

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS IX



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2015**

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

Szerkesztő:
HARKA Ákos
harkaa2@gmail.com

Társszerkesztő:
PINTÉR Károly

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society

Editor:
Ákos HARKA

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

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László

Szerkesztőbizottság/Editorial Board:

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

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

| | | |
|------------------|--------------------|-----------------|
| ANTAL László | HALASI-KOVÁCS Béla | SÁLY Péter |
| BERCSÉNYI Miklós | LEHOCZKY István | SPECZIÁR András |
| ERŐS Tibor | LENGYEL Péter | SZEPESI Zsolt |
| GUTI Gábor | MÜLLER Tamás | TAKÁCS Péter |
| GYÖRE Károly | NAGY Sándor Alex | TÓTH Balázs |
| HARKA Ákos | PINTÉR Károly | WILHELM Sándor |
| | SALLAI Zoltán | |

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2015

Tartalom

| | |
|---|----|
| TAKÁCS P., ERŐS T., SPECZIÁR A., SÁLY P., VITÁL Z., FERINCZ Á., SZABOLCSI Z., MOLNÁR T., CSOMA E., BÍRÓ P.: A lápi póc (<i>Umbra krameri</i>) magyarországi állományainak populációgenetikai vizsgálata | 5 |
| HARKA Á., SZEPESI ZS., SALLAI Z.: A tarka géb (<i>Proterorhinus semilunaris</i>), a folyami géb (<i>Neogobius fluviatilis</i>) és a kaukázusi törpegéb (<i>Knipowitschia caucasica</i>) terjedése a Tisza vízrendszerében | 19 |
| SZEPESI ZS., CSIPKÉS R., HAJDÚ, J., GYÖRE K., HARKA Á.: A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata | 31 |
| TAMÁS V., NYESTE K., PAPP G., ANTAL L.: Újabb adatok a sügér (<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758) növekedéséhez | 39 |
| WILHELM S., ARDELEAN, G.: Az Egregy (Agris) és az Almás-patak (Almaş) halfaunája (Románia, Szilágy/Sălaj megye) | 45 |
| WEIPERTH A., TÓTH B., SEVCSIK A., KERESZTESSY K.: Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában | 51 |
| KOVÁCS Z., JUHÁSZ L.: Az Öreg-Túron kialakított nábrádi hallépcső működésének tanulmányozása | 55 |
| TAKÁCS P., MAÁSZ G., VITÁL Z., HARKA Á.: Akváriumi halak a Hévíz-lefolyó termálvizében | 59 |
| WEIPERTH A., CSÁNYI B., GÁL B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY Z., SZEKERES J., TÓTH B., PUKY M.: Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben..... | 65 |
| ANTAL L., HARKA Á., SALLAI Z., GUTI G.: TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver | 71 |
| SZENDŐFI B.: A videokamera kiegészítő eszközként történő használata kisvizek halfaunisztikai felmérésében | 73 |
| I. C. TELCEAN, D. CUPŞA: Elszigetelődő halpopulációk a Sebes-Körösben (Tisza vízgyűjtője) | 75 |
| A. BAJIĆ, S. SIPOS, LJ. PEJČIĆ, F. DEMÉNY, S. SOKORAY-VARGA, T. MÜLLER, B. MILJANOVIĆ: A dunai galóca – <i>Hucho hucho</i> (L. 1758) – nevelése ellenőrzött körülmények között az ivadék korai stádiumában | 81 |
| Á. HARKA, ZS. SZEPESI, A. BAJIĆ, S. SIPOS: Az invazív kaukázusi törpegéb – <i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916) – első észlelése Szerbiában | 89 |
| A Magyar Haltani Társaság 2014. évi működéséről | 93 |
| Útmutató a Pisces Hungarici szerzői részére | 94 |

Contents

| | |
|--|----|
| TAKÁCS P., ERŐS T., SPECZIÁR A., SÁLY P., VITÁL Z., FERINCZ Á., SZABOLCSI Z., MOLNÁR T., CSOMA E., BÍRÓ P.: Population genetic structure of European mudminnow (<i>Umbra krameri</i>) stocks in Hungary | 5 |
| HARKA Á., SZEPESI ZS., SALLAI Z.: Spreading of the tubenose goby (<i>Proterorhinus semilunaris</i>), the monkey goby (<i>Neogobius fluviatilis</i>) and the Caucasian dwarf goby (<i>Knipowitschia caucasica</i>) in the water system of the River Tisza | 19 |
| SZEPESI ZS., CSIPKÉS R., HAJDÚ, J., GYÖRE K., HARKA Á.: Fish fauna and spatial distribution of fish communities in river Hernád/Hornád | 31 |
| TAMÁS V., NYESTE K., PAPP G., ANTAL L.: New data to growth of the Perch (<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758) | 39 |
| WILHELM S., ARDELEAN, G.: The fish fauna of Agriş and Almaş streams (Romania, Sălaj country) | 45 |
| WEIPERTH A., TÓTH B., SEVCSIK A., KERESZTESSY K.: Fish faunistical data sampling in two streams of the Visegrád Mountain | 51 |
| KOVÁCS Z., JUHÁSZ L.: Studying of a fish pass on the River Öreg-Túr near Nábrád (Eastern Hungary) | 55 |
| TAKÁCS P., MAÁSZ G., VITÁL Z., HARKA Á.: Aquarium fishes in the outflow of the thermal Lake Hévíz | 59 |
| WEIPERTH A., CSÁNYI B., GÁL B., GYÖRGY Á. I., SZALÓKY Z., SZEKERES J., TÓTH B., PUKY M.: Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest | 65 |
| ANTAL L., HARKA Á., SALLAI Z., GUTI G.: TAR: TAR: Software to evaluate the conservation value of fish fauna | 71 |
| SZENDŐFI B.: Use of videocamera as supplementary device in fish-faunistical survey of small waters | 73 |
| I. C. TELCEAN, D. CUPŞA: Captive populations of fishes in the Crişul Repede River (Tisa River Basin) | 75 |
| A. BAJIĆ, S. SIPOS, LJ. PEJČIĆ, F. DEMÉNY, S. SOKORAY-VARGA, T. MÜLLER, B. MILJANOVIĆ: Rearing Danube salmon – <i>Hucho hucho</i> (L. 1758) – in controlled environment during early juvenile stage | 81 |
| Á. HARKA, ZS. SZEPESI, A. BAJIĆ, S. SIPOS: First record of the invasive Caucasian dwarf goby – <i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916) – in Serbia | 89 |
| Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2014 | 93 |
| Guide for authors of the Pisces Hungarici | 94 |



A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi állományainak populációgenetikai vizsgálata

Population genetic structure of European mudminnow (*Umbra krameri*) stocks in Hungary

Takács P.¹, Erős T.¹, Specziár A.¹, Sály P.¹, Vitál Z.¹, Ferincz Á.², Szabolcsi Z.³, Molnár T.⁴, Csoma E.⁵, Bíró P.¹

¹MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

²Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

³ISZKI, Budapesti Orvostudományi Intézet, Budapest

⁴Kaposvári Egyetem, Természetvédelmi és Környezetgazdálkodási Tanszék, Kaposvár

⁵Debreceni Egyetem, Orvosi Mikrobiológiai Intézet, Debrecen

Kulcsszavak: izoláció, habitatdegradáció, mikroszatellit, evolúciós, konzervációs és kezelési egységek

Keywords: isolation, habitat degradation, microsattellite, evolutionary significant, conservation and management units

Abstract

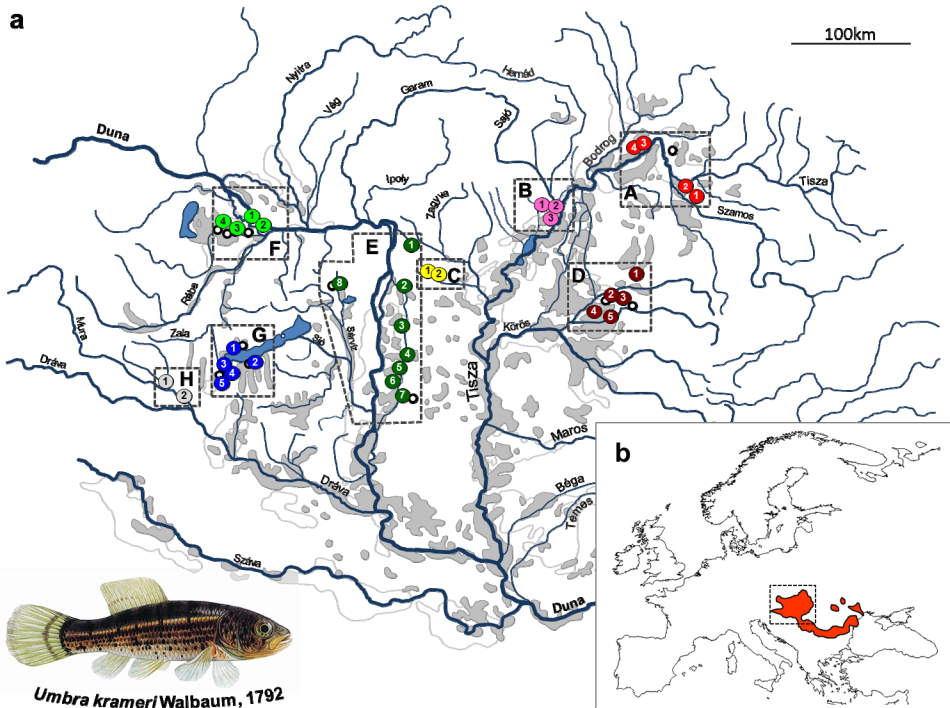
The Middle-Danubian endemic fish species European mudminnow (*Umbra krameri*) is characterised by isolated populations living in mainly artificial habitats in the centre of its range, in the Carpathian Basin. For their long term preservation, reliable information needed about the structure of stocks and the level of isolation. The recent distribution pattern, the population genetic structure within and among regions were investigated to designate the Evolutionary Significant-, Conservation- and Management Units (ESU, CU, MU) and to explore the conservation biological value of the small/vanishing populations. The analysis of genetic data given by 8 microsatellite loci studied of 404 mudminnow specimens originated from 8 regions, resulted a pronounced population structure, where strictly limited gene flow was detected among regions, and various strength of connections within regions. As the results of hierarchical Structure analyses two ESUs were supposed in the Carpathian Basin which could be corresponded to the Danube and Tisza catchments. Our results recommend designating the borders of CUs in an 80-90kms of range. Instead of the 33 populations the 16 clusters were supposed as management units (MU). Further investigations are needed in the whole range of this species to ascertain the usability of our data for conservation processes.

Kivonat

A lápi póc hosszú távú megőrzése szempontjából alapvető fontosságú a recens elterjedés mintázatának, illetve a még meglévő állományok populációgenetikai adottságainak (pl.: beltenyésztettség, izoláció mértékének) ismerete. A 2011 és 2013 között elvégzett faunisztikai vizsgálataink során az ország 8 régiójában, több mint negyven mintavételi helyről mutattuk ki a faj jelenlétét. Felmérések során a Hanságból és a Tápó-mentéről újból sikerült kimutatni, viszont a Felső-Tisza vidékén, elsősorban az amurgéb előretörése miatt a lápi póc állományainak erőteljes visszaszorulását tapasztaltuk. A populációgenetikai vizsgálatokat 33 populációból származó 404 pócegyed szövetmintáján nyolc mikroszatellit marker elemzésével végeztük el. Eredményeink szerint az állományokat régiók között és legtöbb esetben a régiókon belül is nagymértékű izoláció jellemzi. A Kárpát-medence belső területein élő pócállományok legalább két evolúciósan szignifikáns egységre oszthatók, melyek jó közelítéssel a Duna, illetve a Tisza vízgyűjtőjével azonosíthatók. Ezekon belül egy-egy konzervációs egység területe körülbelül 80 kilométer sugarú körnek feleltethető meg. Az esetleges áttelepítéseket tehát egy ilyen körzeten belül szabad elvégezni, mert így még nem sérül a talált természetközeli genetikai struktúra. A talált állományokat 16 nagyobb kezelési egységbe soroltuk, melyek a hosszú távú megőrzés alapegységeinek tekinthetők.

Bevezetés

A magyarországi halfauna természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb tagja a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri*). A közép- és alsó- dunai területeken endemikus halfaj elterjedési területének központi részét a Kárpát-medence belső területei adják (Kottelat & Freyhof 2007, Kuehne & Olden 2014), melyet hasonlóan a legtöbb európai síksághoz az ember erőteljesen átalakított. A folyószabályozások (Botár & Károlyi 1971) és a mezőgazdasági termelési struktúra változása miatt (Dankó 1979) a faj természetes élőhelyeinek a pangó vizes, lápos területek kiterjedése erőteljesen csökkent (Tockner et al. 2009, Nagy 2013). Ezen változások miatt a faj állományai legtöbbször másodlagos élőhelyekre (pl.: öntöző és lecsapoló csatornákba) szorultak vissza (Sallai 2005), erőteljesebbé váló izolációjuk miatt a köztük lévő génáramlás is limitálódhatott.



1. ábra. (a) A vizsgált Kárpát-medencei lápi póc populációk lelőhelyei. Azonos színnel jelöltük az azonos régióba tartozó mintahelyeket. Az üres körök: vizsgálataink során talált egyéb lápi póc lelőhelyek. A világos- és sötétszürke színnel jelöltük a folyószabályozások megkezdése előtt időszakosan vagy állandóan vízzel borított területeket. További információk a szövegben, illetve az 1. táblázatban. (b) a lápi póc elterjedési területe, szaggatott vonallal jelöltük a Kárpát-medence belső területeinek elhelyezkedését

Figure 1. (a) River network of the Carpathian Basin, with 33 sampling sites representing eight sampling regions. Sites indicated by different colours belong to different regions. Open circles indicate further known (but not analysed) stocks. Periodically and permanently flooded areas before the beginning of river regulation works (in the mid. 19th century) are indicated by light and dark grey patches respectively. For detailed information see text and Table 1. (b) Distribution area of European mudminnow (red coloured area) and the location of Carpathian Basin in Europe is indicated by a dotted rectangle

Az említett tényezők mellett az elmúlt húsz évben éppen a lápi póc által is preferált dús növényzeti borítású, állóvízű, vagy lassú vízáramlású élőhelyeket kolonizáló (Harka et al.

2001), agresszíven terjedő amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) jelentősen visszaszorította a lápi póc Tisza vízgyűjtőn élő állományait. Az adventív faj terjedése nem állt meg, emberi közreműködéssel (feltételezésünk szerint fertőzött halgazdaságokból származó halszállítmányokkal) lépi át a vízgyűjtők határait, majd az új vízgyűjtőn spontán terjedve kolonizálja a számára alkalmas élőhelyeket (Reshetnikov 2013).

Az utóbbi évtizedben felismerve a póc állományokat veszélyeztető problémákat a faj kontrollált körülmények közötti szaporítási és nevelés metodikájának (Müller et al 2011), valamint a hosszú távú megőrzését szolgáló mintaprogram (Bajomi et al. 2013, Tatár et al. 2015) kidolgozása is megtörtént. Emellett történtek próbálkozások, degradációs hatások miatt veszélyeztetett póc állományok megfelelő körülményeket biztosító élőhelyekre való áttelepítésére is (Ambrus & Sallai 2014), ugyanakkor a teljes Kárpát-medencei lápi póc állományt érintő, azok populációgenetikai adottságait feltáró alapfelmérésre ezidáig nem került sor. Nem álltak rendelkezésre információk az egyes állományok izolációjának mértékéről és veszélyeztetettségi állapotáról (pl.: a beltenyésztettség foka), illetve arról sem, hogy az esetleges áttelepítéseket, vagy élőhelyrekonstrukciós munkák utáni át-, vagy betelepítéseket hogyan érdemes kivitelezni (Sarrazin & Barbault 1996). Mivel a lápi póc magyarországi elterjedéséről szóló utolsó összefoglaló munka is tíz éves (Sallai 2005) a populációgenetikai vizsgálatok mellett a munkánk céljaul tűztük ki a faj recens elterjedési mintázatának feltárását is. A faunisztikai felméréseink során, többnyire nagyobb méretű állományoknak otthont adó élőhelyek környékén számos esetben találtunk kis egyedszámú ($N < 5$) állományokat. Így további kérdésként merült fel, hogy ezek a kis egyedszámú, többnyire nehezen halászható, vagy degradált élőhelyekről előkerülő állományok mennyire tekinthetők értékesnek a faj hosszú távú megőrzésének szempontjából? Vajon egy nagyobb, -metapopulációs- rendszer marginális állományai, vagy a többtől elszigetelt, különálló populációként kezelendők? Felmérés sorozatunk és populációgenetikai vizsgálataink segítségével tehát egyrészt feltárjuk a faj magyarországi recens elterjedés mintázatát, illetve definiálni szeretnénk a faj Kárpát-medencei állományainak hosszú távú megőrzése szempontból fontos evolúciósan szignifikáns (Evolutionarily Significant Unit -ESU), konzervációs (Conservation Unit - CU) és kezelési (Management Unit - MU) egységeit (Moritz 1994, Funk et al. 2012, Palsbøll et al. 2007)

Anyag és módszer

A faunisztikai vizsgálatok mintavételi helyeit a rendelkezésre álló irodalmi adatok áttekintése (Bíró & Paulovits 1995, Keresztessy 1995, Harka 1999, Sallai 2005), illetve a vizsgált területeken járatos szakemberek tanácsai alapján jelöltük ki. A genetikai vizsgálatokhoz a szövetmintákat a faunisztikai felmérések során fogott egyedek szolgáltatták. A faunisztikai vizsgálatokat és így a szövetminták begyűjtését is 2011 és 2013 között elektromos halászgéppel (Hans Grassl IG200-2B) végeztük el.

Mivel a lápi póc Magyarországon fokozottan védett (tehát szövetmintáik begyűjtése és tárolása is engedélyköteles tevékenység), illetve mivel a felmérések jó részét védett területen végeztük, ezért a vizsgálat sorozat kivitelezéséhez az illetékes országos hatóság engedélyét kértük. A faunisztikai és genetikai vizsgálatok elvégzésére az OKTVF 14/881/5/2011 és 14/678-9/2012 iktatószámú határozataiban adott engedélyt. A faunisztikai vizsgálatok során megfogott egyedek közül az állomány nagyságától függően 5-20 darabot szegfűszegolajjal elkábítottuk. Szövetmintáikat (a farokuszony vagy a farokalatti úszó egy kb. 2 mm²-es darabját) a helyszínen 96%-os etilalkoholban konzerváltuk, és a további felhasználásig -20°C-on tároltuk. A halakat ezután tiszta vízbe helyeztük, és miután visszanyerték mozgáskészségüket eredeti élőhelyükön bocsátottuk őket szabadon.

A DNS izolálást 10-20 mg uszonyszövetből DNeasy Blood and Tissue kit használatával a gyártó instrukciói alapján (Qiagen, Germany) végeztük el. A kivont DNS minőségét és mennyiségét NanoDrop 2000c Spektrofotométerrel (Thermo Scientific, USA) ellenőriztük. A populációgenetikai vizsgálatokhoz 9 mikroszatellit markert teszteltünk (Winkler & Weiss

2009), multiplex PCR reakciókkal, vizsgálataink során végül 8 markert használtunk fel. Minden primerpár használhatóságát és a multiplex PCR reakciók megbízhatóságát is egyenként, azonos körülmények között, és azonos reagensek felhasználásával előzetesen teszteltük. 50 ng DNS mintát amplifikáltunk Type-it Microsatellite PCR Kit (Qiagen, USA) segítségével. A primerek detektálását ABI 3130 szekvenátorral (Applied Biosystems, USA), az elektroferogramok elemzését Peak Scanner v1.0 szoftverrel végeztük el.

1. táblázat. Az egyes mintahelyek és a begyűjtött állományok legfontosabb adatai. N: elemzett egyedszám, MAN: átlagos allélszám, I: Shannon Információs Index, Ho: megfigyelt heterozigócia, He: várt heterozigócia, F: a fixációs index, P: az egyes állományok Hardy-Weinberg egyensúlytól való eltéréseinek valószínűsége

Table 1. Name, localization, code, geographical position of sampling sites. N: number of specimens. MAN: mean allele number; I: Shannon's Information Index; Ho: observed heterozygosity; He: expected heterozygosity; F: fixation index; P: probability of the Hardy-Weinberg equilibrium test

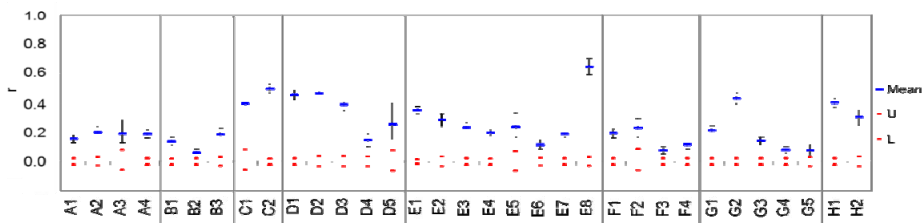
| | régió/ region | víztér/ waterbody | kód/ code | koordináták/ coordinates | N | MAN | I | Ho | He | F | P |
|---------------------------|---------------------------|-------------------------|---------------------|-----------------------------|------|-------|------|------|-------|-------|------|
| Tisza vízgyűjtője | Felső-Tisza | Göggő-Szenke | A1 | N47.96629 E22.60042 | 14 | 7.25 | 1.63 | 0.76 | 0.73 | -0.03 | 0.95 |
| | | Öreg-Túr | A2 | N48.03644 E22.52039 | 12 | 6.25 | 1.48 | 0.72 | 0.69 | -0.04 | 0.65 |
| | | Bélyi-csatorna | A3 | N48.37069 E22.00521 | 5 | 4.50 | 1.29 | 0.83 | 0.67 | -0.24 | 1.00 |
| | | Ricsei-csatorna | A4 | N48.33958 E21.97172 | 15 | 7.00 | 1.53 | 0.71 | 0.70 | -0.02 | 0.34 |
| | Borsodi-mezőség | Hejő | B1 | N47.91033 E20.90809 | 15 | 9.00 | 1.83 | 0.80 | 0.75 | -0.06 | 0.95 |
| | | Hejő | B2 | N47.86618 E21.00431 | 15 | 10.00 | 1.97 | 0.76 | 0.78 | 0.09 | 0.22 |
| | | Rigós-ér | B3 | N47.80835 E20.97225 | 10 | 5.88 | 1.48 | 0.71 | 0.70 | -0.04 | 0.15 |
| | Tápió-mente | Felső-Tápió | C1 | N47.38396 E19.71634 | 5 | 3.00 | 0.86 | 0.58 | 0.49 | -0.18 | 0.98 |
| | | Felső-Tápió | C2 | N47.35976 E19.75206 | 15 | 3.38 | 0.83 | 0.48 | 0.46 | -0.05 | 0.99 |
| | Bihari-sík | Pocsaji-láp | D1 | N47.30103 E21.85952 | 15 | 3.00 | 0.87 | 0.50 | 0.51 | 0.03 | 0.23 |
| Kis-Körös | | D2 | N47.21176 E21.64530 | 10 | 3.67 | 0.83 | 0.44 | 0.44 | 0.00 | 0.29 | |
| Ölyvös-ér | | D3 | N47.17127 E21.72658 | 10 | 4.25 | 0.99 | 0.49 | 0.50 | 0.02 | 0.61 | |
| Kutas-ér | | D4 | N47.06114 E21.46210 | 10 | 7.25 | 1.66 | 0.79 | 0.73 | -0.08 | 0.35 | |
| Csente-Szakáli-alsó-csat. | | D5 | N47.01788 E21.59800 | 5 | 4.50 | 1.26 | 0.65 | 0.63 | -0.02 | 0.45 | |
| Duna vízgyűjtője | Közép-Magyarország | Szód-Rákos-patak | E1 | N47.62597 E19.29635 | 20 | 4.88 | 1.02 | 0.51 | 0.53 | 0.04 | 0.06 |
| | | Öreg-turjános | E2 | N47.29726 E19.20590 | 10 | 5.00 | 1.31 | 0.64 | 0.66 | 0.01 | 0.54 |
| | | Adacsi-csatorna | E3 | N46.93606 E19.32020 | 15 | 5.75 | 1.35 | 0.63 | 0.65 | 0.00 | 0.07 |
| | | Kolon-tavi-övcsatorna | E4 | N46.75006 E19.30508 | 15 | 7.00 | 1.53 | 0.76 | 0.70 | -0.10 | 0.62 |
| | | Szőlőaljai-csatorna | E5 | N46.64870 E19.23308 | 5 | 4.38 | 1.20 | 0.73 | 0.63 | -0.17 | 0.99 |
| | | Székesi-csatorna | E6 | N46.50555 E19.05487 | 12 | 7.25 | 1.69 | 0.79 | 0.77 | -0.02 | 0.81 |
| | | Karasica-főcsatorna | E7 | N46.44800 E19.10021 | 15 | 7.13 | 1.61 | 0.79 | 0.74 | -0.07 | 0.73 |
| | | Császárvíz-övärok | E8 | N47.36556 E18.48591 | 10 | 2.75 | 0.80 | 0.69 | 0.49 | -0.36 | 0.02 |
| | ÉNy-Magyarország | Örmökő-Laposai-csatorna | F1 | N47.74231 E17.62207 | 15 | 6.88 | 1.54 | 0.69 | 0.70 | 0.00 | 0.49 |
| | | Bácsai-csatorna | F2 | N47.74036 E17.65363 | 5 | 4.50 | 1.31 | 0.85 | 0.68 | -0.25 | 1.00 |
| Balaton-régió | Lébénymiklósi-csatorna | F3 | N47.74922 E17.36127 | 15 | 8.25 | 1.75 | 0.82 | 0.77 | -0.08 | 0.43 | |
| | Bordacs-Császárréti-csat. | F4 | N47.78628 E17.26714 | 15 | 7.00 | 1.64 | 0.79 | 0.76 | -0.03 | 0.18 | |
| | Lesence | G1 | N46.80347 E17.40451 | 15 | 6.00 | 1.37 | 0.69 | 0.65 | -0.07 | 0.63 | |
| | Ordacsehi-berek | G2 | N46.75207 E17.60159 | 15 | 4.38 | 1.05 | 0.52 | 0.53 | 0.04 | 0.01 | |
| | Kis-balatoni kubikgödör | G3 | N46.69515 E17.24623 | 15 | 7.25 | 1.52 | 0.68 | 0.67 | 0.00 | 0.89 | |
| Mura-régió | Marótvölgyi-vízfolyás | G4 | N46.58907 E17.28098 | 15 | 7.25 | 1.69 | 0.79 | 0.76 | -0.03 | 0.92 | |
| | Zala-Somogy-határarok | G5 | N46.53436 E17.22207 | 11 | 7.13 | 1.64 | 0.76 | 0.75 | -0.04 | 0.51 | |
| | Kerka-malomárok | H1 | N46.51676 E16.57354 | 15 | 4.25 | 1.00 | 0.49 | 0.52 | 0.07 | 0.62 | |
| | Holt-Mura | H2 | N46.38936 E16.77413 | 10 | 5.00 | 1.22 | 0.63 | 0.59 | -0.06 | 0.97 | |

Az elektroferogramokból nyert adatsorok elemzését, az alapvető populációgenetikai számolásokat GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse 2012) és GENEPOP 4.2.2 (Rousset 2008) statisztikai program segítségével végeztük el. Minden vizsgált állományra kiszámoltuk az átlagos allélgazdagságot (MAN), a Shannon Információs indexet (I), megfigyelt (Ho) és várt (He) heterozigócia mértékét, a fixációs indexet (F), a Hardy-Weinberg (HW) egyensúlytól való eltérések számát, illetve a Fisher féle egzakt tesztek eredményeit. Mivel az összes lókuszon előfordultak null allélok, ezért a páronkénti Fst értékeket FreeNA szoftver segítségével korrigáltuk (Chapuis & Estoup 2007). Az egyes egyedek páronkénti hasonlóságát Lynch & Ritland (1999) módszerével számoltuk. A kapott egyedi szintű félmátrixot intrapopulációs értékekké GenAlEx 6.5 szoftverrel (999 perm., 1000 boot.)

konvertáltuk. A populációk közti genetikai távolságokat Cavalli-Sforza és Edwards (1967) módszerével számoltuk és főkoordináta analízissel ábrázoltuk. Az AMOVA számolásokat, beleértve az állományok páronkénti összevetését is GenALEx 6.5 szoftverrel végeztük, 9999 ismétléssel. Az állományok struktúrátságát hierarchikus Bayesian módszerrel elemeztük (Pritchard et al. 2010, Vähä et al. 2007) $K=1$ és 20 között tízszeres ismétléssel (100000-es burn in periódussal, 100000-es MCMC iterációval). A legvalószínűbb csoport számot (K) Evanno (Evanno et al. 2005) módszerével STRUCTURE HARVESTER (Dent & van Holt 2012) szoftver segítségével kalkuláltuk. A tízszeres ismétlések eredményeit CLUMPP 1.1.2. (Jakobsson & Rosenberg 2007) szoftverrel kombináltuk. Az előzetes csoportosítás tesztelését vízgyűjtő, régió és populáció szinten Bayes-i keresztvalidációval (Rannala & Mountain 1997) GeneClass2 szoftver (Piry et al. 2004) használatával végeztük. A keresztvalidációs elemzéseket a hierarchikus STRUCTURE analízis eredményeként kapott csoportosításokon is elvégeztük. Az egyes régiók és csoportok közötti migráció mértékét MIGRATION-N 3.2.15 szoftverrel számoltuk (Beerli & Felsenstein 1999, 2001). Az állományok térbeli struktúrátságát az egyes gyűjtőhelyek koordinátáiból, illetve genetikai távolság-értékeikből számolt félmátrixok összevetésével, Mantel tesztel elemeztük, (Mantel 1967) ezerszeres ismétléssel. A térbeli autokorreláció számolásokat GenALEx 6.5 szoftverrel (Peakall et al. 2003) végeztük, úgy hogy egy-egy távolságkategóriába megközelítőleg hasonló elemszám kerüljön (Diniz-Filho & De Campos Telles 2002).

Eredmények

Halfaunisztikai felméréseink során a 2011 és 2013 közötti periódusban Magyarország területén több mint 40 helyről sikerült kimutatnunk a lápi póc jelenlétét (1. ábra). A genetikai vizsgálatokat az ország 8 régiójában fekvő összesen 33 lápi póc állományból származó 404 egyed szövetmintáján végeztük el (1. ábra, 1. táblázat). Általánosságban elmondható, hogy a területről kimutatott állományok legnagyobb része másodlagos élőhelyekről (pl.: a vizenyős területek lecsapolására létrehozott csatornák) került elő. Számos mintavételi helyről a fokozott mintavételi intenzitás ellenére is csak egy vagy néhány egyed jelenlétét tudtuk kimutatni.



2. ábra. Az állományalkotó egyedek átlagos hasonlóságai (Lynch & Ritland hasonlóság) Az U és L értékek a 95%-os konfidencia értékeket jelölik (999 perm., 1000 boot.). Az egyes populációk esetén az átlag (Mean) mellett az állományokon belüli legnagyobb és legkisebb hasonlósági értékeket is jelöltük. Az egyes régiókba tartozó mintahelyeket szürke vonalakkal választottuk el. A mintahelyek kódjai megfelelnek az 1. táblázatban felsoroltaknak

Figure 2. Correlogram representing the mean within population pairwise similarities using Lynch & Ritland estimator. Upper (U) and lower (L) confidence limits bound the 95% CI about the null hypothesis of 'No Difference' across the populations using 999 random permutations, and for estimates of r by bootstrapping 1,000 pairwise comparisons. For each distance class whiskers represent the highest and lowest values within a dataset. Regions are separated by vertical grey lines. Codes of sites correspond to Table 1

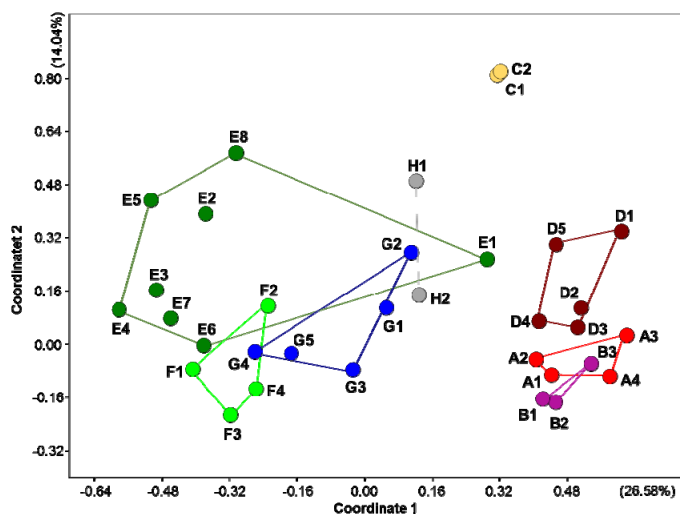
A vizsgálatok során a 8 mikroszatellit markeren összesen 136 allélt mutattunk ki. A lókuszonkénti allélszám 6 és 25 között változott (átlag: 17,6). Ha az elemzett mintákat egy nagy metapopulációként kezeltük, akkor az nem mutatott H-W egyensúlyt ($F_{is} > 0.08$). Így

elmondható, hogy a vizsgált állományok genetikai strukturáltságot mutatnak. Ha viszont populációs bontásban végeztük el ugyanezt az analízist, a vizsgált 33 populáció közül csak két állomány (E8, G2) nem mutatott H-W egyensúlyt (1. táblázat). Ez alapján tehát feltételezhetjük, hogy a vizsgált állományokon belül nincs mélyebb strukturáltság.

A felmért populációk genetikai diverzitása tág határok között mozgott. Az átlagos allélgazdagság (MAR) 2,75 és 10, a megfigyelt heterozigócia (H_o) 0,44 és 0,85, a Shannon Információs Index (I) 0,8 és 1,97 között változott.

A kimutatott allélok közül 13 bizonyult unikálisnak egy bizonyos állományra, de nem találtunk egyedi allélt egyetlen alacsony egyedszámú ($N=5$) állománynál sem. Az állományok páronkénti összevetése a legtöbb esetben szignifikáns elkülönülést adott, kivéve az A3-4, B1-2, C1-2, F1-2 és G4-5 összevetésben. Az AMOVA eredményei alapján elmondható, hogy a variancia legnagyobb részéért (79%) az egyedek közti különbségek, 13%-ért a populációs, míg 8%-ért a regionális szintű különbségek felelősek. A vizsgált állományok régiók között ($F_{rt}=0,0682$, $p<0,001$) és azokon belül is szignifikánsan elkülönülnek ($F_{sr}=0,1302$, $p<0,001$). Illetve erőteljes populációs strukturáltságot ($F_{st}=0,1896$, $p<0,001$) valamint a teljes állományt tekintve beltenyészetttséget ($F_{it}=0,1708$, $p<0,001$) mutatnak. Ugyanakkor populációs szinten nem volt jellemző a beltenyészetttség ($F_{is}=-0,013$, $p>0,05$).

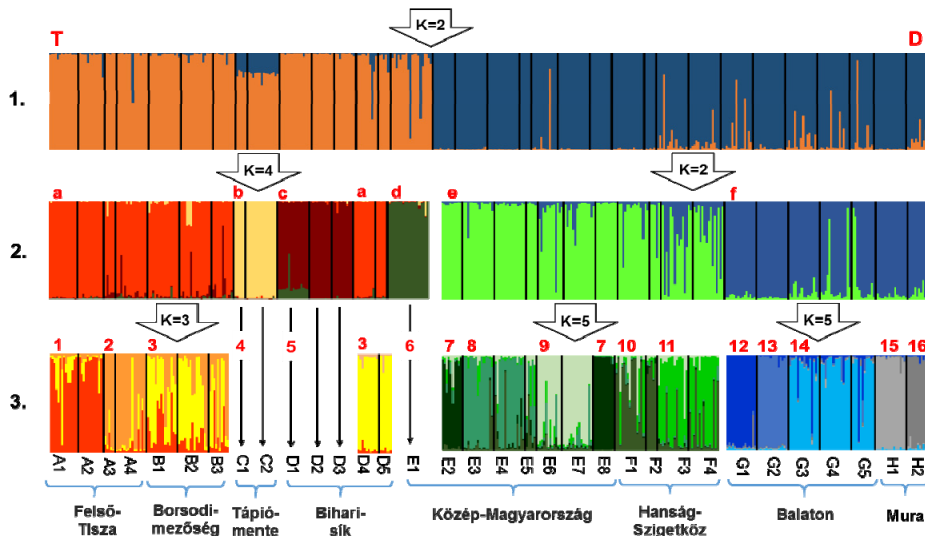
Az állományokon belüli átlagos hasonlóság értékei 0.063 és 0.651 között változtak (2. ábra). Az értékek negatív szignifikáns korrelációt mutattak az állományok H_o és I értékeivel (Spearman's rho: -0.7681 , $p<0.01$, és -0.956 , $p<0.001$), tehát az állományok beltenyészetttségével. Majd minden régióban található kiugróan magas „belső hasonlósági” értékkel jellemezhető állományokat, bár kiugróan eltérő regionális mintázatokat nem tudtunk kimutatni.



3. ábra. Az egyes populációk genetikai távolságából képzett távolságmátrix PCoA analízisének plotja (Freena-INA nullallél korrekció után számolt Cavalli-Sforza and Edwards távolságok). Az egyes tengelyeken ábrázolt variancia hányad értéke zárójelben olvasható. Az egyes populációk szín- és számkódja megegyezik az 1. ábrán és az 1. táblázatban feltüntetett A: Felső-Tisza, B: Borsodi-mezőség, C: Tápió-mente, D: Bihari-sík, E: Közép-Magyarország, F: ÉNy-Magyarország, G: Balaton-régió, H: Mura-régió

Figure 3. PCoA plot of pairwise population genetic distances (Cavalli-Sforza and Edwards estimator after Freena-INA null allele correction). Percentage variances represented by axes are shown in parentheses. Codes and colours of sites correspond to Table 1 and Figure 1. (Letter codes: A: Upper-Tisza region, B: Borsodi-mezőség region, C: Tápió-mente region, D: Bihari-sík region, E: Mid-Hungarian region, F: ÉNy-Magyarország, G: Balaton region, H: Mura region)

Az állományok genetikai távolság-értékeiből képzett PCoA plot „x” tengelyén a dunai és tiszai vízgyűjtőn található állományok erőteljes elkülönülése figyelhető meg (3. ábra). Ugyanakkor a tiszai állományok, a Tápió-menti állományok kivételével nagyobb mértékű hasonlóságot mutattak, mint a dunai vízgyűjtőn található populációk. A Duna-menti síkságon található populációk közül a Sződ-Rákos-patak állománya inkább a tiszai állományokkal mutat hasonlóságot. A genetikai távolságok elemzésének eredményeit a hierarchikus STRUCTURE analízis (4. ábra) eredményei is alátámasztják, hiszen a Sződ-Rákos-patak állományát (E1) az első körben a tiszai állományok közé sorolja. A második szinten az analízis a tiszai állományokat 5, a dunai állományokat 2 nagyobb csoportra osztja. A harmadik szinten az elemzés a vizsgált 33 populációt 16 egymástól többé-kevésbé elkülönülő klaszterbe sorolja. A Bayesi keresztvalidációs statisztika 98.3%, 89.6%, illetve 71.8%-ban találta elfogadhatónak a vizsgált 404 egyed vízgyűjtő, régió és populációs szintű besorolását. A legtöbb átsorolást egymáshoz közel fekvő, vízrajzilag kapcsolt populációk között tapasztaltunk. Ugyanakkor régiótól függetlenül, hét vizsgált állomány (D1, E1, E2, G1, G2, H1, H2) bizonyult zártnak. Vízgyűjtők között összesen 3 egyedet sorolt át az analízis (0,7%), régióon belül a tiszai vízgyűjtőn az egyedek 3,2%-át, a dunai vízgyűjtőn az egyedek 5,2%-át sorolta más régióba. A legnagyobb arányú regionális átsorolást (4,9 és 10%) a közép-magyarországi régió (E) és Szigetköz-Hanság (F) állományai között tapasztaltuk. A hierarchikus STRUCTURE analízis eredményeként kapott csoportosításokat az első szinten (2 klaszter) 97.8%-ban, a második szinten (4+2 klaszter) 96%-ban, a harmadik szinten (6+10 klaszter) 94,6%-ban találta helytállóknak.



