

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS VIII



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2014**

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

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László

Szerkesztőbizottság/Drafting committee:

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

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	MÜLLER Tamás	SÁLY Péter
BERCSÉNYI Miklós	NAGY Sándor Alex	SPECZIÁR András
BÍRÓ Péter	NAGY Lajos	SZEPESI Zsolt
ERŐS Tibor	PINTÉR Károly	TAKÁCS Péter
GYÖRE Károly	RÓNYAI András	TÓTH Balázs
HARKA Ákos	SALLAI Zoltán	URBÁNYI Béla
JUHÁSZ Lajos		WILHELM Sándor

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2014

Tartalom

VIDA A.: Herman Ottó, a magyar tudományos haltan megalapozója	5
SZALÓKY Z., GYÖRGY Á. I., WEIPERTH A., ERŐS T.: Bentikus élőhelyek halbiológiai vizsgálatai a 3. Nemzetközi Duna-expedícióban	9
GUTI G., SALLAI Z., HARKA Á.: A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése	19
HARKA Á., NYESTE K., NAGY L., ERŐS T.: Bíborszögérek (<i>Hemichromis guttatus</i> Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében	29
JÓZSA V., BOROS G., MOZSÁR A., VITÁL Z., GYÖRE K.: A balatoni busa (<i>Hypophthalmichthys spp.</i>) néhány szaporodásbiológiai jellemzőjének vizsgálata	35
CZEGLÉDI I., SÁLY P., TAKÁCS P., DOLEZSAI A., NAGY S. A., ERŐS T.: A térbeli pozíció és az élőhelyszerkezet szerepe halegyüttesek szerveződésében kisvízfolyások torkolati szakaszán	43
PAPP G., PÉTER G., HALASI-KOVÁCS B.: A halközösség struktúrájának sajátosságai a Tiszató különböző élőhelyein	51
CSIPKÉS R., SZATMÁRI L., SZEPESI ZS., HARKA Á.: Újabb adatok a Sajó halfaunájáról	61
IMECS I., NAGY A. A., DEMETER L., UJVÁRI K.-R.: A Csíki-medence halfaunája (Hargita megye, Erdély, Románia)	69
SZABÓ I., GERGELY I., JUHÁSZ L.: Az Ér (Ier) romániai alsó szakaszának halfaunája a 2012–2013. évi kiszáradási folyamatok után	77
NYESTE K., MOZSÁR A., ANTAL L.: Az amurgéb (<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877) növekedésének vizsgálata a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván	83
HALASI-KOVÁCS B., PAPP G., POSTA T., NYESTE K.: A bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>), a karikakeszeg (<i>Blicca bjoerkna</i>) és a dévérkeszeg (<i>Abramis brama</i>) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tisza-tóban	89
AMBRUS A., SALLAI Z.: A lápi póc (<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792) elterjedése és megőrzése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén	97
GUTI G.: A Szirman-géb (<i>Ponticola syrman</i> Nordmann, 1840) magyarországi előfordulásáról beszámoló korábbi közlemény felülvizsgálata	101
HARKA Á., HALASI-KOVÁCS B.: Alkalmos-e a <i>Knipowitschia caucasica</i> és a <i>K. panizzae</i> faj (Pisces, Gobiidae) elkülönítésére a hátsó okuloszkapuláris csatorna megléte vagy hiánya?	107
WEIPERTH A., CSÁNYI B., GYÖRGY Á. I., SZEKERES J., FRIEDRICH T., SZALÓKY Z.: Idegenhonos tokfajok hibridjének (<i>Acipenser naccarii</i> x <i>Acipenser baerii</i>) észlelése a Duna magyarországi szakaszán	111
A Magyar Haltani Társaság 2013. évi működéséről	113
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői részére	115

Contents

VIDA A.: Ottó Herman, founder of scientific ichthyology in Hungary	5
SZALÓKY Z., GYÖRGY Á. I., WEIPERTH A., ERŐS T.: Biological surveys of benthic fish habitats in the Joint Danube Survey 3 (JDS 3)	9
GUTI G., SALLAI Z., HARKA Á.: Conservation status of the fish species in Hungary and evaluation of the conservation value of fish fauna	19
HARKA Á., NYESTE K., NAGY L., ERŐS T.: Jewel cichlids (<i>Hemichromis guttatus</i> Günther, 1862) in thermal water of Lake Hévíz (Western Hungary)	29
JÓZSA V., BOROS G., MOZSÁR A., VITÁL Z., GYÖRE K.: Studying some reproduction biology parameters of filter-feeding Asian carps (<i>Hypophthalmichthys spp.</i>) in Lake Balaton	35
CZEGLÉDI I., SÁLY P., TAKÁCS P., DOLEZSAI A., NAGY S. A., ERŐS T.: The role of spatial positioning and habitat structure on the assembly of stream fishes at the mouths of tributaries	43
PAPP G., PÉTER G., HALASI-KOVÁCS B.: The attribution of the fish community structure in the different habitat types of the Tisza-lake	51
CSIPKÉS R., SZATMÁRI L., SZEPESI ZS., HARKA Á.: New data to the fish fauna of River Sajó	61
IMECS I., NAGY A. A., DEMETER L., UJVÁRI K.-R.: The fish fauna of the Ciuc Depression (Harghita County, Transylvania, Romania)	69
SZABÓ I., GERGELY I., JUHÁSZ L.: The fish fauna of the lower section of the Romanian river Ier following the 2012–2013 dessication processes	77
NYESTE K., MOZSÁR A., ANTAL L.: Investigation of growth of the Amur sleeper (<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877) in the Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva	83
HALASI-KOVÁCS B., PAPP G., POSTA T., NYESTE K.: The ecological state and growth of the roach (<i>Rutilus rutilus</i>), white bream (<i>Blicca bjoerkna</i>) and bream (<i>Abramis brama</i>) populations in the Tisza-lake	89
AMBRUS A., SALLAI Z.: Distribution and conservation of the European mudminnow (<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792) at the range of the Fertő-Hanság National Park (North-West Hungary)	97
GUTI G.: Revision of the report about the occurrence of <i>Ponticola syrman</i> (Nordmann, 1840) in Hungary	101
HARKA Á., HALASI-KOVÁCS B.: Is a suitable character the presence or absence of the posterior oculoscapular canal for distinguishing between <i>Knipowitschia caucasica</i> and <i>K. panizzae</i> species (Pisces, Gobiidae)?	107
WEIPERTH A., CSÁNYI B., GYÖRGY Á. I., SZEKERES J., FRIEDRICH T., SZALÓKY Z.: Observation of the non-native sturgeon hybrid (<i>Acipenser naccarii</i> x <i>Acipense baerii</i>) in the Hungarian section of River Danube	111
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2013	113
Guide for authors of the Pisces Hungarici	115



PISCES HUNGARICI

honlap/homepage: <http://haltanitarsasag.hu>



Herman Ottó, a magyar tudományos haltan megalapozója

Ottó Herman, founder of scientific ichthyology in Hungary

Vida A.

Nemzeti Környezetügyi Intézet



*HERMAN Ottó – Ottó Herman
(1835–1914)*

Abstract

Ottó Herman, the founder of Hungarian ichthyology, died 100 years ago. He is often referred to as the last Hungarian polymath.

Considered the most influential scientist of his age, the foundation of several disciplines is attributed to him, despite the fact that he has received little formal education. He was the founder of Hungarian ethnography, archeology, arachnology, ornithology, ichthyology, as well as a popularizer of science. He established numerous institutes and societies, as a journalist he actively participated in public issues, and as a Member of the Parliament stood up for Hungarian independence.

Carl Otto Herrmann was born in Breznóbánya (Brezno, today in Slovakia) in a German family. He was about seven years old, when he began to learn Hungarian. Later he changed his name to Ottó Herman.

After a century, he is still remembered as a simple-hearted, unbendable character notable for his amazing scientific/academic work. His insistent work revived Hungarian scientific life, which had been stranded in comparison to Europe. 14 books, a bibliography of about 1140 items, studies, published presentations, illustrations, journals, NGOs, a science centre, a museum and numerous streets bear his name, several statues, reliefs and plaques commemorate him and testify of an ongoing interest in an exemplary personality.

His work "The Book of Hungarian Fishing" was published in 1887 and became the primary source of information on ichthyology, ethnography and philology related to fishery. This monograph, illustrated with spectacular drawings excels both in its content and appearance. The first volume deals with the relationship of man and fish, and describes various fishing methods, while the second volume treats fish in their complexity. In addition to a study of the general anatomy of fish, all Hungarian species are described in great detail, including their ecology, distribution in the Carpathian Basin and methods employed for their catching, often enriched with Herman's own personal observations. The book also contains an enormous dictionary explaining fishery terms, as well as a list of popular species names in four languages (Hungarian, German, Slavonic and Romanian), arranged according to alphabetic order of scientific names, and closes with nine beautiful plates of fish, all executed by the author.

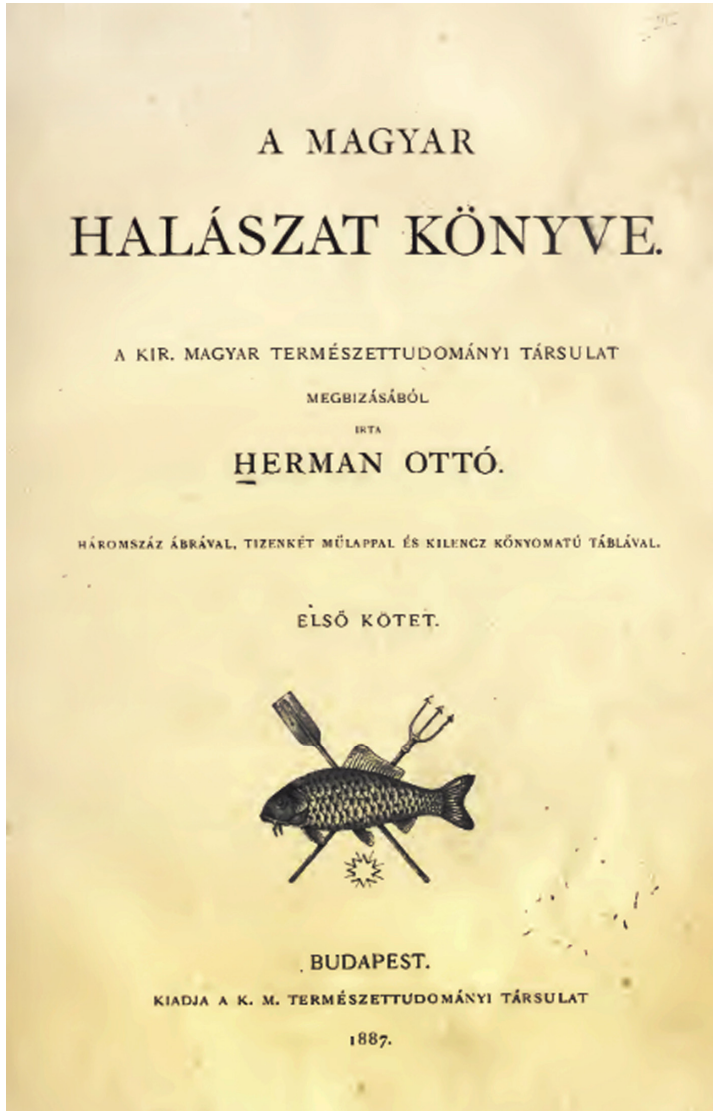
The book highlights the exceptional talent and precision of its author and is of lasting value even after nearly 150 years. Today, most Hungarian ichthyologists do not only cherish this book in their libraries but frequently consult it.

100 éve hunyt el Herman Ottó, a hazai halten megalapozója. Neve mellett gyakran szerepel, hogy ő az utolsó magyar polihisztor. Korának legnagyobb hatású tudósaként, gyakorlatilag iskolázatlanul, több tudományterület hazai megalapítása fűződik a nevéhez. Ő a hazai néprajz, ősrégészet, pókászat, madarászat, halten, de még a tudományos ismeretterjesztő irodalom megalapozója is. Számítalan intézetet és társaságot alapított, újságíróként aktív volt a közéletben, parlamenti képviselőként Magyarország függetlenségéért harcolt. Ezek ismeretében meglepő tény, hogy német családban született a felvidéki Breznóbányán (Brezno) és a magyar nyelvet is csak 7 éves kora tájékán kezdte megtanulni. Nevét Carl Otto Herrmann-ról később Herman Ottóra változtatta, születési helyét is önkényesen Miskolc - Hámorba helyezte át, pedig valójában itt csak korai iskolás éveit töltötte, majd innen indult hosszú és kanyargós útjára, hogy öregkorára ide érkezzon meg. Ma is ott nyugszik a hámori temetőben.

Herman Ottó a konfliktusokat nem kerülő alkata közismert volt a korabeli hazai társasági életben. Nyíltszívű, hajlíthatatlan jelleme és lenyűgöző tudományos teljesítménye száz év elteltével is a köztudatban tartotta, sőt mint kivételes, halhatatlan elme előtt, 2014-ben emlékével tisztelgünk.

Herman Ottó állhatatos munkájával máig ható lökést adott a korabeli hazai tudománynak. Hogy mindezt hogyan tudta megtenni egy autodidakta géplakatos-tanonc, arra a tehetség mellett más magyarázatnak is lennie kell. Mintha ő egymaga szerette volna bepótolni azt a lemaradást, amit kora hazai tudománya viselt magán Európájához képest.

Kiválóan tetten érhető mindez az 1887-ben megjelent, mintegy ezer oldalas „A Magyar Halászat Könyve” című kétkötetes munkájában, mely alapmű a hazai halászat és a halászattal foglalkozó néprajz, illetve nyelvészet világában. Látványos illusztrációival és tipográfiai díszítéseivel olyan könyvet készített, amely nem csak tartalmában, de megjelenésében is európai színvonalú.



A magyar halászat könyve – The Book of Hungarian Fishing

A könyv első kötete, ahogy ő mondja, az ember és a hal viszonyából kiindulva a sokszínű halászmesterség leírását adja, míg második kötete magát a halat veszi tudományos igényességgel célba. Az általános anatómián túl, fajonként taglalja a hazai halakat, kitér leírásukra, életmódjukra, kárpát-medencei elterjedésükre, speciális fogási módszerekre, gyakran személyes megfigyeléseivel színesítve az amúgy sem száraz szakszöveget. A kötet

egy hatalmas „mesterszótárral” is rendelkezik, mely a halászmesterség szakszavait magyarázza el, valamint latin halmnév szerinti alfabetikus sorrendben számba veszi a fajok népies neveit, majd a német, szláv és „oláh” halneveket is. A kötetet Herman Ottó saját kezű, gyönyörű halábrázolásai zárják kilenc oldalon keresztül.

A könyvből kiviláglik a szerző kivételes tehetsége, sugárzik belőle az alaposág, a maximalizmus és az elhivatottság. Herman Ottó ezzel a könyvvel olyan alapművet alkotott, mely közel 150 év után sem veszített értékeiből. Ma is a legtöbb hazai haltani kutató, ha teheti, nemcsak féltve őrzi könyvtárában a könyvet, de gyakran forgatja is.

Zoológusként a halak mellett a sáskákat, a pókokat, a madarakat és vonulásukat tanulmányozta. Néprajztudósként a halászat mellett a pásztorkodás témája izgatta. Kiváló ősrégészként felismerte a bükki ősemberleletet, ennek elismertetéséért legalább olyan heves harcot vívott, mint nyelvészként a nyelvújítók túlkapásai ellen. E csaták közti „békeidőkben” azon dolgozott, hogy a halászat és pásztorkodás nyelvkincsét, a népnyelv kifejezéseit gyűjtse, és a létező magyar kifejezéseket a tudományos nyelvbe beemelje. Mindemellett pályáján fontos szerep jutott a publicisztikának, az ismeretterjesztésnek, a fényképészetnek, valamint a művészi színvonalú természet- és a néprajzi hitelességű hangszerábrázolásoknak. Az ezerarcú tehetség sokszínű tevékenysége kapcsán a közös nevezőt – minden részletre kiterjedő figyelmén túl – szenvedélyessége jelentette. Mindez megmaradt benne még akkor is, mikor politikusként, tudományszervezőként, közéleti személyiségként, de mindenekelőtt igazi véleményformálóként pályája csúcsára érkezett.

Függetlenség párti politikus volt, nagy tisztelője Kossuthnak, s a nemzet érdekében sosem volt rest szót emelni. Ikonikus, hosszú szakállas alakja, extravaganciája ekkor már széles körben ismertté vált, karikatúrák céltáblája is lett, amit bölcs humorral fogadott el – miközben ő maga is jeleskedett mások karikírozásában.

A Millennium forgatagában nagy sikerű pavilonban mutatta be a magyar halászatot, mint ősfoglalkozást. Ebből a kezdeményezésből nőtt ki a mai Magyar Mezőgazdasági Múzeum.

Megalapította a Magyar Ornithológiai Központot, a későbbi Magyar Madártani Intézetet, valamint sikeres nemzetközi kongresszust szervezett. Legismertebb ismeretterjesztő munkáját, „A madarak hasznáról és káráról” című könyvét 1901-ben adták ki először, mely azóta számtalan kiadást ért meg. Részleteiben ma is iskolai tananyag, hiszen tökélyre fejlesztett, szép magyar nyelven, közérthetően szól a madarakról. Az általa kezdeményezett „Madarak és Fák Napját” máig minden évben megünnepeljük.

79 éves korában, halála évében jelent meg „A magyar pásztorok nyelvkincse” című, 800 oldalas kötete, méltó zárásaként egy emberfeletti teljesítményt mutató életnek. Ha nem csupán magyar nyelven publikálta volna alapműveit, világhírré is szert tehetett volna. A maga korában nemzetközi szakmai körökben így is megkapta a méltó elismerést: egyebek között a francia Becsületrend lovagja lett.

Herman Ottó 14 könyvből, mintegy 1140 tételből álló bibliográfiája, tanulmányai, közzétett előadásai, illusztrációi, valamint a folyóiratok, a nevéhez kapcsolódó civil szervezetek, a tudományos központ, a róla elnevezett múzeum, a számos iskola és utca, valamint a tiszteletére állított szobrok, emléktáblák, mind-mind egy máig ható, példás személyiség halhatatlan jelentőségű hagyatékát és emlékét őrzi.

Author:

Antal VIDA (vida.antal@neki.gov.hu)



Bentikus élőhelyek halbiológiai vizsgálatai a 3. Nemzetközi Duna-expedícióban

Biological surveys of benthic fish habitats in the Joint Danube Survey 3 (JDS 3)

Szalóky Z.¹, György Á. I.¹, Weiperth A.¹, Erős T.²

¹MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest

²MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: bentikus fajok, elektromos húzóháló, tipológia, nagy folyó, VKI
Keywords: benthic species, trawling, typology, large rivers, WFD

Abstract

Within the framework of the Third Joint Danube Survey in 2013, fish assemblages of deep-water benthic habitats were examined by our newly developed electrified benthic frame trawl. At the same time, sampling of fish in shoreline habitats was done as well, with a consistent sampling design. As a result, for the first time, we obtained a more complete and more accurate picture of the attributes of benthic fish assemblages, and also of the habitat usage and longitudinal distribution of Danube fishes. All together more than 4200 individuals of 37 fish species were caught at 22 sampling sites during the surveys of benthic habitats in the main stem of the river. The most widespread species of benthic habitats were whitefin gudgeon and round goby. Striped ruffe, streber, zingel and Balon's ruffe which are all protected species in Hungary, were relevant and wide spread too. Based on their number of individuals, protected species make up 30% of the benthic fish assemblages. Breams and younger pikeperch were also frequent. Based on the longitudinal distribution of benthic fish species, four main types can be distinguished on the River Danube. Types were not sharply bordered. Distinction has been based on the differences in the number of individuals of frequently occurring species and on rare species that are characteristic for each type. Towards the mouth the number of species and the number of individuals rose significantly. In contrast, the strictly protected streber and zingel populations were uniformly distributed and their number, compared to our previous knowledge, was high. Our results suggest that the longitudinal distribution of fishes is determined, besides by the ecoregional location and natural zonation, primarily by the longitudinal and lateral hydrological and morphological regulations.

Kivonat

A Harmadik Nemzetközi Duna-expedíció keretein belül a 2013-ban a mélyvízi bentikus élőhelyek halállományát vizsgáltuk az általunk kifejlesztett elektromos bentikus keretes húzóhálóval. Ezzel párhuzamosan a parti élőhelyek halainak mintázása is megtörtént, az egységes mintavételi módszertan szerint. Ennek következtében először kaphattunk teljesebb és pontosabb képet a bentikus halállományok tulajdonságairól, illetve a dunai halak élőhelyhasználatáról és hosszirányú elterjedéséről. A bentikus élőhelyek vizsgálata során, kizárólag a főágban kijelölt 22 mintavételi helyszínen összesen 37 faj több mint 4200 egyede került a mintáinkba. A bentikus élőhelyek két legelterjedtebb halfaja a halványfoltú küllő és a feketeszájú géb. Jelentős állományalkotó, széles elterjedésű fajok a Magyarországon védeltségi státusszal rendelkező selymes durbincs, német és magyar bucó, valamint a széles durbincs. Egyedszámuk alapján a bentikus állomány közel 30%-át adják a védett fajok. Gyakoriak a keszegfélék és a fiatalabb életkorú süllők. A bentikus halak hosszirányú eloszlása alapján, a Dunán négy fő típust különíthetünk el. Az egyes típusok között éles elválás nem tapasztalható. A különbségeket a gyakori fajok egyedszámviszonyainak eltérései és a ritkább, de az egyes típusokra jellemző fajok adják. A torkolat felé a fajszám és az egyedszám is szignifikánsan emelkedik. Ezzel szemben a fokozottan védett német és magyar bucó állományainak eloszlása egyenletes, és egyedszámuk az eddigi ismereteinkhez képest magas. Eredményeink alapján a halak hosszirányú elterjedését az ökorégiók, illetve a természetes zonációk mellett a longitudinális és laterális hidrológiai és morfológiai szabályozások határozzák meg elsősorban.

Bevezetés

A folyóvizek tipológiai besorolásával kapcsolatban több összefoglaló értekezés született (Hynes 1970, Holčík 1989). A folyószakaszok felosztását elsősorban a természetes halállomány összetétel mennyiségi és minőségi mutatóin keresztül közelítik meg a korábbi leírások. Például Huet (1959), aki a domináns fajok alapján négy zónát különít el vagy Illies (1962) aki rhitrális és potamális zónát, előbbit további négy, utóbbit további három alegységre bontva. Az egyes szakaszok (zónák) elkülöníthetősége, elválásuk mértékének meghatározása fontos gyakorlati jelentőséggel bír. A Víz Keretirányelv megvalósításánál pl. típusokon belül történik meg a mintavételi helyek ökológiai állapotának meghatározása, ezzel is csökkentve az élőlényegyüttesek természetes variabilitásából adódó „zajt” az emberi hatások mértékének megállapításánál. Jelenleg azonban hiányos ismeretek állnak rendelkezésre a dunai halegyüttesek összetételéről a folyam hosszanti gradiense mentén, ami megnehezíti egy halegyütteseken alapuló osztályozási rendszer (tipológia) létrehozását.

Az Első Nemzetközi Duna Expedíció (Joint Danube Survey 1 – JDS1; 2001) során halbiológiai felmérések nem történtek (Literáthy et al. 2002). A második JDS (2007) hivatalos mintavételi eljárásai már a halbiológiai felméréseket is megcélolták (Wiesner et al. 2007, Liška et al. 2008). Azonban a terepi vizsgálatok a part menti élőhelyek halainak megismerésére szorítkoztak, az akkor rendelkezésre álló mintavételi módszerek, szabványok előírásai szerint (pl.: MSZ EN 14011). A folyóvízi élettájék jelentős részét adják a területileg jelentős kiterjedésű, de kevésbé kutatott bentikus élőhelyek. Ezeket olyan kisebb testmértetű fajok is használják élő- és szaporodó helyül, amelyekről a hagyományos mintavételi eljárások alkalmazása mellett kevés információval rendelkezünk (Murphy & Willis 1996, Herzog et al. 2005, Freedman et al. 2009). A bentikus halközösségek tudományos igényű vizsgálatát elsőként a Dunán az úgynevezett elektromos bentikus keretes hűzőháló (továbbiakban: EBKH) segítségével végezték (Szalóky et al. 2011).

Bebizonyosodott, hogy nagy folyam esetén a halállományok szerkezetének pontosabb megismeréséhez szükséges a mélyvízi bentikus élőhelyek vizsgálata is. Számos bentikus halfaj (köztük védett és fokozottan védett fajok, Natura 2000 jelölő fajok is, mint például a német bucó (*Zingel streber*) és a magyar bucó (*Zingel zingel*)) elterjedéséről, tömegességéről nyerhetünk pontosabb képet az EBKH módszerét alkalmazva. Korábban ezeket a fajokat a kutatók igen ritka előfordulásúnak tartották a Dunában és kizárólag a parti sávra alapuló felmérések eredményei alapján torz információ alakult ki állományaik nagyságáról és elterjedési területeikről (Szalóky et al. 2014).

A Harmadik Nemzetközi Duna-expedíció (Joint Danube Survey 3 - JDS3) célja volt, hogy egységes módszertan szerint, térben és időben összehasonlítható adatokat gyűjtve nyerjen információt a Duna élővilágáról és számos fizikai és kémiai komponensről a folyam hosszanti gradiense mentén. A világ legnagyobb folyam-kutató expedícióját a bécsi székhelyű Nemzetközi Duna-védelmi Bizottság (International Commission for the Protection of the Danube River – ICPDR) szervezet koordinálta. A 2375 fkm hosszúságú Duna szakaszt vizsgáló program 2013. augusztus 14-én indult Regensburgból (Németország), hogy 10 országon keresztül vezető útján elérje a Duna-deltát. A fizikai, kémiai és biológiai (összesen, több mint 400 komponens) vizsgálatokban 8 ország 33 kutatója vett részt, amelyet kiegészítettek a Duna menti országok által delegált szakértők vizsgálatai. A hat hétig tartó út során összesen 68 helyszín vizsgálata történt meg (URL1). A JDS3-ban a parti tájék halegyütteseinek vizsgálata mellett először került sor a mélyvízi élettájék halegyütteseinek vizsgálatára is.

Dolgozatunk célja, hogy összefoglalja a JDS3 mélyvízi bentikus élőhelyek halállományára vonatkozó eredményeit. A Duna kutatás történetében először adunk képet a mélyvízi területek halállományairól a folyam hosszanti gradiense mentén és teszünk javaslatot a folyam tipizálására e mélyvízi területek halegyütteseinek összetétele alapján.

Anyag és módszer

Vizsgált terület

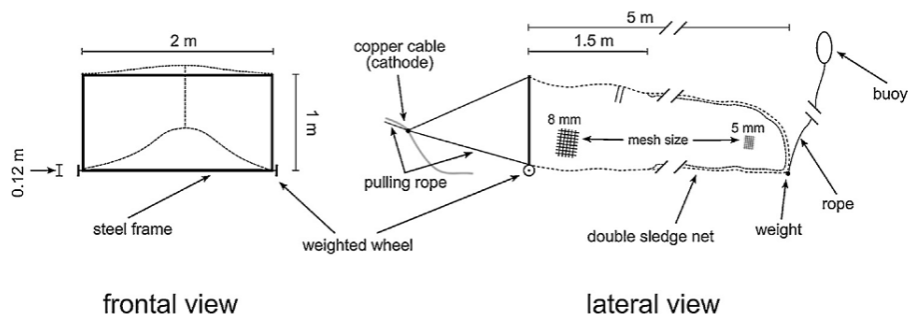
A Duna vízgyűjtő területe 817 ezer km², hossza 2850 km, Európa második leghosszabb folyama. Vízgyűjtője 17 ország területét foglalja magába, közvetlenül 10 országon folyik keresztül. A Duna hidromorfológiailag három fő szakaszra osztható: a felső, középső és alsó szakaszra (Tóry 1952). A *felső szakaszon*, amely a Morva folyó torkolatáig (1880 fkm) tart 49 duzzasztómű található, kiépítésük főbb céljai a hajózási feltételek biztosítása és az energiatermelés voltak. A duzzasztóművek által létrehozott tározóterek hatásai összeérnek, megváltoztatva így a felső Duna szakasz természetes jellegzetességeit (mederesés, vízsebesség, mederanyag összetétel). A tározóterek között összesen kettő olyan hosszabb, egybefüggő szakasz található, ahol a Duna szabadon folyhat természetes medrében. Ezek közül az első, fentebb található szakasz kb. 40 km hosszú, a 2038 fkm-nél épített duzzasztó és a kb. 2000 fkm-es szelvény között található. A második, lentebbi, kb. 50 km hosszúságú szabadon folyó szakasz pedig az 1921 fkm-nél, Bécs térségében épített duzzasztómű és Pozsony (1865 fkm) között helyezkedik el. A két szakasz együttes hossza (kb. 90 fkm) a felső Duna szakasz kevesebb, mint 10 százaléka. Élőhelyeik megőrzése kulcsfontosságú a felső Dunára jellemző áramlásokvelő karakterfajok, például a dunai galóca (*Hucho hucho*) állományainak fenntartása érdekében. A Duna *középső szakasza* a Kárpátok medencéjének területére esik. A Morva folyó torkolat és Pozsony közötti szelvényénél (1865 fkm) kezdődik. Területe egészen addig tart, amíg a Vaskapu I. és II. (942 fkm, 863 fkm) duzzasztóműnél a folyam elhagyja a Kárpátok hegyeit. A Duna erre a szakaszára az aránylag természetes viszonyok jellemzőek, amelyeket azonban megzavarnak a mesterséges, a hajózóút biztosítása érdekében épített partvédő kőművek és a vízkormányzást elősegítő terelőművek. A Kárpát-medence területére érve a Duna mederanyagát dominánsan durva kavics alkotja. A mederesés, illetve a víz elragadó erejének csökkenése következtében a paksi szakaszon (1526 fkm) a mederanyag összetételében a homok, finom homok válik uralkodóvá. A mederanyag változás fontos szerepet tölt be a halfajok élőhely választásában, meghatározza a fajok elterjedést ezért fontos típus elválasztó hatása van. A középső és az alsó Duna szakasz közé ékelődnek a Vaskapu I. és II. erőművek által képzett tározóterek. A tározóterekben az élőhelyek környezeti adottságai inkább állóvíz természetűek. Az erőművek visszaduzzasztó hatása egészen a belgrádi Duna szelvényig (1165 fkm) érvényesül, összesen kb. 300 fkm hosszú állóvíz jellegű, tározott szakaszt alakítva ki. Az *alsó szakasz* a Vaskapu II. erőművtől egészen a Duna-deltáig tart, ahol a Duna eléri a Fekete-tengert. A 863 fkm át szabadon folyó Dunát eddig elkerülték a jelentősebb mederátalakító munkálatok, így a folyása és az élőhelyei természetesek. Halállományának összetételében megjelennek a pontokaszpikus eredetű fajok, mint például a fekete-tengeri túhal (*Syngnathus abaster*), a Fekete-tengerből érkező, szaporodási helyet kereső heringfélék, vagy az alózák (pl.: *Alosa tanaica*).

Mintavétel

A bentikus fajok gyűjtéséhez keretes húzóhálót alkalmaztunk. A mintavétel hatékonyságának növelése érdekében a keretes húzóhálót, elektromos halászgéppel kombináltuk (elektromos bentikus keretes húzóháló, EBKH). A keret 1 m × 2 m nagyságú rozsdamentes acélból készült, amihez egy 6 m hosszú hálót rögzítettünk. Az EBKH a kerettől távolabbi kétharmadban 5 mm, az első egyharmadban 8 mm szembőségű hálóból állt, amely megkönnyítette a háló húzását. Az 5 mm-es szembőség viszont biztosította, hogy a kisebb testméretű bentikus fajokra és az ivadéokra is érzékeny legyen a módszer, így kiküszöbölve a módszer méret szelektivitását nagyobb testméretű fajokra. Úgynevezett szoknyahálót is alkalmaztunk (5 mm-es szembőséggel) a külső hálón belül, annak anyagához varrva, amivel csökkentettük a hálóba került halak elszökésének esélyét. A keret alsó részére egy-egy kerék nehezéket rögzítettünk, amely a tömegénél fogva az EBKH-t a meder alján tartotta, illetve 6 cm távolságban emelte az aljzat felszínétől, elkerülve a mederanyag hálóba

kerülését. A húzóháló végéhez egy nehezéket és hosszabb kötélnek keresztül egy bóját kötöttünk. A nehezék a háló szabályos kinyílását (kifeszülését) segítette elő, a bója a mintavételi eszköz pozícióját és mozgásának irányát tette láthatóvá (1. ábra). A rozsdamentes acélkeret anódként funkcionált, amit egy kutatási célra fejlesztett elektromos halászgép biztosított 40 m hosszúságú kábelen keresztül. A katódot, egy 6 m hosszú fonott réz vezetőt 2 m-rel az EBKH előtt szabadon húztuk. A halászgép típusa Hans-Grassl EL65 IIGI, VANGUARD HP21 14.9 kW generátorral, az alkalmazott feszültség kb. 340 V, az áramerősség pedig kb. 31 A volt. Az eszközt és a halászgépet 2 fő kezelte, a motorcsónakot pedig (6,3 m hosszú csónak, négyütemű 50 LE Mercury csónakmotorral meghajtva) 1 fő irányította (Szalóky et al. 2014).

A húzóhálót a folyásiránynak megfelelően húztuk a mederfenéken, az áramlási sebességnél kicsit magasabb sebességgel (kb. 60 cm s^{-1}). Egy mintavételi szakasz felméréseinek a kezdetét az EBKH mederfenékre érése és az elektromos tér kialakításának kezdete jelentette. Az elektromos erőteret 3-5 másodperces szünetek között 5-8 másodpercig tartottuk fenn, a módszer hatékonyságának növelése (zavaró hatás csökkentése) és a halak sérüléseinek elkerülése miatt. A mintázott területek vízmélységét az elektromos erőter minden egyes bekapcsolásának pillanatában mértük (Lowrance X50 DS). Minden egyes húzás 500 m hosszúságú volt, amelyeknek a helyzetét GPS navigációs készülékkel (Garmin 60 csx) rögzítettük. A mintavételek a nappali órákban történtek.



1. ábra. Vázlat a bentikus fajok felméréseikhez használt elektromos bentikus keretes húzóhálóról (EBKH).
 Fig. 1. Schematic picture and parameters of the electrified benthic framed trawl.

A mélyvízi bentikus felmérések során összesen 22 helyszínen 154 db 500 m-es szakaszt vizsgáltunk (2. ábra). Egy helyszín halállományának jellemzésére átlagosan két keresztszelvényben 6 db 500 m-es szakaszt jelöltünk ki, 3-3-at párhuzamosan (helyszínenként minimum egy keresztszelvényben 3 db 500 m-es szakasz, maximum három keresztszelvényben 9 db 500 m-es szakasz). A szakaszok kijelölésekor figyelembe vettük a meder vízmélységének a változatosságát (2 m-nél sekélyebb vizű területeken nem mintáztunk). A kijelölt mintavételi helyszínek mindhárom (felső, középső és alsó, lásd a Bevezetést) Duna szakaszt reprezentálták, a 2214. fkm-től egészen a Duna-deltáig. A felső-, középső és az alsó szakaszon egyenként 5 (349 fkm hosszú szakasz), 10 (701 fkm hosszú szakasz), illetőleg 7 (604 fkm hosszú szakasz) helyszín bentikus halbiológiai felmérését végeztük el.

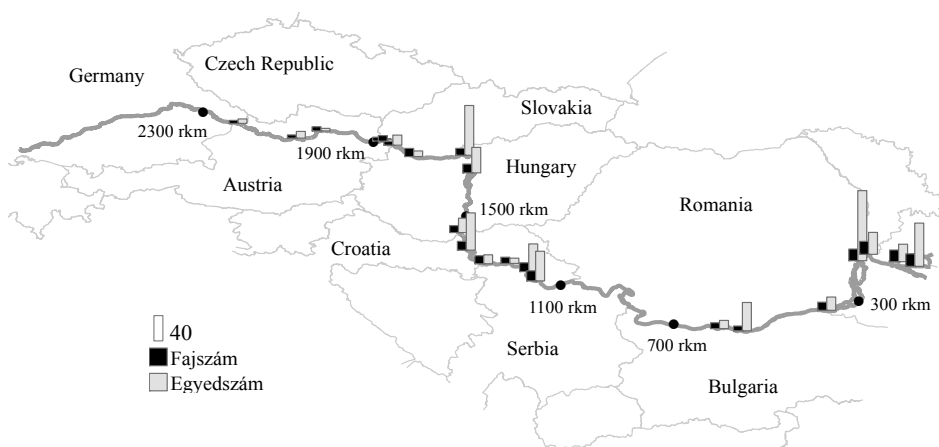
Adatok elemzése

Az adatok értékeléséhez csak a főágból (hajózóút) származó mintákat használtuk fel, elkerülve a mellékágak eltérő szerkezetű halállományainak zavaró hatásait. Az adatokat 500 m-es egységekre standardizáltuk (Catch Per Unit Effort, CPUE), az egyes mintavételi helyek összehasonlíthatóságának érdekében. Az adatokat $\log_{10}(x+1)$ szerint transzformáltuk a korrelációval, a tömegesség-előfordulás gyakorisággal és a tipizálással kapcsolatos számításokban. A hosszirányú mintázat különbségek értékeléséhez, a folyamkilométer

változásának és a biológiai tulajdonságok közötti kapcsolat leírásához Spearman rangkorrelációt ($p < 0,05$) használtunk. A halállomány összetétel alapján elvégzett hosszirányú tipizálását, egyes típusok elkülönítését SIMPER elemzéssel végeztük (Similarity Percentages - species contributions, Transform: Presence/absence, Algorithm: Euclidean). Az eredmények térképes bemutatásához ArcMap 10.2 verzió számú térinformatikai programot alkalmaztunk. A víztípusok elnevezésében a Tóry-féle hagyományos nevezéktant vettük alapul, mivel azzal a beosztással összevethető a halak eloszlása alapján javasolt tipológia. Halnevek tekintetében Harka (2011) munkáját tekintettük irányadónak.

Eredmények

A 22 mintavételi helyszín vizsgálata során összesen 37 faj több mint 4200 egyede került a mintáinkba a Duna főágából (hajózóút). Helyszínenként az átlagos fajszám 12 és az átlagos egyedszám 192 egyed volt, a fajszám 5 és 21, az egyedszám 21 és 679 között változott. A hosszirányú mintázat különbségeket, CPUE (ind. 500 m^{-1}) adatok alapján vizsgálva szignifikáns növekedés figyelhető meg a fajszámban és az egyedszámban egyaránt a folyamkilométer csökkenésével, a torkolat felé (2. ábra).



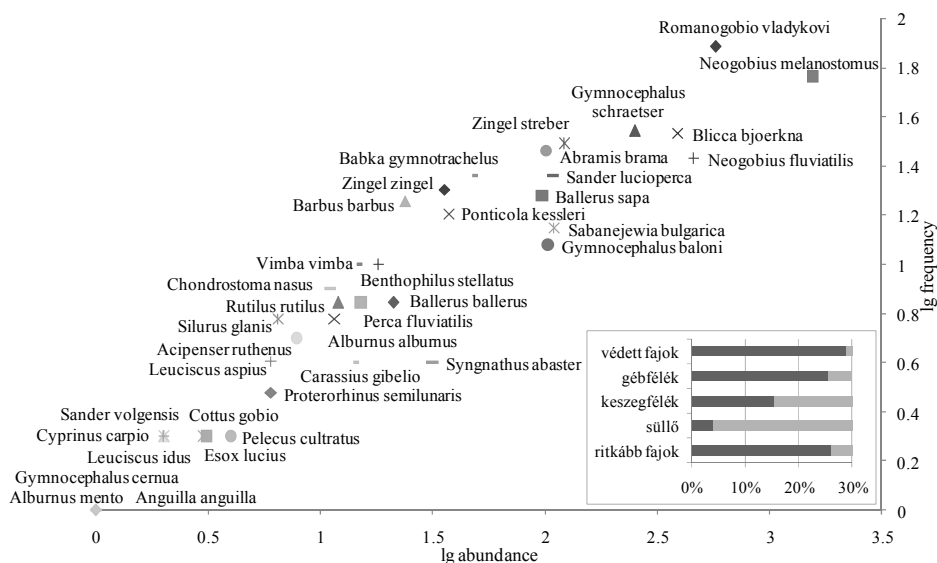
2. ábra. Bentikus élőhelyek vizsgálatának helyszínei. Faj- és egyedszám eloszlások, CPUE adatok alapján (ind. 500 m^{-1}).

Fig. 2. Sampling location of investigation of benthic fish. Species and individual distribution based on CPUE data (ind. 500 m^{-1}).

A bentikus élőhelyek domináns fajainak megállapításához közösen értékeltük az egyes fajok tömegességét és előfordulási gyakoriságát (3. ábra). A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) relatív tömegessége 36,9 %, relatív előfordulási gyakorisága 41,1 %. A halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) relatív tömegessége 13,6 % és a relatív előfordulási gyakorisága 54,6 %. A több mint 2200 fkm-en elhelyezkedő mintavételi helyszínek vizsgálata alapján megállapítható, hogy a bentikus élőhelyek benépesítésében a feketeszájú géb és a halványfoltú küllő szerepe a legjelentősebb, széles elterjedésűek és magas egyedszámú állományokkal rendelkeznek. Jelentős állományalkotó fajok továbbá még a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a német bucó és a süllő (*Sander lucioperca*), a csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus*), a bagolykeszeg (*Ballerus sapa*), a magyar bucó, a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*), a márna (*Barbus barbus*), a bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) és a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*). Ezen fajok tömegessége szélesebb, előfordulási gyakorisága szűkebb sávban változik. Ritkább fajok közül fontosnak tartjuk kiemelni a szilvaorrú keszeget (*Vimba vimba*), a laposkeszeget

(*Ballerus ballerus*), a botos köllöntét (*Cottus gobio*), a gardát (*Pelecus cultratus*) és a kecségét (*Acipenser ruthenus*).

A Duna medrének élőhelyeire jellemző a védett (a magyar jogszabályokat figyelembe véve), ritkuló félben lévő fajok egyedeinek magas száma. Ezért fontos feladat a mélyvízi bentikus vízterek alapos felmérése és védelme. Mára a pontokaszpikus eredetű gébfélék is domináns halai lettek ezen élőhelyeknek. Jelentős állományalkotók továbbá a keszegfélék is (karikakeszeg, dévérkeszeg, bagolykeszeg). Ragadozó táplálkozás módú fajok közül legelterjedtebb a süllő (3. ábra), amelynek elsősorban a fiatalabb példányai kerültek a hűzőhálóba (átlagosan 125 mm testhosszúságúak, minimum: 26 mm, maximum: 240 mm).

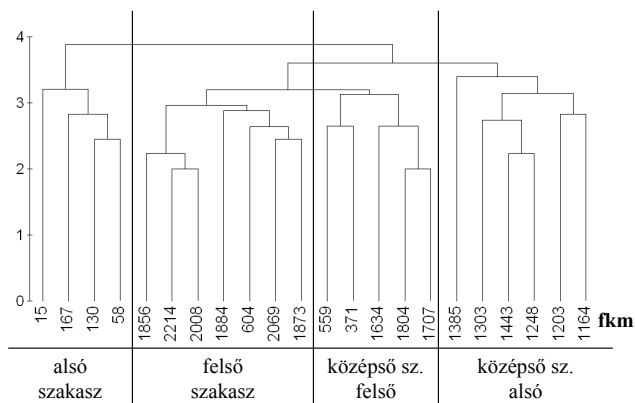


3. ábra. Fajok elterjedtsége tömegességük és előfordulási gyakoriságuk alapján
Fig. 3. Dominance of fish from abundance and frequency of occurrence data

Értékelés

A bentikus élőhelyek halfajainak hosszirányú eloszlása alapján négy víztípus különíthető el (4. ábra). A felső szakasz (típus) a Gabcikovo erőmű (1821 fkm) tározóteréig tart. A Duna ezen szakaszán összesen 49 erőművet építettek, ezzel megváltoztatva a Duna természetes folyását. Ezért javasoljuk a felső szakasz bontását további két alszakaszra. Az egyik alszakaszt a tározóterek lassabban áramló, feliszapolódó élőhelyei jelentik, ahol limnofil fajok is megjelennek. A másik alszakaszt a tározóterek közötti szabadon folyó területek jelentik, ahol még megtalálhatóak azok a reofil faunaelemek, amelyek a szabályozás előtti környezeti viszonyokra utalnak, ilyen például a galóca, a botos köllönté, a paduc (*Chondrostoma nasus*) vagy a márna. A Gabcikovo erőművet elhagyva a középső szakasz szintén két alszakaszra osztható. A szakaszolás határát a paksi Duna szelvény területe jelenti. Erre a szakaszra jellemző, hogy a durva mederanyag (kavics) helyét lassan a homok váltja fel (mederanyag váltás). A típus elválás mögött a folyó esésének csökkenése, illetve az ennek köszönhető ún. mederanyag váltás áll. Mindez jelentős hatással bír, mint élőhelyet befolyásoló a halak számára releváns környezeti tényezők, a fajok élőhely választására és elterjedésére. Az alsó középső szakasz alvízi határát a Vaskapu duzzasztó visszaduzzasztott Duna szakasza jelöli ki. A Duna elhagyva a Kárpátok déli vonulatait és a Vaskapu erőműveket lép a Havas-alföld területére. Ezen alsó szakasz egészen a deltáig, illetve a Fekete-tengerig tart, folyását még természetes környezeti viszonyok jellemzik. Javasoljuk az alsó szakaszt három további alszakaszra osztani. Az erőművek alvízi területeire jellemző a víz nagy átlátszósága, a tározókban történő lebegtetett hordalék kiülepedése miatt. A

második Vaskapu duzzasztó után több mint 260 kilométerrel a 600. fkm-nél is, 8-9 m vízmélység mellett, a fény lehatol a mederfenéig, olyan mennyiségben, hogy ott fonalas alga szőnyeg tudjon kialakulni. Részletesebb vizsgálattal lehetne kimutatni a fonalas alga szőnyeg pontos halbiológiai hatásait. Javaslatunk szerint második alszakasz egészen a Duna-deltáig tart, míg a harmadik pedig maga a Duna-delta, annak sajátos helyzete, tulajdonságai miatt. A Duna-deltában erősebben érvényesül a Fekete-tenger hatása is, több olyan halfaj megtalálható itt (például számos gébféle), amik a Dunában máshol nem fordulnak elő (Otel, 2007). A finomabb szakaszolás validálásához azonban további vizsgálatok szükségesek.



4. ábra. A bentikus élőhelyek halállományon alapuló tipizálása a Duna hossz szelvénye mentén. Az ábrán feltüntetett folyamkilométerek az egyes mintavételi helyeket jelentik

Fig. 4. Danube typology based on composition of benthic fish assemblages

Az egyes fajok tömegességének és elterjedésének tulajdonságaiból arra lehet következtetni, hogy a meder gyakori fajai a vizsgált Duna szakasz teljes hosszában dominánsak (3. ábra és 1. táblázat). A felső, középső és az alsó szakaszokat a mindhárom szakaszon előforduló fajok egyedszámainak változásai, valamint adott szakaszra jellemző, de ritkább fajok jelenléte különbözteti meg. A felső szakasz állományaiban domináns a feketeszájú géb, elsősorban a területileg kiterjedt partvédő kövezéseknek köszönhetően. Fontos állományalkotó faj a német bucó, a selymes durbincs, a magyar bucó, a küsz (*Alburnus alburnus*), a szilvaorrú keszeg és a dévérkeszeg. A felső szakaszra jellemző ritkább fajok a botos kölönte, amelyet a Pozsony feletti (1865 fkm), szabadon folyó szakaszokon mutattunk ki. Vagy például a galóca (*Hucho hucho*), amely szintén szabadon folyó szakaszok jellemző faja. Ugyan az EBKH-val nem sikerült kimutatni, de a part menti vízi élőhelyek vizsgálata során előkerült, például az ausztriai Oberloiben település (2008 fkm) mentén, ahol természetes ívóhelye is található. A középső szakasz felső alszakaszának domináns fajai a csupasztorkú géb, a feketeszájú géb, a német bucó, a karikakeszeg és a halványfoltú küllő. Jelentősebb állományalkotó fajok továbbá a selymes durbincs, és a márna. Valamint gyakorinak mondhatók a Kessler-géb, a magyar bucó és a folyami géb példányai. A középső szakasz alsó alszakaszának domináns fajai a süllő, a laposkeszeg, a dévérkeszeg, a bagolykeszeg és a halványfoltú küllő. Gyakran előkerülő fajok még a karikakeszeg, a selymes durbincs, a feketeszájú géb, a márna és a széles durbincs. A középső szakasz alsó alszakasza a Vaskapu I. erőmű tározó teréig tart, a visszaduzzasztás egészen Belgrádig (1165 fkm) érezteti hatását. Technikai problémák miatt a tározótérben nem tudtunk mintát venni, de feltételezhető, hogy a duzzasztómű által módosított élőhelyek halállományában a limnofil fajok jelentős szerepet kapnak. Ezt támasztja alá a második Nemzetközi Duna-expedíció eredményeinek tipizálás szempontú értékelése is. Az alsó alszakaszon a keszegfélék és a süllő magas egyedszámmal népesítik be a bentikus élőhelyeket. A középső szakasz halállomány összetételére jellemző, hogy a felső és az alsó szakasz fajai egyaránt

megtalálhatóak benne, még ha alkalmoszerűen is. Az alsó szakasz bentikus élőhelyei a leggazdagabbak faj- és egyedszám tekintetében is. A csoport elválásáért sok faj jelenléte felelős, de egyes fajok csak kis mértékben felelősek a típus kialakításáért. Jelentős állományalkotó fajok a selymes durbincs, a folyami géb, a csupasztorkú géb, a Kessler-géb, a fekete-szájú géb, a bolgár törpecsík, a süllő, a karikakeszeg, a dévérkeszeg, a bagolykeszeg, a fekete-tengeri nagyfejű géb (*Benthophilus stellatus*) és a halványfoltú küllő. Gyakori fajai az alsó szakasz bentikus élőhelyeinek továbbá a magyar bucó, a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a német bucó. Az alsó szakaszon a pontokaszpikus eredetű fajok jelenléte gyakori. Például a magyarországi Duna szakaszon is előforduló gébfélék mellett, kizárólag a Vaskapu duzzasztók alatti területek jellemző gébféléje a fekete-tengeri nagyfejű géb. Az alsó szakasz érdekes hala a fekete-tengeri túhal (*Syngnathus abaster*), amely a Vaskapu duzzasztó feletti Kazán-szoros területén is gyakori, sőt a horvát Duna szakaszon is kimutatták (Sevcsik András szóbeli közlése), így magyarországi megjelenésére is számítani lehet. A középső szakasz alsó területeinek és az alsó szakasz fontos karakter faja a kecsge a mintáink alapján. A kecsget a Duna-expedíció során csak az EBKH-val sikerült kimutatni.

