült megjelentetnünk. Az új kötetet – nagyrészt a DE TTK Hidrobiológiai és a DE AGTC Állattani Tanszéke segítségével – néhány héten belül eljuttattuk tagjainkhoz, s küldtünk belőle valamennyi nemzeti parkunknak, környezetvédelmi felügyelőségeinknek, a vízügyi igazgatóságoknak, továbbá az agrár-felsőoktatási, valamint a biológus- és biológiatanárképző intézmények könyvtárainak is. Kiadványunk, hasonlóan a korábbi kötetekhez, a honlapunkon teljes terjedelemben elérhető.

Ismeretterjesztés terén hatékony lépésnek bizonyult az év hala internetes közvéleménykutatás alapján történő megválasztása. A honlapunkra érkezett mintegy 2500 szavazat alapján 2011-re a kőszüllő nyerte el a kitüntetető címet. A választásnak jó médiavisszhangja volt, s úgy tűnik, mintaként szolgált, 2012-re ugyanis már a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület is ilyen módon döntött az év madaráról. A kőszüllő győzelméről kiadott sajtóközleményünket számos médium átvette, és több rádióriportban is szóltunk róla. Emellett cikkekben ismertettük az Élet és Tudományban, a honlapunkon és a Halászatban, továbbá javaslatot nyújtottunk be a VM Vadászati és Halászati Főosztályához a faj legkisebb fogható méretének és naponta elvihető mennyiségének a módosítására.

Munkatervünkben ugyan még nem szerepelt, de mivel a FishBase internetes adatbázisából közvetlenül elérhetővé vált a honlapunk, sürgetővé vált annak kétnyelvűvé alakítása. Az angol változattal, amelynek létrehozásában számos kollégánk is részt vett, augusztus végére készültünk el. Társaságunk ismertségének a növelése érdekében ekkor komoly kampányba kezdtünk. Ez hírportálok, napilapok, horgászszervezetek e-mail címeinek a gyűjtéséből, kapcsolatépítésből, tájékoztatók küldéséből, sajtóközlemények kiadásából állt. Az eredmény: 2011. augusztus 22-től december 31-ig 69 országból tízezernél több új látogatója volt a weblapunknak, elsősorban „Az év hala – 2012” akció nagy médianyilvánosságának köszönhetően.

Folytattuk hagyományos tevékenységeinket is: a Halászatban lévő rovatunkat elláttuk hírekkel, emellett két ismeretterjesztő előadást tartottunk.

A DE Hidrobiológiai Tanszéke által létrehozott Trans-Tisa Hidroecological Network tagjaként – ugyancsak munkatervi feladatainkon túlmenően – vállalkoztunk arra is, hogy gesztorként működünk közre a hidroökológiai metaadatbázis javaslattervének kialakításában, valamint az 5 országra kiterjedő hálózat programindító konferenciájának a megszervezésében. Társaságunk e célra 500 ezer forintos támogatást nyert a VM Környezetvédelmi Államtitkárságának pályázati keretéből. A projektet előkészítő tanácskozást 2011 decemberében megtartottuk, a programindító konferencia előkészületei megtörténtek. Ezek alapján elmondhatjuk, hogy 2011-ben is eredményes évet zártunk.

Dr. Harka Ákos elnök



A IV. Magyar Haltani Konferencia megnyitása Debrecenben, 2011. március 18-án



A IV. Magyar Haltani Konferencia egyik előadása (Papp Gábor felvételei)

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(a kevésbé gyakorlott szerzők tájékoztatása érdekében evidenciákat is említve)

A Magyar Haltani Társaság évente megjelenő kiadványa, a **Pisces Hungarici** a magyarországi és a szomszédos területek **természetes vizeire** vonatkozó vagy azokkal kapcsolatban álló **haltani kutatások eredményeit** adja közre. Elsősorban olyan **eredeti** (máshol még nem publikált) dolgozatokat közöl, melyek anyagát a Magyar Haltani Társaság valamely fóruma előtt ismertették a szerzők, de más kéziratok előtt is nyitott. A cikkek **magyar** vagy **angol** nyelven nyújthatók be, elfogadásukról a felkért lektorok véleménye alapján születik döntés.

Formai előírások

(mintaként a Pisces Hungarici legutóbbi kötete szolgál)

Szöveg. A dolgozatokat **Word doc** formátumban, **B5-ös oldalbeállítással, mindenütt 2,5 cm margóval** készítsük, Times New Roman betűtípussal, szimpla sorközzel és sorkizárással. **A betűméret 10 pontos legyen, kivétel ez alól a kivonat, a köszönetnyilvánítás és az irodalomjegyzék, ahol 8-as.** A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzása 0,5 cm, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be ugyanilyen értékre. A sor beljebb kezdését eredményező **Tab** és a nagybetűkre átváltó **Caps Lock** billentyűt **ne használjuk!** A címet is **kisbetűkkel írjuk be**, utána változtassuk át nagybetűsre.

