

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS VII



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2013**

Pisces Hungarici
a Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványa

Szerkesztő:
HARKA Ákos

HU ISSN 1789-1329

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society

Editor:
Ákos HARKA
harkaa2@gmail.com

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László

Szerkesztőbizottság/Drafting committee:

BÍRÓ Péter	JUHÁSZ Lajos
ERŐS Tibor	NAGY Sándor Alex
GUTI Gábor	PINTÉR Károly
GYÖRE Károly	SPECZIÁR András
TAKÁCS Péter	

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	HARKA Ákos	SALLAI Zoltán
BOROS Gergely	JÓZSA Vilmos	SPECZIÁR András
CSÁNYI Béla	JUHÁSZ Lajos	STÜNDL László
CSENGERI István	KESERŰ Balázs	SZEPESI Zsolt
ERŐS Tibor	LENGYEL Péter	TAKÁCS Péter
GUTI Gábor	MÜLLER Tamás	TÓTH Balázs
GYÖRE Károly	NAGY Lajos	WILHELM Sándor
HALASI-KOVÁCS Béla	NAGY Sándor Alex	ZALAI Tamás
	PINTÉR Károly	

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2013

Tartalom

HARKA Á., R. ŠANDA, HALASI-KOVÁCS B.: Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb [<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)] megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei	5
SALLAI Z.: A Marcal és a Torna halfaunájának regenerációja a 2010. évi vörösiszap-szennyeződést követően	13
GYÖRE K., JÓZSA V., GÁL R.: Rákvarsák alkalmazásának lehetősége a vízfolyások partszegélyi halközösségének vizsgálatára	27
KERESZTESY K., FARKAS J., SEVCSIK A., TÓTH B., VAD Cs. F., WEIPERTH A.: Élőhely-rehabilitáció hatása az ócsai Öreg-turján halfaunájára	37
SZEPESI Zs., HARKA Á.: A bolgár törpecsfk (<i>Sabanejewia bulgarica</i>) élettartama és növekedése a Tarnában jelölés-visszafogási adatok alapján	45
SZENDŐFI B.: Néhány adat a menyhal nyári aktivitásáról és táplálkozásáról akváriumi megfigyelések és gyomortartalom-vizsgálatok alapján	53
POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G.: Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban	57
ÁCS B., SPECZIÁR A., BOCZONÁDI Zs., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Az angolna (<i>Anguilla anguilla</i> L.) táplálkozása a Balaton parti övében	65
KATI S., MOZSÁR A., ÁRVA D., COZMA N. J., CZEGLÉDI I., ANTAL L., ERŐS T., NAGY S. A.: Az amurgéb (<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877) egy álló- és egy folyóvízi populációjának táplálkozásökológiai vizsgálata	73
HARKA Á., SZEPESI Zs.: A halfauna vizsgálata a kelet-magyarországi Eger-patak vízrendszerén	85
MOZSÁR A., BOROS G., BOROS T., ANTAL L., NAGY S. A.: A foszfor- és a lipidtartalom, valamint a kondíciófaktor összefüggése és szezonális változása három halfaj példáján.....	97
WEIPERTH A., STASZNY Á., FERINCZ Á.: Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Töréneti áttekintés	103
TÓTH N., LUPSÁN R., JUHÁSZ P., GYÜRE P., JUHÁSZ L.: A halállományt veszélyeztető kárókatona (<i>Phalacrocorax carbo</i>) állományának alakulása a Hortobágyi Halgazdáság területén	113
TELCEAN, I. C., D. CUPŞA: A paduc – <i>Chondrostoma nasus</i> (LINNAEUS, 1758) – új és különös élőhelytípus-használata a Körös alsó vízrendszerében (ÉNy-Románia) ...	119
HAJDÚ, J., L. PEKÁRIK, J. KOHOUT, A. KOHOUTOVÁ, J. KOŠČO: A Rima vízgyűjtőjének halfaunája	125
ŠKOVRA NOVÁ, L., J. KOŠČO, J. KOČISOVÁ, L. ŠMIGA: A Torysa (Tarca) folyó halfaunája két tervezett kis vízerőmű szelvényében	133
FARSKÝ, M., J. HAJDÚ, L. PEKÁRIK, J. KAUTMAN: A lénai tok (<i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869) megjelenéséről a Duna szlovák–magyar szakaszán	139
TELCEAN, I. C., D. CUPŞA: A halfauna drasztikus csökkenése a Nagyvárad melletti Püspökfürdő termáltavában	141
A Magyar Haltani Társaság 2012. évi működéséről	143
A Magyar Haltani Társaság tagjai	145
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői részére	151

Contents

HARKA Á., R. ŠANDA, HALASI-KOVÁCS B.: Appearance of a new invasive gobiid species in the Tisza river: the Caucasian dwarf goby [<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)], and first results of morphological and genetic study of the population	5
SALLAI Z.: The regeneration of the fishfauna of the Marcal river and Torna stream after redmud-pollution in 2010	13
GYÖRE K., JÓZSA V., GÁL R.: The possibility of using crayfish traps for sampling littoral fish assemblages of water courses	27
KERESZTESY K., FARKAS J., SEVCSIK A., TÓTH B., VAD Cs. F., WEIPERTH A.: Effects of habitat rehabilitation on the fish fauna of the Öreg-turján peatland at Ócsa	37
SZEPESI Zs., HARKA Á.: Lifespan and growth of <i>Sabanejewia bulgarica</i> in River Tarna (Hungary) based on mark-recapture data	45
SZENDŐFI B.: Some data of the summer activity and nutrition of burbot based on aquarium observations and analyses of their belly contents	53
POTYÓ I., WEIPERTH A., GUTI G.: Diurnal changes in samples of electrofishing in the Danube section upstream of Budapest and its tributaries	57
ÁCS B., SPECZIÁR A., BOCZONÁDI Zs., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Feeding of European eel (<i>Anguilla anguilla</i> L) in the littoral zone of Lake Balaton	65
KATI S., MOZSÁR A., ÁRVA D., COZMA N. J., CZEGLÉDI I., ANTAL L., ERŐS T., NAGY S. A.: Feeding ecology of Amur sleeper (<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877) in a lotic and lentic habitat in Hungary	73
HARKA Á., SZEPESI Zs.: Investigation of the fish fauna in the drainage system of the Eger Brook (Eastern Hungary)	85
MOZSÁR A., BOROS G., BOROS T., ANTAL L., NAGY S. A.: Seasonal variations and relationships of phosphorus content, lipid content and condition factor of three fish species	97
WEIPERTH A., STASZNY Á., FERINCZ Á.: Occurrence and spread of non-native fish species in the Hungarian section of River Danube – A Historical review	103
TÓTH N., LUPSÁN R., JUHÁSZ P., GYÜRE P., JUHÁSZ L.: The population of the Great Cormorant (<i>Phalacrocorax carbo</i>) endangering the fish stock in the Hortobágy Fish Farm Co.	113
TELCEAN, I. C., D. CUPȘA: A new and peculiar habitat type used by – <i>Chondrostoma nasus</i> (LINNAEUS, 1758) – in the lowland Crișuri River drainige (NW-Romania) .	119
HAJDÚ, J., L. PEKÁRIK, J. KOHOUT, A. KOHOUTOVÁ, J. KOŠČO: Ichthyofauna of Rimava River basin	125
ŠKOVROVÁ, L., J. KOŠČO, J. KOČIŠOVÁ, L. ŠMIGA: Ichthyofauna of Torysa River in stream profiles of planned small hydroelectric power plants	133
FARSKÝ, M., J. HAJDÚ, L. PEKÁRIK, J. KAUTMAN: On the occurrence of the Siberian sturgeon (<i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869) in Slovak–Hungarian section of the Danube	139
TELCEAN, I. C., D. CUPȘA: The drastically decline of fishfauna in thermal lake "Baile 1 Mai" (Baile Episcopale, Bihor County, Romania)	141
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2012	143
Members of the Hungarian Ichthyological Society	145
Guide for authors of the Pisces Hungarici	151



Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei

Appearance of a new invasive gobiid species in the Tisza river: the Caucasian dwarf goby – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916), and first results of morphological and genetic study of the population

Harka Á.¹, R. Šanda², Halasi-Kovács B.³

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²National Museum, Prague

³Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas

Kulcsszavak: Tisza-tó, feji érzékelőcsatornák, citokróm-*b*, Fekete-tenger, terjedés

Keywords: Tisza-tó reservoir, cephalic sensory canals, cytochrome-*b*, Black Sea, spreading

Abstract

In May 2012 appearance of a fish species was observed in the Tisza-tó (Kisköre reservoir) near Tiszafüred that prior to that had not been known from the Tisza river. On the basis of morphological examination of ten specimens as well as genetical examination of two specimens it was proved that the new species inhabiting the river is the Caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) of ponto-caspian origin. In the case of the population found on the new locality – in opposition to the majority of populations of the species – the posterior oculoscapular canal can be seen as furrow. It confirms that the presence of this canal – an important aspect in the keys actually used – is not suitable for partition of the species. The local population probably originates from the stock inhabiting the Black Sea to which shows the closest genetic relation. It might come to the Tisza river through the lower reaches of the Danube, similarly like the tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) and the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*), but on the basis of detection of the species in the Szamos river in 2009 the spreading from the upper reaches of the water catchment area be supposed.

Kivonat

2012 májusában egy olyan halfaj megjelenését észleltük a Tisza-tó (Kiskörei-víztározó) tiszafüredi szakaszán, amely a Tiszából korábban nem volt ismert. Tíz példány morfológiai és két példány genetikai vizsgálata alapján bebizonyosodott, hogy a folyó új halfaja a ponto-kaspikus elterjedésű kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*). A lelőhelyen talált populációnál – ellentétben a fajba tartozó populációk többségével – a hátsó okuloszkapuláris csatorna helyén csupán egy árok található. Ez megerősíti, hogy e csatorna megléte – ami a jelenleg használatos határozókulcsokban fontos alternatíva – nem alkalmas a faj elkülönítésére. A helyi populáció a faj Fekete-tengerben élő állományából származhat, mert genetikailag ehhez áll a legközelebb. Nem kizárt, hogy a tarka gébhez (*Proterorhinus semilunaris*) és a folyami gébhez (*Neogobius fluviatilis*) hasonlóan a Duna alsó folyása felől érkezett a Tiszába, de a 2009. évi szamosi észlelés alapján feltételezhető, hogy a vízgyűjtő felső szakaszáról terjed.

Bevezetés

2012. május 25-én a Tisza-tó tározóterének tiszafüredi partszakaszán (1. ábra: 2) egy olyan halfaj került elő, amely a Tiszából korábban nem volt ismert. Az ezt bejelentő rövid hír szerint (Harka et al. 2012) valószínűleg itt is az a kaukázusi törpegébként (*Knipowitschia caucasica*) azonosított faj jelent meg, amelynek a Kárpát-medencéből eddig csupán egyetlen példányát fogták 2009-ben a Szamosból (1. ábra: 1) (Halasi-Kovács et al. 2011, Halasi-Kovács & Antal 2011).

A törpegébkere vonatkozó szakirodalom alapján (Miller 1972, 1986, 2004, Economidis & Miller 1990, Ahnelt et al. 1995, Kovačić & Pallaoro 2003, Kottelat & Freyhof 2007) a faj

azonosítása külső morfológiai bélyegek alapján nem teljesen egyértelmű, ezért igyekeztünk több egyed adatait figyelembe venni, két példány esetében pedig genetikai vizsgálatra is sor került. Dolgozatunk ezeknek az eredményéről számol be.

Anyag és módszer

A morfológiai vizsgálat anyagát 10 adult halpéldány alkotta, amelyeket 2012. május 26-án Tiszafürednél gyűjtöttünk a Tisza-tó tározóterének sekély, homokos, helyenként kissé iszapos aljzatú, részben szubmerz hínár-növényzettel benőtt parti övéből. A halakat 3 napon át 4,5 százalékos formalinban rögzítettük, majd egynapi 20 és 50 százalékos alkoholban tartás után végül 70 százalékos alkoholban konzerváltuk.

Megfigyeléseinket és méréseinket az alkoholos preparátumokon végeztük. A feji oldalvonalrendszert, az úszókat, a pikkelyezettséget és a test egyéb jellegzetességeit binokuláris sztereomikroszkóppal vizsgáltuk. A hosszmeretek felvételéhez századmilliméter pontosságú digitális tolómérőt, a testtömeg meghatározásához századgramm pontosságú digitális táramérleget használtunk.

A csigolyaszámot egy, a korábbi lelőhelyen 2012. június 4-én fogott friss példány preparálásával állapítottuk meg, miután egyperces főzést követően a lágy részeket a gerincoszlop mindkét oldaláról eltávolítottuk. A vizsgált egyedek faji azonosításánál elsősorban Miller (1986, 2004), Economidis és Miller (1990), Ahnelt és munkatársai (1995), valamint Kovačić és Pallaoro (2003) dolgozatait vettük figyelembe. A merisztikus bélyegek elnevezéseinek Miller (1988) munkáját vettük alapul, az oldalvonalrendszer elnevezéseit és jelöléseit Miller (1986) munkájából vettük át.

Genetikai azonosítás céljára hat példányt konzerváltunk 96%-os alkoholban, ezek közül – a prágai Nemzeti Múzeum és a dél-koreai MacroGen Service Centre Ltd. segítségével – két példány vizsgálata történt meg. A *Knipowitschia*-populációk között fennálló rokonság kimutatása a mitokondriális citokróm-*b* génjének elemzésével történt (1. táblázat).



1. ábra. A *K. caucasica* lelőhelyei
Fig. 1. Localities of the *K. caucasica*

1. táblázat. Az elemzéshez felhasznált példányok eredete
Table 1. The origin of sample specimens analysed in the study

Faj <i>Species</i>	Eredet <i>Origin</i>	Ország <i>Country</i>	Haplotípusok <i>Haplotypes</i>	Haplotípusok kódja <i>Code of the haplotypes</i>
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Tisza	Magyarország	2	Tisza1, Tisza2
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Duna-delta	Románia	2	Románia1, Románia2
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Burgas	Bulgária	1	Bulgária1
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Agca-Koca	Törökország	2	Törökország1; Törökország2
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Evros	Görögország	1	Evros1
<i>Knipowitschia caucasica</i>	Loudias	Görögország	1	Loudias1
<i>Knipowitschia thessala</i>	Pinios	Görögország	1	–

A DNS-t a farokúszóból vontuk ki, genomikus DNS Mini Kit alkalmazásával (GENEAID), követve a gyártó utasításait. A citokróm-*b* gén erősítéséhez GluF és ThrR primereket alkalmaztunk (Machordom & Doadrio 2001). A polimeráz-láncreakciók (PCR) során a végső 25 µl reakcióelegyben 1,5 µl DNS-templát, 12,5 µl preparált PPP master mix (TOP BIO),

0,65 µl az egyes primerekből (10 µM) és 9,7 µl desztillált víz (dd H₂O) volt. A citokró-m-erősítése a következő módon történt: kezdeti inkubáció 180 másodpercen keresztül 94 °C-on, majd 35 ciklus 45 másodpercig 94 °C-on, 90 másodpercig 48 °C-on és 105 másodpercig 72 °C-on. A láncképzést 72 °C-on végzett hétperces végső fázis zárta. Az így nyert PCR-termék tisztítása etanolos kicsapással történt. A szekvenálást a dél-koreai Macrogen Service Centre Ltd. végezte. A génszekvenciákat a BioEdit v.5.0.9 program segítségével hasonlítottuk össze (Hall 1999).