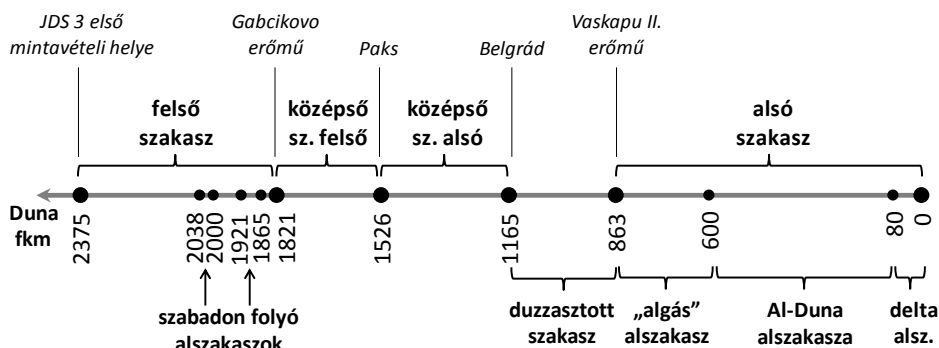
1. táblázat: Típus specifikus fajösszetétel (SIMPER módszer alapján)
Table 1. Type specific species composition (based on SIMPER method)

felső szakasz		középső szakasz felső		középső szakasz alsó		alsó szakasz	
Average similarity: 40,63		Average similarity: 63,69		Average similarity: 62,74		Average similarity: 77,64	
faj	Contrib%	faj	Contrib%	faj	Contrib%	faj	Contrib%
Neogobius melanostomus	37,51	Babka gymnotrachelus	13,48	Sander lucioperca	12,38	Gymnocephalus schraetser	6,53
Zingel streber	16,04	Neogobius melanostomus	13,48	Ballerus ballerus	12,38	Neogobius fluviatilis	6,53
Gymnocephalus schraetser	12,32	Zingel streber	13,48	Abramis brama	12,38	Babka gymnotrachelus	6,53
Zingel zingel	9,53	Blicca bjoerkna	13,48	Ballerus sapa	12,38	Ponticola kessleri	6,53
Alburnus alburnus	5,89	Romanogobio vladkovi	13,48	Romanogobio vladkovi	12,38	Neogobius melanostomus	6,53
Vimba vimba	5,09	Gymnocephalus schraetser	7,41	Blicca bjoerkna	8,39	Sabanejewia bulgarica	6,53
Abramis brama	4,65	Barbus barbus	7,41	Gymnocephalus schraetser	8,26	Sander lucioperca	6,53
		Ponticola kessleri	3,73	Neogobius melanostomus	4,86	Blicca bjoerkna	6,53
		Zingel zingel	3,73	Barbus barbus	4,86	Abramis brama	6,53
		Neogobius fluviatilis	1,5	Gymnocephalus baloni	4,48	Ballerus sapa	6,53
						Benthophilus stellatus	6,53
						Romanogobio vladkovi	6,53
						Zingel zingel	3,33
						Proterorhinus semilunaris	3,28
						Rutilus rutilus	3,28
						Zingel streber	3,22
Cum	90%	Cum	90%	Cum	90%	Cum	90%

A fajok hossz szelvény menti (folyamkilóméter, fkm) elterjedés mintázatának különbségeit korrelációs vizsgálatokkal is elemeztük. Az elemzések robusztusságának és megbízhatóságának növelése érdekében csak a gyakrabban előkerülő fajokat vontuk be a számításokba (azokat a fajokat, amelyek több mint 8 mintavételi helyen előfordultak). A német és a magyar bucó nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a fkm változásával, tehát mennyiségi viszonyaiban nincs jelentős eltérés az egyes szakaszok között. A típus specifikus fajösszetétel elemzése is rámutatott, hogy mindkét bucó faj az alsó szakasz halállományának is a jellemző eleme. A halványfoltú küllő, amelyet a felső szakaszon nem tudtunk az EBKH-val kimutatni, de a többi Duna szakaszon rendszeresen előkerült, pozitív szignifikáns kapcsolatot mutat a fkm csökkenésével, azaz egyedszáma nőtt a torkolat felé. Hasonló kapcsolatot mutat a selymes durbincs mennyiségi eloszlása is, azzal a különbséggel, hogy egyedei gyakorta előkerültek a felső szakasz élőhelyeiről is. Az áramlást kedvelő márna egyedszám eloszlása egyenletes, nincs szignifikáns kapcsolatban a fkm változásával. A bolgár törpecsík a felső szakaszokra nem jellemző. Jelentősebb mennyiségben az alsó szakasz élőhelyein található, pozitív szignifikáns kapcsolatban van a fkm csökkenésével. A süllő egyedszáma is szignifikánsan emelkedik a torkolat felé. A keszegfélék közül a karika-, a dévér- és a bagolykeszeg egyedszám viszonyai szignifikáns növekedést mutatnak a torkolatvidék felé, a középső szakasz alsó alszakaszának és az alsó szakasz gyakori halai. A

Duna bentikus élőhelyeire jellemző gyakori gébfélék közül (feketeszájú géb, folyami géb, csupasztorkú géb, Kessler-géb) egyedül a folyami géb mutat szignifikáns pozitív kapcsolatot a fkm csökkenésével.

Általánosságban megállapítható, hogy a feketeszájú géb és a halványfoltú küllő mind mennyiségi eloszlása, mind pedig előfordulási gyakorisága alapján a Duna medrének legdominánsabb fajai. A domináns fajok egyenetlen mennyiségi eloszlása és a ritka fajok szakasz specifikus jelenléte miatt, a mélyvízi bentikus élőhelyek négy fő típusra különíthetők el (5. ábra). Javaslatunk szerint a felső szakasz további kettő alszakaszra osztható: állóvíz jellegű tározott vízterekre és szabadon folyó szakaszokra. A Pannon medencébe érve a Duna mederanyag váltás (1526 fkm, Paks) miatt két fő típusra különül el: középső-felső és középső alsó szakaszokra. A középső szakasz alsó végét a Vaskapu I. erőmű tározott részének felső vége jelenti. A mintavételek nem terjedtek ki a tározó terére, de feltételezhetően a megváltozott hidrológiai és morfológiai tulajdonságok alapján külön típusba sorolható. A Vaskapu II. erőmű alvívénél kezdődő alsó szakasz három további alszakaszra osztható, az úgynevezett „algás” alszakaszra, a természetes folyású Al-Dunára és a Duna-deltára. Az „algás” alszakasz élőhely típusainak elválását a sajátos hidro-fizikai tulajdonságok, míg a Duna-delta megkülönböztetését az eltérő ökorégiális elhelyezkedés (Illies 1978) magyarázza. A fő szakaszok tagolásának igazolásához azonban további, részletesebb felmérésekre van szükség.



5. ábra: A Duna javasolt tipizálása bentikus élőhelyek halfajai alapján.
Fig. 5. Scheme of proposed typology of Danube according to benthic fish species

A második expedíció által vizsgált biológiai komponensek (makrofiták, fitoplankton, fitobenton és makrogerinctelenek) hossz-szelvény menti eloszlását Birk és munkatársai (2012) foglalták össze tipológiai szempontból. Moog és munkatársai (2008) az ökorégió alapú VKI tipizálást (5 ökorégió, 5 típus) hasonlították össze, validálták vízi makroszkópikus gerinctelenek hosszirányú eloszlásával. Eredményeik igazolták a VKI szempontrendszer szerint leírt 5 fő típust, de azokon belüli, további osztályozást javasolnak. A bentikus élőhelyek halösszetétele alapján javasolt tipológia fő szakaszolása részben átfed a VKI által javasolt tipológiával. A halak eloszlását azonban a Dunát érintő longitudinális és laterális hidrológiai és morfológiai beavatkozások következtében megváltozott környezeti feltételek határozzák meg elsősorban, és kevésbé az ökorégiók határai, illetve a halak természetes folyami zonációjá. Ezt alátámasztja és erősíti a második Duna-expedíció vízi makroszkópikus gerinctelenek és a parti élőhelyek halállományainak tipizálása is (saját ordinációs- és klaszterelemzések alapján). Eredményeink alapján továbbá megállapítható, hogy a bentikus élőhelyek domináns halainak hosszirányú eloszlása aránylag egyenletes, ezért különböző élőlénycsoportok eloszlásának közös vizsgálata szükséges, egy egységes, biológiai szempontból validált Duna tipológia kidolgozásához.

Köszönetnyilvánítás

A 3. Nemzetközi Duna-expedíció mélyvízi bentikus élőhelyek halbiológiai felméréseinek költségvetését a Vidékfejlesztési Minisztérium biztosította. Köszönettel tartozunk a minisztérium munkatársainak, Kovács Péternek és Horváthné Kiss Ildikónak a szervező munkáért és a biztatásért. Köszönjük Sály Péternek az elektromos bentikus keretes húzóhálóról készített tervrajzot.

Irodalomjegyzék

- Birk, S., van Kouwen, L., Willby, N. (2012): Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near-natural reference conditions - a case study of the Danube River. *Freshwater Biology* 57: 1716–1732.
- Freedman, J. A., Stecko, T. D., Lorson, B. D., Stauffer, J. R. (2009): Development and efficacy of an electrified benthic trawl for sampling large-river fish assemblages. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1001–1005.
- Herzog, D. P., Barko, V. A., Scheibe, J. S., Hrabik, R. A., Ostendorf, D.E. (2005): Efficacy of a benthic trawl for sampling small-bodied fishes in large-river systems. *North American Journal of Fisheries Management* 25: 594–603.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3-4: 99–103.
- Holčík, J. (1989): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 1/2. General introduction to fishes Acipenseriformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, Germany, pp. 469.
- Huet, M. (1959): Profiles and biology of western European streams as related to fisheries management. *Transactions of the American Fisheries Society* 88: 155–163.
- Hynes, H. B. N. (1970): *The ecology of running waters*. Univ. Press Liverpool, pp. 555.
- Illies, J. (1962): Die Bedeutung der Strömung für die Biozönose in Rithron und Potamon. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 24: 433–435.
- Illies, J. (ed.) (1978): *Limnofauna Europaea*. A checklist of the Animals inhabiting European Inland Waters, with Account of their Distribution and Ecology. Second revised and enlarged Edition. G. Fischer, Stuttgart and Swets & Zeitlinger, Amsterdam, pp. 532.
- Liška, I., Wagner, F., Slobodnik, J. (2008): *Joint Danube Survey 2*, Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, pp. 242.
- Literáthy, P., Koller-Kreimel, V., Liška, I. (eds.) (2002): *Joint Danube Survey*. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, pp. 261.
- Moog, O., Sommerhäuser, M., Robert, S., Battisti, T., Birk, S., Hering, D., Ofenböck, T., Schmedtje, U., Schmidt-Kloiber, A., Vogel, B. (2008): Typology of Danube River sections based on environmental characteristics and benthic invertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie Suppl. Large Rivers* 166: 127–144.
- Murphy, B. R., Willis, D. W. (eds.) (1996): *Fisheries Techniques*, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 732.
- MSZ EN 14011 (2003): *Water quality – Sampling of fish with electricity (CEN 2003)*. Magyar Szabványügyi Testület, pp. 16.
- Otel, V. (2007): *Atlasul peștilor din Rezervatia Biosferei Delta Dunării*. Editura Centrul de Informare Tehnologică Delta Dunării, INCDDD, Tulcea, pp. 481.
- Tóry K. (1952): *A Duna és szabályozása*. Akadémiai kiadó, Budapest, pp. 454.
- Szalóky Z., György 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.
- Szalóky, Z., György, Á.I., Tóth, B., Sevcsik, A., Specziár, A., Csányi, B., Szekeres, J., Erős, T. (2014): Application of an electrified benthic frame trawl for sampling fish in a very large European river (the Danube River) – Is offshore monitoring necessary? *Fisheries Research* 151: 12–19.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummings, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Gutí G., Davideanu, G., Jepsen, N. (2007): *Technical report with results from the Fish Sampling and Analyses from the Joint Danube Survey 2007*. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, pp. 73.

URL1: <http://www.icpdr.org/jds/> (letöltve: 2014.09.06.)

Authors:

Zoltán SZALÓKY (szaloky.zoltan@okologia.mta.hu), Ágnes Irma GYÖRGY, András WEIPERTH, Tibor ERŐS



A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése

Conservation status of the fish species in Hungary and evaluation of the conservation value of fish fauna

Guti G.¹, Sallai Z.², Harka Á.³

¹MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen

³Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: faunaváltozás értékelése, halindex, ökológiai állapot, veszélyeztetett faj, hosszú távú változások

Keywords: assessment of fauna dynamics, fish index, ecological status, threatened species, long-term changes

Abstract

The paper summarises the conservation status of 99 fish species of Hungary. The conservation status of the species was evaluated according to the IUCN categories expressing the extinction risk of the species and with consideration of the regional situation. The conservation value of the fish fauna can be characterized by summing the value of categories of the conservation status. The dual index of the absolute and relative conservation value of fish fauna have been developed for its numeric expression.

Kivonat

A tanulmány a magyarországi halfauna 99 fajának természetvédelmi státuszát ismerteti. A faunaelemek természetvédelmi státuszát a fajok kipusztulási kockázatát kifejező IUCN kategóriák szerint, a regionális adottságok figyelembevételével állapítottuk meg. A természetvédelmi státusz kategóriáihoz rendelt értékrendek összegzésével jellemezhető a halfauna természeti értéke, amelynek megjelenítésére a fauna abszolút és relatív természeti értékét numerikusan szemléltető indexpárt fejlesztettük ki.

Bevezetés

Az édesvizek halfaunájának globális fajgazdagsága közismert. Mintegy 13.000 halfaj ismert a kontinensek édesvízeiben, azaz nagyságrendileg ugyanannyi, mint az óceánokban és a tengerekben, valamint a beltengerekben és sós tavakban előforduló fajok (16.000) száma (Lévêque et al. 2008). Pedig a folyékony halmazállapotú kontinentális felszíni édesvizek (állóvizek, vízfolyások) összterfogata a hidroszférának csupán 0,008%-a, tehát 4 nagyságrenddel kisebb, mint a 96,5%-ot kitevő óceánok és tengerek térfogata (Shiklomanov 1993).

Az édesvízi halfauna különleges változatosságát azonban érzékenyen érintik az egyre kiterjedtebb vízhasznosítással összefüggő antropogén terhelések (akvatikus élőhelyek fragmentálódása és megszűnése, az élőhelyek leromlása vízszennyezés és eutrofizálódás hatására, egyes fajok túlzott hasznosítása stb.). Az emberiség létszámának gyorsuló gyarapodásával fokozódó vízigények és az elégtelen vízellátásával összefüggő újabb problémák miatt a vízkérdés egyrészt gazdasági-társadalmi konfliktusok forrásává, másrészt a biológiai sokféleség fennmaradását veszélyeztető tényezővé vált a 21. század kezdetére. A fajok kihalásának sebessége soha nem volt olyan gyors a földtörténet során,

mint napjainkban, és a fennmaradó fajok számottevő része is folyamatosan veszít genetikai változatosságából, ami hozzájárul a túlélési valószínűségük csökkenéséhez.

A biodiverzitás védelme és a vízkrízis megoldása a vízigényeket integratív módon kezelő vízgazdálkodás fejlesztését teszi szükségessé, ahogyan az EU Víz Keretirányelvének koncepciójában is körvonalazódik. Ennek egyik fontos alapfeltétele a vízrendszerek hasznosításával, illetve antropogén terhelésével összefüggően bekövetkező ökológiai változások feltárása (Guti & Berczik 2014). A halállomány hosszú távú változásában jól követhető a felszíni vizek ökológiai állapotának alakulása (Karr 1981, Fausch et al. 1990), és a faunaelemek természetvédelmi státuszának összegzésével egy térben és időben kiterjedten alkalmazható, nagyobb léptékű állapotértékelésre is lehetőség nyílik.

A hazai vízterek halfaunájának természetvédelmi szempontú értékelésére egy viszonylag egyszerűen számítható index bevezetését javasoltuk az 1990-es évek első felében (Guti 1993, 1995). Az elmúlt két évtizedben számos újabb halfaj jelent meg a hazai faunában (Harka & Sallai 2004, Harka & Szepesi 2010, Halasi-Kovács et al. 2011, Harka 2011, Szepesi & Harka 2011, Halasi-Kovács & Harka 2012, Harka et al. 2014, Sallai 2014), és lényeges változások történtek a fajok nevezéktanában is, ezért indokoltnak tartottuk az eredeti formájában részben már elavult értékelő eljárás aktualizálását és továbbfejlesztését.

Módszer

Az élőlények természetvédelmi státuszának legismertebb és legátfogóbb jegyzéke a kihalással fenyegetett fajok vörös listája, amelyet a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) hozott létre 1948-ban. A regionális, illetve nemzeti vörös könyvek összeállítása az 1960-as években kezdődött el az IUCN kezdeményezésére. Az első magyar vörös könyv (Rakonczay 1989) csak két halfajt, a lápi pócot és a Petényi-márnát sorolta “a kipusztulás közvetlen veszélyébe került” fajok közé. A “kipusztult és eltűnt”, valamint az “aktuálisan” és a “potenciálisan veszélyeztetett” állatfajok kategóriáiban halak nem kerültek említésre, ezért a hazai halfaunának ez a kezdeti természetvédelmi osztályozása szakmailag nem volt kellően kidolgozott. A hazai halfajok természetvédelmi státuszának meghatározására néhány évvel később kidolgozott rendszer (Guti 1993) részben az IUCN Vörös Lista kategóriáira épült, továbbiakkal kiegészítve azt a nem veszélyeztetett fajokra vonatkozóan.

Az IUCN Vörös Lista kategóriáinak (URL1) alkalmazása a halfajok természetvédelmi státuszának jellemzésére a nemzetközi gyakorlatban általánosan elterjedt (Lelek 1987, Williams & Miller 1990, Witkowski 1992, Kottelat & Freyhof 2007). Az egyes kategóriák lényegében egy adott faj kipusztulási valószínűségét minősítik. A mai Magyarország természetes vizeiben az utóbbi évszázadokban előforduló, illetve megfigyelt halfajok természetvédelmi státuszát az IUCN kategóriák szerint (1. táblázat) értékeltük, a térségünket jellemző regionális sajátosságok figyelembevételével. A hazai természetvédelmi státusz megállapításakor először a nemzetközi (európai) besorolás (URL2) elfogadhatóságát vizsgáltuk meg, és csak akkor tértünk el attól, ha az adott faj nem természetesen honos a Közép-Duna-medencében, vagy ha a faj regionális veszélyeztetettsége meghaladja az európai szintet. Ez utóbbi szempont szerint tehát egy faj hazai besorolása nem lehet alacsonyabb szintű, mint az európai természetvédelmi státusza.

Az IUCN kategóriák kvantitatív kritériumai elsősorban a szárazföldi állatfajok értékelésére alkalmasak, amelyek vizuálisan jobban megfigyelhetőek. A természetes halállományok mennyiségi mutatói azonban lényegesen nagyobb ráfordítással, esetenként közvetett módszerekkel tanulmányozhatók (pl. halfogási statisztikák), ezért általában kevés adat áll rendelkezésünkre a hazai halfajok populációinak dinamikájáról, és így a fenyegetett fajok kategóriáinak (CR, EN, VU) részletes leírásában meghatározott mennyiségi kritériumokat (IUCN 2001) is csak korlátozottan vehettük figyelembe az értékelésnél.

1. táblázat. A halfajok magyarországi természetvédelmi státuszának értékeléséhez használt kategóriák meghatározása és értékrendje.

Table 1. Definition and values of the categories of the conservation status of the fish species in Hungary

természetvédelmi státusz <i>conservation status</i>	kód <i>code</i>	érték <i>values</i>	meghatározás <i>definition</i>
Vadon kihalt <i>Extinct in the wild</i>	EW	6	Természetesen honos faj, amelynek populációja jelentősen megfogyatkozott a 20. század közepére, és legalább 50 éve nem volt bizonyítható természetes előfordulása az országhatáron belül. A fogságban, illetve akvakultúrában tartott állományokból egy-egy példány megszökhet.
Súlyosan veszélyeztetett <i>Critically endangered</i>	CR	5	Korábban nagyobb egyedszámban előforduló faj, amely a 19. század óta, illetve az utóbbi évtizedekben már csak szórványosan észlelhető. A regionális populációinak mérete vagy az élőhelyének kiterjedése kritikus szintre csökkent, ezért közvetlenül a regionális (kontinentális) kipusztulás határán áll.
Veszélyeztetett <i>Endangered</i>	EN	4	Korábban nagyobb egyedszámban előforduló faj, amelynek állománya a 19. század óta jelentősen megfogyatkozott. Közel áll a regionális kipusztuláshoz, ezért ha a populáció csökkenésében szerepet játszó tényezők állandósulnak, "súlyosan veszélyeztetett" kategóriává válhat.
Sebezhető <i>Vulnerable</i>	VU	3	Általában kis egyedszámban és bizonyos élőhelyekhez kötődve fordul elő. Az előző kategóriáktól eltérően állománya potenciálisan veszélyeztetett. Élőhelyeinek szűkülése vagy leromlása esetén "veszélyeztetett" kategóriává válhat.
Mérsékelten veszélyeztetett <i>Near threatened</i>	NT	2	Általánosan elterjedt faj, amely nem sorolható a fenti kategóriákba, de élőhelyeinek megváltozása esetén fenyegetetté válhat.
Nem fenyegetett <i>Least concern</i>	LC	1	Nagy egyedszámban előforduló és általánosan elterjedt faj, amely nem minősíthető az előbbi kategóriák szerint. Az antropogén hatásokkal szemben viszonylag ellenálló. Ide sorolandók a nagyjából természetesen terjeszkedés következtében megjelenő európai fajok (akkor is, ha csak kis számban vannak jelen), amelyek a 19. század közepe óta megváltozott, illetve változó élőhelyi és klimatikus viszonyok következtében jelentek meg Magyarországon.
Egzotikus <i>Alien</i>	AL	0	A 19. század közepe óta céltudatosan vagy akaratlanul betelepített faj, amelynek természetes elterjedési területe a Duna vízgyűjtőterületén kívül található.
Adathiányos <i>Data deficient</i>	DD	-	Nincs elegendő információ a taxon természetvédelmi státuszának meghatározásához.
Nem értékelt <i>Not evaluated</i>	NE	-	A fenti kritériumok egyikének sem felel meg.

A halfajok veszélyeztetettségét minősítő természetvédelmi státusz kategóriáihoz rendelt értékrendek alapján jellemezni lehet a halfauna természetvédelmi értékét. Az értékrendek összegzésével két numerikus index, az abszolút és a relatív természetvédelmi érték segítségével jellemezhetőek a faunalisták.

Az abszolút természetvédelmi érték (T_A) a természetvédelmi státuszuk alapján a faunaelemekhez rendelt értékrendeket összesíti:

$$T_A = 6 \cdot n_{EW} + 5 \cdot n_{CR} + 4 \cdot n_{EN} + 3 \cdot n_{VU} + 2 \cdot n_{NT} + n_{LC}$$

ahol n_{EW} a „vadon kihalt” (EW) fajok száma, n_{CR} a „kritikusan veszélyeztetett” (CR) fajok száma, n_{EN} a „veszélyeztetett” (EN) fajok száma, n_{VU} a „sebezhető” (VU) fajok száma, n_{NT} a „mérsékelten veszélyeztetett” (NT) fajok száma, n_{LC} a „nem fenyegetett” (LC) fajok száma. Az „egzotikus” fajok (AL) értékrendje 0, ezért nem befolyásolják az abszolút

természetvédelmi értéket. Az összesítésben nem szerepelnek az értékrend nélküli „adathiányos” (DD) és „nem értékelt” (NE) fajok.

A relatív természetvédelmi érték (T_R) az abszolút természetvédelmi érték és a kimutatott fajok számának hányadosával fejezhető ki. A kimutatott fajok számának összesítésében az AL jelű fajok száma (n_{AL}) is megjelenik, a DD és az NE fajokat azonban az összesítés figyelmen kívül hagyja.

$$T_R = \frac{T_A}{n_{EW} + n_{CR} + n_{EN} + n_{VU} + n_{NT} + n_{LC} + n_{AL}}$$

Egy adott vízterületre vonatkozó faunalista természetvédelmi értékének meghatározásakor fontos megkülönböztetni az alkalmilag felbukkanó egyedekkel jellemezhető fajokat a huzamosabb ideig jelen lévő, önfenntartó populációt alkotó fajoktól. Az előbbiek egy-egy példányának megfigyelése valószínűsíti az adott faj előfordulását, de a megfigyelést követően egy bizonyos időszakon túl már nem tekinthető igazoltnak a faj jelenléte. Egy korábban önfenntartó populációval jellemezhető faj előfordulása is elévülhet, ha hosszabb időn keresztül nem bizonyítható egyedeinek előfordulása. Egy faunalista aktuális természetvédelmi értékének számításakor tehát figyelembe kell venni az utolsó észleléstől számított elévülési időt, amely az adott fajra jellemző regionális előfordulási kategóriának megfelelően határozható meg (2. táblázat).

2. táblázat. A halfajok országhatáron belüli előfordulását jellemző kategóriák meghatározása és a fajok utolsó észlelésének elévülési ideje a különböző kategóriákban

Table 2. Definition of the categories of the cross-country occurrence of the fish species and the expiration period of the species occurrence from the last observation of the individuals

előfordulás occurrence	kód code	meghatározás definition	elévülés expiration
Populációs		Egyedei több generációból álló populációt alkotnak.	
permanens	Pp	Önfenntartó populációjának előfordulása több mint 50 éven keresztül igazolható.	50 év
diszperziós	Pd	Önfenntartó populációjának előfordulása kevesebb mint 50 éven keresztül igazolható.	25 év
temporális	Pt	Populációjának fennmaradása elsősorban mesterséges utánpótlástól függ.	25 év
Individuális		Szórványosan felbukkanó egyedei nem alkotnak populációt, természetes szaporulata nem jellemző.	
multiannuális	Im	Egyedei több évet túlélnek a természetes élőhelyeken.	5 év
szezonális	Is	Egyedei nem képesek egy teljes évet túlélni a természetes élőhelyeken. Különleges termálvizes élőhelyeken multiannuális vagy önfenntartó populációk is kialakulhatnak.	1 év

Ennek megfelelően, egy EW kategóriába tartozó faj, amelynek regionális előfordulása már több mint 50 éve nem igazolható, csak a történelmi, azaz a jelenhez képest legalább 50 évvel korábbi faunában jeleníthető meg.

Eredmények

A mai Magyarország természetes vizeiben a 19. század kezdete óta észlelt halfajok jegyzéke, a faunisztikai és taxonómiai kutatások legújabb eredményeit is figyelembe véve, 99 faunaelemet tartalmaz. A fajok természetvédelmi státuszát és regionális előfordulásának minősítését táblázatban foglaltuk össze (3. táblázat). A táblázat feltünteteti, ha a hazai minősítés eltér az európai besorolástól.

3. táblázat. A magyarországi halfaunát alkotó fajok természetvédelmi státuszának, természetvédelmi értékrendjének és országhatáron belüli előfordulásának értékelése. A természetvédelmi státusz kódjainak magyarázatát lásd az 1. táblázatnál. Az országos (regionális) előfordulási kategóriák kódjainak magyarázatát lásd a 2. táblázatnál. A magyarországi természetvédelmi státusztól eltérő IUCN besorolást fekete pont (●) jelzi Table 3. Evaluation of the conservation status and the cross-country occurrence of the fish species in Hungary. The conservation status codes are explained at the Table 1. The codes of the cross-country occurrence are explained at the Table 2. The IUCN conservation status is indicated by black spots (●) where it is different

fajok species	tv. érték	természetvédelmi státusz conservation status										regionális előfordulás regional occurrence				
	values	EW	CR	EN	VU	NT	LC	AL	DD	NE	Pp	Pd	Pt	Im	Is	
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	4			●			●									
<i>Eudontomyzon mariae</i>	3				●		●									
<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	3				●		●									
<i>Huso huso</i>	5	●														
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	5	●														
<i>Acipenser nudiventris</i>	5	●														
<i>Acipenser stellatus</i>	5	●														
<i>Acipenser ruthenus</i>	4		●													
<i>Acipenser baeri</i>	0							●					●			
<i>Polyodon spathula</i>	0							●						●		
<i>Anguilla anguilla</i>	-		●							●			●			
<i>Alosa immaculata</i>	-				●				●					●		
<i>Rutilus rutilus</i>	1						●									
<i>Rutilus virgo</i>	3				●		●									
<i>Rutilus meidingeri</i>	4		●											●		
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0							●								
<i>Mylopharyngodon piceus</i>	0							●							●	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1						●									
<i>Leuciscus leuciscus</i>	2						●									
<i>Leuciscus idus</i>	1						●									
<i>Leuciscus aspius</i>	1						●									
<i>Squalius cephalus</i>	1						●									
<i>Telestes souffia</i>	5	●					●									
<i>Phoxinus phoxinus</i>	3				●		●									
<i>Leucaspius delineatus</i>	3				●		●									
<i>Alburnus alburnus</i>	1						●									
<i>Alburnus mento</i>	-						●		●						●	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	2						●									
<i>Blicca bjoerkna</i>	1						●									
<i>Abramis brama</i>	1						●									
<i>Ballerus ballerus</i>	2					●	●									
<i>Ballerus sapa</i>	2					●	●									
<i>Vimba vimba</i>	2					●	●									
<i>Pelecus cultratus</i>	3				●		●									
<i>Chondrostoma nasus</i>	2				●		●									
<i>Tinca tinca</i>	3				●		●									
<i>Barbus barbus</i>	2				●		●									
<i>Barbus carpathicus</i>	3				●		●									
<i>Gobio gobio</i>	-						●		●							
<i>Gobio carpathicus</i>	2					●	●									

fajok species	tv. érték	természetvédelmi státusz conservation status										regionális előfordulás regional occurrence				
	values	EW	CR	EN	VU	NT	LC	AL	DD	NE	Pp	Pd	Pt	Im	Is	
<i>Gobio obtusirostris</i>	2					■	●				■					
<i>Romanogobio vladykovi</i>	1					■	■				■					
<i>Romanogobio kessleri</i>	2				■		●				■					
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	3			■			●				■					
<i>Pseudorasbora parva</i>	0							■			■					
<i>Rhodeus amarus</i>	1						■				■					
<i>Carassius carassius</i>	3			■							■					
<i>Carassius gibelio</i>	1						■				■					
<i>Carassius auratus</i>	0							■					■			
<i>Cyprinus carpio</i>	3				■						■					
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0							■			■					
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	0							■			■					
<i>Ictiobus bubalus</i>	0							■						■		
<i>Misgurnus fossilis</i>	3				■		●				■					
<i>Cobitis elongatoides</i>	2					■	●				■					
<i>Sabanejewia balcanica</i>	3				■		●				■					
<i>Sabanejewia bulgarica</i>	3				■		●				■					
<i>Barbatula barbatula</i>	2					■	●				■					
<i>Ameiurus nebulosus</i>	0							■			■					
<i>Ameiurus melas</i>	0											■				
<i>Ictalurus punctatus</i>	0							■			■				■	
<i>Silurus glanis</i>	1						■				■					
<i>Clarias gariepinus</i>	0							■							■	
<i>Heterobranchus bidorsalis</i>	0							■							■	
<i>Esox lucius</i>	1						■				■					
<i>Umbra krameri</i>	4			■	●						■					
<i>Coregonus lavaretus</i>	0				●			■							■	
<i>Coregonus albula</i>	0						●								■	
<i>Thymallus thymallus</i>	1						■								■	
<i>Hucho hucho</i>	5	■	●								■					
<i>Salvelinus fontinalis</i>	0							■							■	
<i>Salmo trutta</i>	3				■									■		
<i>Salmo labrax</i>	1						■								■	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0							■							■	
<i>Lota lota</i>	2					■	●				■					
<i>Gambusia holbrooki</i>	0							■			■				■	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1						■				■					
<i>Gasterosteus gymnurus</i>	0						●	■				■				
<i>Cottus gobio</i>	4			■			●				■					
<i>Lepomis gibbosus</i>	0							■			■					
<i>Micropterus salmoides</i>	0							■						■		
<i>Perca fluviatilis</i>	1						■				■					
<i>Gymnocephalus cernua</i>	2					■	●				■					
<i>Gymnocephalus baloni</i>	2					■	●				■					
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	3				■		●				■					
<i>Sander lucioperca</i>	1					■	■				■					
<i>Sander volgensis</i>	3				■		●				■					

fajok species	tv. érték	természetvédelmi státusz conservation status										regionális előfordulás regional occurrence				
	values	EW	CR	EN	VU	NT	LC	AL	DD	NE	Pp	Pd	Pt	Im	Is	
<i>Zingel zingel</i>	4			■			●					■				
<i>Zingel streber</i>	4			■			●					■				
<i>Archocentrus multispinosus</i>	0							■				■			■	
<i>Oreochromis niloticus</i>	0							■				■			■	
<i>Hemichromis guttatus</i>	0							■				■			■	
<i>Perccottus glenii</i>	0							■				■			■	
<i>Babka gymnotrachelus</i>	1						■					■				
<i>Neogobius fluviatilis</i>	1						■					■				
<i>Neogobius melanostomus</i>	1						■					■				
<i>Ponticola kessleri</i>	1						■					■				
<i>Knipowitschia caucasica</i>	1						■							■		
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1						■					■				
Összesen		0	6	9	16	14	24	26	3	1	68	10	6	15	4	

A hazai halfaunában nem ismert olyan faj, amely az egész világról kihalt volna az utóbbi évszázadokban, ezért az „Extinct” (EX) IUCN kategóriát nem is jelenítettük meg a hazai halfajok osztályozásakor. Egy fajt, az angolnát (*Anguilla anguilla*) a „nem értékelt” (NE) kategóriába soroltuk, mert kérdéses a regionális természetvédelmi státuszának meghatározása. Az IUCN listáján CR besorolása a faj, mert utóbbi évtizedekben nagyságrenddel csökkent az európai partokhoz érkező angolnalárvák mennyisége. Az angolna évszázadokkal ezelőtt csak szórványosan bukkant fel a térségünkben (Heckel 1847, Herman 1887), ezért nem valószínű, hogy napjainkban az Atlanti-óceánból felvándorolt egyedek fordulnának elő a vizeinkben. Az angolna viszont a korábbi rendszeres telepítések következtében több tonnás mennyiségben fogható jelenleg a Balatonban, ezért a faj CR minősítése vitatható lenne a térségünkben.

Az elterjedésre vonatkozó megbízható adatok hiánya miatt 3 fajt soroltunk a DD kategóriába. A dunai hering (*Alosa immaculata*) egyetlen 1846-os adata sem egyértelmű, mert a bizonyító példány egy budapesti étterem konyhájáról került elő (Herman 1887), és abban az időben az Al-Duna felől is szállítottak halat a budapesti piacokra. Az állás küsz (*Alburnus mento*) korábbi előfordulását több faunisztikai mű is említi, de pontos megfigyelési adatok nélkül. A faj elterjedése jelenlegi ismeretek szerint a szubalpin tavakra korlátozódik (Kottelat & Freyhof 2007).

A molekuláris taxonómiai kutatások eredményei alapján a *Gobio* nemzetség fajainak elterjedésére vonatkozó ismereteink sokat változtak az elmúlt években. Kiderült, hogy a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) elterjedési területe az országhatártól északra húzódik. A genetikai vizsgálatok eddig csupán egyetlen példányának előfordulását mutatták ki vizeinkben, ezért kapott ugyancsak DD minősítést.

Az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) besorolása vitatott kérdés volt, mivel a nem természetesen honos megítélése általánosan tekinthető Magyarországon. A faj kelet-közép-európai elterjedési területének természetes határait nehéz megállapítani, mert a terjesztése és telepítése már a korai középkorban megkezdődött (Pintér 1989). Általában Közép-Európától Szibériáig természetes előfordulásának tekintik (Kottelat & Freyhof 2007). Herman (1887) mint széles körben elterjedt fajt említi a Kárpát-medencében és Petényire hivatkozva az alsó-magyarországi állóvizek legközönségesebb halának mondja. Az 1950-es években tógazdasági hasznosításra importáltak ezüstkárászt Bulgáriából és az 1960-as években megállíthatatlan gradációval terjedt el vizeinkben, illetve napjainkban már csaknem egész Európában megtalálható (Pintér 1989, Kottelat & Freyhof 2007). A faj terjeszkedéséhez a telepítések is hozzájárulhattak, de elsősorban természetes módon történt a 20. század második felében. A faj természetvédelmi státuszának nemzetközi

megítélését (www.fishbase.org) is figyelembe véve, az LC kategóriába soroltuk az ezüstkárászt. Mint nagyrészt spontán terjedő faj, ritkasága ellenére is ugyanilyen minősítést kapott a *Thymallus thymallus*, a *Salmo labrax* és a *Gasterosteus aculeatus*.

Nem soroltunk egyetlen fajt sem a „vadon kihalt” (EW) kategóriába, de várható, hogy néhány faj, mint például a sóregtok (*Acipenser stellatus*) vagy a viza (*Huso huso*) hamarosan ebbe a kategóriába kerül majd. Az előbbi fajt közel 50 éve, 1965-ben észlelték utoljára nálunk, és csak 5 fogási adata ismert Magyarországon a 20. századból (Guti 2008). Egy újabb példány 2005-ben került elő Tiszajenőnél, viszont a mérete alapján nem valószínű, hogy az a Fekete-tengerből felvándoroló és ívóhelyet kereső egyed lett volna, ezért kérdéses az eredete. A sóregtok gyakorisága jelentősen csökkent az Alsó-Dunán az elmúlt évtizedekben, ezért nagyobb a valószínűsége annak, hogy a Tiszajenőnél előkerült példány telepítéssel került a folyóba.

A *Telestes souffia* CR kategóriába sorolását az indokolja, hogy a Felső-Tisza hazai szakaszán élő populációja rendkívül kis létszámú.

A legtöbb hazai halfajt (26 faj) az AL kategóriába soroltuk és viszonylag jelentős az LC fajok száma (24 faj) is. A fenyegetett fajok között 6 faj CR, 9 faj EN és 16 faj VU minősítést kapott. Az NT kategóriába 14 fajt soroltunk. Az IUCN Vörös Listában jelzett természetvédelmi státuszról 43 faj esetében tér el a magyarországi minősítés.

A halfajok országhatáron belüli elterjedésének értékelésekor néhány melegebb éghajlatú térségből származó egzotikus fajnál (*Gambusia holbrooki*, *Archocentrus multispinosus*, *Oreochromis niloticus*, *Hemichromis guttatus*) két lehetőséget is feltűntettünk, tekintettel arra, hogy egyes termálvizes élőhelyeken kialakulhatnak stabil önfenntartó populációik, de egyébként csak szezonálisan fordulhatnak elő térségünkben.

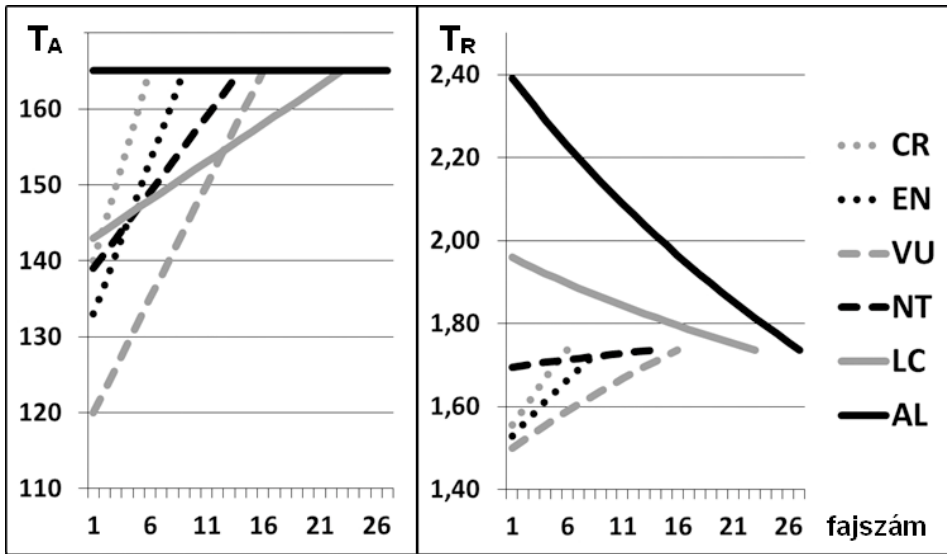
Megjegyzések

A magyarországi vízterek halfaunájának abszolút és a relatív természeti értékét numerikusan megjelenítő indexek a halfauna olyan nagyobb léptékű változásának értékelésére is alkalmasak, amelynek során a halfajok elterjedési területei módosulnak, részben a környezeti tényezők megváltozása, részben az emberi tevékenység terhelő hatásai következtében. Az időbeli változások akkor mutathatók ki, ha rendelkezünk a korábbi időszakokat, például a 19. század közepét jellemző, referenciaként szolgáló faunalistával. A történelmi faunaváltozások elemzése megfelelő szakmai felkészültséget kíván.

A halfauna abszolút természeti értékét a természetesen előforduló fajok határozzák meg. Az idegenhonos fajokat nem jelzi az abszolút természeti érték, de a veszélyeztetett fajokat súlyozottan jeleníti meg. A nagyobb kihalási kockázattal jellemezhető fajok eltűnésére a T_A index határozott csökkenéssel reagál (1. ábra). A természetesen terjeszkedő, invazív jellegű fajok, mint például a ponto-kaspikus gébek megjelenésével kismértékben növekedik az index. A halfauna relatív természeti értéke részben az abszolút természeti értéktől függően változik. A T_R index fordítottan arányos az idegen faunaelemek, illetve az invazív jellegű fajok számával (1. ábra).

A halfauna természeti értékét kifejező indexek alkalmasak lehetnek a különböző vízterületek halállományainak természetvédelmi szempontú összehasonlítására is, ami a természetvédelmi kezelők számára jelenthet hasznos információt.

A fajok természetvédelmi státuszának és természeti értékének a megítélésakor számos olyan szempontot kell mérlegelni, amelyben a személyes tapasztalatok befolyásolják az egyén döntését. A szerzők véleménye sem egyezett minden esetben, de az érvek és ellenérvek mérlegelésével sikerült olyan álláspontot kialakítani, amely mértékadó lehet a jelen helyzetre. Ismereteink bővülésével azonban szükségessé válhatnak bizonyos korrekciók, ezért minden erre irányuló javaslatot köszönettel fogadunk.



1. ábra. Az abszolút (T_A) és relatív (T_R) természeti érték változása az egyes természetvédelmi státusz kategóriák fajszámának függvényében. A természetvédelmi státusz kódjainak magyarázata az 1. táblázatban
 Figure 1. Change of absolute (T_A) and relative (T_R) conservation value of fish fauna depending on the species number of the conservation status categories

Irodalom

- 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.
- Guti G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86/3: 141–144.
- Guti, G. (1995): Conservation status of fishes in Hungary. *Opuscula Zoologica* 27–28: 153–158.
- Guti, G. (2008): Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband, Large rivers* 18/1–2: 61–79.
- Guti, G., Berczik, Á. (2014): Criteria of sustainable management of large river systems – ecological aspects and challenges of the 21st century. *Opuscula Zoologica* 45/1: (in press)
- Halasi-Kovács, B., Antal, L., Nagy, S. A. (2011): First record of a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Nyeste K., Nagy L., Specziár A., Erős T. (2014): Bíborügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* 8: 29–34.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája – Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2010): Hány pikófafaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101–103.
- Heckel, J. (1847): *Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete, jegyzetekkel s az új fajok rövid leírásával*, fordította Chyzer K. Magyar Orvosok és Természetvizsgálók VIII. Nagygyűlésének Évkönyve. Kiadott 1863. pp. 24.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II*. A K. M. Természetud. Társulat, Budapest, pp. 860.
- IUCN (2001): *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Gland and Cambridge, pp. 32.
- Karr, J. R. (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27
- Lelek, A. (1987): *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 9. Threatened Fishes of Europe. *Aula Verl., Wiesbaden*, pp. 343.

- Lévêque, C., Oberdorff, T., Paugy, D., Stiassny, M. L. J., Tedesco, P. A. (2008): Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 545–567.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 202.
- Rakonczay Z. (1989): *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Sallai Z. (2014): Dunai ingola *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931). Vladykov-ingola *Eudontomyzon vladkovi* Oliva & Zanandrea, 1959. p. 405–407. In: Haraszthy L. (ed.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.
- Shiklomanov, I. A. (1993): World freshwater resources. In: Gleick, P. H. (ed.) *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Oxford University Press, New York.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2011): A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) állománynagysága, mobilitása és növekedése a Tarnában. *Pisces Hungarici* 5: 21–36.
- Williams, J. E., Miller, R. R. (1990): Conservation status of the North American fish fauna in fresh water. *Journal of Fish Biology* 37 (suppl. A): 79–85.
- Witkowski, A. (1992): Treats and protection of freshwater fishes in Poland. *Netherlands Journal of Zoology* 42/2-3: 243–259.

URL1: <http://www.iucnredlist.org>

URL2: <http://www.fishbase.org>

Authors:

Gábor GUTI (guti.g@t-online.hu), Zoltán SALLAI (csuka@akvapark.hu), Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com)



Bíbarsügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében

Jewel cichlids (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) in thermal water of Lake Hévíz (Western Hungary)

Harka Á.¹, Nyeste K.², Nagy L.³, Erős T.⁴

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

³Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak

⁴MTA ŐK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: jellemző bélyegek, morfometria, garatfogak, illegális betelepítés, környezeti kockázat

Keywords: characteristic marks, morphometry, pharyngeal teeth, illegal introductions, environmental risk

Abstract

Jewel cichlids were caught in the outflow of Lake Hévíz in 2012, but it has remained unanswered whether the collected specimens belong to the *Hemichromis guttatus* or to *H. bimaculatus* species. To answer this question we collected 9 specimens from the outflow in 2013. The phenotypic characteristics, morphometrical data and the examination of pharyngeal bones and teeth proved that the collected specimens belong to the *H. guttatus* species. These illegally introduced species may present a potential danger to the biota of the thermal lake yielding its further alteration.

Kivonat

2012-ben bíbarsügéreket fogtak a Hévízi-tó kifolyójából, de vita támadt azzal kapcsolatban, hogy ezek a *Hemichromis guttatus* vagy a *H. bimaculatus* fajba tartoznak-e. A kérdés eldöntésére 2013-ban begyűjtöttünk 9 példányt. A külső bélyegek, a morfometriai adatok, a garatsontok és a garatfogak vizsgálata egyaránt azt mutatta, hogy a hévízi halak a *H. guttatus* faj képviselői. Ezek az illegálisan betelepített agresszív halak veszélyt jelenthetnek a termálvíz élővilágára, és annak további átalakulását idézhetik elő.

Bevezetés

A Közép-Afrikában honos *Hemichromis* nemnek – Kottelat és Freyhof (2007) szerint – két betelepített faja él Európában, a bíbarsügér (*H. guttatus*) és az ötfoltos tarkasügér (*H. fasciatus*). A magyar akvaristák főként az előbbit tartják díszhalként, de a faj általuk ismert és használt tudományos neve *H. bimaculatus* (Horn & Zsilinsky 2001)

A bíbarsügér magyarországi természetes vízben történt megtelepedéséről 2012. szeptember 28-án jelent meg az első hír. Egy akvarista tette közzé a világhálón, hogy pár nappal korábban bíbarsügéreket gyűjtött a Hévízi-tó kifolyójából. Kevéssel ezután Jörg Freyhof elektronikus leveléből értesültünk arról, hogy kollégája, Matthias Geiger a Hévízi-tó csigafaunájának közelmúltbeli vizsgálata során *H. guttatus* példányokat is talált ott. A Magyar Haltani Társaság felkérte a német kutatókat, hogy publikálják észlelésüket a társaság periodikájában, de kézirat nem érkezett tőlük.

2013-ban újabb, megerősítő hírek kerültek nyilvánosságra a Hévíz-lefolyóban található bíbarsügérekről. Akvaristák szerint azonban ezek a *H. bimaculatus* faj képviselői, mivel a

szaküzletek kínálatában, amelyből a betelepítés történhetett, a *H. guttatus* faj nem szerepel. A kérdés eldöntése céljából 2013 nyarán begyűjtöttünk és részletesen megvizsgáltunk néhány példányt a hévízi állományból. Dolgozatunk ennek eredményéről számol be.

Anyag és módszer

Vizsgálati anyagunkat 9 halpéldány alkotta, amelyeket 2013. augusztus 13-án gyűjtöttünk Hévízen. Mintavételi helyünk a Hévízi-tótól mintegy 300 méterre, a Hévíz-lefolyóban volt, gyűjtőeszközként 6 mm szembőségű kétközhálót alkalmaztunk. A vizsgálatra szánt példányokat szegfűszegolajos vízben történő túllaltatást követően 4 százalékos formalinban fixáltuk, majd 70 százalékos alkoholban tároltuk.

A konzervált példányok merisztikus jellemzőit sztereomikroszkóp segítségével, tízszeres nagyításban számláltuk, a testparamétereiket milliméter beosztású skálával mértük. Az alsó garatcsontot a mellúszókkal együtt levágott halfejből néhány perces főzést követően bonctű és csipesz segítségével preparáltuk. A csont formáját, arányait, a rajta elhelyezkedő garatfogak alakját és számát ugyancsak sztereomikroszkóp segítségével vizsgáltuk.

A faji azonosításhoz Zarske (1983), Sterba (2002), Kottelat és Freyhof (2007) munkái mellett az Africhthy African ichthyology portal leírásait (URL1), valamint Loïselle (1979, 1992) morфомetriai adatait és az alsó garatcsontokra, garatfogakra vonatkozó leírásait is figyelembe vettük.

Eredmények

A faj azonosítása szempontjából fontos bélyegek számbavétele során a vizsgált példányokról a következőket állapítottuk meg:

1. A halak alapszíne a barnától az okker- és narancssárgán át a vörösig változó. Testüket és úszóikat – változatos mennyiségben és elrendezésben – flitterszerű metáلكék foltok díszítik.

2. Az test oldalán többnyire három fekete folt látható. Egy a kopoltyúfedőn, egy nagyobb a törzs közepe táján, egy kisebb pedig a farokúszó tövénél. A középső folt a test hosszanti középvonalánál kissé följebb helyezkedik el, de az átmegy rajta, és két egyenlőtlen részre osztja (1. ábra).



1. ábra. A begyűjtött halak egyike (Fotó: Nagy L.)