Ábrák és táblázatok. Ezeket is **doc** formátumban kérjük beilleszteni a szöveg megfelelő helyére. Ügyeljünk rá, hogy a bennük lévő szöveg az esetleges kicsinyítés után is olvasható legyen. A más formátumú ábrákat a Szerkesztés menü Irányított beillesztés programjával képként másoljuk át a dolgozatba, a táblázatokat eleve Word-ben célszerű elkészíteni. Az **ábrákon és táblázatokon belül címet ne adjunk meg**, mert annak helye az ábra alatt, illetve a táblázat fölött van. Színes ábrák közlésére nincs lehetőség, és a fekete-fehér ábránál is minél kevesebb árnyékolással éljünk. Magyar nyelvű dolgozatokban az ábrák és táblázatok **címét angolul** is fel kell tüntetni. A bennük szereplő **feliratokat** zárójelben sorszámozzuk, és ezeknek is adjuk meg az angol megfelelőjét. (Ha az ábrában vagy a táblázat cellájában mindkét nyelven elfér a szöveg, akkor ott is megadhatjuk, pl.: Faj/Species vagy Átlag/Average.)

A dolgozatban a **címet, a szerzők nevét** és az **alcímeket félkövér** betűkkel írjuk, a **genuszok** és a **fajok** tudományos nevét, az **ábrákra és táblázatokra történő hivatkozásokat**, valamint az **ábrák és táblázatok címét** pedig *dőlt* betűkkel. Egyéb kiemelést ne használjunk.

Táblázatokban mindig a **fajok tudományos nevét** szerepeltessük. A **szöveges részben használhatjuk a magyar halneveket**, de **első előfordulásuknál adjuk meg zárójelben a latin nevet is**.

A dolgozat elkészítése

Az ábrákat és táblázatokat is tartalmazó, maximum 10–12 oldal terjedelmű dolgozat összeállítását a következők szerint kérjük:

CÍM. Lehetőleg rövid legyen, de földrajzi és taxonómiai vonatkozásban konkrétan mutasson rá a dolgozat tárgyára. **Magyar és angol nyelven is** kérjük megadni a dolgozat legelejét. **(10-es betűméret, kisbetűs írásmódból változtatva nagybetűsre, középre igazítva)**

Szerző(k). A szerző(k) **családnevét KISKAPITÁLIS** betűkkel emeljük ki, a személynévnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg **(10-es betűméret)**. A nevek alatt a **munkahelyet vagy a postacímét adjuk meg (10-es betűméret, középre)**.

Kulcsszavak (Keywords). Legfeljebb 5 olyan szó vagy kifejezés (magyarul és angolul is), amely a címben nem szerepel. (10-es betűméret, balra igazítva)

Abstract

Angol nyelven foglalja össze, hogy mikor, hol, mit vizsgált a szerző, mutassa be a legfontosabb eredményeket és következtetéseket. **Irodalmi hivatkozások nem szerepelhetnek a kivonatban. (8-as betűméret)**

Kivonat

A kivonat magyar nyelvű változata, amelynek még **rá kell férnie az első oldalra. (8-as betűméret)**

Bevezetés vagy Introduction

Tetszés szerint foglalkozhat a probléma felvetésével, a témaválasztás indokaival, a téma jelentőségével, a munka célkitűzéseivel, a vizsgálat előzményeivel, a szakirodalom áttekintésével, a helyszín bemutatásával, vagy bármely ide illő témával, amely az érdeklődés felkeltését célozza. (Terjedelme ne haladja meg a dolgozat 20 százalékát.) **(ettől kezdve az értékelés végéig 10-es betűméret)**

Anyag és módszer vagy Material and methods

Itt ismertetjük a vizsgálat helyét, idejét, eszközeit, anyagát, valamint az alkalmazott módszereket olyan mélységben, hogy az egy szakember számára lehetővé tegye a vizsgálat megismétlését (a mások által már leírt módszerekre elegendő az irodalmi hivatkozás).

Eredmények vagy Results

A saját eredmények lényegre törő leírását tartalmazza, többnyire táblázatok, diagramok segítségével dokumentálva olyan részleteket is, amelyekre a szöveges rész nem tér ki. Faunisztikai dolgozatokban vagy fajegyüttesek vizsgálata esetén, ahol lényeges, hogy mely fajok, hol, milyen egyedszámban kerültek elő, a fogási adatokat vízterek szerint és ezen belül lelőhelyek szerint csoportosítva, táblázatban célszerű bemutatni. Az adatok feldolgozásában használjuk bátran a különböző statisztikai elemző módszereket, öncélú alkalmazásukat azonban kerüljük.