A minták lelőhelyeit az 1. táblázat tartalmazza. Egy további, ismeretlen eredetű kaukázusi törpegéb génszekvenciáját a GenBank adataiból töltöttünk le (FJ526796). Távlatbbi rokonfajként egy *Pomatoschistus minutus* (FJ526776) szekvenciáját használtuk fel. Az összevetett bázispárok száma 1140 volt. A szekvencaadatok elemzése előtt jModelTest 0.1.1 (Posada 2008) program segítségével határoztuk meg a nukleotidhelyettesítés legjobban illeszkedő modelljét. Az Akaike információs kritérium (AIC) alapján a TIM3+I modellt választottuk. A vizsgált populációk filogenetikai kapcsolatának meghatározásához a Bayes-formulát (BI) használtuk, a Bayes-féle dendrogram elkészítése a MrBayes v. 3.0 (Huelsenbeck & Ronquist 2001) program segítségével történt. Két futtatást végeztünk párhuzamosan – négy-négy Monte Carlo Markov láncsal – 1 000 000 generációra, 100 generációnkénti mintadendrogramokkal. Ezeknek az első 20%-át elvetettük, a maradék felhasználásával 50%-os konszenzusedndrogramot szerkesztettünk. Az elágazások meghatározásához a végső diagrammon "a posteriori" valószínűségi adatokat használtunk.

Eredmények és értékelés

A morfológiailag megvizsgált 10 halpéldány közül 4 volt hím, 6 nőtény. A mellúszó tövétől a farokúszó kezdetéig mindegyikük testoldalát pikkelyek borították, a tarkójuk és a hátuk azonban egészen a második hátúszó alapjának kb. az első harmadáig csupasz volt. Halvány, szürkés alapszínük a fejtájékon sárgás, a hátúszók alatt zöldes árnyalatú. A halak hátát sötétszürke hálózatszerű mintázat, az oldalát kisebb-nagyobb, elmosódó határú fekete foltok díszítik. Utóbbiak a hímeken kifejezettebbek, és egy részük bizonytalan kontúrú, fölül és alul elkeskenyedő, rövid harántsávként jelenik meg (2. ábra). A sötét pigmentáció a tartósított példányokon minden esetben kifejezettebb, mint az élőkn. Valamennyi hím első hátúszójának hátsó részén látható volt egy sötét, olykor sárgásan, illetve kékesen irizáló folt.



2. ábra. Hím törpegéb (♂)
Fig. 2. Dwarf goby male (SL 31 mm)

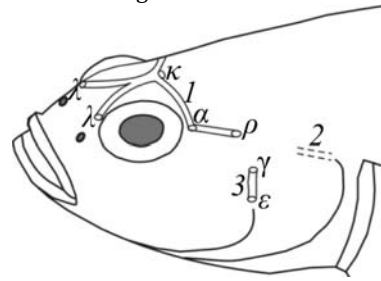


3. ábra. Nőtény törpegéb (♀)
Fig. 3. Dwarf goby female (SL 30 mm)

A vizsgált példányok hátúszóin élő állapotban is sötét harántsávok látszanak. Az elülső hátúszón a sötét sávok száma többnyire 3–4, míg a hátulsón 3–5 között változik. A farokúszón legalább öt jól kivehető pontsor húzódik végig hát-hasi irányban. A mellúszók, az összenőtt hasúszó és a farokalatti úszó a nőstényeknél nem, a hímeknél gyengén pigmentált. A tejesek hasi oldala az állcsúcstól a tapadókorong elülső lebenyéig szürke, az ikrásokon ellenben csak az állcsúcstól a tapadókorong elülső lebenyéig szürke, az ikrásokon ellenben csak az állcsúcstól a tapadókorong elülső lebenyéig szürke, az ikrásokon ellenben csak az állcsúcstól a tapadókorong elülső lebenyéig szürke. A nőstényeknél (3. ábra) a mell tájéka és a has hátsó része élő állapotban narancssárga, ám konzerválás során ez a szín eltűnik. A kopoltyúfedő hátsó szélének a torok felé eső része mindkét nemnél ezüstszínű. A hímeknél ez a folt általában nagyobb, és hasonló csillogású lehet a mellúszó környéke is.

A gébfélék fontos jellemzői közt tartják számon a feji oldalvonalrendszer csatornáit és pórusait. Közülük valamennyi vizsgált példányon a 4. ábrának megfelelő lefutású volt az elülső okuloszkapuláris vagy szemöldökcsatorna (4. ábra 1: *canalis oculoscapularis anterior* a λ , κ , α és ρ pórusokkal), valamint a preoperkuláris vagy előfedél-csatorna (4. ábra 3: *canalis preopercularis* a γ és ε pórusokkal). A hátsó okuloszkapuláris csatorna nyitott árokként volt jelen minden példányon, látható pórusok nélkül. Ezen a területen fekete pigmentfoltok nincsenek (4. ábra 2: a *canalis oculoscapularis posterior* helyén lévő árok).

A számszerűen kifejezhető merisztikus bélyegek közül a csigolyaszám egyetlen vizsgált nőstény példány esetében 31 volt, az úszósugarak és a pikkelyek száma a 10 vizsgált példánynál a 2. táblázatban foglaltak szerint alakult.



4. ábra. A fej érzékelőcsatornáit
Fig. 4. Cephalic sensory canals of the
specimens investigated

2. táblázat. Az észlelt merisztikus jellemzők
Table 2. The observed meristic features

Példányok Specimens	1. ♂	2. ♂	3. ♂	4. ♂	5. ♀	6. ♀	7. ♀	8. ♀	9. ♀	10. ♀	Átlag Mean	Szórás St. deviat.
Első hátúszó sugárszáma Number of first dorsal rays (D1)	6	7	6	6	6	6	6	6	6	6	6,1	0,3162
Második hátúszó sugárszáma Number of second dorsal rays (D2)	9	9	8	9	9	8	9	9	9	10	8,9	0,5676
Anális úszó sugárszáma Number of anal rays (A)	8	8	9	9	9	9	9	9	8	9	8,7	0,4830
Mellúszó sugárszáma Number of pectoral rays (P)	15	15	15	15	15	15	15	14	15	14	14,8	0,4216
Hosszanti pikkelyszám Scales in lateral series (LL)	33	32	32	34	36	34	33	32	32	33	33,1	1,2867
Harántpikkelyek száma Scales in transverse series (TR)	7	7	7	9	7	8	8	8	8	8	7,7	0,6749

Megjegyezzük, hogy az első hátúszót kizárólag osztatlan sugarak merevítik, míg a második hátúszónak általában csak az első sugara osztatlan, a többi elágazó. A 10. számú példánynál azonban ettől eltérően 2 osztatlan sugarat találtunk az úszó elején. Az osztott sugarak között a második hátúszó és az anális úszó végén is úgynevezett kettős sugarat találunk, amelyből a hátulsót újabban gyakran külön $\frac{1}{2}$ jelzéssel illetik, de mi a hagyományos jelölést követve (Holčík et al. 1989) a kettős sugarat is egynek számoltuk. A vizsgált példányok testtömegéről, testméreteiről és a testarányairól a 3. táblázat tájékoztat.

Az Európa édesvízeiben élő *Knipowitschia*-fajok Kottelat és Freyhof (2007) által megadott határozókulcsának egyik fontos kérdése a hátsó szemöldökcsatorna megléte vagy hiánya. Megvizsgált példányainkat ez utóbbi jellemzi, ám ha eszerint haladunk tovább, figyelembe véve, hogy az elülső szemöldökcsatorna λ pórusai a szem középvonala előtt helyezkednek el, továbbá hogy az elülső szemöldökcsatornák hátrébb egyesülve egy közös pórusal nyílnak, akkor vagy az adriai törpegébhez (*K. panizzae*), vagy a hosszúfarkú törpegébhez (*K. longicaudata*) jutunk.

Ahnelt és munkatársai (1995) ugyanakkor kimutatták, Kovačić & Pallaoro (2003) pedig megerősítette megállapításukat, mely szerint a kaukázusi törpegébnek is vannak olyan populációi, amelyeknél a hátsó szemöldökcsatorna hiányzik, tehát ezen az alapon a *K. caucasica* mint lehetőség nem zárható ki. Különösen akkor nem, ha minden egyéb morfológiai, merisztikus, alak- és mintázatbeli bélyeg ez utóbbit valószínűsíti, ahogyan esetünkben is.

3. táblázat. A vizsgált példányok tömege, mérete és testarányai
 Table 3. Body weight, body length and body proportions of the measured specimens

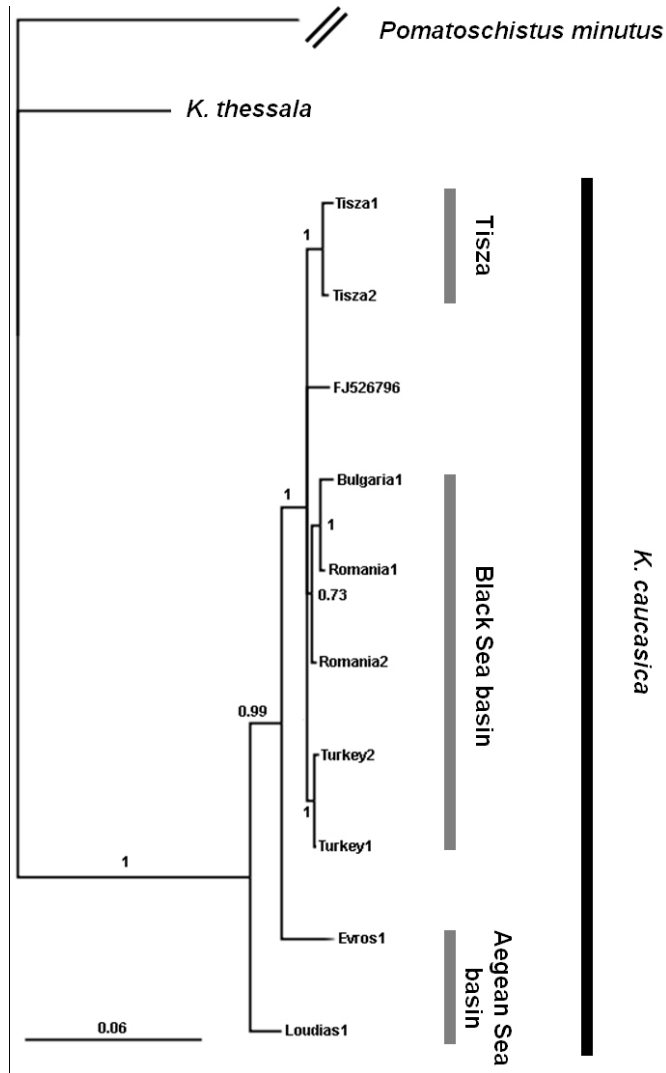
Példányok Specimens	1. ♂	2. ♂	3. ♂	4. ♂	5. ♀	6. ♀	7. ♀	8. ♀	9. ♀	10. ♀	Átlag Mean	Szórás (s) St. dev.
Testtömeg (W) (g)	0,37	0,43	0,43	0,29	0,44	0,37	0,32	0,35	0,31	0,33	0,37	-
Méret (mm) Size												
Teljes hossz (TL)	33,8	35,9	35,8	31,9	36,1	35,5	33,6	35,3	35,2	34,5	34,8	-
Standard hossz (SL)	28,8	30,6	30,1	26,7	29,4	29,3	28,5	29,8	29,3	28,9	29,1	-
A standard hossz százalékában (SL%) In proportion of standard length												
Fej hossza (H)	26,0	26,8	26,9	25,5	26,2	24,6	25,6	24,8	25,9	26,0	25,8	0,7469
Faroknyél hossza (CP)	24,7	27,5	27,6	27,3	27,9	29,0	28,1	28,2	28,3	27,0	27,6	1,1549
Predorzális távolság (PD)	35,1	34,0	33,2	34,5	36,4	34,1	35,4	34,6	35,8	34,6	34,8	0,9346
Mellúszó hossza (Pl)	21,2	20,9	20,3	19,1	19,4	20,1	18,6	18,1	19,5	19,0	19,6	0,9942
Hasúszó hossza (Vl)	18,8	18,3	19,9	19,9	22,8	21,1	21,4	20,8	20,1	20,8	20,4	1,2965
Farokúszó hossza (Cl)	17,4	17,3	18,9	19,5	22,8	21,1	17,9	18,5	20,1	19,4	19,3	1,7175
Törzsmagasság az anális úszó kezdeténél (Ad)	17,0	17,3	15,3	14,6	17,0	14,7	15,4	14,1	14,0	15,2	15,5	1,2258
Törzsmagasság a has-úszó kezdeténél (Vd)	17,4	18,6	17,9	16,5	21,1	18,8	19,3	17,8	16,7	17,6	18,2	1,3549
Fej magassága (Hd)	14,9	16,7	15,3	15,4	16,0	15,7	16,5	15,1	15,4	15,2	15,6	0,6015
Faroknyél legkisebb magassága (CPd)	7,6	8,5	8,3	9,0	7,5	7,2	6,7	7,0	7,5	6,9	7,6	0,7525
Törzs szélessége az anális úszó kezdeténél (Aw)	10,4	11,4	10,6	10,5	12,6	11,6	10,2	10,4	10,6	11,4	11,0	0,7573
Fej szélessége (Hw)	13,9	15,7	16,3	13,9	17,0	16,0	15,4	14,8	14,7	15,6	15,3	1,0089
A fejhossz százalékában (H%) In proportion of head length												
Szemátmérő (E)	28,0	24,4	24,7	25,0	26,0	29,2	28,8	27,0	26,3	28,0	26,7	1,7303
Preorbitális távolság (PrO)	18,7	20,7	19,8	19,1	20,8	22,2	20,5	21,6	22,4	20,0	20,6	1,2345
Posztorbitális távolság (PO)	53,3	54,9	55,6	55,9	53,2	48,6	50,1	51,4	51,3	52,0	52,6	2,3982
A szemátmérő százalékában (E%) In proportion of eye diameter												
Interorbitális távolság (I)	-	85,0	100,0	105,9	100,0	85,7	76,2	105,0	80,0	76,2	86,6	12,2495

W: Body weight; TL: Total length; SL: Standard length; H: Head length; CP: Caudal peduncle length; Pl: Pectoral fin length; Vl: Ventral fin length; Cl: Caudal fin length; Ad: Body depth at anal fin origin; Vd: Body depth at ventral fin origin; Hd: Head depth; CPd: Caudal peduncle depth; Aw: Body width at anal fin origin; Hw: Head width; E: Eye diameter; I: Interorbital width; PD: Predorsal distance; PrO: Preorbital distance; PO: Postorbital distance

A külső jellegzetességek és a ponto-kaszpikus gébfajok terjedésének tapasztalatai alapján (Harka & Bíró 2007, Halasi-Kovács et al. 2011) végül is arra a következtetésre jutottunk, hogy a Tisza új halfaja a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*), de tekintettel a morfológiai és merisztikus bélyegeikben mutatkozó bizonytalanságra, szükségesnek tartottuk a minták genetikai alapú vizsgálatát. A mitokondriális DNS elemzése

a taxonómiai bizonyításon túl hasznos információval szolgál a hazai populáció eredetére, terjedésére vonatkozóan is.