Fig. 1. One specimens collected (Photo: L. Nagy)

3. Az oldalvonal kétosztatú, egy elülső (vagy felső) és egy ezzel közvetlen kapcsolatban nem lévő hátulsó (vagy alsó) részre oszlik. A test elülső részén a hátvonal közelében fut, majd megszakad és három pikkelysorral lejjebb, a test hátulsó részének a középvonalában

folytatódik. Halainknál a felső rész 15–17, az alsó rész 8–9 pikkelyre terjedt ki. A szokásos képlettel kifejezve, lin. lat: 15–17/8–9. Egy-egy példánynál az oldalvonal két részletén lévő pikkelyek együttes száma 23 és 26 között változott.

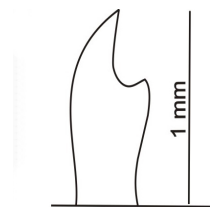
4. A felső állású száj mindkét állkapcsán teljes a fogazat, a fogak egy-egy sorban állnak és egycsúcsúak.

5. Az alsó garatcsont alakja egyenlő oldalú háromszögre emlékeztet, a két hátulsó csúcsa közti távolság körülbelül megegyezik az elülső és hátulsó csúcsok közötti távolsággal.

6. A garatcsont hátulsó szélén lévő sorban a fogak száma 22 és 24 között van.

7. A garatcsont hátsó szélén lévő sorban a fogak kétszcúcsúak: a nagyobb csúcs mellett egy oldalsó helyzetű, kisebb csúcsuk is van (2. ábra).

A vizsgált példányok merisztikus jellemzőinek és fontosabb morfometrikus adatainak az összegzését az 1. táblázat tartalmazza.



2. ábra. Kétszcúcsú garatfog
Fig. 2. Bicuspid pharyngeal

1. táblázat. A merisztikus jellemzők és a standard testhossz százalékában kifejezett morfometriai adatok összegzése

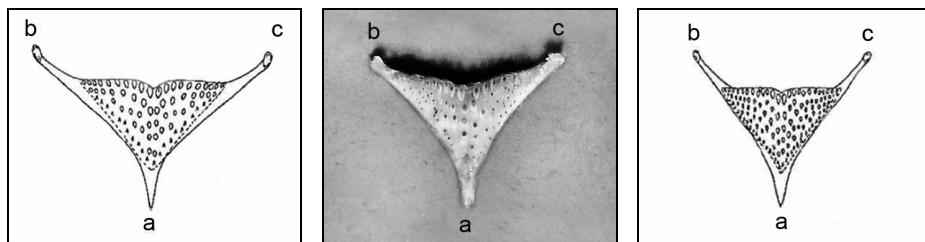
Table. 1. Summary of meristic characteristic and morphometric data expressed in percentage of standard length

Jellegzetesség/Characteristics	Minimum	Maximum	Átlag Average	Szórás Standard deviation
Standard hossz/Standard length (SL) (mm)	33,0	64,0	48,2	-
Háti tüskék száma/Dorsal spines	13	15	14,1	0,8
Háti lágy sugarak/Dorsal soft rays	9	11	9,8	0,8
Anális tüskék száma/Anal spines	3	3	3	0,0
Anális lágy sugarak/Anal soft rays	7	10	8,4	1,0
Hosszanti pikkelyszám/Scales longitudinal	23	26	25,1	1,1
Felső oldalvonal pikkelyszáma/Upper lateral line scales	15	17	16,7	0,7
Alsó oldalvonal pikkelyszáma/Lower lateral line scales	8	9	8,6	0,5
Fejhossz/Head length %	33,3	39,6	37,2	2,2
Orrhossz/Snouth length %	7,8	9,5	8,9	0,7
Szemátmérő/Orbital diameter %	8,8	11,0	9,7	0,7
Interorbitális távolság/Interorbital distance %	8,8	11,1	9,8	0,9
Testmagasság/Maximum depth %	35,9	46,2	40,2	3,2
Faroknyélhossz/Caudal peduncle length %	10,2	15,4	13,3	1,8
Faroknyélmagasság/Caudal peduncle depth %	16,7	19,8	17,9	1,1
Mellúszóhossz/Pectoral fin length %	19,8	25,0	21,6	1,8

A hosszanti pikkelyek számát a kétosztatú oldalvonal hátsó részletének a sorában számláltuk, a kopoltyúréstől a sor legutolsó lyukas pikkelyéig. Ezt azért hangsúlyozzuk, mert elszórt pikkelyek a farokúszón is vannak.

Értékelés

Az Afrikában honos *Hemichromis* genusz taxonómiai revíziója Loisélle nevéhez fűződik, aki ennek során új fajokat is leírt (Loisélle 1979), egy későbbi dolgozata pedig részletes határozókulcsot ad valamennyiük azonosításához (Loisélle 1992). A határozókulcs egyik lényeges alternatívája az, hogy az alsó garatcsont két hátsó csúcsa közötti távolság (3. ábra b–c) jelentősen nagyobb-e annál, mint ami az elülső és hátulsó csúcsok között mérhető (3. ábra a–b, a–c).



3. ábra. Alsó garatcsontok. Balra: *H. bimaculatus*, jobbra: *H. guttatus* (Loiselle 1992 nyomán),
középen: a jelen vizsgálat egyik preparált garatcsontja (Fotó: Harka)

Fig. 3. Lower pharyngeal bones. Left: *H. bimaculatus*, right: *H. guttatus* (by Loiselle 1992),
middle: present investigation (Photo: Harka)

A határozókulcs szerint megtett további lépések végül a *H. guttatus* fajhoz vezettek, egy példány garatcsontjának az alakjánál azonban némi eltérést találtunk. A kulcs szerint a garatfogakat viselő terület hátulsó szegélyének egyenesnek vagy enyhén domborúnak kell lennie (3. ábra szélső képei), ám egy esetben (ez látható a 3. ábra középső képén) enyhén homorú volt. Úgy tűnik, hogy ez a bélyeg nem meghatározó jelentőségű, mivel ennél a példánynál is minden más jellegzetesség a *H. guttatus* faj valószínűségét erősítette meg. Megjegyezzük azonban, hogy eszközeink a kisméretű halak garatfogainak vizsgálatára nem voltak alkalmasak, ezért e tekintetben 9 helyett csak 3 példányt vizsgáltunk.

A *Hemichromis* fajok merisztikus adatai nagy átfedést mutatnak, ezért kevésbé alkalmasak a faji hovatartozás eldöntésére. De támpont, hogy a vizsgált halak ilyen bélyegei közül csak kettő illeszkedik a *H. bimaculatus* fajra megadott intervallumba, míg a *H. guttatus* értéktartományába négy (2. táblázat félkövér számai).

2. táblázat. A merisztikus bélyegek intervallumai
Table 2. Intervals of the meristic characteristic

Jellegzetesség/Characteristics	<i>H. bimaculatus</i> (Loiselle 1979)	Jelen vizsgálat Present investigation	<i>H. guttatus</i> (Loiselle 1979)
Háti tüskék száma/Dorsal spines	14–15	13–15	14–15
Háti lágú sugarak/Dorsal soft rays	10–12	9–11	9–11
Anális tüskék száma/Anal spines	3	3	3
Anális lágú sugarak/Anal soft rays	8–9	7–10	8–9
Hosszanti pikkelyszám/Scales longitudinal	26–28	23–26	25–28
Felső oldalvonal pikkelyszáma/Upper lateral line scales	16–19	15–17	15–19
Alsó oldalvonal pikkelyszáma/Lower lateral line scales	8–12	8–9	7–11

A morfológiai adatok jobban szétválnak. A 3. táblázatból kitűnik, hogy a vizsgált morfológiai jegyek értéktartománya nyolcból hét esetben (félkövér számokkal jelezve) belül van a *H. guttatus* fajra Loiselle (1979) által megadott intervallumon.

Kivételt egyedül a faroknyélhossz jelent, ám ennek meghatározása a farokúszóra is ráterjedő pikkelyzet miatt rendkívül szubjektív, ezért valójában nem faji jellegzetességet, hanem mérési bizonytalanságot tükröz. A szemátmérőben és az interorbitális távolságban erős átfedés mutatkozik a *H. bimaculatus* és a *H. guttatus* között. Halaink e tekintetben mindkét fajba beillenek, ami azonban csak annyit jelent, hogy ezek az adatok nem alkalmasak a fajok elkülönítésére.

Összességében tekintve tehát a morfológiai adatok is ugyanazt erősítik meg, mint ami a határozókulcs alapján megállapítható, vagyis hogy a hévízi termálvíz bíborsügérnek nevezett halai a *H. guttatus* fajba tartoznak.

3. táblázat. A standard testhossz százalékában kifejezett morfometriai jellemzők intervallumai
Table 3. Intervals of the morphometric characteristic expressed in percentage of standard length

Jellegzetesség/Characteristics	<i>H. bimaculatus</i> (Loiselle 1979)	Jelen vizsgálat Present investigation	<i>H. guttatus</i> (Loiselle 1979)
Fejhossz/Head length %	34,3–39,6	33,3–39,6	32,5–39,6
Orrhossz/Snouth length %	10,0–12,5	7,8–9,5	7,3–10,4
Szemátmérő/Orbital diameter %	8,2–11,7	8,8–11,0	8,2–12,3
Interorbitális távolság/Interorbital distance %	8,7–11,4	8,8–11,1	8,7–11,3
Testmagasság/Maximum depth %	30,6–37,3	35,9–46,2	32,7–46,2
Faroknyélhossz/Caudal peduncle length %	12,5–15,0	10,2–15,4	11,3–15,2
Faroknyélmagasság/Caudal peduncle depth %	14,2–17,6	16,7–19,8	16,4–20,0
Mellúszóhossz/Pectoral fin length %	19,3–23,9	19,8–25,0	19,7–26,4

A dolgozatunk bevezetőjében jelzett kérdés alapvetően arra vonatkozott, hogy a *H. bimaculatus* és a *H. guttatus* közül melyik él a hévízi termálvízben. E kettőn kívül azonban más fajnevek is fölmerültek, és nem csupán az akvarisztikai szaküzletekben, hanem a szakirodalomban is (Zarske 1983, Honsig-Erlenburg 2001, Lamboj 2007, Petutschnig et al 2008), ezért lehetőségként a nem valamennyi fajtát számításba vettük. Megállapításaink ezekre nézve a következők:

A vizsgált halak nem tartozhatnak a *H. cerasogaster* fajba, mert annak állkapcsain legalább két sorban ülnek a fogak, míg a mi halainknak csak egy sor foga van.

Nem jöhet számításba a *H. frempongi*, a *H. fasciatus* és a *H. elongatus* sem, mert azok testoldalán három helyett négy-öt fekete folt van.

A *H. cristatus* ugyancsak figyelmen kívül hagyható, mivel az érvényes nomenklátúra szerint csupán a *H. bimaculatus* szinonimája. Ha mégis önálló faj lenne, akkor viszont azért, mert a garatcsontja hátsó sorában 22–24 helyett csak 18–20 fog van. Kizárható továbbá a *H. paynei* is, amelynek a középső foltja teljes egészében a test középvonala fölött helyezkedik el, míg esetünkben a középvonal a foltot érinti vagy két részre osztja. (Meglépő, hogy a *H. paynei*, amelyet Loiselle 1979-ben írt le új fajként, és amelyet 1992-ben megjelent dolgozatában is tárgyal, a Fishbase adatbázisában egyáltalán nincs említve, még szinonimaként sem.)

Nem vehető számításba a *H. stellifer* sem, mert annál csupán a pikkelyek hátsó szegélye metáلكék, flitterszerű kék foltjaik – ellentétben vizsgált halainkkal – nincsenek.

Végezetül a *H. lifalili* és a *H. letourneuxi* fajokat is kizárhatjuk. Előbbit azért, mert a garatcsontja hátsó sorában csak 18–20 fog van, utóbbit pedig azért, mert e fogak kisebbik csúcsa helyén csupán egy lekerekített, ferde váll látható.

A hévízi bíborsügérek tehát nemcsak a határozókulcs és a morfometriai adatok szerint, hanem kizárásos alapon is a *H. guttatus* faj képviselői. Ez megfelel Kottelat és Freyhof (2007) azon álláspontjának, miszerint az ötfoltos tarkasügér (*H. fasciatus*) mellett kizárólag a *H. guttatus* képviseli Európában a *Hemichromis* genuszt. Hogy az akvarista szaküzletek kínálatában és részben a szakirodalomban is miért szerepel *H. bimaculatus* néven, azt Zarske (1983) tisztázta, rámutatva, hogy a fajt téves néven importálták Európába. Lamboj (2007) ezt azzal egészítette ki, hogy a sok irizáló folttal rendelkező példányokat – ugyancsak tévesen – *H. lifalili* név alatt is forgalmazzák.

Eredetileg a szomszédos Ausztria egyik termálvizéből is *H. bimaculatus* néven írták le a fajt (Honsig-Erlenburg 2001), újabban azonban Ahnelt (2008) *H. guttatus*, Petutschnig és munkatársai (2008) pedig *H. letourneauxi* (sic!) néven említik. Ez utóbbi a *H. bimaculatus* szinonimájának is tekinthető, noha a *H. letourneuxi* (a nélkül) egy hivatalosan elfogadott, önálló faj érvényes neve a Fishbase adatbázisában.

Akváriumi tapasztalatok szerint a 22–28 fokos vizet igénylő bíborsügér összeférhetetlen faj, amely kisebb békéshalakkal együtt nem tartható. Ívás idején a hímek még a saját párjukat is képesek halálra marni. A Hévízi-tó kifolyójába minden bizonnyal megunt akváriumi példányok kerültek, illegális betelepítés révén. Feltehetőleg nem ártó szándékkal, de tiltott módon, meggondolatlanul és felelőtlenül. Előre ugyanis megjósolhatatlan, hogy az új faj megjelenése és tömeges elszaporodása miként hat a különleges adottságokkal és élővilággal rendelkező termálvizes biotóp élővilágára. Mexikói tapasztalatok azt igazolják, hogy a meghonosodott bíborsügér-populáció komoly veszélyt jelent a helyi halfaunára (Contreras-B. 2003). Törvényeink minden idegen faj betelepítését tiltják, mert az súlyos környezeti kockázattal jár, és erről már az akvarista gyerekeknek is tudniuk kellene. Reméljük, hogy az illegális betelepítés nem fogja súlyosan károsítani a Hévízi-tó élővilágát, s az idegenhonos fajok hatására nem tűnik el belőle a már Herman (1887) által is leírt törpenövésű vadponty-populáció (Varga et al. 2012).

Irodalom

- Ahnelt, H. (2008): Bestimmungsschlüssel für die in Österreich vorkommenden Fische. http://homepage.univie.ac.at/harald.ahnelt/Harald_Ahnelts_Homepage/Publications_files/Bestimmungsschlüssel.pdf [Letöltve: 2013. 09. 01.]
- Contreras-B., S. (2003): *Hemichromis guttatus* Günther, 1862 (Pisces: Cichlidae), nueva introducción México, en Cuatro Ciénegas, Coahuila. *Vertebrata Mexicana* 12: 1–5. http://desertfishes.org/cuatroc/literature/pdf/Contreras_2003_Hemichromis_introduccion.pdf [Letöltve: 2013. 11. 21.]
- Honsig-Erlenburg, W. (2001): Zum Fischbestand des Warmbaches in Villach, Kernten. *Carinthia II* 191/111: 135–140.
- Horn P., Zsilinszky S. 2001. *Akvarisztika*. Tizennegyedik kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 343.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Lamboj, A. (2007): Die Roten Cichliden der Gattung *Hemichromis* Peters 1858. *Rossmässler-Vivarium Rundbrief* 16/1: 3–7. <http://www.aquarienverein-rossmaessler-halle.de/Downloads/Rundbriefe/R-2007-1.pdf> [Letöltve: 2013. 11. 21.]
- Loiselle, P. V. (1979): A revision of the genus *Hemichromis* Peters 1858 (Teleostei: Cichlidae). *Annales du Musée Royal de l'Afrique Centrale, série in-8°, Sciences Zoologiques* 228. pp. 124.
- Loiselle, P. V. (1992): Annotated Key to the Genus *Hemichromis* Peters 1958. *Buntbarsche Bulletin* 148: 2–19. <http://desertfishes.org/cuatroc/literature/pdf> [Letöltve: 2013. 09. 01.]
- Petutschnig, J., Honsig-Erlenburg, W., Pekny, R. (2008): Zum aktuellen Flusskrebs- und Fischvorkommen des Warmbaches in Villach. *Carinthia II* 198/118: 95–102.
- Sterba, G. (2002): *Süßwasserfische der Welt*. Weltbild Verlag, Augsburg, pp. 915. (Unveränderter Nachdruck der Ausgabe Urania Verlag, Leipzig, 1990)
- Varga, D., Müller, T., Specziár, A., Fébel, H., Hancz, Cs., Bázár, Gy., Szabó, A. (2013): Note on the special fillet fatty acid composition of the dwarf carp (*Cyprinus carpio carpio*) living in thermal Lake Hévíz, Hungary. *Acta Biologica Hungarica* 64: 38–48.
- Zarske, A. (1983): Klarheit in der Gattung *Hemichromis* Peters, 1858? *Aquarien Terrarien* 30/11: 374–379. http://www.senckenberg.de/files/content/forschung/abteilung/tierkunde/ichthyologie/publikationen/27_zarske_-_hemichromis.pdf [Letöltve: 2013. 11. 21.]

URL1: <http://afriichthy.org/taxonomy/term/3978/descriptions> [Letöltve: 2013. 11. 21.]

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Krisztián NYESTE (nyestekrisztian@gmail.com), Lajos NAGY, Tibor ERŐS (eros.tibor@okologia.mta.hu)



A balatoni busa (*Hypophthalmichthys spp.*) néhány szaporodásbiológiai jellemzőjének vizsgálata

Studying some reproduction biology parameters of filter-feeding Asian carps (*Hypophthalmichthys spp.*) in Lake Balaton

Józsa V.¹, Boros G.², Mozsár A.², Vitál Z.², Györe K.¹

¹Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet, Szarvas

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: invazív fajok, Balaton, GSI, abszolút termékenység, relatív termékenység

Keywords: invasive species, Lake Balaton, GSI, absolute fecundity, relative fecundity

Abstract

According to Article 4 (2a) of directive coming into force from January 2016 the criterion for entering the List of invasive alien species of EU concern is whether they are capable of establishing viable population anywhere, spreading in the environment. Under the current Hungarian regulations, seven fish species have been unambiguously classified as invasive. The list of species includes silver carp, which is economically the most significant in Hungarian inland waters. Former phenotypic identification indicated that over 90% of individuals had the characteristics of interspecific hybrids in Lake Balaton. In 35 examined silver carps, the estimated age varied between 9-16 years (12.32 ± 1.9 ; mean \pm SD), the body length between 94-134 cm (110 ± 10 ; mean \pm SD), the body weight between 13000-35000 g (20520 ± 5157 ; mean \pm SD), while the wet mass of the female gonads between 810-7000 g (3545 ± 1249 ; mean \pm SD). In our case, the percentage of hybrids was 51%, while we found 43% silver carp and 6% big head carp. The gonadosomatic index (GSI) values of fish varied between 6.2-27.8% (17.2 ± 1.7 ; mean \pm SD). The calculated absolute fecundity varied between 823-3712 thousand eggs. The difference between the calculated and theoretical absolute fecundity was 12-79% (45 ± 24 ; mean \pm SD). The relative fecundity was 42-177 thousand (105 ± 45 ; mean \pm SD) eggs/kg. Because of the risk of natural reproduction of Asian carps in Lake Balaton, it is necessary to reduce the biomass as much as possible. Otherwise their presence will result in the further interspecific competitions between Asian carps and native planktivore species.

Kivonat

A 2016 januárjától életbe lépő direktíva 4. cikk (2) a) pontja szerint, az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos özőnfajok jegyzékébe kerülésének feltétele, hogy azok képesek legyenek bárhol életképes populációt alkotni, a környezetben elterjedni. Az érvényes magyar törvények szerint hét halfaj kapott egyértelműen invazív besorolást, melyek közé tartozik a természetes vizeinkben gazdasági jelentőséggel bíró busa is. Korábbi alaktani vizsgálatok megállapították, hogy a Balatonban élő busapopulációt fenotípus szerint >90%-ban hibridek alkotják. A vizsgált 35 db busa becsült életkora 9-16 év ($12,32 \pm 1,9$; átlag \pm szórás), testhossza 94-134 cm (110 ± 10 ; átlag \pm szórás), testtömege 13000-35000 g (20520 ± 5157 ; átlag \pm szórás), gonádtömege 810-7000 g (3545 ± 1249 ; átlag \pm szórás) értékek között váltakozott. A szemrevételezéses fenotípus alapján a közel egyenlően kevert hibridek százalékos aránya 51%, a fehér busa jellegűeké 43%, a pettyes busa jellegűeké 6% volt. A gonadoszomatikus-index (GSI) szezonálisan 6,2-27,8% ($17,2 \pm 1,7$; átlag \pm szórás) értékek között váltakozott. A számított abszolút termékenység 823-3712 ezer db (2156 ± 841 ; átlag \pm szórás) ikraszem között váltakozott. A számított és elméleti abszolút termékenység között 12-79% (45 ± 24 ; átlag \pm szórás) volt az eltérés. A relatív termékenység 42-177 e. db/kg (105 ± 45 ; átlag \pm szórás) ikraszem volt. A balatoni busa természetes szaporodásának veszélye miatt szükséges annak állományát a lehető legkisebb mértékűre csökkenteni. Ennek elmaradása a szükségesélettér és természetes táplálék hiányában az őshonos halfajok további visszaszorulását fogja eredményezni.

Bevezetés

Az Európai Bizottságot egyre inkább foglalkoztatja az a kérdéskör, hogy az idegen (nem Európában honos) növények és állatok károsak lehetnek Európa ökológiai egyensúlyára. A biológiai invázió, mint kiemelt jelentőségű veszélyeztető tényező, egyre hangsúlyosabb

szerepet kap az Európai Unió környezetpolitikájában is. A több éves előkészítést és társadalmi vitát követően az Európai Tanács 2014 májusában elfogadta az „Idegenhonos özönfajok betelepedésének és elterjedésének megelőzéséről és fékentartásáról” szóló rendelet tervezetét, mely megteremti az Európai Unió tagállamaiban az idegenhonos invazív fajok elleni harc jogi hátterét. A rendelet 4. cikke alapján minden tagállamnak ez év végéig össze kell állítania az inváziós fajok fekete listáját, majd a lista elfogadása után, a direktíva 2016 januárjától életbe lép. A direktíva 4. cikk (2) a) pontja szerint, a fajok fekete listájára történő kerülésnek a feltétele, hogy azok képesek legyenek bárhol életképes populációt alkotni, a környezetben elterjedni.

A 2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és halvédelméről, valamint annak végrehajtási rendelete (133/2013. (XII.29) VM rendelet) megadja a hazai törvényi kereteket az invazív halfajok elleni hatékony fellépéshez. A végrehajtási rendelet 8. mellékletének II. részében a hazai vizekben előforduló halfajok közül 24-et sorolt az idegenhonos halfajok közé. Ez több mint egy negyede a hazai vizeinkben előforduló 86 halfajnak (Halasi Kovács és Harka 2012.). Ezek közül hét halfaj kapott invazív besorolást, melyek közé tartozik a természetes vizeinkben gazdasági jelentőséggel bíró busa is.

Az invazív fajok őshonos fajokat szoríthatnak ki versengés, ragadozás, parazitizmus vagy más mechanizmusok útján, így hosszabb távon csökkentik a társulás fajgazdagságát. Sok olyan esetet ismerünk, amikor a behurcolt faj elszaporodása nyomán az ökológiai rendszer nagyban elszegényedett, ez történt például a Fekete-tengerben a fésűs medúza (*Mnemiopsis leidyi*) megtelepedése után. Globális szinten az inváziók nagyban hozzájárulnak a bioszféra "homogenizálásához" (Chapin et al. 2000, Standovár és Primack 2001, Woodruff 2001). Az indiai tározók fehér busa állománya esetében is, negyven évvel az első telepítést követően, már azt állapították meg, hogy az negatív hatással van a halfajok diverzitására (Biju Kumar 2000).

A Halgazdálkodási törvény 7. § (2) pontja egyértelműen meghatározza, hogy a 200 hektárnál nagyobb állóvízi vagy a 20 km-nél hosszabb folyóvízi halgazdálkodási területen jelentős ökológiai hatásnak kell tekinteni az inváziós fajok, különösen a busa és a törpeharcsa tömeges előfordulását.

Megállapítható, hogy területéből adódóan mind a Balaton, mind a Duna és a Tisza eleget tesz ezen törvényi feltételeknek, ezért célszerű lenne újragondolni az állam vagy a halászati, horgászati kezelők által azokon alkalmazott halgazdálkodást.

A fentiek miatt vizsgálni kell, hogy a busa eleget tesz-e a direktíva 4. cikk (2) a) pontjában a fajok fekete listájára kerüléséhez támasztott feltételnek, azaz képes-e bárhol életképes populációt alkotni, a környezetben elterjedni.

Jelenlegi ismereteink szerint egyértelműen megállapítható, hogy a busa a Duna (Jankovic et al. 1992) és a Tisza vízgyűjtőjén természetes körülmények között szaporodik. A Balatonba 1972-ben kísérleti jelleggel telepítettek fehér és pettyes busát (Bíró 1976). Az első években kisebb, jelentéktelenebb mennyiségben került kihelyezésre, 1976–80 között évi 20 tonna másodnyaras busa került a tóba, majd ezt a mennyiséget 40 tonna/évre növelték az évek folyamán. A telepítések 1983-ig tartottak. Ez idő alatt mintegy 1,5 millió növendék busa került kihelyezésre 290 tonna össz-tömegben.

A környezeti hatások jobb megismerése érdekében vizsgálni kell még a busa hibridizációjának hatását annak táplálkozására, termékenységére és növekedésére.

Tízennégy évvel a tiszai cianidszennyezést követően megállapítható, hogy az ottani busaállomány teljes mértékben regenerálódott, azonban a halfauna az invazív fajok dominanciája mellett homogénné vált (Józsa et al. 2011). A pár évvel ezelőtt általunk végzett, az alsó-tiszai halközösség invazív halfajainak tömegarány becslése során megállapítást nyert, hogy a halászati fogásokban, a gazdaságilag is jelentős invazív halfajok (busa, ezüstkárász, törpeharcsa) szákmánybeli aránya éves átlagban 60% volt! Az egyéb hal (ponty, harcsa, süllő, csuka, márna, balin, számos másodrendű haszonhal) aránya mindössze 40% -ot tett ki.

A busa biológiai szerepét és hatását a Balatonban 2002 óta vizsgáljuk. Morfometriai vizsgálatok alapján megállapítást nyert, hogy az ott élő busapopulációt fenotípus szerint >90%-ban hibridek alkotják (Boros et al. 2013). A balatoni busaállomány esetében is egyre több, tudományosan igazolt tény alapján vélelmezhető azok időszakonként bekövetkező természetes szaporodása. Mivel hazánk területe a 10 °C fokos izotermikus vonal felett helyezkedik el, a balatoni busaállomány is érett ivartermékeket termel. Ez az a minimális hőigény, ami felett ennek a fajnak az egyedei ivarilag beérnek és szaporodni képesek (Wolny 1969).

A petefészkek szezonális szövettani vizsgálata során megállapítást nyert, hogy a májusi mintákban a kései vitellogenezis stádiumában lévő oociták voltak a dominánsak, valamint a gonád hátsó traktusából származó mintákban viszonylag nagyszámú posztovulációs sárgatest volt megfigyelhető. Ez utalhat az első ikraadag ovulációjára és ürítésére az ívási időszakban. A szeptemberi minták szövettani képe alapján feltételezhető volt, hogy megfelelő környezeti viszonyok között az ikrások még ebben az időszakban is képesek lennének az íváásra. A novemberi minta szövettani képe egyrészt jelezheti az ikrások ívási problémáit, melyet igazolhat a viszonylag nagyszámú érő oocita és az egyenként előforduló preovulációs sárgatestek egyidejű jelenléte. Másfelől jelentheti, hogy a stabil környezeti feltételek eredményeként már a busánál is kialakulhatott a policiklusú szaporodású halakra jellemző peteérési mód (Józsa et al. 2012).

A fentiek ismeretében tartottuk szükségesnek a balatoni busák termékenységi vizsgálatának elvégzését, azok szaporodási stratégiájának jobb megismerése érdekében.

Anyag és módszer

A mintavételezés 2013. március-szeptember időszakában történt 110 mm-es szemméretű kopoltyúhálókkal, melyet az MTA ÖK BLI és a NAIK HAKI kutatói végeztek a Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. halászai segítségével. A fogási idő 6-8 óra között váltakozott. A vizsgált egyedek méretei az alkalmazott fogóeszköz szembősége miatt nem adnak reprezentatív képet a teljes állomány méret- és korösszetételéről. A halegyedek törzhossza mm-es, a test- és gonád tömege gramm pontossággal került meghatározásra. A kifogott egyedekből a későbbi termékenységi vizsgálatokhoz gonádmintát gyűjtöttünk. A begyűjtött gonádmintákat az azonosító számmal történt megjelölés után fagyasztással tartósítottuk.

Az egyedi abszolút termékenységet a halak hatalmas ikramennyiségére való tekintettel, közvetett, mérlegeléses módszerrel határoztuk meg, a gonádtól elválasztott 3 almintában megszámlált ikra mennyisége alapján. Egy almintá tömege 50 mg volt. Az almintákban lévő ikrákat ún. Bogomorov-kamrába helyeztük, a számlálás binokuláris mikroszkóp nagyítása mellett történt. A számolási hiba elkerülése érdekében a számláláshoz laboratóriumi sejtszámlálót használtunk.

Az egyedi abszolút termékenység kiszámítása a következő képlet segítségével történt:

$$T_a = \frac{(t_1 + t_2 + t_3 + \dots + t_n)}{n} * \frac{G}{g}$$

A képletben G - a gonád teljes tömege, g - az alminták tömege, $t_1, t_2, t_3 \dots t_n$ az almintából meghatározott ikraszám.

Brylinska (1972) szerint az egyedi abszolút termékenységgel legszorosabban a testtömeg korrelál, ezért az egyedi abszolút termékenység változását a testtömeg függvényében adtuk meg. A testtömeg függvényében változó egyedi abszolút termékenység a $T_a = a \times W \pm b$ regressziós képlettel becsülhető meg, amelyben T_a - az egyedi abszolút termékenység, W - a testtömeg, a - a regressziós állandó, b - a regressziós együttható.

Eredmények és értékelés

Fogásstatisztikai adatok

A vizsgált 35 db busa becsült életkora 9-16 év ($12,32 \pm 1,9$; átlag \pm szórás), testhossza 94–134 cm (110 ± 10 ; átlag \pm szórás), testtömege 13000–35000 g (20520 ± 5157 ; átlag \pm szórás), a gonád tömege 810–7000 g (3545 ± 1249 ; átlag \pm szórás), értékek között váltakozott.

A mintázás során megállapított fenotípus alapján esetünkben a kevert hibridek százalékos aránya 51%, a fehér busa jellegűeké 43%, a pettyes busa jellegűeké 6% volt (1–3. ábra).



1. ábra. Kevert alaktani jegyekkel rendelkező hibrid busa
Fig. 1. Hybrid filter feeding Asian carp with mixed phenotypic attributes



2. ábra. Fehér busa alaktani jegyeivel rendelkező hibrid busa
Fig. 2. Hybrid filter-feeding Asian carp with silver carp phenotypic attributes



3. ábra. Pettyes busa alaktani jegyeivel rendelkező hibrid busa
Fig. 3. Hybrid filter-feeding Asian carp with bighead carp phenotypic attributes

1. táblázat. A GSI index szezonális változása
Table 1. Seasonal change of the GSI index

2013	március March	április April	május May	június June	szeptember September	október October	november November
GIS értéke (%) GSI value (%)	9,3	12,2	23,2	25	25,5	13,7	23,7
	17	17,8	12,8	18,6	12,2	13,8	16,8
	6,2	17,9	18	17,6	21,8	15,4	18,1
	13,2	18,3	14,4	24,1	21,1	-	14,9
	20,7	17,2	-	27,8	-	-	16,8
	-	10,4	-	23,5	-	-	10,9
	-	-	-	-	-	-	17,6
átlag / mean	13,3	15,6	17,1	22,8	20,1	14,3	17
szórás / SD	5,8	2,5	4,6	4,3	5,7	0,9	3,4
minimum	6,2	10,4	12,8	17,6	12,2	13,7	10,9
maximum	20,7	18,3	23,2	27,8	25,5	15,4	23,7

Abszolút termékenység

A fagyasztott gonádmintákból 21 darabnál sikerült értékelhető eredményt kapni. A fagyasztás előtti és kiolvasztás utáni gonádtömegben 3,5–5,5%-os eltérést mértünk. Ez főképpen a kiolvasztás során fellépő vízvesztéséből adódott, annak az ikra mennyiségére nem volt kihatása.

Az almintákból számolt ikramennyiségek szórása 10–11 db volt. A számított abszolút termékenység 823–3712 ezer db (1990±932; átlag±szórás) ikraszem között váltakozott (2. táblázat).

2. táblázat. Az abszolút termékenység átlagos értékei
Table 2. Mean values of absolute fecundity

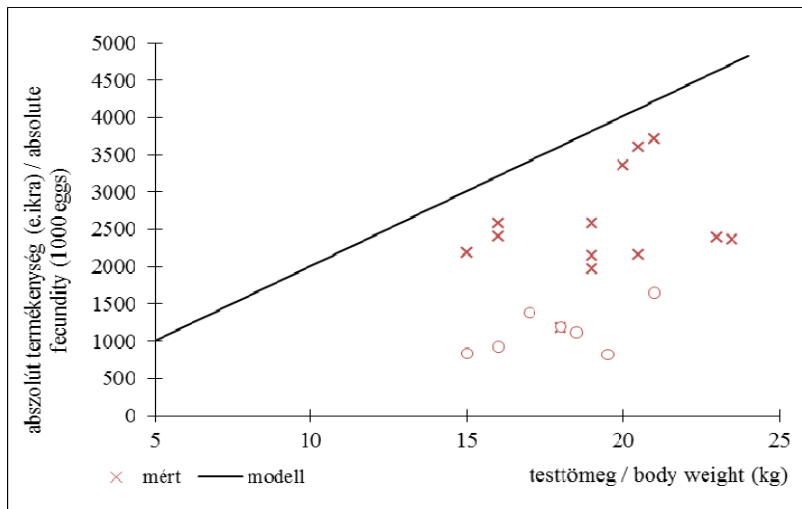
	alminták (db/50 mg) subsamples (pc./50 mg)	absz. termékenység, x e. db ikra absolute fecundity, x 1000 eggs
minimum	8	823
maximum	48	3712
átlag / mean	28	1990
szórás / SD	11	932

A regressziós képlet segítségével a testtömeg függvényében meghatároztuk egy adott méreztöztály elméleti abszolút termékenységét. A vizsgált 21 egyednél a regressziós állandó (a) értéke 201 a regressziós együttható (b) értéke 0,758 volt. Az összefüggés szorosságát jelző r^2 értéke alacsony, 0,227.

A számított elméleti értékek alapján megállapítható, hogy a busa számolt termékenysége a testtömeg növekedésével elmarad a modellezett értéktől. Az eltérés 12–79% (46 ± 23 ; átlag±szórás) volt. Az 50%-os szórást meghaladó eltéréseket nemcsak az állomány gyengébb kondíciójával, hanem az idősebb, 10–12 éves egyedek esetében a feltételezhető részleges ikraszórással magyarázzuk. Az 50%-nál nagyobb szórású egyedeket az ábrán „o” jelöléssel különböztettük meg. (3. táblázat, 4. ábra).

3. táblázat. A modellezett abszolút termékenység értékei
 Table 3. Values of theoretical absolute fecundity

Testtömeg / Body weight (kg)	absz. termékenység, x ezer db ikra / abs. fecundity, x 1000 eggs		számolt/modell; calc./theor.	Testtömeg / Body weight (kg)	absz. termékenység, x ezer db ikra / abs. fecundity, x 1000 eggs		számolt/modell; calc./theor.
W	modell / theoretical	számolt/ calculated	eltérés / diff. %	W	modell / theoretical	számolt/ calculated	eltérés / diff. %
15	3018	2190	-27,4	19	3822	2586	-32,3
15	3018	823	-72,7	19,5	3923	823	-79,0
16	3219	2587	-19,6	20	4023	3364	-16,4
16	3219	2406	-25,3	20,5	4124	3603	-12,6
16	3219	928	-71,2	20,5	4124	2155	-47,7
17	3420	1387	-59,4	21	4224	1652	-60,9
18	3621	1190	-67,1	21	4224	3712	-12,1
18	3621	1181	-67,4	23	4627	2385	-48,5
18,5	3722	1116	-70,0	23,5	4727	2363	-50,0
19	3822	2140	-44,0	24	4828	-	
19	3822	1964	-48,6				



4. ábra. Abszolút termékenység a testtömeg függvényében
 Fig. 4. Relationship between body weight and absolute fecundity

Az összehasonlíthatóság érdekében kiszámítottuk a relatív termékenységet. Az egy kilogramm testtömegre eső ikra mennyisége 42–177 ezer db (105±45; átlag±szórás) ikraszem volt. A kapott átlagos érték mintegy 30–75 %-kal haladja meg a 60–80 e. db ikraszemes irodalmi értéket (Horváth et al. 1984). Ez erősítheti azt a feltételezést, hogy a hibridizáció fokának kihatása van a termékenységre is. Ezt a jövőben célszerű lenne célirányosan vizsgálni.

A termékenységi kondíció ismeretében megállapítható, hogy az esetleges természetes szaporodás következtében növekvő busapopuláció magában hordozza azt a veszélyt, amelyre már Opuszynski (1979) is felhívta a figyelmet. Kísérletei során a busával sűrűn

népesített pontyos halastavakban a fitoplankton biomasszájának és a primer produkciónak a növekedését állapította meg. Ennek okaként az alábbi tényezőket tartotta felelősnek:

- kis hatékonyságú fitoplankton kilegelés a detrituszra történő táplálékváltás miatt,
- a fitoplankton fogyasztó zooplankton kifalása,
- gyorsabb tápanyagforgalom (N, P),
- az állománysűrűsödés miatt fellépő romló táplálékhasznosulási fok.

Napjainkban már köztudott, hogy a busa által kiszűrt és elfogyasztott fitoplankton – különösen a kékalga – annak bélcsatornájában csak részlegesen emésztődik meg (Herodek et al. 1989, Vörös et al. 1997, Xie és Liu 2001). Ezek a nem emésztett fitoplankton-szervezetek tápanyaggal dúsulnak a hal bélcsatornájában, és kiürülésüket követően jobb környezeti kondíciókkal fognak rendelkezni.

A sekély Balaton környezeti tényezői nagymértékben megfelelnek egy halastavi ökoszisztémának. Ebben az esetben pedig egyértelműen beszélhetünk a busa negatív környezeti hatásáról, mivel mind a primer produkciónak növekedése, mind a zooplankton kilegelése kedvez az eutrofizáció folyamatának (Prejs 1978; Dawidowicz 1990).

Összegzésül a fenti eredmények ismeretében megállapítható, hogy szükséges lenne a balatoni busa állományát a lehető legkisebb mértékűre csökkenteni. Mindenekelőtt azért, mert hibrid lévén állati plankton is fogyaszt, és ezzel táplálékkonkurrens a fiatal, őshonos halgenerációknak. A gondot elsősorban az jelenti, hogy a fiatalkori nem megfelelő táplálkozás a halaknál több generációra is visszahathat, többek között, az idősebb állományok kondicionális és egészségügyi állapotára, veszélyeztetve ezzel az őshonos állományok stabilitását és az ökoszisztéma működését (Specziár et al. 1997, Tátrai et al. 2004, 2005).

Úgy véljük, hogy természetes vizeink őshonos halállományának megőrzése érdekében, az uniós direktíva kötelezése nélkül is, feltétlen szükséges lenne a gazdaságilag fontos invazív halfajok (busa, ezüstkárász, törpeharcsa) visszaszorítása, a szaporodásuk, táplálékkonkurenciájuk és környezeti hatásuk miatt. Ennek elmaradása a szükséges élettér és természetes táplálék híján az őshonos halfajok további visszaszorulását fogja eredményezni.

Köszönetnyilvánítás

A publikáció az OTKA (K83893) által nyújtott támogatással jött létre. / We thank the support to OTKA (K 83893)

Irodalom

- Biju Kumar, A. (2000): Exotic fishes and freshwater fish diversity. *Zoo's Print Journal* 15/11: 363–367.
- Bíró P., (1976): Betelepítések és az eutrofizálódás hatása a Balaton halállományára, *Halászat* 22(69)/15: 142–143.
- Boros, G., Wisniewska, A., Fopp-Bayat, D., Józsa, V., Specziár, A., Vitál, Z., Tátrai, I. (2013): Preliminary studies on the hybridization of bighead (*Hypophthalmichthys nobilis*) and silver carp (*H. molitrix*) in Lake Balaton. *32nd Congress of the International Society of Limnology*, p. 148.
- Brylinska, M., Brylinski, E. (1972): Haltermékenység meghatározásának módszerei a dévérkeszeg (*Abramis brama* L.) példáján. *Roczniki Nauk Rolniczych* 94-H-2. (in Polish)
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavelle, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., Díaz, S. (2000): Consequences of Changing Biodiversity. *Nature* 405: 234–242.
- Dawidowicz, P. (1990): Effectivnes of phytoplankton control by large-bodied and small-bodied zooplankton. *Hydrobiologia* 200/201: 43–47
- Halasi-Kovács B., Harka Á (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Herodek, S., Tátrai, I., Oláh, J., Vörös, L. (1989). Feeding experiments with silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) fry. *Aquaculture* 83: 331–344.
- Józsa, V., Györe, K., Lengyel, P., Kozłowski, J. (2011): Changes in the fish community and the occurrence of invasive species after the ecological catastrophe on River Tisza. „*Ichthyological diversity of waters*” *International informative and training conference*. Olsztyn, Poland p. 24–25.
- Józsa V., Hliwa, P., Boros G., Tátrai I., Györe K., Kozłowski, J. (2012): A balatoni busapopuláció termékenységi vizsgálatának eredményei In: *XXXVI. Halászati Tudományos Tanácskozás*. Szarvas, Hungary, p. 16–17.

- Prejs, A. (1978): A tavak eutróficációja és a halfauna. *Wiadomości Ekologiczne* 24: 201–208 (in Polish)
- Specziár, A., Tölg, L., Bíró, P. (1997): Feeding strategy of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *Journal of Fish Biology* 51: 1109–1124.
- Standovár T., Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Tátrai I., Józsa V., Szabó I., Paulovits G. (2004): A busa biológiai szerepének és hatásának vizsgálata a Balatonban. In Mahunka S., Banczerowski, J-né(szerk.): *A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei*. MTA Budapest, pp. 90–98.
- Tátrai I., György Á., Józsa V., Szabó I. (2005): A busa biológiai szerepének és hatásának vizsgálata a Balatonban. pp. 93–101. In: Mahunka S., Banczerowski, J-né (eds.): *A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei*. MTA Budapest.
- Tátrai I., Józsa V., Boros G., György Á. I., Héri J. (2009): A Balatonba telepített halfajok biológiai szerepe és hatása. pp. 63–72. In: Bíró P., Banczerowski, J-né (eds.): *A Balaton kutatásának 2008. évi eredményei*. MTA Budapest.
- Virág Á. (1995): A balatoni busa állomány kalkulált tömege. *Halászat* 88: 105–107.
- Vörös, L., Oldal, I., Présing, M., V. Balogh, K. (1997): Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by Silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Hydrobiológia* 242/243: 223–228.
- Wolny, P. (1969): Növényevő halak aklimatizálódása Lengyelországban. *Broszúra IRS* nr 36. Olsztyn pp. 20. (in Polish)
- Woodruff, D. S. (2001): Declines of Biomes and Biotas and the Future of Evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98/10: 5471–5476.
- Xie, P., Liu, J. (2001): Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. *The Scientific World* 1: 337–356

Authors:

Vilmos JÓZSA (jozsav@haki.hu), Gergely BOROS (boros.gergely@okologia.mta.hu), Attila MOZSÁR, Zoltán VITÁL, Károly GYÖRE



A térbeli pozíció és az élőhelyszerkezet szerepe halegyüttesek szerveződésében kisvízfolyások torkolati szakaszán

The role of spatial positioning and habitat structure on the assembly of stream fishes at the mouths of tributaries

Czeglédi I.¹, Sály P.², Takács P.², Dolezsai A.², Nagy S. A.¹, Erős T.²

¹Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: Marcal, ökoton, környezeti szűrő, diszperzió

Keywords: Marcal, ecotone, environmental filtering, dispersion

Abstract

The roles of ecotones and environmental filtering processes in the assembly of communities are a central task in community ecology. We seasonally examined the filtering role of the mouths of three lowland tributaries on stream fish assemblages using a hierarchical sampling design. Our study shows that the confluences function as environmental filters in the river basin. The species composition and the abundance of fishes varied between seasons, between streams within a given season and between sites within a given season and stream but the effect of the longitudinal environmental gradient of the streams was negligible. Except the spring samples, the species number of the sites tended to decrease with the distance from the mouth to source direction along the streams showing that distance dependent effect of the mainstream on fish assemblage structure.

Kivonat

A fajok együttélési mintázataival és azok feltételeinek vizsgálatával foglalkozó kutatások között egyre több figyelmet kap az úgynevezett szegély élőhelyek (ökotonok) és a környezeti szűrő folyamatok vizsgálata. Vizsgálatunk célja volt egy főfolyó-mellékfolyók rendszerben, hierarchikus térbeli szinteken és szezonálisan vizsgálni a halegyüttesek szerveződését, különös figyelmet fordítva a mellékvízfolyások torkolati szűrő szerepére. Kimutattuk, hogy a befolyók torkolati szakaszai környezeti szűrőként funkcionálhatnak a vízgyűjtőn belül, illetve hogy a fajösszetétel és az abundancia-szerkezet évszakosan, adott évszakon belül patak szerint, illetve adott évszakon és patakon belül szakasz szerint változott, míg a patakon belüli környezeti grádiensnek nem volt szignifikáns hatása. A tavaszi minták kivételével az egyes patakszakaszok fajszáma a torkolattól távolodva csökkenő tendenciát mutatott, mely a főfolyó hatásának fokozatos csökkenésével magyarázható.

Bevezetés

A fajok együttélési mintázataival és azok feltételeinek vizsgálatával foglalkozó kutatások között egyre több figyelmet kap az úgynevezett szegély élőhelyek (ökotonok) vizsgálata (Risser 1995). Az ökotonok a két szomszédos élőhely átmeneti jellemzői mellett számos, egyedi környezeti tulajdonsággal rendelkeznek. A jelentős kiterjedésű és időben hosszabb távon fennmaradó ökotonok ez által elősegítik a két élőhelyet egyenként jellemző fajok együttes előfordulása mellett a kizárólag erre az átmeneti zónára jellemző fajok jelenlétét, esetenként pedig a biodiverzitás növekedését (Delcourt & Delcourt 1992).

A vízgyűjtőkön belül az egyik legismertebb ökotonnak az egyes vízfolyások összefolyásai számítanak (Ward & Wiens 2001), hiszen gyakran két olyan vízfolyás között alakulnak ki, melyek jelentősen különböznek egymástól a környezeti változókban. Összehasonlítva az

adott vízfolyás forrásterületeken levő élőhelyeivel, ezen átmeneti, torkolati szakaszokon jelentős változások tapasztalhatók többek között a vízmélységet, mederszélességet, illetve a fizikai és kémiai paramétereket illetően (Rice et al. 2008), meghatározva ez által az élőlények vízfolyások közötti (mellékvízfolyásból főfolyóba, illetve főfolyóból mellékvízfolyásba történő) élőhelyváltásait.

A mellékvízfolyások torkolati szakaszai azonban nem csak, mint a két szomszédos élőhelyfolt közötti átmenetet képező élőhelyek, hanem a főfolyótól való jelentős környezeti eltérések végett úgynevezett élőhelyi vagy környezeti szűrőként funkcionálhatnak, így kulcsszerepet játszanak abban, hogy a regionális fajkészlet mely elemei fordulhatnak elő az adott mellékvízfolyásban.

A közösségszerveződésben betöltött jelentős szerepük ellenére azonban nemzetközi szinten is meglehetősen kevés tanulmány foglalkozik a torkolati szakaszok jelentőségével, ráadásul ezen publikációk döntő része a befogadó vízfolyás élővilágára gyakorolt hatásokat (Kiffney et al. 2006; Milesi and Melo 2014), nem pedig a főfolyóból befolyóba történő vándorlási folyamatokat és azok összefolyás által befolyásolt dinamikáit tanulmányozza.

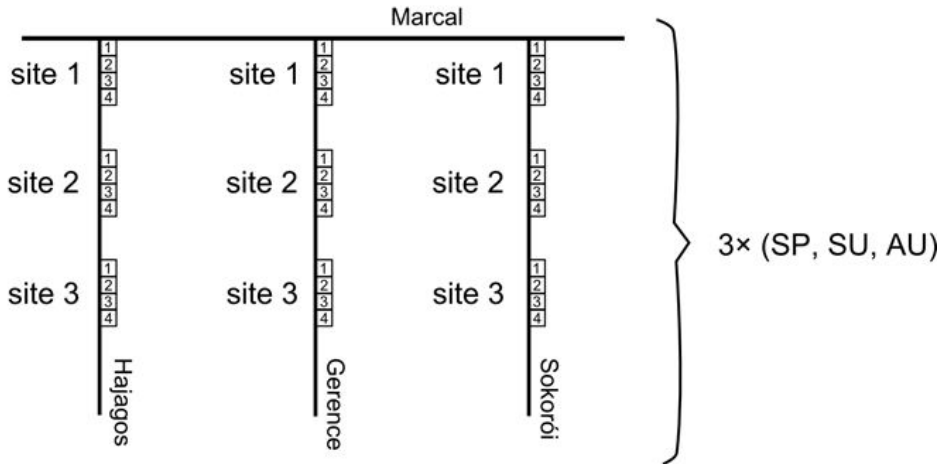
A vízfolyáshálózatokat benépesítő halegyütteseket illetően számos publikáció számol be a főfolyó halközösségének befolyókat érintő élőhelyhasználati szokásairól (pl. Osborne & Wiley 1982; Schaefer & Kerfoot 2004), ezek azonban elsősorban regionális és táji szintű folyamatokat leíró, nem pedig a mellékvízfolyás torkolati szakaszának szűrő szerepét közvetlenül vizsgáló tanulmányok. Ez utóbbi témával kapcsolatban Thornbrugh & Gido (2010) szignifikáns különbségeket mutatott ki a főfolyó és a befolyók torkolat feletti szakaszainak halállomány-összetétele között, illetve a halállomány-szerkezet gradiens szerű változásait írta le a torkolattól forrás felé távolodva, rámutatva, hogy a vízfolyáshálózatok közösségszerveződési folyamatainak szélesebb körű feltárásához alapvető fontosságú a vízfolyások összefolyásainál kialakuló szegélyélőhelyek élőlényekre gyakorolt hatásainak pontosabb megismerése.