4. ábra. A hierarchikus STRUCTURE analízis eredményei. Az egyes vékony függőleges vonalak egy-egy elemzett egyednek felelnek meg. Az azonos színű vonalak/egyedek azonos csoportba/klaszterbe tartoznak. A nyilakban szereplő számok a Structure Harvesterrel az adott szinten meghatározott legvalószínűbb csoport (K) számot jelölik. A mintahelyek kódjai megegyeznek az 1. táblázatban szereplőkkel. A különböző hierarchikus szintek felett feltüntetett (piros színű) betű- és számkódok megegyeznek az 5. ábrán feltüntetettekkel

Figure 4. Estimated population structure as inferred by three rounds of hierarchical STRUCTURE analyses. Each individual is represented by a thin vertical line, which is partitioned into K-coloured segments representing individual's estimated membership fractions in K clusters. Black lines separate individuals from different sampling sites. The most probable K for analyzed samples given in arrows is based on the results of Structure Harvester. Codes of sampling sites correspond to Table 1. Upper (red) codes represented on the three hierarchical levels correspond to the codes used on Figure 5

A migrációs számolások eredményei elhanyagolható mértékű vándorlást mutattak az egyes régiók között, az érték 0,594 és 1,602 egyed/generáció között mozgott. A hierarchikus STRUCTURE analízis által meghatározott 1. hierarchikus szinten (amely többé-kevésbé a két nagy vízgyűjtővel egyeztethető meg) a dunai vízgyűjtő állományai 3,2 egyedet fogadtak a tiszai vízgyűjtő felől, illetve innen 2,9 egyed került át generációnként a másik nagy vízgyűjtőre. A 2. szinten (4+2 klaszter) a tiszai vízgyűjtőn található négy nagyobb klaszter között a vándorlás mértéke 0,76 és 1,52 egyed/generáció között változott. A dunai vízgyűjtőn található két nagy klaszter között a vándorlás nem érte el az 1 egyed/generáció mértéket, tehát ezek az állományok erőteljesen izoláltak tekinthetők (5. ábra). A harmadik hierarchikus szinten a tiszai vízgyűjtőn található „a” klaszteren belül a generációnkénti vándorlás mértéke 0,698 és 1,519 egyed között változott. Ugyancsak alacsony migrációs rátákat számoltunk mindkét dunai vízgyűjtőn fekvő klaszter esetében („e” klaszter - min.: 0,529, max.: 1,552 egyed/generáció, „f” klaszter - min.: 0,566, max.: 1,509 egyed/generáció). Az állományok térbeli helyzetének és genetikai hasonlóságának összefüggéseit a teljes állományra és nagy vízgyűjtőként is kiszámoltuk. Míg a Mantel teszt a teljes állományra nézve nem adott szignifikáns korrelációt az állományok genetikai és földrajzi távolságai között ($R^2=0,0038$, $p=0,196$), addig a két nagy részvízgyűjtőt külön kezelve mindkét esetben szignifikáns összefüggést kaptunk (tiszai vízgyűjtő: $R^2=0,1761$, $p=0,008$; dunai vízgyűjtő $R^2=0,062$, $p=0,003$). A teljes adatbázison elvégzett térbeli autokorreláció számítások szerint az állományok legnagyobb távolsága, ahol még valamilyen szintű hasonlóságot mutatnak, körülbelül 320-340km-re tehető. Ugyanakkor hasonló elemszámú távolságkategóriákat képezve, a két részvízgyűjtőt külön-külön értékelve, és az állományok a tiszai vízgyűjtőn 80,6 illetve a dunai vízgyűjtőn 86,7 km-es távolságon belül mutattak statisztikailag igazolható hasonlóságot (6. ábra).

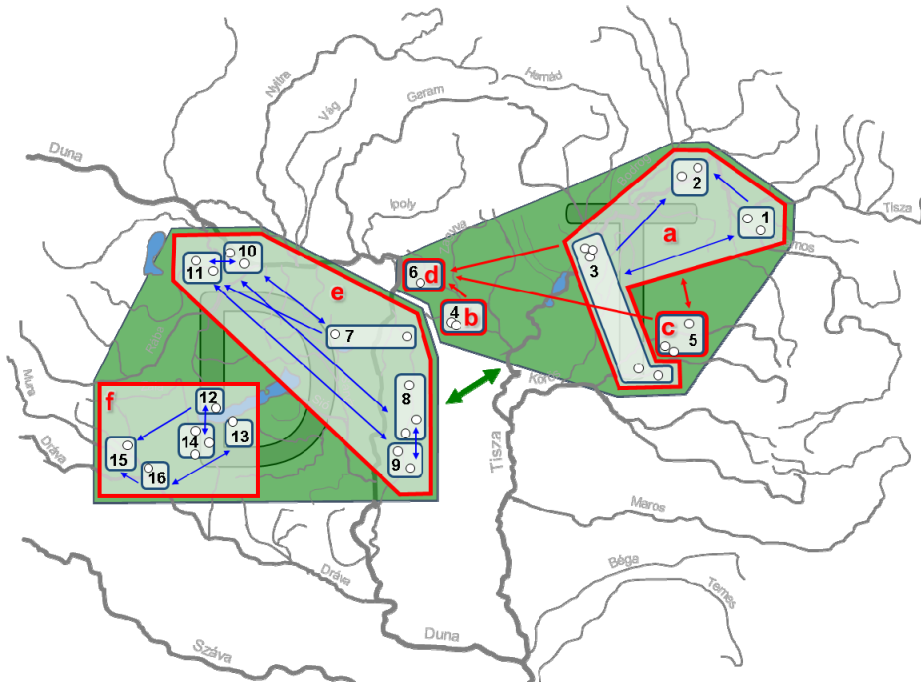
Értékelés

A faunisztikai felmérések eredményei szerint a lápi póc a Kárpát-medence belső területein még viszonylag sok helyen megtalálható és bizonyos területeken nagy állományai élnek. Habár a legutóbbi összefoglaló mű (Sallai 2005) a Hanság a Szigetköz, illetve a Tápíó-vidékről csak történeti adatokat citál, faunisztikai felméréseink során sikerült újra kimutatnunk nevezett területekről a lápi póc állományait. A legnagyobb változást az eddig közöltekhöz képest a Felső-Tisza vidékén tapasztaltuk, ahol elsősorban a kelet-ázsiai eredetű amurgéb előretörése miatt a lápi póc állományainak erőteljes visszaszorulását tapasztaltuk. Napjainkban az ország észak-nyugati részén található részvízgyűjtők (Hanság és Rába vízgyűjtője) kivételével a Kárpát-medence teljes belső területe fertőzött tekinthető (Erős et al. 2008, Jakab 2012, Takács et al. 2013, Takács et al. 2015), így az amurgéb mára szinte a medence belső területein élő összes pócállományt veszélyezteti. Véleményünk szerint a lápi póc állományainak hosszútávú megőrzésére csak az azt veszélyeztető adventív faj állományainak kontrollálásával kivitelezhető.

A genetikai vizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy a lápi póc magyarországi állományai nagymértékű genetikai diverzitást mutatnak, ugyanakkor regionálisan és populációs szinten is erőteljesen struktúráltak. Szinte mindegyik régióban találtunk izolált és erősen beltenyésztett állományokat. Ez alól talán csak a Borsodi-mezőségben és a Felső-Tisza vidékéről előkerült állományok képeznek kivételt, melyek esetében a viszonylag nagymértékű csoportokon belüli és azok közötti genetikai diverzitás azzal magyarázható, hogy az átjárás kevésbé limitált az itteni állományok között (tiszai árvizek hatása) mint az ország más területein és ez jelenleg még (!) ellensúlyozza az amurgéb gradációja által kiváltott lokális állománycsökkenések negatív hatásait.

A hierarchikus STRUCTURE analízis három szintjén kapott csoportosítások jól megfeleltethetők egy-egy konzervációbiológiai kategóriának. Az elemzés első szintjén kapott, többé-kevésbé a dunai és tiszai vízgyűjtővel azonosítható két nagy klaszter Kárpát-medencei póc állományok két nagy evolúciósan szignifikáns egységre (ESU) való tagolódását jelzik. Ezt alátámasztani látszik, hogy az állományok között 320-340km-es

távolságon túl már nem lehet a térbeli autokorrelációt kimutatni. Viszont bizonyos állományok (pl.: A1-H1) ennél jóval távolabb fekszenek egymástól.



5. ábra. A hierarchikus STRUCTURE analízis által meghatározott csoportok földrajzi elhelyezkedése és az egységscsoportok közti migrációk irányai. A zöld területeken belül elhelyezkedő állományok egy ESU-ba tartoznak. A piros és kék vonalakkal határolt területeken belüli populációk azonos konzervációs (CU) illetve kezelési egységbe (MU) tartoznak. A karikák az egyes populációk földrajzi helyzetét jelzik. Az egyes klaszterek kódjai megegyeznek a 4. ábrán felsoroltakkal. Az adott klaszterek színének megfelelő nyilak a klaszterek közti 1 egyed/generációt meghaladó migráció irányát mutatják

Figure 5. Migration within and among different clusters designated by hierarchical STRUCTURE analyses. Sites in green areas belong to the same evolutionarily significant units (ESU-s) by the 1st level of hierarchical STRUCTURE analysis. Sites framed by red and blue lines belong to the same conservation units (CU-s) and management units (MU-s) designated on the 2nd and 3rd level by STRUCTURE analyses respectively. Direction of arrows show between cluster migrations, where the migration rate >1 individual per generation. Arrow colouring corresponds to hierarchical levels. Open circles show sampling sites. Codes of clusters correspond to Figure 4

Az egyetlen kivételt a klaszterbe való besorolásnál a Sződ-Rákos-patak póc állománya mutatja. Ugyanis ezt az állományt több féle elemzés is a tiszai ESU-ba sorolja. Az állomány egy olyan patakszakaszon él, amely a földtörténeti közelmúltban a Tápíó vízgyűjtőjéhez tartozott (Leél-Őssy 1953, Ruszkiczay-Rüdiger et al. 2007) így nagy valószínűséggel kijelenthető, hogy nem betelepített, hanem egy ősi állományról lehet szó. A Tápíóban és a Sződ-Rákos-patakban élő állományok kivételével a tiszai állományok nagymértékű hasonlóságot mutatnak, amely tény egyértelműen a terület vízrajzi adottságaival (gyakori elöntések és az állományok között időről időre létrejövő kapcsolat a régió csatornahálózaton belül) magyarázható. A STRUCTURE analízis 2. szinten a tiszai és dunai ESU-kat négy, illetve két nagyobb klaszterre osztja, amelyek a konzervációs egységeknek (CU) feleltethetők meg. Az ESU-kon belül elvégzett térbeli autokorrelációs számítások nagy

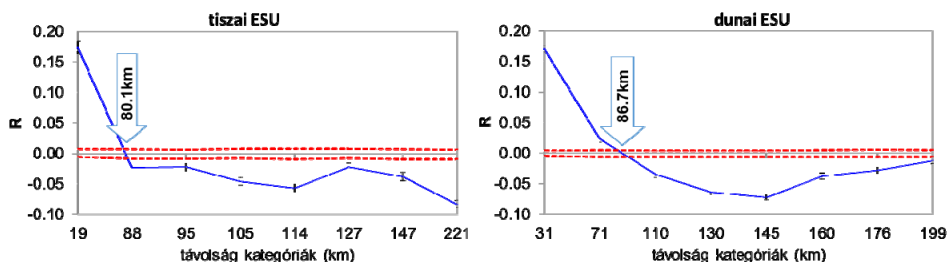
közelítéssel egybeesnek ezek határaival. Tehát egy-egy tervezett áttelepítést csak ezeken az egységeken belül (eredményeink alapján egy-egy egység körülbelül 80-85km-es sugarú körnek felel meg) érdemes elvégezni, mert így még nem sérül a vizsgálataink során feltárt természet közeli genetikai struktúra. Az elemzés a harmadik szinten összesen 16 egységet különített el, amelyekben az egyes állományok között nem található jelentősebb barrier. Ezeket a klasztereket tekinthetjük a mintázott állományok helyett a kezelés egységeinek (MU). A Balatoni vízgyűjtőn mintázott állományok eredményeink alapján három nagyobb metapopulációs egységbe sorolhatók. Egy egységet alkotnak a Kis-Balaton és az oda torkolló vízfolyások póc állományai. A Tapolcai-medencében, illetve a déli berkekben található állományok viszont egy-egy különálló kezelési egységet alkotnak. Ez az eredmény feltételezi, hogy a Balaton, amely a vizsgált három területet vízrajzilag összekapcsolja nem nyújt megfelelő környezeti körülményeket ahhoz, hogy a génáramlás közöttük folyamatos legyen. Az (G2) Ordacsehi-berekben élő póc állomány beltenyészetttségének mértéke felhívja a figyelmet a berekterületek vízgyűjtőn belüli nagymértékű elszigeteltségére.

A metapopulációs struktúra meglétét támasztja alá az a tény is, hogy a vizsgálataink során talált kis egyedszámú állományokból nem tudtuk kimutatni privát allélok jelenlétét. Így valószínűsíthető, hogy inkább egy nagyobb, széttagoltabb metapopuláció marginális helyzetű állományai lehetnek, mint különálló populációk maradványai. Ezek az eredmények arra is rámutatnak, hogy ezeknek a kisebb egyedszámú állományoknak a megmentésére csak akkor szükséges kiemelt figyelmet fordítani, ha a populációgenetikai vizsgálatok eredményei arra utalnak (pl.: privát allélok megléte), hogy az állomány eltűnése nagymértékű genetikai diverzitás csökkenést okozna.

A populációgenetikai vizsgálatok eredményei több esetben erőteljes hasonlóságot mutattak egymástól távol fekvő, illetve vízrajzilag nem kapcsolt állományok között. Nagy hasonlóságot mutattak például a közép-magyarországi illetve az ország északnyugati (szigetközi és hansági) állományai, a balatoni és a Dráva vízgyűjtő állományai, valamint az Ócsai (E2) és Császárvíz-övärokból (E8) előkerült állományok, illetve a Borsodi-mezőségben és a Bihari-sík nyugati részén (D4, D5) élő állományok. Az első esetben az áttelepített állomány származási helye, nagysága, és az áttelepítés időpontja is ismert (Ambrus & Sallai 2014), bár a Duna, mint ahogyan az már számos gerinces és gerinctelen faj esetében bizonyosodott (Hewitt 1999, Bij de Vaate et al. 2002), vándorlási útvonalként jelentős szerepet játszhat a hasonlóság kialakulásában. A balatoni és a drávai vízrendszerek és így a bennük élő lápi póc állományok elszeparálódása csak a földtörténeti közelmúltban, a Balaton medencéinek süllyedése miatt indulhattak meg, de ezek a folyamatok a mai napig sem fejeződtek be (Gábris & Mari 2007). Hasonló okokkal magyarázható Bihari-sík délnyugati részén fekvő két állomány és a Borsodi-mezőség állományainak hasonlósága is. A szabályozások megkezdése előtt a területek között a szinte folyamatos elárasztás miatt lehetett permanens kapcsolat, amely feltételezhetően a területen kiépített csatornarendszeren keresztül napjainkban is fennáll. Ezt támasztja alá, hogy a lápi póc a Keleti-főcsatornából is előkerült (Kovács 1995). Ugyanakkor az E2-es és E8-as állományok közötti jelentős mértékű hasonlóságot földrajzi izoláltságuk miatt inkább mesterséges hatásoknak (ú.m.: az ócsai Öreg-turjánosban élő, régóta ismert állományból való áttelepítés) tulajdonítjuk. Ezt a feltételezést támasztja alá az a tény, hogy a Vértes déli előterében található területen Császárvíz-övärokban talált kis egyedszámú, és erősen beltenyészett állomány első említése csak a 2000-es évek elejére datálható (Harka & Sallai 2004) ugyanakkor a néhány évvel korábban megjelent összefoglaló művében Harka (1996) még nem említi.

Összességében tehát elmondható, hogy ennek a fokozottan védett, habitat specialista halfajnak még genetikailag változatos és helyenként nagy egyedszámú állományait találhatjuk a Kárpát-medence belső területein. De az immáron másfél évszázada tartó élőhelydegradációs hatások és az utóbbi évtizedekben megjelenő invazív amurgéb kompetíciója miatt az egymástól többnyire erőteljesen elszeparált állományai egyre inkább veszélyeztetettek mondhatók. Az állományok helyzete a közeljövőben rosszabbodhat, mivel

a klímaváltozás kiváltotta egyre gyakoribb száraz periódusok miatt az állományok izoláltsága és tagoltsága növekedni a populációk mérete viszont valószínűleg csökkenni fog.



6. ábra. Az egyes hasonló elemszámú távolságkategóriákba sorolt mintahelyek genetikai hasonlóságának autokorrelációs koefficiensei („R”) a tiszai és dunai evolúciósan szignifikáns egységekben (ESU). A Vörös szaggatott vonallal a 95%-os konfidenciaszintet jelöltük (999 perm., 1000 boot.). Az egyes kategóriák átlagos adatai mellett a legkisebb és legnagyobb értékeket is feltüntettük. A korrelációs koefficiensek értékei a tiszai vízgyűjtőn 80,1 km-nél, a dunai vízgyűjtőn 86,7 pontnál metszik az „x” tengelyt

Figure 6. Correlogram showing the autocorrelation coefficients as a function of distance classes („R”) - designed by similar number of pairwise comparisons for each class - for the Tisza and Danube drainage (ESU) respectively. Red dotted lines show upper and lower confidence limits bound the 95% CI about the null hypothesis of 'No Difference' across the populations using 999 random permutations, and for estimates of „R” by bootstrapping 1,000 pairwise comparisons for each distance class. Whiskers represent the highest and lowest values within a dataset. Intercept values for the „x” axes are 80.1 and 86.7 kms for the Tisza and Danube drainage respectively

A várható negatív irányú változásokat figyelembe véve, a faj hosszabb távú megmaradásának biztosítására a teljes elterjedési területet érintő, koordinált cselekvési terv kidolgozására van szükség.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki, Antal László, Keresztessy Katalin és Sallai Zoltán kollégáinknak a mintagyűjtésben nyújtott segítségükért. Munkánkat az OTKA (CNK 80140) és az Európai Szociális Alap (TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0038) pályázatai támogatták.

Irodalom

- Ambrus A., Sallai Z. (2014): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) elterjedése és megőrzése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. *Pisces Hungarici* 8: 97–100.
- Bajomi, B., Tatár, S., Tóth, B., Demény, F., Müllerné-Trenovszki, M., Urbányi, B., et al. (2013): Captive-breeding, re-introduction and supplementation of the European mudminnow in Hungary. pp 15–20. In: Soorae, P. S. (ed.): *Global Re-introduction Perspectives: 2013. Further case studies from around the globe*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group and Abu Dhabi, UAE: Environment Agency-Abu Dhabi. xiv + 282 pp.
- Beerli, P., Felsenstein, J. (1999): Maximum-likelihood estimation of migration rates and effective population numbers in two populations using a coalescent approach. *Genetics* 152: 763–773.
- Beerli, P., Felsenstein, J. (2001): Maximum likelihood estimation of a migration matrix and effective population sizes in n subpopulations by using a coalescent approach. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 4563–4568.
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H. A., Gollasch, S., Van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59/7: 1159–1174.

- Bíró P., Paulovits G. (1995): Distribution and status of *Umbra krameri* Walbaum, 1792, in the drainage of Lake Balaton, Hungary (Pisces: Umbridae). *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie* 97B: 470–477.
- Botár I., Károlyi Zs. (1971): *A Tisza szabályozása I.* (Regulation works on the River Tisza I) Series of Hydraulic Engineering History in Hungary 3., Budapest, pp. 65.
- Cavalli-Sforza, L. L., Edwards, A. W. F. (1967): Phylogenetic analysis. Models and estimation procedures. *The American Journal of Human Genetics* 19(3 Pt 1): 233–257.
- Chapuis, M. P., Estoup, A. (2007): Microsatellite null alleles and estimation of population differentiation. *Molecular Biology and Evolution* 24: 621–631.
- Dankó I. (1979): A Berettyó-völgy középkori települési, közlekedési és árucsereszonyai. *A Hajdú-Bihar Megyei Levéltár évkönyve* 6: 5–18.
- Dent, E. A., von Holdt, B. M. (2012): STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4: 359–361.
- Diniz-Filho, J. A. F., De Campos Telles, M.P. (2002): Spatial autocorrelation analysis and the identification of operational units for conservation in continuous populations. *Conservation Biology* 16: 924–935.
- Erős T., Takács P., Sály P., Specziár A., György Á. I., Bíró P. (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101/2: 75–77.
- Evanno, G., Regnaut, S., Goudet, J. (2005): Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Molecular Ecology* 14: 2611–2620.
- Funk, W. C., McKay, J. K., Hohenlohe, P. A., Allendorf, F. W. (2012): Harnessing genomics for delineating conservation units. *Trends in Ecology & Evolution* 27/9: 489–496.
- Gábris Gy., Mari L. (2007): A Zala folyó lefejezése - The Pleistocene beheading of the Zala River (West Hungary). *Földrajzi Értesítő* 56/1-2: 39–50
- Harka Á. (1997): *Halaink*. Budapest, pp. 175.
- Harka Á. (1999): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri*) újabb magyarországi lelőhelyeiről. *Halászat* 92/3: 119–120.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo J. (2001): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A Puszta* 18: 49–56
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája* (Fishfauna of Hungary). Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Hewitt, G. M. (1999): Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68/1-2: 87–112.
- Jakab T. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii*) az Ér hazai szakaszán. *Halászat* 105/3: 15.
- Jakobsson, M., Rosenberg, N. A. (2007): CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics* 23: 1801–1806.
- Keresztessy, K. (1995): Recent fish faunistic investigations in Hungary with special reference to *Umbra krameri* Walbaum, 1972. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien. Serie B für Botanik und Zoologie* 97B: 458–465.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland, pp. 646.
- Kovács B. (1995): Lápi póc (*Umbra krameri*) első adata a Keleti-főcsatornából. *Calandrella* 9: 95.
- Kuehne, L. M., Olden, J. D. (2014): Ecology and Conservation of Mudminnow Species Worldwide. *Fisheries* 39/8: 341–351.
- Leél-Őssy S. (1953): A Rákosvidék geomorfológiája. *Földrajzi Értesítő* 2/1: 70–86.
- Lynch, M., Ritland, K. (1999): Estimation of pairwise relatedness with molecular markers. *Genetics* 152: 1753–1766.
- Mantel, N. (1967): The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209–220.
- Moritz, C. (1994): Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 9: 373–375.
- Müller T., Balován B., Tatár S., Müllerné-Trenovszki M., Urbányi B., Demény F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetes állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* 5: 15–20.

- Nagy L. (2013): Az előtött öblözetek a mai Magyarország területén. In: Szlávik L. (ed.): *XXXI. MHT Vándorgyűlés Kiadványa. Gödöllő, Magyarország, 2013. 07. 03–2013. 07. 05.* Budapest: Magyar Hidrológiai Társaság, Paper 17. ISBN: 963-8172-31-0.
- Palsbøll, P. J., Berube, M., Allendorf, F. W. (2007): Identification of management units using population genetic data. *Trends in Ecology & Evolution* 22/1: 11–16.
- Peakall, R., Ruibal, M., Lindenmayer, D. B. (2003): Spatial autocorrelation analysis offers new insights into gene flow in the Australian bush rat, *Rattus fuscipes*. *Evolution* 57: 1182–1195.
- Peakall, R., Smouse, P. E. (2012): GenAEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics* 28: 2537–2539.
- Piry, S., Alapetite, A., Cornuet, J. M., Paetkau, D., Baudouin, L., Estoup, A. (2004): GeneClass2: A Software for Genetic Assignment and First-Generation Migrant Detection. *Journal of Heredity* 95: 536–539.
- Pritchard, J. K., Wen, X., Falush, D. (2010): *Documentation for STRUCTURE software: version 2.3.*
- Rannala, B., Mountain, J. L. (1997): Detecting immigration by using multilocus genotypes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 9197–9221.
- Reshetnikov, A. N. (2013): Spatio-temporal dynamics of the expansion of rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian centre of distribution and consequences for European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 8/2: 193–206.
- Rousset, F. (2008): Genepop'007: a complete reimplementaion of the Genepop software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources* 8: 103–106.
- Ruszkiczay-Rüdiger Zs., Fodor L., Horváth E., Telbisz T. (2007): Folyóvízi, eolikus és neotektonikai hatások szerepe a Gödöllői-dombság felszínfejlődésében - DEM-alapú morfolometriai vizsgálat. *Földrajzi Közlemények* 131/4: 319–342.
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A Puszta* 1(22): 113–172.
- Sarrazin, F., Barbault, R. (1996): Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 474–478.
- Takács P., Vitál Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105/4: 6.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á. (2015): Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Dráva vízgyűjtőjéről. *Halászat* 108/1: 15.
- Tatár S., Bajomi B., Tóth B., Demény F., Trenovszki M., Urbányi B., et al. (2015): Integrating reintroduction biology and restoration ecology: habitat reconstruction for marshland fishes. *Oryx* (in press)
- Tockner, K., Robinson, C. T., Uehlinger, U. (2009): *Rivers of Europe*. Amsterdam, Elsevier, pp. 700.
- Vähä, J. P., Erkinaro, J., Niemela, E., Primmer, C. R. (2007): Life-history and habitat features influence the within-river genetic structure of Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 16: 2638–2654.
- Winkler, K. A., Weiss, S. (2009): Nine new tetranucleotide microsatellite DNA markers for the European mudminnow *Umbra krameri*. *Conservation Genetics* 10/4: 1155–1157.

Authors:

Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu), Tibor ERŐS, András SPECZIÁR, Péter SÁLY, Zoltán VITÁL, Árpád FERINCZ, Zoltán SZABOLCSI, Tamás MOLNÁR, Eszter CSOMA, Péter BÍRÓ



A Hejő alsó szakasza a lápi póc egyik jelentős élőhelye (Harka Á. felvétele)



A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében

Spreading of the tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*), the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) and the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) in the water system of the River Tisza

Harka Á.¹, Szepesi Zs.², Sallai Z.³

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Omega Audit Kft., Eger

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen

Kulcsszavak: invazív halfajok, terjedési útvonalak, terjedési sebesség

Keywords: invasive fish species, spreading direction, spreading speed

Abstract

According to the catch data of the three goby species living in the Tisza and its tributaries it can be concluded that the tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) spreaded from the lower reaches of the river to the upper direction. Its spreading speed is between 6.6–8.5 km/year depending on the rate of flow of the river. The monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) appeared in the water system in two big jumps, with the help of an unknown agent. At first in the Tisza at Tiszafüred, between 1991 and 1993, from the lower reach it spreaded rapidly and to the upper reach it spreaded slowly (5.6 km/year). Later in 2013 it appeared on the Romanian reach of the Szamos/Someş river, and from the Hungarian border it arrived to Tokaj at the spreading rate of 190 km/year. In the tributaries the rate of swimming upward of this species is 3.5–6.2 km/year. Only one specimen of the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) was caught in the Szamos river in 2009, but later it has not been found here. Its proliferation was observed in the Tisza Lake reservoir in 2012 near Tiszafüred. One year later it spreaded on the whole area of the reservoir, and in 2014 and 2015 with a minimum 85 km/year speed it reached Csongrád, furthermore the Serbo-Hungarian border in the Tisza.

Kivonat

A Tiszában és mellékfolyóiban élő három gébfaj fogási adataiból a szerzők arra következtetnek, hogy a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) a vízrendszerben az alsó szakaszokról terjed a felső szakaszok felé. Haladási sebessége a víz áramlási sebességétől függően 6,6–8,5 km/év között változik. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) két nagy ugrás eredményeként, ismeretlen közvetítő révén jelent meg a vízrendszerben. Előbb 1991 és 1993 között a Tiszában Tiszafürednél, ahonnan lefelé gyorsan, fölfelé lassan (5,6 km/év) terjedt. Utóbb 2013-ban a Szamos/Someş romániai szakaszán tűnt fel, és a magyar határtól 190 km/év sebességgel jutott le Tokajig. A mellékfolyókon a felúszás sebessége 3,5–6,2 km/év. A kaukázusi törpegébnak (*Knipowitschia caucasica*) 2009-ben egyetlen példányát fogták a Szamosból, de később onnan nem került elő. A Tisza-tó tározóban azonban 2012-ben az elszaporodására figyeltek fel Tiszafürednél. Egy évvel később a tározó nagy részén elterjedt, 2014–2015-ben pedig – minimum 85 km/év sebességgel – Csongrádig, illetve a szerb-magyar határig jutott a Tiszában.

Bevezetés

Halfaunánk változása szempontjából az utóbbi évtizedek egyik legérdekesebb folyamata a ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) közép-európai terjeszkedése. Inváziójuk főként a Dunát érintette, amelynek hazai szakaszára – a korábban is itt élő tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) mellé – előbb a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*), majd a kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) és a csupasztorkú géb is (*Babka gymnotrachelus*) betelepült (Pintér 1989, Erős & Guti 1997, Guti et al. 2003, Guti 2005, 2014).

A felsoroltak közül a Tisza vízrendszerében eddig csupán a tarka és a folyami géb honosodott meg, ám mellettük egy Kárpát-medencére nézve új faj, a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) is megjelent (Halasi-Kovács & Antal 2011, Halasi-Kovács et al. 2011), amely ma még csak az ország keleti felén fordul elő. Dolgozatunk e három gébfaj terjedésének a folyamatát igyekszik fölvezetni.

Anyag és módszer

Vizsgálatunkhoz elsősorban azok a halfaunisztikai adatgyűjtések szolgáltak alapul, amelyeket különböző intenzitással ugyan, de az 1970-es évektől kezdve napjainkig folytatunk a Tisza vízrendszerén. Ez tízezres nagyságrendű mintavételt jelent, valamint ezernél több olyan följegyzést (rekordot), amelyben a három gébfaj valamelyikének fogása szerepel. Emellett természetesen fölhasználtunk más, ide vonatkozó publikációkat és személyes közléseket is (Györe & Sallai 1997, Harka & Bíró 2007, Antal et al. 2012, Harka & Szepesi 2013a, 2013b, Harka et al. 2013).

A terjedés nyomon követése szempontjából fontos észleléseket táblázatba foglaltuk, majd annak alapján a legfontosabb helyszíneket térképre vittük. Ahol a faunisztikai felmérések időbeli gyakorisága lehetővé tette, ott az észlelési pontok, a helyszínek közti távolságok és a megjelenési időpontok alapján próbáltunk meg következtetni a terjedés irányára, átlagos sebességére és esetenként egymástól eltérő módjára.

Eredmények

A továbbiakban fajonként tekintjük át azokat a fontosabb észlelési adatokat, amelyek alapján következtetéseinket levontuk.

Tarka géb – Proterorhinus semilunaris

A Tisza magyarországi szakaszán 1957-ben, Szegednél (173 fkm) fogták az első példányt (Berinkei 1972). Három évvel később Hódmezővásárhely határában (203 fkm) figyeltek föl rá (Sterbetz 1963), majd hosszú szünet után a Tisza-tó tiszafüredi partszakaszáról (428 fkm) került elő (Harka 1988). A Tisza-tó fölött Tiszalöknél (518 fkm) 2000-ben (Györe et al. 2001), Tiszabercelnél (570 fkm) 2007-ben (Harka & Szepesi 2008), majd Szabolcsveresmart fölött (608 fkm) 2008-ban sikerült kimutatni (Antal & Csipkés 2010).

A Tisza mellékvezei közül elsőként a Körösbe hatolt be, ahol 1990-ben Kunszentmártonnál (19 fkm) került kézre (Harka 1990, 1991). Megjelenése azonban korábbra tehető, hiszen 3 év múlva már a 84 folyamkilométerrel följebb eső Szeghalomnál észleltük a Sebes-Körösben (Harka 1996).

A Zagyvából az első példányokat 1998-ban fogtuk (Harka & Szepesi 2004a), de a betelepülés itt is korábban történt, hiszen a Tarna Kompolti szakaszán (93 fkm) már 1996-ban előkerült (Dicházi István diplomadolgozata) a tarka géb. Ez utóbbi adatot 1997-ben Ambrus András és Kovács Tibor megerősítette, továbbá új lelőhelyként Nagyútnál a Tarnócából (90 fkm) is kimutatta (Harka & Szepesi 2004a). A begyűjtött példányok a gyöngyösi Mátra Múzeum anyagában megtalálhatók.

A Sajóban elsőként 2004-ben Girincsnél (25 fkm) találtuk meg a tarka gébet (Harka & Szepesi 2004b), amely 2013-ra Múcsonyig (84 fkm) hatolt föl a folyóban (Csipkés et al. 2014). A Bodrogból 2003-ban Olaszliszkánál (20 fkm) sikerült kimutatni (leg.: Sallai Z.), de 2007-ben már a szlovák határ közelében (48 fkm) is megtaláltuk (Harka & Csipkés 2009). A folyó szlovákiai részén csak 2014-ben mutatták ki (Koščo et al. 2014), de minden bizonnyal már korábban is megjelent. A faj Tisza-völgyi terjedésének legfontosabb adatait az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat. A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedésének fontosabb észlelési adatai a Tisza vízrendszerében
 Table 1. The most important data of the spreading of the tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) in the water system of the River Tisza

| | Víztest Water body | Település Locality | Tisza fkm rkm | Tiszától fkm From the Tisza rkm | Év Year | Forrás Source |
|-----------|-----------------------|----------------------------|---------------------|---------------------------------------|------------|--|
| Tisza | Tisza | Szeged | 173 | 0 | 1957 | Berinkey (1972) |
| | Tisza | Hódmezővásárhely | 203 | 0 | 1960 | Sterbetz (1963) |
| | Tisza-tó | Tiszafüred | 428 | 0 | 1987 | Harka (1988) |
| | Tisza | Tiszalök | 518 | 0 | 2000 | Györe et al. (2001) |
| | Tisza | Tiszabercel | 570 | 0 | 2007 | Harka & Szepesi (2008) |
| | Tisza | Szabolcsveresmart | 608 | 0 | 2008 | Antal & Csipkés (2010) |
| | Lónyai-főcsat. | Gávavencsellő | 558 | 1 | 2013 | Jelen vizsgálat/ Present inv. |
| Bodrog | Bodrog | Olaszliszka | 544 | 20 | 2003 | leg.: Sallai Z. |
| | Bodrog | Felsőberecki | 544 | 48 | 2007 | Harka & Csipkés (2009) |
| | Bodrog | Ladamóc/ <i>Ladmovce</i> | 544 | 59 | 2014 | Koščo et al. (2014) |
| | Kamenná Molva-csat. | Abara/ <i>Oborín</i> | 544 | 66 | 2014 | Koščo et al. (2014) |
| Sajó | Sajó | Girincs | 492 | 25 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Sajó | Köröm | 492 | 30 | 2007 | leg.: Sallai Z. |
| | Sajó | Múcsony | 492 | 84 | 2013 | Csipkés et al. (2014) |
| | Takta | Kesznyéten | 492 | 8 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Hernád | Bócs | 492 | 43 | 2012 | Harka & Szepesi (2013b) |
| | Bódva | Borsodszirák | 492 | 73 | 2013 | Csipkés et al (2015) |
| Hortobágy | Keleti-főcsatorna | Tiszavasvári | 520 | 4 | 2000 | Sallai (2000) |
| | Keleti-főcsatorna | Nádudvar | 520 | 65 | 1999 | Harka et al. (2003) |
| | Nyugati-főcsatorna | Polgár | 520 | 29 | 1998 | Harka et al. (2003) |
| | N. XIV. csatorna | Hortobágy (Árkus) | 520 | 61 | 1996 | Harka et al. (2003) |
| | Hortobágy | Balmazújváros | 520 | 31 | 1998 | Harka et al. (2003) |
| | Hortobágy | Nádudvar | 520 | 48 | 1995 | Harka et al. (2003) |
| Eger-p | Eger-patak | Négyes | 432 | 3 | 2003 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Eger-patak | Borsodivánka | 432 | 9 | 2007 | Harka & Szepesi (2013a) |
| | Csincse | Négyes | 432 | 5 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Csincse | Gelej | 432 | 21 | 2012 | Harka & Szepesi (2013a) |
| | Laskó | Mezőtárkány | 423 | 19 | 2003 | Harka & Szepesi (2004b) |
| Zagyva | Zagyva | Lőrinci | 335 | 113 | 2003 | Harka & Szepesi (2004a) |
| | Zagyva | Újszász | 335 | 24 | 1998 | Harka & Szepesi (2004a) |
| | Tápió | Tápióság | 335 | 65 | 2003 | Harka & Szepesi (2004a) |
| | Galga | Galgagyörk | 335 | 124 | 2003 | Harka & Szepesi (2004a) |
| | Tarna | Kompolt | 335 | 93 | 1996 | leg.: Diczházi I. |
| | Tarnóca | Nagyút | 335 | 90 | 1997 | leg.: Ambrus A., Kovács T. |
| | Gyöngyös-patak | Jászárokszállás | 335 | 78 | 2003 | Harka & Szepesi (2004a) |
| | Gyöngyös-patak | Vámosgyörk | 335 | 84 | 2006 | Szepesi & Harka (2008) |
| | Gyöngyös-patak | Gyöngyöshalász | 335 | 92 | 2014 | Jelen vizsgálat/ Present inv. |
| Körös | Körös | Kunszentmárton | 244 | 19 | 1990 | Harka (1990, 1991) |
| | Körös (halastó) | Békésszentandrás | 244 | 47 | 1992 | Sallai (1997) |
| | Körös | Gyomaendrőd | 244 | 76 | 1994 | Harka (1996) |
| | Körös | Köröstarcsa | 244 | 99 | 1994 | Harka (1996) |
| | Sebes-Körös | Szeghalom | 244 | 103 | 1993 | Harka (1996) |
| | Sebes-Körös | Körösszakál | 244 | 146 | 2008 | leg.: Sallai Z. |
| | Fekete-Körös | Sarkad | 244 | 140 | 2009 | leg.: Sallai Z. |
| | Berettyó | Szeghalom | 244 | 109 | 2003 | Harka et al. (2006) |
| | Ér/ler | Székelyhíd/ <i>Săcueni</i> | 244 | 228 | 2005 | Wilhelm (2005–2006) |
| | Hortobágy-Berettyó | Püspökladány | 244 | 129 | 1994 | Harka et al. (2003) |
| Maros | Maros | Szeged | 176 | 0 | 2003 | Sallai et al. (2010) |
| | Maros | Makó | 176 | 25 | 2004 | Sallai et al. (2010) |
| | Maros | Apátfalva | 176 | 34 | 2013 | leg.: Sallai Z., Miskolci L., Wilhelm S. |

Folyami géb – *Neogobius fluviatilis*

Anélkül, hogy a Tisza hazai alsó szakaszán előzőleg bárhol is észlelték volna, 1993-ban a folyó közepe táján, a Tisza-tó tisztafüredi részén bukkant fel (Harka 1993).

2. táblázat. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) fontosabb terjedési adatai
Table 2. The most important spreading data of the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*)

| | Víztest Water body | Település Locality | Tisza fkm rkm | Tiszától fkm/From the Tisza rkm | Év Year | Forrás Source |
|--------|-----------------------|---------------------------------|---------------------|--|------------|-------------------------------|
| Tisza | Tisza | Zenta/ <i>Senta</i> | 124 | 0 | 1994 | Guelmino (1994) |
| | Tisza | Szeged | 173 | 0 | 2000 | leg.: Sallai Z., Paulovits P. |
| | Tisza | Csongrád | 243 | 0 | 1998 | Sevcsik & Erős (2008) |
| | Tisza-tó | Tiszafüred | 428 | 0 | 1993 | Harka (1993) |
| | Tisza | Tiszalök | 518 | 0 | 2009 | Leg.: Sallai Z. |
| | Tisza | Tiszalök | 518 | 0 | 2009 | Györe & Józsa (2010) |
| | Tisza | Tokaj | 544 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Gávavencsellő | 559 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Tiszatelek | 580 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Szabolcsveresmart | 601 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| Szamos | Tisza | Tizamogyorós | 651 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Gergelyiugoronya | 685 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Szamos | Nábrád | 686 | 17 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Szamos | Rápolt | 686 | 31 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Szamos | Komlódtótfalu | 686 | 51 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Szamos/ <i>Somes</i> | Szatmárnémeti/ <i>Satu Mare</i> | 686 | 65 | 2014 | Wilhelm (2014) |
| | Szamos/ <i>Somes</i> | Benedekfalva/ <i>Benesat</i> | 686 | 169 | 2014 | Wilhelm (2014) |
| Sajó | Szamos/ <i>Somes</i> | Létka/ <i>Letca</i> | 686 | 219 | 2013 | Cocan et al. (2014) |
| | Szamos/ <i>Somes</i> | Csatány/ <i>Cetan</i> | 686 | 270 | 2014 | Cocan et al. (2014) |
| Sajó | Sajó | Kesznyéten | 492 | 10 | 2007 | Sallai (2008) |
| | Sajó | Hernád-torkolat | 492 | 31 | 2013 | Csipkés et al. (2014) |
| | Takta | Kesznyéten | 492 | 8 | 2011 | Szepesi & Harka (2013) |
| Eger | Keleti-főcsatorna | Tiszalök | 520 | 1 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Hortobágy | Hortobágy | 520 | 39 | 2011 | leg.: Sallai Z., |
| | Rigós | Tiszakeszi | 465 | 2 | 2012 | Harka et al. (2013) |
| Eger | Eger-patak | Poroszló (Kétútköz) | 432 | 14 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Csincse | Mezőnagymihály | 432 | 16 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Kácsi-patak | Mezőkeresztes | 432 | 25 | 2003 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Laskó | Mezőtárkány | 423 | 19 | 2003 | Harka & Szepesi (2004b) |
| Zagyva | Zagyva | Jásztelek | 335 | 54 | 2004 | Harka & Szepesi (2004b) |
| | Zagyva | Jászberény | 335 | 61 | 2005 | Szepesi & Harka (2008) |
| | Tarna | Jászdózsa | 335 | 64 | 2007 | Szepesi & Harka (2008) |
| | Tarna | Kál | 335 | 91 | 2010 | Szepesi & Harka (2012) |
| | Tarna | Aldebrő | 335 | 102 | 2013 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Gyöngyös-patak | Vámosgyörk | 335 | 84 | 2009 | Szepesi & Harka (2009) |
| | Bene-patak | Nagyfüged | 335 | 77 | 2009 | Szepesi & Harka (2009) |
| | Bene-patak | Detk | 335 | 92 | 2006 | Szepesi & Harka (2008) |
| Körös | Körös | Békésszentandrás | 244 | 47 | 2009 | leg.: Sallai Z. |
| | Körös | Gyomaendrőd | 244 | 76 | 2014 | leg.: Sallai Z. |
| | Körös | Köröstarcsa | 244 | 99 | 2013 | leg.: Sallai Z. |
| | Sebes-Körös | Szeghalom | 244 | 103 | 2010 | leg.: Sallai Z. |
| | Fekete-Körös | Gyula (Városerdő) | 244 | 135 | 2012 | Györe et al. (2012) |
| | Berettyó | Darvas | 244 | 128 | 2014 | leg.: Antal L., Czeglédi I. |
| | Hortobágy-Berettyó | Mezőtúr | 244 | 66 | 2008 | leg.: Sallai Z. |
| | Hortobágy-Berettyó | Túrkeve | 244 | 80 | 2008 | leg.: Sallai Z. |
| Maros | Maros | Szeged | 176 | 0 | 2003 | Sallai et al. (2010) |
| | Maros | Makó | 176 | 25 | 2013 | leg.: Sallai Z. |

Több korosztályának jelenléte és jelentős állománysűrűsége, valamint a helyi horgászoktól származó információk alapján azonban két évvel korábbra tehető a megtelepedése. Ezután a folyó alsó szakaszán is kimutatták: 1994-ben a vajdasági Zentán (Guelmino 1994), 1998-ban Csongrádnál (Sevcsik & Erős 2008).