A genetikai elemzés eredménye messzemenően alátámasztotta a morfometriai vizsgálatra alapozott következtetésünket; a tiszai minták egyértelműen a *K. caucasica* fajjal egy csoportba rendeződnek a dendrogramon (5. ábra).



5. ábra. A vizsgált populációk Bayes-féle filogenetikai fája
Fig. 5. Bayesian phylogenetic tree showing the relationships of the analyzed populations

Az elemzés a hazai populáció fekete-tengeri eredetét valószínűsíti, mivel a tiszai minták a fekete-tengeri vízgyűjtőből származó mintákkal mutatnak közelebbi rokonságot. A vizsgált populációk genetikai varianciája igen nagyfokú hasonlóságot mutat (0,79–1,14%). Ettől távolabb helyezkednek el az Égei-tenger vízgyűjtőjének populációi (Evros1, Loudias1). A terjedés útvonala azonban az eddigi adatok alapján nem állapítható meg. Nem zárható ki, hogy a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*)

mintájára a Duna alsó folyása felől érkezett a Tiszába (Harka & Bíró 2007), de a 2009. évi szamosi észlelés alapján (Halasi-Kovács & Antal 2011) feltételezhető, hogy a vízgyűjtő felső szakaszáról terjed.

A kaukázusi törpegéb első, 2012. évi Tisza-tavi észlelése óta a fajt kimutattuk a tározó más területein is. Az észlelt népszerűség alapján további gyors terjedésére lehet számítani a Tisza vízrendszerében.

Köszönetnyilvánítás

A genetikai vizsgálatokat a cseh Kulturális Minisztérium (DKRVO 2013/14), valamint az EU SYNTHESIS (project ES-TAF-1249) programja – European Community Research Infrastructure Action under the FP7 "Capacities" Programme at the Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) – támogatta. Külön köszönet illeti Tihomir Stefanovot, Zdenek Leibnert és Stamatias Zogarist a fekete-tengeri *Knipowitschia*-mintákért.

Irodalom

- Ahnelt, H., Bianco, P. G., Schwammer, H. (1995): Systematics and zoogeography of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) based on new records from the Aegean Anatolian area. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 6/1: 49–60.
- Economidis, P. S., Miller, P. J. (1990): Systematics of freshwater gobies from Greece (Teleostei: Gobiidae). *Journal of Zoology* 221: 125–170.
- 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 a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Hall, T. A. (1999): BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 96/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series* 41: 95–98.
- 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. <http://ichthyology.tau.ac.il>
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *Halászat* 105/2: 17.
- Holčík, J., Bănărescu, P., Evans, D. (1989): General Introduction to Fishes. In Holčík (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe 1/II, General Introduction to Fishes. Acipenseriformes*. AULA-Verlag Wiesbaden, 18–87.
- Huelsenbeck, J. P., Ronquist, F. (2001): MRBAYES: Bayesian inference of phylogenetic trees. *Bioinformatics* 17: 754–755.
- Kovačić, M., Pallaoro, A. (2003): Is *Knipowitschia caucasica*-like form from the Adriatic Sea a new goby species? Evidence from a morphological approach into the Eastern Adriatic Sea. *Cybius* 27/2: 131–136.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Machordom, A., Doadrio, I. (2001) Evidence of a cenozoic Betic-Kabilian connection based on freshwater fish phylogeography (Luciobarbus, Cyprinidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 18: 252–263.
- Miller, P. J. (1972): Gobiid fishes of the Caspian genus *Knipowitschia* from the Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 52: 145–160.
- Miller, P. J. (1986): Gobiidae. In Whitehead, P. J. P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J., Tortones, E. (eds.): *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean* III. Unesco, Paris, 1019–1085.
- Miller, P. J. (1988): New species of *Corcyrogobius*, *Thorogobius* and *Wheelerigobius* from West Africa (Teleostei: Gobiidae). *Journal of Natural History* 22: 1245–1262.
- Miller, P. J. (2004): *The Freshwater Fishes of Europe* 8. *Gobiidae* 2, AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 478.
- Posada, D. (2008): jModelTest: Phylogenetic Model Averaging. *Molecular Biology and Evolution* 25: 1253–1256.

Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Radek ŠANDA (RSanda@seznam.cz), Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu)



A kaukázusi törpegéb (Knipowitschia caucasica) első tiszai lelőhelye (2012)



2013-ra a Tiszafüredi-Holt-Tisza parti övében is gyakorivá vált a faj (Harka Ákos felvételei)



A Marcal és a Torna halfaunájának regenerációja a 2010. évi vörösiszap-szennyeződést követően

Regeneration of the fish fauna of the Marcal river and Torna stream after red sludge pollution in 2010

Sallai Z.

„Vaskos csabak” Bt., Szarvas

Kulcsszavak: védett halfajok, abundancia, előfordulási gyakoriság, CPUE

Keywords: protected fish species, abundance, frequency of occurrence, CPUE

Abstract

The fish fauna of the Marcal river and Torna stream were investigated in 2012 after the red sludge pollution. Altogether nearly 7000 individuals belonging to 30 species were caught. Out of the 21 and 30 fish species captured in Torna stream and Marcal river 5 species and 8 species were protected and 3 and 6 species were included in the Annexes of the Habitat Directive of European Importance, respectively. The high number of species and individuals indicated the rapid regeneration of both habitats just two years after the pollution that practically killed all fish in the impacted river sections. The presence of young-of-the-year fish proved the establishment of self-sustaining populations in 11 fish species in the two polluted waters. Comparison of the present results with those obtained before the pollution showed no remarkable differences in species richness and relative abundance of the fish fauna proving the rapid regeneration that is likely facilitated by colonization from the Rába river and inflowing streams.

Kivonat

2012-ben a vörösiszap-szennyezéssel érintett Marcal és Torna halfaunáját vizsgáltuk. Vizsgálataink során közel hétezer halegyedet fogtunk, melyek 30 fajt képviseltek. A Tornán kimutatott 21 fajból 5, a Marcalon megtalált 30 fajból 8 faj áll természetvédelmi oltalom alatt, kiemelendő továbbá, hogy 6 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható. A két vízfolyásból előkerült magas faj- és egyedszám igazolja, hogy a természetes regeneráció előrehaladt. A kimutatott fajkészletből 11 faj 2012. évi ivadékait is sikerült megfognunk, ami azt jelenti, hogy a megtalált 30 fajnak legalább az egyharmada önfenntartó populációjával is jelen van a szennyezéssel érintett két vízfolyásban. Eredményeinket összehasonlítva a szennyezés előtti vizsgálati adatokkal, a halfauna minőségi és mennyiségi összetételében jelentős különbségek nem mutatkoztak, ami szintén arra utal, hogy a befogadó Rába és a vízrendszerhez tartozó befolyók felől a kolonizációnak köszönhetően a Marcal és a Torna halfaunája gyorsan képes regenerálódni.

Bevezetés

2010. október 4-én részben a nagy esőzések miatt az ajkai timföldgyár egyik zagytározójának gátja átszakadt, a kiömlő erősen lúgos vörösiszap a Tornán keresztül végig szennyezte a Marcalt, de hatása még a Dunán is érezhető volt.

A P. H. Természetvédelmi Bt. megkereste vállalkozásunkat, hogy vizsgáljuk meg a Torna és a Marcal halfaunáját a vörösiszap-szennyezést követően, ennek keretében végeztük a halfauna mennyiségi és minőségi összetételére vonatkozó felméréseket, melyek eredményeit az alábbiakban összegezzük.

Irodalmi áttekintés

A Marcalra vonatkozó legkorábbi szakirodalmi adatok Vutskits (1918) 1902-ben elkészült faunakatalógusában található. A szerző meglehetősen alapos munkát végzett, az addig megjelent ichthyológiai munkák halfaunisztikai adatait szinte hiánytalanul összegyűjtötte és értékelte. A Marcalból 6 faj jelenlétét rögzítette: vörösszárnyú keszeg

(*Scardinius erythrophthalmus*), compó (*Tinca tinca*), széles kárász (*Carassius carassius*), ponty (*Cyprinus carpio*), csuka (*Esox lucius*), sügér (*Perca fluviatilis*). Ez a fajszám megegyezik a Magyar Birodalom halrajzi vázlatára című művében leírtakkal (Vutskits 1904).

Vutskits (1904, 1918) fajlistájához képest újként közli Veöreös (1923) a naphalat (*Lepomis gibbosus*) a Marcal alsó szakaszáról.

Mihályi (1954) revideálta a Természettudományi Múzeum halgyűjteményét, ezen munkából született dolgozata nagyon értékes faunisztikai adatokat tartalmaz, mivel a gyűjtemény a pótolhatatlan szakkönyvtárával együtt 1956-ban teljesen megsemmisült. Fajonként közli a gyűjtések helyét, időpontját és a gyűjtő nevét. A Marcalból 4 faj előfordulását igazolta. Közülük a magyar bucó (*Zingel zingel*) érdemel figyelmet, melyből 3 példányt gyűjtött Xántus János 1879-ben.

Vásárhelyi (1961) képes halhatározójában 6 fajnál említi meg a Marcalt gyűjtési helyként. Vásárhelyi jegyzetei alapján valószínűsíthető, hogy a fajok előfordulási adatait szakirodalmi forrásokból vette át, főként a faunakatalógusból merített. A faunakatalógushoz képest név szerint a csukát nem említi, míg újként írja le a folyóból a karikakeszeget (*Blicca bjoerkna*).

A Marcalt korábban is érték jelentős halpusztulással járó szennyezések, melyek illegális szennyvízbevezetésekkel adódtak (Anonym 1990).

Fellner és munkatársai 1993-ban megjelent publikációja főként a gazdaságilag hasznosított 11 halfaj fogási adatait közli az 1967 és 1989 közötti időszakból. Beszámolnak továbbá arról, hogy az Ajkai Timföldgyár és Alumíniumkohó, valamint az Ajkai Hőerőmű Vállalat kibocsátása miatt több alkalommal katasztrófális mértékű lúgos anyag kerül a Tornán keresztül a Marcalba, melynek hatására az érintett „vízfolyások halállománya károsodik, vagy elpusztul”.

Harka (1997) könyvében főként a halászati hasznosítóktól szerzett információkra és saját vizsgálataira alapozva 32 faj előfordulását írta le a Marcalból.

Vida (1998) a Marcal koroncói szakaszán 6 faj egyedeiből gyűjtött, újként közli a kurta baing (*Leucaspius delineatus*) előfordulását.

Harka és Sallai (2004) könyvükben összefoglalják az elmúlt 25 év halfaunisztikai adatait, a Harka (1997) által leírt 32 fajon túl további 2 fajnál nevezik meg leleghelyként a Marcalt. A pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis*) elterjedési térképén jelölt marcali pont tévesen került be a könyvbe.

Harka és munkatársai (2009, 2010) a Marcalon végzett halfaunisztikai állapotfelmérésük során 25 faj előfordulási adatait jegyezték fel.

Puskás (2009) beszámol arról, hogy a Marcalba 30 menyhalat (*Lota lota*) telepítettek.

Harka és Szepesi (2010, 2011) 2008. június 19. és 2010. szeptember 24. között a Marcal vízgyűjtőjéhez tartozó mellékvízfolyásokon végzett halfaunisztikai felmérést. A Tornáról 17 faj előfordulását mutatták ki.

Sajnálatosan ökológiai katasztrófának kell ahhoz bekövetkeznie, hogy egy-egy vízterünk a figyelem központjába kerüljön. A Tisza vízgyűjtőjén a cianid-, a Marcal vízgyűjtőjén a vörösiszap-szennyezést követően élénkült fel az ichtiológiai vizsgálatok. 2010 októbere után több kutató végzett adatgyűjtést a halfauna összetételére vonatkozóan a Marcalon és a Tornán.

Takács és munkatársai (2011) közvetlenül a szennyezés levonulását követően 2010. október 19-én és 2011. április 21-22-én végzett felméréseik során összesen 21 faj jelenlétét mutatták ki a Marcalból. Az MTA kutatócsoportja 2012. május 8-án már 24 faj egyedeiből fogott (Takács et al. 2012a).

Anonym kéziratosaiban 2011-ben a Tornából 11 faj, a Marcalból 24 halfaj megkerüléséről számolt be.

A BioAqua Pro Kft. munkatársai ugyancsak 2011-ben a szennyezés utóhatásait vizsgálták, kéziratosaiban jelentésükben a Tornából 13, a Marcalból 14 halfaj előfordulását regisztrálták (Müller szóbeli közlése).

Specziár és munkatársai (2012) 2011-ben 29 faj 7351 egyedének fogásáról számolnak be a folyó Torna torkolata alatti 5 mintaszakaszáról.

Takács és munkatársai (2012b) a Marcalon a szennyezés levonultát követően, 2010-2011-ben végeztek felmérést 6 mintaszakaszon 4 alkalommal, három különböző aszpektusra kiterjedően. A vizsgálat során összesen 31 halfaj jelenlétét bizonyították, viszonylag gyors regenerációt tapasztaltak a halállomány minőségi és mennyiségi összetételében.

A Torna és a Marcal recens halfaunájára vonatkozó ismereteinket az 1. és 2. táblázatban szemléltettük.