Vizsgálatunk célja volt ezért egy főfolyó-mellékfolyók rendszerben, hierarchikus térbeli szinteken és szezonálisan vizsgálni a halegyüttesek szerveződését, különös figyelmet fordítva a mellékvízfolyások torkolati szűrő szerepére. A kutatás során a következő hipotéziseket fogalmaztuk meg a halegyüttesek szerkezetét illetően: (1) A torkolati szakaszok környezeti szűrő szerepe miatt jelentős különbségeket várunk a főfolyó és a befolyók halállománya között. (2) Elsősorban az ívási vándorlások miatt jelentős különbségeket várunk az egyes évszakok között. (3) Adott évszakon belül a mellékfolyók különböző térbeli pozíciója miatt különbségeket várunk az egyes mellékfolyók halállomány-szerkezete között. (4) A halak jó diszperziós képességei miatt adott befolyón belül elhanyagolható különbségeket várunk az egyes mintavételi szakaszok halállomány-szerkezete között. (5) A halállomány-szerkezet összefüggésben áll a befolyók élőhelyszerkezetével.

Anyag és módszer

Vizsgálatunkhoz a Marcal folyó vízgyűjtőjén található három mellékvízfolyást, a Sokorói-Bakony-eret, a Gerence patakot, illetve a Hajagos patakot jelöltük ki. Mindhárom kisvízfolyás tipikus alföldi jelleget mutat, növényi törmelékkel borított finom mederaljzat-alkotókkal (jellemzően iszap, homokos iszap, illetve finom kavics), valamint alacsony vízsebességgel. Alsó, illetve középső szakaszuk döntően mezőgazdasági területeken keresztül fut, helyenként pedig ember által erősen módosítottak (pl. mederkotrás). A vízfolyások átlagos szélessége, mélysége és sebessége $4,12 \pm 0,76$ m, $61,1 \pm 16,3$ cm és $8,8 \pm 2,3$ cm s⁻¹ között változott. A mintákat háton hordozható, akkumulátoros elektromos halászgép segítségével (HansGrassl IG200/2B), 2013-ban tavasszal, nyáron, illetve ősszel gyűjtöttük.

A vizsgálatot különböző, térben hierarchikus szinteken végeztük (1. ábra). A térben fokozatosan csökkenő vizsgálati szinteket maga a három patak, a patakokon belül pedig három 200 méteres mintavételi szakasz adta. Az első szakasz közvetlenül a torkolatnál helyezkedett el, a másodikat a torkolattól 500 méterre, míg a harmadikat 1000 méterre jelöltük ki. A szakaszokat további négy darab, egyenként 50 méteres kvadrátra osztottuk, és a mintavételi hatékonyság növelése végett a halászatok előtt minden kvadrát alsó és felső végpontját rekesztőhálójával zártuk le.



1. ábra: A vizsgálat térben hierarchikus mintavételi elrendezése.

Fig. 1. The hierarchical sampling design of the study.

Rövidítések/Abbreviations: SP: tavasz/spring; SU: nyár/summer; AU: ősz/autumn

A Marcal halállományával kapcsolatban korábbról már rendelkezünk adatokkal (Harka et al. 2009, Takács et al. 2012, Specziár et al. 2012). Ezen vizsgálatok a folyón 2013-ban is folytatódtak, így rendelkezésünkre álltak a befolyók halállományával összevethető adatsorok.

A halászatok után rögzítettük a kvadrátok élőhelyi állapotát. Feljegyeztük az átlagos mederszélességet, vízmélységét, vízáramlási sebességet, valamint az aljzatkomponensek és a szubmerz, emerz, illetve lebegő levelű növényzetnek a kvadrát alapterületére vonatkoztatott becsült százalékos arányát. Az adatelemzéseinkben az élőhelyi változatosság kvantitatív jellemzésére a terepen felvételezett élőhelyi változók standardizált főkomponens elemzéséből (PCA) származó első főkomponenset használtuk. Ez a főkomponens önmagában az eredeti 12 élőhelyi változók által leírt élőhelyi variabilitásnak gyakorlatilag a negyedét (24,36%) magyarázta. Az élőhelyi változatosság főkomponenssel való kifejezése az adatelemzés szempontjából azért előnyös, mert alkalmazásával csökkenthető a halegyüttes-szerkezet mintázatát magyarázó változók száma.

A befolyók fajszámának évszakonkénti és szakaszonkénti ábrázolásához oszlopdiagramokat készítettünk. A Marcal adott torkolati szakaszhoz tartozó fajösszetétele és a mintavételi szakaszok fajösszetétele közötti ökológiai különbözőséget az 1-Jaccard indexszel számoltuk. Ugyanezt az összehasonlítást elvégeztük a halegyüttesek relatívabundancia-szerkezetére alapján is, melyhez a Bray-Curtis indexet alkalmaztuk. A két függvény értékei 0 és 1 között változhatnak. A 0 a teljes hasonlóságot, míg az 1 a teljes különbözőséget jelenti.

A fajösszetételre és halállomány-szerkezet relatív tömegességére ható tényezők jelentőségének teszteléséhez elkészítettük a mintavételi kvadrátok Jaccard, illetve Bray-Curtis indexszel mért különbözőségi mátrixait. Majd a különbözőségi mátrixokon permutációs többváltozós varianciaelemzést (PERMANOVA) végeztünk. Az elemzéshez beágyazott (nested) elrendezést alkalmaztunk, amelyben a tesztelt hatótényezők a következők voltak: a) évszakok hatása, b) évszakokon belül a patakok hatása, c) évszakokon és patakokon belül a mintavételi szakasz hatása, d) évszakokon és patakokon belül a környezeti változatosság (első főkomponens).

Az adatábrázolást és statisztikai elemzéseket a Microsoft Excel 2007 és a R statisztikai programokkal végeztük.

Eredmények

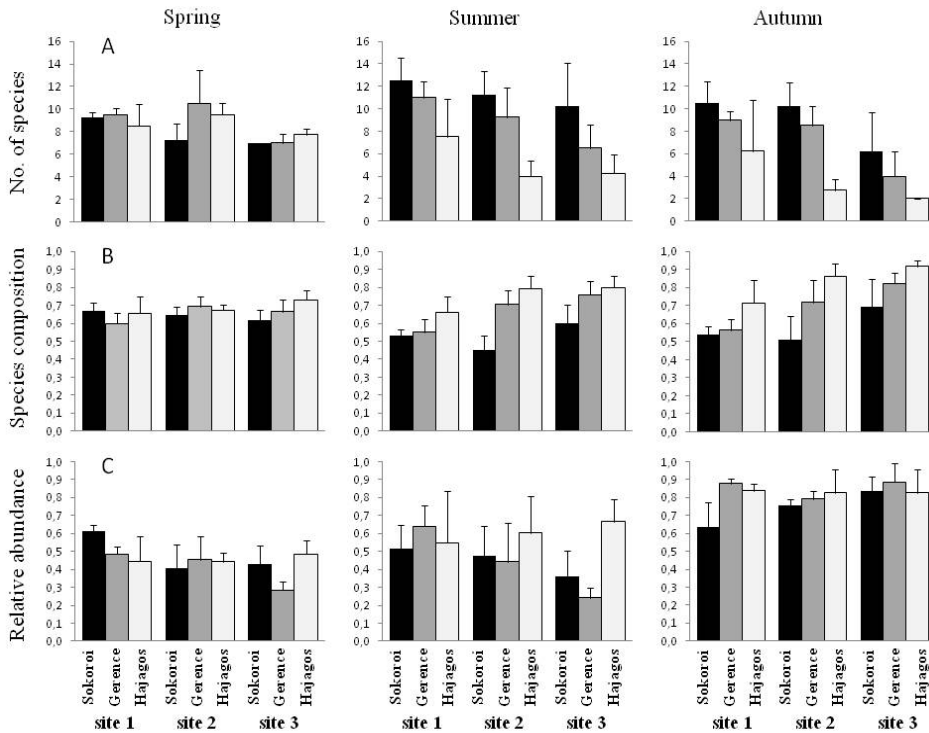
Vizsgálatunk során összesen 29 faj 12003 egyedét mutattuk ki a három mellékvízfolyásból (1. táblázat).

1. táblázat: A három mellékvízfolyás halállományának relatív abundanciaadatai (%)
Table 1. Relative abundance of fishes (%) in the three sampled tributaries of Marcal River

Fajnév/species name	Sokorói-Bakony-ér	Gerence	Hajagos
<i>Rhodeus amarus</i>	46,11	58,47	25,36
<i>Rutilus rutilus</i>	23,58	18,26	28,13
<i>Alburnus alburnus</i>	5,89	2,48	4,50
<i>Esox lucius</i>	4,28	1,25	7,46
<i>Perca fluviatilis</i>	3,65	1,02	0,19
<i>Leuciscus idus</i>	3,04	0,16	1,63
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2,81	0,54	3,92
<i>Squalius cephalus</i>	2,64	3,02	4,11
<i>Blicca bjoerkna</i>	2,45	7,32	12,34
<i>Ballerus ballerus</i>	1,10	0,67	0
<i>Cobitis elongatoides</i>	1,05	0,47	0,29
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,84	0,07	0,96
<i>Leuciscus leuciscus</i>	0,82	1,21	0,67
<i>Carassius gibelio</i>	0,42	0	2,97
<i>Pseudorasbora parva</i>	0,40	0,11	2,11
<i>Misgurnus fossilis</i>	0,25	0,23	2,58
<i>Abramis brama</i>	0,25	0	0,19
<i>Neogobius fluviatilis</i>	0,17	1,16	0,96
<i>Neogobius melanostomus</i>	0,10	1,05	1,05
<i>Lepomis gibbosus</i>	0,04	1,83	0,10
<i>Vimba vimba</i>	0,04	0,04	0
<i>Ameiurus melas</i>	0,04	0	0,38
<i>Tinca tinca</i>	0,04	0	0,10
<i>Cyprinus carpio</i>	0,02	0	0
<i>Barbatula barbatula</i>	0	0,33	0
<i>Gobio sp.</i>	0	0,25	0
<i>Phoxinus phoxinus</i>	0	0,04	0
<i>Chondrostoma nasus</i>	0	0,02	0
<i>Gymnocephalus cernua</i>	0	0,02	0

A befolyók halállományában a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) voltak a leggyakoribb fajok mindhárom évszakban. Ragadozó fajok közül nagyobb egyedszámot képviselt a csuka (*Esox lucius*), mely faj döntően az őszi mintákból

került elő. A síkvidéki kisvízfolyásokat általánosságban jellemző fajok, mint például a sügér (*Perca fluviatilis*), a domolykó (*Squalius cephalus*) és a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) mellett gyakran kerültek elő a Marcalból ideiglenesen, elsősorban ívási célból a mellékfolyókba behúzódnak fajok, így például a jászkeszeg (*Leuciscus idus*) és a laposkeszeg (*Ballerus ballerus*). A vizeinkben jelenleg terjedőben lévő ponto-kaspikus eredetű gébfajok közül a folyami gébet (*Neogobius fluviatilis*) és feketeszájú gébet (*Neogobius melanostomus*) azonosítottuk. E gébfajokat elsősorban közvetlenül a patakok torkolatánál fogtuk, ott fordultak elő nagyobb egyedszámban, míg a torkolattól távolabbi szakaszokon kisebb egyedszámmal voltak jelen.



2. ábra: A befolyók mintázott szakaszainak fajszámai (A); ökológiai különbözőség a fajkompozíció alapján a Marcal adott torkolati szakasza és a mintázott befolyószakaszok között (1-Jaccard index) (B), ökológiai különbözőség az abundancia-szerkezet alapján a Marcal adott torkolati szakasza és a mintázott befolyószakaszok között (Bray-Curtis index) (C) évszakok szerint

Fig. 2. Species number of the sampled sites of the tributaries (A); ecological dissimilarity between the given Marcal River section and the tributary sites based on species composition (B) and relative abundance (C)

A befolyók mintázott szakaszainak fajszáma a torkolattól távolodva (site1-től a site3 felé) összességében csökkenő tendenciát mutatott (2/A. ábra). Kivétel ez alól a tavaszi minták egy része, melyeken a Gerence és a Hajagos 2. szakaszainak fajszáma magasabb volt, mint az 1. szakaszoké. A Marcalnak a befolyó patakok torkolatához közeli fajösszetétele, és a befolyókön levő mintavételi szakaszok fajösszetétele között számolt indexértékek szerint az ökológiai hasonlóság csökken (az értékek növekednek) nyáron és ősszel a torkolattól távolodva (2/B. ábra). Hasonlóan a fajszámhoz, a tavaszi mintában itt sem látható egyértelmű trendszerű változás. A relatív abundancia-értékek alapján számolt ökológiai hasonlósági értékek esetében szintén nem látszanak a teljes mintára általánosítható,

egyirányú változások (2/C. ábra). Ezen értékek mind évszakok, mind pedig patakok között variábilisnak tekinthetők.

A beágyazott vizsgálati elrendezésű PERMANOVA szerint a fajösszetétel és a relatív abundancia-szerkezet évszakosan, adott évszakon belül patakok szerint, illetve adott évszakon és patakokon belül szakasz szerint változó volt, míg a patakokon belüli környezeti grádiensnek nem volt szignifikáns hatása (2. táblázat). A három vizsgált befolyó halállományának három évszakos felmérésében az általunk vizsgált változók a teljes változatosság 61,0%-át magyarázzák.

2. táblázat: A PERMANOVA eredményei a fajösszetételre és a relatív abundanciaadatokra ható tényezőket illetően. A kettősponttól balra a beágyazó, míg jobbra a beágyazott faktor látható.

Table 2. Results of PERMANOVA for factors affecting species composition and relative abundance of fishes. Colons separate the nesting (to the left) and the nested factors (to the right).

Hatótényezők/Factors	Species composition		Relative abundance	
	R ²	p	R ²	p
Season	0.15	<0.001	0.13	<0.001
Season : Stream	0.22	<0.001	0.18	<0.001
Season : Stream : Site	0.21	<0.001	0.30	<0.001
Season : Stream : Abio (PCA)	0.04	0.903	0.04	0.517

Értékelés

Az általunk vizsgált Sokorói-Bakony-ér, Gerence patak és Hajagos patak halfaunáját döntően hazánk síkvidéki kisvízfolyásaira jellemző halállomány alkotja (Harka & Szepesi 2011). Domináns fajként a szivárványos ökle és a bodorka van jelen, mely fajok általánosnak tekinthetők az ilyen típusú vízfolyásokban, és a Marcal halállományának döntő többségét, a küsszel (*Alburnus alburnus*) kiegészítve is ez a két faj alkotja (Harka et al. 2009, Takács et al. 2012, Specziár et al. 2012). Melléjük a befolyókban is nagy számban van jelen a küsz, illetve a csuka, a sügér és a karikakeszeg, mely fajok szintén tipikusnak tekinthetők mind a Marcalban, mind pedig hazánk hasonló jellegű vízfolyásaiban. A csuka őszre történő jelentős egyedszám-növekedését a mintákban az ekkorra már elektromos halászgéppel könnyebben megfogható méretet elérő 0+-os egyedek jelenlétével magyarázzuk. A gyakori fajok mellett a befolyókból kisebb egyedszámban előkerültek olyan, elsősorban nagyobb vízfolyásokat kedvelő fajok is, mint a laposkeszeg és a jászkeszeg. Ezek a fajok a mellékvízfolyásokat minden bizonnyal csak időlegesen, elsősorban ívási célból, esetleg búvó- vagy táplálkozóhelyet keresve használják.

Az egyes patakszakaszok fajszáma a torkolattól távolodva csökkenő tendenciát mutatott. A Gerence és a Hajagos tavaszi felmérése azonban kivétel ez alól, hiszen a második szakaszon magasabb fajsám volt észlelhető, mint az első, torkolathoz legközelebb eső szakaszon. Ennek okaként elsősorban az ívási vándorlások nevezhetők meg, ebben az időszakban ugyanis a Marcalból a halak nagyobb távolságokat megtéve húzódnak fel a befolyókba, így azok elsősorban nem közvetlenül a torkolatnál, hanem a fentebbi vízfolyásszakaszokon foghatók meg. A nyári és őszi mintákban tapasztalható, torkolattól távolodó csökkenő tendencia a fajszámban a főfolyó hatásának fokozatos csökkenésével magyarázható (Hitt & Angermeier 2008). A Marcalban élő halak a már említett okok miatt behúzódnak a befolyókba, de a fajok többsége nem vándorol feljebb a torkolatnál, ott pihenő-, búvó- esetleg táplálkozóhelyet talál. Jellemzően ilyen fajok a különböző pontokaszpikus eredetű gébek (folyami géb, feketeszájú géb), melyek döntő többségét közvetlenül az összefolyásnál fogtuk.

Az ökológiai különbözőségi indexek szerint a Marcal halállománya jelentősen eltér a befolyók halállományától, melynek elsődleges oka lehet a befolyók torkolati részének

környezeti szűrő hatása. A mellékvízfolyásokon belül a fajkompozíciót illetően (1-Jaccard index), a tavaszi minta kivételével az index értékek növekszenek a torkolattól távolodva, azaz a távolsággal nő a Marcal és a befolyók halállományának faj-összetételbeli különbsége. A tavaszi mintában minden bizonnyal a már említett ívási vándorlások miatt nem nő a távolsággal az ökológiai különbözőség.

A halállomány abundancia-szerkezete alapján számolt indexértékek (Bray-Curtis index) a fajkompozícióra számolt értékekkel szemben nem mutatnak általánosítható trendeket. A tavaszi és nyári mintában a Sokorói-Bakony-ér és a Gerece mintázott szakaszai esetében az ökológiai távolsági értékek ellentétesek a várt mintázattal, hiszen a távolsággal csökkenő különbségeket mutatnak. Ennek lehetséges magyarázata, hogy a fajkészletbeli különbségeket okozó fajok kis egyedszámban voltak jelen, vagy hiányoztak a felsőbb szakaszokról, így azok a tömegesebb fajok miatt jobban hasonlítanak a főfolyó állományára.

A beágyazott vizsgálati elrendezésű PERMANOVA szerint szignifikáns különbségek észlelhetők a patakok halegyütteseinek fajösszetételében és abundancia-szerkezetében az egyes évszakok között. A különbségekért elsősorban a tavasszal történő ívási vándorlások tehetők felelőssé. Az évszakai különbségeket meghatározó tényezőkként kell továbbá megemlítenünk a 0+-os csuka ivadékok ősszel történő magasabb fogási hatékonyságát, illetve a nyárra felnövő és még ősszel is a halászatokat jelentősen nehezítő, sűrű makrovegetációt (Meador et al. 2003).

Az évszakon belüli patakok közötti különbségekkel magyarázható halállomány-változatosság, egyrészt a patakoknak a Marcal hossz-szelvénye mentén levő betorkollási helyükkel (topológiai helyzet), másrészt a patakok közötti környezeti különbségekkel (pl. a Gerece partja bokrokkal, fákkal volt szegélyezve, míg a másik két patak partját lágyszárúak dominálták) hozható összefüggésbe. Az eredmény alátámasztja hipotézisünket, mely szerint a befolyók topológiai helyzete összefügg a halállomány-szerkezettel.

A várt eredményekkel ellentétben adott évszakon és patakon belül szignifikáns különbségeket mutattunk ki az egyes szakaszok halegyütteseinek fajösszetétele és abundancia-szerkezete között egyaránt. Előzetes feltételezésünk, mely szerint a torkolati szakaszokon (környezeti szűrőn) átjutó halak a mellék-vízfolyásokon belül – azok viszonylagos homogén szerkezete miatt – már könnyen benépesítik a szakaszokat így nem igazolódott. Ugyanakkor a fajkompozíciót és a halállomány-szerkezetet összehasonlítva a befolyók belüli élőhelyszerkezeti grádienssel nem találtunk szignifikáns különbségeket. E két állapot együttes megléte arra utal, hogy a mintázott befolyószakaszok abiotikus paraméterek tekintetében adott évszakon és befolyón belül a halak élőhely-igényeinek szempontjából nem különböznek jelentősen egymástól.

Eredményeink rávilágítanak a vízfolyások torkolati szakaszának vízgyűjtőn belüli szűrő szerepére, közösségszerveződést befolyásoló hatásaira, illetve a különböző térbeli szinteken érvényesülő folyamatok jelentőségére. Szemléltetik azt, hogy egy főfolyó mellékpatakjai a köztük levő topológiai és környezeti különbségek révén, hasonló mértékben magyarázhatják a halállomány összetétel változatosságát, mint a szezonális hatások. Így a folyók mellékpatakjainak emberi beavatkozások miatti környezeti homogenizálódása a főfolyóval fennálló átjárhatóság megléte esetén is csökkentheti a regionális halállomány változatosságát. A folyamatok további vizsgálata hozzájárulhat ahhoz, hogy pontosabb képet kapjunk a vízfolyáshálózatok élőlényközösségeinek szerveződési sajátságairól.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt által nyújtott személyi támogatással valósult meg. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg. A kutatás eszközbeszerzése és

infrastruktúrája az OTKA 104279 által biztosított forrásból valósult meg. Erős Tibor munkáját az MTA Bolyai János Ösztöndíja támogatta. A terepi munkák során nyújtott segítségért köszönettel tartozunk Dr. Specziár Andrásnak és Vitál Zoltánnak.

Irodalomjegyzék

- Delcourt, P. A., Delcourt H. R. (1992): Ecotone dynamics in space and time. p. 19–54: In: Hansen, A. J., di Castri, F. (eds.): *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Land-scape Flows. Ecological Studies* 92. Springer Verlag, New York.
- Harka Á., Szepesi Zs., Nagy L. (2009): A Marcal halállományának faunisztikai felmérése. *Pisces Hungarici* 3: 27–32.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2011): A Marcal mellékpatakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 5: 99–110.
- Hitt, N. L., Angermeier, P. L. (2008): Evidence for fish dispersal from spatial analysis of stream network topology. *Journal of the North American Benthological Society* 27/2: 304–320.
- Kiffney, P. M., Greene, C. M., Hall, J. E., Davies, J. R. (2006): Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2518–2530.
- Meador, M. R., McIntyre J. P., Pollock, K. H. (2003): Assessing the Efficacy of Single-Pass Backpack Electrofishing to Characterize Fish Community Structure. *Transactions of the American Fisheries Society* 132/1: 39–46.
- Milesi, S. V., Melo, A. S. (2014): Conditional effects of aquatic insects of small tributaries on mainstream assemblages: position within the network matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1–9.
- Osborne, L. L., Wiley, M. J. (1992): Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 671–481.
- Rice, S. P., Kiffney, P., Greene, C., Pess, G. R. (2008): The ecological importance of tributaries and confluences. p. 209–242. In: Rice, S.P., Roy, A.G., Rhoads, B.L. (eds.): *River Confluences, Tributaries and the Fluvial Network*. John Wiley & Sons.
- Risser, P. G. (1995): The Status of the Science Examining Ecotones. *Bioscience* 45/5: 318–325.
- Schaefer, J. F., Kerfoot, J. R. (2004): Fish assemblage dynamics in an adventitious stream: a landscape perspective. *The American midland naturalist* 151/1: 134–145.
- Specziár, A., Takács, P., Czeplédi, I., Erős, T. (2012): The role of the electrofishing equipment type and the operator in assessing fish assemblages in a non-wadeable lowland river. *Fisheries Research* 125–126: 99–107.
- Takács P., Specziár A., Czeplédi I., Bíró P., Erős T. (2012): A Marcal halfaunája a vörösiszap szennyeződés után (The fish fauna of River Marcal after the red sludge pollution). *Hidrológiai Közlemény* 92/5-6: 75–77.
- Thornbrugh, D. J., Gido, K. B. (2010): Influence of spatial positioning within stream networks on fish assemblage structure in the Kansas River basin, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67/1: 143–156.
- Ward, J. V., Wiens, J. A. (2001): Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology & hydrobiology* 1/1-2: 25–36.

Authors:

István CZEGLÉDI (mullercega@gmail.com), Péter SÁLY, Péter TAKÁCS, Anna DOLEZSAI, Sándor Alex NAGY, Tibor ERŐS



A halközösség struktúrájának sajátosságai a Tisza-tó különböző élőhelyein

The attribution of the fish community structure in the different habitat types of the Tisza-lake

Papp G.¹, Péter G.², Halasi-Kovács B.³

¹Tisza-tavi Sporthorgász K.N. Kft., Tiszafüred

²Debreceni egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

³SCIAP Kft., Debrecen

Kulcsszavak: közösség-ökológia, halgazdálkodás, populáció méret, környezeti állapot, tér-időbeni dinamika

Keywords: community ecology, fisheries management, population size, environmental status, spatial-temporal dynamics

Abstract

The fisheries management activities that can save the ecological integrity of natural water-bodies, must be organized on scientific base. The ecosystem of the Tisza-lake with extension of 127 km² is determined by the Kisköre-barrage. Since the damming not only the priority of the land usage have changed of the reservoir, but also the environmental conditions and therefore the fish community structure too. The changing of the fish community is still persistent. In this paper we show the results of the ecological analyses of the monitoring data started in 2013, to determine the base of the good practice of fisheries management. The results prove that the fish community structure has characteristic spatial-temporal dynamics in the area of the Tisza-lake. The environmental attributes generate the most favourable conditions for the fish community in the Poroszló-basin in fisheries management point of view. The Tiszavalk-basin has eminent role in the reinforcement of the YOY. The continuous deterioration of the environmental conditions and the annual drainage and filling has significant influence to the quantitative indicators of the fish community. The fish community structure is not generate by a dominant environmental factor, but ones that more fast varying in space and in time. These can be sorted as basin effects, habitat effects and local effects.

Kivonat

A természetes vízterek biológiai rendszerének integritását megőrző halgazdálkodási tevékenység csak tudományos alapon végezhető. A 127 km² kiterjedésű Tisza-tó anyagforgalmi rendszerét a kiskörei duzzasztó alapvetően meghatározza. A duzzasztás óta eltelt időszakban nem csak a tározó hasznosítási prioritása, de környezeti adottságai, ennek megfelelően halközösség szerkezete is jelentősen átalakult. A halközösség változása folyamatos. Ebben a dolgozatban a 2013-ban indított átfogó hal-monitorozás adatainak ökológiai elemzését végezzük el, egy jó halgazdálkodási gyakorlat alapjainak meghatározása érdekében. Az eredmények azt igazolják, hogy a Tisza-tó halközösségének struktúrája jellegzetes tér- és időbeni dinamikai változásokat mutat. A halgazdálkodás szempontjából a környezeti adottságok összessége a Poroszlói-medencében alakítja ki a legkedvezőbb életfeltételeket a halközösség számára. A Tiszavalki-medencének kiemelt szerepe van az ivadék utánpótlásban. A környezeti adottságok fokozatos romlása, éves szinten pedig a rendszeres tározói ürítés és feltöltés jelentős hatással van a Tisza-tavi halközösség mennyiségi viszonyaira. A tározótér halközösség struktúráját nem egy domináns, hanem több, térben és időben viszonylag gyorsan változó környezeti tényező alakítja. Ezeket a következők szerint lehet csoportosítani: medence-hatás, élőhely hatás, lokális hatás.

Bevezetés

A Tisza-tó az 1973-ban üzembe helyezett Kiskörei-vízlépcső hatására alakult ki a Tisza Tiszavalk-Kisköre közötti metapotamális szakaszának duzzasztásával. A 127 km² kiterjedésű Tisza-tó, egészét tekintve ökológiai szempontból a sekély-tó típusú tározók közé sorolható. Hidrogeográfiai szempontból négy főbb, vízmélységük, Tiszával való kapcsolatuk, növényborításuk alapján egymástól habituálisan is jól elkülönülő (északról déli irányba: Tiszavalki-, Poroszlói-, Sarudi-, Abádszalóki-) medencére tagolható. Ugyanakkor ökológiai szempontból mozaikossága igen nagy. A Kiskörei vízlépcső üzemeltetése – a duzzasztás, valamint a tavaszi-őszi vízszint beállítások – alapvetően meghatározzák a Tisza-tó teljes anyagforgalmi rendszerét, ezen belül az élőlényközösségek struktúráját. A duzzasztás óta eltelt időszak legfontosabb változásai abiotikus oldalról a csökkenő ütemű meder feltöltődés, a mederalakulatok kiegyenlítődése (Bancsi & Kovács 1996). Biotikus oldalról pedig a makrofita hínár- és mocsári növényzet térnyerése (Pomogyi és Szalma: A Kiskörei-tározó vízi- és mocsári vegetációja 1997-1998. Kutatási jelentés. Keszthely-Szeged. 1998.), a bentonikus eutrofizálódási folyamatok erősödése (Zsuga & Bancsi 1995). A növényborítás százalékos értéke az Abádszalóki-medence irányából (átlagos vízmélység 3,5m), a Tiszavalki-medence irányába (átlagos vízmélység 1,3m), a vízmélység csökkenésével együtt fokozatosan növekszik. A teljes tározótér növényborítása mára cca. 35% (Szilágyi 2013).

A tározó eredeti céljainak prioritása mára jelentősen átalakult; a változó társadalmi igények hatására hangsúlyos szerepet kapott a turizmus, ezen belül is a horgász turizmus (Dávid & Michalkó 2008). A Tisza-tavi Sporthorgász KN Kft. horgász-statisztikai adatai alapján az elmúlt években a horgászati terhelés egyre fokozódó, de a vízhez kötődő turizmus többi szegmense is jelentős hatással van a tározó ökológiai rendszerére.

A duzzasztás óta eltelt időszakban a Tisza-tó, valamint a hozzá tartozó Tisza-szakasz halfaunája jelentősen átalakult (Harka 1985). Ez a változás folyamatos (Harka 2008). A tározótér elsősorban a fitofil fajok szaporodása szempontjából fontos (Nyeste & Harka 2011). Általánosságként megállapítható, hogy a tározótér halközösség-szerkezetének átalakulása összefüggésbe hozható az egyes medencék szukcessziós változásaival (Harka et al. 2009, 2012, Mozsár et al. 2009, Antal et al. 2011). Ugyanakkor egy átfogó, a teljes tározó területére kiterjedő vizsgálat évek óta várat magára. A Tisza-tavi Sporthorgász K. N. Kft. halgazdálkodási tevékenysége során alapvető célként fogalmazódott meg az ökológia tudományos alapjain nyugvó halgazdálkodási tevékenység (Halasi-Kovács & Váradi 2012). Ennek érdekében 2013-ban indult el a víztér halközösségeinek szisztematikus és átfogó ökológiai vizsgálata. Jelen dolgozatban a 2013. évi felmérések eredményeit mutatjuk be.

Anyag és módszer

A mintavételt három ismétlésben – tavasz, nyár, ősz – végeztük a tározó különböző környezeti adottságú víztereiben. A tavaszi mintavételt a természetvédelmi engedély kiadásának késedelme miatt azonban csak a nemzeti parki területeken kívül, az Abádszalóki- és a Sarudi-medence területén tudtuk végrehajtani. A Tározó 42 vízterében (1. táblázat) összesen 118 mintaegység került kijelölésre. A mintaegységek standard hossza 100 méter volt. A tározó mellett a nyári időszakban a duzzasztott Tisza-szakasz három mintaegységében is végeztünk mintavételt (1. táblázat). Itt a mintaegységek standard hossza 1 500 méter volt, a mintát fragmentáltan (több alegységre osztva) vettük.

A mintavételt tavasszal és nyáron egy aggregátorról működő Hans Grassl EL 64IIGI típusú 7 kW DC teljesítményű, pulzáló, míg ősszel egy SAMUS 725 MP típusú akkumulátorral üzemelő, kisebb teljesítményű EME-vel végeztük csónakból. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégeztük, az idősebb példányoktól elkülönítve. Az egységnyi területre meghatározott fogásokhoz a vizsgálati hossz mellett a mintavételi

eszközök effektív szélességét vettük figyelembe. Ez 2,5; illetve 1,0m. A halak határozása Berinkey (1966), valamint Miller (1986). A tudományos halnevek tekintetében Halasi-Kovács & Harka (2012) munkája szolgált alapul.

1. táblázat. A mintavétellel érintett vizek
Table 1. The Sampled water-bodies

TABA001: Téli kikötő	TSAR004: Szőlősi-kubik	TPOR012: Rókás	TVAL004: Nagy-morotva
TABA002: Körei-kubik	TPOR001: Duhogó	TPOR013: Nagy-kubik	TVAL005: IX. öblítő-cs.
TABA003: I. öblítő-cs.	TPOR002: Kis-Tisza	TPOR014: VIII. öblítő-cs.	TVAL006: Hordódi-Holt-T.
TABA004: Alkalmasi-tó	TPOR003: Nyugdijas-kubik	TPOR015: Örvényi-morotva	TVAL007: Nyárad-ér
TABA005: Szalóki-Holt-T.	TPOR004: Sarudi-anyaggöd.	TPOR016: Kis-Füredi-fok	TVAL008: Apota
TABA006: Abádi-Holt-Tisza	TPOR005: Balázs-fok	TPOR017: Füredi-Holt-Tisza	TVAL009: Háromágú
TABA007: Telekhát	TPOR006: Fűzfás-morotva	TPOR018: X. öblítő-cs.	TIS001: Tisza/438-434fkm
TABA008: II. öblítő-cs.	TPOR007: Óhalászi-Holt-T.	TPOR019: Eger-patak	TIS002: Tisza/422-415fkm
TABA009: IV. öblítő-cs.	TPOR008: VI. öblítő-cs.	TPOR020: Kőhíd-lapos	TIS003: Tisza/409-403fkm
TSAR001: Sarudi-rét	TPOR009: Lapos-morotva	TVAL001: Dühös-lapos	
TSAR002: V. öblítő-cs.	TPOR010: Borzanat	TVAL002: Új-kotrás	
TSAR003: Derzsi-kubik	TPOR011: Csapói-Holt-T.	TVAL003: Szartos	

A közösségszerkezeti mutatók összevetése során nem parametrikus Kruskal-Wallis tesztet, a páronkénti összeméréshez szintén nem parametrikus Mann-Whitney tesztet alkalmaztunk. A vizek többváltozós statisztikai elemzését az egységnyi hosszra (1000m) számított abundancia értékek alapján kvantitatív, Euklideszi távolság-függvénnyel végeztük el. Az eredmények megjelenítéséhez klaszteranalízist használtunk (Legendre & Legendre 1998). A csoportosítást Ward módszere alapján végeztük el. Az elemzésekhez PAST (Hammer et al. 2001, Hammer & Harper 2006) szoftvert használtunk. Munkánk során elemeztük a tározó vizeknek a halközösségeit a szaporodási gildek (Balon 1975, 1981), valamint az eredet szerint (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011).

Eredmények

A mintavételek eredményeként a Tisza-tó teljes területén 38 faj 32 218 egyedét, míg a tározótérből 34 faj 27 914 egyedét határoztuk meg (2. táblázat).

2. táblázat. A mintavételek során előkerült fajok listája
Table 2. Species list of the sampling areas

Fajnév	Abád-szalóki-medence	Sarudi-medence	Poroszlói-medence	Tisza-valki-medence	Tisza
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	+	+	+	+	+
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	0
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	+
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	+	0	0
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+	+	+	+

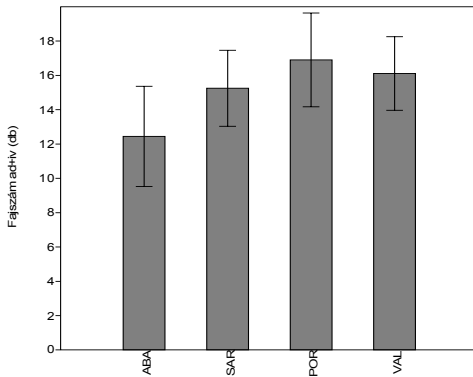
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	0	+	0	0	+
<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu & Maier, 1969	+	+	+	+	+
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	+	+	+	+	0
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Hypophthalmichthys molitrix x nobilis</i>	+	+	+	+	+
<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	+	+	+	0	+
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	+
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	+	0	0
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+	+
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	0	+	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+
<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	+	+	+	+	0
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	+	+	+	+	+
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	+	+	+	+	0
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	+	+	+	+	0
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	0	0	+	0	+
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	0	0	0	0	+
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	0	0	+	0	+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+	+
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	+
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	0	+	+	+	0
Összesen:	27	30	32	27	29

A Tisza-tó egyes medencéinek fajkészlete nagymértékben kiegyenlített. A Tiszában ugyanakkor több, csak itt jellemző reofil faj jelenlétét mutattuk ki (*Squalius cephalus*, *Barbus barbus*, *Sabanejewia balcanica*, *Lota lota*). Az összes fajszám a legmagasabb a Poroszlói-medencében, míg a legalacsonyabb az Abádszalóki- és a Tiszavalki-medencében.

Jelen felmérés eredményeinek összevetése a korábbi kutatási eredményekkel nehézkes az egységes és standard mintavételi módszer korabeli hiánya miatt. Harka (1997) szintetizáló munkájában a területről összesen 51 halfajt említ, ezzel együtt megállapítható, hogy a tározóra valóban jellemző fajkészlet ma is alapvetően hasonló. Ugyanakkor néhány markáns változás is megfigyelhető a tározótér és a duzzasztott Tisza-szakasz egyes halainak előfordulásában. (1) Több védett, illetve veszélyeztetett faj gyakorisága csökkent. Ilyen a (*Romanogobio vladkovi*, *Carassius carassius*, *Rhodeus amarus*) (Kovács 1998, Harka 1985, 1997). (3) A karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévér (*Abramis brama*) aránya a karikakeszeg állományának újbóli növekedését jelzi Györe 1991-ben, kéziratként publikált, „A Tisza-tó védett halfajainak állományfelmérése” című munkája szerint.

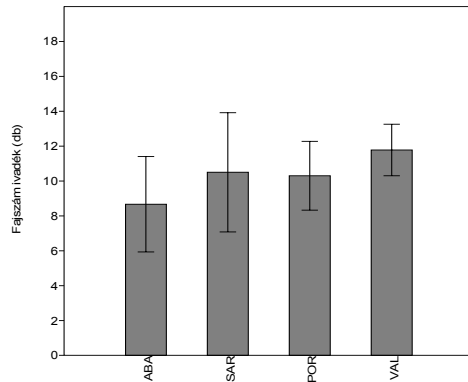
A közösségszerkezeti mutatók elemzését a tározó duzzasztott állapotát leginkább reprezentáló nyári mintavételek eredményei alapján végeztük el. Meghatároztuk az egyes medencék víztereiben az egységnyi (1 000 méterre) hosszra számított átlagos fajszámot mind a felnőtt és ivadék (1. ábra), mind az ivadék fajok tekintetében (2. ábra). Ez utóbbi elemzés azért különösen fontos, mert a téli vízszintcsökkentés a tározói halközösség-strukturát jelentősen módosítja, így az összes korosztály vizsgálata inkább az egyes

medencék hosszabb távú környezeti adottságaira, míg az ivadék mennyiségi viszonyai elsősorban az adott év ivási sikerére reflektálnak.



1. ábra. Az adult+ivadék fajok egységnyi mintahosszra számított átlagos száma a Tisza-tóban

Fig. 1. The average species number of the adult +YOY of the CPUE in the Tisza-lake



2. ábra. Az ivadék fajok egységnyi mintahosszra számított átlagos száma a Tisza-tóban

Fig. 2. The average species number of the YOY of the CPUE in the Tisza-lake

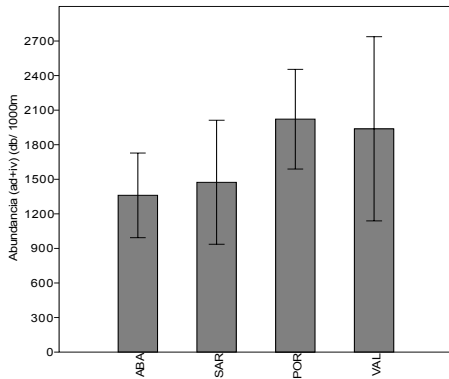
Az összes vizsgált egyedre (adult+ivadék) vonatkoztatva a legmagasabb mintaegységenkénti átlagos fajszám a Poroszlói-medencében jellemző (17). A legalacsonyabb értéket az Abádszalóki-medence mutatja (12). A medencék egységnyi mintahosszra számított átlagos fajszámai között 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns különbség található ($\chi^2=11,87$; $p=0,0072$). A medencék páronkénti összehasonlítása alapján az Abádszalóki-medence szignifikáns különbséget mutat mind a Poroszlói- ($U=22,5$; $p=0,0015$), mind a Tiszavalki-medence ($U=12,5$; $p=0,014$) értékeihez viszonyítva. Az ivadék egységnyi mintaegységre számított átlagos fajszáma a Tiszavalki-medencében a legmagasabb (12), míg a legalacsonyabb érték szintén az Abádszalóki-medencére jellemző. A medencék között az ivadék fajszáma alapján 95%-os valószínűségi szinten nem mutatható ki szignifikáns különbség. Ugyanakkor a páronkénti összevetés eredménye azt mutatja, hogy a Tiszavalki-medence ivadék fajszáma szignifikánsan magasabb mind az Abádszalóki- ($U=13,5$; $p=0,0173$), mind a Poroszlói-medence ($U=48$; $p=0,0462$) számított értékeihez viszonyítva.

Összességében megállapítható, hogy az Abádszalóki-medence egységnyi hosszra számított fajszáma mind az adult, mind az ivadék egyedek tekintetében statisztikai értelemben is alacsonyabb, mint a többi medencéé, míg az adult+ivadék egyedeket figyelembe véve a többi három medence átlagos fajszáma kiegyenlített.

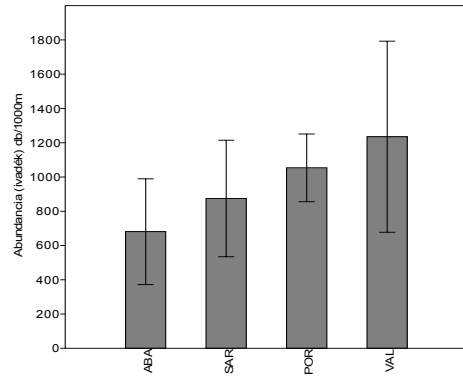
Elemeztük a négy medence víztereinek egységnyi (1 000 méter) hosszra számított átlagos abundancia értékeit is. Az elemzéseket szintén elvégeztük mindkét korcsoport-bontás szerint (3-4. ábra).

Az abundancia értékek összességében a fajszámhoz hasonló elrendeződést mutatnak a tározó négy medencéjében. Legalacsonyabb az egyedszám az Abádszalóki-medencében, míg legmagasabb a Poroszlói-medencében. A medencénkénti Kruskal-Wallis teszttel végzett összevetés eredménye azt mutatja, hogy sem az összes ($\chi^2=3,064$; $p=0,3819$), sem az ivadék ($\chi^2=3,813$; $p=0,2823$) abundancia esetében nincs az egyes medencék között 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns különbség. Habár az egyes medencék átlagos abundancia értékei között statisztikai értelemben nem mutatható ki különbség, a létező eltérések

ökológiai szempontból értékelhetők. (1) Az átlagos abundancia értékei az egységnyi mintahosszra számított fajszám értékekhez hasonló mintázatot mutatnak medencénként. (2) A Tiszavalki-medencére jellemző magas ivadék faj- és egyedszám egyaránt azt jelzi, hogy a medence területe az ivadék utánpótlás szempontjából kiemelt jelentőségű a Tisza-tavon. (3) Ugyanakkor az eredmények azt is bizonyítják, hogy a környezeti feltételek ebben a medencében az adult példányok szempontjából a többi medencéhez viszonyítva kedvezőtlenebb állapotot okoznak. (4) Halgazdálkodási szempontból, a mennyiségi viszonyokat figyelembe véve, a halközösség számára a Poroszlói-medencében jönnek létre a legkedvezőbb életfeltételek.



3. ábra. Az adult+ivadék egységnyi mintahosszra számított átlagos abundancia értéke a Tisza-tóban
Fig 3. The abundance of the adult + YOY specimens in the Tisza-lake



4. ábra. Az ivadék egységnyi mintahosszra számított átlagos abundancia értéke a Tisza-tóban
Fig. 4. The abundance of the YOY specimens in the Tisza-lake

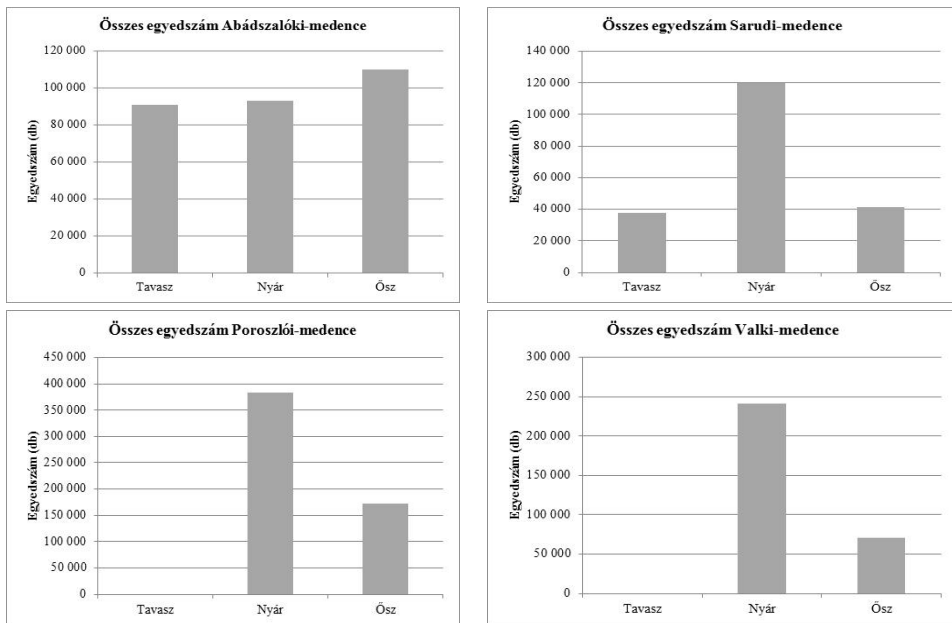
A legalább egy medencében 2%-t meghaladó relatív abundancia értéket mutató 12 faj fogási értéke az egyes medencékben fogott halak egyedszámának 90%-nál magasabb hányadát alkotja (3. táblázat).

3. táblázat. A legalább egy medencében 2% relatív abundancia értéket meghaladó halfajok
Table 3. Fish species that relative abundance value in excess of 2% at least one basin

Név	ABA	SAR	POR	VAL
<i>Abramis brama</i>	1,17	3,26	5,51	3,86
<i>Alburnus alburnus</i>	48,64	17,46	18,56	18,21
<i>Ameiurus melas</i>	3,26	7,10	1,39	1,83
<i>Aspius aspius</i>	2,14	5,62	5,07	3,07
<i>Blicca bjoerkna</i>	1,01	11,96	19,46	18,94
<i>Carassius gibelio</i>	0,83	0,11	0,29	2,00
<i>Cobitis elongatoides</i>	0,82	1,06	2,77	0,71
<i>Leuciscus idus</i>	3,08	13,04	3,00	9,18
<i>Perca fluviatilis</i>	7,80	8,10	7,33	5,01
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	4,99	3,21	0,58	0,18
<i>Rutilus rutilus</i>	21,79	19,74	26,94	28,33
<i>Sander lucioperca</i>	1,76	3,38	3,76	1,85

Az egyes medencék között az értékek nem mutatnak jelentős eltéréseket, bár egy-egy faj tekintetében (pl. *Abramis brama*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*) az Abádszalóki-medence élesebben elkülönül a többitől. Az ezüst kárász (*Carassius gibelio*) a Tiszavalki-medencében magasabb arányban fordul elő. A jász (*Leuciscus idus*) gyakorisága a Sarudi- és a Tiszavalki-medencében a legmagasabb. A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) aránya az Abádszalóki-medence irányából észak felé drasztikusan csökken. Ezen jelenség megítélése kérdéses, talán a tiszai duzzasztás gradiens-szerű változásával hozható összefüggésbe. A horgászattal hasznosított halfajok közül a Tisza-tóban legmagasabb a relatív és abszolút abundancia értéke a bodorkának (*Rutilus rutilus*), valamint a karikakeszegnek (*Blicca bjoerkna*). Emellett szintén gyakori a sügér (*Perca fluviatilis*), a balin (*Aspius aspius*) és dévér (*Abramis brama*). A jász (*Leuciscus idus*) megítélése kettős, mivel a magas számok szinte kizárólag az ivadék fogásából adódnak. A kifejlett példányok tapasztalataink szerint az ívás után visszatérnek a Tisza-mederbe. A ragadozók közül kiemelkedik a balin. A faj mennyisége északi irányba jelentősebben nő, ugyanakkor a Tiszavalki-medencében egyedszáma újból csökken. Ezzel teljes mértékben hasonló képet mutat a süllő előfordulása.

A halközösség szerkezet évszakos, medencékénti dinamikájának elemzését az egy hektár területre számított adult+ivadék egyedek összegzett abundancia értékei alapján végeztük el (5. ábra).

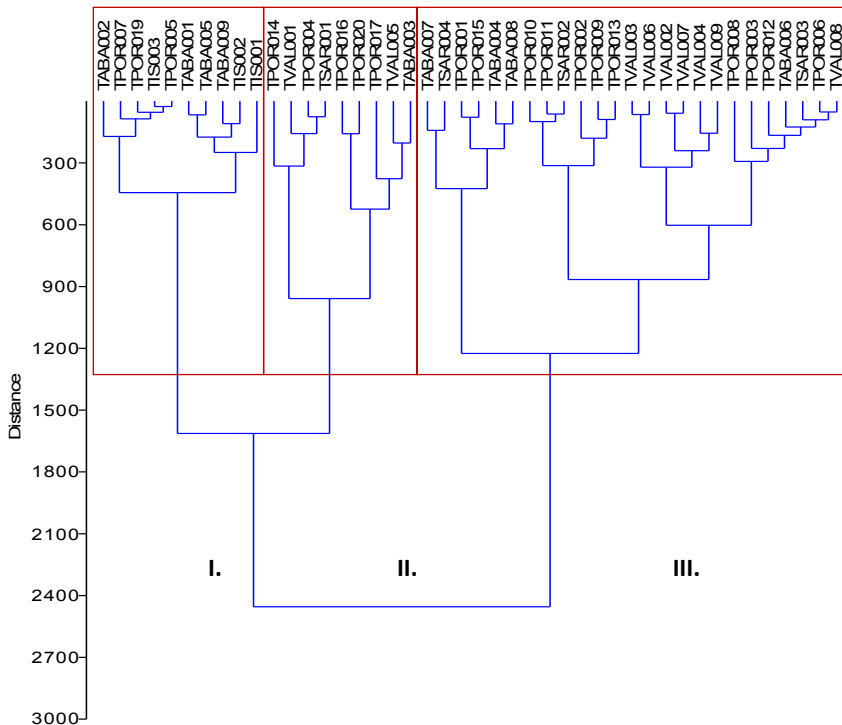


5. ábra. Az évszakonkénti kumulatív abundancia értékek a tározó medencéiben
Fig. 5. Seasonal abundance values in the four basins of the Tisza-lake

A kumulatív adatokból jól látszik, hogy az Abádszalóki-medence, valamint a három másik medence halközösségének időbeni dinamikája eltérő. Míg az Abádszalóki-medence halainak népessége időben kiegyenlített a három vizsgált időszakban, addig a Sarudi-, Poroszlói- és Tiszavalki-medencében határozott évszakos egyenetlenség tapasztalható. Ugyanakkor ezen három medence nyári értékei meghaladják az Abádszalóki-medencében mért abundancia értékeket (ld. 3. ábra). A legnagyobb kilengést a Tiszavalki-medence mutatja. Az eredmények egyrészt azt jelzik, hogy az ivadék nevelkedés szempontjából ez a

három – ezen belül is a Tiszavalki-medence – játszik meghatározó szerepet. Másrészt pedig bizonyítja azt, hogy a környezeti adottságok fokozatos romlása, éves szinten pedig a rendszeres tározói ürítés az északi medencék irányába egyre jelentősebb hatással van a Tisza-tó halközösségének mennyiségi viszonyaira.