A folyami géb Tiszafüredtől 16 év alatt a 90 kilométerrel följebb lévő Tiszalökgig jutott (leg.: Sallai Z. 2009, Györe & Józsa 2010), e fölött azonban 2006-ban, 2007-ben és 2013-ban is hiába kerestük. Ugyanígy zárult az a felmérés, amely 2013 szeptemberében Tiszadob és Tivadar között 12 pontot érintett, ám a Tiszalök fölötti 10 helyszín egyikén sem mutatta ki a fajt (Györe Károly közlése).

Ezek után érthető meglepetést okozott, hogy 2014 szeptemberében a Szamos romániai szakaszán, Benedekfalva (Benésat) térségében bizonyítást nyert a folyami géb jelenléte (Wilhelm 2014). Az erről szóló közlemény azt is megemlítette, hogy a magyar határhoz közeli Szatmárnémetinél (Satu Mare) is fogják a horgászok. A Szamos magyar szakaszán azonban a hír megjelenéséig nem került elő, pedig 2004 és 2009 között igen alapos faunisztikai vizsgálatokat végeztek a folyón (Antal et al. 2013), és ugyanez érvényes a 2011. és 2013. évi mintavételekre is (Antal László személyes közlése).

A romániai észlelésekről értesülve 2014 őszén ismét megvizsgáltuk a Szamost, a Szamos és a Bodrog torkolata közti Tisza-szakaszt, valamint a Bodrogot. A Szamost az országhatártól a torkolatig három ponton, majd lefelé a Tiszát Tokajig hat ponton megvizsgálva, a folyami géb kiterjedt invázióját tapasztaltuk. A kilenc mintavételi hely mindegyikén több példányt fogtunk, olykor húsnál is többet. A Bodrogon azonban a már ismert tarka gében kívül más gébfajt nem találtunk.

A BioFlux ProEnviroment folyóirat 2014. december 10-én elérhetővé vált online változata újabb információkkal szolgált a faj romániai terjedéséről. A cikkből (Cocan et al. 2014) kiderült, hogy a folyami géb első példányát 2013-ban fogták a Szamosból, és pedig mintegy 50 folyamkilométerrel följebb a benedekfalvai lelőhelynél. Ennek nyomán 2014-ben tovább folytatták a kutatást, és négy további lelőhelyről azonosították, melyek közül három az eddigieknél följebb esik. A Szamos romániai szakaszára vonatkozó két publikáció eredményei alapján arra lehet következtetni, hogy a folyami géb a Kis- és Nagy-Szamos összefolyása alatt fekvő Dés (Dej) városától a román-magyar határig folytonosan jelen van a folyóban.

A Tisza mellékvízfolyásai közül elsőként 2003-ban a Tisza-tóba torkolló Laskóban és az Eger-patak vízrendszerén észleltük a folyami gébet (Harka & Szepesi 2004b). A Zagyvában 2004-ben Jászteleknél (54 fkm), a Tarnában 2007-ben Jászdózsánál (64 fkm) fogtuk az első példányokat (Szepesi & Harka 2008). A Tarnában napjainkig Aldebrőig (102 fkm) jutott, a Zagyvában ellenben a jászberényi keresztgát útját állta a gyors felhatolásnak.

A Sajóból 2007-ben Kesznyétnél került elő (Sallai 2008), és napjainkig a Hernád torkolatáig jutott (Csipkés et al. 2014). A Körösökből 2009-ben sikerült kimutatni Békésszentandrásnál, s 2012-re a Fekete-Körösön Gyula-Városerdőig jutott (Györe et al. 2012). A Maros torkolatából az első észlelés dátuma 2003 (Sallai et al. 2010), míg a legfelső előfordulási hely 2013-ban Makónál volt. A fontosabb adatokat a 2. táblázat mutatja be.

Kaukázusi törpegéb – Knipowitschia caucasica

Kárpát-medencei első és akkor még csupán egyetlen példánya a Szamos hazai felső szakaszán 2009-ben került elő Csengernél (Halasi-Kovács & Antal 2011), majd 2012-ben előzmények nélküli elszaporodását tapasztaltuk a Tisza-tó tiszafüredi öblözetében (Harka et al. 2012). A következő évben Tiszafüredtől lefelé a tározótérben és az érintett folyószakaszon egyaránt megjelent (Papp et al. 2014), a víztározó felső részén lévő Tiszavalki-medencében azonban csak 2014-ben.

2014 augusztusától 2015 márciusáig szisztematikusan vizsgáltuk a Szamost és a Tiszát a faj terjedésének felderítésére. Keresésünk a Szamos hazai részén, a Tisza Tivadartól Tiszatóig terjedő felső szakaszán és a Tisza-tóba torkolló vízfolyásokban (Laskó és Eger-patak) egyaránt eredménytelenül zárult. A tározó alatti Tisza-szakaszon azonban – Tiszaburától a

szerb-magyar határnál fekvő Tiszaszigetig – mind a 12 mintavételi helyen előkerült, tehát a jelenléte folytonos. Ez alapján bizonyosra vehető, hogy már Szerbia területén is megtalálható. Érdekes, hogy amíg Szolnokon a Tiszából számos példánya került hálónkba, az ott betorkolló Zagyvának még a legalsó szakaszára sem hatolt föl.

Ugyancsak kimutattuk jelenlétét a Jászsági- és a Nagykunsági-főcsatorna Tisza-tóhoz közeli, 20–25 kilométeres szakaszán, valamint a Pélynél Tiszába torkolló Saj-foki-főcsatorna torkolati részén. A Tiszával kapcsolatban álló említett víztereken túl előkerült a Hortobágyi-halastó területéről is. A faj terjedésének fontosabb leelőhelyeit a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat. A kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedési adatai
Table 3. The spreading data of the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*)

| | Víztest Water body | Település Locality | Tisza fkm rkm | Tiszától fkm From the Tisza rkm | Év Year | Forrás Source |
|--|-----------------------|-----------------------|---------------------|---------------------------------------|------------|------------------------------|
| | Szamos | Csenger | 686 | 49 | 2009 | Halasi-Kovács et al. (2011) |
| | Tisza-tó | Tiszafüred | 428 | 0 | 2012 | Harka et al. (2013) |
| | Tisza | Tiszabura | 396 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Kőtelek | 371 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Szolnok | 335 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Tiszavárkony | 321 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Tiszakécske | 294 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Csongrád | 260 | 0 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Csongrád | 244 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Szentes | 238 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Mindszent | 215 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Algyő | 190 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Szeged | 175 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Tisza | Tiszasziget | 167 | 0 | 2015 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Jászsági-főcsat. | Kisköre | 404 | 3 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Jászsági-főcsat. | Tiszasüly | 404 | 20 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Kunsági-főcsat. | Abádszalók | 406 | 2 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Kunsági-főcsat. | Kunhegyes | 406 | 25 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Saj-foki-főcsat. | Pély | 388 | 1 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |
| | Öreg-tavak | Hortobágy | 520 | 32 | 2014 | Jelen vizsgálat/Present inv. |

A kaukázusi törpegéb és a folyami géb ivadékának mintázata nagyon hasonló, ráadásul még szeptemberben is fogható 30 milliméternél kisebb folyami géb, ezért érdemes kitérni röviden azokra a jellegzetességekre, amelyek segíthetik biztos elkülönítésüket. Oldalról vizsgálva a folyami géb testének a középvonala alatt eléggé szabályos, hosszanti téglalap alakú foltok találhatóak, a kaukázusi törpegéb esetében viszont a test középvonalában inkább függőleges irányú, szabálytalan mintázat látható. Sokkal biztosabb azonosítást tesz lehetővé, ha felülről vizsgáljuk a két faj. A folyami géb ivadékának hát- és farokúszója között 5-7 db jól látható X alakú folt van (valójában négy-négy pont, köztük világos vonal), míg a kaukázusi törpegébnél a hát közepén egy hosszanti sötét vonal húzódik (1. ábra).

Teljesen különböző a két faj menekülési stratégiája is. A folyami géb kézben tartva maximum egyet-kettőt csapkod és utána hosszabb időn át mozdulatlanul elfekszik. Ellenben a kaukázusi törpegéb – hasonlóan a kűsz (*Alburnus alburnus*) ivadékhöz – 4-5 cm-re fölfelé és oldalra veti magát. Több példány esetén igen látványos jelenség ez a pattogás. Nem vezetünk pontos statisztikát, de nagyjából az egyedek 2/3-nál ez a menekülési mód egy-két másodpercen belül bekövetkezik. Attól, hogy egy gébivadék elfekszik a tenyerünkben, még lehet kaukázusi törpegéb, de amelyik pár másodpercen belül fölveti magát a levegőbe, az nagy valószínűséggel nem folyami géb. Elektromos eszközzel történő fogás esetén nyilván nem tapasztalható ez a jelenség.

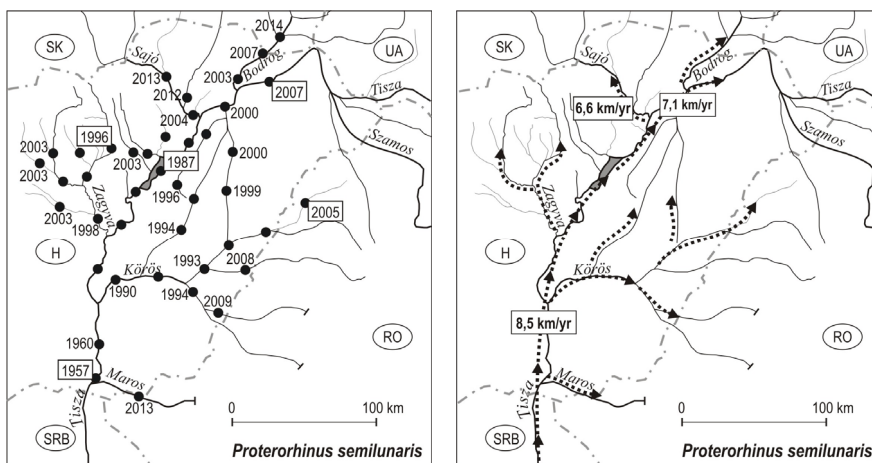


1. ábra. Balra a *Neogobius fluviatilis*, jobbra a *Knipowitschia caucasica* ivadéka felülnézetben
Fig. 1. The fry of the *Neogobius fluviatilis* to the left and *Knipowitschia caucasica* to the right

Értékelés

Gébfajaink többsége bizonyosan jelenkori bevándorló (Guti et al. 2014), ám nem kizárt, hogy az 1870-es években több hazai lelőhelyről is kimutatott, mai ismereteink szerint édesvízi kialakulású tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) őshonos hala Magyarországnak. Az ország keleti felén azonban ez esetben is új keletű jövevény, hiszen a korábbi közlemények (Herman 1887, Vutskits 1918, Vásárhelyi 1960) egyike sem említi Tisza menti előfordulását, és nem szerepel a faj a mellékfolyókra vonatkozó 1996 előtti publikációkban sem (Vásárhelyi 1961, Harka 1989, 1992a, 1992b, 1995).

Adataink alapján a faj terjedése a Tisza vízrendszerében folyamatosnak tűnik. A Szeged környéki észleléseit követő hosszú szünet, valamint az, hogy a Tarnán előbb észlelték, mint az odavezető utat jelentő Zagyván, nagy valószínűséggel a kutatottság hiányának tudható be. Az észlelések időpontját és a távolságot figyelembe véve a Tisza hazai alsó szakaszán a terjedés sebessége 8,5 km/év (Szeged–Tiszafüred). Ugyanez a Tisza-tó fölötti folyószakaszon (Tiszafüred–Tiszabercel) valamivel alacsonyabb érték (7,1 km/év), az erősebb sodrású Sajóban pedig még kisebb: 6,6 km/év. Mivel egy apró termetű és gyengén úszó fajról van szó, mindhárom érték elfogadható. A terjedés legfontosabb adatait és valószínű irányait az 2. ábra tünteti fel.

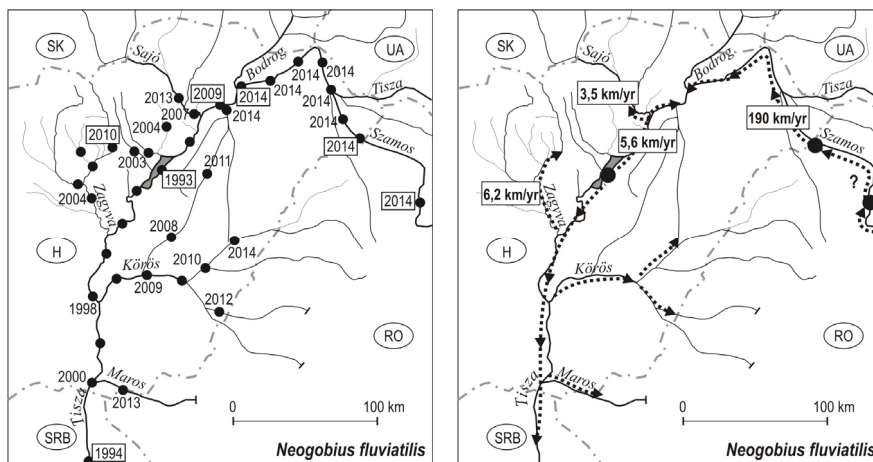


2. ábra. A tarka géb fontosabb észlelési adatai (lelőhelyek, évek) és valószínű terjedési útvonalai
Fig. 2. The most important observations of the tubenose goby (locations and years) and its probable spreading routes

A folyami gébet (*Neogobius fluviatilis*) Magyarországon elsőként a Balatonból azonosították 1970-ben (Bíró 1971, 1972), ahol tömeges elszaporodására figyeltek fel. Egyre inkább elfogadott, hogy az eredetileg al-dunai faj nagyrészt természetes terjeszkedés következtében jutott el hazánkba (Guti et al. 2014), és így terjed a Kárpát-medence vizeiben is, ám egyre több jel mutat arra, hogy a terjedés nem egységes folyamat, a viszonylag lassú és egyenletes ütemű haladás mellett ugrások is előfordulnak benne. Az ugrásokban, vagyis a nagy távolságra történő gyors eljutásban olyan külső tényezők játszhatnak közre, mint például a vízi közlekedés, a haltelepítések vagy akár a vízimadarak.

1970-es feltűnését megelőzően a Balatonba is egy ilyen ugrással kerülhetett a folyami géb, hiszen az odavezető hazai Duna-szakaszról csak 1984-ben került elő (Pintér 1989). Szerbiában a Tisza-torkolat fölötti Dunából 1986-ban mutatták ki, de ekkor még csak az Újvidék (Novi Sad) szomszédságában fekvő Begécs (Begeč) határában (Janković et al. 1987). A magyar határtól pár kilométerre eső Bezdánnál (Bezdan) csupán 1996-ban észlelték (Simonović et al. 2001).

Valószínű, hogy a Tisza-tóba is egy ilyen ugrással került a faj, ugyanis megjelenésének nem volt előzménye. A kisebb méretű és horgokkal gyakorlatilag nem fogható tarka gébet, amely 30 év alatt jutott el Szegedtől Tiszafüredig (255 km), két helyen is észlelték a Tisza-tó alatti hazai folyószakaszon. Nehezen képzelhető el, hogy a nagyobb és horgászalképpel jól fogható, hasonló terjedési sebességű folyami géb ennyi idő alatt ne került volna kézre, ha az alsó szakasz felől érkezett volna. Látszólag ellentmond ennek, hogy a tiszafüredi észlelés után egy évvel már a vajdasági Zentán is előkerült. Ám ha figyelembe vesszük azt a horgásztapasztalatot, amely szerint a Tisza-tóban valójában már a leírása előtt 2 évvel megjelent, akkor nagyon valószínű, hogy a zentai folyószakasz is Magyarországról népesült be (3. ábra).



3. ábra. A folyami géb fontosabb észlelési adatai (lelőhelyek, évek) és valószínű terjedési útvonalai
 Fig. 3. The most important observations of the monkey goby (locations and years) and its probable spreading routes

Folyás irányában ugyanis igen gyors a terjedése. A Visztulán például azt tapasztalták, hogy évente átlagosan 122 kilométert haladt lefelé (URL1, Semenchenko et al. 2011). A Szamos és a Tisza Komlódtótfalutól Tokajig terjedő magyar szakaszán mi még ennél is nagyobb, 190 km/év terjedési sebességet állapítottunk meg 2014-ben. A 4. táblázatból látható, hogy 2013 szeptemberében a Tisza és a Szamos e szakaszon vizsgált 10 helyszínén sehol nem került elő folyami géb (Györe Károly és Antal László személyes közlése), ellenben 2014 októberében ugyanezen szakasz 9 vizsgált lelőhelyének mindegyikén sikerült kimutatnunk. Ezt a távot tehát egy év alatt kellett megtennie. Ha 2013-as első észlelésétől

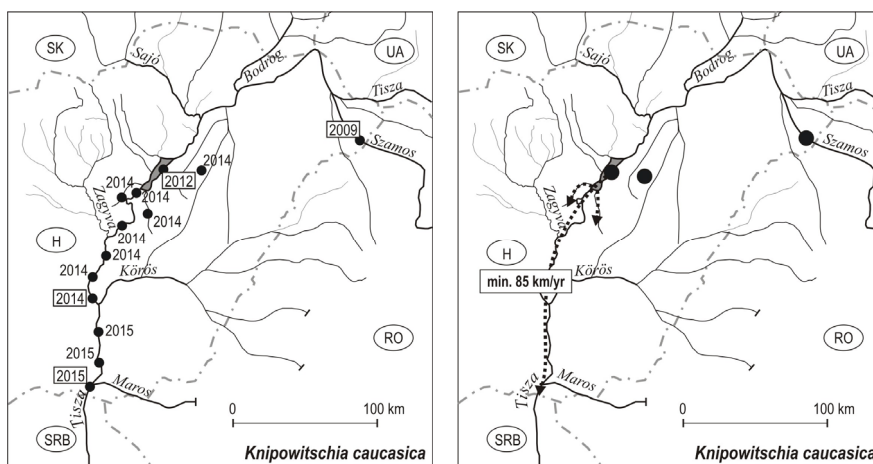
(Szamos, Létka/Letca) számítjuk, akkor két év alatt 360 km-t tett meg, átlagosan évi 180 km-t. Ilyen ütemű haladás mellett három év bőségesen elegendő lehetett a Tisza-tó és Zenta közötti 280 kilométeres távolság megtételéhez, hiszen az Északi-tenger felé vezető Majna-Rajna-útvonal mintegy 1000 kilométeres távját több gébfaj is megtette 10 év alatt (Roche et al. 2013).

4. táblázat. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) 2013. és 2014. évi fogási adatai
 Table 4. The catch data of the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) in 2013 and 2014

| Folyó/River | Tisza | | | | | | | | | | | Szamos | | | | |
|-----------------------|----------|-------|----------|--------------------|------------|------------------------|-------------------|--------------------|------------|---------------------|------|---------|--------|--------|---------------------|-------------------|
| Település Locality | Tiszalök | Tokaj | Szabolcs | Gáva- vencsellő | Tiszatelek | Szabolcs- veresmárt | Zemplén- agárd | Tisza- mogyorós | Tiszaadony | Gergely- ugornya | Jánd | Tivadar | Nábrád | Rápolt | Szamos- angyalos | Komló- tótfalu |
| fkm/rkm | 518 | 544 | 557 | 563 | 580 | 601 | 619 | 651 | 669 | 685 | 691 | 705 | 17 | 31 | 43 | 51 |
| leg.: Györe 2013 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | - | - | - | - |
| leg.: Antal 2013 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0 | 0 |
| Present inv. 2014 | 12 | 21 | - | 7 | 33 | 16 | - | 4 | - | 24 | 0 | 0 | 7 | 6 | - | 2 |

Ugyanakkor fölfelé, folyással szemben még a kisebb testű tarka gébnél is lassabb terjedést tapasztaltunk. A rendszeresen vizsgált folyóvizekben, így a Zagyvában és Tarnában 6,2 km/év, a Tiszafüred és Tiszalök közötti folyószakaszon 5,6 km/év, a gyorsabb folyású Sajóban 3,5 km/év terjedési sebességet állapítottunk meg (3. ábra). A lassabb terjedésben szerepet játszhat, hogy amíg a tarka géb a vízfolyás szélén található növényzet fedezékében halad, addig a folyami géb a meder lakójaként jobban ki van szolgáltatva az áramlásnak.

A Szamosból 2009-ben egyetlen példányban előkerült (Halasi-Kovács et al. 2011) kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) ugyancsak előzmények nélkül jelent meg és szaporodott el 2012-ben a Tisza-tóban. Miután az állomány morfológiai és genetikai azonosítása megtörtént (Harka et al. 2013), további vizsgálataink a faj terjedésére irányultak (4. ábra).



4. ábra. A kaukázusi törpegéb fontosabb észlelési adatai (lelőhelyek, évek) és valószínű terjedési útvonalai
 Fig. 4. The most important observations of the Caucasian dwarf goby (locations and years) and its probable spreading routes

Tekintettel arra, hogy előzőleg se a Tiszafüred alatti, se a felsőbb Tisza-szakaszon nem észleltük, arra következtethetünk, hogy a Tisza-tóba egy nagy ugrással juthatott el. A faj

eredeti areálját jelentő Fekete-tengertől számítva ez nagy távolság, de tudunk hasonló esetekről. Ukrajnában például 2007-ben a Dnyeper torkolatától 380 kilométerrel följebb fekvő Zaporizzsja közelében fogták ki egy példányát, 2009-ben pedig az Északi-Donyec folyó Azovi-tengertől 1000 folyamkilométerre lévő felső folyásáról került elő (Shandikov et al. 2009). Utóbbi még úgy is jelentős, ha a távolság légvonalban nem haladja meg a 400 kilométert.

Hasonló ugrás eredményeként kerülhetett a faj a Szamosba is, ahol azonban nem sikerült olyan önfenntartó állományt kialakítania, amely az alsóbb folyószakaszokat benépesíthette volna. Nem kizárt, hogy a Tisza-tavi vízmadarak által időszakonként ezrével látogatott Hortobágyi-halastóhoz is egy kisebb ugrással jutott el, ugyanis az oda vezető vizekben (Keleti- és Nyugati-főcsatorna) eredménytelenül kerestük. Észlelésének fontosabb pontjait és terjedésének irányait a 4. ábra mutatja be.

Bár még kevés adat áll rendelkezésünkre, úgy tűnik, hogy a törpegéb terjedési sebessége a folyóvizeken fölfelé még az előző fajokénál is lassabb, amit apró termete indokolhat, lefelé azonban úszik az árral. Bár 2014-ben csak Csongrádig vizsgáltuk a Tiszát, valószínű, hogy a faj már akkor jelen volt a folyó teljes hazai szakaszán. Észlelési adataink alapján tehát a gyorsabb folyású Tiszában minimum 85 km/év, a lassabb vízű főcsatornáknak pedig 20–25 km/év terjedési sebesség valószínűsíthető. A faj életrevalóságát, szaporaságát és alkalmazkodóképességét ismerve igen valószínű, hogy terjedésének folyamata a jövőbeni vizsgálatoknak is tárgya lesz.

Irodalom

- Antal L., Csipkés R. (2010): Natura 2000-es fajok felmérése a Felső-Tiszán. *Hidrológiai Közöny* 90(6): 5–7.
- Antal L., Halasi-Kovács B., Nagy S. A. (2013): Changes in fish assemblage in the Hungarian section of the River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology* 9/1: 131–138.
- Antal L., Mozsár A., Czeglédi I., Halasi-Kovács B. (2012): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedése a Berettyó hazai vízgyűjtőjén. *Halászat* 105/3: 17.
- Berinke L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Bíró P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* 17/1: 22–23.
- 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.
- Cocan, D., Mireşan, V., Oţel, V., Păpuş, T., Laţiu, C., Coşier, V., Constantinescu, R., Răducu, C. (2014): First Record of the Pontian Monkey Goby *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in the Someş River, Transylvania – Romania. *BioFlux ProEnvironment* 7: 240–246.
- Csipkés R., Szatmári L., Szepesi Zs., Harka Á. (2014): Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8: 61–68.
- Csipkés R., Szatmári L., Izsó Á., Polyák L. (2015): Tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) a Bódvában. *Halászat* 108/1: 15.
- Erős T., Guti G. (1997): Kessler géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83–84.
- Guelmino J. (1994): Gébfajok a Tisza alsó szakaszán. *Halászat* 87: 133.
- Guti G. (2005): A csupasztorkú géb, *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 98/4: 161–162.
- Guti G. (2014): A Szirman-géb (*Ponticola syrman* Nordmann, 1840) magyarországi előfordulásáról beszámoló korábbi közlemény felülvizsgálata. *Pisces Hungarici* 8: 101–105.
- 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.
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Györe K., Józsa V. (2010): A Tisza halközösségének monitorozása 2009-ben. *Pisces Hungarici* 4: 39–59.
- 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: 59–69.

- Györe K., Józsa V., Specziár A., Turcsányi B. (2001): A Szamos és a Tisza folyók romániai eredetű cianid-szennyezéssel kapcsolatos halállomány felmérése. *Halászatfejlesztés* 26: 110–152.
- Györe K., Sallai Z. (1997): A Körös-vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. *Crisicum* 1: 211–228.
- Halasi-Kovács B., Antal L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj, (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104/3–4: 120–128.
- Halasi-Kovács B., Antal L., Nagy S. A. (2011): First record of 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. (1989): A Zagyva vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75: 49–58.
- Harka Á. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. *Österreichs Fischerei* 43/11–12: 262–265.
- Harka Á. (1991): A tarka géb terjeszkedése Közép-Európában. *A Természet* 42/4: 64–65.
- Harka Á. (1992a): Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78: 33–39.
- Harka Á. (1992b): Adatok a Bodrog vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78: 41–46.
- Harka Á. (1993): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. *Halászat* 86/4: 180–182.
- Harka Á. (1995): A Szamos halfaunája. *Halászat* 88/1: 14–18.
- Harka Á. (1996): A Körösök halai. *Halászat* 89/4: 144–148.
- Harka Á., Kovács B., Sallai Z. (2003): Újabb adatok a hortobágyi vizek halfaunájáról. p. 125–142. In: Tóth A. (ed.): *Ohattól Farkas-szigetig*. Budapest.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2004a): A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus* Pallas, 1811) megjelenése és terjedése a Zagyva vízgyűjtőjében. *Halászat* 97/1: 38–40.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2004b): 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., Sallai Z., Szepesi Zs., Wilhelm S. (2006): The spread of the tubenose goby (*Proterorhinus marmoratus*) and monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) in the basin of River Tisa and Central Europe. *Acta Ichthyologica Romanica* 1: 129–139.
- Harka Á., Bíró P. (2007): New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies - a result of global warming and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* 3/1: 1–14.
- Harka Á., Csipkés R. (2009): Adatok a Bodrog magyar szakaszának halfaunájához. *Pisces Hungarici* 3: 59–64.
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *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. *Pisces Hungarici* 7: 5–11.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2008): Tovább terjed a Tiszában a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*). *Halászat* 101/3: 97.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2013a): A halfauna vizsgálata a kelet-magyarországi Eger-patak vízrendszerén. *Pisces Hungarici* 7: 85–96.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2013b): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedése a Sajóban és a Hernádban. *Halászat* 106/1: 16.
- Harka Á., Szepesi Zs., Sallai Z. (2013): Adatok a Borsodi-mezőség három jelentősebb vízfolyása, a Tiszavalki-, a Sulymos- és a Rigós-főcsatorna halfaunájáról. *Calandrella* 16: 54–60.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II.* K. M. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 860.
- Jankovič, D., Hegediš, A., Krpo, J. (1987): Taxonomische und ökologische Charakteristiken des *Gobius* (*Neogobius*) *fluviatilis* Pallas (1811) im jugoslawischen Donauteil (Vorläufige Mitteilung). p. 266–269. In: *26. Arbeitstagung der IAD, Passau/Deutschland, 1987, Wissenschaftliche Kurzreferate.*
- Koščo, J., Manko, P., Fedorčák, J., Kutsokon, Y., Košuthová, L., Šmiga, L., Košuth, P. (2014): Býčko rúrkonosý (*Proterorhinus semilunaris*) prvý z invazívnych býčkov už v slovenskom povodí Tisy. p. 113–115. In: Manko, P., Baranová, B. (eds.): *Zborník príspevkov z vedeckého kongresu „Zoológia 2014“, 19. Feriencove dni*, Prešovská univerzita v Prešove.
- Papp G., Péter G., Halasi-Kovács B. (2014): A halközösség struktúrájának sajátosságai a Tisza-tó különböző élőhelyein. *Pisces Hungarici* 8: 51–60.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Roche, K. F., Janač, M., Jurajda, P. (2013): A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor – geopolitical change as a driver for invasion. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 411: 1–23.
- Sallai Z. (1997): Adatok a Körösvidék halfaunájához (Szarvas környékének halai). *A Puszta* 14: 156–191.

- Sallai Z. (2000): A ciánszenyvezés halfaunisztikai vonatkozásai. *A Puszta* 1999: 10–24.
- Sallai Z. (2008): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) megjelenése a Sajóban. *Halászat* 101/3: 97–98.
- Sallai Z., Harka Á., Kontos T. (2010): A halfauna változása a Maros magyar szakaszán. *Pisces Hungarici* 4: 89–96.
- Semenchenko, V., Grabowska, J., Grabowski, M., Rizevsky, V., Pluta, M., (2011): Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40/1: 57–67.
- Sevcsik A., Erős T. (2008): A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-naturales Musei Nationalis Hungarici* 100: 331–383.
- Shandikov, G. A., Kryvokhyzha, D. V., Slipko, I. V. (2009): A first record of the Caucasian dwarf goby, *Knipowitschia caucasica* (Teleostei, Perciformes, Gobiidae), in the Siverskiy Donets River drainage, Ukraine. *Vestnik Zoologii* 43/4: 368–377.
- Simonović, P., Paunović, M., Popović, S. (2001): Morphology, Feeding, and Reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research* 27/3: 281–289.
- Sterbetz I. (1963): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* Wallbaum) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus* Pall.) kárpát-medencei elterjedéséhez. *Vertebrata Hungarica* 5: 15–18.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2008): Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és a Tarna alsó szakaszáról. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis* 32: 201–213.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2009): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjedése a Zagyva vízrendszerében. *Halászat* 102/4: 138–139.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2012): Árvizek hatása egy kis folyó, a Tarna halközösségére. *Pisces Hungarici* 6: 39–46.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2013): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjedése a Sajóban. *Halászat* 106/2: 11.
- Vásárhelyi I. (1960): Adatok Magyarország halfaunájához I. A Tisza halfaunája. *Vertebrata Hungarica* 2: 19–30.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 134.
- Vutskits Gy. (1918): Classis: Pisces. p. 1–43. In: *Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae*, Budapest.
- Wilhelm S. (2006): A tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) megjelenése az Ér folyó völgyében. *Biologia/Acta Scientiarum Transylvanica - Múzeumi füzetek* 14/1: 107–111.
- Wilhelm S. (2014): Folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) a Szamos romániai szakaszán. *Halászat* 107/4: 16.
- URL1: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/115759> (Letöltve 2015. 01. 20.)

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Zsolt SZEPESI (szepesizs@hotmail.com), Zoltán SALLAI (csuka@akvapark.hu)



A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata

Fish fauna and spatial distribution of fish communities in river Hernád/Hornád

Szepesi Zs.¹, Csipkés R.², Hajdú, J.³, Györe K.⁴, Harka Á.⁵

¹*Omega-Audit Kft., Eger*

²*Debreceni Egyetem MÉK, Debrecen*

³*University of Prešov FHNS Department of Ecology, Prešov, Slovakia*

⁴*Györe és társai Bt., Szarvas*

⁵*Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred*

Kulcsszavak: Jaccard-index, Bray–Curtis-index, korrespondencia-analízis

Keywords: Jaccard-index, Bray–Curtis-index, correspondence analysis

Abstract

In summer 2014 data about the fish fauna of river Hornád were collected at 53 sampling points from the Ružín reservoir in Slovakia (vodná nádrž Ružín) to the river mouth in Hungary. 13478 specimens representing 34 fish species were identified. Fish communities were compared based on information from the survey as well as literature databases divided into 10 sampling units. The Bray–Curtis dissimilarity index, which also considers species density, indicates that the 10 units form three successive groups along the river. The upper section with a similarity of over 80% between the two sampling units stretches from the river source to the town of Igló (Spišská Nová Ves). The 4 sampling units of the middle section from Igló to Hidasnémeti show remarkably lower similarities, below 60%, due to the water reservoir as ecological barrier. The 4 sampling units of the lower section from Hidasnémeti to the river mouth, again, have a high, 79% rate of similarity. The threefold distinction is also in line with the results of correspondence analysis.

Kivonat

2014 nyarán a szlovákiai Órugszini-víztározótól (vodná nádrž Ružín) a magyarországi torkolatig 53 mintavételi helyen gyűjtöttünk adatokat a Hernád halfaunájáról. Ennek során 34 halfajnak összesen 13478 példányát azonosítottuk. Szakirodalmi adatokkal kiegészítve eredményeinket, 10 mintavételi egységre bontva vizsgáltuk a halállományok hasonlóságát. A fajok tömegességét is figyelembe vevő Bray–Curtis-index alapján a 10 egység három kládba tömörült, amelyek a folyón egymást követik. A felső szakasz, amelyben a két mintaegység hasonlósága meghaladja a 80%-ot, a forrástól Iglóig (Spišská Nová Ves) tart. Az Iglótól Hidasnémetiig tartó középső szakasz négy mintaegysége között a közbeékelődő és ökológiai akadályt jelentő víztározó miatt lényegesen kisebb volt a hasonlóság, 60% alatt marad. A Hidasnémetitől a torkolatig terjedő alsó szakasz 4 mintaegysége ismét magas, 79%-os hasonlóságot mutat. A három szakasz elkülönítése a korrespondencia-vizsgálat eredményével is összhangban áll.

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben számos olyan halfaunisztikai felmérés történt vizeinken, amelyek eredménye nem nyilvános, de legalábbis nehezen hozzáférhető (minisztériumok, nemzeti parkok, különböző hatóságok). Biztosra vehető, hogy a Hernád esetében is így van, hiszen legutóbb 1996-ban jelent meg olyan dolgozat, amely a folyó teljes hazai szakaszára vonatkozóan ismerteti a halfaunát. Az azóta eltelt húsz év során minimum a Víz Keretirányelv (VKI) felmérései alkalmával, a NATURA 2000-es fajok felmérésekor, de vélhetőleg egyéb esetekben is történtek mintavételek, ám ezek eredményéről nincs tudomásunk. Jelen dolgozatunk célja egyrészt hozzáférhetővé tenni a folyó halfaunájára vonatkozó legújabb vizsgálatok eredményeit, másrészt a rendelkezésünkre álló adatok elemzésére alapozva fölvázolni a Hernád halközösségeinek térbeli mintázatát.

A Hernád (*Hornád*) Szlovákia területén, a Király-hegy északi oldalán 1050 m tengerszint feletti magasságban ered, de valódi folyónak Hernádfőtől (*Vikartovce*) tekinthetjük (750 m), ahol több mellékág vize egyesül. Mederesése Iglóig (*Spišská Nová Ves*) 8,1 m/km, Igló és Kassa (*Košice*) között 2,6 m/km. Utóbbi szakaszt jelentősen befolyásolja az 1970-es években Margitfalvánál (*Margecany*) létesített, több mint 20 km hosszú Óruzsini-víztározó (*vodná nádrž Ružín*), amelynek hatása a folyó felsőbb szakaszán is kimutatható. Hidasnémetitől a torkolatig a mederesés 0,57 m/km, de a Bócs alatti alsó szakaszon már csak 0,36 m/km. A Hernád Sajóhídvégnél 98 m tengerszint feletti magasságban torkollik a Sajóba.

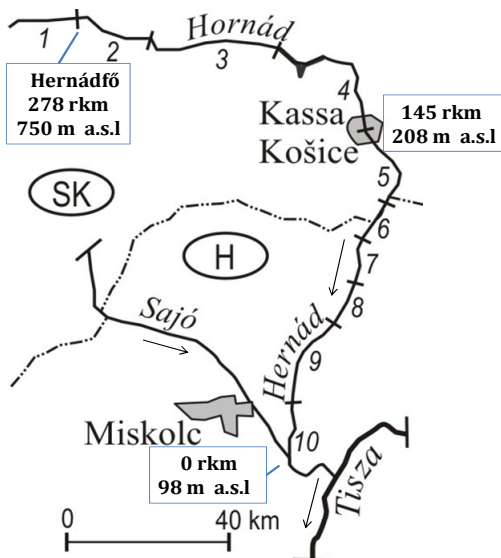
A Kesznyétennél 1945-től üzemelő vízerőmű, amelyhez az üzemvízcsatorna Bócsnél ágazik ki, erősen lecsökkenti az alatta lévő szakasz vízhozamát. Elvileg 0,5 m³/sec vizet kell biztosítani a főmederbe, de aszályos nyarakon sokszor alig-alig folyik benne a víz. A Hernád teljes hossza 286 km, ebből a magyar szakasz 118 km, közepes vízhozama a torkolat közelében 30 m³/sec (Pécsi 1969, Lászlóffy 1982).

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Hernád magyar szakaszán 2014. június 19. és 2014. július 10. között többféle módszerrel végeztük. A 118 km-es folyószakaszon 43 mintavételi helyen 47 mintavételre került sor, melyek közül 24 mintavétel Hans Grassl IG 200/2, 250 W típusú, 11 mintavétel SAMUS 725MP típusú elektromos halászeszközzel, 12 mintavétel pedig 3,8 m hosszú és 6 milliméteres szembőségű kétközshálóval történt. A 47 mintavétel során 34 halfaj 11807 egyede került elő. A szlovákiai szakaszon az Óruzsini-víztározótól a magyar-szlovák határig terjedő 80 km-es szakaszon 2014. augusztus 3. és 5. között, 10 mintavételi helyen egy HG IG 200 típusú elektromos halászgéppel 22 faj 1.671 egyedét sikerült azonosítani. Eltekintve 6 csónakos mintavételtől, lábalva halásztuk meg a mintavételi helyeket. A mintavételi szakaszok hossza 120 és 180 m között változott. A halakat azonosításuk után visszahelyeztük a folyóba.

Azért, hogy a Hernád teljes hosszának halfaunáját statisztikailag elemezhesük, felhasználtuk a Koščo és munkatársai (2010), továbbá a Kočišová és munkatársai (2012) által publikált adatokat is. A 286 km hosszú folyót 10 mintavételi egységre osztottuk (1. ábra), amelyek hasonlóságát a fajok jelenléte (Jaccard-index) és dominanciája alapján (Bray-Curtis-index) is vizsgáltuk. A Jaccard- és a Bray-Curtis-index egyaránt alkalmas lehet a folyószakaszok hasonlóságának kimutatására, de nem mutat rá, hogy mely fajok előfordulása, illetve tömegessége határozza meg a közös klaszterbe tartozó szakaszokat.

A 10 mintavételi egység és az egyes halfajok mennyiségi adatainak kapcsolatát korrespondencia-analízissel (CA) vizsgáltuk. Az elemzések során csak azokat a halfajokat vettük figyelembe, melyeket legalább két szakaszon kimutattunk, mert azok a fajok, amelyek csupán egy mintavételi egységben fordulnak elő vagy kizárólag arra az egyetlen szakaszra jellemzőek vagy jelenlétük véletlenszerű.