1. táblázat. A Torna halfaunája szakirodalmi és saját adatok alapján

Table 1. Fish fauna of the Torna stream according to the data in former publications and present samplings

Sorszám	Fajok / Species	Élőhelyvédelmi Irányelv (HD)	Hazai védettség	Harka & Szepesti 2011	Anonym 2011	BioAqua Pro Kft. 2011	Jelen felmérés / Present sampl.
1.	<i>Rutilus rutilus</i>						
2.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>						
3.	<i>Leuciscus leuciscus</i>		v				
4.	<i>Squalius cephalus</i>						
5.	<i>Leuciscus idus</i>						
6.	<i>Phoxinus phoxinus</i>		v				
7.	<i>Alburnus alburnus</i>						
8.	<i>Blicca bjoerkna</i>						
9.	<i>Abramis brama</i>						
10.	<i>Barbus barbus</i>	V					
11.	<i>Gobio obtusirostris</i>		v				
12.	<i>Pseudorasbora parva</i>						
13.	<i>Rhodeus amarus</i>	II	v				
14.	<i>Carassius gibelio</i>						
15.	<i>Cyprinus carpio</i>						
16.	<i>Misgurnus fossilis</i>	II	v				
17.	<i>Cobitis elongatoides</i>	II	v				
18.	<i>Barbatula barbatula</i>		v				
19.	<i>Silurus glanis</i>						
20.	<i>Esox lucius</i>						
21.	<i>Lota lota</i>						
22.	<i>Lepomis gibbosus</i>						
23.	<i>Perca fluviatilis</i>						
24.	<i>Neogobius fluviatilis</i>						
25.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>						
Összesen:		3; 1	6	17	11	13	21

Élőhelyvédelmi Irányelv: HD, II. függelékébe tartozó faj: II., V. függelékébe tartozó faj: V., védett faj: v, fokozottan védett faj: fv

Habitat Directive: HD, Annex II.: II., Annex V.: V., protected species: v, strictly protected species: fv

2. táblázat. A Marcal halfaunája szakirodalmi és saját adatok alapján (utóbbi 20 év adatai alapján)
 Table 2. Fish fauna of the Marcal River according to the data in former publications and present samplings
 (during the last twenty year)

Sorszám	Fajok / Species	Élőhelyvédelmi Irányelv (HD)	Hazai védettség	Fellner et al. 1993	Harka 1997	Vida 1998	Harka & Sallai 2004	Harka et al. 2009, 2010	BioAqua Pro Kft. 2011	Anonym, 2011	Specziár és mtsai, 2012	Takács és mtsai, 2011, 2012 a, b	Jelen felmérés / Present sampl.
1.	<i>Anguilla anguilla</i>												
2.	<i>Rutilus rutilus</i>											+	
3.	<i>Ctenopharyngodon idella</i>												
4.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>											+	
5.	<i>Leuciscus leuciscus</i>		v										
6.	<i>Squalius cephalus</i>												
7.	<i>Leuciscus idus</i>												
8.	<i>Aspius aspius</i>	II, V											
9.	<i>Leucaspis delineatus</i>		v										
10.	<i>Alburnus alburnus</i>											+	
11.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>		v										
12.	<i>Blicca bjoerkna</i>												
13.	<i>Abramis brama</i>												
14.	<i>Ballerus ballerus</i>												
15.	<i>Vimba vimba</i>												
16.	<i>Chondrostoma nasus</i>												
17.	<i>Tinca tinca</i>											+	
18.	<i>Barbus barbus</i>	V											
19.	<i>Gobio obtusirostris</i>		v										
20.	<i>Romanogobio vladykovi</i>	II	v										
21.	<i>Pseudorasbora parva</i>												
22.	<i>Rhodeus amarus</i>	II	v										
23.	<i>Carassius carassius</i>												
24.	<i>Carassius gibelio</i>												
25.	<i>Cyprinus carpio</i>												
26.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>												
27.	<i>Misgurnus fossilis</i>	II	v										
28.	<i>Cobitis elongatoides</i>	II	v										
29.	<i>Barbatula barbatula</i>		v										
30.	<i>Ameiurus nebulosus</i>												
31.	<i>Ameiurus melas</i>												
32.	<i>Silurus glanis</i>												
33.	<i>Esox lucius</i>											+	
34.	<i>Lota lota</i>												
35.	<i>Lepomis gibbosus</i>												
36.	<i>Perca fluviatilis</i>											+	
37.	<i>Gymnocephalus cernua</i>												
38.	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	II, V	v										
39.	<i>Sander lucioperca</i>												
40.	<i>Zingel zingel</i>	II, V	fv										
41.	<i>Neogobius fluviatilis</i>												
42.	<i>Neogobius melanostomus</i>												
43.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>												
Összesen:		7;4	9;1	11	32	6	34	25	14	24	29	31	30

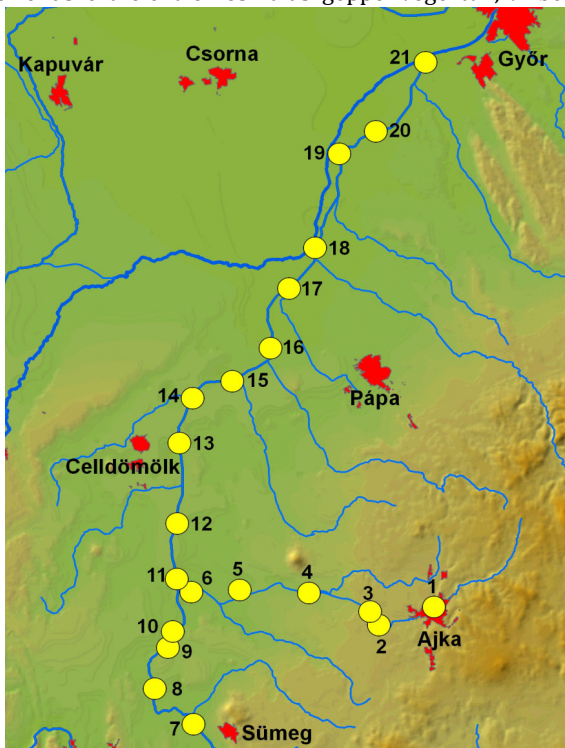
Élőhelyvédelmi Irányelv: HD, II. függelékébe tartozó faj: II., V. függelékébe tartozó faj: V., védett faj: v, fokozottan védett faj: fv, elpusztulttal talált faj: +

Habitat Directive: HD, Annex II.: II., Annex V.: V., protected species: v, strictly protected species: fv, dead fish: +

Anyag és módszer

A faunisztikai adatok gyűjtését egy ukrán gyártmányú, SAMUS 725MP típusú, pulzáló egyenáramot előállító, akkumulátoros rendszerű elektromos halászgéppel végeztük, vízben történő gázolással. A halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor.

A gyűjtési helyeket egy GARMIN iQue M4 típusú GPS (PDA) segítségével mértük be, a koordinátákat asztali térinformatikai szoftver segítségével dolgoztuk fel. A mintaszakaszok közigazgatási hovatartozását az EOY-koordináták alapján határoztuk meg. A fajonkénti egyedszámok és a geokoordináták rögzítésére egy SANYO ICR-B180NX típusú digitális diktafont használtunk. Az adatok lehallgatásánál a fajonkénti egyedszámokat mintahelyenként adatlapokon összegeztük, majd Access adatbázis kezelő szoftver segítségével dolgoztuk fel. A vizsgált mintaszakaszokat az 1. ábrán, a pontos geokoordinátákat a 3. táblázatban mutatjuk be. A vizsgálat során arra törekedtünk, hogy minél változatosabb élőhelytípusok kerüljenek mintázásra, hogy eredményeink kellően reprezentatívak legyenek.



1. ábra. Mintaszakaszok a Tornán és a Marcalon
Fig. 1. Sampling sites in the Torna stream
in the Marcal river

Eredmények

A mintavételezést a Tornán és a Marcalon 2012. 06. 08-09-én 17, illetve 2012. 10. 10-12-én 21 mintaszakaszon végeztük. Az októberi alkalommal valamennyi júniusi mintahelyet is újra meghalásztunk. Vizsgálataink során összesen 30 halfaj 6.873 egyedét fogtuk és határoztuk meg. A kimutatott 30 faunaelemből 8 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), kurta baing (*Leucaspis delineatus*), dunai küllő (*Gobio obtusirostris*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), kövicsík (*Barbatula barbatula*). Ugyancsak kiemelendő, hogy a kimutatott fajok közül 6 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Directive – HD) függelékében is megtalálható – balin (*Aspius aspius*), márna (*Barbus barbus*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*). A Tornán kézre került 21 fajból 5, a Marcalon kimutatott 30 fajból 8 faj áll természetvédelmi oltalom alatt. A soron következőkben Nelson (1984) fejlődéstörténeti rendszere alapján, taxonómiai sorrendben ismertetjük az általunk kimutatott fajokat. A fajok elnevezésénél Harka (2011) munkáját tekintettük irányadónak, ami Kottelat & Freyhof (2007) művén alapul.

3. táblázat. A mintahelyek és EOY koordinátáik (alsó pont: AP, felső pont: FP)
 Table 3. The sampling sites and their EOY coordinates (upstream point: FP; downstream point: AP)

Minta-hely	Mintahely elnevezése	Település	EOV_X FP	EOV_Y FP	EOV_X AP	EOV_Y AP
1	Torna, belterület a CBA áruház előtt	Ajka	196593	536810	196468	536475
2	Torna, Káposztás	Kolontár	194662	531117	194717	531069
3	Torna, Zsidó-kalap, Szent-kút	Devecser	196133	530185	196236	530142
4	Torna, közúti hídnál, Fűzes-rét	Somlóvásárhely	198115	523871	198135	523740
5	Torna, közúti hídnál	Apácatorna	198428	516690	198395	516615
6	Torna, Nagyberzesenypuszta	Kamond	198194	511674	198181	511578
7	Marcal, a közúti hídnál	Sümeg	183966	511932	184001	511908
8	Marcal, a közúti hídnál	Gógánfa	187821	507892	187865	507890
9	Marcal, a megyeri hídnál	Megyer	192253	509293	192282	509295
10	Marcal, a közúti hídnál	Rigács	193981	509772	194000	509795
11	Marcal, Weis, a Torna betorkollása alatt	Kamond	199636	510188	199717	510155
12	Marcal, közúti hídnál, Piriti	Boba	205609	510251	205752	510253
13	Marcal, a Bándi-Marcal mellett	Adorjánháza	214271	510469	214337	510455
14	Marcal, a Cinca torkolatánál	Külsővat	219106	511819	219183	511851
15	Marcal, a közúti hídnál	Szergény	220912	515931	220919	516005
16	Marcal, a közúti hídnál	Kemeneshőgyész	224460	519891	224541	519906
17	Marcal, a közúti hídnál, a Bitva-torok alatt	Egyházaskesző	230915	521818	230950	521876
18	Marcal, a közúti hídnál, Vizi-dűlő	Malomsok	235252	524512	235329	524537
19	Marcal, a közúti hídnál, Rába-rét	Rábászentmiklós	245367	527018	245445	527091
20	Marcal, közúti hídnál, Lesvárpuszta	Tét	247798	530774	247825	530870
21	Marcal, gyirmóti hallépcsőnél, bal parton	Győr	255244	535945	255330	535945

1. Bodorka – *Rutilus rutilus*

Az ajkai és devecseri mintaszakasz kivételével valamennyi mintahelyen megtaláltuk. A Tornán és a Marcalon egyaránt gyakorinak tapasztaltuk, az előbbi vízfolyásban 4,2, az utóbbiban 31,9 volt a százalékos aránya. A Marcalon Rigácsnál és Győrnél az 2012. évi ivadékaiból is fogtunk.

2. Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus*

Összesen 7 mintaszakaszon talákoztunk vele, a Tornán mérsékelten gyakorinak találtuk, 1,4%-ban fogtuk, míg a Marcalon ritkának mutatkozott, 0,3%-át adta a zsákmánynak. Kemeneshőgyésznél 2012. évi ivadékaival is talákoztunk.

3. Nyúldomolykó – *Leuciscus leuciscus*

Mindkét vízfolyásban jelen van, összesen 12 mintahelyről kerültek meg egyedei, közel azonos gyakoriságban, a Tornán 0,7, a Marcalon 0,6%-át adták kifogott egyedei az összegyűjtésnek.

4. Domolykó – *Squalius cephalus*

A Tornán egy, a Marcalon 3 mintaszakasz kivételével valamennyi helyen megtaláltuk. A Tornán a harmadik legnagyobb egyedszámban került meg, itt gyakori 12,2, a Marcalon mérsékelten gyakori, 2 volt a százalékos aránya. A Torna 3, a Marcal egy mintaszakaszán a 2012. évi ívból származó ivadékait is megfogtuk.

5. Jászkeszeg – *Leuciscus idus*

A domolykónál jóval ritkábbnak mutatkozott, a Tornán egy, a Marcalon 4 mintaszakaszon talákoztunk a fajjal, 0,1, illetve 0,2% volt a relatív gyakorisága.

6. Balin – *Aspius aspius*

Kizárólag a Marcalon talákoztunk a fajjal, összesen 3 mintaszakaszon fogtuk meg fiatal példányait, 0,1% volt a százalékos aránya, ritka.

7. Kurta baing – *Leucaspius delineatus*
Mindössze a Marcal megyeri mintaszakaszán találkoztunk egyedeivel, 0,08% volt az aránya, igen ritka.
8. Kűsz – *Alburnus alburnus*
A Tornán és a Marcalon 2-2 mintaszakasz kivételével valamennyi mintahelyről kimutattuk, az előbbi vízfolyáson 6,4, az utóbbin 11,5%-át adta a zsákmánynak, gyakori. A Marcalon 7 mintaszakaszról a 2012. évi ívásból származó ivadékaik is előkerültek.
9. Karikakeszeg – *Blicca bjoerkna*
Torna alsó szakaszán gyakori, 4,4%-ban fogtuk, a Marcalon a Torna betorkollása alatt szintén gyakori, 5,6%-át adta a kifogott halaknak, az alsó szakaszon is jelen van, de itt ritkább, mint fentebb.
10. Dévérkeszeg – *Abramis brama*
A vizsgálat során az előző fajnál jóval kisebb egyedszámban találtuk meg, mindkét vízfolyásban 0,1%-os volt a százalékos aránya. Ritka, a Torna és a Marcal egy-egy mintaszakaszán fogtuk egyedeiből.
11. Szilvaorrú keszeg – *Vimba vimba*
Csak a Marcalon került kézre, két szakaszon (Boba, Kemeneshőgyész) gyönyörű, adult, nászruhás példányai akadtak hálónkba, míg Adorjánházánál 1+ korosztályú egyedét is megtaláltuk, ritka.
12. Márna – *Barbus barbus*
A Tornán 1, a Marcalon 7 mintaszakaszon találkoztunk egyedeivel, az előbbi vízfolyásban 0,1, az utóbbiban 0,5% volt a relatív gyakorisága, ritka.
13. Dunai küllő – *Gobio obtusirostris*
A Tornán Kolontártól lefelé, míg a Marcalon lefelé Adorjánházáig találtuk meg, alatta egyáltalán nem találkoztunk a fajjal. A Tornán 9,2, a Marcalon 3,1 volt a százalékos aránya. A Marcalon Kamondnál a 2012. évi ívásból származó ivadékaikat is megfogtuk.
14. Halványfoltú küllő – *Romanogobio vladykovi*
Egyedül a Marcalon, Tétnél kerültek kézre adult példányai, igen ritka.
15. Razbóra – *Pseudorasbora parva*
Örvendetes tényként fogadtuk, hogy kis egyedszámban került kézre, a Tornán 3, a Marcalon 5 mintaszakaszon fogtuk meg, az előbbi vízfolyásban 1,6%, míg az utóbbiban 0,1% volt a relatív gyakorisága.
16. Szivárványos ökle – *Rhodeus amarus*
Mindkét vízfolyásban a második leggyakoribb fajnak mutatkozott, a Tornán a legfelső, míg a Marcalon a felső két mintaszakasz kivételével valamennyi helyen megtaláltuk, az előbbi vízfolyáson 14,9, míg az utóbbi vízfolyáson 31% volt a százalékos aránya, gyakori. A Torna 1, a Marcal 6 szakaszán a 2012. évi ivadékaiból is fogtuk.
17. Ezüstkárász – *Carassius gibelio*
A Tornán gyakori fajnak találtuk (6,1%), 4 mintaszakaszon fogtuk meg, míg a Marcalon 8 mintaszakaszról került elő, itt ritkának mutatkozott, 1,5% volt a relatív gyakorisága.
18. Ponty – *Cyprinus carpio*
Mindössze a Marcal 3 szakaszán találkoztunk nemesített változathoz tartozó egyedeivel (0,2%), meg kívánjuk jegyezni, hogy Bobánál egy adult, 6000 g körüli példányt is sikerült fognunk, ritka.
19. Réticsík – *Misgurnus fossilis*
A Marcal alsóbb szakaszain, 3 helyen (Szergény, Kemeneshőgyész, Győr) sikerült megtalálnunk, ritkának mutatkozott (0,1%).
20. Vágócsík – *Cobitis elongatoides*
A Tornán 5, a Marcalon 7 mintaszakaszon fogtuk, százalékos aránya 2,5, illetve 0,8 volt.
21. Kövicsík – *Barbatula barbatula*
A Tornán Ajkánál és Somlóvásárhelynél fogtuk meg, ahol 6,1%, a Marcal 7 mintaszakaszán találtuk meg, itt 0,5% volt az aránya, ritka.