A többváltozós statisztikai elemzés szerint (6. ábra) a Tisza tározói szakaszának mintaegységei nem válnak szét a tározó víztereitől. Ezzel együtt az is megállapítható, hogy a tározó vízterei sem mutatnak erős elkülönülést egymástól, a három szétválasztható csoport sokkal inkább azok ökológiai és geográfiai összekapcsoltságát és fokozatos szétválását jelzi. Nem válnak szét élesen sem az egyes medencék, sem a különböző élőhely típusú vízterek, ugyanakkor mindkét jellemvonás megjelenik a dendrogram csoportjaiban. Így a legtávolabbi csoportokat alkotják a Tiszavalki-medence zárt holtágai (Szartos, Nagymorotva, Hordódi-Holt-Tisza, Háromágú) és a nagy nyílt vízterek (pl. Sarudi-rét, Kőhídlapos, Dühös-lapos), ugyanakkor a Poroszlói- és a Sarudi-medence zártabb vízterei a Tiszavalkitól jobban elkülönülnek. Szintén elkülönülnek az Abádszalóki-medence nyílt vízterei a Sarudi-, Poroszlói- és Tiszavalki-medencéitől.



6. ábra. A Tisza-tó és a Tisza víztereinek abundancia értékeiből képzett dendrogram

Fig. 6. Dendrogram of the water-bodies of the Tisza-lake and the R. Tisza, based on the abundance values

A funkcionális jellemzők vizsgálata során az abundancia értékek alapján meghatároztuk azokat a víztereket, amelyekben a nyári mintavétel során a fitofil fajok (Balon 1975, Balon 1981) 15%-nál magasabb arányban fordultak elő. Az eredmények azt bizonyítják, hogy a tározótérben a fitofil fajok egyrészt a zártabb, állandóbb vízszintű holtmedrekben (pl. Nagymorotva /31,33%/; Óhalászi-Holt-Tisza /27,13%/, Háromágú /22,87%/, Hordódi-Holt-Tisza /21,27%/, Nyugdijas-kubik /20,04%/, Duhogó /15,82/) vannak jelen magas arányban. Ezek mellett szintén magas arányban jellemzőek több nyíltabb és a vízjátéknak

jobban kitett korábbi holtmeder területén (Rókás /44,96%/, Apota/38,46%/, Nagy-kubik /21,56%/, Fűzfás-morotva /19,67%/, Csapói-Holt-Tisza /16,86%/, Abádi-Holt-Tisza /15,85%/, Borzanat /15,60/), illetve egyes öblítő-csatornában (V.-öblítő-csatorna /19,18%/, VI.-öblítő-csatorna /62,30%/).

Az őshonos fajok arányának szélsőértékei a tározótérben 99,34-59,58% között változnak, ami igen jelentősnek tekinthető. Az eredmények egyértelműen jelzik, hogy az őshonos fajok aránya legmagasabb az öblítő-csatornában, vízfolyásokban, valamint a nyílt tározói területeken és a nyíltabb holt-medrekben. Ez bizonyítja, hogy a tározó mesterséges töltése az idegenhonos fajok beáramlása szempontjából nem jelent káros hatást a halközösség-struktúrára.

Értékelés

A 2013-ban végzett közösségökológiai kutatás eredményei azt igazolják, hogy a Tisza-tó halközösségének struktúrája jellegzetes tér- és időbeni dinamikát mutat. Halgazdálkodási szempontból a környezeti adottságok összessége eredményeként a Poroszlói-medencében alakulnak ki a legkedvezőbb életfeltételek mind a minőségi, mind a mennyiségi mutatók szerint. A Tiszavalki-medencének kiemelt szerepe van a Tisza-tó ivadék utánpótlásában, ugyanakkor az eredmények azt is jelzik, hogy a környezeti feltételek ebben a medencében az adult példányok szempontjából a többi medencéhez viszonyítva kedvezőtlenebb állapotot okoznak a vegetációs periódusban. A halközösség időbeli eloszlásának mintázata azt is bizonyítja, hogy a környezeti adottságok fokozatos romlása, éves szinten pedig a rendszeres tározói ürítés és feltöltés az északi, sekélyebb és nagyobb növényborítással jellemezhető medencék irányában egyre erősebb hatással van a Tisza-tavi halközösség mennyiségi viszonyaira. Ugyanakkor a víztöltés nem járul hozzá közvetlen módon az idegenhonos fajok populációinak növekedéséhez. A vízterek szerint elvégzett elemzések megerősítik a Tiszavalki-medence - és emellett a Poroszlói-medence - jelentőségét a fitofil halfajok szaporodásában, ugyanakkor - a klaszter analízis eredményével összhangban - rávilágítanak a medencei léptékben megjelenő környezeti jellemzők mellett a víztér (élőhelyi) szinten megjelenő adottságok jelentőségére is. Ez véleményünk szerint azt jelenti, hogy a tiszai mederduzzasztás és ezzel együtt az állandóbb vízháztartás (nagyobb mélység miatt a vízeresztés kisebb hatású a halak szempontjából), illetve az eltérő nyíltvíz és szegély élőhelyek arányának hatása, mint fontos környezeti tényező meghatározó az egyes medencékben kialakuló halközösség-struktúra szempontjából. Ezt összességében medence-hatásnak lehet nevezni. A medence-hatást a mezo- és mikrohabitatok élőhelyi adottságai jelentősen módosítani képesek. Ez utóbbiak közé sorolható a tiszai kapcsolat erőssége, a csapolás és töltés zavaró hatásának való kitettség, az aljzat jellege, a növényzet típusa, a növényborítás. Ezeket összességében élőhely-hatásként lehet értelmezni. A mintavételi tapasztalataink alapján az is leszögezhető, hogy a tározótér halközösség struktúrája szempontjából szintén fontosak - a vízfolyásokhoz viszonyítva sokkal jelentősebb - a lokális és provizórikus jellegű környezeti hatások, mint például a szélirány, napsütés. Összességében tehát a tározótér halközösség struktúráját nem egy domináns, hanem több, térben és időben viszonylag gyorsan változó környezeti tényező alakítja. Jelen kutatás eredményei megfelelő alapot biztosítanak a Tisza-tavon a jó halgazdálkodási gyakorlat bevezetéséhez szükséges döntések meghozatala szempontjából. Ugyanakkor a környezeti tényezők pontos felderítése, hatásmechanizmusuk meghatározása a fenntartható halgazdálkodás érdekében a következő évek fontos kutatási feladatát fogja jelenteni.

Irodalom

- Antal L., Mozsár A., Czeglédi I. (2011): Különböző hasznosítású Tisza-menti holtmedrek halfaunája. *Hidrológiai Közöny* 91/6: 11–14.
- Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821–864.
- Balon, E. K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes* 6/4: 377–389.
- Bancsi I., Kovács P. (1996): A Kiskörei-tározó (Tisza-tó) ökológiai állapota. *Halászat* 89: 54–59.
- Berinke L. (1966): *Halak*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 136.
- Dávid L., Michalkó G. (2008): *A Tisza-tó turizmusa*. Magyar Turizmus Zrt., Budapest, pp. 224.
- (Halasi-)Kovács B. (1998): Különböző növényállományokhoz kötődő halegyüttesek ökológiai vizsgálata a Tisza-tavon. *Halászatfejlesztés* 21: 37–45.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. (2011): A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica* 25: 77–101.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Halasi-Kovács B., Váradi L. (2012): A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 191–201.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.
- Harka Á. (1985): A Kiskörei-víztározó halállománya. *Halászat* 78: 35–37.
- Harka Á. (1997): *Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató*. Budapest.
- Harka Á. (2008): A Tisza-tó halfaunája és a gazdaságilag jelentősebb halainak állományváltozásai. *Halászat* 101/4: 160–173.
- 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., Papp G., Sály P. (2012): Adatok az sügér (*Perca fluviatilis*) egynyaras (0+) ivadékanak Tisza-tavi növekedéséhez. *Pisces Hungarici* 6: 75–78.
- Legendre, P., Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology, 2nd English Edition*. Elsevier, Amsterdam.
- Miller, P. J., (1986): Gobiidae. p. 1019–1085. In: Whitehead, P. J. P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. (eds.): *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol. III*, Paris. UNESCO.
- Mozsár A., Antal L., Lövei G. Zs. (2009): A Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében lévő holtmedrek halfaunája, valamint a természetvédelmi értékesség megítélése. *Pisces Hungarici* 3: 161–166.
- Nyeste K., Harka Á. (2011): A tározótér szerepe a Tisza-tó ivadék-utánpótlásában. *Halászat* 104/1: 10–11.
- Szilágyi E. (2013): Növényállomány vizsgálatok. p. 151–176. In: Kelemenné Szilágyi E. (ed.): *A Tisza-tó 2013. évi állapotfelmérése*, Szolnok. http://kotivizig.vizugy.hu/doksik/tarozo_jelentes_2013.pdf
- Zsuga K., Bancsi I. (1995): Biodiverzitás alakulása a Kiskörei-tározóban. p. 71–74. In: Bíró P. (ed.): *Biomonitorozás-Biodiverzitás*. Tihany.

Authors:

Gábor PAPP (papp.gabor@sporthorgasz.eu), Géza PÉTER, Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu)



PISCES HUNGARICI

honlap/homepage: <http://haltanitarsasag.hu>



Újabb adatok a Sajó halfaunájáról

New data to the fish fauna of River Sajó

Csipkés R.¹, Szatmári L.², Szepesi Zs.³, Harka Á.⁴

¹Debreceni Egyetem MÉK, Debrecen

²Debreceni Egyetem TTK, Debrecen

³Omega Audit Kft., Eger

⁴Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: előfordulási gyakoriság, diverzitás, endemikus fajok, invazív fajok

Keywords: frequency of occurrence, diversity, indigenous species, invasive species

Abstract

The fish survey was carried out in 2012 and 2013. We sampled 48 sampling sites of 12 water bodies. Altogether 30054 specimens of 40 species were captured. Among them 10 species are protected and 4 are highly protected in Hungary and 12 species are protected under the Habitats Directive. The bleak (*Alburnus alburnus*) and the chub (*Squalius cephalus*) were the most frequently detected species (frequency of occurrence, FO>0.95). We could not find three native species (*Leuciscus idus*, *Carassius carassius*, *Gymnocephalus schraetser*) which were detected between 2003 and 2007. However we proved the spread of the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) and tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) in River Sajó.

Kivonat

A Sajó és a folyóba torkolló kisvízfolyások halfaunáját 2012-ben és 2013-ban 48 mintavételi helyszínen vizsgáltuk. A felmérések összesen 12 vízterre terjedtek ki. A vizsgálatok eredményeként 40 halfaj 30054 példányát azonosítottuk. Az észlelt fajok közül hazánkban 10 védett, 4 fokozottan védett, az Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben pedig 12 faj szerepel. A leggyakrabban észlelt halfaj a küsz (*Alburnus alburnus*) és a domolykó (*Squalius cephalus*) volt (előfordulási gyakoriság, FO>0,95). A 2003-2007 közötti időszak észlelései közül nem tudtuk megerősíteni három őshonos faj (*Leuciscus idus*, *Carassius carassius*, *Gymnocephalus schraetser*) előfordulását, azonban igazoltuk a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedését a Sajóban.

Bevezetés

A Sajó a Közép-Tisza legjelentősebb jobb parti mellékfolyója. Szlovákia területén ered és Tiszaújvárosnál torkollik a Tiszába. Magyarországi felső szakaszára (kb. Köröm településig) a kavicsos-sóderes mederanyag és a gyors sodrás jellemző, míg az alsó szakaszon az áramlás mérséklődése miatt az aljzat összetételében megnő a finomabb szemcseméretű frakció (homok, iszap) aránya.

A folyó halfaunáját az elmúlt évtizedekben több kutató is vizsgálta (Harka 1992, 1996; Hoitsy 1992; Harka & Szepesi 2004; Szepesi & Harka 2006; Harka et al. 2007a; Szendőfi 2011), munkájuk részletessége és földrajzi léptéke (pl. a mintavételi helyszínek száma, a mintavételek gyakorisága) azonban eltérő.

Jelen dolgozatunk célja, hogy a folyó hazai szakaszának teljes hosszában 2012-ben és 2013-ban végzett felméréseink eredményeit ismertessük, így faunisztikai szemléletű adatközlésünkkel bemutassuk a Sajó halállományának aktuális helyzetét.

Mintavételi helyek

Felméréseinket a Sajó főmedre mellett a folyóba torkolló kisvízfolyások mintegy 200 méteres torkolati szakaszára is kiterjesztettük, mert ennek halait zömmel a folyóból felúszó ivadékok adják, így összesen 12 vízfolyás 47 szelvényét 65 mintavétel alkalmával vizsgáltuk.

A halfauna-vizsgálatok mintavételi helyszínei az alábbi felsorolásban víztestek szerinti felbontásban láthatók. A lelőhelyek sorszáma, valamint az illetékes közigazgatási egység

neve után zárójelben a mintavételi szelvény súlyponti EOV koordinátáit közöljük. A sorszámozás a folyásirányt követi. Az elektromos halászgéppel vizsgált mintavételi helyszíneket aláhúzással jelöljük – a csónakból végzett mintavételt dőlt betűvel szedjük, egyéb esetekben gázolva, 3,5 m hosszú kétközhálóval történt a halászat.

- A. Sajó: 1. Sajópüspöki (745655, 327933), 2. Sajópüspöki (745797, 327517), 3. Sajópüspöki (746177, 327272), 4. Sajónémeti (751238, 326714), 5. Putnok (753425, 327613), 6. Sajóvelezd (758324, 326328), 7. Sajóalgóc (760528, 326759), 8. Sajókaza (764178, 327411), 9. Kazincbarcika (767244, 326273), 10. Kazincbarcika (768088, 325897), 11. Kazincbarcika (769435, 325039), 12. Kazincbarcika (769482, 324916) 13. Múcsony (769487, 324790), 14. Berente (770721, 324077), 15. Múcsony (771393, 323793), 16. Berente (772124, 322284), 17. Sajószentpéter (772552, 321948), 18. Sajószentpéter (774644, 321033), 19. Sajószentpéter (774793, 321063), 20. Sajóecseg (777670, 319828), 21. Sajóecseg (778971, 318035), 22. Sajókeresztúr (779029, 316292), 23. Miskolc (780737, 311759), 24. Miskolc (781743, 309747), 25. Miskolc (782533, 308179), 26. Felsőzsolca (784788, 307013), 27. Alsózsolca (785495, 304800), 28. Ónod (789853, 298393), 29. Sajóhídvég (790487, 295746), 30. Girincs (795063, 293094), 31. Girincs (795821, 293463), 32. Kesznyéten (799633, 293088), 33. Kesznyéten (799442, 294259), 34. Tiszaújváros (803166, 290438), 35. Tiszaújváros (804271, 290996)
- B. Hangony: 36. Sajónémeti (748754, 326277)
- C. Királdi-patak: 37. Sajóvelezd (752871, 325760)
- D. Bán-patak: 38. Vadna (760667, 325471)
- E. Tardona: 39. Kazincbarcika (768637, 325128)
- F. Szuha: 40. Kazincbarcika (769631, 324934)
- G. Harica: 41. Sajószentpéter (774212, 320963)
- H. Bódva: 42. Bódva (778424, 319823)
- I. Szinva: 43. Miskolc (782262, 307915), 44. Miskolc (782433, 308012)
- J. Hernád: 45. Sajóhídvég (790551, 295807)
- K. Hejő-Szarda-övcSATORNA: 46. Muhi (791567, 293860)
- L. Takta: 47. Kesznyéten (799409, 294412)
- M. Sajó hullámtéri holtmedre: 48. Sajópüspöki (745718, 328005)

Anyag és módszer

Mintavételeink során két mintavételi eljárást alkalmaztunk. A Sajó főmederben a felméréseket egy akkumulátorról üzemelő egyenáramú elektromos halászgéppel végeztük, pulzáló (PDC) üzemmódban (Hans Grassl IG 200/2, 250 W). Amennyiben a vízmélység lehetővé tette, folyásiránnyal szemben gázolva végeztünk a mintavételt, mélyebb vízi szakaszokon azonban csónakból történt a halászat. A vizsgált mintavételi szakaszok hossza előbbi esetben 150 méter, míg utóbbi esetben 300 méter volt a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer halfauna vizsgálatára javasolt mintavételi módszereinek megfelelően (Sallai et al. 2008).

A befolyók torkolati régiójában, illetve a főmederben mintavételi eszközként egy 6 mm-es szembőségű, 3,5 m hosszúságú kétközhálót is használtunk. A vizsgált mederszakasz hossza ez esetben 100 és 150 méter között változott a környezeti feltételek függvényében. Az elektromos halászgéppel vizsgált mintavételi szakaszok kezdő- és végpontját EOV koordinátarendszerben rögzítettük. A fogott halakat az észlelési adatok (fajnév, egyedszám, korcsoport) rögzítését követően a helyszínen szabadon engedték.

A minták hasonlóságát Bray-Curtis-index alapján vizsgáltuk, amely módszer előnye, hogy a fajok mennyiségi viszonyait is figyelembe veszi. A Sajó főmedrére vonatkoztatott vélt fajszámot a nem-paraméteres Chao1- és Chao2-index felhasználásával állapítottuk meg, amely a ritka fajok száma alapján becsüli a mintában nem észlelt fajok számát (Chao et al. 2005). Ezek mellett az első- és másodrendű Jack-knife-indexet is használtuk a maximális fajszám meghatározására. A diverzitás vizsgálatára a Shannon-Wiener indexet (H), valamint a Simpson-féle diverzitás indexet (D) is használtuk. Előbbi függvény a rendszer rendezettségét számszerűsíti és a domináns fajok jelenlétére érzékeny, míg utóbbi a domináns fajok egyedszámára érzékeny. A fajok dominanciaviszonyait rangabundancia-vizsgálattal elemeztük. A halnevekhez Kottelat & Freyhof (2007), valamint Harka (2011) munkáját vettük alapul.

Eredmények és értékelés

Munkánk során 40 halfaj összesen 30054 példányát azonosítottuk. A kimutatott halfajok előfordulási gyakorisága (az összesen 65 mintavétel százalékában: FO) az 1. táblázatban látható.

1. táblázat. A kimutatott halfajok mintavételenkénti előfordulási gyakorisága (FO, 100%=65) és jelenléte a vizsgált vízfolyásokban (A=Sajó, B-L= mellékpatakok torkolata), valamint a Sajó hullámtéri holtmedrében (M)
Table.1. Frequency of occurrence (FO, 100%=65) and the presence in the streams (A=Sajó, B-L=the estuary of brooks) and in the backwater (M)

	Faj/Species	FO (%)	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	<i>Abramis brama</i>	4,6	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	81,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-
3	<i>Alburnus alburnus</i>	95,4	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x
4	<i>Ameiurus melas</i>	1,5	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Aspius aspius</i>	18,5	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	<i>Ballerus sapa</i>	1,5	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	<i>Barbatula barbatula</i>	26,2	x	x	x	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
8	<i>Barbus barbus</i>	72,3	x	x	-	x	x	-	x	x	x	x	-	-	-
9	<i>Barbus carpathicus</i>	47,7	x	x	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-
10	<i>Blicca bjoerkna</i>	15,4	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Carassius gibelio</i>	26,2	x	x	-	x	-	-	x	x	x	-	-	-	x
12	<i>Chondrostoma nasus</i>	64,6	x	x	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	-
13	<i>Cobitis elongatoides</i>	50,8	x	x	-	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x
14	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1,5	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Cyprinus carpio</i>	1,5	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	<i>Esox lucius</i>	35,4	x	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-
17	<i>Gobio carpathicus</i>	80,0	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-
18	<i>Gymnocephalus baloni</i>	1,5	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	<i>Gymnocephalus cernua</i>	1,5	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	<i>Lepomis gibbosus</i>	7,7	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	<i>Leuciscus leuciscus</i>	64,6	x	x	-	x	x	x	x	-	x	-	x	-	-
22	<i>Lota lota</i>	16,9	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	<i>Misgurnus fossilis</i>	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
24	<i>Neogobius fluviatilis</i>	12,3	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
25	<i>Perca fluviatilis</i>	50,8	x	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	-	x
26	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	18,5	x	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-
27	<i>Pseudorasbora parva</i>	12,3	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	x
28	<i>Rhodeus amarus</i>	86,2	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x
29	<i>Romanogobio kesslerii</i>	67,7	x	x	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-
30	<i>Romanogobio vladykovi</i>	81,5	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-
31	<i>Rutilus rutilus</i>	44,6	x	x	-	x	x	-	-	-	x	x	-	x	-
32	<i>Sabanejewia balcanica</i>	4,6	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
33	<i>Sabanejewia bulgarica</i>	9,2	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34	<i>Sander lucioperca</i>	3,1	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
35	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4,6	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x
36	<i>Silurus glanis</i>	7,7	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
37	<i>Squalius cephalus</i>	95,4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x
38	<i>Vimba vimba</i>	38,5	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
39	<i>Zingel streber</i>	27,7	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40	<i>Zingel zingel</i>	4,6	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

A: Sajó, B: Hangony, C: Királdi-patak, D: Bán-patak, E: Tardona, F: Szuha, G: Harica, H: Bódva, I: Szinva, J: Hernád, K: Hejő-Szarda-övcSATORNA, L: Takta, M: backwater of River Sajó (x=előfordulás/presence)

A halfajok előfordulása a Sajó főmederben az egyes települések közigazgatási területén a 2. táblázatban látható. A települések sorszáma a folyásirányt követi.

2. táblázat. A Sajó főmederben észlelt halfajok jelenléte a folyó menti települések közigazgatási területén
Table 2. The presence or absence of the species detected in the main channel of River Sajó in the administrative area of the settlements among the river

Faj/Species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1 <i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	xx	x
2 <i>Alburnoides bipunctatus</i>	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	X	XX	X	X	xx	-	xx	-	-
3 <i>Alburnus alburnus</i>	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	X	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX	XX
4 <i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-	x	-	-	x	-	x	x	-
5 <i>Ballerus sapa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6 <i>Barbatula barbatula</i>	x	x	-	-	x	-	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
7 <i>Barbus barbus</i>	x	x	X	X	X	xx	X	xx	xx	X	xx	xx	X	xx	-	-	xx	xx	-	x
8 <i>Barbus carpathicus</i>	x	x	-	xx	X	x	X	x	x	xx	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-
9 <i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	xx	x	x	x	x	X	-
10 <i>Carassius gibelio</i>	x	-	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	x	-	x	x	-	-	-	x
11 <i>Chondrostoma nasus</i>	x	-	xx	x	X	x	xx	xx	XX	XX	x	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	-	x
12 <i>Cobitis elongatoides</i>	xx	-	-	x	-	x	x	-	x	x	xx	-	x	-	-	xx	x	X	xx	X
13 <i>Esox lucius</i>	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	xx	x	-	-	x
14 <i>Gobio carpathicus</i>	xx	X	xx	X	X	X	X	xx	X	xx	X	xx	X	xx	xx	xx	x	-	-	-
15 <i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
16 <i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17 <i>Leuciscus leuciscus</i>	x	x	x	x	x	x	xx	x	xx	xx	x	x	x	-	x	x	x	-	-	-
18 <i>Lota lota</i>	x	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	x
19 <i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	xx	X	X
20 <i>Perca fluviatilis</i>	xx	x	-	-	x	xx	xx	xx	xx	x	xx	-	x	-	x	xx	x	xx	-	x
21 <i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	x	x	-	x	-	xx	xx	xx	x
22 <i>Pseudorasbora parva</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23 <i>Rhodeus amarus</i>	XX	xx	XX	xx	X	X	X	XX	XX	X	XX	X	X	X	xx	xx	X	x	x	x
24 <i>Romanogobio kesslerii</i>	xx	XX	XX	X	X	X	xx	x	x	xx	xx	xx	X	X	x	X	X	x	xx	-
25 <i>Romanogobio vladkovi</i>	XX	xx	X	X	+	XX	X	xx	xx	X	X	XX	xx	XX	x	xx	xx	-	xx	x
26 <i>Rutilus rutilus</i>	x	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	x	xx	xx	X	x	x
27 <i>Sabanejewia balcanica</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-
28 <i>Sabanejewia bulgarica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	x	x	x	-	-
29 <i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
30 <i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
31 <i>Squalius cephalus</i>	XX	X	XX	x	xx	x	X	XX	X	X	XX	XX	XX	X	XX	XX	XX	XX	xx	x
32 <i>Vimba vimba</i>	x	x	-	-	xx	-	x	x	x	x	x	-	x	-	xx	xx	-	-	-	x
33 <i>Zingel streber</i>	x	x	-	-	x	-	x	-	x	x	x	-	xx	-	-	-	x	-	-	-
34 <i>Zingel zingel</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Fajszám (21)	22	14	11	12	16	15	21	22	27	22	24	11	20	11	16	19	19	16	13	19
Mintavételek száma (22)	3	1	1	1	1	2	6	4	4	5	3	1	3	1	1	3	3	2	2	2

1: Sajópüspöki, 2: Sajónémeti, 3: Putnok, 4: Sajóvelezd, 5: Sajógalgóc, 6: Sajókaza, 7: Kazincbarcika, 8: Múcsony, 9: Berente, 10: Sajószentpéter, 11: Sajóecseg, 12: Sajókeresztúr, 13: Miskolc, 14: Felsőszolca, 15: Alsószolca, 16: Ónod, 17: Sajóhidvég, 18: Girincs, 19: Kesznyéten, 20: Tiszaújváros, (21): N of species, (22): N of samplings (x, X= dominancia/dominance: x<D1%; D1%<xx<D5%; D5%<X<D10%; XX>D10%)

A leggyakrabban fogott halfaj a күsz (*Alburnus alburnus*) és a domolykó (*Squalius cephalus*) volt, mindkét fajt 95% fölötti előfordulási gyakoriság jellemzi (FO>95%). További négy faj, a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), a sujtásos күsz (*Alburnoides bipunctatus*), a

halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) és a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) a mintavételek több mint 75%-ban fordult elő.

Az invazív folyami gébnek (*Neogobius fluviatilis*) helyenként több juvenilis és adult példányát is észleltük Sajóhidvégig a folyóban, ami a faj állandó jelenlétére utal. Észlelési adataink igazolják a feltételezést, miszerint a Közép-Tiszában 2 évtizede megjelent faj (Harka 1993) terjedése jelenleg is zajlik, hiszen korábban csak Kesznyéten térségéig volt jelen (Sallai 2008). Még följebb hatolt a Sajóban a Közép-Tisza vidékén évtizedek óta terjedő (Harka 1988) tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), amelyet 2012 őszén a Tiszától 65 km-re lévő Sajókeresztúrnál is megtaláltunk.

A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) a folyó Kazincbarcika alatti szakaszán több helyről is előkerült, noha Kottelat és Freyhof (2007) szerint a faj csak a Dunában és Tiszában honos, továbbá az IUCN is csak Girincs térségéig jelzi előfordulását a Sajóban (Freyhof & Kottelat 2008). Bănărescu (2002) szerint a *S. bulgarica* a Tiszában a Dunától a Szamos betorkollásáig fordul elő, míg a Sajó felső szakaszán a balkáni törpecsík (*S. balcanica*) van jelen és - nagyjából Miskolctól lefelé - a Sajó alsó szakaszán a *bulgarica-balcanica* közti átmeneti alakot mutatott ki. Ha valóban fajszintű elkülönülés van a *S. bulgarica* és a *S. balcanica* között, akkor külső bélyegeik alapján a Sajó alsó szakaszán mindkét faj, de többségében a bolgár törpecsík fordul elő.

Értékelés

Négy halfaj, a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernua*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) kizárólag a Sajó mellékvizeiben, illetve a hullámterében fordult elő. Ez megfelel a korábbi tapasztalatoknak, hiszen a 2003 és 2007 közötti időszakban öt olyan halfaj is volt (*Ameiurus melas*, *Blicca bjoerkna*, *Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*, *Scardinius erythrophthalmus*), amely kizárólag a hullámterén fordult elő (Harka et al. 2007a). Hiányuk oka a főmederben, hogy e fajok többsége a lentikus élőhelyekhez kötődik, míg a Sajóra a lotikus szakaszok dominanciája jellemző. Az említett öt halfaj közül csak az euritóp karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) képez kivételt, amely faj vizsgálataink során a Sajó több szelvényében is előkerült.

A selymes durbincset (*Gymnocephalus schraetser*), melyből a korábbi vizsgálat során két példány került elő (Harka et al. 2007b), most nem tudtuk kimutatni. Nem észleltük a széles kárászt (*Carassius carassius*) sem, de az korábban is csak egy hullámtéri állóvízből került elő. Meglepő viszont, hogy a korábban Miskolctól lefelé jelentős mennyiségben fogott jászkeszeget (*Leuciscus idus*) most nem találtuk meg. Ellenben Sajópüspökinél egy hullámtéri holtmederben sikerült kimutatni a réticsíkot (*Misgurnus fossilis*). A lelőhely már kisebb áradásnál is összeköttetésben van a Sajóval, így a faj alkalmilag nyilvánvalóan előfordul a főmederben is.

A fokozottan védett halfajok közül a magyar bucó (*Zingel tingel*) továbbra is ritka. A korábbi felmérés során 3, most 4 példány került elő. A német bucó (*Zingel streber*) a korábbi felméréshez hasonlóan stabil, jelentős létszámú populációval van jelen a Sajóban. A kárpáti márna (*Barbus carpathicus*) mind egyedszámban, mind előfordulási gyakoriság tekintetében is jelentősen meghaladja a 2003–2007-es felmérés eredményét, és egyedszáma a mellékpartakok torkolat fölötti szakaszán is jelentős (Harka et al. 2014). A homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) a korábbi vizsgálatokhoz hasonlóan végig jelen van a folyóban, több helyen nagy egyedszámban található. Hét fokozottan védett halunk közül 4 megtalálható a Sajóban, ami már önmagában is mutatja a vízfolyás természeti értékét.

A küsz (*Alburnus alburnus*) gyakoriságára jellemző, hogy a rangabundancia-vizsgálat eredményeként az 50 mintavételi helyszínből (külön kezelve az egy-egy helyszínen eltérő módszerrel végzett vizsgálatok eredményeit) összesen 22 esetben bizonyult dominánsnak, ebből 18 alkalommal a Sajóban. A küszt a dominanciasorban a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) követi, amely faj összesen 14 esetben érte el a domináns státuszt, 11-szer a

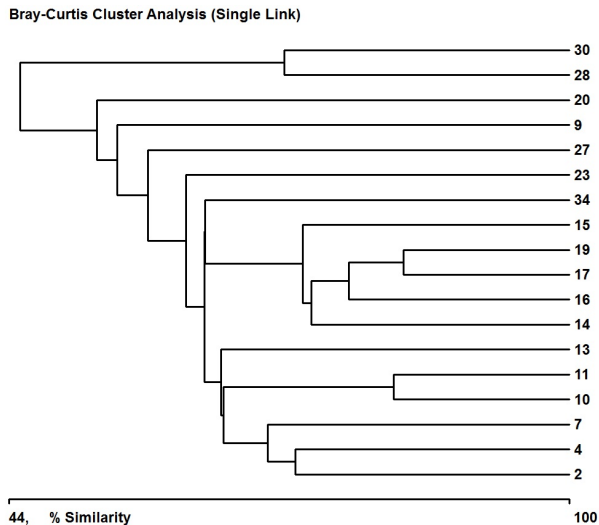
Sajóban. Mindkét faj dominanciája a nyílt vízi élettér nagy arányával magyarázható. Dominanciaviszonyok tekintetében ugyanakkor árulkodó, hogy a sujtásos küsz jellemzően az országhatár és Kazinbarcika, míg a küsz jellemzően Berente és a torkolat között bizonyult a legnagyobb egyedszámban előforduló fajnak. Összesen tizenegy halfaj volt, amely legalább egy mintavételi helyszínen dominánsnak bizonyult – e fajok felsorolását a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat. A domináns halfajok listája a mintavételi helyszínek számának (N) tükrében
Table 3. List of the dominant fish species regarding the number of sampling sites (N)

	Faj	Sajó		Sajó és kisvízfolyások összesen	
		N	%	N	%
1	<i>Alburnus alburnus</i>	18	50	22	44
2	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	11	30,6	14	28
3	<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	1	2
4	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	1	2
5	<i>Gobio carpathicus</i>	1	2,8	1	2
6	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	1	2
7	<i>Neogobius fluviatilis</i>	1	2,8	1	2
8	<i>Rhodeus amarus</i>	3	8,3	3	6
9	<i>Romanogobio vladykovi</i>	1	2,8	2	4
10	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	1	2
11	<i>Squalius cephalus</i>	1	2,8	3	6
	összesen	36	100	50	100

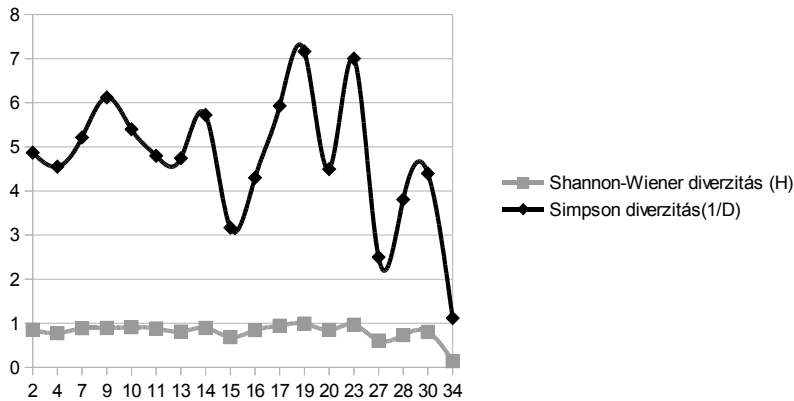
A mennyiségi vizsgálatok eredményéből számolt Bray–Curtis-indexek alapján a Sajó vizsgált mintavételi szakaszainak hasonlóságát az alábbi dendrogram mutatja (1. ábra).

A sajóecsegi (20) és a településtől a torkolat irányába haladva a többi mintavételi helyszín (23, 27, 28, 30) jól elkülönül a mennyiségi mintákon belül (a hasonlóság legfeljebb 62%). Az elkülönülés az aljzat összetételének a változásával magyarázható (a mederanyag a durva, kavicsos-sóderes frakció dominanciájából a finomabb, homok frakció irányába tolódik), amihez a halfauna is alkalmazkodik.



1. ábra. A Sajó mintavételi szelvényeinek hasonlósága a fajok relatív gyakorisága alapján
Fig 1. Similarity of the sampling sites of River Sajó according to the abundance of species

A Sajó diverzitásmutatói a mennyiségi mintavételi helyszíneken jelentős eltéréseket mutatnak, főként a Simpson-diverzitás (1/D) alapján. A Shannon–Wiener-diverzitás (H) értékeiben kisebb különbségek tapasztalhatók. Az értékek folyásirány szerint feltüntetve a 2. ábrán láthatók.



2. ábra. A Shannon-Wiener (H) és a Simpson-diverzitás (1/D) értékei a Sajóban
Fig. 2. Changings in the Shannon-Wiener (H) and Simpson (1/D) diversity in River Sajó

A múcsonyi (15), az alsószolcai (27) és a tiszaujvárosi (34) szelvényekben jelentős visszaesés tapasztalható a diverzitásban, ami előbbi és utóbbi település esetében a mederjelleg hirtelen megváltozásával (magnövekedő átlagos vízmélység, mérséklődő áramlás) és az ez által okozott fajszámcsökkenéssel magyarázható. Alsószolcánál a visszaesést a viszonylag kis fajszám (N=16) és egyedszám (n=535) mellett a kűsz (*Alburnus alburnus*) dominanciája (relatív gyakoriság=60%) okozta. Tiszaujvárosnál a nagy vízmélység miatt csónakból történt a mintavétel, ami jelentősen befolyásolhatja egyes – elsősorban fenéklakó – fajok észlelhetőségét. A településnél tapasztalt diverzitáscsökkenés tehát legalábbis részben a mintavételi módszerből is adódhat.

Felméréseink a mintavételi területen 40, a Sajó főmedrében 34, a folyó hullámterén további két faj jelenlétét igazolták. Az észlelési adatok első- és másodrendű Chao-, valamint elsőrendű Jack-knife-módszerrel való elemzése a főmederben 40 faj előfordulását feltételezi, de a másodrendű Jack-knife-módszer is legfeljebb 42 halfaj jelenlétét valószínűsíti, amely értékek igen közel esnek a korábban közöltekhöz (Harka és mtsai. 2007a). A szerzők saját kutatási eredményeik és irodalmi adatok alapján a Sajó vízrendszeréből összesen 48 halfajt írtak le, ezek közül azonban 5 faj csak a hullámtérből ismert.

A Sajó főmedrében gázolva elektromos halászgéppel 16 helyszínen 23 mintavétel, kétközhalóval 18 helyszínen 24 mintavétel történt. Az egymáshoz közeli számok az eredmények összehasonlítására is lehetőséget kínálnak, de hozzá kell tennünk, hogy a mintavételek időpontja, helye és hossza nem egyezik meg (4. táblázat).

4. táblázat. A különböző módszerekkel végzett mintavételek átlagos faj- és egyedszámjai a Sajó főmedrében
Table 4. Average number of species and average number of individuals caught with different sampling methods in the main channel of River Sajó

Mintavételi módszer (1)	Mintasorszám (2)	Átlagos fajszám (átlag±SD) (3)	Átlagos egyedszám (átlag±SD) (4)	Összesen kimutatott fajszám (5)
Elektromos eszköz (6)	23	16,3±1,9	606,3±229,2	31
Kétközhaló, 3,5 m hosszú (7)	24	11,2±3,0	385,5±330,5	30

(1) sampling method, (2) number of samplings, (3) average of species, (4) average of specimens, (5) altogether the number of manifested species, (6) elektrofihsing, (7) net fishing, 3.5 metres long

Bár a mintavételek közötti átlagos fajszámok között jelentős az eltérés, a két módszerrel kimutatott fajszám szinte azonos: elektromos halászgéppel 31, kétközhálóval 30 faj került elő (a réticsíkot és a vörösszárnyú keszeget figyelmen kívül hagyva, mert ezeket csak a hullámtéri holtmederből sikerült fogni). A közös fajok száma 27. A bagolykeszeg (*Ballerus sapa*), a harcsa (*Silurus glanis*), a naphal (*Lepomis gibbosus*) és a magyar bucó (*Zingel zingel*) csak elektromos eszközzel, míg a razbóra (*Pseudorasbora parva*), a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*) és a süllő (*Sander lucioperca*) csak kétközhálós módszerrel került elő. A fajok dominanciája alapján – bár az egyes mintavételek között jelentős eltérés is előfordult – a teljes folyószakaszra nagyjából hasonlóak a tömegességi értékek. A 0,04% feletti relatív abundanciájú fajok mindkét módszerrel előkerültek.

A módszerek durva összehasonlítása alapján ugyanakkor megállapítható, hogy az elektromos eszközzel végzett felmérés nagyobb észlelt átlagos faj- és egyedszámot eredményezett, továbbá a szórása (\pm SD) is kisebb.

Összegzés

Vizsgálataink eredményeként igazoltuk az invazív folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) további terjedését a Sajóban. Az előfordulási adatok mintázata alapján mindkét faj további terjedése valószínűsíthető a felsőbb szakaszok, illetve a betorkolló vízfolyások irányában.

Munkánk további eredményeként a Sajó kevésbé vizsgált befolyóiban is több halfaj előfordulását igazoltuk, s a kimutatott fajok egy része kizárólag a kisvízfolyásokból került elő (pl. fekete törpeharcsa, vágódurbincs, vörösszárnyú keszeg).

Irodalom

- Bănărescu, P. (2002): Species and subspecies of fish and lampyris endemic or almost endemic to the drainage area of the Tisa river. *Tiscia, monograph series* 6: 167–172.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Shen, T.-J. (2005): A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148–159.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2008): *Sabanejewia bulgarica*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 August 2014.
- Harka Á. (1988): A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) terjeszkedése és kelet-magyarországi megjelenése. *Halászat* 34/3: 94–95.
- Harka Á. (1992): Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78: 33–39.
- Harka Á. (1993): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. *Halászat* 86/4: 180–182.
- Harka Á. (1996): A küllőfajok hazai elterjedése. *Halászat* 89/3: 95–98.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2004): A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjedése a Közép-Tisza jobb parti mellékfolyóiban. *Halászat* 97/4: 154–157.
- Harka Á., Szepesi Zs., Halasi-Kovács B. (2007a): A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyar szakaszának halfaunájára. *Pisces Hungarici* 2: 51–64.
- Harka Á., Halasi-Kovács B., Szepesi Zs. (2007b): The role of the decrease of water pollution on the fish fauna of the Hungarian section of river Sajó. *Acta Ichthyologica Romanica* 2: 115–126.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2009): A Sajó és Hernád mentén is terjed a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*). *Halászat* 102/2: 64.
- Harka Á., Szepesi Zs., Csipkés R. (2014): A Bükk Nemzeti Park Tarna-Lázberc tájegységének halfaunisztikai vizsgálata. p. 125–144. In: Diczházi I. (ed.): Biotikai kutatások a Tarna-Lázberc természetvédelmi tájegység (Bükk Nemzeti Park Igazgatóság) területén. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland, and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Sallai Z. (2008): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) megjelenése a Sajóban. *Halászat* 101/3: 97–98.
- Sallai Z., Erős T., Varga I. (2008): Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása. In: Halközösségek monitorozása. pp. 13. http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/NbMr/Halak/2b_Halas%20protokoll_080826_vegl_honlapra%20helyek%20n%C3%A9lk%C3%BCL.pdf
- Szendőfi B. (2011): F fiatal német bucók (*Zingel streber*) a miskolci Sajó-híd alatt. *Halászat* 104/1: 10.

Authors:

Roland CSIPKÉS (csipkes.roland@gmail.com), Lajos SZATMÁRI (szlala00@gmail.com), Zsolt SZEPESI (szepesizs@freemail.hu), Akos HARKA



The fish fauna of the Ciuc Depression (Harghita County, Transylvania, Romania)

A Csíki-medence halfaunája (Hargita megye, Erdély, Románia)

Imecs I.¹, Nagy A. A.², Demeter L.³, Ujvári K.-R.⁴

¹ACCENT GeoEcological Organization, Romania

²"Milvus Group" Bird and Nature Protection Association, Romania.

³Sapientia University, Department of Technical and Nature Sciences, Romania.

⁴Animal Health and Food Safety Directorate, Romania.

Kulcsszavak: halfaunisztikai felmérés, őshonos fajok, Olt folyó, halastavak, invazív fajok

Keywords: ichthyofaunistic survey, native species, Olt River, fishponds, invasive species

Abstract

An ichthyofaunistic evaluation was made in the Ciuc Depression with the help of the available data from the literature and our latest survey, conducted in the summer of 2012. Summarizing the data from the literature and the latest survey we found that in the natural watercourses of the Ciuc Depression 33 fish species were present, belonging to 10 families. If we compare the fish fauna lists from 2008-2012 and 1894-1999 we find that between 2008-2012 we identified 13 species more, but we did not find three species (*Rhodeus amarus*, *Carassius carassius*, *Silurus glanis*) that are mentioned in the previous data from the natural water bodies. The disappearance of that three species is due to the increased habitat loss, the water pollution and the presence of invasive species. The 20 fish species from the officially registered ponds of the Depression should be attached to the complete fish fauna list of the Ciuc Depression. Among these species are invasive, introduced and native species, but there is a new category of fish species, the ones which are native to the country, but not to the Ciuc Depression, and are introduced in these artificial habitats (e.g. *Abramis brama*, which is not native to this bioregion). Continuous monitoring of the fish fauna is needed in the Depression to track the changes in the fish fauna composition.

Kivonat

Halfaunisztikai kiértékelést végeztünk a Csíki-medencében a létező irodalmi adatok és a 2012 nyarán végzett legutolsó felmérések alapján. Összegezve az irodalmi és a legfrissebb terepi adatokat azt találtuk, hogy a Csíki-medence természetes vízfolyásaiban 10 halcsaláddhoz tartozó 33 halfaj volt jelen. Ha összehasonlítjuk a 2008-2012 közötti és az 1894-1999 közötti halfauna listákat azt találjuk, hogy 2008-2012 között 13 halfajjal többet sikerült kimutatni, viszont az előző időintervallum alatt jelzett halfajok közül 3 már nem volt jelen (*Rhodeus amarus*, *Carassius carassius*, *Silurus glanis*). Eltűnésük az élőhelyek eltűnésének, a vizek szennyezésének és az invazív fajok megjelenésének tudható be. A medence hivatalosan nyilvántartott halastavaiban 20 halfaj van jelen, melyek a medence halfauna listáját egészítik ki. A halastavakban megjelennek olyan fajok, melyek bár őshonosak az ország területére nézve, a Csíki-medencébe csak tudatos emberi betelepítés következtében jelenhettek meg (pl. *Abramis brama*, mely nem jellemző erre a biogeográfiai régióra). Folyamatos halfauna monitorizálás szükséges a medencében, hogy nyomon lehessen követni a halfauna összetételében bekövetkező változásokat.

Introduction

The Olt River takes its source in the Hășmaș Mountains (Eastern Carpathian Mountains) 1416 m above the sea level and takes its first 86 kilometers in the middle of the Ciuc Depression (Kristó 2002). We have little information about the fish fauna of the Depression before the 21st century. The first data are from Vitos (1894) from the end of the 19th century

when 12 fish species were described, data collected mostly from fishermen. About 70 years later Bănărescu (1964) released the fish fauna volume of the country where 15 species were mentioned from the Depression. At the end of the 1970- 80's the floodplain of the Depression was entirely drained and the course of the Olt River regulated totally, as well as all the streams that entered the floodplain, which negatively influenced the fish fauna of the wetlands (Demeter 2002). Bănăduc (1999) made an ichthyological survey on the Olt River which included three sampling stations in the Ciuc Depression resulting only 6 species. Standard ichthyological surveys started in 2008 when three major streams of the Depression were examined with a repeated method, resulting 14 species (Imecs & Újvári 2009). Later in 2010 Imecs et al. (2011) examined the floodplain of the Olt River in the Ciuc Depression searching for weatherfish (*Misgurnus fossilis*), which resulted totally 17 fish species. One year later Imecs & Újvári (2013) examined 10 major streams of the Depression and described 15 fish species. The lack of a summarized and transparent ichthyofaunistical evaluation encouraged us to collect all the relevant data from the literature to evaluate the fish fauna of the Ciuc Depression. The existing data were completed with our recent survey on the fish fauna of the Lower Ciuc Depression (the Southern part of the Depression) which was conducted in the summer of 2012.

Materials and methods

The study area

The Ciuc Depression is located in the middle part of the Eastern Carpathian Mountains with approximately 60 km length and 30 km width. The region is a distinct inter-Carpathian Depression with separate tectonic and geomorphologic units (Kristó 2002). The Ciuc Depression is situated between the Izvorul Mureşului Passage (950 m) and the Tuşnad Defile (650 m) with a 650-700 m average height above sea level. The Depression is divided into three subunits: the Upper Ciuc Depression (with narrow floodplain and small streams), the Middle Ciuc Depression (where the floodplain widens and the streams become bigger) and the Lower Ciuc Depression (with a wide floodplain and a generally regulated water system including the Olt River, bigger streams, drainage channel system and even a few ponds) (Jánosi 2002). The streams which flow down from the East (Ciuc Mountains) and the West (Harghita Mountains) arrive in the Olt River making a distinctive water system in the Ciuc Depression (Kristó 2002).

Data collection

We collected all the ichthyofaunistical data from the available literature (Vitos 1894 Bănărescu 1964, Bănăduc 1999, Imecs & Újvári 2009, Imecs et al. 2011, Imecs & Újvári 2013) and completed them with the results of the survey from 2012 summer. Between 6-10 August 2012 we conducted a survey on the fish fauna of the Lower Ciuc Depression. Fish were captured by electro-fishing (SAMUS-725MP) (Pricope et al. 2004) from 30 sampling stations mainly on the floodplain. This means 11 stations from the Olt River, 6 stations from 6 drainage channel and 13 stations from 12 streams. The size of a sampling station varied between 30 and 100 m: 30 m in the streams, 100 m in the Olt River and up to 100 m in the channels. In the channels we sampled a maximum of 100 m because of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) which has a stationary behavior (only 10% of the population moves longer than 100 m) (Meyer & Hinrichs 2000) and manifest a 'vertical escape behavior' (if disturbed an individual escapes vertically to the nearest hiding place, which increases the chance of catching) (Meyer & Hinrichs 2000, Pekárik et al. 2008). If the species was not present we sampled a maximum of 100 m section and if it was present we sampled a minimum 30 m section. Fish were identified based on external morphological characteristics (Bănărescu 1964, Gyurkó 1972, Pintér 1989, 2002). The nomenclature was

adjusted after Kottelat & Freyhof (2007) and Harka (2011). After a few minutes fish were recovered and released without injury at a slower section of the waters bodies (Keresztessy 2007). Sampling stations were recorded with a GARMIN GPS and all the data and observations were recorded on data sheets. The same sampling methods were used in the surveys between 2008-2012 and we recorded the new species caught with fishing rod by local fishermen too (Imecs & Újvári 2009, Imecs et al. 2011, Imecs & Újvári 2013).