1. ábra. Mintavételi szakaszok a Hernádon
Fig. 1. Sampling stretches on river Hernád

1. táblázat. Hernád halfaunája
Table 1. Fish fauna of the river Hernád

| Település Locality | Hernádfo (Vikartovce) | Igló (Spišská Nová Ves) | Margitfalva (Margecany) | Kassa fölött above Košice | Kassa alatt below Košice | Hidasnémeti | Vízoly | Encs | Nagykímisz | Bőcs | Gyakoriság Frequency | | |
|------------------------------------|--------------------------|----------------------------|-------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------|--------|-------|------------|----------------|-------------------------|------|------|
| | (1*) | (2*) | Jelen vizsgálat / Present inv. 2014 | | | | | | | Pres.inv. 2014 | | | |
| Mintaszakaszok/Sampling stretches | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 4-6 | 7-10 | |
| Folyamkilométer fkm/rkm | 270-286 | 246-269 | 199-245 | 145-198 | 119-144 | 93-118 | 68-92 | 55-67 | 23-54 | 0-22 | 93-198 | 0-92 | |
| tszf. magasság/altitude s.l. | 1050-465 | | 465-208 | | 208-151 | | 151-98 | | | | | | |
| mederszés m/km / bed slope m/km | 14,6 | | 2,6 | | 1,1 | | 0,6 | | | | | | |
| Fajok/Species | Kód | D% | D% | D% | D% | D% | D% | D% | D% | D% | F% | F% | |
| <i>Eudontomyzon danfordi</i> | Euddan | 6,9 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| <i>Rutilus rutilus</i> | Rutrut | - | - | 2,5 | 0,9 | 0,3 | 0,8 | 1,9 | 3,8 | 1,4 | 3,1 | 35 | 78 |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | Scavery | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,1 | 0,0 | - | 0,2 | 5 | 11 |
| <i>Leuciscus leuciscus</i> | Leuleu | - | - | - | 0,5 | 2,1 | 1,3 | 0,0 | 0,6 | 0,7 | 0,3 | 60 | 30 |
| <i>Squalius cephalus</i> | Squcep | 0,2 | 1,3 | 21,6 | 26,0 | 22,7 | 10,3 | 10,4 | 8,1 | 11,4 | 12,0 | 95 | 100 |
| <i>Aspius aspius</i> | Aspasp | - | - | 0,1 | 1,4 | - | - | 0,0 | - | 0,0 | 0,0 | 5 | 8 |
| <i>Phoxinus phoxinus</i> | Phopho | 0,2 | - | 2,2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Alburnus alburnus</i> | Albalb | - | - | 0,1 | 10,1 | 14,0 | 11,6 | 60,2 | 49,0 | 49,4 | 42,8 | 85 | 100 |
| <i>Alburnoides bipunctatus</i> | Albbip | - | 0,8 | 35,2 | 18,3 | 24,2 | 38,4 | 5,2 | 6,3 | 15,3 | 6,5 | 95 | 78 |
| <i>Blicca bjoerkna</i> | Blibjo | - | - | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,1 | - | 8 |
| <i>Abramis brama</i> | Abrbra | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | - | 16 |
| <i>Vimba vimba</i> | Vimvim | - | - | 0,1 | - | - | 0,1 | 1,5 | 3,5 | 0,9 | 2,6 | 15 | 49 |
| <i>Chondrostoma nasus</i> | Chonas | - | - | 2,5 | 0,9 | 6,8 | 3,4 | 3,1 | 3,0 | 9,2 | 2,9 | 70 | 70 |
| <i>Barbus barbus</i> | Barbar | - | - | 2,9 | 1,4 | 6,8 | 6,2 | 3,3 | 2,4 | 3,6 | 4,2 | 90 | 78 |
| <i>Barbus carpathicus</i> | Barcar | - | 0,2 | 6,5 | 8,2 | 4,9 | 2,5 | 0,5 | 0,1 | 0,8 | 0,1 | 90 | 24 |
| <i>Gobio carpathicus</i> | Gobcar | - | - | 8,6 | 2,3 | 2,8 | 2,1 | 1,0 | 0,8 | 0,1 | 0,5 | 70 | 35 |
| <i>Romanogobio uranoscopus</i> | Romur | - | - | - | 0,5 | - | - | - | 0,1 | - | - | 5 | 3 |
| <i>Romanogobio vladkovi</i> | Romvla | - | - | - | - | 0,4 | 1,7 | 0,3 | 3,1 | 0,4 | 3,5 | 40 | 54 |
| <i>Romanogobio kessleri</i> | Romkes | - | - | - | - | 0,4 | 1,7 | 0,3 | 8,1 | 1,6 | 5,1 | 30 | 51 |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | Psepar | - | - | - | - | 0,1 | - | 0,0 | - | 0,0 | 0,3 | 10 | 14 |
| <i>Rhodeus amarus</i> | Rhoam | - | - | - | - | 11,4 | 8,9 | 5,7 | 6,5 | 2,7 | 8,6 | 70 | 92 |
| <i>Carassius gibelio</i> | Cargib | - | - | - | - | - | - | - | 0,2 | - | 0,3 | - | 11 |
| <i>Cyprinus carpio</i> | Cypcar | - | - | - | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - | - | - | 5 |
| <i>Cobitis elongatoides</i> | Cobelo | - | - | - | - | 0,9 | 2,7 | 1,9 | 1,3 | 1,6 | 3,4 | 45 | 73 |
| <i>Sabanejewia balcanica</i> | Sabbal | - | - | - | - | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 1,7 | 20 | 35 |
| <i>Sabanejewia bulgarica</i> | Sabbul | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,2 | - | 8 |
| <i>Barbatula barbatula</i> | Barbat | 2,1 | 1,2 | 10,5 | - | 1,2 | 1,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | 50 | 8 |
| <i>Silurus glanis</i> | Silgla | - | - | - | - | - | 0,1 | - | 0,0 | - | - | 10 | 3 |
| <i>Esox lucius</i> | Esoluc | - | - | - | 0,9 | 0,1 | - | 0,2 | 0,2 | - | 0,1 | 10 | 24 |
| <i>Thymallus thymallus</i> | Thythy | 3,6 | 5,4 | 0,5 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Salmo trutta m. fario</i> | Saltru | 86,9 | 76,9 | 4,9 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | - | - | - | - | 35 | - |
| <i>Lota lota</i> | Lotlot | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | - | 5 | 8 |
| <i>Cottus gobio</i> | Cotgob | - | 13,7 | 1,1 | - | 0,2 | - | - | - | - | - | 5 | - |
| <i>Cottus poecilopus</i> | Cotpoe | - | 0,6 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | Lepgib | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,8 | 0,8 | - | 0,4 | 5 | 32 |
| <i>Perca fluviatilis</i> | Perflu | - | - | 0,7 | 28,3 | 0,5 | 5,5 | 2,8 | 1,3 | 0,4 | 0,5 | 85 | 78 |
| <i>Gymnocephalus cernua</i> | Gymcer | - | - | - | - | - | 0,5 | - | - | - | - | 5 | - |
| <i>Zingel streber</i> | Zinstr | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | 8 |
| <i>Proterorhinus semilunaris</i> | Prosem | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,4 | - | 5 |
| Fajsám/N of species | | 6 | 8 | 16 | 14 | 20 | 23 | 25 | 27 | 22 | 27 | 28 | 34 |
| Egyedszám/N of specimens | | - | - | 777 | 219 | 1452 | 2054 | 2261 | 2384 | 2633 | 2475 | 3725 | 9753 |
| Mintaszám/N of sampling | | - | - | 6 | 4 | 6 | 10 | 9 | 10 | 9 | 9 | 20 | 37 |
| Átl. mintavételi fajsám (3*) | | - | - | 8.3 | 7.0 | 12.3 | 12.3 | 11.3 | 11.7 | 11.6 | 13.1 | 11.3 | 12.0 |

D: dominancia/dominance, F: frekvencia/frequency,

(1*) Koščo et al. 2010; (2*) Kóčíšová et al. 2012; (3*) average number of species per sample

A korrespondencia-analízis során a független változók (esetünkben a mintavételi szakaszok és az egyes halfajok mennyiségi adatai) kapcsolatának szorossága határozható meg. A módszer eredményeként egy redukált, alacsony dimenziójú térben grafikusán ábrázoljuk a változókat. Mindezek után vizuális elemzéssel következtetni tudunk arra, hogy a vizsgált változók mely kategóriái vonzzák, és melyek taszítják egymást (Molnár 2008).

A kapcsolatrendszer struktúrája szempontjából az egyes kategóriák előfordulásának nem az abszolút, hanem a relatív gyakorisága érdekes. Matematikailag a korrespondencia-analízis az asszociáció Pearson-féle χ^2 mértékét bontja komponensekre hasonló módon, mint azt a főkomponens-analízis a varianciával teszi. Az eljárás a sorokat (oszlopokat) a megoszlásaiból képzett, redukált dimenziójú, mesterséges térbe helyezi. Itt a tengelyeket úgy definiáljuk, hogy rendre csökkenő százalékos mértékben járuljanak hozzá a χ^2 statisztikához (Hajdú 2010).

Koščo és munkatársai (2010) csak a fajok dominanciáját adták meg dolgozatukban, így az elemzések során a vízfolyásszakaszok dominanciaadataival számoltunk. A statisztikai vizsgálatokhoz a PAST – PAlaeontological STatistics, ver. 1.56 programot használtuk (Hammer et al. 2001).

A halak vízáramigény szerinti minősítéséhez (reofil-A, reofil-B, euritóp, stagnofil) Spindler (1997) munkáját vettük alapul, elfogadva a Sallai (2002) által javasolt módosításokat. Ez utóbbi listán csupán annyit változtattunk, hogy tapasztalataink alapján a mintáinkban előforduló újabb fajokat is minősítettük.

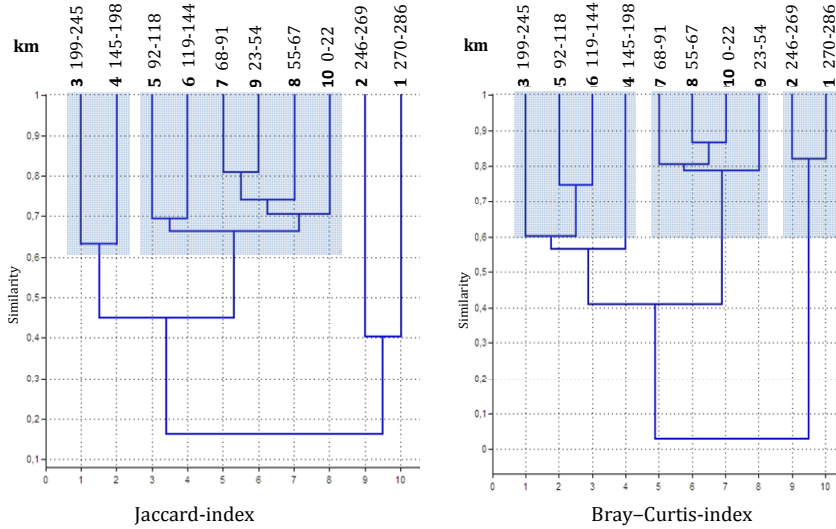
Eredmények

2014-es felmérésünk során a Hernád magyar szakaszán 34 fajt azonosítottunk (1. táblázat). Legnagyobb egyedszámban a küsz (*Alburnus alburnus*) került elő, melyet a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) és a domolykó (*Squalius cephalus*) követett. E három faj az egyedek 68%-át tette ki. Jelentős mennyiségben ($D > 3\%$) került elő az ökle (*Rhodeus amarus*), a márna (*Barbus barbus*), a paduc (*Chondrostoma nasus*) és a homoki küllő (*Romanogobio kessleri*). Lelőhelyi gyakoriság (frekvencia) tekintetében e 7 faj mellé 50%-ot meghaladó értékkel ($F > 50\%$) főlzárkózik a bodorka (*Rutilus rutilus*), a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) és a sügér (*Perca fluviatilis*). Alapvetően ezzel a 11 fajjal jellemezhető a Hernád magyar szakasza.

A fokozottan védett fajok közül a kárpáti márna (*Barbus carpathicus*) és a homoki küllő általánosan elterjedt a folyóban, előfordulási gyakoriságuk 38, ill. 51%. Német bucóból (*Zingel streber*) csak az alsó szakaszon került elő 7 példány, köztük 4 elsőnyaras. Meglepő a magyar bucó (*Zingel zingel*) hiánya, mely a Sajóban Kazincbarcikaig előfordul (Harka et al. 2007a, 2007b, Csipkés et al. 2014). A felpillantó küllőből (*Romanogobio uranoscopus*) Sallai & Sallai (2011) 2010-ben 3 helyszínen (Hernádszurdok, Gönc, Göncruszka) 11 példányt fogott, jelen vizsgálat során jóval lejjebb eső folyószakaszcsozról (Encs) került elő 2 példány.

A Jaccard- és a Bray–Curtis-indexek alapján 3 szakaszra osztható a Hernád. A legfelső 40 km-es szakasz mindkét módszer alapján jelentősen elkülönül a lejjebbi szakaszoktól. Az 5-ös és 6-os kóddal jelzett szakasz a fajkészlet alapján az alsó szakaszhoz hasonló, de a tömegességi adatok alapján a középső szakaszba tartozik. A tömegességi adatok megbízhatóbbak, mint a véletlen előfordulást is számbavevő fajkészlet-hasonlóságok, ezért jelen vizsgálat alapján – alulról fölfelé haladva – a következő szakaszok elkülönítését tartjuk indokoltnak: alsó szakasz (0-91 km), középső szakasz (92-245 km) és felső szakasz (246-286 km). Felmerült a gyanúja, hogy az alsó szakasz külön klaszterének oka a küsz dominanciája, ezért megvizsgáltuk a Bray-Curtis-indexet úgy is, hogy eltekintettünk a küsztől. Hasonló eredményt kaptunk, annyi különbséggel, hogy az alsó szakasz közös hasonlósága kismértékben, 79%-ról 73%-ra csökkent.

Kiseb léptékben vizsgálva, az alsó szakaszon is tapasztalhatók jelentős különbségek a halfaunában, ugyanis a fenékküszöbök (Hidasnémeti, Gibárt, Felsődobsza) felvizen az euritóp fajok egyedszáma jelentősen megnő az alvízi szakaszhoz képest (Csipkés & Stündl 2015).



2.ábra. A mintavételi szakaszok hasonlósága
Fig. 2. Similarity of sampling stretches

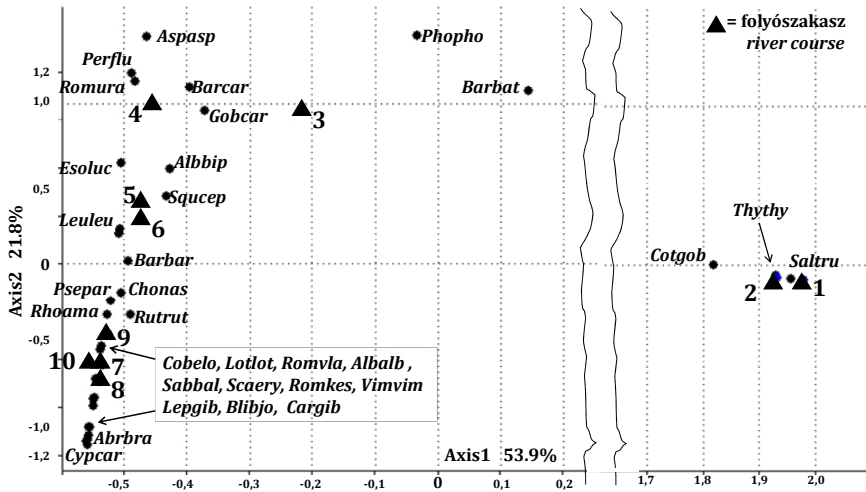
Értékelés

A Hernád magyar szakaszának halfaunájáról az utóbbi 30 évben két átfogó felmérés készült (Harka 1992, Hoitsy 1996), melyek 21, illetve 41 faj jelenlétéről tudósítanak. Harka és Sallai (2004) összegzése a Hernádból 39 halfaj előfordulását tekintette bizonyítottnak. Később Sallai és Sallai (2011) a felpillantó küllő, Harka és Szepesi (2013) a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) előfordulásáról számolt be. Ezen tanulmányok alapján az utóbbi 30 évben összesen 44 halfaj került elő a Hernád magyar szakaszáról. Csak a mellékpatakokból ismert a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), valamint a kurta baing (*Leucaspius delineatus*) jelenléte (Harka & Szepesi 2009a, 2009b).

Košćo és munkatársai (2010) a szlovákiai szakaszcól további 4 olyan fajt mutattak ki, amely a hazai szakaszcól még nem került elő: angolna (*Anguilla anguilla*), botos kölonte (*Cottus gobio*), cifra kölonte (*Cottus poecilopus*) és pénzes pér (*Thymallus thymallus*), továbbá beszámolnak a Szlovákiában helyenként telepített galóca (*Huso huso*) kassai előfordulásáról. Jelen vizsgálat során a korábbi fajlistákhoz képest új fajt nem mutattunk ki a Hernádból. A *Sabanejewia* fajok elkülönítése ugyanis nem tekinthető új eredménynek, hiszen azok *Sabanejewia aurata* néven a korábbi vizsgálatokból már ismertek voltak.

A Hernád hazai szakaszán az utóbbi 30 évben kimutatott 44 fajból a jelen vizsgálat során 33 (+1 *Sabanejewia*) fajt (75%) fogtunk, 11 nem került elő. A compó (*Tinca tinca*), a széles kárász (*Carassius carassius*) és a rétcsík (*Misgurnus fossilis*) hiánya nem annyira meglepő, előfordulásuk korábban is inkább véletlenszerű volt, a Hernád nem alkalmas élőhely számukra. Viszont meglepő módon sem a süllővel (*Sander lucioperca*), sem a jászkeszeggel (*Leuciscus idus*) nem találkoztunk. A jász hiánya 2013-ban már a Sajón is feltűnő volt (Csipkés et al. 2014), hiszen 2005–2006-ban ott nagy mennyiségben volt jelen (Harka et al. 2007a, 2007b). A selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) korábban csak szóbeli közlés nyomán került be a fajlistába (Harka 1992), de 2004-ben Böcsnél egy adult példány kézre került (Harka és Szepesi publikálatlan adata). A fűrgeselle (*Phoxinus phoxinus*) és a szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss*) a mellékpatakokban jelenleg is megtalálható (Sály et al. 2009). A bagolykeszeg (*Ballerus sapa*) a Sajóban kis egyedszámban előfordul, a Hernádból is előkerülhet. A barna törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) előretörése következtében jelentősen visszaszorult az utóbbi évtizedben,

eltűnésére is számítani lehet. A tiszai ingola előfordulásáról az utóbbi évtizedből nincs adatunk, jelenleg csak a Hernád legfelső szakaszán él (Koščo et al. 2010).



3. ábra. A korrespondencia-analízis (CA) eredménye
 Fig. 3. The result of the correspondence analysis (CA)

A korrespondencia-analízis (3. ábra) Axis1 tengelye megfeleltethető a vízáramlás változásának. Az egyes vízfolyásszakaszok és a helyzetüket meghatározó halfajok jobbról balra követik az áramlási sebesség csökkenését. A domolykó (*Squalius cephalus*) minden mintaszakaszról előkerült, tömegessége alapján azonban legszorosabb kapcsolata az 5. és 6. mintaszakasszal van. A korrespondencia-elemzés megerősíti a Bray–Curtis-indexnél megfigyelhető jelentős különbséget, amely a felső 40 km-es szakasz és a lejjebb eső folyószakaszok között mutatkozik. Ugyanakkor a 4–10. mintavételi szakaszokat szűk sávban helyezi el (-0,45 és -0,56 között), azaz a halfauna alapján jelentős különbséget nem mutat ki (a hasonlósági indexek csoportátlag-hasonlósága 46% ill. 41%).

A Víz Keretirányelv a Hernád magyar szakaszát két részre osztja (kód: AEP579, AEP580). Az alsó 53 km-t a 13. síkvidéki, a további 65 km-t a 6. dombvidéki-meszes-durva-nagy vízgyűjtőjű kategóriába sorolja. A halfauna hasonlóságát jelző indexek ezt nem támasztják alá (2. ábra).

A fajkészlet alapján számított Jaccard-index szerint a torkolattól Kassáig terjedő szakasz (0–144 fkm, kódszámok: 5–10) egyetlen egységnek számít. A tömegességi adatokat is figyelembe vevő Bray–Curtis-index szerint viszont csak a Hidasnémetiig terjedő szakaszok (0–91 fkm, kódszámok: 7–10) hasonlóak. A csoporton belüli hasonlóság azonban olyan magas (79%), hogy azt további alszakaszokra bontani értelmetlen. A korrespondencia-elemzés eredménye a 7-től 10-ig terjedő kódszámokkal jelzett négy szakaszt szinte egy pontban ábrázolja, hasonlóan ahhoz, ahogyan a Bray–Curtis-index alapján is összetartoznak. A Hernád magyar szakaszát vizsgálatunk szerint is jogos két részre osztani, de a halfauna tömegességi viszonyai alapján a változás – ellentétben a VKI besorolásával – nem Felsődobozánál (53 fkm), hanem Hidasnémeti alatt (91 fkm) következik be. Hidasnémeti felett jelentősen megnő a mederesés és ez által a vízsebesség is. Amíg Hidasnémeti és a torkolat közt a mederesés 0,57 m/km, addig Hidasnémeti és Kassa között 1,13 m/km.

Az alsó 91 km-es szakaszon a küsz (*Alburnus alburnus*) tömeges jelenléte mellett a reofil egyedek aránya viszonylag magas, 35%. Ezért, továbbá a dévér- (*Abramis brama*) és a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) szinte teljes hiánya miatt megkérdőjelezhető, hogy a Hernádnak van-e igazi síkvidéki szakasza. A korrespondencia-elemzés a két keszegfélért – a ponty, ezüstkárász és naphal mellett – az Axis1 tengely legszélén helyezi el, azaz

áramlásigényük a legkisebb. Ez az öt faj valóban jellemző a síkvidéki folyókra, de dominanciájuk a Hernád alsó szakaszán mindössze 0,81%. A folyónak tehát nincs olyan szakasza, amelyet igazi síkvidéki halállomány jellemezne.

A Hernád másik jól elkülöníthető szakasza Igló felett található. Bár az 1-es és a 2-es kódú szakasz fajkészlete főként a tiszai ingola följebbi és a kölönték lejjebbi előfordulása miatt jelentősen eltér, a sebes pisztráng általános tömegessége miatt a két szakasz hasonlósága több mint 80%. A korrespondencia-elemzés alapján ezekre a szakaszokra a tömeges előfordulású sebes pisztráng (*Salmo trutta*), pénzes pér (*Thymallus thymallus*) és a botos kölönte (*Cottus gobio*), valamint a kizárólag itt előforduló cifra kölönte (*Cottus poecilopus*) és tiszai ingola (*Eudontomyzon danfordi*) jellemző.

2. táblázat. A reofil, az euritóp és a stagnofil fajok aránya a mintavételi szakaszokon
Table 2. Relative abundance of the rheophilic, eurytopic and stagnophilic species on the sampling stretches

| Település Locality | Hernádfő | Igló (Spišská | Margittfalva | Kassa fölött | Kassa alatt | Hidasnémeti | Vízoly | Encs | Nagykinizs | Bócs |
|-----------------------------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|-------------|--------|------|------------|------|
| | (Vikartovce) | Nová Ves) | (Margecany) | above Košice | below Košice | | | | | |
| Mintaszakaszok/Sampling stretches | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| reofil A (%) | 99,7 | 98,8 | 59,3 | 31,0 | 46,4 | 55,3 | 12,5 | 20,6 | 31,4 | 19,4 |
| reofil B (%) | 0,3 | 1,2 | 15,2 | 29,1 | 25,6 | 12,8 | 13,4 | 12,5 | 12,7 | 17,0 |
| euritóp, kűsz nélkül (%) (1) | - | - | 25,5 | 29,8 | 14,0 | 20,2 | 12,9 | 16,8 | 16,8 | 20,0 |
| kűsz, <i>bleak</i> (%) | - | - | - | 10,1 | 14,0 | 11,6 | 60,2 | 49,0 | 49,4 | 42,8 |
| stagnofil (%) | - | - | - | - | - | 0,1 | 1,0 | 1,1 | - | 0,8 |

(1) eurytopic species, without bleak (*Alburnus alburnus*)

Az Igló és Hernádnémeti közötti szakasz halfaunáját erősen befolyásolja az Óruzsini-víztározó, amely ökológiai akadályt képez. Például fűrges csellét (*Phoxinus phoxinus*) már az 1999–2006 közötti felmérések során sem észlelték a víztározó alatti szakaszon (Koščo et al. 2010). Pénzes pért nemrégén még fogtak Kassa környékén, de 2011-ben már nem tudták kimutatni (Kočišová et al. 2012), és a jelen vizsgálat során sem került elő. Aggodalomra ad okot a felpillantó küllő (*Romanogobio uranoscopus*) is: Koščo és munkatársai (2010) korábban Kassa alatt 3 mintavétel alkalmával is kimutatták, relatív abundanciája 1,58% volt. Ám 2011-ben nem észlelték, jelen vizsgálat során pedig Kassa fölött mindössze egyetlen példánya került elő. Az euritóp egyedek aránya a kűsz figyelmen kívül hagyva is magasabb a víztározó által érintett folyószakaszon (3-6 mintaszakasz), mint az alsó szakaszon (7-10). A folyószakaszt eredetileg jellemző és komoly természeti értékkel bíró reofil fajok állománya tehát egyre csökken, miközben a víztározóban elszaporodott, jó alkalmazkodóképességgel rendelkező bodorka és sügér térhódítása a tározó fölött és alatt egyaránt tapasztalható.

Köszönetnyilvánítás

A kutatási adatok a Magyarország–Szlovákia Határon Átnyúló Együttműködési Program 2007–2013 támogatásával, az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság által megvalósított, „A Sajó vizes élőhelyeinek és mellékvízfolyásainak természetvédelmi célú felmérése” (HUSK/1101/221/0063, valamint „A Hernád és mellékvízfolyásainak természetvédelmi célú felmérése” (HUSK/1101/221/0004) projekt eredményeként állnak rendelkezésünkre.

A terepi mintavételek során nyújtott segítségért Györéné Cseres Ildikónak, Nyeste Krisztiánnak, Jakub Fedorčáknak, Polyák Lászlónak és Szabó Tamásnak mondunk köszönetet.

Irodalom

- Csipkés R., Szatmári L., Szepesi Zs., Harka Á. (2014): Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8: 61–68.
- Csipkés R., Stündl L. (2015): A Hernád halfaunáját érő emberi hatások. *Agrártudományi Közlemények* 65: 21–27.
- Hajdú O. (2010): Sajátértékek a statisztikában. *Statisztikai szemle* 88/7–8: 773–789.
- 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. (1992): Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78: 33–39.
- 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: 129–140.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2009a): A Sajó és a Hernád mentén is terjed a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*). *Halászat* 102/2: 64.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2009b): A Hernád jobb oldali mellékvízfolyásainak halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 3: 167–173.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2013): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) terjedése a Sajóban és a Hernádban. *Halászat* 106/1: 16.
- Hoitsy Gy. (1996): Adatok a Hernád folyó halfaunájáról 1995–96. *Halászatfejlesztés* 19: 143–149.
- Kočišová, J., Koščo, J., Kotsokon, I., Šmiga, L. (2012): Ichtyocenózy Hornádu v úseku chrast N/Hornádom – Košice. *Natura Carpatica* 53: 71–84.
- Koščo, J., Košuthová, L., Košuth, P., Pekarík, L., Balázs, P. (2010): A Hornád/Hernád folyó szlovákiai szakaszának halfaunája. *Pisces Hungarici* 4: 75–82.
- Lászlóffy W. (1982): *A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerekben*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 610.
- Molnár L. (2008): A korrespondencia-elemzés (CA) elmélete és gyakorlata. *microCAD 2008 International Scientific Conference, Miskolci Egyetem. Q szekció: Kihívások a gazdaságban* 137–143.
- Pécsi M. (ed.) (1969): *A tiszai Alföld. Magyarország tájféldrajza* 2. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 381.
- Sallai Z. (2002): A Dráva–Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. I. Irodalmi áttekintés, anyag és módszer, eredmények. *Halászat* 95/2: 80–91.
- Sallai Z., Sallai M. (2012): Felpillantó küllők (*Romanogobio uranoscopus*) a Hernád magyar szakaszán. *Halászat* 105/4: 16.
- Sály P., Takács P., Erős T. (2009): Halfaunisztikai vizsgálatok Borsod-Abaúj-Zemplén megye északi térségében. *Állattani Közlemények* 94: 73–91.
- Spindler T. (1997): *Fischfauna in Österreich*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, pp. 140.

Authors:

Zsolt SZEPESI (szepesizs@hotmail.com), Roland CSIPKÉS, Juraj HAJDÚ, Károly GYÖRE, Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com)



Újabb adatok a sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) növekedéséhez

New data to growth of the Perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758)

Tamás V.¹, Nyeste K.¹, Papp G.², Antal L.¹

¹Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft., Tiszafüred

Kulcsszavak: testhossz, testtömeg, méretgyakoriság, Bhattacharya-módszer

Keywords: body length, body weight, length-frequency, Bhattacharya's method

Abstract

During our study, the growth features of European perch (*Perca fluviatilis*) from two habitats were compared in the area of Middle-Tisza. 226 perches were collected from Tiszavalki-medence of Lake Tisza (111 pcs) in 27 October 2014 and Rakamazi-Nagy-morotva (115 pcs) in 3 November 2014. The relationship between standard length (SL) and total length (TL) was described by linear regression. The relationship in the Tiszavalki-medence was $TL = 1.1589 SL + 1.2049$ ($r^2 = 0.99$) and in the Rakamazi-Nagy-Morotva was $TL = 1.1351 SL + 3.6436$ ($r^2 = 0.998$). The relationship between standard length (SL) and body weight (W) was $W = 1 \times 10^{-5} SL^{3.2166}$ ($r^2 = 0.979$) in the Tiszavalki-medence and was $W = 3 \times 10^{-5} SL^{2.9277}$ ($r^2 = 0.968$) in the Rakamazi-Nagy-Morotva. Based on the body length distribution three different size groups (age groups) were identified in both places. The average SL of these groups were 66; 85.9 and 112.3 mm in the Tiszavalki-medence and 52.9; 77.5 and 105.1 mm in the Nagy-morotva. The observed growth in the Tiszavalki-medence was similar to that described in other Hungarian waters, but in the first two years the growth of perches in the Rakamazi-Nagy-morotva was slower than in the Tiszavalki-medence and in the other Hungarian places. The results of this fact maybe the different water and nutrient supply and also the oxygen levels.

Kivonat

Vizsgálatunk során két eltérő habitusú víztér sügér (*Perca fluviatilis*) állományának növekedését hasonlítottuk össze a Közép-Tisza vidékén. Vizsgálati anyagunkat 226 egyed adta, melyeket 2014. október 27-én a Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében (111 db), illetve november 3-án a Rakamazi-Nagy-morotván (115 db) gyűjtöttük be. A standard (SL) és a teljes testhossz (TL) viszonyát a Tiszavalki-medencén $TL = 1,1589 SL + 1,2049$ ($r^2 = 0,99$), míg a Rakamazi-Nagy-morotván a $TL = 1,1351 SL + 3,6436$ ($r^2 = 0,998$) lineáris egyenletek fejezik ki. A standard testhossz (SL) és a testtömeg (W) összefüggései: a Tiszavalki-medence esetén $W = 1 \times 10^{-5} SL^{3,2166}$ ($r^2 = 0,979$), a Rakamazi-Nagy-morotva esetén $W = 3 \times 10^{-5} SL^{2,9277}$ ($r^2 = 0,968$). A testhosszgyakoriság alapján mindkét víztészen három méretcsoportot (korcsoportot) azonosítottunk, melyek átlagos standard testhosszai a Tiszavalki-medencén 66; 85,9 és 112,3 mm, illetőleg a Rakamazi-Nagy-morotván 52,9; 77,5 és 105,1 mm voltak. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a Tiszavalki-medencében élő állomány növekedése összhangban áll a szakirodalomban fellelhető hazai adatokkal, viszont a Rakamazi-Nagy-morotva sügéreinél növekedése az első két évben a tiszavalki állományhoz és a hazai állomány átlagos növekedéséhez képest is alulmarad, melynek oka feltételezhetően a két víztér eltérő víz- és tápanyag-utánpótlása, valamint oxigénviszonya lehet.

Bevezetés

A sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) Európa szerte széles körben elterjedt halfaj (Kottelat & Freyhof 2007), Magyarországon kisebb-nagyobb állóvizekben és vízfolyásokban egyaránt megtalálható (Harka & Sallai 2004). Számos külföldi állomány növekedése ismert (pl. Berg 1965, Balon 1966, 1967, Szmirnov 1971, Gyurkó 1972), ugyanakkor a hazaiakét részletesebben mindössze a Duna egyik szigetközi ágrendszerében (Guti 1992), a Bodrogzugban (Hoitsy 1994), illetve a Tisza-tó tiszafüredi szakaszán (Harka et al. 2012) vizsgálták. Munkánk során a Közép-Tisza-vidék két eltérő habitusú vízterében, a Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében, illetve a Rakamazi-Nagy-morotvában élő sügérek növekedését

vizsgáltuk. Jelen dolgozatunkban ennek eredményeit mutatjuk be, melyeket egymással, illetve a szakirodalomban talált adatokkal is összevetettük.

Anyag és módszer

A vizsgálati anyagunkat a 2014. október 27-én a Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében kifogott 111 egyed, illetve a 2014. november 3-án a Rakamazi-Nagy-morotván (továbbiakban Nagy-morotva) gyűjtött 115 példány adta. A mintavételek során a Nagy-morotván egy akkumulátoros Hans-Grassl IG200/2B, míg a Tisza-tavon egy aggregátoros Hans-Grassl EL 64 II GI típusú pulzáló egyenárammal működő kutatói halászgépet használtunk.

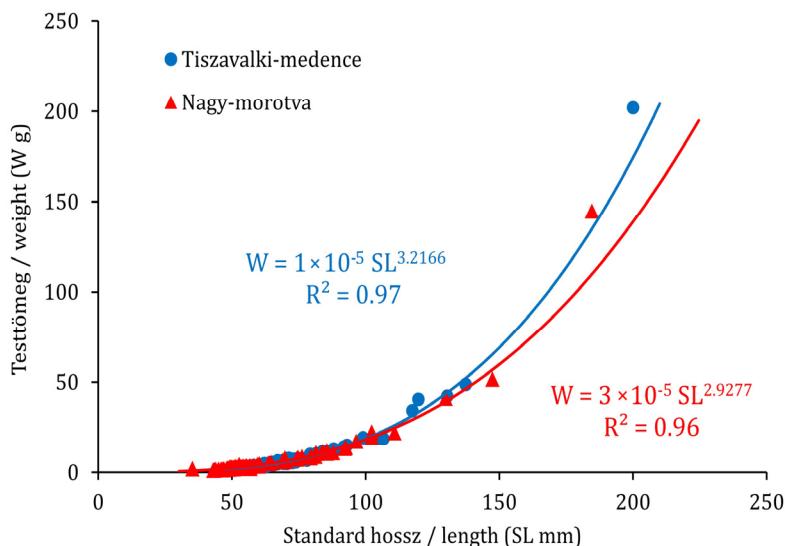
A standard és a teljes testhossz meghatározása századmilliméteres kijelzésű digitális tolmérőt, míg a testtömeg meghatározására századgrammos kijelzésű digitális mérleget használtunk. A standard (SL) és a teljes testhossz (TL) viszonyát lineáris regressziós analízissel, míg a standard testhossz (SL) és a testtömeg (W) viszonyát a Tesch (1968) által javasolt hatványfüggvény segítségével határoztuk meg.

A halak életkorát Petersen módszerével, testhosszgyakoriság alapján becsültük (Bagenal & Tesch 1978). A testhosszgyakoriság eloszlásában az egyeses méretcsoportokra, (a feltételezhető korcsoportokra) jellemző átlagos standard testhossz, annak szórását és az adott méretcsoportba/korcsoportba tartozó példányok arányát Bhattacharya-féle eljárás során becsültük (Bhattacharya 1967).

A Bhattacharya-féle analízist a FiSAT II (Gayanilo et al. 2005), egyéb adatelemzéseinket a Microsoft Office Excel 2003 és az R statisztikai programokkal (R Development Core Team 2010) végeztük.

Eredmények és értékelés

Vizsgálati anyagunkban a tiszavalki példányok esetében a standard hossz (SL) 52,7 és 200 mm, teljes hossz (TL) 63,4 és 230 mm, a testtömeg pedig 2,77 és 202 g között változott, míg a nagy-morotvai 115 példány standard hossza (SL) 35,2 és 184,6 mm, teljes hossza (TL) 46,8 és 211,2 mm között, a testtömege 1,34 és 144,9 g között változott.



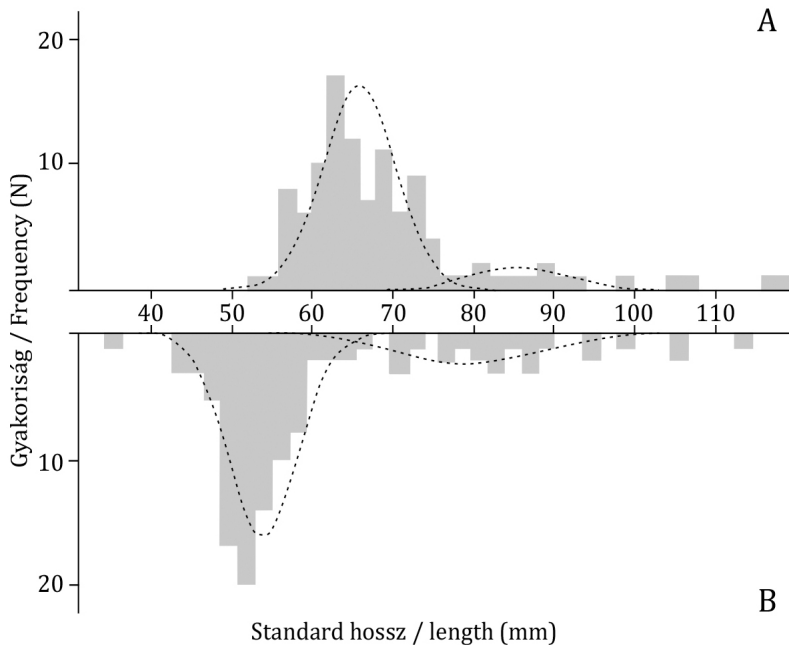
1. ábra. A testhossz és a testtömeg viszonya a Tiszavalki-medence és a Nagy-morotva sügéri esetében
Fig. 1. The relationship between body length (SL) and body mass (W) regarding the perches of Tiszavalki-medence and Nagy-morotva

A Tiszavalki-medence esetében a standard testhossz (SL) és a testtömeg (W) kapcsolatát kifejező összefüggés: $W = 1 \times 10^{-5} SL^{3,2166}$ ($r^2 = 0,979$). A standard testhosszból a teljes hossz (TL) a következő egyenlet alapján számítható ki: $TL = 1,1589 SL + 1,2049$ ($r^2 = 0,99$).

A Nagy-morotva kapcsán a standard testhossz (SL) és a testtömeg (W) viszonyát kifejező összefüggés: $W = 3 \times 10^{-5} SL^{2,9277}$ ($r^2 = 0,968$). A standard testhosszból az alábbi egyenlet alapján számíthatjuk ki a teljes hosszt (TL): $TL = 1,1351 SL + 3,6436$ ($r^2 = 0,998$).

Az SL–W kapcsolatot leíró exponenciális függvények (1. ábra) alapján a kisebb méretű, fiatalabb példányok esetén nem tapasztalható eltérés a két víztesten élő állomány növekedése között. A két görbe lefutása a nagyobb mérettartományok felé kezd eltérni, azonban ez a látszólagos különbség mindössze az idősebb korcsoportba tartozó néhány egyednek köszönhető, így ezek alapján messzemenő következtetések nem tudunk levonni. Habár mindkét populáció növekedése allometrikus ($b \neq 3,00$), az említett probléma miatt a két víztest között ezek alapján sem tudunk különbségeket megállapítani.

A testhosszgyakoriság alapján (2. ábra) három méret-, illetve feltételezhetően korcsoportot azonosítottunk, azonban ezek leíró statisztikáinak Bhattacharya-féle becslését csak az első kettőre tudtuk elvégezni, ugyanis a harmadik csoportba tartozó egyedekből mindössze néhányat fogtunk. A Tiszavalki-medence esetén az egynyaras (0+) korosztály átlagos standard testhossza a 66 mm [szórás: 4,6; konfidencia intervallum (95%): 65,1–66,9], a kétnyarasoké (1+) 85,9 mm [szórás: 5,7; konfidencia intervallum (95%): 82,2–89,7], míg a háromnyarasoké (2+) 112,3 mm volt [szórás: 7,3; konfidencia intervallum (95%): 104,6–120,0]. Ezekon kívül egy 130,5 mm, egy 137,4 mm és egy 200 mm standard testhosszú egyedeket is gyűjtöttünk, amelyek adatai csupán tájékoztató jelleggel szerepelnek a dolgozatban.