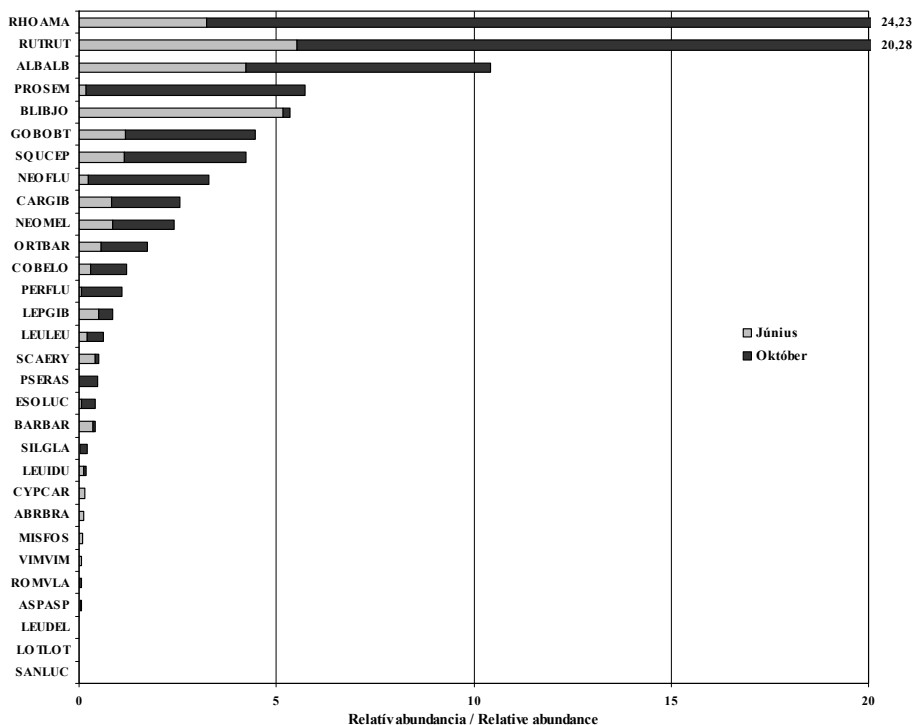
22. Harcsa – *Silurus glanis*
A Tornán a legalsó, a Marcal alsó szakaszán, Szergénytől lefelé 5 mintaszakaszon akadt hálónkba, az előbbi vízfolyásban 0,1, az utóbbiban 0,2 volt a százalékos aránya, ritkának találtuk.
23. Csuka – *Esox lucius*
A Torna 2, a Marcal 12 mintaszakaszán találkoztunk elsősorban fiatal egyedeivel, három helyen 0+ korosztályú példányait is megfogtuk, ritka. Az előbbi vízfolyásban 0,3, az utóbbiban 0,4% volt az aránya.
24. Menyhal – *Lota lota*
Igen ritkának találtuk, egyedül a Marcal legalsó pontján, a győr-gyirmóti hallépcsőnél fogtuk meg mindkét időszakban egy-egy adult példányát, alkalmi előforduló.
25. Naphal – *Lepomis gibbosus*
Szerencsére kis egyedszámban szerepelt mintáinkban, a Tornán 2, a Marcalon 10 mintaszakaszon mutatkozott, 0,6%-os arányban fogtuk. A Marcalon Adorjánházánál a 2012. évi ívásból származó ivadéakai is hálónkba akadtak.
26. Sügér – *Perca fluviatilis*
A Tornán 3, a Marcalon 4 szakaszon találkoztunk képviselőivel, az előbbi víztérben 3,6%-ban, az utóbbiban 0,4%-ban került elő.
27. Süllő – *Sander lucioperca*
A vörösiszap-szennyezést követően 2012 őszén került elő először a Marcalból. A Kemeneshőgyésznél megfogott fiatal egyedet a fotózást követően szabadon engedték, igen ritka.
28. Folyami géb – *Neogobius fluviatilis*
A Torna alsó három szakaszán mérsékelten gyakorinak találtuk, 7,4% volt az aránya, a Marcalon Kamond és Győr között – Külsővat kivételével – végig megtaláltuk, itt szintén mérsékelten gyakori, 2,1% volt a relatív gyakorisága. A Marcal 4 szakaszán a 2012. évi ivadékait is megtaláltuk.
29. Kerekfejű géb – *Neogobius melanostomus*
A Marcalon Adorjánháza és Győr között valamennyi mintaszakaszról kimutattuk, mérsékelten gyakorinak mutatkozott, 3,1 volt a százalékos aránya, további terjeszkedése várható. Két szakaszon 2012. évi ivadéakai is hálónkba akadtak.
30. Tarka géb – *Proterorhinus semilunaris*
A Tornán az alsó három, míg a Marcalon a felső két mintaszakasz kivételével valamennyi mintaszakaszon találkoztunk a faj képviselőivel. A Tornán igen gyakorinak mutatkozott, a legnagyobb egyedszámban került kézre, 16,7, míg a Marcalon mérsékelten gyakorinak találtuk, itt 2,7% volt a relatív gyakorisága. A Marcal 4 mintaszakaszán 0+ korosztályú egyedeit is megfogtuk.

Értékelés

A két vízfolyásban megtalált fajok összesített abundanciaértékeit szezonális bontásban a 2. ábrán szemléltettük. Az általunk kimutatott fajok abundancia-, denzitási és CPUE-értékeit a két időszakban elért előfordulási gyakoriság értékekkel együtt a 4. táblázatban foglaltuk össze.

A 2. ábrából jól kitűnik, hogy az októberi kisvízes időszakban a négy legnagyobb egyedszámban kimutatott faj – szívárványos ökle, bodorka (*Rutilus rutilus*), küsz (*Alburnus alburnus*), tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) – jóval nagyobb arányban képviseltette magát mintáinkban, mint a júniusi halászat idején. Emellett megjegyezzük, hogy néhány fajjal – ponty, dévérkeszeg (*Abramis brama*), réticsík, szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) – kizárólag a júniusi mintázás idején találkoztunk. Ez a négy faj júniusban több mintaszakaszról is megkerült, míg októberben egyáltalán nem találkoztunk képviselőikkel. Októberben a kisvíznél három olyan faj – kurta baing, halványfoltú küllő, süllő (*Sander lucioperca*) – került elő melyeket júniusban nem mutattunk ki. Ezek az adatok megfelelően alátámasztják, hogy

egy-egy vízterünk halfaunájának a leltárhoz minimum két évszakra kiterjedő vizsgálat szükséges ahhoz, hogy elfogadható képet kapjunk a meglévő fajkészletről.



2. ábra. A Tornán és a Marcalon kimutatott fajok összesített abundancia értékei szezonális bontásban. A fajnevek rövidítése a tudományos elnevezésből, a nemzetségnév és a fajnév első három betűjéből tevődik össze, egyedül a kövicsík (*Barbatula barbatula*) esetében használtuk a szinonim nevének rövidítését: ORTBAR.

Fig. 2. The relative abundance (%) of fish species in the Torna stream and the Marcal river.

The abbreviation of the species name, derives from the first three letters of the genus and species names, except *Barbatula barbatula*, which name comes from its synonymous name: ORTBAR.

A Torna Ajka belterületi részen a júniusi mintázásunk idején nem sikerült halat fognunk. Kiemelnénk, hogy egyedül ezen a mintahelyen mindkét időszakban stabil populációját találtuk a védett folyami ráknak (*Astacus astacus*), ami kiemelkedő természetvédelmi jelentőséggel bír, máshol nem talákoztunk a fajjal. A Tornán az októberi mintavételezés során a pontokaszpikus tarka géb nagy egyedszámban került elő, emiatt ennek a faunaelemnek lett a legnagyobb az egyedszámáránya (16,66%). Kiemelendő, hogy a második legnagyobb egyedszámot a védett és az Élőhelyvédelmi Irányelv II. függelékében is szereplő szivárványos ökle adta (14,93%). A harmadik leggyakoribb fajnak pedig a domolykó (*Squalius cephalus*) mutatkozott (12,21%).

A Marcalon végzett vizsgálatok során a leggyakoribb faj a bodorka volt, a minta közel egyharmadát adta (31,87%). A második leggyakoribb fajnak – a Tornához hasonlóan – a védett szivárványos öklét találtuk (30,97%), míg harmadik legnagyobb egyedszámban a küsz került elő (11,54%).

Saját vizsgálataink és szakirodalmi adatok alapján igyekeztünk értékelni a vörösiszap-szennyezés hatását és a halállomány regenerálódásának ütemét a Torna és a Marcal érintett szakaszain. Vizsgálatainkkal továbbá az is célunk volt, hogy összevessük adatainkat a vörösiszap-szennyezés előtti állapotokkal, illetve kimutatható-e jelentős változás a halfauna minőségi és mennyiségi összetételében a két időszak között. Közvetlenül a szennyezést

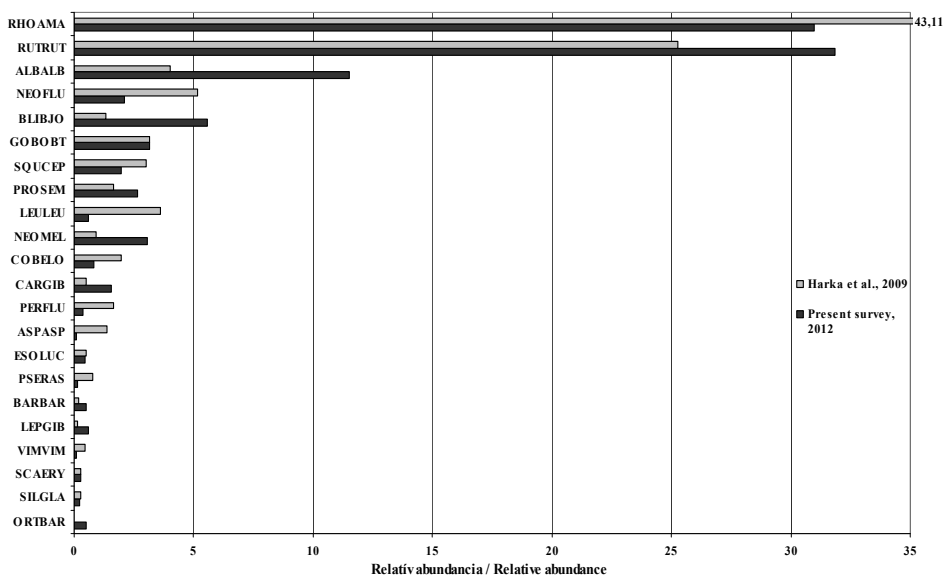
megelőzően, 2008-ban Harka és munkatársai (2009) végeztek felmérést a Marcal 10 mintaszakasznán, megadva a pontos egyedszám adatokat is. A saját eredményekkel történő összehasonlítás során figyelembe kell azonban venni, hogy az említett felmérés során az elektromos halászgép mellett kétközhálót is használtak a kutatók, kevesebb mintaszakaszon és csak egy alkalommal, nyáron halásztak. Harka és munkatársai (2009) vizsgálatai során a Marcalban 25 faj 1524 példányát fogták meg, szemben a jelen felmérés során kimutatott 30 faj 5366 egyedével. A 2008. évi felméréshez képest 2012-ben mi nem találkoztunk a compóval és vágódurbinccsal (*Gymnocephalus cernua*) – e két fajt Takács és munkatársai (2012b) a szennyezést követően is kimutatták –, ellenben találtunk 7 olyan fajt, melyet Harka és munkatársai (2009) nem mutattak ki: jász (*Leuciscus idus*), dévérkeszeg, halványfoltú küllő, ponty, réticsík, kövicsík, menyhal. A két vizsgálati adatsor abundanciáértékeit a 3. ábrán mutatjuk be. Az ábrán a 0,5% alatti relatív gyakoriságú fajok ábrázolásától eltekintettünk. Az ábra alapján megállapítható, hogy a halfaunában a szennyezést megelőzően meglévő nagy relatív gyakoriságú fajok a szennyezést követően is hasonló dominanciaviszonyokkal fordulnak elő a folyóban.

4. táblázat. A kimutatott halfajok gyűjtött egyedszáma (N), relatív abundanciája (%), mintaszakazonkénti gyakorisága (ind./100m), CPUE-értéke (ind./hour) és előfordulási gyakorisága (F%) a Tornán és a Marcalon
Table 4. Number of individuals collected, relative abundance (%), density (ind./100m) and frequency of occurrence (F%) of fish species in the Torna stream and the Marcal river

Fajok Species	Torna							Marcal						
	%	ind./ 100m	ind./ 100m	ind./ hour	ind./ hour	F%		%	ind./ 100m	ind./ 100m	ind./ hour	ind./ hour	F%	
		Min.	Max.	Min.	Max.	Jún.	Okt.		Min.	Max.	Min.	Max.	Jún.	Okt.
RUTRUT	4,25	1,11	36,00	2,73	60,00	67	50	31,87	1,43	932,94	4,62	1903,2	100	93
SCAERY	1,39	0,77	11,76	2,50	37,50	33		0,26	1,11	4,71	1,28	9,60	36	27
LEULEU	0,73	1,18	7,00	3,75	14,00	33	17	0,60	0,91	16,67	1,67	21,43	27	53
SQUCEP	12,21	1,67	62,73	5,22	230,00	67	83	1,98	1,18	26,67	2,55	57,60	82	80
LEUIDU	0,07	0,77	0,77	2,50	2,50	17		0,22	0,59	3,20	1,62	8,28	27	13
ASPASP								0,07	0,80	1,11	1,76	2,86	27	7
LEUDEL								0,06	10,00	10,00	12,86	12,86		7
ALBALB	6,44	0,74	50,77	1,94	165,00	50	67	11,54	1,33	174,12	1,88	355,20	91	80
BLIBJO	4,45	1,00	30,00	2,00	95,63	50	17	5,59	1,60	124,55	3,75	205,50	91	27
ABRBRA	0,07	0,59	0,59	1,88	1,88	17		0,15	7,27	7,27	12,00	12,00	9	
VIMVIM								0,07	0,59	1,82	1,28	3,00	27	
BARBAR	0,07	0,77	0,77	2,50	2,50	17		0,52	0,80	15,20	1,82	39,31	36	20
GOBOBT	9,16	1,11	70,59	3,00	163,64	33	83	3,13	3,33	52,80	4,29	188,57	27	27
ROMVLA								0,07	4,00	4,00	7,06	7,06		7
PSEPAR	1,59	0,91	24,00	3,33	40,00		50	0,15	1,00	2,07	1,76	6,43	9	27
RHOAMA	14,93	1,00	89,63	2,00	234,19	50	83	30,97	2,00	821,11	2,31	1304,1	91	87
CARGIB	6,10	1,11	26,92	3,00	131,25	67	67	1,55	1,25	26,67	2,00	57,60	18	53
CYPCAR								0,19	0,59	8,75	1,62	12,73	27	
MISFOS								0,13	2,00	3,53	2,31	6,21	27	
COBELO	2,52	0,77	11,00	2,50	25,16	33	67	0,82	0,80	22,50	1,67	36,00	36	40
ORTBAR	6,10	0,56	56,30	3,75	147,10	17	33	0,50	1,18	28,33	1,82	68,00	45	13
SILGLA	0,13	2,00	2,00	4,00	4,00		17	0,24	0,91	6,67	1,28	9,38	18	27
ESOLUC	0,33	1,18	2,96	2,73	7,74		33	0,45	0,59	5,56	1,28	15,00	45	60
LOTLOT								0,04	0,80	1,11	2,07	1,76	9	7
LEPGIB	1,79	0,74	14,71	1,94	46,88	33	17	0,58	0,59	7,14	1,62	23,08	36	60
PERFLU	3,58	1,67	38,67	5,22	66,67	17	50	0,37	0,91	9,33	1,50	22,50	18	20
SANLUC								0,02	1,18	1,18	2,40	2,40		7
NEOFLU	7,43	1,11	45,00	3,00	90,00	50	50	2,12	1,11	35,56	1,76	76,80	9	67
NEOMEL								3,07	1,11	34,12	1,76	37,02	45	60
PROSEM	16,66	1,18	228,00	3,75	456,00	17	50	2,66	0,69	73,33	1,50	158,40	36	87
N	1507							5366						