Results

Sampling stations

We do not possess information about the occurrence of the fish species described by Vitos (1894), but the data from Bănărescu (1964) and Bănăduc (1999) are very precisely shown on maps so we could edit a map with these sampling stations (Fig. 1). Between 2008-2012 we collected data from 122 sampling station (Imecs & Újvári 2009, Imecs et al. 2011, Imecs & Újvári 2013, current study) (Fig. 1). In the Ciuc Depression there are two major fish ponds, which are managed by the Hunters and Anglers Association – Miercurea Ciuc: the Frumoasa Dam Lake (which is built on the Frumoasa Stream) and the Ciuc Backwater Fishponds (which were formed from the old course of the Olt River, near Miercurea Ciuc, before the river regulation). The Association delivered us the latest fish database of these fishponds. There are several smaller private fishponds in the region, but their fish introductions and lists of fish species present is not registered anywhere.

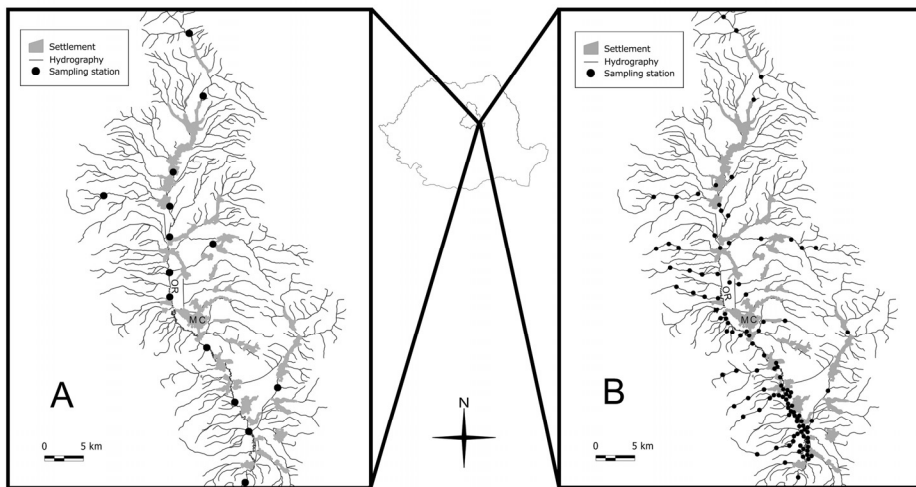


Fig. 1. A: Sampling stations of Bănărescu (1964) and Bănăduc (1999) in the Ciuc Depression (M C –Miercurea Ciuc city, OR – Olt River); B: Sampling stations between 2008-2012 in the Ciuc Depression (Imecs & Újvári 2009, Imecs et al. 2011, Imecs & Újvári 2013, current study) (M C –Miercurea Ciuc city, OR – Olt River)

The fish fauna of the natural waters

Our newest survey, conducted between 6-10 August 2012 in the Lower Ciuc Depression, resulted in 19 fish species. To the fish species list we added 6 new species, which were captured only with fishing rod (*Scardinius erythrophthalmus*, *Aspius aspius*, *Alburnus alburnus*, *Barbus barbus*, *Cyprinus carpio* and *Gymnocephalus cernua*) (Table 1). Summarizing the data from the literature and the latest survey we found that in the natural watercourses of the Ciuc Depression 33 fish species were present, belonging to 10 families (Table 1). If we compare the fish fauna lists from 2008-2012 and 1894-1999 we find that

between 2008-2012 we identified 13 species more. On the other hand, we did not find three species that are mentioned in the previous data from the natural water bodies (Table 2). This result is due to the fact that in the last years the number of sampling stations increased (Fig. 1) and not to the appearance of new native species through natural paths in the Ciuc Depression.

Table 1. Fish species from the Ciuc Depression described from 1894 to date
(X* - fish species caught by fishermen)

Species	Current study	Imecs & Újvári 2013	Imecs et al. 2011	Imecs & Újvári 2009	Bănăduc 1999	Bănărescu 1964	Vitos 1894
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	X	X	X	X	-	-	-
<i>Salmo trutta</i>	X	X	-	X	-	X	X
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	-	-	X	-	-	-
<i>Salvelinus fontinalis</i>	-	X	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	-	X	-	-	X	X
<i>Rutilus rutilus</i>	X	-	X	-	-	X	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X*	-	-	-	-	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	X	-	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	X	X	X	X	X	X	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	X	X	X	X	X	-
<i>Aspius aspius</i>	X*	-	-	-	-	-	-
<i>Leucaspius delineatus</i>	X	-	-	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	X*	-	-	-	X	X	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	X	X	X	X	-	X	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	X	-	-	-	-	X	X
<i>Barbus barbus</i>	X*	-	-	-	-	X	X
<i>Barbus petenyi</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gobio gobio</i>	X	X	X	X	X	X	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	X	-	X	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	-	-	-	X	-
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	X
<i>Carassius gibelio</i>	X	X	X	-	-	-	X
<i>Cyprinus carpio</i>	X*	-	-	-	-	-	X
<i>Barbatula barbatula</i>	X	X	X	X	X	X	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	X	X	X	X	-	-	X
<i>Cobitis elongatoides</i>	X	X	X	X	-	-	-
<i>Sabanejewia balcanica</i>	X	X	X	X	-	-	-
<i>Silurus glanis</i>	-	-	-	-	-	-	X
<i>Lota lota</i>	-	X	-	X	-	X	X
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	X	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	X	-	X	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cernua</i>	X*	-	-	-	-	-	-
<i>Cottus gobio</i>	X	X	X	X	-	X	X
Total	25	15	17	14	6	15	12

The fish fauna of the fishponds

From the database delivered by the Hunters and Anglers Association – Miercurea Ciuc we found that 20 fish species are present in the registered ponds, both native (13) and introduced (7) (Table 3). Among the introduced species there are accidentally introduced species, such as the *Pseudorasbora parva*, which is an invasive species. Some of these are

species of which presence was not indicated in the existing literature from the Ciuc Depression (Table 3). Except for the *Silurus glanis*, which was indicated at the end of the 19th century (Vitos 1894) from the natural water bodies (Table 1), but since no one indicated its presence. These species are mentioned in a separate category (new native species), because without the human intervention, they probably would not be able to appear in the Ciuc Depression water system (Table 3). The smaller private ponds, the species introduction in the natural water bodies by fishermen or the escapes of fish from ponds cannot be monitored or controlled.

Table 2. Fish species and their origin in the Ciuc Depression described between 2008-2012 and between 1894-1999 (X* - fish species caught by fishermen)

Species	2008-2012	1894-1999	Invasive	Native	Introduced	Natura 2000
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	X	-	-	X	-	X
<i>Salmo trutta</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X	-	-	-	X	-
<i>Salvelinus fontinalis</i>	X	-	-	-	X	-
<i>Esox lucius</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X*	-	-	X	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	X	-	-	X	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Aspius aspius</i>	X*	-	-	X	-	X
<i>Leucaspis delineatus</i>	X	-	-	X	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Barbus barbus</i>	X*	X	-	X	-	-
<i>Barbus petenyi</i>	X	X	-	X	-	X
<i>Gobio gobio</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Rhodeus amarus</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Carassius carassius</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	X	X	X	-	X	-
<i>Cyprinus carpio</i>	X*	X	-	-	X	-
<i>Barbatula barbatula</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	X	X	-	X	-	X
<i>Cobitis elongatoides</i>	X	-	-	X	-	X
<i>Sabanejewia balcanica</i>	X	-	-	X	-	X
<i>Silurus glanis</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Lota lota</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	X	-	X	-	X	-
<i>Perca fluviatilis</i>	X	-	-	X	-	-
<i>Gymnocephalus cernua</i>	X*	-	-	X	-	-
<i>Cottus gobio</i>	X	X	-	X	-	X
Total	30	20	3	27	6	8

Table 3. Fish species from fish ponds managed by the Hunters and Anglers Association – Miercurea Ciuc

Species	Frumoasa Dam Lake	Ciuc Backwater Fishponds	Invasive	Native	Introduced	New native species
<i>Salmo trutta</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Salmo trutta (lacustris)</i>	X	-	-	-	X	X
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	X	-	-	X	-
<i>Esox lucius</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	X	X	-	-	X	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	-	-	X	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	-	X	-	X	-	-
<i>Abramis brama</i>	X	X	-	X	-	X
<i>Tinca tinca</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Pseudorasbora parva</i>	X	X	X	-	X	-
<i>Carassius gibelio</i>	X	X	X	-	X	-
<i>Cyprinus carpio</i>	X	X	-	X	-	X
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	-	X	-	-	X	-
<i>Silurus glanis</i>	-	X	-	X	-	X
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	X	X	-	X	-
<i>Perca fluviatilis</i>	X	X	-	X	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	X	X	-	X	-	X
Total	12	18	3	13	7	6

Discussion

The majority of the sampling stations were in the Lower Ciuc Depression, because the floodplain on this section is expanded, with a lot of drainage channel, some backwaters and small ponds. The northern part of the Depression, the Upper Ciuc Depression, is much narrower and it is dominated by small streams, examination of which could not result the appearance of new fish species for the fish fauna list, unlike the southern side of the region, the Lower Ciuc Depression (Fig. 1). In the last decade three invasive species appeared in the Depression (*Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*), but they were present only in a few sampling stations (Table 2). The *Pseudorasbora parva*, which is native in Asia, was accidentally introduced into Romania in the 1960's among the fingerling of Chinese carps, imported from China (Bănărescu 1964). *Lepomis gibbosus*, native to North America, has been recorded in Romania since 1929 after Bănărescu (1964) and since 1918 after Băcescu (1942). *Carassius gibelio*, which originates from the Amur basin, was indicated first from 1912 (Pojoga 1959), Bănărescu (1964) put the date of introduction around 1920, but Vitos described it already in 1894, along the related species *Carassius carassius*. The *Carassius gibelio* once introduced, became invasive and gradually has replaced the native *Carassius carassius* in the whole country (Gavriloaie 2007). Probably the same scenario took place in the Ciuc Depression too, because after Vitos (1894) nobody described the presence of this species (Table 1), although it may be still present in very small patches and small population size. Another explanation for the disappearance of *Carassius carassius* might be the draining of the Olt River floodplain. The presence of *Rhodeus amarus* is linked to the

presence of freshwater *Unio* and *Anodonta* mussels, which are very sensitive to water pollution. The eggs of *Rhodeus amarus* are laid in the gill cavity of mussels (Bănărescu & Bănăduc 2007). One possible cause of its disappearance could be the massive water pollution of the last decades (Demeter 2002), which resulted probably the disappearance of the mussel species, thereby the disappearance of *Rhodeus amarus* too (Table 1). Its population restoring will occur along with the reappearance of the freshwater mussels.

The third species, *Silurus glanis*, once present in the natural water system of the Ciuc Depression (Vitos 1894) but disappeared probably due to overfishing and habitat loss during reconstruction of the floodplain and the regulation of the watercourses (Demeter 2002) (Table 1). Its natural restoring demands habitat reconstruction and rehabilitation mostly in the Lower Ciuc Depression. *Misgurnus fossilis*, which is one of the most threatened fishes in the world (Hartvich et al. 2010), was described by Vitos (1894) and even earlier by Orbán (1868), an ethnographer, who mentions it as the most abundant fish species of the marshy floodplain of the Ciuc Depression, which was an important food source for the local population (in fact the Hungarian name of this region – Csík – probably comes from Hungarian name of the species – réti csík). From the 20th century we have no reliable information on the presence of this species, but local people know the species well (Table 1). After the floodplain was totally rebuilt and drained, we recorded this species (Table 1) from man-made drainage channels. The artificial drainage channels and the regulated river and stream sections are also important watercourses, despite their artificial origin, because they have connections between each other, so fish species have their free movements among water bodies. In contrast, fishponds or dams are managed under controlled conditions, preventing the escape of fish with economic value. We detected the presence of introduced fish species with economic value (*Oncorhynchus mykiss*, *Salvelinus fontinalis* or *Cyprinus carpio*) in the natural water bodies. These fish probably escaped from ponds, and surely were not consciously introduced. Eight species of high conservation value were recorded (Natura 2000 species) (Bănărescu & Bănăduc 2007), of which the *Rhodeus amarus* could not be found after 1964 (Bănărescu 1964) (Table 1). Efficient ichthyological survey series from the last years (Imecs & Újvári 2009, Imecs et al. 2011, Imecs & Újvári 2013, present study) completed the existing literature concerning the fish fauna (Vitos 1894 Bănărescu 1964, Bănăduc 1999) of the natural water bodies in the Ciuc Depression. A total of 33 fish species were described until now: 27 native species, 6 introduced species of which 3 are invasive (Table 2) Comparing the old literature (1894-1999) and our data (2008-2012) we detected the lack of 3 species from the old literature and we completed the list with 13 new species from the natural water system of the Ciuc Depression (Table 2). Continuous monitoring of the fish fauna is needed in the Depression to track the changes in the fish fauna composition, detecting its causes and preventing the spread of other introduced or even invasive species in the natural water system of the Ciuc Depression. At present a set of measures is necessary for the efficient conservation of the ichthyofauna, like the reconstruction of the floodplain, canalization of villages, removal of the obstructions from the waterbeds, planting of trees along the rivers and so on. The major threats, among others, are: logging, pollution and non-adequate flood protection measures.

Acknowledgements

The recent survey was implemented within the "Management Plan and Information Campaign, education and awareness for the Lower Ciuc Basin Natura 2000 site" project (code project: SMIS-CSNR 36405).

References

- Băcescu, M. (1942): *Eupomotis gibbosus* (L.), Studiu etnozoologic, zoogeografic și morfologic. [*Eupomotis gibbosus* (L.), etnozoologic, zoogeographic and morphological study.] *Scientific Section Memoirs of the Romanian Academy Series 3*, 18/15: 547–560.
- Bănărescu, P. (1964): *Pisces-Osteichthyes. Fauna R.P.R.*, vol. XIII. Editura Academiei R.P.R. București. [In Romanian.]
- Bănăduc, D. (1999): Data concerning the human impact on the Ichthyofauna of the upper and middle sectors of the Olt river. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research 1*: 157–164.
- Bănărescu, P., Bănăduc, D. (2007): Habitats Directive (92/43/EEC) fish species (Osteichthyes) on the Romanian territory. *Acta Ichtiologica Romanica II.*: 43–77.
- Demeter L. (2002): A Csíki-medence gerinces faunája különös tekintettel az Olt árterületére. [The vertebrate fauna of the Ciuc Basin, especially the floodplain of the Olt River.] p. 33–43. In: Jánosi Cs., Péter É., Solyom L. (eds.): *Az Olt. Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület, Csíkszereda*. [In Hungarian.]
- Gyurkó I. (1972): *Édesvízi halaink*. [Our Freshwater Fishes.] "CERES" Könyvkiadó, Bukarest. [In Hungarian.]
- Gavriiloaie, I.-C. (2007): Survey on the alien freshwater fish species entered into Romania's fauna. *Acta Ichtiologica Romanica 2*: 107–118.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. [Scientific names of fish in the Hungarian literature] *Halászat 104/3–4*: 99–103. [In Hungarian.]
- Hartvich, P., Lusk, S., Rutkayová, J. (2010): Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes 87*: 39–40.
- Imecs, I., Demeter, L., Kelemen, A. (2011): The distribution area of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) in the Ciuc Basin (Transylvania, Romania). *Acta Scientiarum Transylvanica*, 19/1: 92–102.
- Imecs I., Ujvári K.-R. (2013): Antropogén források és azok hatása a Csíki-medence tíz patakjának halállományára. [Anthropogenic sources and their impact on the fish fauna of 10 streams in the Ciuc Basin]. *Acta Siculica*, p. 85–98. [In Hungarian.]
- Imecs I., Ujvári K.-R. (2009): A Csíki-medence Fiság, Béta és Szeges patakjainak halközösségei és diverzitása. [Fish assemblages and diversity of the Fiság, Béta and Szeges streams in the Ciuc basin, Harghita County, Romania.] *Acta Scientiarum Transylvanica*, 17/1: 68–89. [In Hungarian.]
- Jánosi I. (2002): Az Olt melletti területek növényvilágának általános jellemzése forrásvidéktől Málnásfürdőig. [The general flora characterization of the areas along the Olt River from its source region to Málnásfürdő village.] p. 26–32. In: Jánosi Cs., Péter É., Solyom L. (eds.): *Az Olt. Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület, Csíkszereda*. [In Hungarian.]
- Keresztessy K. (2007): Halfaunisztikai kutatások a Rábán. [Ichthyofaunistic surveys in the Rába River.] *Pisces Hungarici 1*: 19–26. [In Hungarian.]
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Kristó A. (2002): A Csíki-medencék vidékének földtani és geomorfológiai viszonyai. [Geological and geomorphological conditions of the Ciuc Basins.] p. 15–25. In: Jánosi Cs., Péter É., Solyom L. (eds.): *Az Olt. Csíki Természetjáró és Természetvédő Egyesület, Csíkszereda*. [In Hungarian.]
- Meyer, L., Hinrichs, D. (2000): Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environmental Biology of Fishes 58*: 297–306.
- Orbán B. (1868): *Székelystörzök leírása*. II. kötet, Csík-szék. [*Description of the Szekely Land*. Volume II. Csík Seat], Pest, Magyarország. [In Hungarian.]
- Pekárik, L., Koščo, J., Košuthová, L., Košuth, P. (2008): Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zoologica 57*: 172–180.
- Pintér K. (1989): *Halhatározó*. [Key to Fishes.] Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. [In Hungarian.]
- Pintér K. (2002): *Magyarország halai*. [Fishes of Hungary.] Akadémiai Kiadó, Budapest. [In Hungarian.]
- Pojoga, I. (1959): *Piscicultura*. [Pisciculture.] Editura Agrosilvică de Stat, București. [In Romanian.]
- Pricope, F., Battes, W., Ureche, D., Stoica, I. (2004): Metodologia de monitorizare a ihtiofaunei din bazinele acvatice naturale și antropice. [The method of monitoring ichthyofauna from the natural and anthropic aquatic basins (pools).] *Studia Universitatis 14*: 27–34. [In Romanian.]
- Vitos M. (1894): *Csíkmegyei füzetek*. Adatok Csíkmegye leírásához és történetéhez. [Csík County booklets. Data for the description and history of the Csík County] Györgyjakab Márton, Csíkszereda. [In Hungarian.]

Authors:

István IMECS (imecs.istvan17@gmail.com), András Attila NAGY, László DEMETER, Krisztián-Róbert ÚJVÁRI



Az Ér (Ier) romániai alsó szakaszának halfaunája a 2012–2013. évi kiszáradási folyamatok után

The fish fauna of the lower section of the Romanian river Ier following the 2012–2013 dessication processes

Szabó I.¹, Gergely I.², Juhász L.¹

¹Debreceni Egyetem MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen

²Körösök-völgye Vízügyi Igazgatóság, Nagyvárad

Kulcsszavak: Ér folyó, halközösség, visszatelepülés, *Alburnoides bipunctatus*

Keywords: river Ier, fish community, regeneration, *Alburnoides bipunctatus*

Abstract

The source of the 107 km long river Ier is in the Northwestern part of Romania and it joins the river Berettyó at Pocsaj. Between 2012 and 2014 we examined the lower section of this little river, where several water areas became completely dry in these two years. The fish survived only in some of the deeper parts ('pits') in the river bed, which became replenished with water in 2014 again. We monitored the regeneration of the fish community of this river bed, first dry and then full of water again. We used the results of a survey from 2001 as the basis of our comparison. Twenty-one species were found opposed to the original list of the fish species, which had included twenty-seven species. The *Alburnoides bipunctatus* and the *Proterorhinus semilunaris* were shown to be new species. In addition, the *Carassius gibelio* was demonstrated to be an invasive species. We have not registered, however, any individuals of the species *Leuciscus leuciscus*, *Leucaspilus delineatus* and *Carassius carassius*. All in all, we can conclude that the regeneration of the fish community has taken place quickly. Therefore, the protection of the deeper parts of the river can be necessary, given that these 'fish shelters' will provide the re-settlement of the fish species in case of similar environmental changes.

Kivonat

A 107 km hosszú Ér (Ier) Románia Északnyugati részén ered, Magyarországon Pocsajnál torkollik a Berettyóba. Kutatásaink során 2012-2014-ben vizsgáltuk a kis folyó alsó szakaszát. Az utóbbi két év rendkívüli száraz időszaka miatt ez a folyószakasz több helyen teljesen kiszáradt. A halak csak néhány medermélyedésben („gödörben”) maradtak életben. 2014-ben a meder ismét megtelt. Vizsgálataink során a kiszáradt, majd ismét vízzel telt mederszakaszokon kísértük figyelemmel a halközösség regenerációját. Összehasonlítással egy 2001-ben végzett felmérés eredményeit használtuk. Megállapítható, hogy a kutatási területen 21 halfaj került elő, a teljes fajlistához (27 faj) képest. Új fajként megjelent az *Alburnoides bipunctatus* valamint a *Proterorhinus semilunaris* is. Az invazív fajok közül a *Carassius gibelio* került elő. A kiszáradási folyamatok után nem regisztráltuk a *Leuciscus leuciscus*, *Leucaspilus delineatus*, *Carassius carassius* fajok egyedeit. Megállapítható, hogy a halközösség regenerációja gyorsan megtörtént, ami a halmenedéknek tekinthető mélyebb mederrészek védelmét is szükségessé teheti, tekintve, hogy ezek biztosíthatják a hasonló környezeti változások során az elsődleges fajutánpótlást.

Bevezetés

Az Ér-völgye egykor a Berettyó-Körös- völgygel együtt a Tisza, később a Szamos és a Kraszna ősmedre volt, ezek a völgyeletek vezették le az előző földtörténeti időszakokban az ősfolyók vizét. A vízrendszerhez tartozó Ér Romániában, a Szatmári-Bükk dombság szélén, Újnemet község határában ered, a torkolatig 107 km hosszan fut. Magyarországon Pocsajnál torkollik a Berettyóba. Teljes vízgyűjtője 1437 km² (Wilhelm et al. 2001/2002, Györe et al.

2012). A forrásától a torkolatig végig síkvidéki területen folyik, esése csekély, még a felső szakaszon is mindössze 0,5-1,2 m/km. (Újvári 1972).

A mezőgazdasági területek kialakítása és árvízvédelmi célok érdekében már a XIX. századtól kezdve megkezdődött a tudatos „vízrendezés”, mederszabályozás mely alapján véve megváltoztatta a folyó medrét, ennek környezetét, ami a halközösség átalakulásával is járt. A szabályozások révén a kis folyó mesterséges összeköttetésbe került a Krasznával, mert nagyobb árvizek esetén zsilipek megnyitásával ennek a többletvizét az Érbe vezetik, ami egyben a halközösség utánpótlását is jelentheti (Wilhelm et al. 2001/2002). Az utóbbi két évben a szélsőségesen száraz időjárás miatt a folyó romániai alsó szakaszán a vízutánpótlás szinte teljesen megszűnt, ezért számos mederszakasz teljesen kiszáradt. Különösen Székelyhíd térségében fogyott el a vízfolyás vize. Mindössze néhány kisebb kiterjedésű kotort mélyedésben maradt vissza víz, amelyekben számos hal rekedt vissza. A teljes mederszakasz ismét 2013 nyarán telt meg vízzel. Ezt követően arra kerestük a választ, hogy a vízfolyás kiszáradással érintett szakaszán közel egy év alatt milyen halfauna alakult ki, valamint a 2001-es felmérésekhez képest miként változott a halközösség fajösszetétele.

Anyag és módszer

Faunisztikai vizsgálatainkat 2013-ban folytattuk több alkalommal, amit kiegészítettünk 2014 júniusában egy további mintavételezéssel. A vizsgált folyószakaszon 5 mintavételi pontot jelöltünk ki egyenként 200 méteres hosszban, figyelemmel a meder jellemzőire és a kiszáradással érintett szakaszokra. Az adatgyűjtéseket két módszerrel végeztük. Egyrészt minden mintavételi ponton elektromos halászgépet használtunk, egy olasz gyártmányú „Scubla ELT 60 II GI” típusú gépet, amelynek az áramforrását négyütemű benzinmotoros agregátor biztosította 1300 watt tényleges leadott teljesítménnyel. A mintavételi helyeken kézi merítőhálózást is alkalmaztunk, amelyekkel az ivadékok befogása vált lehetővé. Az adatainkat kiegészítettük a folyó számos pontján rendszeresen horgászók zsákmányának áttekintésével. 2013-ban mindösszesen 20 halfaj 742 egyedét azonosítottuk. 2014-ben az újabb mintavételezés során kézi hálózással 68 példányt fogtunk be, valamint 45, horgászok által zsákmányolt halegyedet vizsgáltunk. Az eredményeinket - tekintve a vizsgált, 2012-ben ténylegesen kiszáradt folyószakasz hosszát – egységesen kezeljük, az 5 mintavételi ponton kapott adatokat külön-külön nem értékeljük. A tudományos és a magyar halnevek tekintetében Harka (2011) munkáját tekintettük irányadónak.

Eredmények és értékelésük

A mintavételi időszakban azonosított fajok listáját az 1. táblázatban összegezzük. Viszonyítási alapként a Wilhelm és mtsai (2001-2002) által közölt fajlistát vettük. A táblázatban összehasonlítóként a vízrendszerrel kapcsolatos egyéb eredményeket is feltüntettük, tekintve, hogy a fajutánpótlásban ezeknek a víztereknek is szerepe lehet. Az Ér a Berettyó-Körös vízrendszer részeként természetes kapcsolatban áll a Berettyóval. Utóbbi halközösségét Halasi-Kovács és mtsai. (2011) alapján közöljük. Árvízes időszakban az Ér a Krasznából is vízhez juthat, ami a halközösség utánpótlását is biztosíthatja. Ennek halközösségét Harka és mtsai. (2001) eredményei alapján ismerjük. A Kék-Kálló vízfolyás vízjárásában hasonló jelenség figyelhető meg, mint az Ér esetében. Egyes években vízbőség, más években szinte a teljes kiszáradás jellemezte, amely a halközösség összetételét is meghatározta (Juhász 2011).

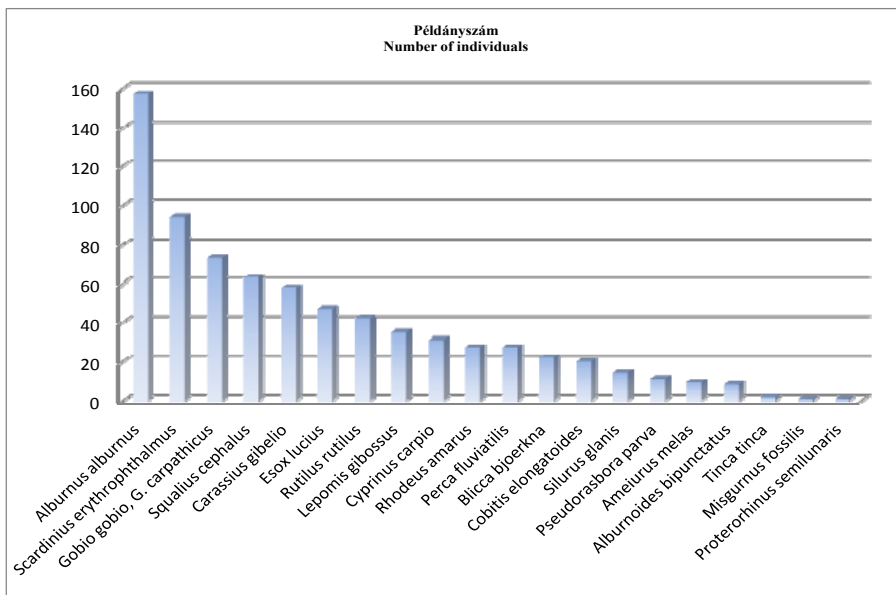
1. táblázat. Az Ér és vízrendszeréhez tartozó néhány vízfolyás halközössége
 Table 1. The fish community of the Ier and of some water streams of its water system

Fajok/Species	Ér (Wilhelm 2001)	Ér Jelen vizsgálat	Berettyó (Halasi-Kovács et al. 2011)	Kraszna (Harka et al. 2000)	Kék-Kálló (Juhász 2010)
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+	-	+
<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	+	-	+	-	-
<i>Leuciscus idus</i>	-	-	+	-	-
<i>Aspius aspius</i>	+	-	+	-	-
<i>Leucaspilus delineatus</i>	+	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	+	+	+	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	+	+	-
<i>Abramis brama</i>	+	+	+	-	-
<i>Ballerus ballerus</i>	-	-	+	-	-
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	+	-	-
<i>Barbus barbus</i>	-	-	+	-	-
<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	+	-
<i>Gobio gobio/G. carpathicus</i>	+	+	+	+	+
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	+	-	+	+	-
<i>Romanogobio kessleri</i>	+	-	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+	+	+	+
<i>Rhodeus amarus</i>	+	+	+	+	+
<i>Tinca tinca</i>	+	+	-	-	+
<i>Carassius gibelio</i>	-	+	+	+	+
<i>Carassius carassius</i>	+	-	-	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	-	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	+	+	-	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	+	+	+
<i>Barbatula barbatula</i>	+	-	-	+	-
<i>Sabanejewia aurata</i>	-	-	+	-	-
<i>Silurus glanis</i>	-	+	+	-	-
<i>Ameiurus nebulosus</i>	+	-	-	-	-
<i>Ameiurus melas</i>	+	+	+	-	-
<i>Umbra krameri</i>					
<i>Esox lucius</i>	+	+	+	-	+
<i>Lota lota</i>	-	-	+	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+	+	-	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	+	-	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	+	-	-	-	-
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	+	+	-	-
Fajszám	27	21	27	13	10

A 2012-ben kiszáradt, majd ismét vízzel telt mederszakaszokon a haltársulás viszonylag gyorsan regenerálódott. Vélhetően a torkolat irányából és a felső szakaszok felől történt bevándorlás az üres mederterületekre. E mellett úgy véljük, hogy a fajutánpótlás döntően a

folyó alsó szakaszán fellelhető mesterségesen kikotort mélyedésekből is történt. Ezek az ún. „gödrök”, amelyek nagysága néhány 10 m², valamikor részét képezték a II. Világháború alatt kimélyített mederszakaszoknak, amelyeket akkor harckocsiakadályok céljából hoztak létre. Ezekben a mélyedésekben, amelyek akár 3-4 méter mélységűek is lehetnek, még a legnagyobb szárazság esetén is visszamarad víz, amelyek halrezervoárok is egyben. A halak fennmaradása attól is függ, hogy a száraz periódus mennyi ideig tart. Ezekben a kisebb vízterekben a kevésbé oxigénigényes fajok túlélése jelentősebb (*Carassius auratus*, *Misgurnus fossilis*, *Cobitis elongatoides*). Amikor a folyó teljes medre víz alatt van, ezek a mélyebb mederrészletek számos keszeg- (*Scardinius erythrophthalmus*, *Abramis brama*, *Blicca bjoerkna*) és egyéb fajnak biztosítanak kedvező élőhelyet (*Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*).

Az 1. ábrán a befogott halfajok mennyiségi viszonyait ábrázoltuk az egyes fajok mennyiségének sorrendjében. A halközösség legnagyobb számú képviselői a magasabb populációs egyedszámú, mozgékony *Alburnus alburnus* valamint a stagnofil élőhelyek típusfajának tekinthető *Scardinius erythrophthalmus*. Az aljzatlakó *Gobio carpathicus* valamint a *Cobitis elongatoides* is minden mintavételi ponton előkerült. A reofil fajnak számító *Squalius cephalus* kisebb termetű példányai a mélyebb gödrökből foglalták vissza a teljes vízteret. A kedvezőtlenebbé váló élőhelyi feltételek az őshonos fajokkal szemben nagyobb teret biztosíthatnak az invazív agresszíven terjeszkedő, euriök fajoknak. Az Ér-Berettyó vízrendszerben példaként a Kék-Kálló vízfolyást említhetjük, amelyben ezek a fajok akották a visszatelepülő halközösség gerincét (Juhász 2011). Az Érben ugyancsak jellemző több idegenhonos faj (*Carassius auratus*, *Lepomis gibbosus*, *Ameiurus melas*, *Pseudorasbora parva*), de egyedszámuk kisebb számos, az előbb felsorolt őshonos fajokhoz képest. A 2001/2002-es vizsgálatokhoz képest (Wilhelm et al. 2001/2002) jelen felmérés során új fajként a *Proterorhinus semilunaris*, a *Silurus glanis* és az *Alburnoides bipunctatus* került elő.



1. ábra. A befogott halak mennyiségi viszonyai
Fig. 1. Quantity relations of the caught fish

Egy év alatt az Ér teljes fajkészletének jelentős része visszatelepült, három új fajjal kiegészülve. Az eredeti fajlistából azonban hiányzik a *Leuciscus leuciscus*, *Aspius aspius*, *Leucaspius delineatus*, *Romanogobio albipinnatus* et *R. kessleri*, *Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*, valamint az azóta már az Érből is előkerült *Umbra krameri* és *Gymnocephalus baloni* (Ardelean et al. 2007, Wilhelm 2007).

Következtetések

Kutatásaink során az Ér folyó 2012-ben kiszáradt, majd 2013-tól ismét víz alá került alsó szakaszának halközösségét vizsgáltuk. A halállomány felmérését az Ér folyó Székelyhíd melletti mintegy 7 kilométeres szakaszán 5 mintavételi ponton végeztük. Megállapítható, hogy egy év alatt a folyó halközössége jelentős mértékben regenerálódott, amelyben szerepe lehet a mederben néhol megtalálható mesterségesen kikotort mélyedéseknek, mint halmentő területeknek. Sajnálatos, hogy ezeken a halászati (horgászati) nyomás rendkívül jelentős, ami több faj teljes eltűnését is jelentheti (pl. *Carassius carassius*, *Aspius aspius*). Vízszegény időszakokban ezeknek a területeknek a védelme indokolt lehet, akár teljes horgászati tilalom mellett, hiszen a természetes fajutánpótlás szempontjából kiemelkedő jelentőségűek.

Irodalom

- Ardelean G., Wilhelm Á., Wilhelm S. (2007): Az Ér (Ier) folyó halállományának ökológiai és természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 2: 11–18.
- Györe K., Józsa V., Cupsa D., Fodor A., Bíró J., Petrehele A., Petrus A., Jakabné Sándor Zs., Gyöngyösiné Papp Zs. (2012): A Körös-Berettyó vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 6: 59–70.
- Halasi-Kovács B., Sallai Z., Antal L. (2011): A Berettyó hazai vízgyűjtőjének változása az elmúlt évtizedben. *Pisces Hungarici* 5: 43–60.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3-4: 99–103.
- Harka Á., Sallai Z., Wilhelm S. (2001): A Kraszna/Crasna halfaunája. *Halászat* 94/1: 34–40.
- Juhász L. (2011): A belvízi vésztározás haltani vonatkozásai a Kék-Kálló-völgyben. *Pisces Hungarici* 5: 111–116.
- Ujvári J. (1972): *Geografia apelor României*. Ed. Științifică, București.
- Wilhelm S. (2007): A Berettyó és mellékvizői halfaunájának változásai. *Pisces Hungarici* 1: 106–112.
- Wilhelm S., Ardelean, G., Sallai Z. (2001/2002): Fauna ihtiologica a râului Ier. *Satu Mare – Studii si comunicări* 2-3: 137–146.

Authors:

István SZABÓ (csukusz@freemail.hu), István GERGELY, Lajos JUHÁSZ (juhaszl@agr.unideb.hu)



Az Ér/ler mesterségesen kialakított medre Székelyhíd/Sácueni határában



A kis folyó medre helyenként kiszélesedik (Szabó István felvételei)



Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) növekedésének vizsgálata a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván

Investigation of growth of the Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva

Nyeste K.¹, Mozsár A.^{1,2}, Antal L.¹

¹Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: növekedés, testhossz-gyakoriság, Bhattacharya-módszer, Bertalanffy-egyenlet

Keywords: growth, length frequency, Bhattacharya's method, Bertalanffy growth equation

Abstract

The aim of this study was to investigate the growth of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877) in the Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva. Our study sample consisted of 669 individuals collected three times from the Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva from 2011 to 2013. The relationship between standard (SL) and total length (TL) was described by the equation: $TL = 1.181 SL + 2.185$ ($r^2 = 0.995$). The length-weight relationships (SL, TL vs. W) were described by the following exponential regression equations: $W = 4 \cdot 10^{-5} SL^{2.923}$ ($r^2 = 0.985$), $W = 10^{-5} TL^{3.000}$ ($r^2 = 0.987$). The growth was isometric. According to the length-frequency analysis, there were seven size groups. Descriptive statistics of the size groups were revealed by the Bhattacharya method. The mean SL values were 36.71 mm, 55.06 mm, 69.45 mm, 83.20 mm, 93.16 mm, 105.43 mm, 118.27 mm. We used the Ford-Walford method to estimate the parameters of the von Bertalanffy growth equation. The von Bertalanffy growth equation was: $L_t = 139.59\{1 - \exp[-0.248(t-0.090)]\}$. The observed growth in the Nagy-morotva was similar to that of some populations of Central Europe. The growth rate in the Nagy-morotva, especially the older age groups onward, was lower than in others native and introduced places. The relatively low growth rate of Amur sleeper in the Nagy-morotva is likely the result of increased allocation of energy to reproduction (e.g. longer spawning period).

Kivonat

Vizsgálatunk célja a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván élő amurgéb (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877) populáció növekedésének vizsgálata volt. Vizsgálati anyagunkat 669 egyed adta, melyeket 2011-2013 során 3 alkalommal, évente egyszer, késő ősszel gyűjtöttük a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván. A mért adataik alapján kifejeztük a standard (SL) és a teljes testhossz (TL) viszonyát: $TL = 1,181 SL + 2,185$ ($r^2 = 0,995$). A kétféle testhossz (SL, TL) és a testtömeg közötti kapcsolatokat leíró egyenletek: $W = 4 \cdot 10^{-5} SL^{2,923}$ ($r^2 = 0,985$), $W = 10^{-5} TL^{3,000}$ ($r^2 = 0,987$). A hatványkitevők szerint a növekedés izometrikus. A testhossz-gyakoriság alapján hét méretcsoportot különítettünk el, melyek feltételezhetően az egyes korcsoportoknak felelnek meg. Ezek leíró statisztikáit a Bhattacharya-féle eljárással becsültük. Az egyes méretcsoportok becsült átlagos standard testhosszaik: 36,71 mm, 55,06 mm, 69,45 mm, 83,20 mm, 93,16 mm, 105,43 mm, 118,27 mm. Ezek alapján Walford-módszerét is felhasználva meghatároztuk a növekedés Bertalanffy-féle modelljét: $L_t = 139,59\{1 - \exp[-0,248(t-0,090)]\}$. A nagy-morotvai amurgébek növekedése nem különbözik lényegesen közép-európai állományokhoz képest. A vizsgált populáció növekedése összehasonlítva néhány eredeti és az invázió során elfoglalt területeken élő populációkéval, főleg az idősebb korosztályok esetén gyengébbnek bizonyult, mely feltételezhetően a megnövekedett reprodukciós allokációnak, így az ivási időszak jelentős elhúzódásának köszönhető.

Bevezetés

Az amurgéb (*Perccottus glenii*) Eurázsia egyik legelterjedtebb édesvízi inváziós halfaja (Reshetnikov & Ficetola 2011). A Kárpát-medencében először 1997-ben találták meg a Tisza-tó tiszafüredi szakaszán (Harka 1998), de a tapasztalt nagy állománysűrűség, a több korcsoport jelenléte és a lelőhelyek szóródása évekkal korábbi betelepedését valószínűsíti (Harka & Farkas 1998, Harka & Sallai 1999, Harka et al. 2003). Idehaza széles körben

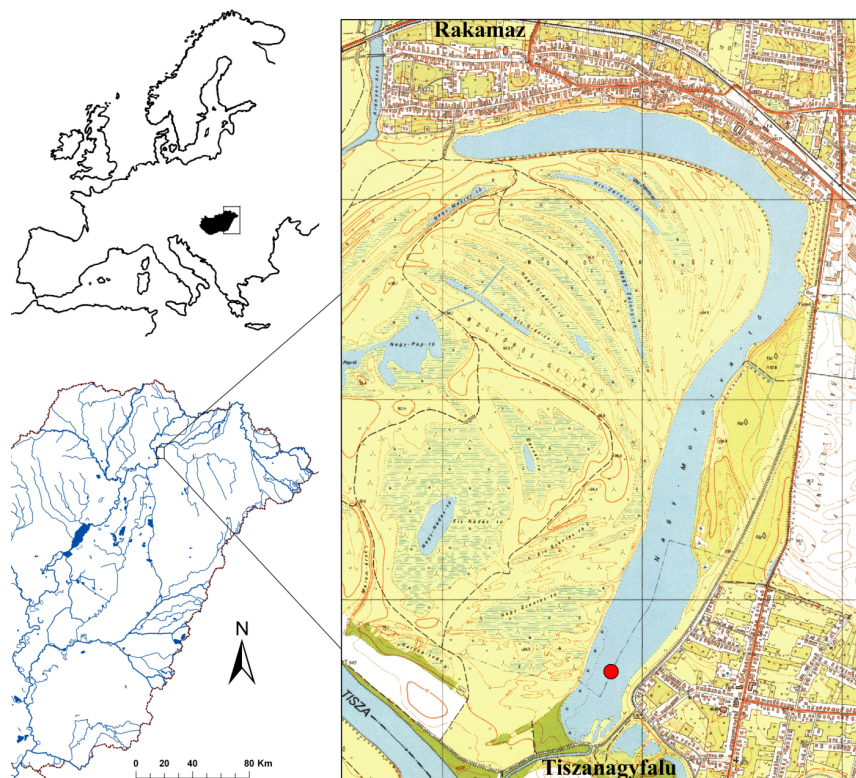
elterjedt a Tisza vízrendszerében (Harka et al. 2003, Harka & Sallai 2004), megjelent a Balaton vízgyűjtőjén (Erős et al. 2008, Harka et al. 2008, Antal et al. 2009) és a Duna mentén is (Takács & Vitál 2012).

Az inváziós fajok növekedésének vizsgálata hosszú távon is fontos, hiszen azt nem csak az eredeti elterjedési területen lévőkhöz képest eltérő környezeti tényezők, hanem a betelepülés óta eltelt idő is befolyásolhatja, ugyanis egy frissen meglepedett, pionír állomány esetén nagyobb eltérések is lehetnek, mint egy stabilan meglepedett populációnál (Bøhn et al. 2004, Fox et al. 2007, Britton et al. 2008). Grabowska és munkatársai (2011) a Visztula középső szakaszán élő amurgéb állomány vizsgálata során azt tapasztalták, hogy a kolonizáció korai szakaszában jellemző a szaporodásba történő fokozott energiabefektetés, ami a szomatikus növekedés hátrányára történik. Az addig leírtakhoz képest jelentősen hosszabb ívási időszakról, illetve korábbi ivarérről számoltak be, továbbá főleg a 2+ korosztálytól kezdve, a növekedési ütemet viszonylag lassabbnak találták (Grabowska et al. 2011).

A hazai állomány növekedését először 2011-ben vizsgálták (Harka et al. 2012). Jelen dolgozatunk célja a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván élő állomány növekedésének bemutatása és összevetése az eredeti elterjedési és a terjeszkedés során elfoglalt területeken élő populációkéval.

Anyag és módszer

Vizsgálati anyagunkat 669 amurgéb egyed adta, melyeket a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván (továbbiakban Nagy-morotva) (1. ábra) gyűjtöttük, összesen három alkalommal: 2011. november 7-én, 2012. október 31-én és 2013. október 31-én. A lelőhely GPS-koordinátái: N48° 05' 42,74" E21° 27' 45,78".



1. ábra. A Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva térképe és a mintavételi hely
Fig. 1. Map of the Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva and the sampling site

A mintavételek során minden esetben Hans Grassl IG200/2B típusú, akkumulátoros, pulzáló egyenárammal működő, kutatói halászgépet használtunk. A víz mélysége miatt a gyűjtések minden esetben csónakból történtek. A kifogott egyedeket szegfűszegolajos túlatatást követően 5 V/V %-os formaldehid oldatban konzerváltuk.

A halak standard (SL) és teljes testhosszát (TL) századmilliméteres pontossággal, digitális tolómérővel, testtömegét (W) századgramm pontossággal, digitális táramérleggel mértük. A standard és a teljes testhossz közötti összefüggést lineáris regressziós modellel, a kétféle testhossz és a testtömeg viszonyát pedig a Tesch (1968) által javasolt, lineárisra visszavezethető hatványmodellel írtuk le.

Az egyedek életkorát testhossz-gyakoriság alapján, Petersen-módszerével határoztuk meg (Bagenal & Tesch 1978). Az így azonosított, feltételezhető korcsoportokra, illetve méretcsoportokra jellemző átlagos standard testhosszt, annak szórását, illetve ezen csoportokba tartozó egyedek arányát a Bhattacharya-féle eljárással becsültük (Bhattacharya 1967). A növekedés matematikai modellezésére Walford-módszerét (Walford 1946) is fölhasználva a Bertalanffy-féle modellt (Bertalanffy 1957) alkalmaztuk.

A Bhattacharya-féle analízist a FiSAT II (Gayanilo et al. 2005), egyéb adatelemzéseinket a Microsoft Office Excel 2007 és az R statisztikai programokkal (R Development Core Team 2010) végeztük.

Eredmények és értékelés

Mintánkban a halak standard testhossza (SL) 24,39 és 119,3 mm, a teljes testhossza (TL) 29,93 és 142,05 mm, testtömegük (W) 0,39 és 45,05 g között változott. A kétféle testhossz közötti összefüggést leíró egyenlet: $TL = 1,181 SL + 2,185$. Az összefüggés szoros, $r^2 = 0,995$. A kétféle testhossz (SL, TL) és a testtömeg (W) kapcsolatát leíró hatványfüggvények: $W = 4 \cdot 10^{-5} SL^{2,923}$ ($r^2 = 0,985$), $W = 10^{-5} TL^{3,000}$ ($r^2 = 0,987$). A hatványkitevő a standard testhossz esetén majdnem, a teljes testhossz esetén viszont pontosan 3,00-mal egyenlő, ami szerint a Nagy-morotván élő amurgébek növekedése izometrikus, a testtömeg a testhossznövekedés ütemének megfelelően gyarapszik.

A vizsgálat éveiben gyűjtött minták méretcsoportjaira jellemző átlagos standard testhosszt, annak szórását, illetve az adott csoportokba tartozó egyedek arányát a Bhattacharya-féle eljárással becsültük (1. táblázat).

1. táblázat. A Bhattacharya-féle eljárással azonosított méretcsoportok becsült adatai
Table 1. Descriptive statistics of the sizes groups identified by the Bhattacharya method

Mintavétel évei Sampling years	Csoport (méret, kor) Group (size, age)	Arány Rate (%)	Standard hossz (átlag, mm) Standard length (mean, mm)	Szórás Standard deviation	Konfidencia intervallum Confidence interval (95%)	Szeperációs index Separation index
2011	1 (0+)	49,04	37,50	3,61	35,98 – 39,02	–
	2 (1+)	50,96	57,25	5,08	55,15 – 59,35	2,54
2012	1 (0+)	40,08	36,99	4,19	36,10 – 37,88	–
	2 (1+)	47,27	54,39	5,43	53,33 – 55,45	2,38
	3 (2+)	12,65	68,07	5,60	65,88 – 70,26	2,09
2013	1 (0+)	28,53	35,63	4,36	34,78 – 36,48	–
	2 (1+)	29,07	53,53	4,37	52,69 – 54,37	2,46
	3 (2+)	34,23	66,57	6,89	65,35 – 67,79	2,06
	4 (3+)	3,19	83,20	1,97	81,93 – 84,47	2,21
	5 (4+)	4,98	93,16	4,15	91,11 – 95,21	2,09

A 2011-es év során a harmadik, a 2013-as év során pedig a hatodik és a hetedik méretcsoportba csupán néhány egyed tartozott, így azok leíró statisztikáinak Bhattacharya-féle becslését nem tudtuk elvégezni. Ezen egyedek lemért standard testhossz adataiból,

illetve az 1. táblázat becült testhosszaiból számolt átlagértékekre (2. táblázat) illesztettük a Bertalanffy-féle növekedési modellt. Ennek paramétereit a Walford-féle egyenes segítségével határoztuk meg, mely szerint a Nagy-morotva amurgébjének bármely „t” időpontban a várható standard testhossza (L_t) az alábbi egyenlet szerint számítható ki:

$$L_t = 139,59(1 - e^{-0,248(t-0,090)}).$$

2. táblázat: Az amurgéb egyes méretcsoportjainak mérete a vizsgálat különböző éveiben
Table 2. Average standard lengths of size groups of the Amur sleeper in different years

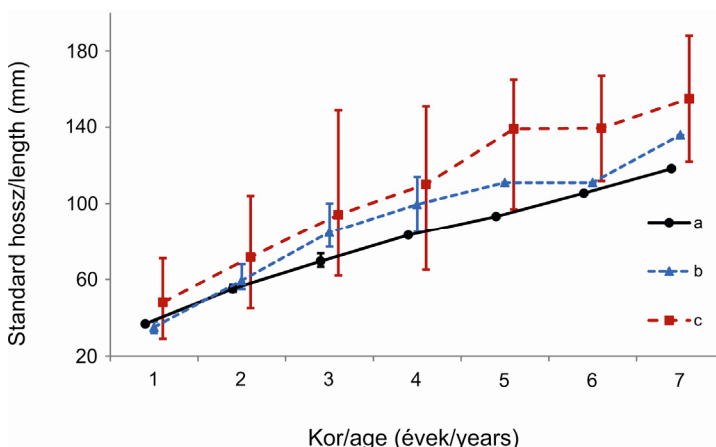
Mintavétel évei Sampling years	Egyedszám Number of individuals (N)	Az egyes méretcsoportok átlagos standard testhossza Average standard lengths of size groups (mm)						
		0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+
2011	53	37,50	57,25	73,72				
2012	207	36,99	54,39	68,07				
2013	409	35,63	53,53	66,57	83,20	93,16	105,43	118,27
Átlag / Average	223	36,71	55,06	69,45	83,20	93,16	105,43	118,27

Az egyenlet paramétereit: az elméletileg maximális testhossz (L_∞) 139,59 mm, a növekedési görbe meredeksége, tehát a növekedés sebességének mértéke (K) 0,248, a hipotetikus időpont, melynél a hal mérete elméletileg zérus (t_0) pedig +0,090 év. A „ t_0 ” értéke alapesetben negatív szám, esetünkben viszont a növekedési modell ehhez az életkorhoz közelítve egyre pontatlanabb képpel szolgál. Ennek oka elsősorban az első méretcsoportba tartozó egyedek többi méretcsoporthoz képesti alacsony száma. Ezt egyrészt a nagy állománysűrűség (mely esetben a kannibalizmus jelentőssé válhat (Koščo et al. 2008)), másrészt az magyarázhatja, hogy a mintánkat nagyobb részben vízinnövényekkel sűrűn benőtt vízből gyűjtöttük, melyek között a kisebb méretű egyedek nagyobb arányban maradtak rejtve, mint a nagyobb fajtársaik.