2. ábra. A testhosszgyakoriság (osztályszélesség 2 mm) és a becsült normáeloszlás (szaggatott vonal)
 Fig. 2.: The length frequency distribution (class width 2 mm) and the estimated age groups of European perch
 (dashed line) in the Tiszavalki-medence (A) and Nagy-morotva (B)

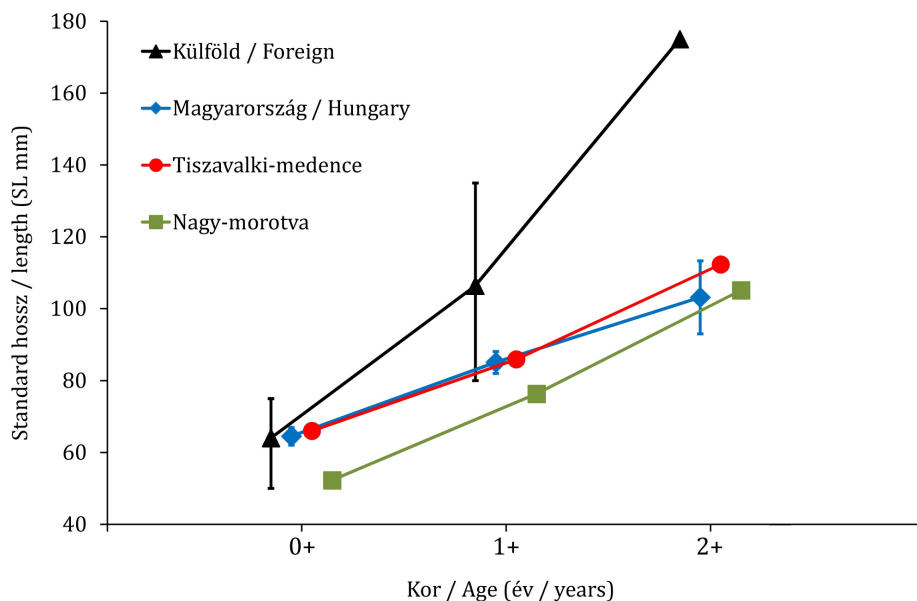
A Nagy-morotván a Tiszavalki-medencéhez hasonlóan három méret-/korcsoportot sikerült azonosítani: az egynyaras (0+) sügerek esetében az egyedek átlagos standard hossz

52,9 mm [a szórás 4,1; konfidencia intervallum (95%): 52,0–53,8], a kétnyarasoknál (1+) 77,5 mm [a szórás 7,8; konfidencia intervallum (95%): 74,1–80,9], illetve a háromnyarasoknál (2+) 105,1 mm volt [szórás: 4,9; konfidencia intervallum (95%): 100,0–110,3]. A vizsgálat során egy 129,9 mm, egy 147,4 mm, egy 159,3 mm és egy 184,6 mm standard testhosszú példányokat is gyűjtöttünk, de ezek adatait szintén csak tájékoztató célból tüntettük föl

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a Nagy-morotva egy- (0+) és kétnyaras (1+) sügéreinek növekedése elmarad a Tisza-tó Tiszavalki-medencéjében fogott egyedekétől, melynek oka feltételezhetően a két víztér eltérő víz-, illetve tápanyag-utánpótlása lehet. A Tiszavalki-medence vízutánpótlását a IX-es öblítőcsatorna és az Aponyháti töltő-ürítő csatorna, valamint az Eger-patak biztosítja, utóbbi vize nagymértékű tápanyagterhelést okoz a medencének, aminek köszönhetően dús a makrofita-állomány (URL1). A Nagy-morotva vízutánpótlása ezzel szemben időszakos, az alkalmilag történő vízcsera következtében a morotva szukcessziója, „előregedése” folyamatban van, mely az ottani élővilágra is jelentős hatással van (Tóth et al. 2006, Antal et al. 2011). A Nagy-morotva sügéreinek lassabb növekedésének a háttérben valószínűsíthetően az időszakos víz-, illetve ennek következtében a kedvezőtlenebb tápanyag-utánpótlás és oxigénviszonyok állhatnak, melyet a 2009-es mérési eredmények is megerősítenek (Lövei & Antal 2010).

Szakirodalmi adatok alapján, Magyarországon a Duna szigetközi ágrendszerében (Guti 1992) és Bodrogzugban (Hoitsy 1994) vizsgált sügér populációk növekedése nem különbözik a Tiszavalki-medence sügéreinek a növekedésétől, azonban a Nagy-morotva sügérállományának növekedése kis mértékben elmarad azoktól (3. ábra, 1. táblázat).

Végezetül eredményeinket összevetettük néhány külföldi vizsgálat adataival, melynek alapján a Tiszavalki egy- (0+) és kétnyaras (1+) sügerek növekedése összhangban áll, míg a Nagy-morotvai példányok növekedése valamivel lassabb mértékű ezekhez viszonyítva.



3. ábra. A Tiszavalki-medence és a Nagy-morotva sügéreinek növekedése, összehasonlítva az 1. táblázatban szereplő hazai és külföldi állományok növekedésével. A függőleges vonalak az egyes korosztályok esetén tapasztalt minimum és maximum standard testhosszt jelölik

Fig. 3. The growth of perches in the Tiszavalki-medence and in the Nagy-morotva compared to literature data. The vertical lines indicate minimum and maximum SL at age.

1. táblázat. A sügér első három évében elért standard testhossza (mm)
Table 1. Standard length of the perch in first three year (mm)

| Korcsoport Age groups | Berg (1965) Vityebszki-tó (BY) | Balon (1966) (SK) | Balon (1967) Orava-tározó (SK) | Szmirmov (1971) Duna (UA) | Gyurkó (1972) (RO) | Guti (1992) Duna Szigetköz (HU) | Hoitsy (1994) Bodrogzug (HU) | Jelen vizsgálat Present inv. Tiszavalki-medence | Jelen vizsgálat Present inv. Nagy-morotva |
|--------------------------|-----------------------------------|----------------------|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------|------------------------------------|---------------------------------|---|---|
| 0+ | 69 | 75 | 50 | 68 | 58 | 62 | 67 | 66 | 52 |
| 1+ | 114 | 135 | 80 | 106 | 97 | 88 | 82 | 86 | 76 |
| 2+ | - | 175 | - | - | - | 113 | 93 | 112 | 105 |

A sügér őshonos halunk, kisebb-nagyobb állóvizekben és vízfolyásokban egyaránt előfordul, növekedéséről mégis keveset tudunk. A jövőben érdemes lenne nagyobb figyelmet fordítani e halfaj alaposabb megismerésére, mivel horgászhalaként is egyre kedveltebbé válik.

Köszönetnyilvánítás

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

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. p. 101–136. In: Bagenal, T. (ed.): *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd ed. IBP Handbook No. 3, Blackwell Science Publications, Oxford, pp. 365.
- Balon, E. K. (1966): *Ryby Slovenska*. Obzor, Bratislava, pp. 231.
- Balon, E. K. (1967): Vplyv zivotneho prostredia na rast ryb v Oravskom priehradnom jazere. *Biolog. prace* 13/1. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, p. 123–176.
- Berg, L. S. (1965): *Freshwater fishes of the S.S.S.R. and adjacent countries*. Vol. 3. pp. 510. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Bhattacharya, C. G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- 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.
- Guti G. (1992): A sügér (*Perca fluviatilis* L.) mortalitása és növekedése a Duna egyik szigetközi mellékágrendszerében. *Halászat* 85/1: 43–47.
- Gyurkó I. (1972): *Édesvízi halaink*. Ceres Könyvkiadó, Bukarest, pp. 187.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea T ermszetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Papp G., Sály P. (2012): Adatok a sügér (*Perca fluviatilis*) egynyaras (0+) ivadékaikainak Tisza-tavi növekedéséhez. *Pisces Hungarici* 6: 75–78.
- Hoitsy Gy. (1994): Adatok a Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai felméréséből. *Halászatfejlesztés* 17: 164–172.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Lövei G. Zs., Antal L. (2010): Tisza-menti holtmedrek ökológiai állapotának elemzése helyszíni vízvizsgálatok alapján. *Hidrológiai Közöny* 90/6: 96–99.
- 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>.
- Szmirmov, A. I. (1971): Populacijnij analiz zvcisajnego okunja – *Perca fluviatilis* (Pisces, Percidae) z riznih ricckovih baszejnih Ukrajini. *Zb. prac Zool. Muzeju*, 70-76. (Cit.: Scserbuha, A. JA. 1982. *Fauna Ukrajini* 8, Ribi 4, p. 83.)

- 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.
- Tóth A., Lukács B., Zsuga K. (2006): Felső-Tisza vidéki holtmedrek zooplanktonjának összehasonlító vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 86/6: 120–122.

URL1: http://kotivizig.vizugy.hu/doksik/tarozo_jelentes_2013.pdf [Letöltve: 2015.03.27.]

Authors:

Viktor TAMÁS (tamas.viktor15@gmail.com), Krisztián NYESTE, Gábor PAPP (papp.gabor@sporthorgasz.eu), László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu).



Az Egregy (Agris) és az Almás-patak (Almaş) halfaunája (Románia, Szilágy/Sălaj megye)

The fish fauna of Agriş and Almaş streams (Romania, Sălaj country)

Wilhelm S.¹, Ardelean, G.²

¹Székelyhíd/Săcueni, Arany János u. 22/D

²Vasile Goldiş Egyetem, Szatmárnémeti/Satu Mare

Kulcsszavak: halfajok, eredet, természetvédelmi érték, védetség

Keywords: fish species, origin, conservational value, protection

Abstract

The Agriş and Almaş brooks are tributaries of the Someş river in Sălaj county, Romania. Their fish fauna has not been studied yet. During our survey we have found 1615 exemplars of 16 fish species. Fifteen of these are native and only one are adventive, which is only represented by low number of exemplars. In the upper stretch of the two brooks we have not found the trout zone, as previously supposed by researchers. The dominant species were the chub and the Carpathian barbel, which were present through the whole length of the brooks; no distinct zones could be separated.

Kivonat

Az Egregy és az Almás-patak a Szamos mellékpatakja a romániai Szilágy megyében. Halfaunájukat eddig még senki sem tanulmányozta. Kutatásaink során 16 halfaj 1615 egyedét sikerült begyűjtenünk. Közülük 15 faj natív, s csak egy adventív, de az is csak kis egyedszámmal képviselteti magát. A patakok felső szakaszán nem találtunk a kutatók által feltételezett pisztrángzónát. Domináns faj a domolykó és a kárpáti márna, ezek a vízfolyások teljes hosszában jelen voltak, nem tudtunk különálló szakaszokat elkülöníteni.

Bevezetés

Az Egregy és az Almás-patak a Szamos bal oldali mellékpatakja a romániai Szilágy megyében. Mindkettő a Meszes-hegység északi lejtőjén ered, az Egregy 600 m, az Almás-patak 640 m tszf. magasságban. Az Egregy hossza 43,3 km, vízgyűjtő területe 347 km². Az Almás-patak hossza 65,4 km, vízgyűjtője 810 km². Medrük párhuzamos elhelyezkedésű, esésük a középső és alsó szakaszon 1,5 m/km. Zsibó/Jibou közelében ömlenek a Szamosba 184, illetve 198 m tszf. magasságban (Ujvári 1972).

Halfaunájukra vonatkozó adatok sem a Románia halait feldolgozó kötetben (Bănărescu 1964), sem a Tisza vízrendszerét bemutató sorozat Szamos-kötetében (Bănărescu et al. 1999) nincsenek, bár Bănărescu feltételezi, hogy felső szakaszuk a pisztrángzónába, középső szakaszuk a pérzónába, míg az alsó a domolykózónába tartozik.

Fontosnak tartottuk a két patak halfaunájának felmérését, hiszen azok egyrészt menedéket nyújthatnak a befogadó Szamos halainak, másrészt utánpótlást biztosíthatnak főleg a folyót ért esetleges szennyezések alatt és után.

Anyag és módszer

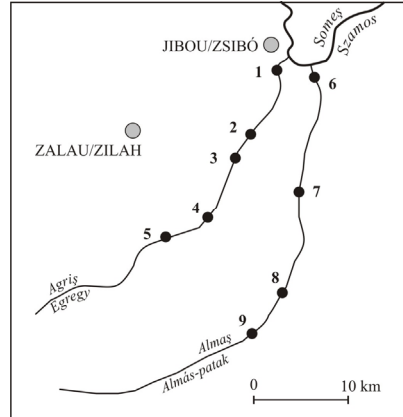
A gyűjtést az Egregyen és az Almás-patakon 2014. július 31. és augusztus 1. között végeztük. A tevékenységhez SAMUS 725MP típusú elektromos halászgépet használtunk, a fajokra és egyedszámokra vonatkozó adatokat OLYMPUS VN-1100PC digitális diktafonon rögzítettük. Az Egregyen öt, az Almás-patakon négy ponton vettünk mintát (1. ábra).

Gyűjtőpontok az Egregyen:

1. Prodánfalva (Prodănești)
2. Zsákfalva (Jac)
3. Somróujfalu (Brusturi) alatt
4. Alsóegregy (Românaș) és Egregypósa (Păușa) között
5. Egregypósa (Păușa) fölött

Gyűjtőpontok az Almás-patakon:

6. Tihó (Tihău) hídjánál
7. Kendermező (Chendrea) alatt
8. Almásszentmihály (Sânmihaiu Almașului)
9. Sutor (Zutor)



1. ábra. Gyűjtőpontok az Egregy és az Almás-patakon
Fig. 1. Sampling sites on the Egregy and Almás streams

A patakokon 200 m-es szakaszokat lábalásos módszerrel halásztunk. A meghatározást követően a halakat a fogás helyén szabadon engedjük. A fajok tudományos és magyar nevét az érvényben levő nevezéktan szerint adtuk meg (Harka 2011). A kárpáti márna (*Barbus carpathicus*) és a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) faji azonosítása a két faj földrajzi elterjedésének a figyelembevételével történt (Kottelat & Freyhof 2007).

A halfaunát alkotó fajok eredetét a Györe (1995) által javasoltak alapján adtuk meg. Ez alól egyedül az ezüstkárász kivétel, amelyre Guti és mtsi. (2014) újabb értékelését fogadtuk el. A két patak halfaunájának természeti értékét – Bănărescu (1994) minősítéseit alkalmazva – Guti és mtsi. (2014) módszere alapján állapítottuk meg. A védettséghez a Romániában érvényes jogszabályokat vettük alapul (Wilhelm & Harka 2014).

Eredmények

A két patakból összesen 16 halfaj 1615 példányát azonosítottuk (1. táblázat).

1. táblázat. A gyűjtött egyedek száma
Table 1. The number of collected fish specimens

| Halfajok | Gyűjtőpontok | Egregy | | | | | Almás-patak | | | |
|----------|--------------------------------|--------|----|----|-----|-----|-------------|----|-----|-----|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| 1 | <i>Leuciscus leuciscus</i> | 1 | 2 | 2 | - | - | 1 | - | - | - |
| 2 | <i>Squalius cephalus</i> | 79 | 72 | 72 | 33 | 50 | 72 | 22 | 108 | 103 |
| 3 | <i>Aspius aspius</i> | - | 1 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| 4 | <i>Alburnus alburnus</i> | 13 | 5 | - | - | 1 | 50 | 6 | 3 | 8 |
| 5 | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | 17 | 4 | 6 | 16 | 1 | 14 | 2 | 1 | - |
| 6 | <i>Chondrostoma nasus</i> | - | - | 8 | - | - | 6 | - | - | - |
| 7 | <i>Barbus barbus</i> | - | - | - | - | - | 15 | - | - | - |
| 8 | <i>Barbus carpathicus</i> | 95 | 51 | 45 | 103 | 115 | 13 | 15 | 57 | 56 |
| 9 | <i>Gobio carpathicus</i> | 6 | - | 5 | - | 2 | 2 | 3 | 7 | 9 |
| 10 | <i>Romanogobio kesslerii</i> | 7 | 7 | 12 | - | 2 | 1 | 1 | 7 | - |
| 11 | <i>Pseudorasbora parva</i> | 2 | - | 1 | - | 1 | 1 | 1 | - | - |
| 12 | <i>Rhodeus amarus</i> | 26 | 2 | 1 | - | - | 7 | - | - | - |
| 13 | <i>Carassius gibelio</i> | - | - | - | - | - | - | - | 1 | - |
| 14 | <i>Sabanejewia balcanica</i> | - | 1 | - | 5 | 3 | - | 6 | 7 | 40 |
| 15 | <i>Barbatula barbatula</i> | - | - | 6 | - | 4 | 1 | 68 | 13 | - |
| 16 | <i>Perca fluviatilis</i> | 1 | - | 1 | - | - | - | - | - | - |

A fogott fajok közül a domolykó (*Squalius cephalus*) és a kárpáti márna (*Barbus carpathicus*) nagy számban volt jelen minden lelőhelyen. A fajok többsége mindkét patakban előfordult, ám a balin (*Aspius aspius*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a sügér (*Perca fluviatilis*) csak az Egregyből, míg a rózsás márna (*Barbus barbus*) csak az Almás-patakból került elő.

A romániai vizekből Bănărescu (1994) által eltűntnek nyilvánított nyúldomolykónak (*Leuciscus leuciscus*) az Egregyben egy kis létszámú, de stabil populációját találtuk.

A balinnak (*Aspius aspius*) csak az Egregyben találtuk néhány fiatal egyedét, amelyek feltehetően a Szamosból húzódtak fel ide.

A küsz (*Alburnus alburnus*) különösen a torkolatközeleli részeken találtuk nagy egyedszámban. Ugyanez volt a jellemző a sujtásos küszre (*Alburnoides bipunctatus*) is. Mindkét faj szinte minden gyűjtőponton előkerült.

A paduc (*Chondrostoma nasus*) csak egy-egy ponton került elő. Előfordulása az Almás-patakra jellemző, ahol a moszatokkal benőtt hídláb közelében találtuk.

A rózsás márnát (*Barbus barbus*) egyetlen helyen, az Almás-patak torkolata közelében észleltük, ahol a víz mélyebb, és a folyása csendesebb volt.

A küllőfajok közül a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) és a homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) több ponton is előkerült, de mindenhol csak kis egyedszámban.

A razbóra (*Pseudorasbora parva*) ugyancsak mindkét patakból előkerült néhány ponton, de szerencsére nem nagy egyedszámban.

A szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) a torkolatközeleli csendesebb vizekben mutatkozott gyakoribbnak.

Az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) egyetlen példányára Almásszentmihály gyors folyású, kavicsos medrű vizének partközeleli részén találtunk rá.

A balkáni törpecsík (*Sabanejewia balcanica*), valamint a kövicsík (*Barbatula barbatula*) az Almás-patak felső szakaszán volt gyakori.

A sügér (*Perca fluviatilis*) csak az Egregy alsó szakaszán képviseltette magát egy-egy példánnyal.

Eredet szerint (2. táblázat) a 16 fajból egy, a homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) számít endemikus fajnak, a többség természetesen honos (15 natív faj), és csak egy faj, a razbóra (*Pseudorasbora parva*) idegen eredetű, behurcolt. A natív fajok közül, az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) a közelmúltig betelepített fajnak számított, újabban azonban nem az egzóta *Carassius auratus* alfajaként, hanem őshonos európai fajként tartják számon (Guti et al 2014). A vizsgált területen ritkának bizonyult.

A Romániában érvényben lévő természetvédelmi törvények alapján (2. táblázat) a 14 őshonos faj közül 9 (*Leuciscus leuciscus*, *Aspius aspius*, *Alburnoides bipunctatus*, *Barbus barbus*, *Barbus carpathicus*, *Romanogobio kesslerii*, *Rhodeus amarus*, *Sabanejewia balcanica*, *Barbatula barbatula*) élvez valamilyen formában törvényi védelmet. Méretkorlátozás van érvényben a *Squalius cephalus*, *Chondrostoma nasus*, *Carassius gibelio* és *Perca fluviatilis* fajokra, de érthetetlen módon méretkorlátozás vonatkozik olyan törvényesen védett fajokra is, mint az *Aspius aspius* és *Barbus barbus* (Wilhelm & Harka 2014).

A természetvédelmi státusz megállapítására a Bănărescu (1994) által közölteket vettük figyelembe, egyedül a *Leuciscus leuciscus* besorolását módosítottuk kihaltról veszélyeztetettre. A fajok romániai besorolása lényegesen eltér a Guti és mtsi. (2014) által a magyarországi viszonyokra alkalmazottaktól (2. táblázat).

A Bănărescu-féle besorolás alapján számítva az Egregy patak abszolút természetvédelmi értéke $T_A = 18$, a relatív természetvédelmi értéke $T_R = 1,20$. Ugyanezek az értékek az Almás-pataknál $T_A = 17$, míg $T_R = 1,21$.

Értékelés

Mind az Egregy, mind az Almás-patak alacsony hegyvidéken ered, és aránylag rövid. Ezért, no meg azért, mert torkolatuk környékén a befogadó Szamosnak sem különösen gazdag a halfaunája, a két patak halállománya viszonylag szegényes. A fajok többsége

óshonos, közülük egyedül a homoki küllő (*Romanogobio kesslerii*) számít endemikusnak. Egyedül a razbóra idegenhonos, ám ennek egyedszáma is alacsony.

2. táblázat. A gyűjtött halfajok eredete, védettsége és természetvédelmi státusza
Table 2. Origin, protection and conservation status of collected species

| | Halfajok | Eredet | Védettség | Természet- védelmi státusz Bănărescu (1994) szerint | Természet- védelmi státusz Gutí és mtsi. (2014) szerint |
|----|--------------------------------|----------------|---|---|---|
| 1 | <i>Leuciscus leuciscus</i> | natív | Védett: Vörös Lista: fokozottan veszélyeztetett | veszélyeztetett | sebezhető |
| 2 | <i>Squalius cephalus</i> | natív | Nem védett. Méretkorlátozás: 25 cm | nem fenyegetett | nem fenyegetett |
| 3 | <i>Aspius aspius</i> | natív | Védett: Élőhelyvéd. Irányelvek 2. melléklet, 13/1993. törv. 3. melléklet, 462/2001.3., 49/2011.3. Méretkorlátozás: 30 cm | nem fenyegetett | nem fenyegetett |
| 4 | <i>Alburnus alburnus</i> | natív | Nem védett | nem fenyegetett | nem fenyegetett |
| 5 | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | natív | Védett: 13/1993. 3., IUCN: sebezhető | nem fenyegetett | mérsékelt veszélyeztetett |
| 6 | <i>Chondrostoma nasus</i> | natív | Nem védett. Méretkorlátozás 20 cm | nem fenyegetett | mérsékelt veszélyeztetett |
| 7 | <i>Barbus barbus</i> | natív | Védett: Élőhelyvéd. Irányelvek 5. Méretkorlátozás: 27 cm | nem fenyegetett | mérsékelt veszélyeztetett |
| 8 | <i>Barbus carpathicus</i> | natív | Védett: Élőhelyvéd. Irányelvek 5., 13/1993. 3., 462/2001. 5., 49/2011. 3. NATURA 2000: felmértelen | nem fenyegetett | sebezhető |
| 9 | <i>Gobio carpathicus</i> | natív | Nem védett | nem fenyegetett | mérsékelt veszélyeztetett |
| 10 | <i>Romanogobio kesslerii</i> | ende- mikus | Védett: 13/1993.3., 462/2001.3., 49/2011. 3., Vörös Lista: sebezhető, NATURA 2000: sebezhető | sebezhető | sebezhető |
| 11 | <i>Pseudorasbora parva</i> | behur- colt | Nem védett | | exotikus |
| 12 | <i>Rhodeus amarus</i> | natív | Védett: Élőhelyvéd. Irányelvek 2., 13/1993. 3., 462/2001. 3., 49/2011. 3. NATURA 2000: felmértelen | nem fenyegetett | nem fenyegetett |
| 13 | <i>Carassius gibelio</i> | natív | Nem védett. Méretkorlátozás: 15 cm | | nem fenyegetett |
| 14 | <i>Sabanejewia balcanica</i> | natív | Védett: Környezetv. Irányelvek 2., 13/1993. 2., 462/2001.3., 49/2011.3., NATURA 2000: felmértelen | nem fenyegetett | sebezhető |
| 15 | <i>Barbatula barbatula</i> | natív | Védett: Környezetv. Irányelvek 2., 13/1993. 2., 462/2001.3., 49/2011.3., NATURA 2000: felmértelen | nem fenyegetett | mérsékelt veszélyeztetett |
| 16 | <i>Perca fluviatilis</i> | natív | Nem védett. Méretkorlátozás: 12 cm | nem fenyegetett | nem fenyegetett |

A patakokban nincsenek műtárgyak, egyedül az Egregyén van egy kavicsbánya a 4. gyűjtőpontnál. Különb a vízfolyások természetese, csak az enyhe lejtésű, menedékes partszakaszokon vannak kísérő árvízvédelmi töltések. Halastavak sincsenek a közelben, s haltelepítés sem történt a patakokba, de még a Szamosba se.

Lévén, hogy a Szamos gyakran ki van téve különböző természetű és mértékű szennyezésnek, ezekre a patakokra fontos menedék- és utánpótlásszerep hárulhat. Mivel egyre kevesebb azoknak a vízfolyásoknak a száma, amelyek ezekhez a patakokhoz hasonlóan természetes állapotokat őriznek, a természetvédelmi hatóságok figyelmébe ajánljuk védelem alá helyezésük megfontolását.

Irodalom

- Bănărescu, P. M. (1964): *Pisces – Osteichthyes. Fauna Republicii Populare Romîne*, XIII. Academia Republicii Populare Romine, București, pp. 959.
- Bănărescu, P. M. (1994): The present-day conservation status of the freshwater fish fauna of Romania. *Ocot. nat. med. înconj. București*, 38/1: 1–16.
- Bănărescu, P. M., Telcean, I., Nalbant, T. T., Harka, Á., Ciobanu, M. (1999): The fish fauna of the Someș/Szamos basin. p. 249–268. In: Sárkány-Kiss A., Hamar J. (eds.): *The Someș/Szamos River Valley*, Tiscia monograph series, Szolnok–Szeged–Târgu Mureș.
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Györe K. (1995): *Magyarország természetesvízi halai*. Vízi természet- és környezetvédelem: 106–110.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007) *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Ujvári, I. (1972): *Geografia apelor României*. Editura Științifică, București, pp: 591.
- Wilhelm S., Harka Á. (2014): *Partium halai*. Székelyhíd, pp. 179.

Authors:

Sándor WILHELM (sandor.wilhelm@gmail.com), Gavril ARDELEAN



Az Egregy (Agris) patak (Béres J. felvétele)



Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában

Fish faunistical data sampling in two streams of the Visegrád Mountain

Weiperth A.¹, Tóth B.², Sevcsik A.², Keresztessy K.³

¹MTA ŐK Duna-kutató Intézet, Budapest

²Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest

³Vashal Bt., Maglód

Kulcsszavak: monitoring, természetvédelem, Közép-Duna, Apátkúti-patak, Bükkös-patak

Keywords: monitoring, nature conservation, Middle-Danube, Apátkúti stream, Bükkös stream

Abstract

Twenty-six fish species have been found in fish faunistical researches in the Apátkúti and Bükkös stream of the Visegrád Mountain since 2009. Present paper evaluates the results of researches and makes several new observations to the earlier papers on the ichthyofauna of these streams. The conclusions draw attention to the role of conservation of aquatic habitats in the area of the Danube Bend.

Kivonat

Az általunk 2009 óta végzett halbiológiai vizsgálatok során a Visegrádi-hegységben található Apátkúti- és Bükkös-patakból összesen 26 halfajt sikerült leírni. Dolgozatunkban értékeljük a vizsgálataink eredményeit és számos új megfigyeléssel egészítjük ki a két vízfolyásról korábban megjelent halfaunisztikai szakirodalmat. Megállapításainkkal fel kívánjuk hívni a figyelmet a Dunakanyarban található vízfolyások védelmének kiemelt szerepére.

Bevezetés

A hazánkban található középhegységi vizes élőhelyek közül a Duna-kanyarban található vízfolyások kiemelkedően értékesek, mivel számos ritka, védett és fokozottan védett halfaj számára jelentenek élőhelyet. Ennek ismeretében különösen aggasztó a budapesti agglomeráció elmúlt évtizedekben lezajló terjeszkedése, mely az itt található környezeti és természeti értékekre is jelentős negatív hatást gyakorol, emiatt a Duna-kanyarban található vizes élőhelyeket fokozottan veszélyeztetetik a különböző emberi tevékenységek (Keresztessy 1992, Erős 1997, 1998).

A vízfolyások élővilága, így a halfaunája is különösen érzékenyen reagál a környezet megváltozására. Ezért, ezek rendszeres halfaunisztikai monitorozása indokolt lenne. Ennek hiányában ugyanis nem rendelkezünk kellő ismerettel a környezetben lezajló változások halfaunára gyakorolt hatásairól (Erős & Sevcsik 2004).

Munkánk célja, hogy újabb adatokkal szolgáljunk a két patak halfaunájához, valamint áttekintést adjunk a több éve zajló vizsgálataink alapján a két vízfolyás halfajegyütteseinek alakulásáról, elsősorban az idegenhonos fajok megjelenéséről, a dunai halfauna hatásáról.

Anyag és módszer

Felméréseinket két vízfolyás két-két mintavételi szakaszán végeztük 2009 és 2014 között. Mindkét patakon egy-egy mintavételi pontot jelöltünk ki a településeken kívül, valamint egyet-egyét a vízfolyások által érintett településeken, az Apátkúti-pataknál Visegrád, a Bükkös-patak esetében Szentendre belterületén (1. ábra).

Mintavételeinket ősszel végeztük egyenáramú akkumulátoros halászgépekkel, a halakat határozás után a fogás helyén visszahelyeztük. A mintavételi egységek 150 méter hosszúak voltak, három darab 50 méteres szakaszra bontva.

A halfaunisztikai gyűjtések alkalmával az előforduló halfajok igényeinek jellemzése érdekében meghatároztuk a tolerancia, az élőhely, a szaporodás (Balon 1975) és a táplálkozás (Balon 1990) szerinti csoportokat. A veszélyeztetettséget az IUCN kategóriák alapján, a halfauna abszolút (TA) és relatív (TR) természeti értékének kiszámításával határoztuk meg (Guti et al. 2014).



1. ábra. Mintavételi területek a Visegrádi-hegységben
Fig. 1. Sampling points in the Visegrád Mountain

Eredmények

Vizsgálataink során összesen 26 halfaj előfordulását igazoltuk az Apátkúti- és a Bükkös-patakból (1. táblázat).

1. táblázat. A Visegrádi hegységben gyűjtött halfajok jegyzéke
Table 1. The list of sampled fish species in the Visegrád Mountain

| Halfajok | Vízfolyás | Szakasz | Élőhely-preferencia | Tolerancia | Szaporodás | Táplálkozás | Státusz IUCN, hazai |
|----------------------------------|-----------|---------|---------------------|------------|----------------|-------------|---------------------|
| <i>Abramis brama</i> | B | 1 | euritop | T | phyto-litofil | omnivor | LC |
| <i>Alburnoides bipunctatus</i> | B | 1 | reofil | I | litofil | omnivor | NT, V |
| <i>Alburnus alburnus</i> | B | 1 | euritop | T | litofil | omnivor | LC |
| <i>Ameiurus melas</i> | B | 1 | euritop | T | litofil | omnivor | AL |
| <i>Barbatula barbatula</i> | A, B | 1-4 | reofil, bentikus | T | pszamnofil | omnivor | NT |
| <i>Barbus barbus</i> | A, B | 1, 3 | reofil, bentikus | T | litofil | omnivor | NT |
| <i>Barbus carpathicus</i> | A, B | 1-4 | reofil, bentikus | I | litofil | omnivor | VU, FV |
| <i>Carassius auratus</i> | B | 1 | potadrom | T | phytofil | omnivor | AL |
| <i>Carassius gibelio</i> | B | 1 | euritop | T | phytofil | omnivor | AL |
| <i>Chondrostoma nasus</i> | B | 1 | reofil, bentikus | I | litofil | omnivor | NT |
| <i>Cyprinus carpio/koi</i> | B | 1 | euritop | T | phytofil | omnivor | VU/AL |
| <i>Esox lucius</i> | B | 1 | euritop | T | phytofil | piscivor | LC |
| <i>Gobio obtusirostis</i> | B | 1 | reofil, bentikus | T | pszamnophil | omnivor | NT, V |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | B | 1 | euritop | T | polyphil | omnivor | AL |
| <i>Leuciscus idus</i> | B | 1 | euritop | T | phyto-litofil | omnivor | LC |
| <i>Leuciscus leuciscus</i> | B | 1 | reofil | I | phyto-litofil | omnivor | NT, V |
| <i>Lota lota</i> | B | 1 | reofil, bentikus | I | lito-pelagifil | piscivor | NT |
| <i>Neogobius melanostomus</i> | B | 1 | reofil, bentikus | T | speleofil | omnivor | AL |
| <i>Ponticola kessleri</i> | B | 1 | reofil, bentikus | T | speleofil | omnivor | AL |
| <i>Proterorhinus semilunaris</i> | B | 1 | euritop, bentikus | T | speleofil | omnivor | AL |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | B | 1 | euritop | T | litofil | omnivor | AL |
| <i>Rhodeus amarus</i> | B | 1 | euritop | T | ostracofli | omnivor | LC, V |
| <i>Romanogobio vladykovi</i> | B | 1 | reofil, bentikus | T | pszamnophil | omnivor | LC, V |
| <i>Salmo trutta</i> | A | 4 | reofil | I | litofil | omnivor | VU |
| <i>Squalius cephalus</i> | A, B | 1-4 | reofil | T | litofil | omnivor | LC |
| <i>Vimba vimba</i> | B | 1 | reofil | I | litofil | omnivor | NT |

A: Apátkúti-patak, B: Bükkös-patak, T: toleráns, I: szűk környezeti preferencia, AL: idegenhonos, LC: kevésbé veszélyeztetett, NT: közel veszélyeztetett, VU: sebezhető, FV: fokozottan védett, V: védett

A: Apátkúti stream, B: Bükkös stream, T: tolerant, I: narrow habitat preferences, AL: non-native, LC: least concern, NT: near threatened, VU: vulnerable, FV: increasingly protected, V: protected

Munkánk során 3 halfaj előfordulását először észleltük a Bükkös-patakból (*Ameiurus melas*, *Carassius auratus*, *Neogobius melanostomus*), az Apátkúti-patakból viszont több korábban leírt faj előfordulását nem regisztráltuk (Sevcsik & Molnár 2007). A kimutatott halfajok közül 6 törvény által védett, 1 fokozottan védett.

Az előzetes vizsgálatok során gyűjtött fajok száma az Apátkúti-pataknál közel állandó volt, míg a Bükkös-patak esetében fokozatosan nőtt, elsősorban a Dunában tömeges halfajok ivadékaiknak, valamint újabb idegenhonos fajoknak a kimutatásával.

A patakok fajszerkezetét illető változásokon túl a halfauna térbeli változását is sikerült megfigyelni. Az Apátkúti-patak völgyzárógát fölött elhelyezkedő mintavételi szakaszán már nem tudtuk kimutatni a korábban jelzett kárpáti márnát, kövicsíkot és domolykót, kizárólag sebes pisztráng egyedeket sikerült gyűjteni. A Bükkös-patak esetében a felsőbb szakaszokon csak a kövicsík rendelkezik önfenntartó állománnyal. A faj egyedei az aszályos időszakokat a megmaradó nagyobb medencékbe szorulva vészeli át. Csapadékosabb években a Szentendre fölötti szakaszokon sikerült kimutatni a kárpáti márnát, a dunai küllőt és a domolykó adult egyedeket.

Sebes pisztrángot – több korosztályból is – az Apátkúti-patak felső szakaszán tudunk gyűjteni, a fúrge csele korábban jelzett előfordulását azonban nem regisztráltuk (Botta et al. 1984, Keresztessy 1992).

A patakok torkolathoz közeli szakaszáról a korábbi szakirodalom számos Dunában gyakori halfaj jelenlétét jelzi (Erős 2000, Sevcsik & Molnár 2007). Vizsgálataink során a nagyobb vízhozamú években a Bükkös-patak szentendrei szakaszán rendszeresen sikerült kimutatni a Dunában gyakori halfajok ivadékaikat (dévérkeszeg, jász, márna, paduc, szilvaorrú keszeg), több faj esetében adult egyedeket is (pl. jász, razbóra, tarka és feketeszájú géb, fekete törpeharcsa). Az Apátkúti-patak alsóbb szakaszán nem tapasztaltunk hasonlókat.

A patakokból kimutatott halfajok jellemzésénél láthatjuk, hogy a tolerancia és a táplálkozás szerinti csoportokban egyes típusok dominálnak, míg a fajok élőhelypreferenciája és szaporodási tekintetében több stratégiájú csoport is megtalálható a patakok halközösségeiben (1. táblázat).

Értékelés

A Visegrádi-hegységben található két patak halfaunisztikai vizsgálatainak eredményeit a következőképpen értékelhetjük. A korábbi halfaunisztikai munkákhoz viszonyított fajszámváltozásokat részben a kutatás intenzitásának növekedése okozza (például a Bükkös-patakból Jászfalusi (1950) öt, míg Sevcsik és Molnár (2007) 12 halfajt mutatott ki).

A természetvédelmi és halászatbiológiai vizsgálatokkal párhuzamosan mindkét patak vízgyűjtőjén olyan változásokat tapasztalunk, melyek a patakok halközösségeire, így a védett és fokozottan védett halfajok állományaira is negatív hatást gyakorolnak. Az Apátkúti-patak halközösségére jelentős hatással van a völgyzárógátas tározó, melyből tájidegen faunaelemek kerülhetnek be a vízfolyásba, ugyanakkor meggátolja a halak hosszirányban történő vándorlását. Mindkét vízfolyást sújtja az egyre nagyobb mértékű beépítés a vízgyűjtő teljes területén, mely a Bükkös-patak estében még fokozottabb (Erős 1998, Sevcsik & Molnár 2007). Napjainkra a fenti hatások következtében a kövicsík és a kárpáti márna állománya az Apátkúti-patakból kizárólag a tározó alatti és a torkolat közötti szakaszra korlátozódik. A Bükkös-patakban a kárpáti márna napjainkban Szentendre belterületi szakaszán fordul elő, de aszályos években a fajt mindössze a 11-es út és a torkolat közötti szakaszon sikerült kimutatni. Ezek ismeretében kijelenthető, hogy a faj hosszú távú megmaradása mindkét vízfolyásban, ezáltal a Dunántúlon is kérdéses.

Vizsgálataink során az aszályos években mindkét patakban jóval kevesebb halfaj egyedét találtuk meg a vízfolyások torkolatához közeli szakaszokon is. Csapadékszegény években a Bükkös-patak felsőbb szakaszán a leggyakoribb halfaj a kövicsík, míg a nagyobb testméretű reofil fajok (domolykó, dunai küllő, kárpáti márna) az alsóbb, bővebb vizű szakaszokra húzódnak. Elhúzódó száraz időszakok esetén a kövicsík állományainak fragmentációjával kell számolni.

Idegenhonos fajok megjelenését és megtelepedését a Bükkös-patak esetében regisztráltuk. A regisztrált fajsza-m-növekedést is részben a tájidegen fajok megjelenése okozza. A kimutatott idegenhonos fajok száma fokozatosan nő (akvaristák: aranyhal, koiponty, spotán terjedés: gébfélék), mely trend a teljes hazai Duna-szakaszon és a hozzá kapcsolódó víztestekben is megfigyelhető (Weiperth et al. 2013)

A patakok halfaunájának természetvédelmi értékelése során a felsoroltak hatások következtében a halfauna abszolút és relatív természeti értéke a Bükkös-patakban az általunk vizsgált időtartamban kismértékben csökkent: $T_{A2009}=29$, $T_{R2009}=1,6$, $T_{A2014}= 24$, $T_{R2014}= 1,2$, az Apátkúti-pataknál nem változott $T_A=11$, $T_R= 2,75$.

Kutatásunk eredménye, hogy a vizsgált patakok halfaunája a korábban publikált eredményekhez képest fokozott mértékben kezd átalakulni, a védett és fokozottan védett fajok állományai egyre sérülékenyebbé válnak az élőhelyeiket sújtó természetes és humán hatások következtében. A korábban végzett vizsgálatok is felhívták a figyelmet a Visegrádi-hegységben található patakok élőhelyeinek javítását célzó természetvédelmi beavatkozások elindítására. Eredményeink alapján megerősítjük a korábbi megállapításokat, emellett mielőbbi élőhely-rehabilitációs és fajmegőrzési programok elindítását tartjuk szükségesnek a természetes élőhelyek és a védett halfajok állományainak megőrzése érdekében.

Irodalom

- Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *Journal of Fish Research. Board Canada*, 32: 821–864.
- Balon, E. K. (1990): Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews* 1: 1–48.
- Botta I., Kersztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Erős T. (1997): Halközösségek struktúrája a Pilis Bioszféra Rezervátum két patakjában. *Halászat* 90/4: 175–180.
- Erős T. (1998): A Visegrádi-hegység patakjainak halfaunája és természetvédelmi szempontú értékelése. *Természetvédelmi Közlemények* 7: 89–95.
- Erős, T. (2000): The fish fauna of the streams and ponds in the Pilis, Visegrádi and Börzsöny Mountains, Hungary – a review of the scientific literature. *Opuscula Zoologica* 32: 87–96.
- Erős T., Sevcsik A. (2004): Halfajegyűtesek összetétele a Duna-Ipoly Nemzeti Park patakjaiban – hegyvidéki, dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások összehasonlítása. *Hidrológiai Közöny* 84: 34–36.
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Jászfalusi L. (1950): Adatok a Duna szentendrei-szigeti szakaszának és mellékpatakjainak halászati biológiai viszonyaihoz. *Hidrológiai Közöny* 54: 143–146.
- Kersztessy K. (1992): A Visegrádi-hegység halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 85/3: 99–100.
- Sevcsik A., Molnár J. L. (2007): A Visegrádi-hegység és a Pilis patakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 100: 147–152.
- 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), Balázs TÓTH (zingelzingel@gmail.com), András SEVCSIK, Katalin KERESZTESSY (keresztessy.katalin@gmail.com)



Az Öreg-Túron kialakított nábrádi hallépcső működésének tanulmányozása

Studying of a fish pass on the River Öreg-Túr near Nábrád (Eastern Hungary)

Kovács Z., Juhász L.