A Tornából a vörösiszap-szennyezést megelőzően 17 halfaj volt ismert egyszeri felmérés alapján, a szennyezést követően 4 különböző időszakban végzett vizsgálat alapján 24 halfaj jelenlétét igazolták a kutatók (1. táblázat). A legnagyobb fajszámot a jelen felmérés mutatta (21 faj), ami azt jelenti, hogy a szennyezéssel érintett vízfolyás halállományának regenerációja, meglehetősen gyors ütemben történik. Két őshonos faj a korábbi felmérések során nem került elő, így a dévérkeszeget (*Abramis brama*) és a harcsát (*Silurus glanis*) új fajként írtuk le a Tornából.

A Marcalból a szennyezést megelőzően 39 faj jelenlétét írták le a recens időszaktól (2. táblázat), mely fajszámában olyan fajok is szerepelnek, melyeket szóbeli információk alapján emeltek be a fajlistákba a szerzők (Harka 1997, Harka & Sallai 2004). A szennyezést követő felméréseknél eddig 35 halfaj jelenléte bizonyított. A folyó méreteihez és élőhelyi adottságaihoz viszonyítva, nem beszélve a szennyezésről, ez meglehetősen jó eredménynek számít. Az eddigi adatok alapján megállapítható, hogy egyrészt azok a fajok hiányoznak a 2010. évi szennyezés utáni fajkészletből, melyek előfordulása a szennyezést megelőzően is alkalmoszerű volt, ritkán a Rábából látogattak fel a folyóba, mint pl. az angolna (*Anguilla anguilla*), laposkeszeg (*Ballerus ballerus*), selymes durbinsz (*Gymnocephalus schraetser*), magyar bucó – a három utóbbi faj ökológiai igényét a Marcal nem elégíti ki. Másrészt azok a fajok hiányoznak, melyeket korábban a halászatra jogosult rendszeresen telepített, mint pl. amur (*Ctenopharyngodon idella*), fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), illetve néhány olyan faj képviselői nem kerültek elő, melyek állományai más természetes vizünkben is eltűnően vannak vagy eltűntek, mint pl. a széles kárász vagy a barna törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*).



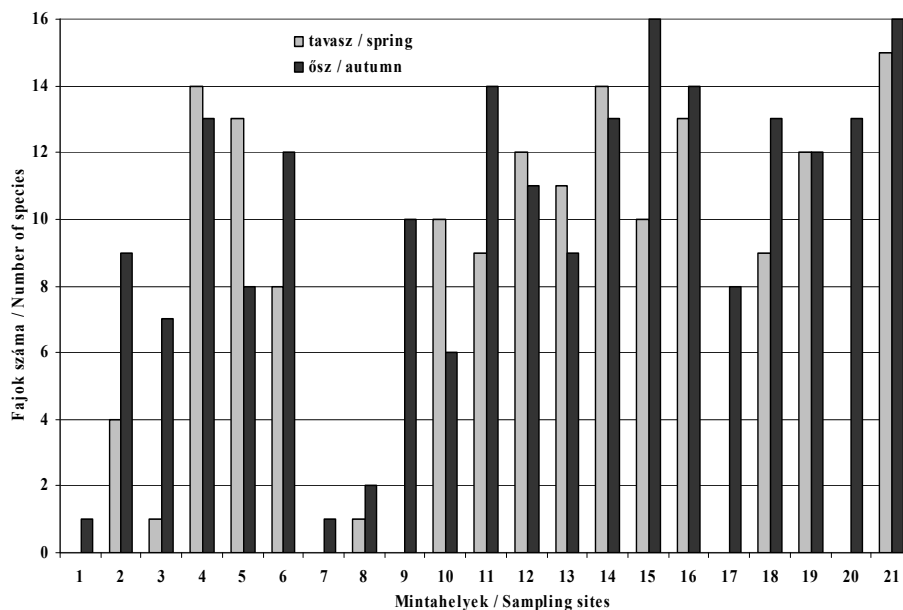
3. ábra. A vörösiszap-szennyezés előtti (Harka et al. 2009) és utáni (jelen felmérés) abundancia értékeinek (%) összevetése a Marcalon

Fig. 3. The relative abundance (%) of fish species before (Harka et al. 2009) and after (present study) the red sludge catastrophe in the Marcal river

Mindkét vízfolyás torkolati szakasza felé jelentősen emelkedett a faj- és egyedszám. A mintahelyenkénti fajszámokat évszakonkénti megoszlásban az 4. ábrán szemléltettük. A halfauna regenerációját a Tornán és a Marcalon lévő fenékküszöbök érezhetően akadályozzák, pl. a Somlóvásárhelynél lévő fenékküszöb alatt nagy mennyiségben tartózkodtak halak, míg közvetlenül a fenékküszöb felett alig tudtunk halat fogni. Bobánál és

Adorjánházánál még maradt vissza vörösiszap a mederben, lentebb és fentebb nem tapasztaltuk azt, hogy a vízben történő gázolásnál felkavarodik a vörös színű üledék, ennek hatása azonban jelentősen nem volt érezhető sem faj- (4. ábra), sem egyedszámban.

Az őszi mintavételezés során a Marcalon és a Tornán összesen 11 faj egyedeiből sikerült 2012-es ívásból származó, 0+ korosztályú ivadékokat fognunk: bodorka, vörösszárnyú keszeg, domolykó, küsz, dunai küllő, szivárványos ökle, csuka, naphal, folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*), tarka géb. Ezek az adatok azt bizonyítják, hogy mindkét vízfolyás halállományának a természetes regenerációja zajlik. Tekintettel a két vízfolyás halfaunájának változatosságára, a védett és veszélyeztetett fajok magas arányára, valamint a kiváló regenerációs képességére, a haltelepítéseket nem tartjuk indokoltnak, sőt ezek a természetes regenerációt lassíthatják. Kiemelnénk továbbá, hogy a szennyezést követően végzett szisztematikus faunisztikai vizsgálatok (Takács et al. 2012b, Specziár et al. 2012, jelen felmérés) során előkerült magas fajszámok, nem a vörösiszap-szennyezés jótékony hatását igazolják, hanem a vizsgálatok rendszeresebb válásával növekedett a két vízfolyásról rendelkezésre álló információ, ami a fajszámokban is megmutatkozik.



4. ábra. A mintahelyenkénti fajszámok alakulása szezonális bontásban

Fig. 4. The number of fish species collected at particular sampling sites during spring and autumn

Összefoglalás

2012. június 8-9-én, illetve október 10-12-én a halfauna mennyiségi és minőségi összetételére vonatkozó vizsgálatokat folytattunk a vörösiszap szennyezéssel érintett Tornán és Marcalon. A faunisztikai adatok gyűjtését egy akkumulátoros, pulzáló egyenáramot előállító halászgéppel végeztük.

Vizsgálataink során összesen 30 halfaj 6.873 egyedét fogtuk meg. Az összesen kimutatott 30 faunaelemből 8 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), kurta baing (*Leucaspis delineatus*), dunai küllő (*Gobio obtusirostris*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), kövicsík (*Barbatula barbatula*). Ugyancsak kiemelendő, hogy a kimutatott fajok közül 6 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi

Írányelv függelékeiben is megtalálható – balin (*Aspius aspius*), márna (*Barbus barbus*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*). A Tornán regisztrált 21 fajból 5, a Marcalon kimutatott 30 fajból 8 faj áll természetvédelmi oltalom alatt. A két vízfolyásból előkerült magas faj- és egyszám igazolja, hogy a természetes regeneráció gyors ütemben zajlik. Tizenegy halfaj 2012-es ivadékait is megfogtuk, ami igazolja, hogy a kimutatott 30 fajnak legalább az egyharmada már önfenntartó populációjával is jelen van a szennyezéssel érintett két vízfolyásban.

A saját vizsgálataink marcali fajlistáját és abundancia értékeit összehasonlítottuk a szennyezést megelőző marcali vizsgálat eredményeivel. Ez alapján megállapítottuk, hogy a faji összetételben és a dominanciaviszonyokban minimális eltérés mutatkozott a szennyezéssel érintett folyószakaszon.

Köszönetnyilvánítás

Hálásan köszönöm Wagenhoffer Tamásnak, a Marcal nagy ismerőjének a helyismeretben nyújtott segítségét, valamint szintén megköszönöm Dr. Horváth Róbertnek a mintavételezésben nyújtott segítségét!

Irodalom

- Anonym (1990): Szennyvízzé válik a Marcal? *Halászat* 83/6: 184.
- Fellner I-né, Tamás F-né, Tóth J. (1993): A Rába, a Rábca és a Marcal. *Halászat* 88/1: 27–29.
- Harka Á. (1997): Halaink. Kiadja a Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, pp. 160.
- Harka Á. (2010): Halott vizek a vörösiszap áradat nyomán. A Marcal és a Torna-patak esélyei. *Élet és Tudomány* 2010/45: 1414–1416.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Szepesi Zs., Nagy L. (2009): A Marcal halállományának faunisztikai felmérése. *Pisces Hungarici* 3: 27–32.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2011): A Marcal mellékpatakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 5: 99–110.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Mihályi, F. (1954): Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Természettudományi Múzeum Évkönyve* 6: 433–456.
- Nelson, J. S. (1984): *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York, USA, pp. 523.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Puskás N. (2009): Menyhalat telepítettek a Kerka patakba, a Rába és a Marcal folyóba. *Halászat* 102/2: 62.
- Specziár, A., Takács, P., Czeglédi, I., Erős, T. (2012): The role of the electrofishing equipment type and the operator in assessing fish assemblages in a nonwadeable lowland river. *Fisheries Research* 125–126: 99–107.
- Takács P., Erős T., Specziár A. (2011): A Marcal halfaunájának károsodása és regenerálódása. Kézirat, pp. 6. www.blki.hu/BLKI/doc/Marcal_halfaunaja_vorosiszap.pdf
- Takács P., Specziár A., Erős T. (2012a): Jelentés a Marcal folyón 2012 tavaszán végzett halfaunisztikai vizsgálatokról. Kézirat, pp. 11. www.blki.hu/BLKI/doc/Marcal_jelentes_2012.pdf
- Takács P., Specziár A., Czeglédi I., Bíró P., Erős T. (2012b): A Marcal halfaunája a vörösiszap szennyeződés után. *Hidrológiai Közöny* 92: 75–77.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 134.
- Vida A. (1998): Nyugat-Magyarország folyóvizeinek halfaunája. *SAVARIA, A Vas megyei múzeumok értesítője*, Szombathely 24/2: 97–114.
- Veöreös Gy. (1923): Az amerikai naphal előfordulása a Marcal-folyóban. *Természettudományi Közöny* 55(805): 190–191.
- Vutskits Gy. (1904): A Magyar Birodalom halrajzi vázlata. *A Keszthelyi Kath. Főgimnázium Értesítője az 1903-1904 évről*, Keszthely, pp. 57.
- Vutskits Gy. (1918): *Halak-Pisces*. Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae. Budapest, pp. 43.

Authors:

Zoltán SALLAI (csuka@akvapark.hu)



A Torna patak Apácatorna mellett



A Marcal Móríhidánál (Harka Ákos felvételei)



PISCES HUNGARICI

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



Rákvarsák alkalmazásának lehetősége a vízfolyások partszegélyi halközösségének mintázására

The possibility of using crayfish traps for sampling littoral fish assemblages of water courses

Györe K., Józsa V., Gál D.

Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas

Kulcsszavak: halfauna, rákcsapda, hasonlóság, α -diverzitás, várt fajszám

Keywords: fish fauna, crayfish trap, similarity, α -diversity, expected species richness

Abstract

Fish catches of crayfish traps were investigated within a crayfish fauna survey in the rivers Crişul Repede/Sebes-Körös, Crişul Negru/Fekete-Körös, Crişul Alb/Fehér-Körös and Mureş/Maros, in frame of an international transborder project. Fish community was also sampled by electric fishing at four sampling areas. The similarity/dissimilarity of the fish samples obtained by the trapping vs. electrofishing methods was analysed by non-metric multidimensional scaling (NMDS). Five hundred twenty-one traps were set at 15 sampling sites, i.e. 14 to 60 trap samples per site. Proportion of traps contained at least one fish specimen was 63%. A total of 1,420 specimens of 28 fish species was collected at the 15 sampling sites. The average catch was 2.72 ind/trap. The frequency of occurrence in trap samples was the highest in the case of *Alburnus alburnus*. The most abundant fish per trap (9.7 ind. per trap) was *Abramis brama*. At the four special sampling sites, 316 specimens of 22 species and 807 specimens of 23 species were caught with traps and electric fishing, respectively, and occurrence of 25 fish species was confirmed by the two methods. In the Crişul Alb near Chişineu-Criş, more species were caught in larger abundances by crayfish traps than by electric fishing. Electric fishing was more efficient near Ineu (Crişul Alb) and Körösszakál (Sebes-Körös), both in terms of species richness and total abundance. At Körösladány, the two methods resulted samples which have equal species richness but significantly different composition. *Perca fluviatilis*, *Lepomis gibbosus* and *Rutilus rutilus* were caught in larger quantity by traps, while *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Squalius cephalus* and *Cobitis elongatoides* were more efficiently collected by electric fishing. Data obtained from the samples of the two methods formed almost fully separate groups in the NMDS ordination. A combination of trapping and electric fishing methods can be advisable in synoptic fish community surveys, as these selective sampling procedures complement each other, thereby making fish fauna surveys more comprehensive.