Közép-Európában mindössze néhány populáció esetén vizsgálták az amurgéb növekedését: Koščo és munkatársai (2003) a Bodrog szlovákiai, Grabowska és munkatársai (2011) a Visztula középső szakaszán, Harka és munkatársai (2012) pedig a Közép-Tisza vidék öt pontján. A nagy-morotvai állomány növekedését ezekkel összevetve kiugró különbségek nem mutatkoznak.

Végezetül a jelen vizsgálat során kapott növekedési adatokat összehasonlítottuk néhány eredeti és az invázió során elfoglalt területeken leírtakkal (2. ábra), mely utóbbi nagy részét a volt Szovjetunió területén élő, keletibbi populációk adatai adták. Ezeket az alábbi dolgozatokból gyűjtöttük ki: Yakovlev 1925, Soldatov & Lindberg 1930, Kirpichnikov 1945, Berg 1949, Nikolsky 1956, Szpanovszkaja és munkatársai 1964, Kuderskiy 1982, Litvinov & O’Gorman 1996, Baklanov 2001, Koščo és munkatársai 2003, Boznak 2004, Bolonev & Pronin 2005, Dgebuadze & Skomorokhov 2005, Grabowska és munkatársai 2011, Harka és munkatársai 2012. Ennek során azt tapasztaltuk, hogy a Nagy-morotvai állomány növekedése a nagyobb méretcsoportok esetén elmarad más populációk növekedésétől. Grabowska és munkatársai (2011) viszont a hazaihoz hasonló eredményekről számoltak be a Visztula középső szakaszán élő amurgébek vizsgálata során.

A sikeresnek tekinthető invazív fajok életmenet-tulajdonságaik a betelepülés korai szakaszában nagyobb eltéréseket mutathatnak, mint a stabilan megtelepedett állományok esetén (Bøhn et al. 2004, Grabowska et al. 2011). Az amurgéb frissen megtelepedett populációi jellemzően több energiát fektetnek a szaporodásba, mely nem csak a gonádméret növekedését jelenti, hanem a korai ivaréret (nőstények már egyévesen szaporodóképesek) (Grabowska et al. 2011), illetve a szaporodási időszak elhúzódását (Harka et al. 2012). Ebből következően a növekedésbe fektetett energia szükségszerűen lecsökken.



2. ábra. A Nagy-morotva amurgébjének növekedése, összehasonlítva az eredeti elterjedési, illetve az invázió során elfoglalt területeken lévő állományok növekedésével. A függőleges vonalak az egyes korosztályok esetén tapasztalt minimum és maximum standard testhosszt jelölik.

Rövidítések: a – Nagy-morotva (jelen vizsgálat), b – eredeti elterjedési területek populációi, c – invázió során elfoglalt területek populációi

Fig. 2. Growth of the Amur sleepers in the Nagy-morotva (present results) in comparison with the average values of SL at age from native and other introduced range. Vertical lines indicate minimum and maximum SL at age. Abbreviations: a – Nagy-morotva (present results), b – native, c – introduced

A Tisza menti, erősen felmelegedő állóvizekben még a lengyelországinál is hosszabb az amurgéb ívási időszaka, ugyanis még augusztus második felében is lehet találkozni nászruhás hímekkel. Az elhúzódó szaporodásból és a Nagy-morotván tapasztalt nagy állománysűrűségből adódóan jelentős méretbeli különbségek vannak korosztálon belül is, jellemző a szétnövés. Ez is magyarázata lehet a keleti populációkhoz képest gyengébb növekedésének, ugyanis a kései ívásból származó, kisebb méretű egyedek az adott korcsoport testhosszátlagát jelentősen csökkentik.

További célunk, hogy vizsgálatainkat hosszabb távon is folytatni tudjuk. Emellett fontos célunk, hogy a pikkelyek és a csontképletek segítségével becsült életkorokon alapuló növekedésvizsgálat eredményeit összevegyük a testhosszgyakoriságon alapuló eredményekkel.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani minden terepi és laboratóriumi munkánkban közreműködő személynek, továbbá a Tiszanagyfalui Horgászegyesületnek.

Irodalom

- Antal L., Csipkés R., Müller Z. (2009): Néhány víztest halállományának felmérése a Kis-Balaton térségében. *Pisces Hungarici* 3: 33–38.
- Bagenal, T. B., Tesch, F. W. (1978): Age and growth. p. 101–136. In: Bagenal, T. (ed.): *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd edition, IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, UK, pp. 365.
- Baklanov, M. A. (2001): Goloveshka-rotan *Percottus glenii* Dyb. v vodoemakh Permi [*Percottus glenii* Dyb. in water bodies of the city of Perm]. Vestnik Udmurtskogo Universiteta. *Biology* 5: 29–41.
- Berg, L. S. (1949): *Ryby presnykh vod SSSR i sopredelnykh stran – II*. [Freshwater fishes of the USSR and adjacent regions – II.]. Izdatielstvo Akademii Nauk SSSR, Moszkva - Leningrád 2: pp. 1381.
- von Bertalanffy, L. (1957): Quantitative laws in metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32: 217–231.
- Bhattacharya, C. G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- Bøhn, T., Sandlund, O. T., Amundsen, P. A., Primicerio, R. (2004): Rapidly changing life history during invasion. *Oikos* 106: 138–150.
- Bolonev, E. M., Pronin, N. M. (2005): Osobennosti razmernozrastnoy i polovoy struktury lokalnykh populyatsiy rotana *Percottus glenii* Dybowski (Perciformes: Eleotridae) v vodoemakh i vodotokakh

- basseyra ozera Baikal. *Vestnik BGU Seria Biologiya*, Izdatielstvo Buriatskogo gosuniversita, Ulan-Ude 7: 138–144.
- Boznak, E. I. (2004): Goloveshka-rotan *Percottus glenii* (Eleotridae) iz basseyra reki Vychegda [The Amur Sleeper *Percottus glenii* (Eleotridae) from the Vychegda River Basin]. *Voprosy Ikhtiologii* 44: 712–713.
- Britton, J. R., Davies, G. D., Brazier, M. (2008): Contrasting life history traits of invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) in adjacent ponds in England. *Journal of Applied Ichthyology* 24: 694–698.
- Dgebuadze, Y. Y., Skomorokhov, M. O. (2005): Nekotorye dannye po obrazu zhizni rotana *Percottus glenii* Dyb. (Odontobutidae, Pisces) ozernoy i prudovoy populyatsii [Some data on the mode of life of Amur sleeper *Percottus glenii* Dyb. (Odontobutidae, Pisces) of lacustrine and pond populations]. *Trudy Gidrobiologichnoy stantsii na Glubokom ozere [Proceedings of Hydrobiological Station "Lake Glubokoe"]* 9: 212–231.
- Erős T., Takács P., Sály P., Specziár A., György Á. I., Bíró P. (2008): Az amurgéb (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101/2: 75–77.
- Fox, M. G., Vila-Gispert, A., Copp, G. H. (2007): Life-history traits of introduced Iberian pumpkinseed *Lepomis gibbosus* relative to native populations. Can differences explain colonization success? *Journal of Fish Biology* 71: 56–69.
- 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-Kałuzniacka, M. (2011): Life-history traits of Amur sleeper, *Percottus 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 (*Percottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91/1: 32–33.
- Harka Á., Antal L., Mozsár A., Nyeste K., Szepesi Zs., Sály P. (2012): Az amurgéb (*Percottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén. *Pisces Hungarici* 6: 55–58.
- Harka Á., Farkas J. (1998): Die Ausbreitung der fernöstlichen Amurgrundel (*Percottus glehni*) in Europa. *Österreichs Fischerei* 51/11-12: 273–275.
- Harka Á., Megyer Cs., Bereczki Cs. (2008): Amurgéb (*Percottus glenii*) a Balatonnál. *Halászat* 101/2: 62.
- Harka Á., Sallai Z. (1999): Az amurgéb (*Percottus glehni* Dybowski, 1877) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. *Halászat* 92(1): 33–36.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo, J. (2003): Az amurgéb (*Percottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A Puszta* 18: 49–56.
- Kirpichnikov, V. S. (1945): Biology of *Percottus glehni* Dyb. (Eleotridae) and possibilities of its utilization in the control of encephalitis and malaria. *Moscow University Biological Sciences Bulletin* 50: 14–27.
- Koščo, J., Manko, P., Halačka, K., Ondrej, I. (2003): Growth of Amur sleeper (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) in the inundation waters of the Bodrog River. *Natura Carpatica* 44: 267–274.
- Koščo, J., Manko, P., Miklisová, D., Košuthová, L. (2008): Feeding ecology of invasive *Percottus glenii* (*Perciformes, Odontobutidae*) in Slovakia. *Czech Journal of Animal Science* 53/11: 479–486.
- Kuderskiy, L. A. (1982): *Percottus glehni* in ponds of Leningrad region. *Sbornik Nauchnykh Trudov Gosudarstvennyy Nauchno-Issledovatel'skiy Institut Ozernogo i Rechnogo Rybnogo Khozyaystva* 191: 70–75.
- Litvinov, A. G., O'Gorman, R. (1996): Biology of Amur Sleeper (*Percottus glehni*) in the Delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. *Journal of Great Lakes Research* 22/2: 370–378.
- Nikolsky, G. V. (1956): *Ryby basseyra Amura*. Itogi Amurskoy Ikhtyologicheskoy Ekspedicii 1944–1949. Izdatielstvo Akademii Nauk SSSR, Moszkva, pp. 551.
- 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>.
- Reshetnikov, A. N., Ficetola, G. F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Percottus glenii*) in the Holarctic. *Biological Invasions* 13: 2967–2980.
- Szpanovszkaja, V. D., Szavajtova, K. A., Potapova, T. L. (1964): Ob izmencsivoszti rotana (*Percottus glehni* Dyb., fam. Eleotridae) pri akklimatizacii. *Voproszi ihtologii* 4: 632–643.
- Takács P., Vítál Z. (2012): Amurgéb (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105/4: 16.
- Tesch, F. W. (1968): Age and Growth. p. 93–123. In: Ricker, W. E. (ed.): *Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Walford, L. A. (1946): A new graphic method of describing the growth of animals. *The Biological Bulletin* 90: 141–147.
- Yakovlev, B. P. (1925): K Biologii *Percottus glehni* Dybowski basseyra r. Sungari [The biology of the *Percottus glehni* Dybowski inhabiting the basin of the Sungari River]. *Sungaree River Biological Station Harbin* 1: 30–41.

Authors:

Krisztián NYESTE (nyestekrisztian@gmail.com), Attila MOZSÁR, László ANTAL



A bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tisza-tóban

The ecological state and growth of the roach (*Rutilus rutilus*), white bream (*Blicca bjoerkna*) and bream (*Abramis brama*) populations in the Tisza-lake

Halasi-Kovács B.¹, Papp G.², Posta T.³, Nyeste K.³

¹SCIAP Kft., Debrecen

²Tisza-tavi Sporthorgász K.N. Kft., Tiszafüred

³Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: halgazdálkodás, populációdinamika, populációméret, testhossz-testtömeg összefüggés, környezeti állapot

Keywords: fisheries management, population-dynamics, population size, body length-weight relationship, environmental status

Abstract

The fish-fauna of Tisza-lake changed in the recent decades. This change thanks to the benthonic eutrophication and the increased angling activities. Maintenance of this complex natural system needs a fisheries management based on scientific aspect. However, in the Tisza-lake have had scientific research like faunistical monitoring, population dynamics and population size research, last 15 years it was not research like our work. To increase scientific knowledge, and give fisheries management scientific base, we performed ecological monitoring in Tisza-lake. The objective was to evaluate the population size and the growth of the roach, white bream and bream in four basins of Tisza-lake. Although the results show that the population of three species has a large proportion of fish fauna in the whole area, between the basins have some differences. The growth of the three species is similar in each basin. The analysis of body length-weight relationship shows that the condition of three species populations is worse in the Tiszavalk-basin, than in the other three basins. The growth rate comparison of Tisza-lake and other water bodies shows that growth rate of bream and white bream is low just like populations of Balaton. The growth rate of roach is high. Results are suitable to evaluate the environmental conditions of basins of Tisza-lake.

Kivonat

A Tisza-tó, valamint a hozzá tartozó Tisza-szakasz halfaunája az utóbbi évtizedekben jelentősen átalakult. A folyó megváltozott szinttáj jellege, a tározótérben zajló bentonikus eutrofizáció, valamint az utóbbi években fokozódó horgászati terhelés mind nagy hatással van a Tisza-tó halfaunájára. Egy ilyen mértékben változó és összetett természeti rendszer megkívánja, hogy a halgazdálkodási tevékenység tudományos alapokra helyezve működjön. Habár korábban a faunisztikai vizsgálatok mellett több populációdinamikai és közösségökológiai vizsgálatot is végeztek a Tisza-tavon, az elmúlt 15 évben nem volt erre példa. A tudományos ismeretanyag bővítése, valamint a halgazdálkodás megalapozása érdekében átfogó ökológiai vizsgálatokat végeztünk a Tisza-tavon, amelynek egyik témája volt a bodorka, a karikakeszeg és a dévérkeszeg populációk állomány nagyságának becslése, valamint növekedésük vizsgálata a tározó négy medencéjében. Eredményeink azt mutatják, hogy a három faj jelentős számban van jelen a tározótéren, ugyanakkor a medencék között mind az állomány szerkezet, mind a populációdinamikai mutatók tekintetében eltérések tapasztalhatók. A három faj medencénkénti növekedése az első három évben nem mutat különbséget. A testhossz-testtömeg összefüggés elemzése azonban rámutat, hogy a Tiszavalki-medencében mindhárom faj populációja rosszabb kondícióban van, mint a többi medencében. A bodorka növekedése, összevetve a szakirodalmi adatokkal, jónak mondható. Ezzel ellentétben a dévérkeszeg és a karikakeszeg növekedése, a Balatonon tapasztaltakhoz hasonlóan, gyengébbnek bizonyult. Az eredmények alkalmasak az egyes medencék környezeti állapotának becslésére.

Bevezetés

A Tisza-tó, valamint a hozzá tartozó Tisza-szakasz halfaunája a duzzasztást követően jelentősen átalakult (Harka 1985), és azóta is folyamatos változás jellemzi (Harka 2008). A folyó megváltozott szinttáj jellege (Harka 2008), a tározótérben zajló bentonikus eutrofizálódás, valamint az újra fokozódó horgászati terhelés jelentős hatással van a Tisza-tó halközösségének struktúrájára. Egy ilyen mértékben változó és összetett természeti rendszerben csak tudományos alapokra helyezett halgazdálkodást lehet folytatni. Ennek alapjait az ökológia diszciplínája adja (Halasi-Kovács & Váradi 2011). Az ökológia tudományára alapozott halgazdálkodásnak fontos része a halállomány monitorozása.

A duzzasztást követő évtizedekben a faunisztikai vizsgálatokon (Harka 1979, 1985, 1997) túl számos ökológiai vizsgálatot is végeztek. Ilyenek például az egyes fajok populációinak növekedésvizsgálatai (Harka 1977, 1981, 1984, 1986, 1990, 1993, Harka et al. 2007a, 2007b, 2012a, 2012b), a tározó halbiomasszájára vonatkozó felmérés (Györe 1996), valamint a tározó halgazdálkodási, illetve természetvédelmi célú kutatásai (Kovács 1991, Zsuga & Bancsi 1995, Kovács 1997, Juhász & Harka 2003).

A tározótér elsősorban a fitofil fajok szaporodásához és ivadékneveléséhez nyújt kiváló teret, így az nem csak a Tisza-tó, hanem egy nagyobb folyószakasz ivadék-utánpótlásában is fontos szerepet játszik (Nyeste & Harka 2011). Hasonló szerepet töltenek be a Tisza menti holtmedrek is (Antal et al. 2011). Általánosságként megállapítható, hogy a tározótér halközösség-szerkezetének átalakulása összefüggésbe hozható az egyes medencék szukcessziós változásaival (Harka et al. 2009, 2012a, Mozsár et al. 2009). Fontos megjegyezni azonban, hogy az elmúlt 15 évben átfogó vizsgálatok nem folytak a tározótéren. A tudományos ismeretanyag bővítése, valamint a halgazdálkodás megalapozása érdekében átfogó ökológiai kutatásokat kezdtünk 2013-ban a Tisza-tavon. Ennek részeként vizsgáltuk a bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációk nagyságát és növekedését a tározó négy medencéjében.

Anyag és módszer

Vizsgálataink helyszíne a Tisza-tó négy medencéje volt, melyek észak-déli irányban a következők: Tiszavalki-, Poroszlói-, Sarudi- és az Abádszalóki-medence. Ezekon előzetesen összesen 118, egyenként 100 m hosszú mintavételi egységet jelöltünk ki. Általánosságban elmondható, hogy a medencék átlagos vízmélysége észak-déli irányban növekszik, míg a Tiszavalki-medencében kb. 1,3 m, addig ez az Abádszalókiban 3,5 m körül alakul. Ennek oka részint az, hogy a folyó hordaléklerakása az északi területen jelentősebb. A Tiszavalki-medencében a sekély vízborítottságnak és a gazdagabb üledéknek köszönhetően nagyobb a makrovegetáció borítása, ezzel szemben a mélyebb vizű Sarudi- és Abádszalóki-medencében a nyílt vízfelületek kiterjedése nagyobb.

Vizsgálati anyagunkat a 2013-ban három időszakban – tavasz, nyár és ősz – végzett mintavétel során gyűjtöttük, csónakos mintavétellel. A három halfaj populációinak ökológiai értékelését a nyári mintavétel alapján végeztük el, mivel a tározói üzemrend miatt ez az időszak tekinthető a leginkább jellemzőnek a duzzasztott állapotra. Az egyedek begyűjtéséhez tavasszal és nyáron Hans Grassl EL64 II GI típusú aggregátoros, ősszel pedig SAMUS 725 MP típusú akkumulátoros, pulzáló egyenárammal működő, elektromos mintavételi eszközt (EME) használtunk. A populációdinamikai vizsgálatához a négy medencében összesen 438 db bodorka, 275 db dévérkeszeg és 202 db karikakeszeg adatait használtuk.

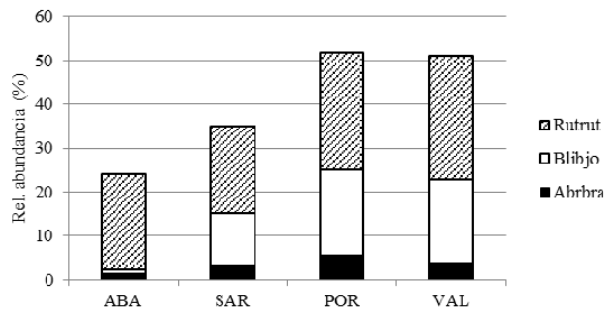
A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1986) munkája szerint történt. A tudományos halnevek tekintetében Halasi-Kovács és Harka (2012) munkája szolgált alapul. A halegyedek standard testhosszát (SL) milliméteres pontossággal, mérőtálca segítségével, míg testtömegüket (W) digitális mérleggel határoztuk meg a helyszínen. A standard testhossz és a testtömeg összefüggését a Tesch által javasolt, lineárisra visszavezethető hatványfüggvény segítségével határoztuk meg (Tesch 1968). A halak életkorát Petersen módszerével, a standard testhossz gyakorisága alapján becsültük (Bagenal & Tesch 1978).

Az így kapott méretcsoportok leíró statisztikai adatait a Bhattacharya-féle (Bhattacharya 1967) eljárás során becsültük. A halak növekedésének matematikai leírására Bertalanffy (1957) modelljét alkalmaztuk. Az adatok elemzéséhez a Microsoft Excel 2007, a PAST (Hammer et al. 2001), valamint a FiSAT II (Gayanilo et al. 2005) programot használtuk.

Eredmények

A vizsgált fajok populációinak mennyiségi viszonyai a tározó medencéiben

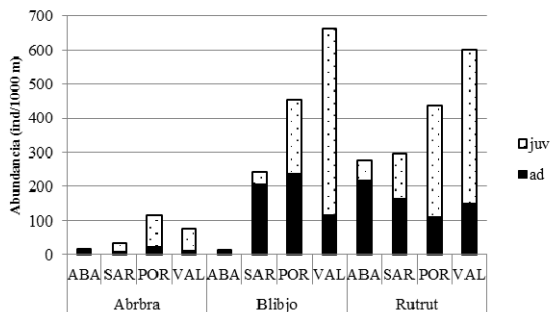
A vizsgált fajok közül a bodorka fordult elő legnagyobb gyakorisággal, melynek értéke 19,74% és 28,33% között változott az egyes medencékben (1. ábra). A karikakeszeg relatív abundancia értékeit vizsgálva jelentős eltérés tapasztalható a négy medencében. A faj relatív gyakorisága északi irányban haladva jelentősen növekszik. Míg az Abádszalóki-medencében viszonylag ritka (1,01%), addig a Poroszlói- (19,46%) és a Tiszavalki-medencében gyakoribb (18,94%). A három faj közül a dévérkeszeg fordult elő legritkábban. Gyakorisága – hasonlóan a karikakeszeghez – az Abádszalóki-medencében a legalacsonyabb (1,17%), míg az északi medencék felé haladva kissé növekszik az.



1. ábra. A bodorka, a karikakeszeg és a dévérkeszeg relatív abundancia értékei a tározó négy medencéjében a nyári mintavétel alapján

Fig. 1. The relative abundance of roach, white bream and bream in summer

A relatív abundancia értékek alapján megállapítható, hogy a három faj a tározótér halközösségében jelentős szerepet játszik. Gyakoriságuk a legalacsonyabb értéket mutató Abádszalóki-medencében is meghaladja a 20, a Poroszlói- és a Tiszavalki-medencében pedig az 50 százalékot.



2. ábra. A bodorka, karikakeszeg és dévérkeszeg abundancia értékei a négy medencében nyáron

Fig. 2. The abundance of the roach, white bream and bream in summer

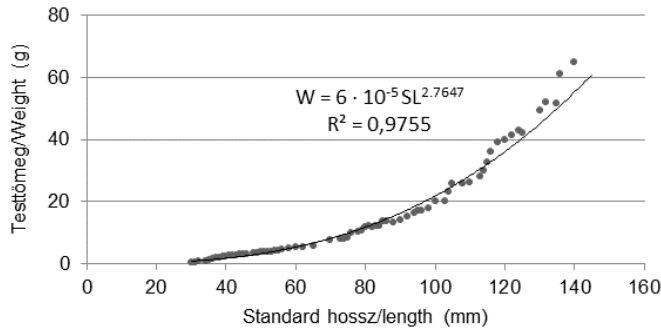
Az abszolút abundancia értékek vizsgálata során a három faj populációinak az egyes medencékben betöltött ökológiai szerepén túl azt is vizsgáltuk, hogy az ivadék (0+) és az idősebb korosztályok aránya hogyan viszonyul egymáshoz (2. ábra). A tározótérben ez különösen fontos, ugyanis a téli vízszintcsökkentés a tározói halközösség struktúrájára

jelentős hatással van. Az idősebb egyedek vizsgálata elsősorban az egyes medencék hosszabb távú környezeti adottságaira, míg az ivadék mennyiségi viszonyai inkább az adott év ívási sikerére reflektálnak.

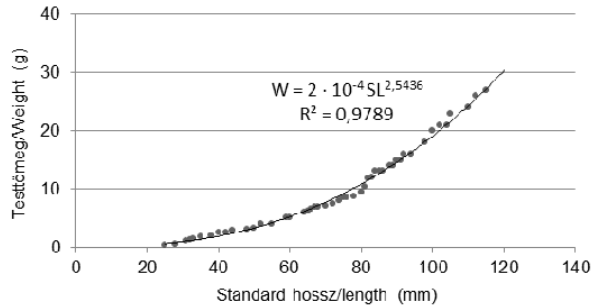
Az abszolút abundancia értékek mindhárom faj esetén északi irányban növekednek. Ez alól csak a dévérkeszeg tiszavalki állománya jelent kivételt, ugyanakkor a fenti tendencia ezen faj esetén is jellemző. A juvenilis (0+) és az idősebb egyedek abundancia viszonyait vizsgálva megállapítható, hogy ezen növekedés elsősorban az északi medencéken tapasztalható nagy számú ivadéknak köszönhető. Ez alapján úgy tűnik, hogy a Poroszlói- és a Tiszavalki-medence jelentős szerepet tölt be az egész Tisza-tó ivadék utánpótlásában is.

A testhossz és a testtömeg összefüggései

A standard testhossz és a testtömeg összefüggések az egyes fajoknál a következők: a bodorka esetén $W = 6 \cdot 10^{-5} SL^{2,7647}$ ($r^2 = 0,9755$), a karikakeszeg esetén $W = 2 \cdot 10^{-4} SL^{2,5436}$ ($r^2 = 0,9789$), a dévérkeszeg esetén pedig a $W = 10^{-4} SL^{2,626}$ ($r^2 = 0,9814$) (3-5. ábra). A hatványkitevő minden esetben háromnál alacsonyabb, ami alapján az adott fajok állományainak növekedése allometrikus, mégpedig a testtömeg gyarapodása lassabb, mint az a testhossz növekedési üteméből adódna. A testtömeg és a testhossz növekedése szoros ($\geq 98\%$) korrelációt mutat.



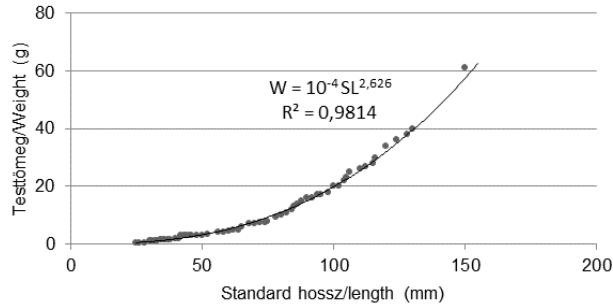
3. ábra. A bodorka testhossz-testtömeg összefüggése
Fig. 3. Length-weight relationships of roach



4. ábra. A karikakeszeg testhossz-testtömeg összefüggése
Fig. 4. Length-weight relationships of white bream

A testhossz-testtömeg fejlődés közötti összefüggést medencénként kovariancia analízissel vizsgáltuk. A karikakeszeg esetén a Sarud- és a Tiszavalki-medence között szignifikáns eltérés mutatkozik ($p = 0,001494$). A dévérkeszegnél az Abádszalóki- és a Poroszlói- ($p = 4,39 \cdot 10^{-5}$), az Abádszalóki- és a Tiszavalki- ($p = 3,00 \cdot 10^{-9}$), valamint a Sarudi- és a Tiszavalki-medence között kaptunk szignifikáns eltérést ($p = 4,03 \cdot 10^{-5}$). A

bodorka esetén pedig az a Abádszalóki- és a Tiszavalki- ($p = 1,10 \cdot 10^{-6}$), valamint a Sarudi- és a Tiszavalki-medence között szignifikáns az eltérés ($p = 0,000224$). Az eredmények alapján arra lehet következtetni, hogy a testtömeg gyarapodása mindhárom faj populációiban – bár nem minden esetben szignifikáns, ugyanakkor ökológiai szempontból értelmezhető módon – a Tiszavalki-medencében a leglassabb. Ezen tény reflektál az adott medencében élő populációk kondíciójára.

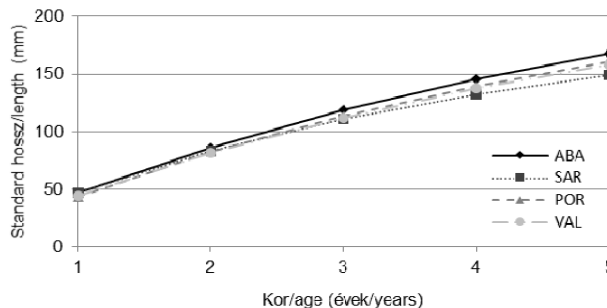


5. ábra. A dévérkeszegeszeg testhossz-testtömeg összefüggése
Fig. 5. Length-weight relationships of bream

A növekedés

A Petersen-módszer során azonosított méretcsoportokra jellemző átlagos standard testhosszt a Bhattacharya-féle eljárás során becsültük. Ezek felhasználásával a növekedés matematikai leírására a Bertalanffy-féle modellt alkalmaztuk. Fontos megjegyezni azonban, hogy növekedési modellünket viszonylag alacsony számú nagyobb méretű halegyed segítségével állítottuk föl, így azt az idősebb korosztályok esetén jelentősebb bizonytalanság terheli. Erre utalnak a modell L_{∞} értékei is. Ennek megfelelően az értékelést kizárólag az 1-3 éves korosztályokra készítettük el.

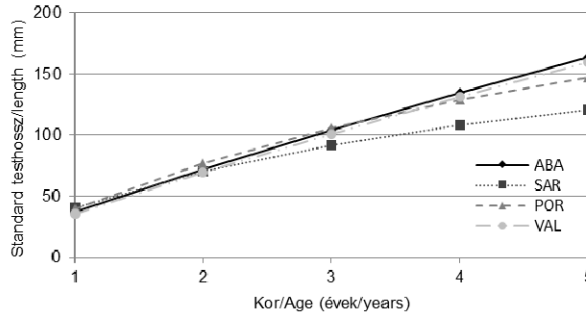
A bodorka növekedését az Abádszalóki-medencében az $L_t=277,1 \cdot [1-e^{-0,186(t+0,00311)}]$, a Sarudiban az $L_t=204,58 \cdot [1-e^{-0,262(t+0,01151)}]$, a Poroszlóban az $L_t=256,6 \cdot [1-e^{-0,2008(t+0,078097)}]$, míg a Tiszavalki-medencében az $L_t=249,17 \cdot [1-e^{-0,202(t+0,034049)}]$ függvények írják le (6. ábra). A tározó teljes területére vonatkozóan a bodorka növekedése a következő függvénnyel jellemezhető: $L_t=553,40 \cdot [1-e^{-0,0831(t+0,02855)}]$. A négy medencében a bodorka növekedése az első három évben kiegyenlített.



6. ábra. A bodorka növekedése a Tisza-tó négy medencéjében
Fig. 6. Growth of the roach in the four basins of Tisza-lake

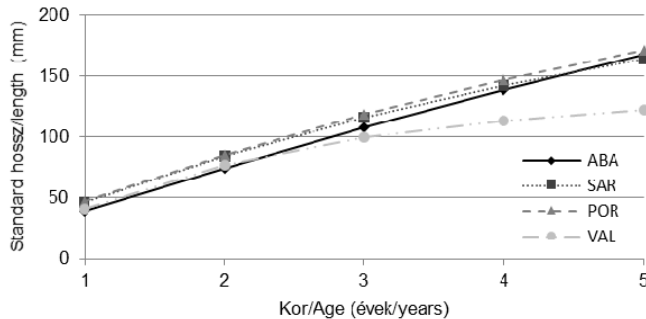
A karikakeszeg növekedését az Abádszalóki-medencében az $L_t=628,8 [1-e^{-0,06(t+0,01355)}]$, a Sarudiban az $L_t=156,25 \cdot [1-e^{-0,296(t+0,00154)}]$, a Poroszlóin az $L_t=210,64 \cdot [1-e^{-0,245(t+0,1422)}]$, míg Tiszavalki-medencében az $L_t=642,86 \cdot [1-e^{-0,057(t+0,001359)}]$ függvények írják le (7. ábra). A teljes tározótérre kifejezett összefüggés a következő: $L_t=233,12 \cdot [1-e^{-0,200(t+0,0972)}]$. A karikeszeg

növekedését megfigyelve a sarudi populáció a harmadik évre valamelyest elmarad a többi medencében tapasztalttól. Összességében a karikakeszeg populációinak növekedése az első három évben a tározó négy medencéjében nem mutat jelentősebb eltérést, az hasonlóan tekinthető.



7. ábra. A karikakeszeg növekedése a Tisza-tó négy medencéjében
Fig. 8. Growth of the bream in the four basins of Tisza-lake

A dévérkeszeg növekedését a Abádszalóki- az $L_t=560,43 \cdot [1-e^{-0,071(t+0,00992)}]$, a Sarudi- az $L_t=274,91 \cdot [1-e^{-0,182(t+0,00794)}]$, a Poroszlói- az $L_t=317,4 \cdot [1-e^{-0,154(t+0,04)}]$, a Tiszavalki-medencében pedig az $L_t=136,77 \cdot [1-e^{-0,474(t+0,252584)}]$ függvények írják le (8. ábra). A tározóra vonatkozóan a dévérkeszeg növekedését modellező függvény: $L_t=517,72 \cdot [1-e^{-0,084(t+0,02416)}]$. A dévér populációk növekedése között kisebb eltérés figyelhető meg már az első évtől. Az Abádszalóki- és a Valki-medencében a faj populációinak növekedése elmarad a másik két medencében tapasztalttól.



8. ábra. A dévérkeszeg növekedése a Tisza-tó négy medencéjében
Fig. 10. Growth of the bream in the four basins of Tisza-lake

Értékelés

A három vizsgált faj populációinak medencénkénti mennyiségi viszonyai alapján megállapítható, hogy azok a tározó halközösségében jelentős szerepet játszanak. Az ivadék (0+) és az idősebb korosztályok abundancia értékeinek elemzése arra is rávilágít, hogy a tározótéren belül az egyes medencék eltérő környezeti adottságaik következtében eltérő szerepet töltenek be. A könnyebben felmelegedő, sekélyebb, illetve vízinövényekben gazdagabb Poroszlói- és Tiszavalki-medence ezen fitofil halfajok számára kitűnő szaporodási és ivadéknevelési lehetőségeket biztosítanak, így ezek nem csak a Tisza-tó, hanem egy hosszabb folyószakasz ivadék-utánpótlásában is jelentős szerepet játszanak. Az adult egyedek abundancia viszonyai alapján azonban arra lehet következtetni, hogy ezeket a medencéket az idősebb egyedek már kevésbé preferálják, az ívást követően részint a folyómederbe, illetve a délebbi, mélyebb vizű medencékbe vonulnak.

Az egyes medencék között, a biztosabban értékelhető kisebb korosztályok növekedése között csak a dévér populációknál tapasztaltunk kisebb eltérést. A testhossz-testtömeg fejlődés eredményeivel összevetve az látható, hogy míg a tározótérben az alacsonyabb korosztályok növekedése között nincs jelentősebb különbség, a Valki-medencében a három vizsgált faj populációinak testtömeg gyarapodása elmarad a testhossz növekedés ütemétől. Ez, figyelembe véve a Valki-medencére jellemző magas abundancia értékeket, amelyek még kifejezettebbek a plankton fogyasztó ivadékkorosztály esetében, jelezheti a medence szűkösebb táplálékellátottságát. Ideértve a külső környezeti adottságokból fakadó alacsonyabb abszolút táplálékbázis mellett az erősebb táplálékkonkurencia okozta relatív táplálékhiányt is.

A három vizsgált faj növekedését összevetve a balatoni populációk növekedésével (Specziár et al. 1997), illetve több külföldi víztestre vonatkozó információval (Hanel 1991, Vinni et al. 2000, Kakareko 2001, Treer et al. 2003, Raczyński et al. 2008), a következő kép alakul ki. A karikakeszeg és a dévérkeszeg növekedése, a Balatonban tapasztaltakhoz hasonlóan, valamelyest gyengébb, mint a külföldi populációké. Bíró és munkatársai (1999), illetve Bíró (2001) szerint a Balatonban jelentős szerepet játszanak ebben a nyíltvízi fajok számára táplálék-konkurens busafajok. A növényzethez jobban kötődő bodorka növekedése – hasonlóan a Balatoni populációhoz – jónak mondható, összevetve a külföldi populációkkal.

Az elemzések összességében jól jelzik a Tisza-tó bodorka, karikakeszeg és dévér populációinak ökológiai mintázatában megjelenő medencénkénti eltéréseket. Eredményeink arra utalnak, hogy ebben a mintázatban a környezeti adottságok okozta abszolút, valamint a fajon belüli és fajok közötti kompetíció jelentette relatív tápláléklimitáltság egyaránt szerepet kaphat. Ezen felvetés tisztázása, számszerűsítése a fenntartható halgazdálkodás érdekében a következő évek fontos kutatási feladatát fogja jelenteni a Tisza-tavon.

Irodalom

- Antal L., Mozsár A., Czeglédi I. (2011): Különböző hasznosítású Tisza-menti holtmedrek halfaunája. *Hidrológiai Közöny* 91/6: 11–14.
- 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 edition, IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, UK.
- Berinkéy L. (1966): *Halak*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 136.
- von Bertalanffy, L. (1957): Quantitative laws in metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32: 217–231.
- Bhattacharya, C. G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- Bíró P. (2001): A halhozam változások trendje a Balatonban. *Hidrológiai Közöny* 81/5-6: 326–328.
- Bíró P., Specziár A., Tölg L. (1999): Táplálékhálózatok - anyagforgalom a Balatonban. *Hidrológiai Közöny* 79/6: 305–308.
- 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.
- Györe K. (1996): A Tisza halállományának abszolút populációnagysága. *Halászatfejlesztés* 19: 102–118.
- (Halasi-)Kovács B. (1998): Különböző növényállományokhoz kötődő halegyüttesek ökológiai vizsgálata a Tisza-tavon. *Halászatfejlesztés* 21: 37–45.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Halasi-Kovács B., Váradi L. (2012): A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 191–201.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 1–9.
- Hanel, L. (1991): Growth of four cyprinid fishes in the river Berounka (Central Bohemia). *Zivocisna Vyroba* 36: 929–937.
- Harka Á. (1977): A süllő (*Stizostedion lucioperca* L.) növekedése a Tisza tiszafüredi szakaszán. *Állattani közlemények* 64/1-4: 45–53.
- Harka Á. (1979): A Tisza II. halászati és halbiológiai problémái. *Halászat* 72: 27–28.
- Harka Á. (1981): A csuka növekedése a Tisza tiszafüredi szakaszán. *Állattani közlemények* 67–75.
- Harka Á. (1984): A harcsa növekedése a Tisza tiszafüredi szakaszán. *Állattani közlemények* 93–101.

- Harka Á. (1985): A Kiskörei-víztározó halállománya. *Halászat* 31 (78): 35–37.
- Harka Á. (1986): A harcsa növekedése. *Halászat* 79/2: 44–46.
- Harka Á. (1990): A ponty (*Cyprinus carpio* L.) növekedése a kiskörei tározótóban. *Halászat* 83/6: 190–192.
- Harka Á. (1993): A süllő növekedése a Tisza-tóban. *Halászat* 86:20–21.
- Harka Á. (1997): *Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató*. Budapest.
- Harka Á. (2008): A Tisza-tó halfaunája és a gazdaságilag jelentősebb halainak állományváltozásai. *Halászat* 101/4: 160–173.
- Harka Á., Antal L. (2007): A tarka géb - *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) - ívási idejének változása és az egynyaras korosztály méretviszonyai a Tisza-tóban. *Pisces Hungarici* 2: 141–145.
- Harka Á., Antal L., Mozsár A., Nyeste K., Szepesi Zs., Sály P. (2012): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén. *Pisces Hungarici* 6: 55–58.
- 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., Papp G., Sály P. (2012): Adatok az sügér (*Perca fluviatilis*) egynyaras (0+) ivadékának Tisza-tavi növekedéséhez. *Pisces Hungarici* VI: 75–78.
- Harka Á., Sály P., Antal L. (2007): Adatok a Tisza-tó egynyaras (0+) compóinak (*Tinca tinca* L.) növekedéséről. *Pisces Hungarici* 1:102–105.
- Juhász L., Harka Á. (2003): A Tisza-tó halfaunája és védelme. 23–47 p. In Juhász, L., Harka, Á. (ed.): *A debreceni Déri Múzeum Évkönyve*. A Hajdú-Bihar Megyei Múzeumok Igazgatósága, Debrecen.
- Kakareko, T. (2001): The diet, growth and condition of common bream (*Abramis brama* L.) in Włocławek Reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 31/2: 37–53.
- Kovács P. (1991): A ponty ívási zavarai a Kiskörei-tározóban. *Halászat* 84:58–61.
- Miller, P. J. (1986): Gobiidae. 1019–1085 p. In Whitehead, P. J. P., Bauchot, M. L., Hureau, J. C., Nielsen, J., Tortonese, E., (ed.): *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, Vol. III, Paris: UNESCO.
- Mozsár A., Antal L., Lövei G. Zs. (2009): A Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében lévő holtmedrek halfaunája, valamint a természetvédelmi értékesség megítélése. *Pisces Hungarici* 3: 161–166.
- Nyeste K., Harka Á. (2011): A tározótér szerepe a Tisza-tó ivadék-utánpótlásában. *Halászat* 104/1: 10–11.
- Raczyúski, M., Czerniejewski, P., Witkowska, M., Kiriaka, B. (2008): Age and Growth rage of roach (*Rutilus rutilus* L.) from 3 lakes used for recreational fishing. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego – OL PAN*, 5A: 106–116.
- Specziár A., Bíró P., Tölg L. (1997): A bodorka, a dévérkeszeg, a karikakeszeg és az ezüstkárász növekedése és táplálkozása a Balaton parti sávjában. *Hidrologiai Közlemény* 77/1-2: 87–89.
- Tesch, F. W. (1968): Age and Growth. 93–123 p. In Ricker, W. E. (ed.): *Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Treer, T., Opačak, A., Aničić, I., Safner, R., Piria, M., Odak, T. (2003): Growth of bream (*Abramis brama*) in the Croatian section of the Danube. *Czech Journal of Animal Science* 48/6: 251–256.
- Vinni, M., Horppila, J., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Nyberg, K. (2000): The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality. *Aquatic Ecology* 34: 421–431.
- Zsuga K., Bancsi I. (1995): Biodiverzitás alakulása a Kiskörei-tározóban. *Biomonitorozás-Biodiverzitás*: 37. *Hidrobiológus Napok, Tihany*, 71–74.

Authors:

Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu), Gábor PAPP (papp.gabor@sporthorgasz.eu), Tamás POSTA, Krisztián NYESTE (nyestekrisztian@gmail.com)



A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) elterjedése és megőrzése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén

Distribution and conservation of the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) at the range of the Fertő-Hanság National Park (North-West Hungary)

Ambrus A.¹, Sallai Z.²

¹Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen

Kulcsszavak: Hanság, Szigetköz, csatornák, betelepítés

Keywords: Hanság, Szigetköz, canals, introduction

Abstract

This article deals with the subrecent records of the Mudminnow from the Fertő-Hanság-Szigetköz area, the causes of the decline and the new records of the running faunistical works since 2005.

Kivonat

A közleményben a lápi póc Fertő-Hanság-Szigetköz térségre vonatkozó korábbi előfordulási helyei, a visszaszorulás okai és a 2005 óta folyó faunisztikai vizsgálatok által feltárt újabb eredmények kerülnek taglalásra. Az egyes területi egységek tekintetében konkrét beavatkozási javaslatok és elvégzendő feladatok kerülnek megfogalmazásra.

Bevezetés

A lápi póc magyarországi népessége a 19. századi folyószabályozásokat és lecsapolási munkákat követően drasztikusan lecsökkent. Az elmúlt évtizedek száraz évei számos kisvíz kiszáradását okozták, így további élőhelyeiről tűnt el a faj. Napjainkban az invazív amurgéb (*Perccottus glenii*) kompetíciója jelent további veszélyt fennmaradására. A halmozottan jelentkező negatív hatások indokolják, hogy az IUCN vörös listáján sebezhető (vulnerable) minősítésű faj a legújabb hazai értékelés szerint (Guti et al. 2014) veszélyeztetett (endangered) besorolást kapott. Ebben a helyzetben fontos, hogy a faj recens lelőhelyeit feltárjuk, s az ott élő populáció megőrzéséről gondoskodjunk. Dolgozatunk a vizsgált térség lápi póc állományainak jelenlegi helyzetéről és megőrzésének lehetőségeiről szolgál adatokkal.

Eredmények és értékelés

Korábbi lelőhelyek

A Fertő-Hanság térségében korábban jelentős állományai éltek a lápi pócnak. A Rábaköz-Hanság-Szigetköz vízrendszeréből még az utóbbi évtizedekben is népes kolóniákat jeleztek a kutatók, a Fertőből azonban csak archív adataink vannak. A tó magyar oldalán 1901-ben észlelték (Vutskits 1901), osztrák részről pedig egy 1935-ből származó adatát tartják nyilván (Wanzenböck & Spindler 1995).

A Hanság medencéjével valamelyest összefüggő vízrendszert képező Szigetközből Harka és Sallai (2004) még említi a lápi póc előfordulását, de a Duna elterelése után a legnagyobb állomány (Lipót, morotva) gyakorlatilag kipusztult, és szórványos adatai is egyre fogytak,

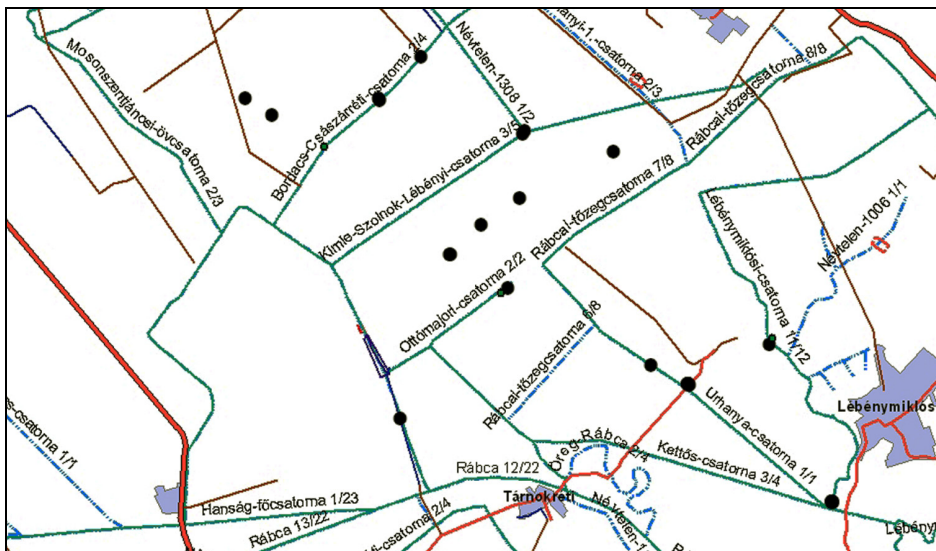
míg a legutóbbi évekre meg is szűntek a faj jelenlétéről szóló híradások. Néhány éve azonban egy mély fekvésű, az Öreg-Duna vízrendszerétől távolabbi területen (Lajmák), valamint a hozzá tartozó belvízcsatorna-rendszer ágaiban (Bácsai-csatorna, Örömkő-laposi-csatorna) – Szabó Csaba tájegységvezető útmutatása alapján a BioAqua Pro Kft. munkatársaival együtt – sikerült rátalálni a faj egy fennmaradt populációjára. Ezt követően a vízrendszer több pontján is előkerült, bár életterét a száraz időszak erősen szűkítette. Mára a Tóköz egykor ismert pócnépeségei (Keresztessy 1992, Lengyel 1999) is eltűntek, az utolsó példányok a Kónyi-tó Tündér-tó kiszáradásával pusztultak el.

Sevcsik és munkatársai (2002) az Észak-Hanság egyetlen mintavételi pontján, az Ottómajori-csatornán találták meg a pócot. Ezt követően több vizsgálatra is sor került, kezdetben a vízi makrogerintelenek gyűjtésére használt kézi hálóval, később elektromos halászgép használatával, amelyek eredményeként a csatornarendszer több pontjáról sikerült kimutatni, főleg kisebb, dús növényzetű élőhelyekről.

Recens lelőhelyek

A lápi póc élőhelyeinek felkutatása az utóbbi 10 évben is folyt, lelőhelyeink a következők:

- 2005.04.09. Lébényi-csatorna (kb. 40-50 példány)
- 2008.07.30. Lébény, Ottómajori-csatorna (2) Sallai Z., Orcsik T., Ambrus A.
- 2008.07.30. Lébénymiklósi-csatorna (14) Sallai Z., Orcsik T., Ambrus A.
- 2008.07.30. Bordacs-Császárreti-csatorna (5) Sallai Z., Orcsik T., Ambrus A.
- 2008.07.30. Úrhanya-csatorna (22) Sallai Z., Orcsik T., Ambrus A.
- 2012.08.30. Bordacs-Császárreti-csatorna (genetikai vizsg.) Takács P. és mts., Ambrus A.
- 2013.01.10. Úrhanya-csatorna (6) Ambrus A., Kugler P.
- 2013.03.12. Ottómajori-csatorna (5) Ambrus A., Kovács N., Peszlen R.
- 2013.03.12. Névtelen-árok (1) Ambrus A., Kovács N., Peszlen R.
- 2013.06.26. Névtelen-árok, 9 gyűjtőhely (25) Ambrus A., Rottembiller A., Balogh H.
- 2013.10.16. Úrhanya-csatorna (13) Ambrus A.



1. ábra. A lápi póc recens lelőhelyei a Hanságban
Fig. 2. Recent spots of the mudminnow on the Szigetköz

A Dél-Hanságnak a Nyirkai-Hany nevű, 2001-ben elárasztott élőhely-rekonstrukciós területe közelében, a tőzeges talajon átszűrődött vízzel táplált egykori Rábca-ágak helyén lápi jellegű vizes élőhelyek alakultak ki. Ezekbe 2005-ben több száz lápi pócot sikerült telepíteni egy állománymentésből (a kiskunsági Kolon-tó vízszintjének csökkentésekor

kiszabadult, pusztulásra ítélt egyedekből). A kihelyezések időpontja és helyszíne a következő volt:

2005.04.09. Lébényi-csatorna (kb. 40-50)

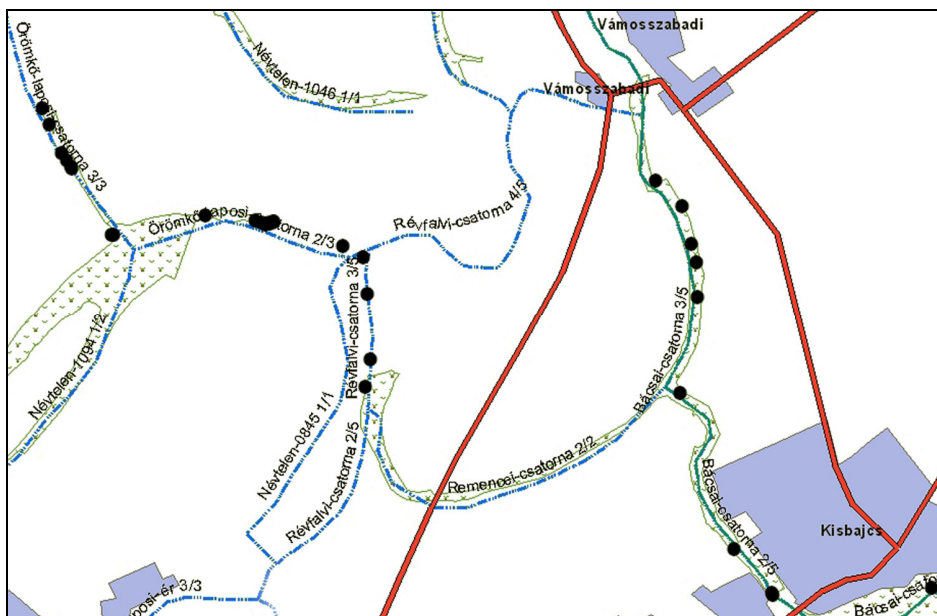
2005.04.09. Úrhanya-csatorna (50-60)

2005.04.09. Nyirkai-Hany II. sz. tó: (200-300)

2005.04.09. Nyirkai-Hany, Bikafej-rét, (rekonstrukción kívüli, lápi jellegű víztest, 250-300)

A betelepített állományok monitorozása azt mutatja, hogy a népségük azóta nemcsak megerősödött, hanem néhány további csatornába is eljutott.