Debreceni Egyetem MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: halvándorlás, mesterséges akadály, alvív, felvív

Keywords: fish migration, artificial barrier, tailwater, headwater

Abstract

Habitat restoration works completed in 2012 in the river-system of the Túr aimed at the improvement of the water balance in the region. In order to achieve this a dam was built near the village Nábrád causing significant (about 1 m) height difference between headwater and tailwater. To span this difference a fish pass was constructed nearby. Functioning of the fish pass was examined by us three times a month in summer 2013. We identified 11 fish species while the bleak (*Alburnus alburnus*) and the roach (*Rutilus rutilus*) were the dominant species. Rheophilic species were present in higher number. We also examined the composition of the fish fauna upstream and downstream of the fish pass and found altogether 17 species on these sites.

Kivonat

A Túr vízrendszerén 2012-ben befejezett élőhely-rehabilitációs munkálatok célja a terület vízháztartásának javítása volt. Ennek érdekében épült egy fenékgát Nábrád község közelében, jelentős (mintegy 1 m-es) szintkülönbséget okozva az alvív és a felvív között. E különbség áthidalására a közelben hallépcső épült. A hallépcső működését 2013 nyarán havonta három alkalommal tanulmányoztuk. Meghatároztunk 11 halfajt, melyek közül a küsz (*Alburnus alburnus*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) voltak a domináns fajok. Az áramlásokkedvelő halfajok nagyobb arányban voltak jelen. A hallépcső feletti és alatti szakaszokon is vizsgáltuk a halfauna összetételét, és összesen 17 halfajt találtunk a vizsgált helyeken.

Bevezetés

A folyóvizeket teljes szélességükben elzáró duzzasztógátak, vízerőművek a halak (és az összes vízi élőlény) szabad közlekedését, hosszirányú vándorlását akadályozó építmények, melyek által okozott szintkülönbséget a hallépcsők feladata áthidalni. Az első hallépcsőket a vándorló halak (pl. lazacfélék) érdekében kezdték építeni, de szinte minden halfaj számára létfontosságúak, mivel a nem vándorló halak is folyamatos mozgásban vannak. Akadnak fajok, amelyek igen hosszú távolságokat is képesek bejárni, de rövidebb vándorlás, melyet sok dolog kiválthat, így például táplálékszerzés, búvóhelykeresés, telelés, menekülés, mindegyiknél előfordul. A folyóvizek hosszanti átjárhatóságát többnyire, hallépcsőkkel biztosítják (Pannonhalmi 2012)

Az "Öreg-Túr rehabilitációja" projekt célja a folyó vízviszonyainak, vízvisszatartásának javítása, ökológiai célzatú vízszintemeléssel. Az ehhez kapcsolódó duzzasztómű és hallépcső 2012-ben készült el, a folyó 13+780 fkm szelvényén. A hallépcső 5 medencéből álló átjárója 1 méteres magasságkülönbséget egyenlít ki. A medencék 1,9 m hosszúak és 1,3 m szélesek, bennük fabetétek terelik a vizet. A felvízi beeresztőnyílás a duzzasztási szinthez igazodik, a medencék közötti vízszintbeli differencia 15–20 cm. Az alvízi bejárat közvetlenül a duzzasztó támfal alatt található. A műtárgy aljzata nagyméretű terméskövekkel van kirakva, melyek a fenékközeli áramlási sebességet csökkentik. Az Öreg-Túron ez az első hallépcső, ezért vizsgálata fontos adatokat szolgáltathat.

Anyag és módszer

A hallépcső vizsgálatát 2013 nyarán és ősszel, havonta három alkalommal végeztük a Felső-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság segítségével. A mûtárgyban lévõ víz szintjének csökkentését a beeresztõnyílás ideiglenes lezárásával értük el, az alvízi kijáratnál pedig egy szûnyogháló kereten keresztül távozott a víz, így a halak a mûtárgyon belül maradtak. A lecsökkent vízbõl egy nagyméretû merítõhálóval fogtuk ki a halakat, melyeket a meghatározásuk és adataik felvétele után sérülésmentesen visszahelyeztünk a folyóba.

A duzzasztó alatti és fölötti szakaszokon a halfauna összetételére, és a két víztest összehasonlítására vonatkozó felméréseket végeztünk 8-8 alkalommal, kézi hálózással. A fogott halakat a vizsgálat végeztével itt is sérülésmentesen visszahelyeztük a vízbe.

Eredmények és értékelés

A hallépcsõben 11 halfaj 138 egyedét azonosítottuk. A három mintavételi helyrõl elõkerült halfajokat és egyedszámukat az 1. táblázat szemlélteti.

1. táblázat. Az elõforduló halfajok és mennyiségi arányaik
Table 1. Occurrence and quantity of the fish species

| Faj (species) | Alvíz (tailwater) | | Hallépcsõ (fish pass) | | Felvíz (headwater) | |
|------------------------------------|-------------------|--------|-----------------------|--------|--------------------|--------|
| | db (pcs) | % | db (pcs) | % | db (pcs) | % |
| <i>Rutilus rutilus</i> | 72 | 24,08 | 37 | 26,81 | 51 | 14,53 |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | 31 | 10,37 | 11 | 7,97 | 73 | 20,80 |
| <i>Squalius cephalus</i> | 11 | 3,68 | 9 | 6,52 | 6 | 1,71 |
| <i>Alburnus alburnus</i> | 95 | 31,77 | 49 | 35,51 | 125 | 35,61 |
| <i>Abramis brama</i> | 6 | 2,01 | - | - | - | - |
| <i>Blicca bjoerkna</i> | 9 | 3,01 | 4 | 2,90 | 4 | 1,14 |
| <i>Tinca tinca</i> | - | - | - | - | 2 | 0,57 |
| <i>Gobio gobio</i> | 9 | 3,01 | 9 | 6,52 | 6 | 1,71 |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | 4 | 1,34 | 4 | 2,90 | 5 | 1,42 |
| <i>Rhodeus amarus</i> | 21 | 7,02 | 5 | 3,62 | 31 | 8,83 |
| <i>Carassius gibelio</i> | 13 | 4,35 | 5 | 3,62 | 22 | 6,27 |
| <i>Misgurnus fossilis</i> | - | - | - | - | 1 | 0,28 |
| <i>Cobitis elongatoides</i> | - | - | 2 | 1,45 | - | - |
| <i>Ameiurus melas</i> | 3 | 1,00 | - | - | 2 | 0,57 |
| <i>Esox lucius</i> | 4 | 1,34 | - | - | 3 | 0,85 |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | 12 | 4,01 | - | - | 13 | 3,70 |
| <i>Perca fluviatilis</i> | 9 | 3,01 | 3 | 2,17 | 7 | 1,99 |
| Σ | 299 | 100,00 | 138 | 100,00 | 351 | 100,00 |

Az alvízen 14 faj 299 példánya, a felvízen 15 faj 351 példánya került elõ. A hallépcsõn belül a kûsz (*Alburnus alburnus*) és a bodorka (*Rutilus rutilus*) dominanciája volt jellemzõ, a két faj együttes aránya 62 %-ot is elérte. A különbözõ idõszakok eredményeiben és a hallépcsõ medencéiben talált halak számában is jelentõs eltérést tapasztaltunk. Az elsõ és az utolsó medencébõl került elõ a halak 80%-a. A fogott egyedek testmérete szinte kizárólag 5-10 cm között volt. Ivadékok nem voltak jelen, valószínûleg a mûtárgyban lévõ erõs sodrás miatt, azonban a reofil fajokra ez kedvezõen hatott, a duzzasztó kavargó vízával együtt a hallépcsõ akár új élõ- vagy búvóhelyet is jelenthet számukra (Guti 2002, 2003, Keresztessy & Keserü 2010). A stagnofil fajok ezzel szemben kisebb arányban használták az átjárót.

A duzzasztó alatti folyószakasz valamivel gyorsabb mozgású, összeszûkülõ, a felvíz duzzasztott jellegébõl adódóan lassan áramló, kiszélesedõ, sekély víztest. A stagnofil fajok itt ideálisabb élõhelyeket találnak, itt volt a legnagyobb a fogási arányuk.

Az összesen előforduló 17 halfajból 11 fajt kimutattunk a hallépcsőben, Az átjáró így részben biztosíthatja a halak mozgását, az átjutásukat az alvíz és felvíz között azzal a megjegyzéssel, hogy méretben szelektálja az átúszó halegyedeket. A mőtárgy belsejében erősen áramló víz kedvezőtlen az ivadékhalkak szempontjából, ezzel szemben az áramláskedvelő fajok számára vonzó lehet. A hallépcső kis mérete, szűk nyílásai elsősorban a kistestű halak átjutását teszik lehetővé.

A hasonló kisebb vízfolyásokon épülő hallépcsők esetében is fontos az előzetes tanulmányok készítése, a hatékonyságuk vizsgálata, az adott víztest tulajdonságaival együtt mérve, továbbá "tájba illesztési" szempontok figyelembevételével a minél természetközelibb kialakításukra kell törekedni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Felső-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság Szatmári Szakasz mérnökségének az adatgyűjtéshez szükséges feltételek biztosításáért, továbbá a helyszíni vizsgálatokhoz szükséges mindennemű segítségért.

Irodalom

- Guti G. (2002): A denkpáli hallépcső működési tapasztalatai a Duna szigetközi szakaszán. *Halászat* 95: 71–79.
- Guti G. (2003): A Denkpáli hallépcső tanulmányozása a szigetközi Duna-szakaszon. *Hidrológiai Közöny* 83: 62–65.
- Keresztessy K., Keserü B. (2010): A kenyeri hallépcső működésének vizsgálata (Rába, Kenyeri). *Pisces Hungarici* 4: 27–31.
- Pannonhalmi M. (2012): Hallift, halzsilip, hajózsilip. Hogy ismét vándorolhassanak a halak. *Magyar Horgász* 66/10: 38–40.

Authors:

Zoltán KOVÁCS (zolll@gmail.hu), Lajos JUHÁSZ (juhaszl@agr.unideb.hu)



Az Öreg-Túr nábrádi hallépcsője (Juhász L. felvétele)



Akváriumi halak a Hévíz-lefolyó termálvizében

Aquarium fishes in the outflow of the thermal Lake Hévíz

Takács P.¹, Maász G.¹, Vitál Z.¹, Harka Á.²

¹MTA ŐK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: pompás malawisügér, citromsügér, jaguársügér, ötfoltos tarkasügér, tűzfejű tarkasügér, jukatáni fogasponty (molti)

Keywords: pindani, midas cichlid, jaguar cichlid, banded jewel cichlid, redhead cichlid, common molly

Abstract

As the result of our fish faunistic investigations made in February and March of 2015 some new tropical fish species noted from the warm section ($\geq 24^{\circ}\text{C}$) of the outflow canal of a thermal spa Hévízi-lake. The newly established fish species belong to the Cichlidae and the Poeciliidae families, and some of them supposed to be hybrid species released by aquarists. Only one specimen of the pindani (*Pseudotropheus socolofi* Johnson, 1974) and a midas cichlid [*Amphilophus citrinellum* (Günther, 1864)] appeared from the canal. Several adult species of jaguar cichlid [*Parachromis managuensis* (Günther, 1867)] were caught during our investigations. Moreover adults, subadults and very small juveniles of common molly (*Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846) appeared. Therefore it is supposed that these later two species may not only survive but breed in this canal section. We would like to draw the attention, that releasing of non native species into natural waters in Hungary is banned by law and indictable offence, because the consequences of these actions are unforeseeable.

Kivonat

2015 februárjában és márciusában a Hévízi-tó fölös vizét elvezető Hévíz-lefolyó csatornában végzett faunisztikai vizsgálataink során több, magyarországi természetes vízből eddig nem ismert halfajt mutattunk ki. Az afrikai és közép-amerikai eredetű fajok a bölcösőszájú halak (Cichlidae) és az elevenszülő fogaspontyok (Poeciliidae) családjába tartoznak, és feltételezhetően akvaristák illegális telepítése következtében kerültek be a vízfolyás felső, télen is 24°C -nál melegebb szakaszára. Felméréseink során a pompás malawisügérnek (*Pseudotropheus socolofi* Johnson, 1974) és a citromsügérnek [*Amphilophus citrinellum* (Günther, 1864)] csupán egy-egy adult példányát észleltük. A jaguársügért [*Parachromis managuensis* (Günther, 1867)], illetve annak az ötfoltos tarkasügérrel [*Hemichromis elongatus* (Guichenot, 1861)] és/vagy a *Parachromis loisellei* (Bussing, 1989) nevű rokonfajjal képzett hibridjeit ellenben nagyobb számban fogtuk. A jukatáni fogasponty [*Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846] mexikói vad változatának, valamint a tűzfejű tarkasügérnek [*Paraneetroplus synspilus* (Hubbs, 1935)] szintén több egyede került elő, és mivel különböző korosztályokba tartoztak, feltételezhető, hogy ez utóbbi két faj szaporodik is a csatorna állandóan meleg vizű szakaszán. Az esetek kapcsán szeretnénk felhívni az akvaristák figyelmét arra, hogy az idegenhonos fajok élővizekbe történő betelepítése előre nem látható veszélyeket rejt magában, ezért azt a törvény tiltja.

Bevezetés

A Kárpát-medencében annak geológiai adottságai miatt (a földkéreg vékonysága, nagyszámú törésvonal) sok meleg vizű forrás található (Less 2011). Ezeket stabil, de speciális környezeti körülmények jellemzik, így élőviláguk is egyedi, ám rendkívül sérülékeny. A források környékén kialakuló speciális környezeti adottságokat biztosító biotópokban egyebek között melegkori reliktumfajok maradhattak fenn (Varga et al. 2007), illetve olyan unikális élőlényközösségek jöhettek létre (Sümegei et al. 2012), melyek hosszú távú megőrzése a természetvédelem kiemelt feladatai közé tartozik.

Ugyanakkor viszont a hosszú idő alatt kialakult élőlényközösségeket számos veszély fenyegeti. Az első és legfontosabb degradációs tényező a hőforrások vizének vagy vízgyűjtőjének a túlhasználata jelenti (bányászat), ami magának a hőforrásnak az elapadását (URL1), ennek következtében az ott élő állat- és növénytársulások eltűnését eredményezheti (Müller 2014). A másik erőteljes beavatkozás a trópusi, melegkedvelő fajok szándékos vagy véletlen betelepítése, mivel ezek a fajok kompetíciójukkal vagy ragadozásukkal az őshonos elemek kipusztulását és így az eredeti élőlénytársulások teljes átalakulását okozhatják.

Az új fajok bekerülése legtöbbször aktív emberi közreműködéssel történik. Bizonyos fajok közegészségügyi céllal lettek honosítva, amire példa a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) betelepítése Hévízre és Miskolc-Taplocára (Pintér 2002, Specziár 2004). A trópusi fajok megjelenése azonban a legtöbb esetben akvaristák által végrehajtott illegális betelepítésekkel magyarázható (Harka et al. 2014).

Jelen munkánk célja, hogy bemutassuk a Hévízi-tó fölös vizét elvezető Hévíz-lefolyóban végzett faunisztikai vizsgálataink eredményeit, különös tekintettel az abban jelen lévő, de korábban még nem észlelt idegenhonos fajokra.

Anyag és módszer

Felméréseinket a Hévíz-lefolyó csatornán 2015 februárjában és márciusában csónakból, elektromos halászgéppel végeztük. Mivel a levegő hőmérséklete a felmérések időpontjában fagypontra került, a hőforrástól távolodva gyorsan csökkent víz hőmérséklete, ezért különös figyelmet fordítottunk a tótól körülbelül 300 méterre lévő zsilip (koordinátái: N46.782580 E17.19618) alatt közvetlenül húzódó vízfolyásszakasz vizsgálatára. Az előkerült, számunkra ismeretlen fajok példányairól fotódokumentációt készítettünk, ami lehetővé tette, hogy az azonosításukhoz hazai és külföldi akvarista szakemberek segítségét is igénybe vegyünk. A talált fajok latin neveinek és leíróinak megadásakor a FishBase (Froese & Pauly 2015) aktuális nevezéktanát használtuk.

Eredmények

Felméréseink során a helyszínről már ismert halfajok mellett (*Abramis brama*, *Alburnus alburnus*, *Anguilla anguilla*, *Blicca bjoerkna*, *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Rhodeus amarus*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Silurus glanis*, *Archocentrus multispinosus*, *Carassius gibelio*, *Gambusia holbrooki*, *Hemichromis guttatus*, *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) több, tudományos publikációban eddig még nem jelzett faj is előkerült.

Bizonyos fajokból csak egy-egy felnőtt példányt tudtunk kimutatni, míg másokból több, egyes fajokból több száz egyed is előkerült a felméréseink során. Két, eddig a területről nem jelzett fajból kifejlett és juvenilis egyedeket is fogtunk.

A felméréseink során a közép-afrikai Malawi-tóban honos pompás malawisügérnek (*Pseudotropheus socolofi* Johnson, 1974) egy körülbelül 15 centiméter standard testhosszú idősebb hím példánya került elő (1. kép).



1. kép. Pompás malawisügér – *Pseudotropheus socolofi*

Még nagyobb, közel 25 centiméteres példányát fogtuk a 2. képen bemutatott, dél-mexikói vizekből származó citromsügérnek [*Amphilophus citrinellum* (Günther, 1864)].



2. kép. Citromsügér – *Amphilophus citrinellum*

Több, közel azonos korú 15-20 cm-es egyeddel képviseltette magát a fogásokban a Közép-Amerikában őshonos jaguársügér [*Parachromis managuensis* (Günther, 1867)]. Akvarisztikai szakértők szerint azonban az állomány valószínűleg nem fajtisza, a fogott példányok egyes szakértők véleménye szerint a jaguársügérnek az ötfoltos tarkasügérrel [*Hemichromis elongatus* (Guichenot, 1861)] és/vagy a *Parachromis loisellei* (Bussing, 1989) nevű közép-amerikai bölcsőszájú fajjal képzett hibridjei lehetnek (3. kép).



3. kép. Jaguársügér – *Parachromis managuensis* (Günther, 1867),
illetve szakértők szerint a faj más, közeli rokon fajokkal képzett hibridje

A felmért vízfolyásszakaszon több korosztállyal is jelen volt az ugyancsak közép-amerikai eredetű tűzfejű tarkasügér [*Paraneetroplus synspilus* (Hubbs, 1935)] nevű halfaj (4-5. kép).



4. kép. A tűzfejű tarkasügérnek (*Paraneetroplus synspilus*) egy több mint 30 cm-es példánya



5. kép. A tűzfejű tarkasügér (*Paraneetroplus synspilus*) juvenilis egyede

A felméréseink során az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) után a leggyakoribb halfajnak a jukatáni fogasponty vagy mulli (*Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846) mexikói vad változata bizonyult. A sárgás hát- és farokúszójú, maximum 7–10 centimétert elérő halnak (Horn & Zsilinszky 2001) több száz, különböző korosztályú példánya került elő a csatorna növényzettel benőtt szegélyvizéből (6. kép).



6. kép. Jukatáni fogasponty – *Poecilia sphenops* (Takács P. felvételei)

Értékelés

Vizsgálataink során több, magyarországi természetes vízből eddig még nem jelzett trópusi díszhal egyedeit fogtuk a Hévízi-tó elfolyó vizét szállító csatorna, a Hévíz-lefolyó felső szakaszáról. A fajok megjelenését egyértelműen szándékos emberi betelepítéssel magyarázhatjuk. Sajnos nem csak hazánkban szokás (URL2), hogy az akvaristák a megunt kedvenceiket vagy azok fölös számú szaporulatát, melyeket már nem tudnak, vagy nem akarnak tovább tartani, de elpusztítani sem, sokszor meleg vizű forrásokba helyezik ki. Abban bíznak, hogy a megunt kedvenc túlélését ezen az élőhelyen biztosítani tudják, viszont annak szétterjedését az őshonos fajokénál magasabb hőigénye meg fogja akadályozni.

Ez bizonyos esetekben igaz lehet, hiszen a melegkedvelő fajok terjedésének ténylegesen határt szabhat az alacsonyabb vízhőmérséklet. Jól példázza ezt a Hévízi-tó elfolyójában élő szűnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) elterjedésének a víz hőmérsékleti változásait követő évi fluktuációja. Az állományok a vegetációs periódusban több kilométerre is lehúzódnak a Kis-Balaton irányába, télen viszont csak közvetlenül a Hévízi-tó alatt fekvő csatornaszakaszra húzódnak vissza (Pintér 2002). Ugyanakkor megfelelőnek arról, hogy a forráshoz közeli szakaszokon, ahol még eléggé meleg a víz, olyan élőlények (URL3, URL4) vagy élőlényközösségek lehetnek jelen, melyekre ezek a betelepített fajok valamilyen módon veszélyt jelenthetnek.

A Hévíz-lefolyóban nagy számban él a feltételezhetően szintén akvaristák által betelepített maláj tornyoscsiga - *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) -, amelyről feljegyezték, hogy ha elegendő táplálék áll rendelkezésére, parthenogenetikus szaporodása révén a számára megfelelő élőhelyeken (a faj hőmérsékleti optimuma: 18-32°C között van),

így pl. a termálvizekben is, robbanásszerűen képes elterjedni, kiszorítva az őshonos csigafajokat (Horváth 2010).

Talán még nagyobb problémát okozhatnak a mérsékelt övi élőhelyekről származó inváziós fajok, hiszen ezek terjedését nem limitálhatják a hőmérsékleti viszonyok. Jó példa erre az Európába eredetileg akváriumi halként a Távols-Keletről behozott és tenyésztett amurgéb, amely természetes vizekbe kikerülve Közép-Európában és Ázsia mérsékelt övi területein az utóbbi néhány évtizedben gyorsan terjed (Reshetnikov 2013).

Különösen veszélyes helyzet állhat elő, ha a nagy hőtolerancia speciális, például parthenogenetikus szaporodási móddal társul, mint ahogyan az észak-amerikai eredetű, Európában inváziós fajként egyre terjedő márványrák - *Procamburus fallax f. virginalis* (Hagen, 1870) - esetében ez megfigyelhető. A fajt a Hévízi-tóból és a Hévíz-lefolyóból is jelezték (URL5), s úgy tűnik, hogy e faj terjedését nem limitálja a hőmérséklet, hiszen a 2015 februárjában végzett halfaunisztikai felméréseink során a forrástótól több mint 3 kilométerre fekvő (75-ös út hídjá felett lévő) csatornaszakaszról is kerültek elő élő példányai, pedig ezen a szakaszon a víz hőmérséklete már 6°C alatt volt. Ez a faj számos helyről és nagyon olcsón beszerezhető (URL6), ugyanakkor gyors szaporodása miatt egy idő után nagyon sok felesleges utódja születhet. Sajnos feltételezhető, hogy a közeljövőben még sok gondot fog okozni a természetvédelemnek a Balaton vízgyűjtőjén is.

Felméréseink során tehát öt, szakirodalomban eddig nem jelzett halfajt sikerült kimutatnunk a Hévízi-tó elfolyójából. Feltételezhető azonban, hogy már ennél több is jelen van, hiszen akvaristák a *Cichlasoma dimerus* (Heckel, 1840) nevű dél-amerikai halfajt is jelezték az elfolyóból (URL7), amely valószínűleg nem találta meg az életfeltételeit a területen. De a területre bármikor bekerülhet a márványrákhoz vagy az amurgébhez hasonló szaporodási és túlélési/terjedési potenciállal rendelkező faj, amely maga vagy parazitái és terjesztett betegségei révén jelentős károkat okozhat szűkebb (Hévízi-tó vízrendszere) vagy tágabb környezetében (Balaton vízgyűjtő) is.

Mindenképpen kötelességünk felhívni az akvarista társadalom figyelmét arra, hogy a nem őshonos fajok természetes vízbe való kihelyezése/betelepítése törvényileg tiltott és így büntetendő cselekedet. Egy-egy ilyen át nem gondolt kihelyezés, történjen az bár a legjobb szándékkal is, olyan jellegű változásokat indíthat meg a vízgyűjtőn, amelyeknek az élővilágra gyakorolt negatív hatásai beláthatatlanok lehetnek. Gondoljunk csak az esetleges inváziókra, vagy az ellenőrizetlenül betelepített vagy inváziós fajok által terjesztett betegségekre és parazitáikra (Székely 1994, Kozubíková et al. 2010). Mivel mind a szűkebb (Hévíz), mind a tágabb környezet (Balaton-régió) turisztikailag kiemelt terület, az élővilágban bekövetkező negatív változások (pl. halpusztulások) a turizmus jelentős visszaesését, s így jelentős, akár milliárdos tételekben mérhető anyagi károkat okozhatnak.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket szeretnénk kifejezni Kasi Máttyás, Kóródy Olivér, Lukács László és Pasaréti Gyula, valamint Thomas Abeel, Ronald Fricke és Paul Veenvliet akvarisztikai szakemberek segítségéért, amelyet a halfajok azonosításához nyújtottak.

Irodalom

- Froese, R., Pauly, D. (Eds.) (2015): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2015).
- Harka Á., Nyeste K., Nagy L., Erős T. (2014): Bíborügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* 8: 29–34.
- Horn P., Zsilinszky S. (2001): *Akvarisztika*. Tizennegyedik kiadás. Mezőgazda, Budapest, pp. 343.
- Horváth Zs. (2010): *Egzotikus akváriumi csigák Magyarországon* (szakdolgozat) <http://huveta.hu/bitstream/10832/314/1/HorvathZsuzsannaThesis.pdf> (hozzáférés dátuma: 2015.04.10.)
- Kozubíková, E., Puky M., Kiszely P., Petrusek, A. (2010). Crayfish plague pathogen in invasive North American crayfish species in Hungary. *Journal of Fish Diseases* 33(11): 925–929.
- Less Gy. (2011): *Magyarország földtana*. Miskolci Egyetem Földtudományi Kar. Miskolc.

- Müller T. (2014): Kísérlet a váradi maradványcsiga (*Melanopsis parreysi*) és a Racovitzá-kele (*Scardinius racovitzai*) megmentésére. *Halászat* 107/3: 12–13.
- Pintér K. (2002): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 222 + 24.
- Reshetnikov, A. N. (2013): Spatio-temporal dynamics of the expansion of rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian centre of distribution and consequences for European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 8/2: 193–206.
- Specziár A. (2004): Life history pattern and feeding ecology of the introduced eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*, in a thermal spa under temperate climate, of Lake Hévíz, Hungary. *Hydrobiologia* 522: 249–260.
- Sümegei P., Molnár D., Sávai S., Gulyás S. (2012). Malacofauna evolution of the Lake Peșea (Püspökfürdő), Oradea region, Romania. *Folia naturae Bihariae* 39: 5–29.
- Székely Cs. (1994): Paratenic hosts for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Lake Balaton, Hungary. *Diseases of Aquatic Organisms* 18(1): 11–20.
- Varga J., Ötvös S., Fűkőh L. (2007) *Theodoxus prevostianus* C. Pfeiffer, 1828 kácsi lelőhelyei. *Malakológiai tájékoztató* 25: 95–101.

URL1: <http://www.nyuduvizig.hu/index.php/rolunk/erdekessegek/baj-van-e-a-hevizi-toval> (hozzáférés: 2015 04. 08.)

URL2: <http://www.cichlidae.com/forum/viewtopic.php?f=83&t=4823> (hozzáférés: 2015 04. 10.)

URL3: Várkonyi L. (2014): Hévízi törpenövésű vadponty szaporítása az élőhelyén.

http://real.mtak.hu/16813/1/Varkonyi_HAKI.pdf (hozzáférés: 2015 04. 08.)

URL4: http://hu.wikipedia.org/wiki/Fekete_csiga

URL5: <http://www.origo.hu/kornyezet/20150202-hobbiallatok-terjednek-termeszetes-vizeinkben-ozonenetwork.html> (hozzáférés: 2015 04. 08.)

URL6: <http://olx.hu/hirdetes/marvanyrak-olcson-elado-IDfWV1.html#4facbc875a> (hozzáférés: 2015 04. 08.)

URL7: http://www.akvariummagazin.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=236:a-hzi-tvarista-szemmel&catid=66:hazai-vizivil&Itemid=120 (hozzáférés: 2015 04. 08.)

Authors:

Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu), Gábor MAÁSZ, Zoltán VITÁL, Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com)



Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben

Exotic crayfish, fish and amphibian species in various water bodies in the region of Budapest

Weiperth A.¹, Csányi B.¹, Gál B.², György Á. I.¹, Szalóky Z.¹, Szekeres J.¹, Tóth B.³, †Puky M.¹

¹MTA ŐK Duna-kutató Intézet, Budapest

²ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola, Budapest

³Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest

Kulcsszavak: akvarisztika, telepítés, termálvíz, Duna

Keywords: pet trade, stocking, thermal water, Danube

Abstract

Our recent faunistic surveys revealed some new exotic crayfish, fish and amphibian species recorded for the first time from the River Danube, as well as from several streams and warm water ponds located at public areas in Budapest. The most important discovered species are the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) originating from North America, several fish species belonging to different families (*Callichthyidae*, *Cichlidae*, *Cyprinidae*, *Doradidae*, *Poeciliidae*) and originating from Africa, Asia, Central and South America, and the African dwarf frog (*Hymenochirus curtipes* Noble, 1924). All these species are presumably released by aquarists into the warm-water ponds and by the floods into the Danube river system. An adult southern striped raphael (*Platydoras armatulus* Valenciennes, 1840) and armoured catfish (*Megalechis thoracata* Valenciennes, 1840) were caught in the water system of the River Danube after the record flood in 2013. Several individuals of blue streak hap (*Labidochromis caeruleus* Fryer 1956) and doctor fish (*Garra rufa* Heckel, 1843) were found in the Lake Városliget. Furthermore, adults, subadults and juveniles of convict cichlid (*Amatitlania nigrofasciata* Günther, 1867), molly (*Poecilia* sp.) and swordtail (*Xiphophorus* sp.) appeared in all major urban warm-water ponds in Budapest. Consequently, we presume that these fish species are not only surviving but also breeding in these water bodies.

Kivonat

A Dunán, valamint a fővárost érintő patakokon és a közterületen található meleg vízi tavakban és azok elfolyóinak dunai torkolatában végzett faunisztikai vizsgálataink során számos, magyarországi természetes vízből eddig nem ismert tízlábú rák-, hal- és kétéltűfajt mutattunk ki. Az észak-amerikai eredetű vörös mocsárrákot (*Procambarus clarkii* Girard, 1852), az afrikai, ázsiai, közép- és dél-amerikai eredetű, több családba tartozó halfajokat (*Callichthyidae*, *Cichlidae*, *Cyprinidae*, *Doradidae*, *Poeciliidae*) és az afrikai törpe karmosbékát (*Hymenochirus curtipes* Noble, 1924) feltételezhetően akvaristák telepítették be a meleg vízi tavakba, vagy pedig áradásokkal kerülhettek a Duna vízrendszerébe. Kutatásaink során a csíkos morgóharcsa (*Platydoras armatulus* Valenciennes, 1840), a tarka páncélosharcsa (*Megalechis thoracata* Valenciennes, 1840) egy-egy kifejlett egyedét a Duna hullámtérén és egy befolyójából, az arany sügér (*Labidochromis caeruleus* Fryer 1956) és a doktorhal (*Garra rufa* Heckel, 1843) több egyedét a Városliget-től azonosítottuk, a zebrasávós sügér (*Amatitlania nigrofasciata* Günther, 1867) fiatal egyedeit pedig valamennyi fővárosi meleg vízi tóból kimutattuk. Vizsgálataink során a molli (*Poecilia* sp.) és a szifó (*Xiphophorus* sp.) vad változatának több különböző korú egyede került elő. Feltételezhető, hogy e két faj a zebrasávós sügérral együtt szaporodik is a tavakban.

Bevezetés

Hazánk kiemelkedik termálvízkészleteivel, melyek gyógyászati és energetikai hasznosítására számtalan példa ismert: pl. Hévíz, budapesti gyógyfürdők, Miskolci Távhőszolgáltató, Mórahalmi Geotermikus Kaszkádrendszer. Az elmúlt évtizedekben

megindult és a jövőben tervezett fejlesztések hatására a hazai vizes élőhelyen számolni kell a használt termálvíz, valamint a gazdasági célú meleg víz (pl: erőművek) kibocsátásának növekedésével. Mivel a természetes hőforrások biztosította lehetőségeket az emberiség korán elkezdte kiaknázni, így mára a termálvízforrások az emberi tevékenység hatására a leginkább átalakított vizes élőhelyek közé tartoznak. A természetes állapotok dokumentációjának hiánya miatt alig van információ a szándékosan vagy véletlenül behurcolt állatfajokról, melyek megjelenése és elterjedése számos veszélyt jelenthet a meleg vizű források őshonos ökoszisztémái számára (Gál 2015).

Európa természetes vizeiben az utóbbi évtizedben jelentősen megsaporodott az elsősorban akvaristák által kedvelt állatfajok észlelése (Padilla & Williams 2004, Pimentel 2011, Leuven et al. 2011). Tudományos kutatások szerint a termálvizekkel kapcsolatban lévő természetes víztestekben számos faj megjelenhet és elterjedhet, példa rá a *Gambusia holbrooki* megjelenése és időszakos terjedése egyes bulgáriai folyókban (Zarev 2012).

Hazánk természetes vizeiből számos esetben írtak már le egzotikus halfajokat, pl. Mihályfi (1939), Wiesinger (1948), Botta et al. (1980), Botta (1985), Koščo & Balázs (2000), Bíró et al. (2002), Weiperth et al. (2013), Harka et al. (2014), Takács et al. (2015). A tudományos közlemények mellett a hobbiállattartó és szakmai honlapokon, fórumokon számos faj esetében kapható információ a fajok első, ill. rendszeres észleléseiről, olykor a telepítőről is, így pl. a citromsügér *Amphilophus citrinellus* (Günther; 1864) és a *Protomelas* fajok betelepítéséről a Városligeti-tóba (URL1). Munkánk célja, hogy ismertessük a Budapest környéki termáلتavakban, melegvízterhelést kapó patakokban, valamint a Dunán végzett kutatásaink egzotikus fajokra vonatkozó eredményeit.

Anyag és módszer

Duna menti gyűjtésinket az elmúlt években elektromos kutatói halászgépekkel és kis szembőségű, makrogerinctelenek gyűjtéséhez használatos kézhálókka l végeztük. A 2014 decembere és 2015 áprilisa között folytatott budapesti felméréseink során a fővároson átfolyó patakokban, a közterületeken található meleg vizű tavakban, valamint a Duna fővárosi szakaszán a tavak kifolyóinak torkolatában kézhálókat és kisméretű varsákat használtunk.

Eredmények

Kutatásaink során számos őshonos, napjainkban gyakori idegenhonos, valamint a közelmúltban már jelzett (Botta 1985) egzotikus fajok mellett (*Poecilia* sp., *Xiphophorus* sp.) eddig tudományos közleményekben még nem szereplő fajokat is azonosítottunk.

A Városligeti-tóban 2015. január 9-én számos idegenhonos halfaj mellett sikerült megfogni a vörös mocsárrák (*Procambarus clarcii* Girard, 1852) egy adult egyedét (1. ábra). Az észak-amerikai elterjedésű tízlábú rákot az 1970-es években hozták be Spanyolországba, azóta több országban megjelent és terjed Európában (Souty-Grosset et al. 2006). Az elmúlt években a Duna német vízgyűjtőjén is számos helyről jelezték a faj előfordulását (Chucholl 2011). 2015 februárjában más meleg vizű tavakban további fiatal példányokat sikerült gyűjteni. Ezek jelenleg a faj első igazolt előfordulási adatai Magyarországról.



1. ábra. Vörös mocsárrák – *Procambarus clarcii* (Potyó Imre felvétele)

Halak esetében több fajból kizárólag egy-két egyed előfordulásáról rendelkezünk adatokkal. 2013 júliusában a Dunakeszi-Szódliiget közötti Duna-szakaszon egy kifejlett csíkos morgóharcsát gyűjtöttünk (*Platydoras armatulus* Valenciennes, 1840) (2. ábra). A faj a harcsaalakúak rendjének *Doradidae* családjába tartozik, édesvízi, melegkedvelő és alapvetően éjszakai életmódot folytat. A halfaj Dél-Amerikából származik, az Amazonasban, a Paranában, az Orinoco alsó folyásán és vízgyűjtőiken honos (Piorski et al. 2008).



2. ábra. Csíkos morgóharcsa – *Platydoras armatulus*

Szintén dél-amerikai eredetű és hasonló elterjedésű a *Callichthyidae* családba tartozó tarka páncélosarcsa (*Megalechis thoracata* Valenciennes, 1840), melynek egy 14 cm-es kifejlett egyedét 2013. augusztus 2-án a Rákos-patak torkolata fölött sikerül megfogni (3. ábra). Mindkét faj egyedei feltételezhetően az árhullám által elöntött területi kerti tavaiból került a folyam vízrendszerébe.



3. ábra. Tarka páncélosarcsa – *Megalechis thoracata*

A Budapest belterületén található meleg vizű tavakból több, eddig innen még le nem írt halfaj előfordulását sikerült igazolni. A *Cichlidae* családba tartozó afrikai eredetű arany sügérből (*Labidochromis caeruleus*, Fryer 1956) (4. ábra), valamint a bíborsügérből (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) először 2015 februárjában egy-egy fiatal példány került elő a Városligeti-tóból. Azóta mindkét fajból több példányt sikerült gyűjteni. Az Ázsiából származó *Cyprinidae* családba tartozó doktorhalból (*Garra rufa* Heckel, 1843) 2015. január-február között hét kifejlett egyedet gyűjtöttük a Városligeti-tóból (5. ábra).



4. ábra. Arany sügér – *Labidochromis caeruleus* (juvenilis)



5. ábra. Doktorhal – *Garra rufa*

A főváros valamennyi meleg vizű tavából több korosztálya is előkerült a közép-amerikai eredetű *Cichlidae* családba tartozó zebrasávós sügérnek (*Amatitlania nigrofasciata* Günther, 1867) (6. ábra).



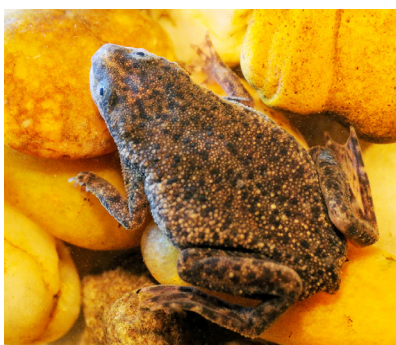
6. ábra. Zebrasávós sügér – *Amatitlania nigrofasciata* (juvenilis)

A vizsgált meleg vizű tavakban a szúnyogirtó fogasponty fajok (*Gambusia* sp.) mellett a *Poeciliidae* családban tartozó szifó és mulli fajok (*Xiphophorus* sp., *Poecilia* sp.) (7. ábra) voltak a leggyakoribbak. Mindhárom fajcsoport fiatal példányait valamennyi vizsgált tó part menti, szerves törmelékkel borított részén nagy egyedszámban gyűjtöttük.



7. ábra. Szifó – *Xiphophorus* sp. adult nőténye
(a halakról készült fotók Weiperth András felvételei)

2015 februárjában a Városligeti-tóban a fent említett idegenhonos halfajok mellett megfogluk a szintén melegvízes törpe karmosbéka (*Hymenochirus curtipes* Noble, 1924) három (két nőstény és egy hím) egyedét. Az akvaristák által kedvelt kétélűfajról korábban nem rendelkezünk hazai előfordulási adattal (8. ábra).



8. ábra. Törpe karmosbéka – *Hymenochirus curtipes* (Potyó Imre felvétele)

Értékelés

Vizsgálatunk során hét új és számos hazánkból korábban leírt faj első Duna menti előfordulását sikerült a főváros környéki víztestekből kimutatnunk. Ezek és az internetes fórumokon leírt állatfajok megjelenése (pl. az Omszki-tóból a gyümölcssevő piranha – *Colossoma macropomum*) minden esetben emberi tevékenység következménye (URL2).

Trópusi egzotikus halfajok egy-egy példányának megjelenésére korábban is volt már példa, és napjainkban is számítanunk kell rá természetes vizeinkben. A Duna hazai szakaszáról eddig a vörös piranháról (*Pygocentrus* sp.), a szerbiai szakaszról egy dél-amerikai eredetű harcsafajról (Simonović et al. 2010), az Ipoly egyik mellékpatakjában pedig egy közép-afrikai bölcsőszájú halfajról vannak hiteles fogási adatok (Koščo & Balázs 2000). A felsorolt fajok melegigényességük miatt a legtöbb természetes vizünkben nem képesek áttelelni, de megfelelő környezetbe kerülve és ott elszaporodva meghonosodhatnak és betegségeket is terjeszthetnek (Cucherousset & Olden 2011). Hazánkban más melegigényes taxonok (vörös- és sárgafülű ékszerteknős *Trachemys scripta elegans*, *T. s. sripta* Wied-Neuwied, 1839) alkalmazkodását és az őshonos faj (mocsári teknős *Emys orbicularis* Linnaeus, 1758) populációira gyakorolt negatív hatását a kutatók és a természetvédelmi szakemberek már megfigyelték (Bódis et al. 2012). Emellett az egyre több helyről begyűjtött aligátorteknős (*Chelydra serpentina* Linnaeus, 1758) is növekvő gondokat okoz Európában (Kopecký et al. 2013).