Kivonat

Egy határon átnyúló nemzetközi projekt keretében a Sebes-Körös, Fekete-Körös, Fehér-Körös és a Maros folyók rákfaunájának felmérése során alkalmunk volt a kihelyezett rákvarsák halanyagának elemzését elvégezni. A 15 mintahelyen 521 varsát helyeztünk ki, 14-60 db-ot mintahelyenként. Négy mintavételi területen a halállományt elektromos halászgéppel is vizsgáltuk. A varsás és az elektromos felmérés halfogási eredményeinek különbségét/azonosságát nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) módszerével igazoltuk. A varsák 63%-ában találtunk legalább egy halegyedet a felnézés során. A 15 mintavételi helyen mindösszesen 28 halfaj 1 420 egyedét fogtuk. Az összes kihelyezett varsára vonatkozóan ez 2,72 ind/csapda átlagnak felel meg. Adott faj legalább egy egyedét tartalmazó varsák száma az *Alburnus alburnus* esetében volt a legnagyobb. Varsánként a legmagasabb, 9,7 ind/varsó egyedszámmal az *Abramis brama* fordult elő. A négy kedvezményezett mintavételi területen varsákkal 22 faj 316 egyedét, elektromos halászgéppel pedig 23 faj 807 egyedét fogtuk. A két módszerrel összesen 25 halfaj előfordulását igazoltuk a négy mintavételi szakaszon. Chişineu-Criş térségében a Fehér-Körösben a rákvarsákkal több fajt fogtunk nagyobb egyedszámmal, mint az elektromos halászat során. Ineu (Fehér-Körös) és Körösszakál (Sebes-Körös) közelében az elektromos halászgép volt a hatékonyabb, mind a fajszám, mind pedig az összes egyedszám tekintetében. Körösladánynál (Sebes-Körös) a két eszközzel fogott mintában a fajok száma ugyan azonos volt, számottevően eltérő struktúra mellett. A *Perca fluviatilis*, *Lepomis gibbosus*, *Rutilus rutilus* varsákkal jobban fogható fajoknak bizonyultak. A *Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Squalius cephalus*, *Cobitis elongatoides* fajok pedig inkább az elektromos halászgép mintáiban kerültek elő nagyobb arányban. Az NMDS ordináció során a két módszer fogásadatai csaknem teljesen elkülönülő csoportokat képeztek. A szinoptikus halközösség felmérésekben javasolható a varsás és az elektromos módszerek kombinálása, ami megnöveli a kimutatott fajok számát, megcélözva ezáltal a halállomány különböző funkcionális csoportjait.

Bevezetés

A víztestek parti zónájában a halközösségek mintavételezésére számos, többé-kevésbé standardizált módszer ismeretes. A legtöbb eszköz inkább a parttól távolabbi vízterületeken, mint a partszegélyen használhatók (Hayes et al. 1996). A módszerek gyakran transzszektek mentén alkalmazhatók (elektromos, trawl), melyek nagyon hasznosak a nagy területek gyors mintázásakor (Reynolds 1996). Mindazonáltal a transzszekt mintázásból nyert adatok nem közvetlenül használhatók a mikrohabitat preferenciák meghatározásakor, mivel számos diszkrét élőhely fordulhat elő egyetlen transzszekt mentén. Az elektromos halászatban a specifikus pontabundancia mintázási technika nagy folyók esetében hatékonyan alkalmazható (Györe et al. 2012), de a módszer inkább a fiatal egyedekre fókuszál (Copp & Penaz 1988). A kopoltyúhálókat hatékonyan lehet használni a partszegélytől távolabbi vízterekben, de a destruktív mintavételi eszköz esetében rendszerint igen magas a halak mortalitása (Hopkins & Cech 1992). A különböző típusú varsákat, mint nem destruktív mintavételi eszközöket a természetes vizek halközösségének mintázására széles körben használják a biológusok (Backiel & Welcomme 1980, Moriarty 1975, Poole 1990, Fratton et al. 2008, Fisher et al. 2010, Innal & Ozdemir 2012, Leigh et al. 2012). Mint standard mintavételi eszköz, az angolnák csapdázásában 1965 óta ismert (Matthews et al. 2001), valamint általánosan használt a VKI felmérésekben a tavak és átmeneti vizek halállományának felmérésekor (Central Fisheries Board 2010).

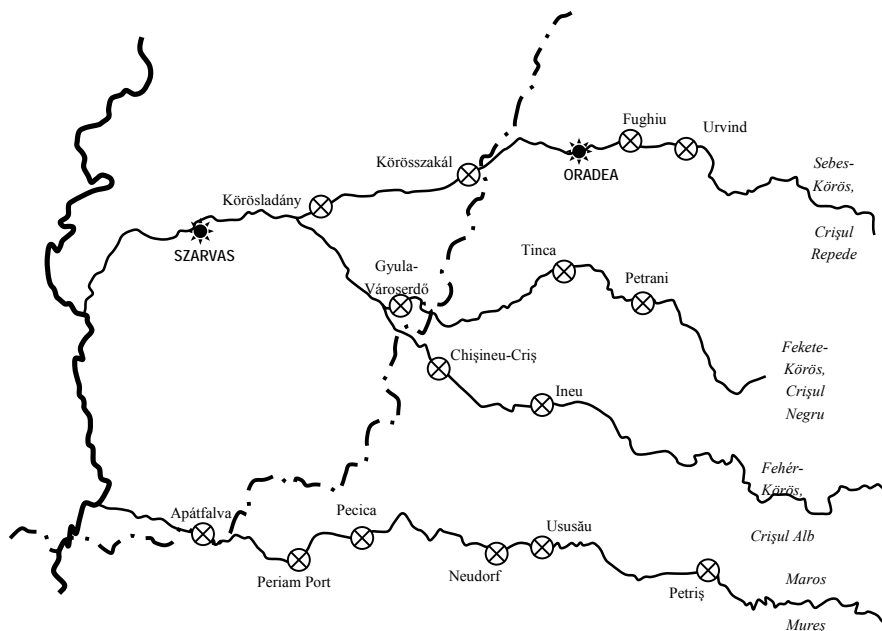
Egy határon átnyúló magyar-román nemzetközi projekt keretében (*Establishing the homeostasis status of crayfish population in Cris and Mures rivers crossing the Romanian-Hungarian border, HURO/1001/311/1.3.1*), melynek célja a Maros és a Körös folyók középszakaszán a folyami rákfajok elterjedésének felmérése volt, lehetőség nyílt arra, hogy a mintavételezések során alkalmazott rákcsapdák halanyagát részletesen analizálhassuk. Tettük ezt abból a célból, hogy a varsák egy későbbi standardizálását követően elfogadott módszerré válhasson a természetes vizek halközösségének vizsgálatában.

Mintaterület

A Sebes-Körös, Fekete-Körös, Fehér-Körös és a Maros folyókon 15 mintaterületet, négyet Magyarországon, tizenegyet pedig Romániában jelöltünk ki (1. táblázat, 1. ábra).

1. táblázat. A mintavételi területek helye, kódja, koordinátái
Table 1. Location, code and coordinates of the sampling areas

Folyó <i>River</i>	Település/Location	Mintavételi módszer <i>Sampling method</i>	Koordináta (É/K) <i>Coordinate (N/E)</i>
Maros <i>Mureş</i>	Apátfalva (HU)	csapda/trap	46°09'16,82"/20°35'21,15"
	Perjámos Marospart/Periam Port (RO)	csapda/trap	46°04'38,01"/20°54'09,78"
	Ópécska/Pecica (RO)	csapda/trap	46°09'02,86"/21°03'55,26"
	Temesújfalú/Neudorf (RO)	csapda/trap	46°06'00,19"/21°38'31,17"
	Marosaszó/Usuşău (RO)	csapda/trap	46°05'17,67"/21°50'53,45"
	Marospetres/Petriş (RO)	csapda/trap	46°00'26,11"/22°24'43,29"
Fehér- Körös <i>Cr. Alb</i>	Köröskisjenő/Chişineu Criş (RO)	csapda/trap, elektromos/electrofishing	46°31'34,70"/21°30'26,80"
	Borosjenő/Ineu (RO)	csapda/trap, elektromos/electrofishing	46°25'53,90"/21°51'36,60"
Fekete- Körös <i>Crişul Negru</i>	Gyula-Városerdő (HU)	csapda/trap	46°42'11,03"/21°20'08,28"
	Petrani (RO)	csapda/trap	46°40'48,55"/22°15'06,19"
	Tenke/Tinca (RO)	csapda/trap	46°46'15,46"/21°56'58,44"
Sebes- Körös <i>Crişul Repede</i>	Körösladány (HU)	csapda/trap, elektromos/electrofishing	46°58'45,65"/21°06'42,00"
	Körösszakál (HU)	csapda/trap, elektromos/electrofishing	47°00'51,48"/21°37'27,43"
	Fugyi/Fughiu (RO)	csapda/trap	47°03'57,21"/22°03'45,57"
	Örvénd/Urwind (RO)	csapda/trap	47°03'44,30"/22°16'56,57"

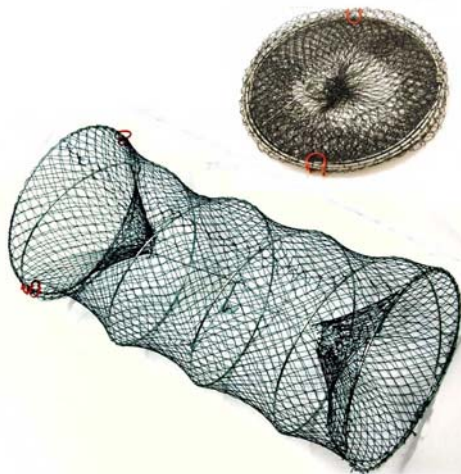


1. ábra. Mintavételi területek (⊗) a Körös és a Maros vízrendszeren (- · - országhatár)
 Fig. 1. Sampling areas (⊗) in the Körös and Maros river system (- · - country border)

Mintavételi módszer, feldolgozás

A kijelölt mintavételi szakaszokon a folyók partszegélyének halközösségét 2012. június 18. és július 18. között vizsgáltuk. A mintavételek során speciális, finn, ún. Jättimerta típusú rákvársákat használtunk (2. ábra). Az összecsucskható, apró szembőségű hálóval rendelkező, két végén egy-egy bejárati nyílással (szívvel) rendelkező csapdák átmérője 0,30 m és 0,45 m, hosszuk 0,85 m és 0,90 m, szembőségük 5 mm-es, a nyílás 15, ill. 18 cm átmérőjű volt.

Minden varsát egy kb. 2 m-es műanyag zsinórra felfűzött számozott pingpong-labdával láttunk el. A számmal ellátott labdák a lerakott és teljesen a víz alatt lévő varsák későbbi könnyebb feltalálását, ill. azonosítását segítették. Varsánként csali gyanánt kb. 5-10 g száraz kutyaedelt alkalmaztunk. A mintaterület kiterjedésétől (a kijelölt szakasz hosszától, a meder szélességétől) függően 14-60 varsát helyeztünk le. A lerakni kívánt varsák méretét a mintavételi helyszín vízmélysége határozta meg. A varsákat a partszegélyen két kampós, rozsdamentes acélhuzallal rögzítettük a mederben. A felfűzött labdákat a parti növényzetre kötöttük fel. Két varsá között a partszegély habitusától függően 5-15 m közöket hagytunk. Az erősen kavicsos



2. ábra. Jättimerta típusú összecsucskható rákvarsa
 Fig. 2. Jättimerta-type collapsible crayfish trap

köves, erős sodrású szakaszokon az acélhuzallal történő rögzítés mellett/helyett a varsába nagyobb méretű köve(ke)t helyeztünk az elsodrás megakadályozása érdekében. A varsákat a késő délutáni órákban helyeztük ki és legalább 12 órás expozíciós idő után, másnap reggel szedtük fel. Négy mintaterületen a halközösséget egy SAMUS 725MP típusú (640 V, 60 Hz, 1 msec aktív periódus) pulzáló egyenáramú akkumulátoros elektromos halászgéppel is mintáztuk két-három órával a varsák lerakását megelőzően ugyanazon szakaszon (1. táblázat). Meghatározásuk és megszámlálásuk után a halegyedeket azonnal visszahelyeztük eredeti élőhelyükre. A fogási adatokat varsánként, az elektromos halászat során pedig csapásonként külön-külön egy OLYMPUS WS-550M digitális diktafonon rögzítettük. A fajnevek tekintetében Kottelat & Freyhof (2007), illetve Harka (2011) munkáját, valamint a FishBase (Froese & Pauly 2013) adatbázisát fogadtuk el.

Statisztikai analízis

A diverzitás mutatók közül a fajszámot, a lokális Shannon-Wiener α -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot, valamint az abundanciát használtuk. A diverzitás mutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültük (Seaby & Henderson 2006). Két mintaterület diverzitás eltéréseinek szignifikanciáját Solow-féle (1993) statisztikai próbával teszteltük. A varsás és az elektromos felmérés halközösségi struktúrájának különbségét/azonosságát nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) módszerével igazoltuk (Podani 1997). A többváltozós módszer analízisében az abundancia adatok relatív gyakorisági értékeit használtuk. A skálázás a Bray-Curtis távolságok alapján történt (Ruetz et al. 2007). A globális optimum keresésekor a legkisebb stressz értéket adó ordinációt fogadtuk el a hozzátartozó Shepard-diagram alapján (Hammer et al. 2001).

Eredmények

A 15 mintahelyen 521 varsát helyeztünk ki, 14-60 db-ot mintahelyenként. A Maroson Periam Port, Pecica, Neudorf és Petris térségében raktuk le a legtöbb csapdát (2. táblázat). A csapdák száma, valamint a fogott halak fajsza és egyedszáma között nincs kimutatható pozitív összefüggés. A varsák 63%-ában, azaz 328 varsában találtunk legalább egy halegyedet a felnézés során. Az üres varsák magas aránya, átlagosan 42%, főként a Maros folyón volt a jellemző. A legnagyobb arányban üres csapdákat (70%) a Sebes-Körösön Fughiu közelében találtuk. Arányában a legkevesebb üres varsa az utóbbi vízfolyás két másik mintaterületéhez (Körösszakál, Urvind) kapcsolható. A 15 mintahelyen mindösszesen 28 halfaj 1420 egyedét fogtuk. Az összes kihelyezett varsát figyelembe véve ez 2,72 ind/csapda átlagnak felel meg. A Marosban Ususău térségében mindössze 4 faj volt a varsákban. A legtöbb fajt a Fehér-Körös köröskisjenői (Chişineu-Criş) szakaszán mutattuk ki. A legtöbb egyed a Sebes-Körös Élesd (Aleşd) és Fugyivásárhely (Oşorhei) közötti tározóban Urvind település mellett fogtuk. A viszonylag kevés kihelyezett csapda ellenére ezen a mintahelyen volt a csapdánkénti egyedszám a legmagasabb (2. táblázat). Alacsony varsánkénti egyedszámot tapasztaltunk a Maros folyó Apátfalva, Neudorf és Petris közeli szakaszán, valamint a Sebes-Körösön Fughiu térségében.