A Szigetközben az egyetlen fennmaradt stabil populáció kiterjedése a Lajmák és a Bácsai-csatorna vízrendszerére korlátozódik. A jelenleg zajló vízépítési munkák a mentett oldali vízpótló rendszer bizonyos mértékű átalakításával járnak, ami a fennmaradt pócnépséget veszélyeztetné, ezért a főként csatornakotrásból, iszapolásból és kaszálásból álló munkákat szakaszoltuk, hogy az egyes szakaszok munkálatai között az állomány regenerálódhasson. A vízpótló rendszer üzemelése során újabb, alkalmas élőhelyek vízellátását is biztosítjuk.



2. ábra. A lápi póc recens lelőhelyei a Szigetközben
Fig. 2. Recent spots of the mudminnow on the Szigetköz

2010.09.30. Órömkő-laposi-csatorna több pontján (46 pld.), Ambrus A., Szabó Cs.

2010.10.07. Órömkő-laposi-csatorna (40), Sallai Z., Miskolczi L., Ambrus A.

2010.11.23. Bácsai-csatorna, (40), Ambrus A., Szabó Cs., Ásványi A., Horváth Gy.

2010.11.23. Révfalui-csatorna (9), Ambrus A., Szabó Cs., Ásványi A., Horváth Gy.

2010.11.23. Órömkő-laposi-csatorna (8), Ambrus A., Szabó Cs., Ásványi A., Horváth Gy.

2012.08.30. Órömkő-laposi-csatorna, genetikai mintavétel Takács P. és mts., Ambrus A.

2013.04.03. Órömkő-laposi-csatorna (6), Révfalui-csatorna (5), Ambrus A., Szabó Cs.

2013.05.10. Bácsai-csatorna (40), Órömkő-laposi-csatorna (1) Ambrus A. és mts.

2013.09.19. Órömkő-laposi-csatorna (12) Sallai Z., Miskolczi L., Ambrus A. és mts.

2013.10.16. Bácsai-tó (4), Erős T., Ambrus A.

2013.10.25. Bácsai-tó (1), Ambrus A.

2013.11.28. Órömkő-laposi-csatorna (6), Keserű B., Ambrus A., Szabó Cs., Véghelyi E.

Tervezett beavatkozások a faj megőrzése érdekében

Mára az ország keleti felén tapasztalt amurgéb-terjeszkedés miatt nyilvánvalóvá vált, hogy a lápi póc hazai állományát hatékony eszközökkel kell megsegíteni. A faj megőrzése érdekében készült egy fajvédelmi program (Tatár et al. 2010), amelynek lényege a mesterséges szaporítás és visszatelepítés, Müller és munkatársai (2011) pedig részletesen ismertették a mesterséges szaporítás módszerét és a módszer alkalmazásának sikerét. A lehetőség tehát adott, az alkalmas területek kiválasztása után haladéktalanul el kell kezdeni a munkát, lehetőség szerint helyben gyűjtött anyaállománnyal. A lápi póc hazai populációinak a genetikai vizsgálatának eredményei hamarosan publikusak lesznek (Takács Péter szóbeli közlése), s ennek alapján sor kerülhet esetleg más területek benépesítésére is.

A Fertő déli, tőzeges területein található néhány olyan víztest, csatorna, árok és egy korábban felhagyott tőzegbánya (Hidegség), ahol a lápi póc feltehetőleg megtalálná létfeltételeit. A Fertő környékére való visszatelepítést a Hanságból származó népeiséggel lenne célszerű megkísérelni.

Az Észak-Hanságban a csatornarendszer fenntartási munkái veszélyeztetik a faj fennmaradását. Itt a térségi vízgazdálkodási elvek felülvizsgálata jelent sürgető feladatot. El kell dönten, hogy egyáltalán szükség van-e a Hanság ilyen mértékű, folyamatos lecsapolására. Ugyanis a védett és a Natura 2000-es területek létesítéséhez a fő indokot nem a területen folytatott (főleg erdő-)gazdálkodás, hanem a lápi jellegű vegetáció és a jellegzetes állatvilág – benne a lápi póc – fenntartása adja.

A Dél-Hanságban – a Nyirkai-Hany mellett – megfelelő vízellátottság esetén a Fövényes-tó tűnik alkalmasnak hasonló jellegű, „üzemszerű” szaporítási kísérlet helyszínéül, amihez az előkészületek megtörténtek, de a vízvisszatartó műtárgy még javításra szorul.

A Szigetközben a Lipóti-morotva – noha jelentős és folyamatos vízpótlásban részesül – úgy tűnik, még nem nyerte vissza korábbi állapotát (halnépességének tetemes részét teszik ki az invazív fajok), a lápi póc visszatelepítésére még nem látszik alkalmasnak. Megfelelő élőhelynek tűnik viszont a Zátunyi-Duna, ahol korábban élt a lápi póc, illetve annak egyik holtága, valamint egy vízrendszerhez kapcsolódó csatorna, amely a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében van.

Irodalom

- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. pp. 269.
- Keresztessy K. (1992): Halfaunanisztikai kutatások a Fertő és a Hanság körzetében. *Halászat* 85/2: 58–60.
- Lengyel P. (1999): A kónyi Tündér-tó (Fertő–Hanság Nemzeti Park) halfaunája. *A Puszta* 15: 97–100.
- Müller T., Balován B., Tatár S., Müllerné T.M., Urbányi B., Demény F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megeőrzése érdekében. *Pisces Hungarici* 5: 15–20.
- Sevcsik A., Vida A., Vörös J. (2002): Ichthyofauna of the Hanság. p. 725–733. In: Mahunka S. (ed.): *The fauna of the Fertő-Hanság National Park*. Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- Tatár S., Sallai Z., Demény F., Urbányi B., Tóth B., Müller T. (2010): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram. *Halászat* 103/2: 70–75.
- Vutskits Gy. (1901): Magyar- és Horvátország ritkább halfajainak újabb termőhelyeiről és földrajzi elterjedéséről. *Természettudományi Közlemények, Pótfüzet* 33: 158–162.
- Wanzenböck, J., Spindler, T. (1995): Rediscovery of *Umbra krameri* Walbaum, 1792 in Austria, and subsequent investigations. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 97 B: 450–457.

Authors:

András Ambrus (ambrus.andras@gmail.com), Zoltán Sallai (csuka@akvapark.hu)



A Szirman-géb (*Ponticola syrman* Nordmann, 1840) magyarországi előfordulásáról beszámoló korábbi közlemény felülvizsgálata

Revision of the report about the occurrence of *Ponticola syrman* (Nordmann, 1840) in Hungary

Guti G.

MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest

Kulcsszavak: ivari dimorfizmus, morfometriai összehasonlítás, ponto-kaszpikus géb, Duna
Keywords: sexual dimorphism, morphometric comparison, Ponto-Caspian goby, Danube

Abstract

According to recent morphologic examination of a fish specimen collected in the Danube section at Baja in 1997 and identified as Syrman goby (*Ponticola syrman*) (Guti 1999), it was concluded, that its former identification was not correct. It can be identified as monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) by evaluation of more detailed descriptions of gobiid species have been recently published. The former identification was false due to modification of morphometric characteristics with emerging sexual dimorphism in spawning period, and on the basis of its revision, occurrence of Syrman goby has not been proved in the Middle Danube region.

Kivonat

A Duna bajai szakaszán egy 1997-ben gyűjtött és Szirman-gébként (*Ponticola syrman*) azonosított (Guti 1999) hal újabb morfológiai vizsgálata alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a korábbi fajhatározás nem volt helyes. Az azóta megjelent részletesebb fajleírásokat értékelve, a hal folyami gébként (*Neogobius fluviatilis*) azonosítható. A korábbi határozás az ívási időszakban kialakuló ivari dimorfizmussal megváltozott morfometriai mutatók következtében volt téves, ezért annak revíziója alapján a Szirman-géb előfordulását nem tekinthetjük bizonyítottnak a Közép-Duna térségében.

Bevezetés

A ponto-kaszpikus régió egyes endemikus halfajainak Közép- és Nyugat-Európa irányába történő terjeszkedésének felgyorsulása közismert (Ahnelt et al. 1998, Guti 2000, Harka & Bíró 2006). A 19. századtól a gébfélék több faja is megjelent a Duna magyarországi szakaszán (Pintér 1989, Erős & Guti 1997, Guti et al. 2003, Guti 2005), illetve a Kárpát-medence vízrendszerében (Harka 1988, Bíró 1972, Harka 1993, Harka & Sallai 2004, Harka & Bíró 2006, 2007). Az 1990-es években, amikor számos új gébfaj került elő a térségünkben, a Duna bajai szakaszán (1481 fkm) egy számunkra nehezen azonosítható gébbel találkoztunk 1997. szeptember 23-án. Több hazai és külföldi szakértővel konzultálva igyekeztünk nászruhás hím egyedeket meghatározni, végül a morfológiai bélyegeket (Bănărescu 1964, Miller 1986) értékelve, kizárásos alapon a Szirman-géb (*Ponticola syrman* Nordman, 1840) – a korábbi nevezéktan szerint *Neogobius syrman* – tűnt leginkább valószínűnek (Guti 1999). Az azóta eltelt mintegy másfél évtizedben újabb gébfajok jelentek meg térségünkben (Guti et al. 2003, Guti 2005, Halasi-Kovács et al. 2011), viszont a Szirman-géb, illetve az annak vélt halhoz hasonló újabb példányok nem kerültek elő. Időközben sikerült Szirman-géb egy fekete-tengeri példányáról készített jó minőségű fényképekhez is hozzájutnunk, amely alapján nyilvánvalóvá vált, hogy a korábbi fajmeghatározást felül kell vizsgálnunk.

Módszer

A hal meghatározását a szakirodalom hagyományos fajleírásaiban található morfolometriai mutatók (Sl standard hossz, H törzs legnagyobb magassága, h törzs legkisebb magassága, lc fej hosszúsága, lac fej szélessége, pD_1 predorzális távolság, ID_2 második hátúszó alapjának hossza, lpc faroknyél hossza, IV hasi tapadókorong hossza, prO preorbitális távolság, Oh horizontális szemátmérő, poO posztorbitális távolság) (Miller 2003), valamint a pikkelyek száma és elhelyezkedése, továbbá a fogazat összehasonlító vizsgálatával végeztük. A morfolometriai mutatók számításához szükséges alapadatokat a gyűjtés után mintegy tíz nappal mértük, ezért a konzerválási eljárások nem torzították azokat. A gébfélék fején az oldalvonalrendszer finom hálózatában megfigyelhető mintázatok alapján viszonylag jól azonosíthatóak a fajok (Miller 1986). A kérdéses halunk fejének részletesebb tanulmányozását közel 6 hónapos mélyhűtött tárolást követően végeztük, de az ismételt vizsgálatok során történt néhány felolvasztás és lefagyasztás következtében az oldalvonalrendszer érzékelő gödröcskéi kevésbé voltak felismerhetőek, így a faj azonosítására ez a módszer nem volt alkalmas. A faj korábbi határozását (Guti 1999) a Szirman-géb és a dunai gébfajok utóbbi évtizedben publikált részletesebb morfológiai leírásait (Pinchuk et al. 2003a, b, Vasil'eva & Vasil'ev 2003, Polačik et al. 2012) elemezve vizsgáltuk felül.

Eredmények

A Duna bajai szakaszán gyűjtött géb (1. ábra) morfológiai paramétereit (Guti 1999) alapján egyértelműen megállapítható, hogy a hal a *Neogobius* és a *Ponticola* génuszok fajaihoz hasonló megjelenésű, és semmiképpen sem lehet *Proterorhinus*, amelynek első orrlyukai rövid csövecskéket képeznek.



1. ábra. A Duna bajai szakaszán 1997-ben gyűjtött géb
Fig. 1. Specimen of gobiid species collected in the Danube at Baja in 1997

A Közép-Dunán ismert előfordulású gébek közül kizárható a csupasztrókú géb, (*Babka gymnotrachelus*), mert annak kopolyúfedője, tarkója és mellúszójának töve pikkelytelen, továbbá a hasi tapadókorongjának elülső lemezén nincsenek oldallebenyek. A kérdéses hal oldalsó pikkelysorában 65 pikkely számolható, ezért feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) sem lehet, amelynek lényegesen kevesebb, 49-55 (45-57) pikkelye van az oldalvonala mentén. A Kessler-géb (*Ponticola kessleri*) szintén kizárható a végbélnyílás helyzete alapján. A kérdéses géb végbélnyílásának vertikális vonala és az orr közötti távolság (pAN) a törzhossz 50,0 %-a, viszont a Kessler-géb esetében ez az arány lényegesen nagyobb, 61,1 (59,5-64) %. Hasonlóan jelentős az eltérés a hasi tapadókorong töve és a végbélnyílás közötti távolság ($V-AN$) törzhosszhoz viszonyított arányában, amely a

kérdéses halnál 21 %, a Kessler-géb esetében viszont 29,8 (28,3-32,4) % (Vasil'eva & Vasil'ev 2003).

A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) általános leírásával sem egyeznek minden vonatkozásban a bajai Duna-szakaszon előkerült hal morfológiai adatai. Viszonylag rövid a hasi tapadókorongjának hossza (*IV*), a törzshossz 17 %-a, viszont a Dnyeszterben, valamint az Azovi- és a Kaszpi-tengerben megvizsgált folyami gébek tapadókorongjának relatív hossza 18,5-24,7 % (1. táblázat) (Pinchuk et al. 2003a). A posztorbitális távolság (*poO* – a szemüreg hátsó széle és a kopolyúfedő hátsó pereme között) és fej hosszának aránya 59,7 %, amely szintén jelentősen meghaladja a folyami gébet jellemző 46,6-54,8 % értéktartományt, mint ahogy a farokúszó relatív hossza (*lpc* = 19,1 %) is nagyobb a szakirodalmi adatoknál, 12,7-16,7 % (1. táblázat) (Pinchuk et al. 2003a). A kérdéses géb második hátúszójának szegélye inkább párhuzamosan halad a hátvonallal, eltérően a folyami gébre jellemző hátrafelé lejtő hátúszótól. Az oldalvonal mentén haladó pikkelysorban számolt 65 pikkely a felső határérték a folyami géb bélyegeiben. Bulgáriai adatok szerint meglehetősen ritka a 65 pikkellyel rendelkező egyedek gyakorisága, 0,7 % (Pinchuk et al. 2003a).

1. táblázat. A bajai Duna-szakaszon gyűjtött géb (*B*) morfológiai mutatói, valamint a *Ponticola syrman* (*S1-S3*) és a *Neogobius fluviatilis* (*F1-F3*) morfológiai adatai (Pinchuk et al. 2003a,b). *S1*: Dnyeszter torkolat, *S2*: Dnyeszter torkolat 2, *S3*: Berezanszki folyó torkolat, *F1*: Dnyeszter, *F2*: Azovi-tenger, *F3*: Kaszpi-tenger (A morfológiai mutatók jelölésének magyarázatát lásd a szövegben.) A szürkével kiemelt adattartományok eltérnek a *B* oszlop adataitól

Table 1. Morphometric data of specimen of gobiid fish collected in the Danube at Baja (*B*) and literary morphologic data of *Ponticola syrman* (*S1-S3*) and *Neogobius fluviatilis* (*F1-F3*) (Pinchuk et al. 2003a,b). *S1*: Dniester estuary, *S2*: Dniester estuary 2, *S3*: Berezansky estuary, *F1*: Dniester, *F2*: Sea of Azov, *F3*: Caspian Sea (Description of morphometric codes is in the text). Shaded data differ from data of *B* column

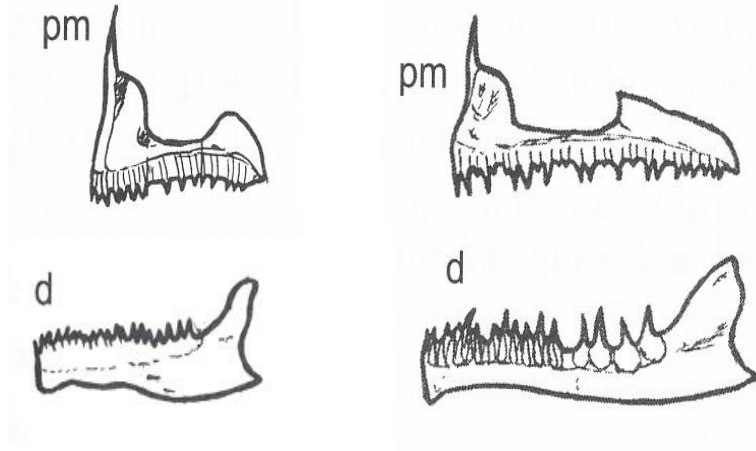
Mutatók	B	<i>Ponticola syrman</i>			<i>Neogobius fluviatilis</i>		
		S1	S2	S3	F1	F2	F3
n	1	25	25	25	25	15	25
Sl mm	108	113-136	138-161	105-133	88-134	119-146	67-123
% of Sl							
H	19,0	18,1-22,8	17,5-22,4	17,7-20,7	17,2-24,6	15,6-18,5	16,5-23,3
h	8,5	8,3-10,0	8,5-10,4	8,7-9,4	7,5-9,7	7,3-8,4	7,2-8,9
lc	29,1	29,8-33,6	30,3-32,4	31,8-34,8	28,9-31,2	29,3-31,3	28,8-31,5
lac	20,4	20,6-24,2	21,3-23,7	20,4-22,8	19,3-24,6	21,4-24,6	19,4-24,8
pD ₁	32,7	33,9-37,2	33,5-36,6	35,1-38,4	32,5-35,7	31,8-35,0	33,1-36,5
lD ₂	37,4	34,3-39,2	35,3-38,9	34,4-38,9	30,8-36,6	33,6-37,7	32,9-36,6
lpc	19,1	15,3-17,9	15,1-18,3	14,3-17,4	13,9-16,7	13,6-15,9	12,7-16,3
IV	17,0	16,1-21,4	17,9-20,3	20,2-21,9	18,5-21,8	19,2-23,4	20,2-24,7
% of lc							
prO	31,5	32,6-40,0	32,6-42,9	34,2-41,4	32,2-40,6	34,8-37,5	30,0-38,0
Oh	20,7	15,8-18,3	14,8-17,3	16,1-18,7	15,8-22,2	16,3-18,1	17,7-24,0
poO	59,7	51,2-57,2	52,0-54,6	50,7-54,7	47,6-51,7	48,7-54,8	46,6-52,5

A jelentős posztorbitális távolság, a viszonylag hosszú farok, a hasnál lényegesen rövidebb tapadókorong és az oldalsó pikkelysorban számolható 65 pikkely alapján véltük korábban, hogy a kérdéses géb Szirman-géb lehet. A korábbi következtetésünket azonban a részletesebb elemzések nem támasztják alá, a következők miatt:

- a fejhossz (29,1%) kisebb, mint a fajra jellemző 29,8-34,8% (1. táblázat),
- a preorbitális távolság (31,5%) rövidebb, mint a fajra jellemző 32,6-42,9 %,

- a predorzális távolság (32,7%) nem éri el a fajra jellemző 33,5-38,4% tartományt,
- a szájszeglet hátsó szélének vertikális vonala nem éri el a pupillát,
- a fogazat egyenletes, nem annyira erőteljes, mint ami a fajra jellemző (2. ábra).

A különböző gébfajok ismertetőjegyeit áttekintve végül egyik fajleírás sem egyezik teljes mértékben a Duna bajai szakaszán gyűjtött hal jellemző tulajdonságaival.



2. ábra. A *Neogobius fluviatilis* (balra) és a *Ponticola syrman* (jobbra) fogazata. pm: előállcsont, d: fogcsont (Pinchuk et al. 2003 a,b)

Fig. 2. Teeth structure of *Neogobius fluviatilis* (left) and *Ponticola syrman* (right). pm: premaxilla, d: dentary (Pinchuk et al. 2003 a,b)

Értékelés

A Duna bajai szakaszán 1997-ben gyűjtött és korábban Szirman-gébként azonosított (Guti 1999) halfaj újabb morfológiai vizsgálata alapján arra a megállapításra jutottunk, hogy a faj meghatározása tévesen történt. Az utóbbi évtizedben megjelent részletesebb fajleírásokat értékelve, a kérdéses hal a folyami gébhez hasonlít leginkább.

A határozás korábbi nehézségét az ívási időszakban kialakuló ivari dimorfizmussal magyarázhatjuk, amelynek következtében a gébek hímjeinek morfológiája jelentősen megváltozhat. Egyes testrészek arányainak átmeneti módosulása, problematikussá teheti a fajok azonosítását a gyakorlott szakemberek számára is, különösen a folyami géb és a Szirman-géb megkülönböztetése esetén (Pinchuk et al. 2003a). Az általunk szeptember végén gyűjtött nászruhás példányon az ívási időszakban a hímekre jellemző elváltozásokat lehetett megfigyelni, a hal színe teljesen fekete volt, a feltűnően magas úszóinak szegélye kirojtosodott, a feje kiszélesedett, az állkapcsa erősen megvastagodott és teste laposabb volt a megszokottnál. Feltehetően a nászruhás megjelenéssel magyarázhatjuk a néhány morfometriai mutató eltérését a fajra általában jellemző értékektől. Időszakos módosulás lehet a farok meghosszabbodása, a hasi tapadókorong rövidülése, valamint a kopoltyúfedők kismértékű megnyúlása, amely következtében posztorbitális távolság is megnövekedik. Az ívási időszakban a Szirman-géb a színváltozása nem jelentős (Pinchuk et al. 2003b). A teljesen fekete színezett kialakulása elsősorban a folyami géb és a feketeszájú géb hímjein figyelhető meg (Pinchuk et al. 2003c), de az utóbbit egy jellegzetes bélyeg, az oldalsó pikkelysor jelentősen eltérő pikkelyszáma miatt zártuk ki a lehetséges fajok közül. A látványos ivari dimorfizmus mellett, a fogazat struktúrája is azt igazolja, hogy a bajai Duna-szakaszon gyűjtött hal valójában folyami géb. A korábbi téves fajhatározás revíziója alapján kijelenthetjük, hogy a Szirman-géb nem tekinthető bizonyítottan előforduló halfajnak a Közép-Duna térségében.

Irodalom

- 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.
- Bănărescu, P. (1964): Fauna Republicii Populare Romine, Pisces – Osteichthyes, Vol. 13. *Academia Republicii Populare Romine, Bucuresti*, pp. 959.
- Bíró, P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton – a Ponto-Caspian goby new to the fauna of Central Europe. *Journal of Fish Biology* 4: 249–255.
- Erős T., Guti G. (1997): Kessler géb (*Neogobius kessleri* Günter, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83–84.
- Guti G. (1999): Syrman-géb (*Neogobius syrman*) a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 92: 30–33.
- Guti G. (2000): A ponto-kaszpikus gébfélék (*Gobiidae*) terjedése a Közép-Duna térségében. *Hidrológiai Közöny* 80/5–6: 303–305.
- Guti G. 2005: A csupaszotorkú géb, *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 98/4: 161–162.
- Guti G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B. (2003): A kerekfejű géb, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96/3: 116–119.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L., Nagy, S. A. (2011): First record of a Ponto-caspian *Knipowitschia* species (*Gobiidae*) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Harka Á. (1988): A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) terjeszkedése és kelet-magyarországi megjelenése. *Halászat* 81/3: 94–95.
- Harka Á. (1993): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. *Halászat* 86/4: 180–181.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi egyesület, Szarvas, Budapest. pp. 269.
- Harka Á., Bíró P. (2006): Ponto-kaszpikus halfajok jelenkori terjedése Európában. *Halászat* 99/1: 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 Journal of Ichthyology* 1: 1–14.
- Miller, P. J. (1986): Gobiidae. p. 1019–1085. In: Whitehead, P. J. P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortonese, E. (eds.): *Fishes of the Northeastern Atlantic and the Mediterranean*, UNESCO, Paris.
- Miller, P. J. (ed.) 2003: *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim, pp. 404.
- Pinchuk, V. I., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P., Miller, P. J. (2003a): *Neogobius fluviatilis*. p. 222–252. In: Miller, P. J. (ed.) *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- Pinchuk, V. I., Vasil'eva, E. D., Miller, P. J. (2003b): *Neogobius syrman*. p. 377–397. In: Miller, P. J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- Pinchuk, V. I., E. D. Vasil'eva, V. Vasilev, P. J. Miller (2003c): *Neogobius melanostomus*. p. 293–345. In: Miller, P. J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Polačik, M., Janáč, M., Vassilev, M., Trichkova, T. (2012): Morphometric comparison of native and nonnative populations of round goby *Neogobius melanostomus* from the River Danube. *Folia Zoologica* 61/1: 1–8.
- Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P. (2003): *Neogobius kessleri*. p. 280–292. In: Miller, P. J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 8/1*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.

Author:

Gábor GUTI (guti.g@t-online.hu)



A Duna hazai szakaszán több gébfaj is meghonosodott (Sallai Zoltán felvétele)



A Duna és a Tisza a ponto-kaspikus gébek terjedésének fontos útvonala (Harka Ákos felvétele)



Is a suitable character the presence or absence of the posterior oculoscapular canal for distinguishing between *Knipowitschia caucasica* and *K. panizzae* species (Pisces, Gobiidae)?

Alkalmas-e a *Knipowitschia caucasica* és a *K. panizzae* faj (Pisces, Gobiidae) elkülönítésére a hátsó okuloszkapuláris csatorna megléte vagy hiánya?

Harka Á.¹, Halasi-Kovács B.²

¹Hungarian Ichthyological Society, Tiszafüred

²SCIAP Ltd., Debrecen

Keywords: cephalic sensory canals, species-specific trait, identification key, evolution

Kulcsszavak: feji érzékelőcsatornák, fajspecifikus bélyeg, határozókulcs, evolúció

Abstract

The identification keys still differentiate between the species *Knipowitschia caucasica* and *K. panizzae* on the basis of the presence or absence of the posterior oculoscapular canal. Examining the preserved specimens of *K. panizzae* stored in the collection of the Museum of Natural History of Vienna, several variations were found in this trait. The canal was present in some specimens. In others, there was only a groove in its stead, and in one case, it appeared as a tube split lengthwise. There was also a specimen in which the canal was present in a regular form on one side and was absent on the other. Thus, this trait cannot be used for distinguishing between the species. An evolutionary process acting towards a total reduction of the posterior oculoscapular canal is probably taking place here.

Kivonat

A határozókulcsok a *Knipowitschia caucasica* és a *K. panizzae* fajokat még ma is a hátsó okuloszkapuláris csatorna megléte vagy hiánya alapján különböztetik el. A *K. panizzae* bécsi természettudományi múzeumban őrzött konzervált egyedeit vizsgálva többféle variációt találtunk. Egyes példányokon jelen volt ez a csatorna, másoknál csak egy árok volt a helyén, egy esetben pedig hosszában nyitott csőként jelent meg. Akadt azonban olyan példány is, amelynek egyik oldalán szabályos formában megvolt a csatorna, a másik oldalán ellenben hiányzott. Ez a bélyeg tehát a fajok elkülönítésére alkalmatlan. Feltehetőleg egy olyan evolúciós folyamatnak vagyunk tanúi, amely a hátsó okuloszkapuláris csatorna teljes redukciójának, eltűnésének irányába halad.

Introduction

Cephalic sensory canals of the lateral line system play an important part in the identification of gobiid species. For instance, identification keys (Miller 2004, Kottelat & Freyhof 2007) still consider the presence or absence of the posterior oculoscapular canal an important trait for distinguishing between *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) and *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841), in spite of the fact that Ahnelt et al. (1995) found specimens of *Knipowitschia caucasica* in which this canal was absent. The same applies to Hungarian populations of the species (Halasi-Kovács et al. 2011, Halasi-Kovács et al. 2011, Harka et al. 2012), whose identity with *K. caucasica* was proven by genetic studies (Harka et al. 2013). For comparison, we also studied some specimens of *Knipowitschia panizzae* in the Natural History Museum of Vienna, the results of which are described in this paper.

Material and methods

Our study material consisted of 9 fish specimens from the fish collection of the Natural History Museum Vienna. The fishes of the lot NMW29805, registered as *Gobius panizzae*, were collected by Franz Steindachner in 1881 near Isola, a town lying on the Adriatic coast, in the Gulf of Trieste (today's Slovenian town of Izola). The alcohol-preserved fishes of the lot and their cephalic sensory canals were studied one by one under a stereoscopic microscope on 11 June 2013.

Results

In accordance with the identification keys, the posterior oculoscapular canal was actually missing in some of the studied specimens, there was only a furrow-like groove in its stead. The edges of these grooves were generally rounded, but there was a specimen where they slightly curved back toward the midline, forming a sharp edge. We also found a specimen in which the recurving edges met, resulting in a canal resembling a tube split lengthwise, as well as others where the canal was present as a regular tube opening on both ends with ρ_1 and ρ_2 pores (Fig. 1). In yet another specimen, it was peculiar that the posterior oculoscapular canal was absent on the left side of the head, while it was present in a regular form on the right side of the head.

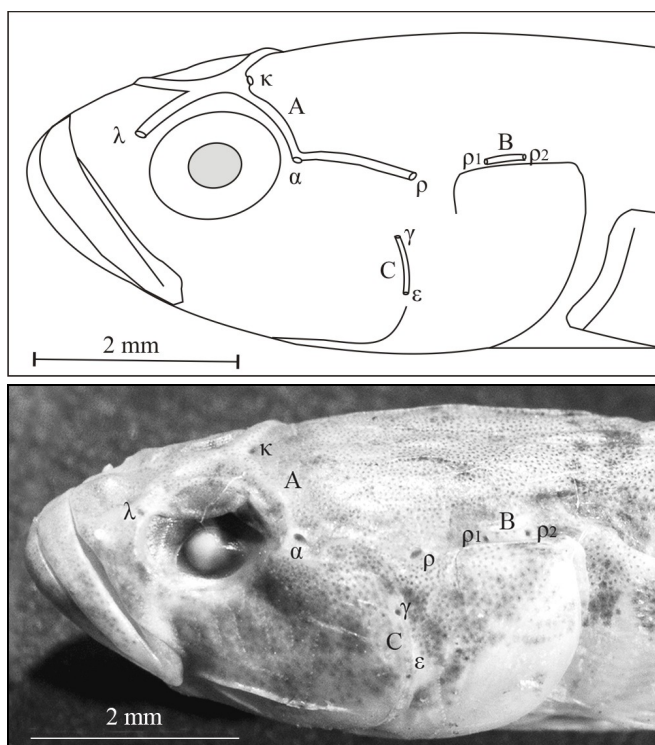


Fig. 1. Location of the cephalic sensory canals on a museum specimen of *Knipowitschia panizzae*:
 A - anterior oculoscapular canal, B - posterior oculoscapular canal, C - preopercular canal
 (drawing by Á. Harka, photo by B. Halasi-Kovács)

Discussion

Beside the earlier publications (Georghiev 1964, 1966, Miller 1972) some of the recent literatures consider that the presence or absence of the posterior oculoscapular canal is the

key or at least significant trait in the diagnosis at the *Knipowitschia* species. So the ponto-caspic and aegean *K. caucasica* has, while mediterranean *K. panizzae* has not posterior oculoscapular canal. They consider similar situation at the ponto-caspic *K. longicaudata*, which also lack the posterior oculoscapular canal.

The cephalic lateral line system of *Knipowitschia* genus considered an intrapopulation trait based on extensive investigations by Economidis & Miller (1990), and Ahnet et al. (1995). The latter found that the variation and reduction prove the periodic isolation of the Aegean populations of the *K. caucasica* from the Myocene. About 50% variation were found in presence of the posterior oculoscapular canal in the *Knipowitschia* population at the Croatian coast of Adriatic-sea, what was identified as *K. caucasica* (Kovačić & Pallaoro 2003).

The study of museum specimens of *Knipowitschia panizzae* confirm the results of latest publications and authors' earlier finding (Harka et al. 2013) that the presence or absence of the posterior oculoscapular canal is a trait not suitable for distinguishing between *Knipowitschia* species. The intermediate forms of the canal (tube not fully closed on the surface, furrow with sharp edge) allow to conclude that evolution proceeds towards a gradual reduction of the canal.

Acknowledgement

Thanks are due to Helmut Wellendorf, the manager of the fish collection of the Natural History Museum Vienna, for making the study of preserved museum specimens possible.

References

- 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. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 6/1: 49–60.
- Economidis, P. S., Miller, P. J. (1990): Systematics of freshwater gobies from Greece. *Journal of Zoology London* 221: 125–170.
- Georghiev, J. M. (1964): Some new and little known bullheads (Gobiidae, Pisces) to Bulgarian ichthyofauna. *Bull. Inst. Pisc. Pech., Varna* 4: 189–206.
- Georghiev, J. M. (1966): Composition en espèces et caractéristiques des Gobiidés (Pisces) en Bulgarie. *Izv. Inst. Ryb. Stop. Okeanogr. Varna* 7: 159–228.
- Halasi-Kovács B., Antal L. (2011): Új ponto-kaszpius gébfaj, (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései [New record of a Ponto-Caspian gobiid species (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) in the Carpathian basin]. *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. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.) [Dwarf goby (*Knipowitschia* sp.) from the Tisza river]. *Halászat* 105/2: 17.
- Harka Á., Šanda, R., Halasi-Kovács B. (2013): Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei [Appearance of a new invasive gobiid species in the Tisza river: the Caucasian dwarf goby – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916), and first results of morphological and genetic study of the population]. *Pisces Hungarici* 7: 5–11.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Kovačić, M., Pallaoro, A. (2003): Is *Knipowitschia caucasica*-like form from the Adriatic Sea a new goby species? Evidence from a morphological approach in the eastern Adriatic Sea. *Cybius*, 27/2: 131–136.
- Miller, P. J. (1972): Gobiid fishes of the Caspian genus *Knipowitschia* from the Adriatic Sea. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 52: 145–160.
- Miller, P. J. (2004): *The Freshwater Fishes of Europe* 8. *Gobiidae* 2, AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 478.

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu)



A Tisza-tó kaukázusi törpegébjeinél hiányzik az okuloszkapuláris csatorna



Ikrás kaukázusi törpegéb a Tisza-tóból (Harka Ákos felvételei)



Observation of the sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) in the Hungarian section of River Danube

Idegenhonos tokhibrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) észlelése a Duna magyarországi szakaszán

Weiperth A.¹, Csányi B.¹, György Á. I.¹, Szekeres J.¹, Friedrich T.², Szalóky Z.¹

¹MTA ŐK Danube Research Institute, Budapest

²University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Vienna

Keywords: sturgeon hybrid, non-native fish, Ipoly, Middle-Danube

Kulcsszavak: tokhibrid, idegenhonos halfaj, Ipoly, Közép-Duna

In the last decades the occurrence and spreading of several non-native fish species was observed in the river basin of the Danube, among them several sturgeon species (e.g.: Friedrich 2013, Weiperth et al. 2013). The most common are the paddlefish (*Polyodon spathula*), native in the Mississippi River basin in North America and the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*), native in practically all large Siberian rivers. Other sturgeon species introduced are the white sturgeon (*Acipenser transmontanus*), the Adriatic sturgeon (*Acipenser naccarii*), the Atlantic Sturgeon (*Acipenser oxyrinchus*) and various artificially produced hybrids. These species were originally introduced with the purpose of aquacultural utilisation in several European countries in the 20th century, and they might endanger populations of native sturgeon species if released into natural waters (Arndt et al. 2006). The protection of natural populations of sturgeon species has been a priority task of conservation biology in the last decades due to their significant decrease (Friedrich 2013). However, only a few targeted studies have been performed in order to survey the natural population of the species in the Middle Danube Basin (e.g.: Tóth 1979, Guti 2008).

After the record size flood on the Danube in 2013, between 7th and 21th July three individuals of AL sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* x *A. baerii*) were caught between the mouth of River Ipoly and the Danube at Szob (1708–1707 rkm) during a survey of juvenile fishes. All individuals were caught in deep, sandy and clay sections divided with pits. During the survey, electrofishing and small beach seine nets were used. The caught individuals were taken into the laboratory and kept in fish-tanks. The total lengths of individuals were 16.8, 17.5 and 19.2 cm long. The parental species were identified based on literature data by meristic characters, shape and structure of fins as well as shape of the mouth (Arlati et al. 1999, Costa et al. 2006) (Table 1.).

Our results prove that non-native fish species are washed out into natural waters during floods, as supposedly the sampled individuals escaped from large garden-, angling ponds or aquaculture enterprises in the drainage area during the flood and drifted into the main channel of the Danube. The appearance of non-native and hybrid sturgeon individuals in large Hungarian rivers raises many questions as they might endanger the populations of native sturgeon species through hybridization and competition. First hints of hybridization between native sterlets and non-native Siberian Sturgeons were already observed in the Upper Danube (Ludwig et al. 2009).

Table 1. The head morphometric characters of parent species and AL hybrid juveniles

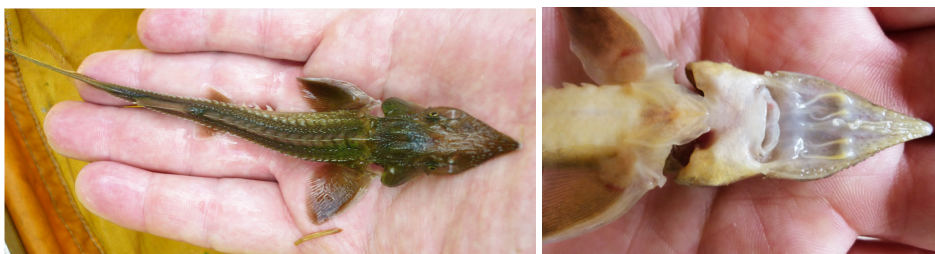
Species	Cephalic region		
	Dorsal view	Lateral view	Ventral view
<i>A. baerii</i>	longer rostrum	longer rostrum	mouth transverse and lower lip with a split in the middle, barbells reach the mouth
<i>A. naccarii</i>	upper profile usually slightly concave	higher profile	wider lateral profile, mouth transverse and lower lip with a split in the middle, outer barbels longer than inner ones
AL hybrid	transition of both parent	transition of both parent	short barbells and mouth profile similar to <i>A. baerii</i>

References

- Arlati, G., Hernando, J. A., Poliakova-Belysheva, L. A., Soriguer, M. C. (1999): Some meristic characteristics of hybrids between *Acipenser naccarii* and *Acipenser baerii*. *Journal of Applied Ichthyology* 15: 54–56.
- Arndt, G. M., Gessner, J., Anders, E., Spratte, S., Filipak, J., Debus, L., Skora, K. (2000): Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981–1999. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 16: 29–36
- Costa, C., Tibaldi, E., Pasqualetto, L., Loy, A. (2006): Morphometric comparison of the cephalic region of cultured *Acipenser baerii* (Brandt, 1869), *Acipenser naccarii* (Bonaparte, 1836) and their hybrid. *Journal of Applied Ichthyology* 22/1: 8–14.
- Friedrich, T. (2013): *Sturgeons in Austrian Rivers: Historic Distribution, current Status and Potential for their Restoration*. World Sturgeon Conservation Society: Special Publication n°5, Books on Demand, Norderstedt. pp. 75.
- Guti, G. (2008): Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband, Large rivers* 18: 61–79.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L., Reinartz, R. (2009): First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions* 11: 753–760.
- Tóth, J. (1979): Changes in the catching data of sturgeon *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian sector of the Danube. *Annals of the University of Sciences Budapest, Section Biology* 20/21: 265–269.
- Weiperth A., Staszny Á., Ferincz Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán - Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu), Béla CSÁNYI, Ágnes Irma GYÖRGY, József SZEKERES, Thomas FRIEDRICH (thomas.friedrich@boku.ac.at), Zoltán SZALÓKY



Juvenile sturgeon hybrid (*Acipenser naccarii* x *Acipenser baerii*) from the middle Hungarian section of the Danube River and detail of the rostrum from ventral side (Photo: A. Weiperth, 07. 07. 2013)

A Magyar Haltani Társaság 2013. évi működéséről

Taglétszámunk az év során 120-ról 124-re nőtt. A szavazati joggal rendelkező rendes tagok száma 110, a pártoló tagoké 14. Az anyagi és tárgyi feltételek megfelelő háttérrel biztosítottak a működéshez, amelyben most az ismeretterjesztés erősítése volt a fő cél.

Az évet a 2012. december 31-én zárult év hala választás eredményhirdetésével kezdtük. A jelöltekéről és a győztes menyhalról január elsején kiadott sajtóközleményünket számos médium átvette, és ezt követően több rádióriportban kaptunk lehetőséget a versenyben jelöltként állított fajok ismertetésére, őshonos halaink népszerűsítésére. Ugyanezt a célt szolgálták ismeretterjesztő cikkeink is, amelyek az Élet és Tudomány, a Természetbúvár, a Halászat és a délvidéki Magyar Szó hasábjain láttak napvilágot. Ezek a cikkek a honlapunkon is elérhetők, az év halainak hazai elterjedéséről összeállított, folyamatosan frissített ponttérképekkel együtt.

Új rovatként, ugyancsak az év elején indítottuk el honlapunk rejtvényoldalát, havonta bemutatva rajta egy-egy Kárpát-medencében előforduló hal fotóját, amelynek alapján meg kell állapítani a faj nevét. A játékban öt országból több mint százhusz érdeklődő vett részt, havonta átlag 50 megoldás érkezett be. Huszonkét olyan versenyző akadt, aki mindegyik fordulóban részt vett, s közülük nyolcan minden alkalommal hibátlanul válaszoltak. Ők valamennyien könyvjutalmat nyertek, amelyet postáztunk a címükre.

Az év során két ismeretterjesztő előadást kértek tőlünk, mindkettőt megtartottuk. Egyiket a szaderzsi művelődési ház közönségének, másikat a debreceni agráregyetem hallgatóinak.

Az előző évinél több kérdés érkezett honlapunk Mit fogtam? rovatához, amely szolgáltató jelleggel áll a horgászok rendelkezésére: beküldött fénykép alapján segít a fogott halak azonosításában. A kérdésekre e-mailben felelünk, de a közérdeklődésre számot tartó problémákra a honlapunkon adtunk nyilvános választ.

Tudományos téren az V. Magyar Haltani Konferencia megszervezése és lebonyolítása jelentette számunkra az év legfontosabb eseményét. A Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományi Centrumában tartott rendezvényen 14 előadás és 6 szóbeli poszterbemutató hangzott el. A közel nyolcvan főnyi hallgatóság zömét hazai szakemberek adták, köztük a halgazdálkodás és a természetvédelem felső szintű vezetői, de érkeztek résztvevők Pozsonyból, Dunaszerdahelyről, Eperjesről, Székelyhídról és Nagyváradról is.

A konferencián bemutatott előadások anyagából számos dolgozat készült. A lektorok által közlésre alkalmasnak minősített kéziratok a Pisces Hungarici 7. kötetében jelentek meg. A részben magyar, részben angol nyelvű kiadványt – társaságunk tagjain túlmenően – ingyenesen postáztuk valamennyi nemzeti parkunk, környezetvédelmi felügyelőségünk és vízügyi igazgatóságunk címére, s megküldtük az agrár-felsőoktatási, valamint a biológus- és biológiatanár-képző intézmények könyvtárainak is.

Azok a haltani tárgyú észlelések, amelyek faunisztikai vagy egyéb szempontból fontosak, de nem elegendőek egy tudományos dolgozathoz, rövid közlemények formájában kaptak nyilvánosságot. Az év során 16 ilyen kishírünk jelent meg a Halászat folyóirat részünkre biztosított rovatában. Ezek a rövid írások – magyarul és angolul – a honlapunk Hírek (News) oldalán is olvashatók.

Az év utolsó jelentős ismeretterjesztő akciójaként október elején hirdettük meg a 2014-re vonatkozó év hala választást, amelyre nagyon sok munkával ugyan, de szép számú közönséget sikerült mozgósítanunk. A honlapunkon zajló közönségsvavazásra kettő híján 6500 szavazat érkezett be, köszönhetően a médiumok híradásainak és a tagjaink által kifejtett aktivitásnak. Köszönet mindazoknak, akik segítették társaságunk eredményes működését.

Dr. Harka Ákos elnök

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(mintaként a Pisces Hungarici legutóbbi kötete szolgál)

Bővebb tájékoztató itt érhető el: http://haltanitarsasag.hu/pisceshungarici_hu.php

Formai előírások

A **maximálisan 10 oldalas** dolgozatokat **doc** (ne docx) formátumban, **ISO B5-ös oldalbeállítással, mindenütt 2,5 cm margóval** készítsük, **Cambria** betűtípussal, **szimpla** sorközzel. A **Tab** és a **Caps Lock** billentyűt **ne használjuk!**

A dolgozat felépítése

Cím. Magyar és angol nyelven is kérjük megadni a dolgozat legelején. (12-es félkövér betűk, **kisbetűs írásmód**, balra igazítva, a **cím fölött hagyjunk 6 üres sort**)

Szerző(k). A családnevet kiírjuk, az egyéni névnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg. Társszerzőként csak olyan személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult. (12-es betűméret, balra igazítva)

A nevek alatt a munkahelyet vagy a postacímet adjuk meg (9,5-es betűméret, szintén balra igazítva, dőlt betűkkel).

Kulcsszavak. Legfeljebb **5 olyan szó** vagy kifejezés, amely **a címben nem szerepel**. (9,5-es betűméret, balra igazítva)

Keywords. A kulcsszavak angolul. (9,5-es betűméret, balra igazítva)

Abstract

Angol nyelven foglalja össze, hogy mikor, hol, mit vizsgált a szerző, mutassa be a legfontosabb eredményeket és következtetéseket. (8-as betűméret, bekezdések nélkül)

Kivonat

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

Javasolt alcímek a magyar, illetve angol nyelvű dolgozatokban (félkövér betűk, 9,5-es betűméret).

Bevezetés vagy Introduction

Anyag és módszer vagy Material and methods

Eredmények vagy Results

Értékelés vagy Discussion

Rövid közlemény (maximum 4 oldal) és áttekintő cikk (review) esetén eltérő lehet a tagolás.

Szöveg. A betűméret 9,5 pontos legyen. A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzósa 0,5 cm, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be ugyanennyire.

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

Ha a zárójelen belül több szerzőnek több munkáját is idézzük, akkor a (Tóth 1999, 2001, Szabó 2002) forma alkalmazható.

Ha ugyanazon szerző(k) egyazon évben megjelent több cikkére is hivatkozunk, akkor betűkkel különböztetjük meg azokat egymástól, például: Tóth (1998a), Tóth (1999b,c). A Tóth (in print) jelölés csak a már közlésre elfogadott, tényleges nyomdai előkészítés alatt álló munkák esetében használható.

Szerző, cím és évszám nélküli internetes anyag esetén a hivatkozás (URL1, URL2, stb.).

Ábrák és táblázatok. Ugyancsak **doc formátumban** kell beilleszteni a szöveg megfelelő helyére. **Az ábrák címét az ábra alá, a táblázatokét a táblázat fölé** írjuk. Magyar nyelvű dolgozatokban az ábrák, táblázatok címét és feliratait **angolul is** fel kell tüntetni. Az eredeti min. 300dpi-s felbontású ábrákat, képeket csatolni kell a kézirat mellé.

Köszönetnyilvánítás vagy Acknowledgement

Legfeljebb 5 sor (8-as betűméret).

Irodalom vagy References

Az irodalomjegyzékben kizárólag nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek. Közülük is csak azok, amelyekre a dolgozat szövegében hivatkozunk. Az idézett munkák szoros ábécérendben, ezen belül időrendben, sorszámozás nélkül kövessék egymást. (8-as betűméret, 0,5 cm függőbehúzás)

Külföldi szerzők esetén a családnév után tegyünk vesszőt, majd ezt kövesse az egyedi név kezdőbetűje. **Magyar szerzők magyar nyelvű publikációja esetén a családnév után ne tegyünk vesszőt.**

Minden tételnek azt a részét kell dőlt betűvel kiemelni, amelyen a könyvtárban vagy az internetes adatbázisban nyilvántartják. Tehát könyvek és az időszaki kiadványok esetében a kötet címe legyen *dőlt* betűs, folyóiratban megjelent cikkek esetében pedig a periodika neve. A folyóiratoknak a teljes nevét írjuk ki, az oldalszámok közé pedig nagyködtőjelet (-) tegyünk (8-as betűméret).

Mintaként a továbbiak szolgálnak.

Tudományos közlemény:

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

Guti G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B. (2003): A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96/3: 116–119.

Juhász L., Sallai Z. (2001): A Dél-Nyírség halfaunája. *A debreceni Déri Múzeum évkönyve, 2000–2001*, p. 17–45.

Könyv:

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

Könyvrészlet:

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

Internetről letölthető anyag:

Halasi-Kovács B. (2005): Ecological Survey of Surface Waters, Hungary, BQE: Fish. www.eu-wfd.info/ecosurv/presentations/eloadas_HKB%20res.pdf

Ha szerző, esetleg cím sincs megadva:

URL1: www.fishbase.org (zárójelben a letöltés dátuma)

URL2: www.edktvf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/w_felszini.html-30k

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

A szerző nevének és esetleg a dolgozat címének vagy témájának az említésével hivatkozhatunk rá a szöveges részben, de az irodalomjegyzékben csak nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek.

A dolgozat legvégén

Author(s): Balra igazított alcím alatt adjuk meg a szerző(k) teljes nevét az angol nyelvhasználat szerinti sorrendben, továbbá zárójelben legalább egy, de maximum 3 e-mail címet. (8-as betűméret, dőlt betűk)

A kéziratok benyújtása

Az ábrákat és táblázatokat is tartalmazó kéziratot a kívánt formába tördelve, **egyetlen doc** (ne docx) **fájlban** kérjük beküldeni a szerkesztő címére (Harka Ákos: harkaa2@gmail.com).

Készült 300 példányban
Kreatív Fókusz Nyomdaipari Kft., Diósd, Ipar u. 11.
Ügyvezető: Sztasák Árpád