Olyan adatokat, amelyek a vizsgált kérdés szempontjából lényegtelenek, és amelyeket az értékelésben nem használunk fel, ne közöljünk. (Az elektromos halászgépek hatékonyságát vizsgálva például megadhatók a víz sótartalmának, vezetőképességének és átlátszóságának adatai, de faunisztikai szempontból – hacsak nem rendkívüli esetről van szó – ezek elhanyagolható, mellékes körülmények.) Tartsuk szem előtt azt is, hogy a különböző matematikai formulák, a számított paraméterek és indexek csupán eszközök a kezünkben, amelyek segítségével egzaktabb módon fejezhetjük ki mondanivalónkat. Az eredmények között csak akkor lehet helyük, ha fel is használjuk azokat valamely feltevésünk megerősítésére, vagy éppen egy állítás cáfolatára.

Értékelés vagy Discussion

A dolgozat leglényegesebb része, amelyben az eredményeket a szakirodalmi adatok tükrében értékeljük. Itt kerüljön sor a hasonlóságok és eltérések számbavételére, az okok feltárására, a lehetséges magyarázatokra, a következtetések levonására, a tendenciák megállapítására, a várható változások előrejelzésére stb. Ezekhez kell felhasználni az adatok statisztikai feldolgozásával kapott eredményeket, indexeket, amelyek ez által nyernek jelentőséget.

Az értékelésben világosan meg kell fogalmazni, és *ki kell hangsúlyozni, hogy a dolgozat milyen új tudományos megállapításokat* tartalmaz. Ezeknek rövidített formában a kivonatban is meg kell jelenniük.

Ha az eredmények és az értékelés nehezen választható el egymástól, **Eredmények és értékelés (Results and discussion)** alcím alatt a kettő összevonható.

Ha a dolgozat mondanivalója más formát kíván (pl. egy tudományterület áttekintése) – a megadott alcímektől el lehet, és el is kell térni.

Köszönetnyilvánítás vagy Acknowledgement

Legfeljebb 5 sor terjedelmű lehet. (az alcím és a szöveg is 8-as betűmérettel)

Irodalom vagy References

Kizárólag azok a forrásmunkák szerepeljenek benne, amelyekre a dolgozat érdemben hivatkozik. Az idézett munkák szoros ábécérendben, ezen belül időrendben, sorszámozás nélkül kövessék egymást. Mintaként a továbbiak szolgálnak. (A könyvek és az időszaki kiadványok címe legyen *dőlt* betűs, **8-as betűméret**)

Tudományos közlemény (tanulmánykötetből, folyóiratból): a folyóirat vagy kötet címe *dőlt* betűs.

Bănărescu, P. M., Telcean, I., Bacalu, P., Harka, Á., Wilhelm, S. (1997): The fish fauna of the Cris/Körös river basin. In Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (eds.): *The Cris/Körös Rivers Valleys*. Szolnok–Szeged–Târgu Mures, 301–325.

Magyar szerzőknél a vezetéknev után **nem teszünk vesszőt:**

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: a kötet címe *dőlt* betűs.

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 and Valenciennes, 1844). In Bănărescu, P. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/I, Cyprinidae 2/I. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 305–343.

Internetről letölthető anyagok:

Honlap esetén kövessük a honlap szerkesztői által megadott hivatkozási módot, ha van ilyen. A FishBase esetében pl.: Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2012): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2012). Ha a weblap nem írja elő a hivatkozás formáját, akkor adjuk meg a honlap elérhetőségét, ugyancsak zárójelben a letöltés dátumával, pl.: www.haltanitorsasag.uw.hu (2012. 08. 24.)

Cikkek

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:

www.edktvf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/w_felszini.html-30k (2012. 08. 24.)

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

A szerző nevének és esetleg a dolgozat címének vagy témájának az említésével hivatkozhatunk rá a szöveges részben (hasonlóan a szóbeli vagy írásbeli személyes közlésekhez), de az **irodalomjegyzékben kizárólag nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek**.

A szövegközi hivatkozás módja: Tóth (1998) vagy (Tóth 1998), illetve Tóth (1998, 1999), két szerző esetén Tóth & Szabó (2009), kettőnél több szerző esetén Tóth és munkatársai (2009) vagy (Tóth et al. 2009) formában történjék.

Ha a zárójelen belül több szerzőnek több munkáját is idézzük, akkor a (Tóth 1999, 2003, Szabó 2001, 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, 1999c). A Tóth (in print) jelölés csak **a már közlésre elfogadott**, tényleges nyomdai előkészítés alatt álló munkák esetében használható.

A **dolgozat legvégén** 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**)

A kéziratok benyújtásának módja

Az ábrákat és táblázatokat is tartalmazó kéziratot nagyjából a kívánt formába tördelve, **egy csatolt doc fájlként** kérjük beküldeni a Pisces Hungarici szerkesztőjéhez (Harka Ákos: harkaa2@gmail.com).

Készült 300 példányban
Karcagi Nyomda Kft. Tel./fax: 59-311-048, e-mail: k-nyomda@t-online.hu
Felelős vezető: Márkusné Tankó Orsolya, Nagyné Tankó Tímea