A magasabb rendű csoportok mellett az összes Budapest területén található meleg vizű tóban nagy egyedszámban él a szintén akvaristák által betelepített ázsiai eredetű maláj toronycsiga (*Melanoides tuberculata* O.F. Müller, 1774), melynek terjedését vélhetőleg kizárólag magas hőmérsékletigénye korlátozza. Az említett idegenhonos fajok mellett a főváros meleg vizű tavaiból, a tavak kifolyóinál a Duna főágából, valamint a Rákos-patakból a márványrák (*Procambarus fallax f. virginalis* Martin, 2010) számos, több korosztályba tarozó példánya is előkerült. A márványrák hazai megjelenését és terjedését először Keszthelynél a Páhoki-övcSATornából jelezték (Kovács et al. 2015), de mára a Hévízi-tóból, a kifolyójából és számtalan csatornából előkerült (Lőkös Andor és Müller Tamás szóbeli közlése). A közeljövőben számítanunk kell a márványrák parthenogenetikus szaporodása, valamint a vörös mocsárrák jó alkalmazkodó képessége miatt a két faj terjedésére. Az ékszerteknős-fajok évtizedek óta tartó hazai, a márványrák balatoni és dunai terjedése jó példa egyes melegigényesnek tartott állatfajok gyors terjedésére, ami hosszabb távon jelentős kockázatokat rejthet e fajok természetes vizeinkbe történő kikerülése esetén (Kopecký et al. 2013, Patoka et al. 2015). A fent leírt állatfajok többsége számára a természetes vizek hőmérséklet-ingadozása a tartós megtelepedésnek és terjedésnek is a legfőbb akadálya, ugyanakkor az általuk esetleg terjesztett kórokozók, paraziták hőmérsékletigényeiről rendkívül kevés információval rendelkezünk (Johnson & Speare 2003).

A kutatási munkánk során megtalált új taxonok előfordulásáról először tudunk adatokkal szolgálni, de az újonnan kimutatásra kerülő fajok száma a jövőben feltételezhetően tovább fog növekedni. Eddigi eredményeinkkel szeretnénk felhívni a figyelmet a hazai termál- és meleg vizes élőhelyek kiemelt veszélyeztetettségére és védelmük fontosságára. Hazánk geológiai adottságai révén számtalan meleg vizű forrással rendelkezünk, melyek ökológiájáról és a bennük található idegenhonos fajokról egyelőre csak hiányos ismeretekkel rendelkezünk. Eredményeink segítséget nyújthatnak a közterületeken található meleg vizű tavak kezelőinek, valamint felhívják a figyelmet a tervezett beruházások (fürdők, erőművek fejlesztése, újak létrehozása) esetén a használt termál- és meleg víz megfelelő kezelésének jelentőségére.

Fontosnak tartjuk a hazai akvaristák és terraristák közösségeinek képviselőivel, a természetvédelmi szakemberekkel és kutatókkal közösen végzett felvilágosító tevékenység elindítását a további szabadon engedések és az ezekből származó problémák megelőzése érdekében.

Irodalom

- Bódis, E., Borza, P., Potyó, I., Weiperth, A., Puky, M., Guti, G. (2012): Invasive mollusc, macrocrustacea, fish and reptile species along the Hungarian Danube section and some connected waters. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 58 (Suppl. 1): 29–45.
- Botta I. (1985): *88 színes oldal a hazai halakról*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 90.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1980): Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembe helyezésével kapcsolatban. *Állattani Közlemények* 67/1–4: 33–42.
- Bíró P., Tölg L., Speciár A. (2002): A Hévízi forrástó és kifolyójának halfaunája. pp. 68–79. In: Ponyi J. (ed.): *A Hévízi forrástó ökológiai állapota – szimpóziumi és kiegészítő anyagok*, Nereus, Hévíz.
- Chucholl, C. (2011): Disjunct distribution pattern of *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in an artificial lake system in Southwestern Germany. *Aquatic Invasions* 6/1: 109–113.
- Cucherousset, J., Olden, J. D. (2011): Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36/5: 215–230.
- Gál B. (2015): Adatok az egri termálvíz puhatestű faunájához. *Acta Academiae Agriensis Sectio Biologiae* XLI. (in press)
- Harka Á., Nyeste K., Nagy L., Erős T. (2014): Bíborsügér (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* 8: 29–34.
- Johnson, M. L., Speare, R. (2003) Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and disease control implications. *Emerging Infectious Diseases* 9/8: 922–925.
- Kopecký, O., Kalous, L., Patoka, J. (2013): Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 410: 02, DOI: 10.1051/kmae/2013057
- Koščo, J., Balázs P. (2000): Új egzotikus faj (*Pseudotropheus tropheops*) az Ipoly vízrendszerében, valamint néhány megjegyzés egyes akváriumi halak vadvizekbe történő telepítéséről. *A Puszta* 17: 45–48.
- Kovács K., Nagy P. T., Mayer R. (2015): Adatok a tizlábú rákok (Decapoda: *Astacidae*, *Cambaridae*) északnyugat-magyarországi előfordulásához. Egy *Procambarus* faj első előkerülése természetes élőhelyéről Magyarországon. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica* 33: 177–186.
- Leuven, R. S. E. W., Hendriks, A. J., Huijbregts, M. A. J., Lenders, H. J. R., Matthews, J., Van Der Velde, G. (2011): Differences in sensitivity of native and exotic fish species to changes in river temperature. *Current Zoology* 57/6: 852–862.
- Mihályfi F. (1939): A szúnyog elleni védekezés entomológiai előkészítése Hévízen. *Állattani Közlemények* 36: 107–117.
- Padilla, D. K., Williams, S. L. (2004): Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2/3: 131–138.
- Patoka, J., Petrtyl, M., Kalous, L. (2014): Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 414, 13. DOI: 10.1051/kmae/2014019
- Patoka, J., Kalous, L., Kopecký, O. (2015): Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416, 04, DOI: 10.1051/kmae/2014040
- Pimentel, D. (ed.) (2011): *Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CBS Press Taylor & Francis Group Corp. pp: 431.
- Piorski, N. M., Garavello, J. C., Arce, H. M., Sabaj, P. (2008): *Platydoras brachylecis*, a new species of thorny catfish (Siluriformes: Doradidae) from northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 6/3: 481–494.
- Simonović, P., Nikolić, V., Grujić, S. (2010): Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae, Siluriformes), a new fish species recorded in the Serbian section of the Danube River. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* 01/24: 655–660.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D. Haffner, P. (eds.) (2006): *Atlas of Crayfish in Europe*. Patrimoine Naturels 64. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Takács P., Maász G., Vitál Z., Harka Á. (2015): Akváriumi halak a Hévíz-lefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici* 9: 59–64.
- Weiperth A., Staszny Á., Ferincz Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.
- Wiesinger M. (1948): *Éleveszülő fogaspontyok (Poecilidae) előfordulása hazánkban*. pp. 16.
- Zarev, V. Y. (2012): Some life-history traits of *Gambusia holbrooki* (Pisces: Poecilidae) from Bugaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 64/3: 263–272.

URL1: http://forum.index.hu/Article/showArticle?na_start=30&na_step=30&t=9204710&na_order=

URL2: http://fishingtime.hu/horgaszhirek/piranha_20150328

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu), Béla CSÁNYI, Blanka GÁL, Ágnes Irma GYÖRGY, József SZEKERES, Balázs TÓTH, Zoltán SZALÓKY, †Miklós PUKY



TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver

TAR: Software to evaluate the conservation value of fish fauna

Antal L.¹, Harka Á.², Sallai Z.³, Guti G.⁴

¹Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen

⁴MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest

Kulcsszavak: természetvédelmi státusz, minősítés, halfauna változás

Keywords: conservation status, qualification, changes of fish fauna

Abstract

The dual index of the absolute (T_A) and relative (T_R) conservation values are frequently used for numeric expression of qualification of Hungarian fish fauna. The user-friendly TAR software was developed to simplify usability of the numerical indexes. The software is free to download from the website of the Hungarian Ichthyological Society and the user can apply the current and in the future continuously updated version of the program. The aim of this study is to provide comprehensive information on usage of TAR software.

A hazai vízterek halfaunájának természetvédelmi szempontú értékelésére egy viszonylag egyszerűen számítható indexpár (T_A - abszolút természetvédelmi érték, T_R - relatív természetvédelmi érték) került bevezetésre az 1990-es évek első felében (Guti 1993, 1995). Az elmúlt két évtizedben számos újabb halfaj jelent meg a hazai faunában (Erős & Guti 1997, Guti et al. 2003, Harka & Sallai 2004, Harka et al. 2005, 2014, Harka & Szepesi 2010, Halasi-Kovács et al. 2011, Szepesi & Harka 2011, Halasi-Kovács & Harka 2012, Sallai 2014), továbbá lényeges változások történtek a fajok nevezéktaiban is (Kottelat & Freyhof 2007, Harka 2011), ezért 2014-ben indokolttá vált az értékelő eljárás aktualizálása és továbbfejlesztése (Guti et al. 2014).

Az elmúlt évtizedekben folyamatosan fejlődő molekuláris biológiai módszerek nagy hatással vannak a halak rendszertanára, így a fajok száma és rendszertani besorolása napjainkban is dinamikusan változik (Teletchea 2009). Általánosan elfogadott tény, hogy a klímaváltozás kedvező hatással van az invazív fajok terjedésére (Rahel & Olden 2008), így még számos faj megjelenésére számíthatunk hazánkban. Ezek alapján a rendszer a jövőben is frissítésre fog szorulni. Ahhoz, hogy az értékelő eljárás naprakész legyen és bárki számára könnyen használhatóvá váljon, elkészítettük a TAR szoftvert.

A szoftver aktuális verziója ingyenesen letölthető a Magyar Haltani Társaság honlapjának Ajánló menüjéből (http://haltanitarsasag.hu/ajanlo_hu.php), így a felhasználók mindig naprakész verziót használhatnak. A TAR operációs rendszertől független, viszont telepített JAVA programot igényel (a JAVA megfelelő verziója ingyenesen letölthető: <https://java.com/en/download/>). Az alkalmazás létrehozásakor a könnyű és logikus használhatóságot tartottuk szem előtt, ezért az nem tartalmaz bonyolult, szerteágazó menürendszert. A kezelő felület 5 fő részből épül fel:

1. Felül: **Általános ismertető**, mely a program rövid ismertetését és hivatkozási formátumát írja le.

2. Bal oldalon: A **Magyarországon előforduló fajok** tudományos neve, magyar neve, természetvédelmi státusza és védettségi fokozata (ha van). A szoftver kizárólag a listában szereplő latin és magyar neveket ismeri fel, így használat előtt ajánlott a lista ellenőrzése. A szoftverben alapesetben rendszertani sorrendben találhatóak a fajok, de a felhasználónak

lehetősége van mindkét név alapján ABC sorrendbe is rendezni azokat a fejléccen történő dupla kattintással.

3. Középen: **A felhasználó fajlistája** táblázat, amelybe a felhasználó fajlistája kerül. Ide két módon lehetséges az adatbevitel: (1) a bal oldali felületen az aktuális faj egérrel történő kiválasztását követően az INSERT gomb lenyomásával (ekkor a bal oldali listában zöldre vált az adott sor), (2) a fajok tudományos vagy magyar nevét xls, illetve egyéb hasonló fájlból történő átmásolásával (a Ctrl+C és a Ctrl+V billentyűkombináció segítségével). A fajlista bevitele után minden faj neve mellett láthatóvá válik a faj természetvédelmi státuszának rövidítése, ennek köszönhetően kiszűrhetőek azok a sorok, amelyek esetén nem egyezik a felhasználó által bevitt név a szoftverben használt nevezéktannal. Ekkor ugyanis a fajnév utáni cella üresen marad, valamint a faj neve pirosan jelenik meg, ezzel is jelezve a hibát. A fajlistából a DELETE gombbal lehet törölni fajokat, a gomb mind a felhasználó fajlistájában, mind a bal oldali listában kiválasztott (zöld) fajok esetén is működik.

4. Jobb oldalon: A szoftver kezelő felületén használt **Rövidítések** listája.

5. Jobb oldalon alul: **A felhasználó fajlistája alapján számolt természetvédelmi értékek** részén megtaláljuk a program által számolt abszolút (T_A) és relatív természetvédelmi értékeket (T_R), illetve a számításukhoz használt képleteket. A kapott érték a Ctrl+C és a Ctrl+V billentyűkombinációval másolható.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Kádek Tamás programozónak, aki a szoftver fejlesztésében segítségünkre volt.

Irodalom

- Erős T., Guti G. (1997): Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán - új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83–84.
- 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., 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.
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Halasi-Kovács, B., 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., Halasi-Kovács B., Sevcsik A., Tóth B., Erős T. (2005): A csupasztorjú géb [*Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857)] első észlelései a Duna magyar szakaszán. *Halászat* 98/4: 163–168.
- Harka Á., Nyeste K., Nagy L., Specziár A., Erős T. (2014): Biborsügeék (*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 pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101–103.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Rahel, F. J., Olden, J. D. (2008): Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* 22/3: 521–533.
- Sallai Z. (2014): Dunai ingola *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931). Vladykov-ingola *Eudontomyzon vladykovi* Oliva & Zanandrea, 1959. p. 405–407. In: Haraszthy L. (ed.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2011): A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) állomány nagysága, mobilitása és növekedése a Tarnában. *Pisces Hungarici* 5: 21–36.
- Teletchea, F. (2009): Molecular identification methods of fish species: Reassessment and possible applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19/3: 265–293.

Authors:

László ANTAL (antal.laszlo@science.unideb.hu), Ákos HARKA, Zoltán SALLAI, Gábor GUTI (guti.g@t-online.hu)



A videokamera kiegészítő eszközként történő használata kisvizek halfaunisztikai felmérésében

Use of videocamera as supplementary device in fish-faunistical survey of small waters

Szendőfi B.

Budapest

Kulcsszavak: vízálló videokamera, lápi póc, jászkeszeg, kerekfejű géb

Keywords: underwater videocamera, European mudminnow, ide, round goby

Az egyes élőhelyek halközösségeinek felmérésére és monitorozására szolgáló szokványos módszerek nagyrészt mind az egyedek kifogására összpontosítanak, ami adatgyűjtés szempontjából a legteljesebb képet adja (testméret, tömeg stb. mérése), ám a puszta fajösszetételt és abundanciát más – kiegészítő – eszközökkel is felmérhetjük. Ezek közé tartozik a víz alatt elhelyezhető videokamera (1. ábra), melynek felvételein azonosíthatók az előtte elúszó halak.



1. ábra. Lábakkal ellátott teleszkópos nyélre erősített videokamera

A módszer hatékonysága nagyban függ a vizsgált víztér méretétől és a víz átlátszóságától, hiszen nagyobb vízterekben a halak nagy része nem kerül be a kamera látószögébe, homályos közegben pedig nehéz a látott halak azonosítása. A videokamera használata ezért elsősorban kisebb és átlátszóbb vizekben javasolható. Ilyenek a sekély, tiszta vizű mocsarak, kisebb tavak, csatornák, patakok, folyóöblök.

A módszer előnye, hogy nem társul hozzá halfogási tevékenység, ezért a jelenleg hatályos jogszabályok szerint előzetes engedélyek beszerzése nélkül, bárhol és bármikor végezhető, akár védett területeken is, ahol a normál faunafelmérési módszerek végzéséhez számos engedély szükséges.

Eddigi videokamerás felméréseimhez egy GoPro Hero3+ típusú kamerát használtam, melyet 75 grammos súlya, gyufásdoboznyi mérete és átlásztó, vízálló tokja különösen alkalmassá tesz erre a feladatra. A kamerát az erre szolgáló konzol segítségével egy 4 méteresre nyújtható teleszkópos rúd végére erősítettem, ennek segítségével juttattam a parttól a kívánt távolságba. A stabilitást és a vízfenéktől való távolságot állítható hosszúságú, fordított V alakba állított lábak biztosították, így vízfenéki, vízközi és felszínközeli megfigyelést is végezhettem a felszereléssel. Alkalmanként 4-5 órányi víz alatti megfigyelés felvételét rögzítettem.



2. ábra. A kamerával kimutatott lápi póc (*Umbra krameri*)

Minden felméréskor végeztem kézhálós mintagyűjtést is. Több esetben akadtak a jelenlévő halfajok között olyanok, melyek a hálóval történő mintavétel során rejtve maradtak, csupán a kamerás megfigyelés mutatott ki. Budapest X. kerületének egy névtelen kis mocsármaradványában (GPS-koordináták: 47.494245, 19.173630) például a csaliként beszórt árvaszúnyoglárvákra egy lápi póc (*Umbra krameri*) úszott a kamera elé (2. ábra), ennek a fajnak fővárosi jelenlétéről eddig nem volt tudomásunk. A Rákos-patak zuglói szakaszán, kilométerekkel a dunai torkolat felett jászokat (*Leuciscus idus*) figyeltem meg a kamera felvételein, ezeket az ugyanitt rendszeresen végzett kézhálós mintagyűjtéseim eddig nem mutatták ki. Rákoskeresztúron a volt Vegyiművek ülepítőtárában ivadékméretű, mindössze kb. 8-12 mm testhosszúságú kerekfejű gébek (*Neogobius melanostomus*) jelenlétét fedeztem fel a kamera segítségével. Ennek érdekessége, hogy a tónak semmilyen folyóvízzel nincs kapcsolata. Feltételezhető, hogy a helyi horgászok csalihalként hurcolták a gébeket a tóba a közeli Rákos-patakából, az elszabadult gébek pedig szaporodhattak az állóvízben.

Az eddigi eredmények azt mutatják, hogy a videokamera a kisvizek halfaunisztikai kutatásaiban hatékony kiegészítő eszköz lehet.

Author:

Balázs SZENDŐFI (szendofi@gmail.com)



Captive populations of fishes in the Crișul Repede River (Tisa River Basin)

Elszigetelődő halpopulációk a Sebes-Körösben (Tisza vízgyűjtője)

I. C. Telcean, D. Cupșa

Department of Biology, University of Oradea, Romania

Keywords: fish fauna, hydropower dams, bottom sills

Kulcsszavak: halfauna, duzzasztógátak, fenékküszöbök

Abstract

During the latest decades several hydropower plants were built along the rivers of the eastern Tisa (Tisza) River Basin. The tributary Crișul Repede (Sebes-Körös) seems to be the most affected river from that area of Tisa (Tisza). There are three hydropower dams and numerous sills on the river bottom that prevent the migration of potamodromous fishes. There are a number of 15 species that are more or less affected and form captive populations along this river. The populations of *Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba*, *Barbus barbus* and *Aspius aspius* seem to be significantly affected by river damming. There are no previous studies regarding the captive fish population in Crișul Repede River. We consider that the most harmful effects related to the dam and sill construction are the changes in spawning behaviour (less aggregation of fishes at spawning sites, alteration of water velocity and temperature in the spawning area, increased prevalence of paired mating and inbreeding due to genetic pool losses) and in population survival rates. Our observations carried out in the last two decades refer to the increasing number of affected species and to the mechanisms of population isolation along the river. Another observation concerns the natural “drift” of juveniles, which we hypothesize that it can reduce the negative effects of isolation. Regarding the intensification of the inbreeding process further studies on the integrity and morphological variability of fish populations are needed.

Kivonat

A legutóbbi évtizedekben számos vízerőművet építettek a Tisza folyó keleti vízgyűjtőjén, és ebben a Sebes-Körös különösen érintett. Három vízerőmű és több fenéklépcső akadályozza a potamodrom halak migrációját. Az akadályok 15 halfajt érintenek kisebb-nagyobb mértékben, amelyeknek helyi, elszigetelődő populációi alakulnak ki a folyó egyes szakaszain. A negatív hatás különösen a *Vimba vimba*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus* és *Aspius aspius* populációi esetében tűnik jelentősnek. Korábbi tanulmányok a Sebes-Körös helyi elzárt halpopulációiról nem állnak rendelkezésünkre. Úgy gondoljuk, hogy a vízlépcsők és küszöbök legkárosab hatása az ivási viselkedés módosításában mutatkozik meg (kisebb a víz sebessége, megváltozik a hőmérséklete, csökken az ívó halak száma, nő a páros ívás gyakorisága, a genetikai elzárttság miatt beltenyészetek alakulnak ki), és emiatt a túlélés esélye csökken. A megfigyeléseket az utóbbi két évtizedben végeztük, s megállapítottuk, hogy az érintett folyószakaszokon a halpopulációk elszigetelődése növekedett, a fajok száma ellenben csökkent. Más megfigyelések arra utalnak, hogy az ivadékok leúsznak a gátakon és lépcsőkon, csökkentve az elszigetelés negatív hatásait. A beltenyésztés fokozódására vonatkozóan további vizsgálatokra van szükség, amelyek a halpopulációk épségére és morfológiai variabilitására vonatkoznak.

Introduction

During the last decades, the changes in the river channel of Crișul Repede/ Sebes Körös due to river damming, water amount reduction, pollution and eutrophication caused a strong modification of the fish fauna. The earliest ichthyological studies on the fish fauna of the three Crișuri Rivers (Crișul Repede, Crișul Negru and Crișul Alb), from their springs until the confluence with Tisa (Tisza) River, reported a number of 49 native and 12 adventive fish species (Bănărescu 1981, Bănărescu et al. 1997). On the upper reach of Crișul Repede and downward, close to the Hungarian border, there were built numerous hydrotechnical constructions that affect the fish fauna along the entire river. These are indirectly a real long-term threat for fish species due to river habitat fragmentation and water fluctuations.

Between the localities of Aleşd and Oradea two dams and reservoirs were constructed in the recent past and they affect the natural river flow. In the subsequent period, after the last published ichthyological data from the region in 1997, a new hydropower barrage and reservoir was built up close upstream to Oradea in the locality of Fughiu. On the river stretch that crosses the city of Oradea there are also two weirs and few bottom sills. Due to the presence of numerous hydrotechnical constructions along the river, Crişul Repede can be considered as the most affected tributary on the eastern part of Tisa (Tisza) River Basin.

The negative effect of barrages and hydropower reservoirs were previously mentioned based on the riverbed modifications and hydrological changes of Romanian rivers (Telcean 1997, Telcean & Bănărescu 2002, Telcean et al. 2006). Such studies have also been performed in other European rivers and they pointed out the negative impacts of river damming (Elvira 1996, Navarro et al. 2007, Freyhof et al. 2015). Although the studies on dammed rivers are numerous, the observations regarding captive populations of fishes in rivers affected by hydro-energetic constructions remain obscure. Several papers deal with the spawning of fish species in the different rivers (Keckeis 2001, Peňáz 1996). Our studies point out the complex impact of hydropower reservoirs on the fish fauna, deriving from river habitat fragmentation. Barrages and weirs limit fish mobility especially of potamodromous species that need to make short migration along the river channel. The lower mobility of such species affects their spawning behaviour and the localization of optimal feeding habitat. The shoals formed in the spawning period are characteristic for some common species like *Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba*, *Barbus barbus* and *Squalius cephalus*. The ripe male and female are swimming lot of kilometres to spawn on favourable sites, characterized by gravelled bottom, lower depth and moderate water velocity (Keckeis 2001). River damming causes modification in the spawning behaviour and lower aggregation of ripe specimens. Along these river sectors we have observed a number of 11 species which despite their small size use to reach the upper river during their spawning season. The repeated spawning in a small community has negative effects on long term. These species are registering an increasing prevalence of paired mating and inbreeding due to genetic pool losses.

The fish-passage facilities are not effective for all fish species and growing stages. Small-sized fishes and also their hatchlings are not able to reach these facilities and remain downstream the dam. Many hatchlings and juveniles are drifted by flow far away downstream. This phenomenon, important in diminishing population isolation is less studied at the present, and however it was not studied from the Tisa (Tisza) river system. The negative effects of river damming are focussed mainly on the genetic effects upon the fragmented populations (Laroche et al. 1999, Heggenes & Röed 2006, Neraas & Spruell 2001). Until now, there are not performed efficient studies which point out the ameliorative effect of juvenile drift upon the populations from rivers affected by connectivity disruption. We refer to the missing of quantitative estimations regarding to the juveniles inflows along the isolated populations. Many fish populations remain captive between the hydropower reservoirs and are forced to spawn only on a short stretch of a river channel. Depending on the river peculiarities, a number of small specimens (juveniles and sub-adults) are drifted downstream and probably they represent a natural source for a genetic inflow to lowland river populations (Neraas & Spruell 2001). Beside barrages, bottom sills represent another obstacle to fish mobility. Along the Crişul Repede River numerous bottom sills are located transversely on the river course, especially in the river stretch from Oradea. As a result of these hydrotechnical arrangements, the isolation of fish population has amplified. A synergy of river damming and climatic change events (drought periods and warm summers) can lead to rapid modification of river fish fauna.

Material and Methods

The study on the captive fish populations *in situ* was realized through 15 collecting trips over the entire river channel and a supplementary 8 surveys only for the Zone III during the

last decades (1998-2014). The seasonal fluctuation of specimens number was observed especially for the less mobile and small tailed species (*Romanogobio spp.*, *Alburnoides bipunctatus* and *Rhodeus amarus*). Their population fluctuations is affected also by river debits and changes that modifying their preferred habitats. It was necessary a long period to observe the fish fauna changes caused by population isolation. The collecting methods were combined and consisted of the use of fishing nets (small mesh size 0.5x0.5 cm) and electronarcosis (a fishing gear type Samus MP 750). In some cases the information from angler fishermen was useful. All studied specimens were released at the sampling sites.

The studied sector of Crişul Repede River expands on approximately 60 km between the localities Aleşd and Cheresig and totalizes more than 20 sampling sites. The results were grouped into three zones according to the presence of barrages and bottom sills: Zone I – with three barrages and reservoirs, corresponds to the river stretch between localities Aleşd and Fughiu, Zone II - with two weirs and bottom sills, corresponds to the river stretch upstream and downstream of the city of Oradea, and Zone III – downstream of the city of Oradea to the locality Cheresig, with one weir which directs the water into an artificial channel (Fig. 1).

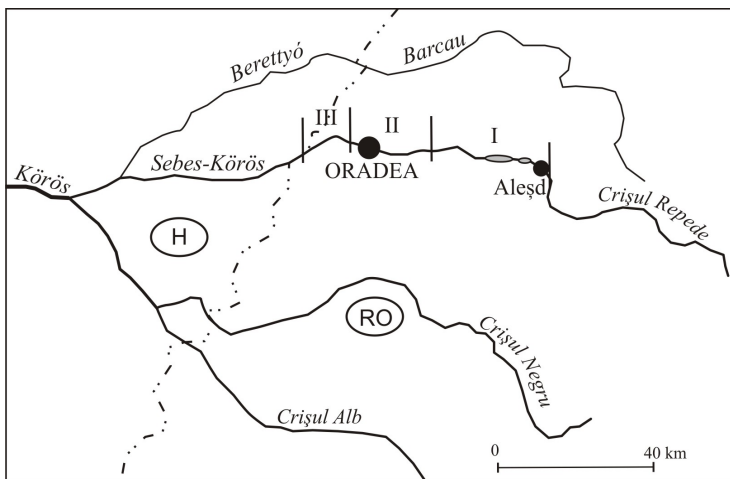


Fig. 1. Stretches of the Crişul Repede River affected by hydropower dams
I: River stretch Aleşd–Fughiu, II: Oradea (upstream and downstream), III: Oradea–Cheresig

The common fish species, which are largely distributed along the river and which were identified in the stretches between the barrages and reservoirs were considered captive in those river sectors. The fragmentation degree was established according to the distribution of populations along the modified river stretches and the population density and tendency observed for each species. This metric comprises an index that consists in three degrees, from 1 to 3, the maximal value corresponding to the highest fragmentation level (Table 1).

Table 1. Fragmentation index of captive fish populations in Crişul Repede River

| Index | Degree of population fragmentation | Tendency of population density |
|-------|------------------------------------|--------------------------------|
| 1 | Low | Stable or increasing |
| 2 | Medium | Fluctuating |
| 3 | High | Decreasing to upstream |

Of the identified species, only the less mobile ones and the potamodromous fish species had formed local populations along the affected river channel. For these, a medium or high fragmentation degree (corresponding to indexes 2 or 3) was established. The tendency of

population fluctuations was interpreted here as a result of habitat alteration. It was evidenced in similar seasonal samples. The most fragmented populations manifest also the tendency of diminishing their effectiveness upstream the barrages. For the species distributed predominantly along the zone III (downstream of Oradea) where population fragmentation is lower, the established index was 1. To that category belong also the adventive species that have the capacity to establish large populations starting with a low number of specimens.

Results

According to the obtained results in the studies on the impounded populations of fishes along Crișul Repede River, a number of 29 species were identified (Table 2). *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Ameiurus nebulosus* and *Lepomis gibbosus* are adventives and were not considered in this study. Our findings regarding the species distribution along the studied river have confirmed that potamodromous fishes occur mainly in downstream river stretches and their populations are affected by fragmentation. A number of 11 species occur predominantly in the river stretch downstream of the city of Oradea (sectors II and III according to the Fig. 1.) and are less affected by hydrotechnical constructions as a consequence of their large populations. Such species are also considered to be less affected by barrages and reservoirs. Another 15 common species, largely distributed along the river channel, are considered to be moderately or highly influenced by hydropower dams (Table 2).

Insular populations of these species have been identified in each river sector. The small-sized species like *Romanogobio uranoscopus*, *R. kessleri* and Cobitidae representatives maintain their natural populations in the river stretches downstream of the reservoirs. These species do not occur in the standing waters from reservoirs. In these populations the fragmentation is occasionally also observed in natural conditions due to the riverbed peculiar conditions. In our classification these species are considered to be moderately or highly fragmented (index value 2 or 3). The populations of large-sized fishes which belong to ecological group of potamodromous species (*Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus* and *B. petenyi*) are considered to be more affected by barrage construction.

In the case of former populations of large distributed species we have observed the general tendency to occupy the former areal through insular small populations. These insular populations are remains derived from the natural population. The following six small-sized fish species were observed to form small insular population between the dammed stretches of the river: *Rhodeus amarus*, *Romanogobio uranoscopus*, *R. kessleri*, *R. vladykovi*, *Cobitis elongatoides* and *Sabanejewia balcanica*. Despite the presence of fish-passage facilities, these species are not able to reach the upper river channel.

Regarding the river bottom structure, the majority of fishes prefer the stones and gravels associated with fast running waters. *Romanogobio uranoscopus* and *Sabanejewia balcanica* were identified only in these specific biotopes. The river stretches from downstream of the barrages present an intense process of sediment accumulation due to the reduction of water velocity. The silt accumulation process can disturb the actual location of these species in affected rivers.

Discussions

The barrage construction along the middle and lower Crișul Repede River influences directly the distribution of fish species and also affects the density of natural populations. Of the 29 species identified along the affected channel of Crișul Repede River a number of 9 species are strongly affected by the isolation process and population fragmentation due to hydropower facilities. In order of threat these are: *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *B. petenyi*, *Rhodeus amarus*, *Romanogobio uranoscopus*, *R. kessleri*, *R. vladykovi*, *Sabanejewia balcanica* and *Cobitis elongatoides*. The barrages and their reservoirs are very harmful for fishes even in the presence of dedicated facilities such as fish-passages. The negative influence affects differently the population structure: perturbation of spawning, destruction of eggs and juveniles, and decrease of aggregation.

Table 2. Fish species identified in the middle and lower Crişul Repede River and the degree of population fragmentation

| Species | Occurrence | | | Degree of population fragmentation* |
|------------------------------------|------------|----|-----|-------------------------------------|
| | I | II | III | |
| <i>Rutilus rutilus</i> | + | + | + | 1 |
| <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | - | + | + | 1 |
| <i>Squalius cephalus</i> | + | + | + | 2 |
| <i>Leuciscus leuciscus</i> | + | + | - | 2 |
| <i>Aspius aspius</i> | - | - | + | 1 |
| <i>Chondrostoma nasus</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Alburnus alburnus</i> | + | + | + | 2 |
| <i>Alburnoides bipunctatus</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Abramis sapa</i> | - | - | + | 1 |
| <i>A. ballerus</i> | - | - | + | 1 |
| <i>Vimba vimba</i> | - | - | + | 2 |
| <i>Rhodeus amarus</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Gobio gobio</i> | + | + | + | 1 |
| <i>Romanogobio uranoscopus</i> | + | - | - | 3 |
| <i>R. kessleri</i> | + | + | + | 3 |
| <i>R. vladykovi</i> | - | - | + | 2 |
| <i>Pseudorasbora parva</i> | + | + | + | 1 |
| <i>Barbus barbus</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Barbus petenyi</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Cyprinus carpio</i> | - | - | + | 1 |
| <i>Carassius gibelio</i> | - | - | + | 1 |
| <i>Barbatula barbatula</i> | + | + | + | 1 |
| <i>Cobitis elongatoides</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Sabanejewia balcanica</i> | + | + | + | 3 |
| <i>Ameiurus nebulosus</i> | - | - | + | 1 |
| <i>Esox lucius</i> | - | + | + | 1 |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | + | + | + | 1 |
| <i>Perca fluviatilis</i> | - | + | + | 1 |
| <i>Gymnocephalus schraetser</i> | - | - | + | 2 |
| Total | 17 | 19 | 27 | - |

River stretches: **I** - between Aleşd and Fugiu; **II** - around Oradea; **III** - downstream from Oradea to Cheresig

* Population fragmentation 1 - low, 2 - moderate, 3- strongly affected

Among the main negative events that were observed in the affected river stretches we mention:

- Fragmentation and isolate upstream resident fish populations. The population fragments become captive on those rivers stretches;

- Due to slow water flow, most dams increase water temperatures. During water releasing when the electric turbine is working the water temperature decrease. This is caused by releasing cool water from the reservoir bottom. Fish and other species are sensitive to these temperature fluctuations, which often destroy their juveniles.

- Fish-passage facilities available at some hydropower dams are inefficient for the majority of species. Thus population fragmentation increases.

- Natural drift of juveniles is the only process than can reduce population isolation. This phenomenon is unidirectional and depends on river debit.

- Decrease in water velocity causes an amplification of sediment accumulation on the riverbed, which is harmful for most rheophilic species.

Concerning the potamodromous species *Chondrostoma nasus*, our findings regarding its captive populations are as follows:

- The typical spawning behaviour is altered and the affected populations lose the migration intensity;

- There are less abundant fish aggregations on spawning sites;

- A substitution of specific spawning substrates occurs in many biotopes;

- Spawning is characterized by transition from polyandric types of mating to pairing ones;
- Loss of spawning synchronization of ripe specimens and possible lower fertilization rate due to lower sperm concentration and quality and also the lower genetic exchange and erosion of the gene pool (Peňáz 1996). Regarding the negative effects of barrages and reservoirs on the fish fauna, we conclude that river damming has at least as harmful effect on the fish fauna as water pollution (Bănărescu 1994). Further studies regarding the isolated population of fishes in hydropower-affected rivers need to be done in order to establish the ecological costs of green energy.

References

- Bănărescu, P. (1981): Ihtiofauna Crișurilor în cadrul general al ihtiofaunei bazinului Dunării. (The fish fauna of the Criș Rivers within the general framework of the Danube basin fish fauna. - in Romanian) – *Nymphaea – Folia Naturae Bihariae* 8–9: 475–481.
- Bănărescu, P. (1994): The present-day conservation status of the fresh water fish fauna of Romania. *Ocrot. Nat.Med. Înconj.* 38/1: 5–20.
- Bănărescu, P., Telcean, I., Bacalu, P., Harka, Á., Wilhelm, S. (1997): The fish fauna of the Criș/Körös rivers. p. 301–325. In: Hamar, J., Sárkány-Kiss, A. (Eds.): *The Criș/Körös Rivers Valleys*, Tiscia-Monograph series Szolnok-Szeged-Tg. Mureș.
- Elvira, B., (1996): Endangered freshwater fish of Spain. p. 55–51. In: Kirkhofer, A., Hefti, D. (Eds.): *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland.
- Freyhof, J., Weiss, S., Adrović, A., Čaleta, M., Duplić, A., Hrašovec, B., Kalamujić, B., Marčić, Z., Milošević, D., Mrakovčić, M., Mrdak, D., Piria, M., Simonović, P., Šljuka, S., Tomljanović, T., Zabric, D. (2015): The Huchen *Hucho hucho* in the Balkan region: Distribution and future impacts by hydropower development. *RiverWatch & EuroNatur*, pp. 30.
- Heggenes, J., Röed, K. H. (2006): Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology of Freshwater Fish* 15/4: 366–375.
- Keckeis, H. (2001): Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). *Archiv für hydrobiologie Supplement band. Large rivers* 12/2–4: 341–356.
- Laroche, J., Durand, J. D., Bouvet, Y., Guinand, B., Brohon, B. (1999) Genetic structure and differentiation among populations of two cyprinids, *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rutilus*, in a large European river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56/9: 1659–1667.
- Navarro, R. S., Stewardson, M., Breil, P., Jalon, G. D., Eisele, M. (2007): Hydrological impacts affecting endangered fish species. A Spanish case study. *River Research and Applications* 23: 511–523.
- Neraas, L. P., Spruell, P. (2001) Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system. *Molecular Ecology* 10/ 5: 1153–1164.
- Peňáz, M. (1996) *Chondrostoma nasus* - its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline - a review. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*, ALS Advances in Life Sciences, p. 279–285.
- Telcean, I. C. (1997): Influența barajelor și amenajărilor hidrotehnice asupra ihtiofaunei bazinului Crișurilor (The influence of the river damming and of hydrotechnical modifications upon the fishfauna from the Crișuri basin) *Univ. of Oradea, Scientifically Annals, Fascicule of Biology* 5: 64–75.
- Telcean, I., Bănărescu, P. (2002): The fish fauna changes in the upper Tisa and its southward and eastward tributaries. p. 173–187. In: Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (Eds.): *Ecological aspects of the Tisa River Basin*, Tiscia-monograph series Szolnok-Szeged-Tg. Mureș.
- Telcean, I., Cupșa, D., Covaciu-Marcov, S. D., Sas, I. (2006): The fishfauna of the Crișul Repede river and its threatening major factors. *Pisces Hungarici* 1: 13–19.

Authors:

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



Rearing Danube salmon, *Hucho hucho* (L. 1758), in controlled environment during early juvenile stage

A dunai galóca, *Hucho hucho* (L. 1758), nevelése ellenőrzött körülmények között az ivadék korai stádiumában

A. Bajić¹, S. Sipos¹, Lj. Pejčić¹, F. Demény², S. Sokoray-Varga², T. Müller², B. Miljanović¹

¹University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of biology and ecology, Serbia

²SZIU, Department of Aquaculture, Gödöllő, Hungary

Keywords: growth, specific growth rate, condition factor, *Artemia salina*

Kulcsszavak: növekedés, fajlagos növekedési sebesség, kondíciófaktor, *Artemia salina*

Abstract

Two groups of Danube salmon (*Hucho hucho*) fingerlings obtained from artificial propagation conducted in April/2011 on the fish farm "Peručac" in Perućac were compared. The first group was fed with a combination of *Artemia salina*/commercial trout feed, and the other group was fed with a combination of *Gammarus* sp./fish meat. Length and weight growth were monitored during the research period from 22. 06. - 14. 09. 2011. The group fed with *Gammarus* sp./fish meat had statistically higher weight and length gains. Specific growth rate (SGR) of the *Gammarus* sp./fish meat fed group was 39.06% higher than that of the group fed by brine shrimp and trout feed. The weight of fingerlings had most effect on complete transfer to commercial trout food diet, without addition of *Artemia salina* nauplii, and was average 0,846 g. Condition factor in the group fed with the *Gammarus* sp./fish meat combination was 15.55% higher than one in the group fed with the *Artemia salina*/commercial trout feed combination. Less positive correlation between weight and total length and greater coefficient of variation shows that growth was more unstable in the group fed with the *Artemia salina*/commercial trout feed combination.

Kivonat

E munka két csoport dunai galóca ivadékának a növekedését vizsgálja, melyek a dunai galóca 2011. évi szaporításából származtak a Perućac-i pisztrángtelepen, a Drina menti Perućacban (Szerbia). Az első csoport *Artemia salina* nauplii/pisztrángtáp, a második csoport *Gammarus*/halhús kombinációjával volt etetve. A vizsgált időszakban (2011. július 22-től szeptember 14-ig) a testhossz és a testtömeg gyarapodását követtük. A *Gammarus*/halhús kombinációjával etetett csoport egyedeinél a tömeg és a testhossz középértékei jelentősen magasabbak voltak. A fajlagos növekedési sebesség (SGR) 39,06%-kal volt nagyobb a *Gammarus*/halhús kombinációjával etetett csoport egyedeinél. A tápraszoktatás döntő pillanatának a 0,846 g testtömeg elérése bizonyult. Ekkor az ivadék már tápra szokott, és etethető csak pisztrángtáppal. A *Gammarus*/halhús kombinációjával etetett csoport kondíciófaktora 15,55%-kal volt nagyobb az *Artemia salina* nauplii/pisztrángtáppal etetett halak kondíciófaktoránál. A pozitív korreláció kisebb a testhossz-testtömeg viszonyában, és a kondíciófaktor értékei egyenletlen növekedésre utalnak a *Artemia salina* nauplii/pisztrángtáppal etetett halak csoportjában.

Introduction

Danube salmon (*Hucho hucho*) is an endemic fish species inhabiting rivers of the Danube drainage. This species is classified as a representative of salmonid fishes, family Salmonidae, in which there are three subfamilies, 11 genera and 66 species (Nelson 2007). Systematic position of this species is given in Table 1. In the *Hucho* genus, besides Danube salmon there are 4 more species: *Hucho perryi*, *H. bleekeri*, *H. ishikawae* and *H. taimen* (Lucas & Baras 2001).

Table 1. Systematic position of Danube salmon

| | |
|--------------|-------------------------------|
| Phylum | Chordata |
| Subphylum | Craniata |
| Superclassis | Gnathostomata |
| Classis | Actinopterygii |
| Subclassis | Neopterygii |
| Divisio | Teleostei |
| Subdivisio | Euteleostei |
| Superordo | Proacanthopterygii |
| Ordo | Salmoniformes |
| Familia | Salmonidae |
| Subfamilia | Salmoninae |
| Genus | <i>Hucho</i> |
| Species | <i>Hucho hucho</i> (L., 1758) |

Systematics according to Nelson, J. S. 2007

With the maximum recorded length of 1650 mm and weight of 60 kg this is one of the largest representatives of this family (Kottelat & Freyhof 2007). Danube salmon is differentiated from other members of family Salmonidae by: 180-200 scales in lateral line, absence of red dots and white margin on fins, dorsoventrally flattened head which length is 22-24% of standard body length, deeply cut-in caudal fin and proportionally large adipose fin (Kottelat & Freyhof 2007). Sexual dimorphism is not specially expressed, but during spawning period it is possible to determine gender by size of genital papilla and by darker coloration of males. Danube salmon life expectancy is approximately 20 years, and sexual maturity is reached at the age of 3-4 (males) or 4-5 (females). Spawning period is during March and April, with water temperatures reaching from 6-10 °C. Combination of temperature and photoperiod is main limiting spawning factor (Holčík et al. 1988). Within the Danube salmon, as with other Salmonid species, phylopatry is strongly expressed, thus, before the breeding season, they migrate upstream to the upper reaches of rivers or smaller tributaries of rivers in which they are found. During the breeding season pairs are formed and they make nests at 0.5-1.5 m depth (Holčík et al. 1988). Nests are made with fins movements and measure 1.2-3.0 m in diameter and 10-20 cm in depth (Kottelat & Freyhof 2007). Fecundity varies according to different authors. It averages to 1000 eggs per kilogram of body mass. Diameter of eggs depends on the female's age, so that it measures 4.26 mm in case of the 5 year old females, and 5.01 mm in case of the 7 year old females (Bartel et al. 1999). Danube salmon inhabits rivers and streams in upland areas (200-600 meters above sea level), which are characterized with a fast water flow, moderate temperature (usually up to 15 °C) and higher amount of dissolved oxygen (8-9 mg/l) (Simonović et al. 2011). Even though it is salmonid, Danube salmon is primarily piscivore during the adulthood and its ecological niche resembles that of large lowland water predators like pike (*Esox lucius* L., 1758) and pikeperch (*Sander lucioperca* (L., 1758)). In Serbia, Danube salmon is found in the rivers of western Serbia: Drina, Lim, Beli Rzav, Pobraćnica, Uvac, Vapa, Moravica and Đetinja (Mijović-Magdić 2007). Because of its size and life cycle, this species is under great anthropogenic pressure, and its populations are reducing in the whole natural distribution (Jungwirth 1979). The greatest influence on the populations drop have overfishing activities, dams built on the most rivers inhabited by Danube salmon, and pollution (Lelek 1987). Witkowski et al. (2013), state that habitat degradation, overfishing and pollution are the main threats for Danube salmon. Dams, usually constructed without a fish ladder, stop natural breeding migrations and irretrievably degrade natural habitats of Danube salmon. Because of relatively small depth at which this fish makes nest and long incubation period, approximately 300 day-degrees, fluctuating water level caused by dams poses a great threat for incubating eggs. Adult specimens are also easily visible and unwary during breeding period, meaning they are an easy target for poachers. Like all salmonids, Danube salmon is also extremely sensitive to pollution and there have been many massive dyings in last few decades caused by pollution.

Danube salmon is globally endangered and protected by the World and European conventions: IUCN (endangered - EN), Bern convention (Appendix III), EU Habitat directive (Anex II and IV). In Serbia, Danube salmon is protected by the Law of protection and sustainable use of fish fund ("Sl. glasnik RS", br. 36/2009) and its subordinate files. Order on protection and sustainable use of fish fund ("Sl. glasnik RS", br. 104/09) establish fishing ban between the 1st of March and 31st of August and issue minimal keeping length of 100 cm.

During the early juvenile stages, fish in the Salmonidae family are under great mortality rates (95% mortality during first 1-2 years of life is common). Combination of high fecundity of adults and mortality of juveniles in nature creates opportunity for high production of salmonid species by application of artificial breeding. Data concerning attempts of artificial reproduction in Europe date up to 14. century (Allendorf & Waples 1996). Today, artificial reproduction of Danube salmon is used as one of the conservation measures which have a goal in strengthening of natural populations and reintroduction to the habitats from where Danube salmon extirpated. Breeding season in wild is relatively short and ovulation period is not synchronized within the females in a population, which represents one of the bigger problems during the artificial reproduction. Consequently, there are low chances of capturing females that have ovulated and not spawned yet. This issue is solved by the use of carp pituitary for inducing ovulation (Jungwirth 1979). During the fry rearing, the greatest problem is provision of adequate fish food. Common trout food used at the start of active feeding can cause problems to fry because of their underdeveloped digestive tract.

The aim of this paper was to estimate efficiency of two feeding strategies using growth and condition parameters. In the first approach we used nauplii of *Artemia salina* and common trout food, and in the second we used *Gammarus* sp. and fish meat. In addition, our aim was also to determine the optimum fry size for habituation to common trout food.

Material and methods

Danube salmon fry used in this research were obtained from artificial propagation conducted during the April of 2011 within the project "Artificial reproduction of Danube salmon in aim of strengthening on natural population in the Drina River". Propagation and rearing were done on the fish farm "Perućac" in Perućac. In this experiment, 622 fish were used and kept in a controlled environment during the whole time of the experiment. Two groups were formed, the first group (D group) constituted of 572 fish which were fed with nauplii of *Artemia salina* (Linnaeus, 1758) and commercial trout feed made by Coppens (TroCo Crumble HE) granulated to 0.3-0.5 and 0.5-0.8 mm. The second group (L group) constituted of 50 fish which were fed using natural food. As the natural food, we used *Gammarus* sp. Linnaeus, 1758 caught in nearby stream and fish meat. Fish were monitored from 22nd of June until 14th of September in 2011. Experiment was conducted in elongated pools that measured 4 m in length, 0.3 m in width and 0.3 m in depth. Waterflow during the monitoring period was between 0.3 and 0.5 l/s. Physical and chemical parameters of water were also monitored during the experiment. Concentration of oxygen, saturation, and temperature were measured with WTW Oxi 340i/SET, conductivity was measured with Eutech Instruments Ecoscan Con5, while pH value was recorded using Eutech Instruments pH Tester10. In addition, amount of suspended solids (TSS), total organic carbon (TOC), nitrate concentration (NO₃), surfactants (SUR), biological oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) were measured using Secomam Pastel UV.

Photoperiod was 20 and 4 hours, light and dark respectively. Light period was from 04 until 00 hours. For the illumination, the Tungsram Daylight neon lamps of 20 W and 60 cm length were used, which were set at 35 cm from surface of water. Measured illumination was 1210 lx. The D group was fed every hour during the whole light period and L group was fed *ad libidum* 2-3 times per day.

Fish were measured every week between 22nd of June and 14th of September in 2011. The Weight and length measurements were conducted using caution because of the fish small

size. Weight was measured using scale KERN 440-47N, with the tolerance of ± 0.2 g.

Length was measured without a direct contact with fish based on method described by Sidek and Halawani (2010) using digital camera FujiFilm S6500fd and software Image. A reference length defined on ruler, and backcalculation over proportion were used to determine fish length. In the period between the 22nd of June and the 31st of August, average weight and length of fry in both groups were followed. Specific growth rate (SGR) was calculated weekly using formula by Boyer et al. (1994):

$$SGR=100[(\ln W_t-\ln W_0)/t]$$

where W_t represents weight of fish after t days expressed in grams (g), W_0 starting weight of fish expressed in grams (g), t number of days between two measurements

Condition factor was calculated using formula by Ricker (1975):

$$CF=(W/L^3)*100$$

where W represents weight of fish expressed in grams (g), L total length of fish expressed in centimeters (cm).

Relation between total length (L) and standard length (l) was calculated using formula:

$$L=a*l+b \text{ (in Microsoft Excel)}$$

Relation between weight (W) and total length (L) was tracked using formula by Tesch (1968):

$$W=a*L^b \text{ (in Microsoft Excel)}$$

Comparison of the two monitored groups was performed using software STATISTICA 10.0 and Student t-test of dependant pairs with the confidence interval of 95%.

Results and discussion

Fish farm where fry of Danube salmon were reared gets its water from an underground spring of the river Vrelo. Physical and chemical parameters didn't vary significantly during time period of the experiment and were matching for fry rearing (*Table 2*). Jungwirth et al. (1989) states that the best growth is achieved at the temperature of 16°C, while on fish farm "Trešnjica", successful rearing was achieved on the temperatures ranging from 10.5 to 14.0 °C (Mijović-Magdić 2007).

Table 2. Average values of water parameters in pools during the experiment

| t (C°) | [O ₂](mg/l) | [O ₂](%) | Con(μs) | pH | TSS | TOC | NO ₃ | SUR | BPK | HPK |
|--------|-------------------------|----------------------|---------|-----|------|------|-----------------|-----|-----|-----|
| 10.3 | 6.5 | 59 | 444 | 8.0 | <2.5 | <0.5 | 3.3 | 0.5 | <1 | 0.4 |

With the provided conditions on the fish farm, first eyed eggs were observed 23 days after the spawning and activation of eggs, and after 4 weeks first hatching occurred. Hatching lasted for two days (*Table 3*). Technology of rearing Danube salmon fry at this stage is not different from the technology used in rearing of other salmonid fry. After 48 days since fertilization, three days after the start of active swimming, fry were provided with nauplii of *Artemia salina*, which is in accordance with the data provided by Mijović-Magdić (2007).

Table 3. Dynamics of embryo development

| Development stage | Date | Days after fertilization | Day-degree after fertilization |
|-----------------------------|------------|--------------------------|--------------------------------|
| Fertilization | 10.04.2011 | 0 | 0 |
| Eyed stage | 02.05.2011 | 23 | 236.9 |
| First hatching | 07.05.2011 | 28 | 288.4 |
| Swim away | 23.05.2011 | 45 | 463.5 |
| Start of exogenous feeding | 26.05.2011 | 48 | 494.4 |
| Full resorption of vitellus | 01.06.2011 | 53 | 545.9 |

Two weeks after the start of feeding with nauplii, trout food Coppens (TroCo Crumble HE), with granulation of 0.3-0.5 mm, and later on 0.5-0.8 mm was introduced in the feeding strategy. On the 22nd of June, L group was separated from the rest of the fish, and the addition of *Artemia salina* in D group was continued until it stopped being effective. According to Mijović-Magdić (2007), it is safe to stop with nauplii feeding after 15 days from the start of exogenous feeding, while Jungwirth et al. (1989) states that on water temperature of 16 °C it is best to stop with nauplii feeding after 29 days from the start of exogenous feeding. Jungwirth et al. (1989) also reported that at that moment Danube salmon fry had an average weight of 0.750 g. De Verga & Bohm (1992) stated that digestive tract development is completed with formation of piloric caeca 28 days after the start of exogenous feeding. During this period, additional feeding with zooplankton is crucial, because it represents exogenous source of enzyme activity, which improves digestion of common food (Jungwirth et al. 1989). In accordance to the provided data, we tried to exclude nauplii from feeding strategy of D group between the 16th and the 20th of July. This resulted in stagnation of fry growth and in negative SGR recorded on 20th of July (Table 4.). After this *Artemia salina* nauplii were introduced back into the feeding protocol and used until the 24th of August (90 days from the start of exogenous feeding), since the measurements performed on the 15th and the 24th of August showed that nauplii don't affect fry growth in the D group (Table 4.). The 15th of August was taken as the date when nauplii stopped being effective because of the recorded reduction of SGR. Average weight at that moment was 0.846 g which is in accordance with the data stated by Jungwirth et al. (1989).

Table 4. Data of total length (L), weight (W) and specific growth rate (SGR) in the two test groups

| fertilisation days/ feeding days | measuring date month.day | L group L (mm) | L group W(g) | D group L(mm) | D group W(g) | L group SGR | D group SGR |
|-------------------------------------|-----------------------------|-------------------|-----------------|------------------|-----------------|----------------|----------------|
| 75/27 | 6.22. | 35,70 | 0,260 | 35,45 | 0,245 | 4,65 | 3,82 |
| 82/34 | 6.29. | 39,30 | 0,360 | 38,50 | 0,320 | 4,58 | 2,07 |
| 89/41 | 7.06. | 42,25 | 0,496 | 39,70 | 0,370 | 4,13 | 0,84 |
| 99/51 | 7.16. | 47,61 | 0,750 | 42,00 | 0,403 | 4,36 | 2,73 |
| 103/55 | 7.20. | 51,20 | 0,893 | 42,65 | 0,449 | 3,16 | -0,92 |
| 110/62 | 7.27. | 54,91 | 1,114 | 43,20 | 0,421 | 2,96 | 3,46 |
| 117/69 | 8.03. | 58,05 | 1,371 | 45,18 | 0,536 | 4,90 | 3,55 |
| 124/76 | 8.10. | 64,19 | 1,931 | 47,27 | 0,688 | 2,14 | 4,14 |
| 129/81 | 8.15. | 67,37 | 2,149 | 51,40 | 0,846 | 2,44 | 2,38 |
| 138/90 | 8.24. | 73,64 | 2,678 | 54,57 | 1,048 | 2,09 | 1,16 |
| 145/98 | 8.31. | 76,41 | 3,100 | 56,00 | 1,136 | | |

Comparing average values of total lengths (L) of L and D group, we can notice that with an increase in size, there is an increase in difference between these two groups in benefit of the group fed with the *Gammarus* sp./fish meet combination (Fig. 1.). Using Student's t-test of dependent pairs it was determined that the differences in lengths of the two groups are statistically significant ($t = 4.70$; $df = 10$; $p = 0.0008$). By comparing average values of weights (W) of L and D group, it can be observed that an increase in fry size is followed by an increase in the difference between these two groups (Fig. 2.). Significantly higher values were recorded again in the L group, which is also illustrated with the Student's t-test ($t = 3.89$; $df = 10$; $p = 0.0030$).

Comparison of specific growth rate (SGR) between the D and L group shows that SGR is constantly high and has positive value in the L group, while in the D group greater variations between measurements and even negative value in one occasion were recorded (Fig. 3.). If SGR is observed for the whole monitored period (W_t – weight at 31st of August, W_0 – weight at 22nd of June and $T=70$ days), growth rates of 3.18 and 1.97 were observed for the both

groups respectively. These data show that L group had 39.06% higher growth rate during the time period of the experiment.

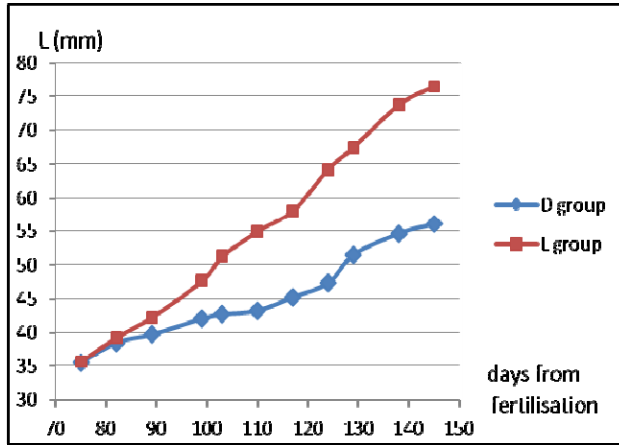


Fig. 1. Changes of total length (L) of both groups during the experiment

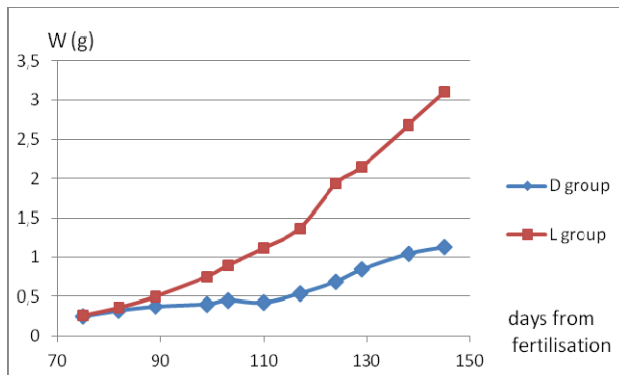


Fig. 2. Changes of weight in both groups (W) during the experiment

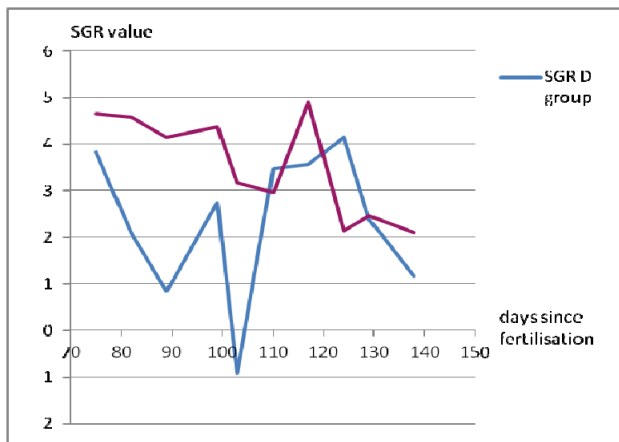


Fig. 3. Specific growth rate (SGR) during the experiment

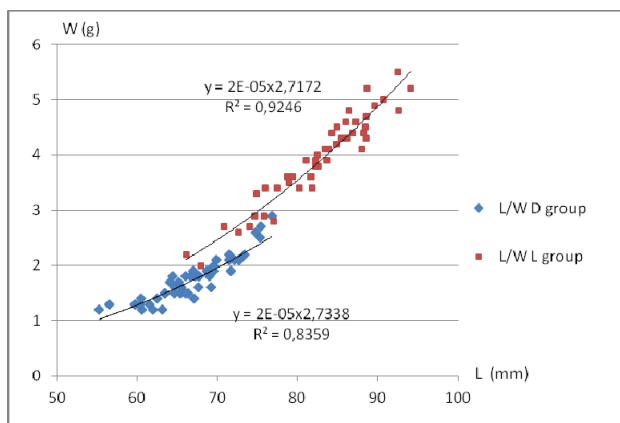


Fig. 4. Relation between total length (L) and weight (W) in D and L group

Interdependence between the total length (L) and weight (W) also shows a high mutual positive correlation in groups D and L. In both groups, b value is less than 3, pointing at the negative allometric growth (length growth is more expressed than weight growth). In D group slightly lower correlation between the total length and weight is observed ($R^2=0.8359$) in the group D, compared to the group L ($R^2=0.9246$). This could be a consequence of the weaker condition factor of D group (Fig. 4).

Table 5. Fulton condition factor parameters (CF) on the 14th of September 2011.

| | L group | D group |
|--------------------------|---------|---------|
| Average CF | 0.688 | 0.581 |
| Standard deviation | 0.045 | 0.053 |
| Coefficient of variation | 6.540 % | 9.122 % |

From this table it is visible that condition factor in L group is 15.55% higher. Presented data indicate that feeding strategy based on combination of *Gammarus* sp. and fish meat was more efficient than combination of *Artemia salina* and commercial trout food. Higher coefficient of variation in D group (9.122%) indicates an uneven condition in D group.

Conclusion

In the period between 22nd of June and the 31st of August observed average values of length and weight gains were significantly higher in L group (fed with combination of *Gammarus* sp. and fish meat) Though, since there were no replications of the treatments and in group D the number of individuals kept in the fish tank was much different from the number in group L the size differences at the end of the experiments may not only due to the feeding regime, but also to the experimental design. Specific growth rate was 39.06% higher in L group, which indicates better weight growth in this group. For transition to complete diet with commercial trout food, without addition of *Artemia salina*, weight of fingerlings was crucial, and in this experiment it was 0.846 g. Less positive correlation between weight and total length and higher value of coefficient of variation in D group indicates an uneven growth in fingerlings fed with *Artemia salina* and commercial trout food combination. Since condition factor in L group was 15.55% higher than in D group we conclude that feeding strategy based on *Gammarus* sp. and fish meat is more efficient than *Artemia salina* and commercial trout feed.

Acknowledgments

This study was supported by the Ministry of Education, Science and Technological Development of the Republic of Serbia (Grant No. 176020).

References

- Allendorf, F. W., Waples, R. S. (1996): Conservation and Genetics of Salmonid Fishes. p. 238–280. In: Avise, J. C., Hamrick, J. L. (Eds.): *Conservation Genetics: Case Histories from Nature*. Chapman & Hall, New York.
- Bartel, R., Bieniarz, K., Epler, P. (1999): The relationship between egg size, and the size and age of Danube salmon (*Hucho hucho* L.) females. *Archives of Polish Fisheries* 7/2: 221–226.
- Boyer, N. J., Van Toever, W., Jansen, M. E. (1994): Effect of photoperiod on growth of Arctic charr under commercial production conditions. *Progressive Fish-Culturist* 56: 44–46.
- De Verga, V., Bohm, J. (1992): The effect of freeze-dried zooplankton as a dry feed additive for Danube salmon (*Hucho hucho* L.) fry. *Aquaculture* 108/1–2: 155–168
- Directive 92/43/EEC. (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. – OJL, 206, 22.07.1992, 7–50.
- Holčík, J., Hensel, K., Nieslanik, J., Skácel, L. (1988): *The Eurasian Huchen, Hucho hucho. Largest Salmon of the World*. Joint edition published by Dr. W. Junk Publishers, Netherlands and VEDA, Bratislava.
- IUCN 2000. *IUCN Red List Categories*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland; Cambridge, UK.
- Jungwirth, M. (1979): Ovulation inducement in prespawning adult Danube salmon (*Hucho hucho*, L.) by injection of acetone-dried carp pituitary (cP). *Aquaculture* 17: 129–135.
- Jungwirth, M., Kossman, H., Schmutz, S. (1989). Rearing Danube salmon (*Hucho hucho* L.) fry at different temperatures with particular emphasis on freeze-dried zooplankton as dry feed additive. *Aquaculture* 77: 363–371
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Lelek, A. (1987): *Threatened Fishes of Europe*. Aula-Verlag, Wiesbaden. p. 118–122.
- Lucas, M.C., Baras, E. (2001). *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford, pp. 193.
- Mijović-Magdić, J. (2007): Savremeni status mladice *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758) u vodama Srbije i mogućnost kontrolisanog mresta i gajenja mlađi. Doktorska disertacija. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad
- Nelson, J. S. (2007): *Fishes of the World*. 4th ed. Department of Biological Sciences, University of Alberta, Edmonton, Canada. John Wiley & Sons, Inc. p. 199–204.
- Ricker, W. E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin* 191: 1–382.
- Sidek, Z. M., Halawani, S. M. (2010): Computer vision application in measuring fish length. *European Journal of Scientific Research* 45/1: 47–54.
- Simonović, P. D., Nikolić, V. P., Tošić, A. D., Marić, S. P. (2011): Length-weight relationship in adult huchen *Hucho hucho* (L., 1758) from Drina River, Serbia. *Biologia* 66/1: 156–159.
- Tesch, F. W. (1968): Age and growth. p. 93–120. In: Ricker, W. (Ed.): *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*. Oxford and Edinburgh.
- Witkowski, A., Bajić, A., Treer, T., Hegediš, A., Marić, S., Šprem, N., Piria, M., Kapusta, A. (2013): Past and present of and perspectives for the Danube huchen, *Hucho hucho* (L.), in the Danube basin. *Archives of Polish Fisheries* 21: 129–142.

Authors:

Aleksandar BAJIĆ (aleksandar.bajic@dbe.uns.ac.rs), Sándor SIPOS (sandor.sipos@dbe.uns.ac.rs), Ljubomir PEJČIĆ, Ferenc DEMÉNY, Solt SOKORAY-VARGA, Tamás MÜLLER, Branko MILJANOVIĆ



First record of the invasive Caucasian dwarf goby – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – in Serbia

Az invazív kaukázusi törpegéb – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – első észlelése Szerbiában

Á. Harka¹, Zs. Szepesi², A. Bajić³, S. Sipos³

¹Hungarian Ichthyological Society, Tiszafüred, Hungary

²Omega Audit, Eger, Hungary

³University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of biology and ecology, Novi Sad, Serbia

Keywords: invasive fish species, spreading, identification, Tisa

Kulcsszavak: invazív halfaj, terjeszkedés, azonosítás, Tisza

Abstract

The original distribution of Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) is the marine and brackish water habitat types of coastal areas, but also common in the lower, estuarine reaches of rivers. The first record of the species in the Carpathian Basin was in the Hungarian section of the River Szamos in 2009. The Caucasian dwarf goby had become a species of mass occurrence in the Lake Tisza reservoir located at the middle section of the River Tisza in 2013. The fast downward spread had been detected, so it was occurred from the the lower section of the River Tisza at the Serbian border. We collected the first specimens in the Serbian river sections at Senta and Kanjiža in March 2015. As a result of our collection at the Vojvodinan reach of the River Tisza can be stated that a new invasive goby species had naturalized in Serbia and its further spreading can be expected.

Kivonat

A kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) eredetileg a tengerek partközeli vizeiben és a betorkolló folyók alsó szakaszain él. Ezt a fajt a Kárpát-medencében először Magyarországon mutatták ki 2009-ben a Szamosban, majd 2013-ban tömegesen elszaporodott a Tisza középső szakaszán lévő Tisza-tó víztározóban. Innen gyorsan terjedt lefelé, 2015 elején már a Tisza alsó szakaszán, a szerb-magyar határnál is előkerült. Szerbiában 2015 márciusában Zentánál és Magyarkanizsánál gyűjtöttük az első példányokat. A Tisza vajdasági szakaszán folytatott gyűjtéseink eredményeként megállapítható, hogy egy új invazív gébfaj honosodott meg Szerbiában, amelynek további terjedése várható.

Introduction

One of the characteristic processes in the fish faunistics has been the spreading of Ponto-Caspian gobies in Europe in the last few decades (Harka & Bíró 2007, Halasi-Kovács & Antal 2011). This paper, regarding the appearance of Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*), represents a unique type of spreading of a goby species. This species appeared in Serbia not from the lower reaches of the Danube, but from the upper part of the Tisa River.

Miller et al. (2004) stated that Caucasian dwarf goby is indigenous in the Caspian, Black, Azov and Aegean Seas and also the marine and brackish waters of the Greek coasts. It also occurs in estuarine freshwaters falling into the seas mentioned above. The species has been also described from the eastern coast of the Adriatic Sea (Kovačić & Pallaoro 2003), wherefrom only the Adriatic dwarf goby (*Knipowitschia panizzae*) had been recorded previously. The difficulties of the differentiation between these two species are discussed by Ahnelt et al. (1995), Kovačić & Pallaoro (2003) and Harka & Halasi-Kovács (2014).

Caucasian dwarf goby also appeared in rivers far from coastal regions (Gabrielyan 2001). Also there were specimen caught in Ukraine both in the River Dnieper near

Zaporizhia, 380 kilometers from the delta in 2007, and in the Severskiy, Donets river drainage in 2009, 1000 kilometers from delta in the Azov Sea (Shandikov et al. 2009).

The first specimen of *K. caucasica* was recorded in the Carpathian basin in 2009, from the Hungarian section of the River Szamos, near the Romanian border (Halasi-Kovács et al. 2011). Its persistence population was observed in the reservoir of Lake Tisza (middle section of the River Tisa) at Tiszafüred (Harka et al. 2012, Papp et al. 2014). The result of the systematic monitoring of this species in the River Tisa system in 2014 indicated that the Caucasian dwarf goby has not evolved stable populations neither in the River Tisa, nor in its tributaries upstream from Lake Tisza (e.g. Szamos, Eger, Laskó, Zagyva). As a result of this the upstream spreading of the Caucasian dwarf goby is very slow, while downstream spreading is extremely rapid, with a minimum of 85 kilometers per year. Until March of 2015 it has even reached the Hungarian-Serbian border (Harka et al. 2015) and its presence is continuous on this 233 km section of the River Tisa.

Material and methods

Based on Hungarian studies it was possible to assume that Caucasian dwarf goby is also present in the Serbian section of the River Tisa. To confirm this, a shallow, sandy bank of the river, near Senta and Kanjiža, were explored on 22nd March 2015. The first sampling site was located at the 123.5 rkm on the left bank of the River Tisa (N45°55'53.5" E020°05'48.9"), with the sampling length of 132 m. The second sampling site was located near Kanjiža, at 149 rkm (N46°04'09.7" E020°03'58.5") on the right bank, with the sampling length of 52 m. The water was not deeper than one meter at both sampling sites. Samples were collected using a 1x1 meter net with mesh size of 5x5 mm.

Two specimens of *K. caucasica* were sampled on each location, four in total. The fish were transported alive to the Laboratory for Hydrobiology at the Department of Biology and Ecology in Novi Sad. After measuring and photographing procedures, fish were fixated in 96% ethanol. Standard (SL) and total (TL) length of fish were measured up to 0.01 mm accuracy, and weight (W) up to 0.1 g accuracy on a laboratory measuring scale.

The Hungarian experience was used for the identification of species and the distinction from the monkey goby juveniles. Taking into consideration that the colors of Caucasian dwarf goby and monkey goby juveniles are quite similar, it is important to mention the characteristics that can help during quick field identification. If Monkey goby is observed laterally, below its median body line rectangle stripes can be observed, while the Caucasian dwarf goby has vertical irregular stripes on its median body line. If observed dorsally, juveniles of monkey goby have 5-7 stripes between dorsal and caudal fin, in shape of the letter X (actually those are 4-4 dots with pale stripes between them). On the other hand, Caucasian dwarf goby has one longitudinal stripe (Harka et al. 2015).

Results and discussion

Among the four Caucasian dwarf goby specimens one female and three males were counted. Their total length ranged between 32.1 mm and 34.2 mm, while their standard length ranged from 26.8 mm to 29.5 mm. The weight of the fish was 0.3 g.

The collected living specimens can be described as follows. The body sides are covered with scales from the base of the pectoral fin to the origin of the caudal fin however the back of the head and the dorsal side are naked approximately to the end of the first third part of the base of the second dorsal fin. The pale gray ground colour has a yellowish nuance in the head region and a greenish nuance beneath the dorsal fins. The back is dappled with dark grey netlike markings, while the body sides are ornamented with various sized dark spots of indistinct outlines. These spots are more pronounced in the males appearing as short transversal stripes tapering in their upper and lower end (*Fig. 1.*), but the dark pigmentation is more pronounced on the conserved specimens than on the live ones.



Fig. 1. *Knipowitschia caucasica* (♂, total length 32.5 mm) sampled in the Serbian section of the River Tisa (Photo: Sándor Sipos)

At the end of the first dorsal fin of the males there is a dark spot, sometimes showing yellowish or bluish colouring. There are dark transversal stripes on the dorsal fins visible also on living specimens. Their number is mainly 3-4 on the first dorsal fin, while it varies 3 to 5 on the second one. There can be identified at least five transversal rows of spots on the caudal fin. The pectoral fin, the pelvic disc and anal fin are weakly pigmented on the males but not pigmented on the females. The ventral side of the males is gray from the top of the lower jaw to the first membrane of the pelvic disc, while in females only the top part of the lower jaw is pigmented. In living females when full of eggs the pectoral region and part of the ventral region show orange colouring but it disappears during conservation. The posterior edge of the operculum in the side of the throat is of silver colouring on both sexes. Generally this spot on males is larger and also the region of the pectoral fins may show similar glistening.

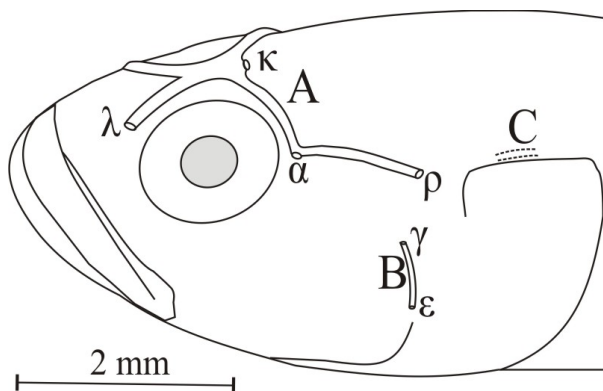


Fig. 2. Cephalic sensory canals

The lateral line system and sensory pores on the head is considered as important taxonomical features of the gobies. The anterior oculoscapular canals (Fig. 2A: *canalis oculoscapularis anterior* with λ , κ , α and ρ pores), and the preopercular canals (Fig. 2B: *canalis preopercularis* with γ and ϵ pores) were in accordance to the Fig. 2. The posterior oculoscapular canal is present as furrow on each four sampled specimens, without any visible pores. On these locations dark pigmentation dots are absent (Fig. 2C: furrow in place/instead of *canalis oculoscapularis posterior*).

Basic meristic parameters are shown in *Table 1*, according to Harka et al. (2013).

Table 1. The meristic features by Harka et al. (2013)

| Meristic features | Minimum | Maximum | Mean | St. deviation |
|---------------------------------------|---------|---------|------|---------------|
| Number of first dorsal fin rays (D1) | 6 | 7 | 6.1 | 0.3162 |
| Number of second dorsal fin rays (D2) | 8 | 10 | 8.9 | 0.5676 |
| Number of anal fin rays (A) | 8 | 9 | 8.7 | 0.4830 |
| Number of pectoral fin rays (P) | 14 | 15 | 14.8 | 0.4216 |
| Scales in lateral series (LL) | 32 | 36 | 33.1 | 1.2867 |
| Scales in transverse series (TR) | 7 | 9 | 7.7 | 0.6749 |

Based on the collected data in the section of the Tisa at Vojvodina it can be concluded that a new invasive representative of Gobiidae family has been acclimated in Serbia, and its further spreading can surely be expected.

Acknowledgments

This study was supported by the Ministry of Education, Science and Technological Development of the Republic of Serbia (Grant No. 176020). The authors would like to give their thanks to Tamara Dulić for her help during the sampling.

References

- Ahnelt, H., P. G. Bianco, H. Schwammer (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.
- Gabrielyan, B. K., (2001): An annotated checklist of freshwater fishes of Armenia. *Naga ICLARM Q.* 24(3/4): 23–29.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L. (2011) Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104(3–4): 120–128.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L., Nagy, S. A. (2011): First record of a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Harka, Á., Bíró, P. (2007): New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? *Electric Journal of Ichthyology* 1: 1–14.
- Harka, Á., Halasi-Kovács, B. (2014): Is a suitable character the presence or absence of the posterior oculoscapular canal for distinguishing between *Knipowitschia caucasica* and *K. panizzae* species (Pisces, Gobiidae)? *Pisces Hungarici* 8: 107–109.
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.) *Halászat* 105/2: 17.
- Harka, Á., Šanda, R., Halasi-Kovács, B. (2013): 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 (in Hungarian). *Pisces Hungarici* 7: 5–11.
- Harka Á., Szepesi Zs., Sallai Z. (2015): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 9: 19–30.
- 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., Vasil'eva, E. V., Economou, A. N. (2004): *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916). pp. 342–364. In: Miller, P. J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe* 8. Gobiidae 2. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Papp G., Péter G., Halasi-Kovács B. (2014): A halközösség struktúrájának sajátosságai a Tisza-tó különböző élőhelyein. *Pisces Hungarici* 8: 51–60.
- Shandikov, G. A.; Kryvokhyzha, D. V.; Slipko, I. V. (2009): A first record of the Caucasian dwarf goby, *Knipowitschia caucasica* (Teleostei, Perciformes, Gobiidae), in the Siverskiy Donets River drainage, Ukraine. *Vestnik Zoologii* 43/4: 368–377.

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Zsolt SZEPESI, Aleksandar BAJIĆ, Sándor SIPOS (sandor.sipos@dbe.uns.ac.rs)

A Magyar Haltani Társaság 2014. évi működéséről

Egyesületünk taglétszáma az év során 124-ről 128-ra nőtt. A szavazati joggal bíró rendes tagok száma 115, a pártoló tagoké 13. Működésünk anyagi, tárgyi és személyi feltételei rendezettek. Az egyesületi feladatokat minden tagunk önkéntesen, díjazás nélkül látja el.

Az évet – immár hagyományosan – az év hala választás eredményének január elsejei közzétételével indítottuk. Sajtóközleményünket számos médium átvette, s ennek hatására több rádióriportban és a közszolgálati televízióban is lehetőséget kaptunk őshonos halaink népszerűsítésére. Ismeretterjesztő cikkeinket egyebek mellett az Élet és Tudomány, a Természetbúvár, a Halászat, valamint a nagyváradi és újvidéki magyar sajtó is közölte.

A társaságunktól ez évben kért két ismeretterjesztő előadás egyike is az év haláról szólt, a másik a Tisza-tó élővilágáról. Tiszafüred Város Önkormányzata támogatásával, ugyancsak ismeretterjesztő céllal jelent meg az a füzet, amely félszáz színes fotóval illusztrálva mutatja be hazánk második legnagyobb vízterének halvilágát (Harka Ákos–Csiki Anetta: A Tisza-tó halai), s közreműködtünk a NÉBIH két halismertető kiadványának elkészítésében is.

Három éve bevezetett szolgáltatásunkat, melynek keretében beküldött fényképek alapján segítünk azonosítani a fogott halakat, mind többen veszik igénybe, s azokat a közérdeklődésre számot tartó kérdéseket és válaszokat, amelyek a honlapunkra is fölkerülnek, szívesen böngésgzetik a látogatók.

Honlapunk 2013 januárjában indított rejtvényoldala is őrzi népszerűségét. Halfelismerő játékunkban 7 országból 109 érdeklődő vett részt, s havonta átlag 53 megoldás érkezett be. Tizenkilenc olyan versenyző akadt, aki mindegyik fordulóban részt vett, s közülük tizenketten minden alkalommal hibátlan választ adtak. Utóbbiak valamennyien könyvjutalmat nyertek.

Egészében nézve is elégedettek lehetünk a honlapunk iránti érdeklődéssel, hiszen 2011. augusztus 23-i megújításától 2014 végéig 130 országból 72 ezren látogatták meg. Mégis úgy éreztük, tovább kell szélesítenünk kapcsolatainkat, ezért fiatal kollégáink közreműködésével létrehoztuk a társaság Facebook-oldalát, amely egyre népszerűbb.

Tudományos téren az év legfontosabb eseményét a Magyar Haltani Konferencia jelentette számunkra, amely az általunk rendezett valamennyi konferencia beszámításával a tízes sorszámot kapta. A tiszafüredi művelődési házban tartott kétnapos rendezvényen 28 előadás és 6 szóbeli poszterbemutató hangzott el. A nyolcvan főnyi hallgatóság zömét hazai szakemberek adták, köztük a halgazdálkodás felső szintű vezetői, de voltak lengyel, szlovák, ukrán és romániai résztvevők is.

A konferencián bemutatott előadások anyagából számos dolgozat készült. A lektorok által közlésre javasolt kéziratok a Pisces Hungarici 8. kötetében jelentek meg. A részben magyar, részben angol nyelvű kiadványt – társaságunk tagjain túlmenően – mintegy 50 közintézmény és könyvtár címére is ingyenesen juttattuk el.

A Halászat folyóirat részünkre biztosított rovatában társaságunk tagjai az év során 17 rövidebb írással jelentkeztek. Ezeket a közleményeket – magyarul és angolul – a honlapunk Hírek (News) oldalán is elérhetővé tettük.

Társaságunk növekvő társadalmi presztízsének és eddigi tevékenységünk elismerésének jele, hogy a Földművelésügyi Minisztérium partnerséget ajánlott fel számunkra. A megtisztelő felkérést elnökségünk jóváhagyta, így a MOHOSZ, a MAHAL és a MASZ mellett társaságunk a negyedik civilszervezet, amelynek véleményét már a halainkkal kapcsolatos jogszabályok tervezési fázisában kikérik a szakigazgatási szervek.

Az év legjelentősebb ismeretterjesztő akciójaként október elején hirdettük meg a 2015-re vonatkozó év hala választást, amelyre nagyon sok munkával ugyan, de négyezernél több szavazót sikerült mozgósítanunk. 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 családnévet kiírjuk, az egyéni névnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg. Társszerzőként csak olyan személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult. (12-es betűméret, balra igazítva)

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

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

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

Abstract

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

Kivonat

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

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

Bevezetés vagy Introduction

Anyag és módszer vagy Material and methods

Eredmények vagy Results

Értékelés vagy Discussion

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

Szöveg. A betűméret 9,5 pontos legyen. A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzása 0,5 cm, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be 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 nagyköjtőjelet (-) tegyünk (8-as betűméret).

Mintaként a továbbiak szolgálnak.

Tudományos közlemény:

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

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

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

Könyv:

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

Könyvrészlet:

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

Internetről letölthető anyag:

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

Ha szerző, esetleg cím sincs megadva:

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

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

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

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

A dolgozat legvégén

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

A kéziratok benyújtása

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

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