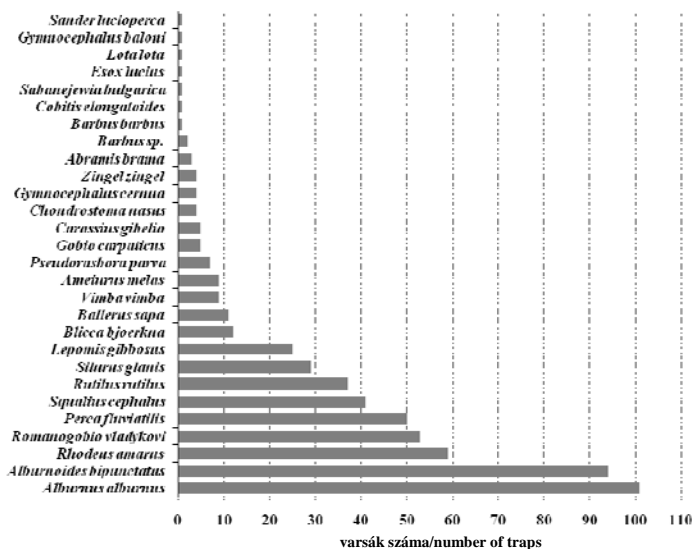
Adott faj legalább egy egyedét tartalmazó varsák száma az *Alburnus alburnus* esetében volt a legnagyobb (3. ábra). Kiemelkedően sok varsában találtuk meg ezenkívül az *Alburnoides bipunctatus*, *Rhodeus amarus*, *Romanogobio vladkovi*, *Squalius cephalus*, *Rutilus rutilus*, *Silurus glanis* és a *Lepomis gibbosus* egyedeit. Mindösszesen egy-egy csapdában fordult elő a *Barbus barbus*, *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia bulgarica*, *Esox lucius*, *Lota lota*, *Gymnocephalus baloni* és a *Sander lucioperca*. A halat tartalmazó varsákban egy-egy faj esetenként számottevően különböző egyedszámmal volt megtalálható (4. ábra). Meglepő módon nem a legtöbb varsában előforduló kűsz (*Alburnus alburnus*) varsánkénti egyedszáma volt a legnagyobb, hanem a mindössze három csapdából kimutatható dévérkeszegé (*Abramis brama*). Utóbbi faj kevés varsában, ám egészében magas, átlagosan

9,67 ind/varsza egyedszámmal fordult elő. A varsánkenti egyedszámot magasnak találtuk még a *Rutilus rutilus*, *Rhodeus amarus*, *Lepomis gibbosus* és a *Perca fluviatilis* fajok esetében.

2. táblázat. A mintaterületeken lerakott varsák száma, a halas és üres varsák aránya, a varsákkal fogott összes fajszám és egyedszám, valamint a varsánkenti egyedszám és fajszám

Table 2. Number of crayfish traps set per sampling area, share of traps with vs. without fish, total species and individual numbers caught by traps, number of individuals and number of species per trap

Mintahely/Sampling area		varsza/trap (db/pcs)	halas/üres (halas %) with fish/empty (% of traps with fish)	összes fajszám / total species	fajszám/varsza species no./ trap	összes ind. total ind.	ind./varsza ind./trap
Maros Mureş	Apátfalva	23	12/11 (52%)	7	0,70±0,93	17	0,74±1,09
	Periam	60	35/25 (58%)	12	1,05±1,17	82	1,38±2,06
	Pecica	60	43/17 (72%)	10	1,13±1,13	100	1,65±2,11
	Neudorf	60	32/28 (53%)	7	0,75±0,79	57	0,97±1,22
	Ususău	20	15/5 (75%)	4	0,86±0,59	20	1,00±0,73
	Petriş	60	20/40 (33%)	6	0,42±0,72	37	0,78±2,64
Fehér-Körös Crişul Alb	Chişeneu-Criş	32	28/4 (88%)	13	1,72±1,49	105	3,28±5,77
	Ineu	40	25/15 (63%)	12	1,05±0,99	56	1,40±1,61
Fekete-Körös Crişul Negru	Gyula	15	9/6 (60%)	9	1,07±1,03	48	3,20±7,12
	Tinca	30	23/7 (77%)	10	1,27±0,98	121	4,20±8,14
	Petrani	20	18/2 (90%)	6	1,90±1,02	90	4,5±4,870
Sebes-Körös Crişul Repede	Körösáldány	37	21/16 (57%)	8	0,89±0,94	66	1,81±2,30
	Körösözakál	14	13/1 (93%)	6	1,64±1,01	79	5,64±8,19
	Fughiu	20	6/14 (30%)	6	0,30±0,47	8	0,40±0,68
	Urvind	30	28/2 (93%)	7	2,80±1,40	433	17,23±19,40

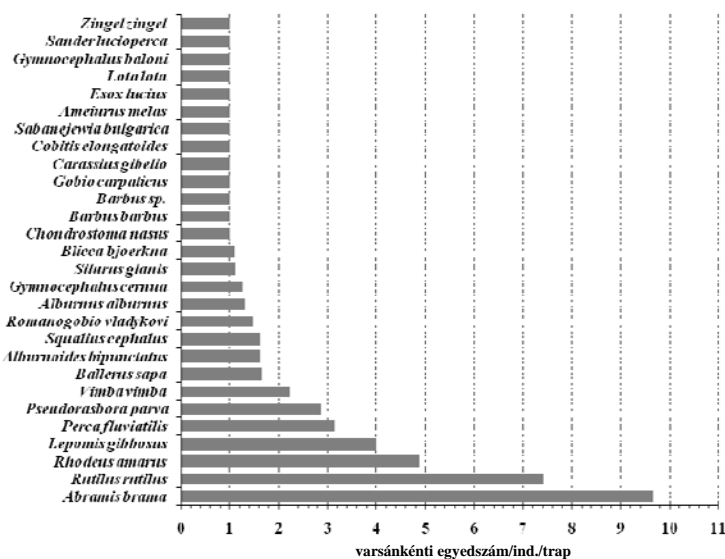


3. ábra. Adott faj legalább egy egyedét tartalmazó varsák száma
Fig. 3. Number of traps containing at least one specimen of a given species

A két mintavételi módszer fogásstatisztikájában számottevő különbségek mutathatók ki. A négy kedvezményezett mintaterületen varsákkal 22 faj 316 egyedét, elektromos halászgéppel pedig 23 faj 807 egyedét fogtuk (3. táblázat). Két faj egyedét (*Abramis brama*, *Gymnocephalus baloni*) csak varsákkal, három fajét pedig (*Leuciscus idus*, *Romanogobio kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*) csak elektromos halászattal fogtuk.

A két módszerrel összesen 25 halfaj előfordulását igazoltuk a négy mintaszakaszon. A faj-abundancia viszonyban a halfajok, a körösszakáli varsás minta kivételével ($p < 0,0001$) geometrikus eloszlásúak ($p = 0,136$ és $0,999$ között). Utóbbi társulás jól közelíthető azonban a logaritmikussal ($p = 0,264$).

Chişineu-Criş térségében a Fehér-Körösben a rákvarsákkal több fajt fogtunk nagyobb egyedszámmal, mint az elektromos halászat során. Ineu (Fehér-Körös) és Körösszakál (Sebes-Körös) közelében az elektromos halászgép volt a hatékonyabb, mind a fajszaám, mind pedig az összes egyedszám tekintetében. Körösladánynál a két eszközzel fogott mintában a fajok száma azonos volt, de számottevően eltérő struktúra mellett. A ritkított mintanagysághoz rendelt (várható) fajszaámokat alapul véve a csapdák a fehér-körösi, az elektromos halászgép pedig a sebes-körösi mintaterületeken fogott több halfajt. A kimutatott halközösségek egyenletességével szoros kapcsolatban lévő effektív fajszaámok Chişineu-Criş és Ineu esetében ugyancsak a rákvarsák nagyobb hatékonyságát igazolták. A két sebes-körösi mintaterületen az utóbbi diverzitásmutatót tekintve az elektromos halászat volt a hatékonyabb. Mintaterületenként, a két mintavételi módszerhez tartozó lokális Shannon-Wiener α -diverzitás értékek csak Ineu esetében nem voltak szignifikánsan eltérőek a Solow-féle t teszt alapján ($p = 0,079$).



4. ábra. Az adott fajt tartalmazó csapdák átlagos egyedszáma
Fig. 4. Number of individuals per trap by species

A Jaccard-féle hasonlósági index a borosjenői (Ineu) minták között a legmagasabb, a két eszköz által kimutatott halközösség csaknem 53%-ban hasonló. Az abundancia értékeket is figyelembe vevő Bray-Curtis index szerint a két módszer által igazolt halközösségek struktúrájának hasonlósága már jóval alacsonyabb, mindössze 19,4-37,5% közötti.

A két módszerrel fogott 25 halfaj közül mindössze 14-nek a relatív abundanciája volt nagyobb, mint 1% a kombinált (varsás+elektromos) fogásban (4. táblázat). A két eszköz fogás struktúrája a nem metrikus többdimenziós skálázás alapján is különbözött. A varsás és az elektromos fogások fajösszetételében az NMDS 1. dimenziója magyarázta a legnagyobb eltérést. A Monte-Carlo teszt igazolta, hogy a 3 dimenziós valós adatsorok esetében a

legalacsonyabb a Shepard-görbe sztrezz (az ordinációs megoldás optimalitásának) értéke (ST=0). Azok a halfajok, amelyek jobban foghatók a rákvarsákkal, azoknak az ún. faj pontja az 1. tengely szerint erősen pozitív (*Perca fluviatilis*, *Lepomis gibbosus*, *Rutilus rutilus*). A negatív értékkel jellemezhető fajokat (*Barbus barbus*, *Chondrostoma nasus*, *Squalius cephalus*, *Cobitis elongatoides*) pedig inkább az elektromos halászgéppel lehet asszociálni (4. táblázat).

3. táblázat. Eszközönkénti fogásadatok (egyedszámok) és diverzitásmutatók a négy mintahelyen
Table 3. Catch data (individual numbers) and diversity indices by gear type at the four sampling areas

Fajnév/Species name	Chişineu-Criş		Ineu		Körösladány		Körösszakál	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Rutilus rutilus</i>	4			1		1	33	27
<i>Squalius cephalus</i>	1	6	3	56				10
<i>Leuciscus idus</i>						1		
<i>Alburnus alburnus</i>	10	13	12	45		6	6	26
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	32	21	13	95				
<i>Abramis brama</i>			1					
<i>Ballerus sapa</i>	2		5					
<i>Vimba vimba</i>	14		4	2				
<i>Chondrostoma nasus</i>	2	26	1	18				3
<i>Barbus barbus</i>		1		32				
<i>Gobio carpathicus</i>	3		2	7				19
<i>Romanogobio vladykovi</i>	8		2	16			3	16
<i>Romanogobio kessleri</i>				1				
<i>Pseudorasbora parva</i>							2	19
<i>Rhodeus amarus</i>	18	2	5	8	1	6	23	203
<i>Carassius gibelio</i>				1	1	2		1
<i>Cobitis elongatoides</i>		3						75
<i>Sabanejewia bulgarica</i>		5		1				
<i>Ameiurus melas</i>	1		2		6			
<i>Lota lota</i>					1	5		
<i>Lepomis gibbosus</i>	7				9	4		4
<i>Perca fluviatilis</i>	3		6	2	45		12	9
<i>Gymnocephalus cernua</i>					2	2		5
<i>Gymnocephalus baloni</i>					1			
<i>Proterorhinus semilunaris</i>								1
fajszám/species number	13	8	12	14	8	8	6	14
a két módszerrel fogott fajok száma	16		17		11		14	
effektív fajszám/effective species	8,5	5,3	8,8	6,7	3,0	6,6	4,1	5,7
várható fajszám/rarefaction	12	8	12	9	5	8	6	11
α -diverzitás/ α -diversity	2,142	1,675	2,186	1,899	1,111	1,893	1,423	1,812
egyedszám/ind.	115	77	56	285	66	27	79	418
Jaccard index	0,312		0,529		0,455		0,429	
Bray-Curtis index	0,375		0,246		0,194		0,281	

1=varsa / trapping, 2=elektromos/electrofishing

Az NMDS ordináció során a két módszer fogásadatai csaknem teljesen elkülönülő csoportokat képeznek (5. ábra).

Értékelés

A két módszer által, adott mintaterületen gyűjtött minták strukturális különbsége főként annak köszönhető, konkrét testméret eloszlások hiányában is a tapasztalatokra alapozottan, hogy a varsa általában kisebb méretű halakat fogott, mint az elektromos halászgép. Hasonló megállapítást közöltek Ruetz és munkatársai (2007), Brazner és munkatársai (1998), Uzarski és munkatársai (2005), valamint Walker és Donkers (2011). Becker (1983) és Hubert (1996) szerint a kis testű, ill. a fiatal mozgékony halak kapcsolhatók a varsákhoz, ugyanis ez a tulajdonság teszi azokat jobban foghatóvá a passzív halászeszközökkel. Ezenkívül a kis szembőségű rákvarsák árnyékos védett helyet jelentenek a fiatal egyedeknek, ill. a kis méretű halfajoknak. Általános vélemény, hogy a nagyobb szembőségű

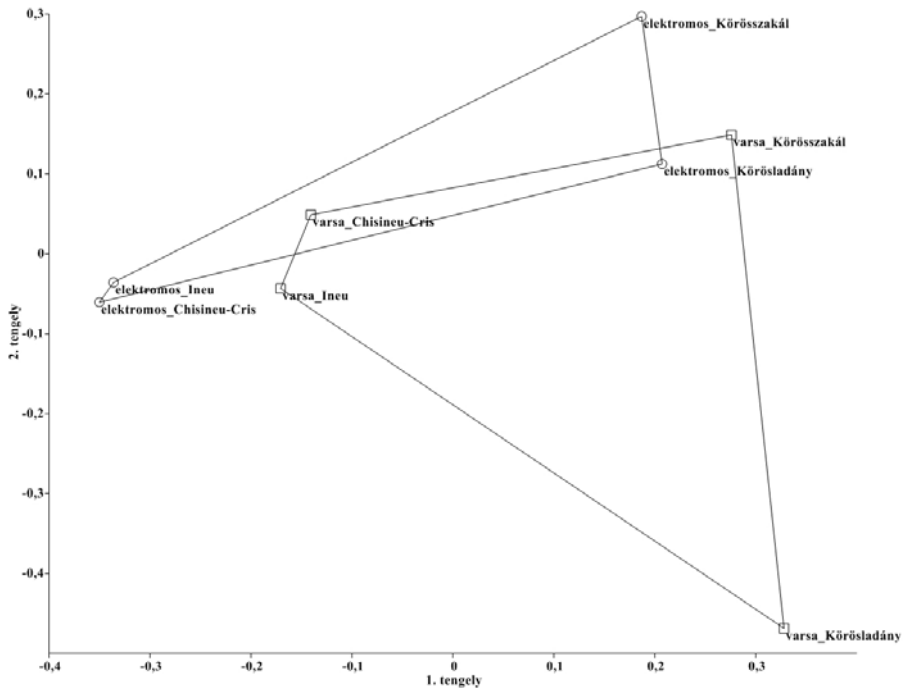
hálókkal és torokmérettel rendelkező varsák a nagyobb méretű halakat is jobban fogják (Holland & Peters 1992, Shoup et al. 2003).

4. táblázat. Fogás statisztika és faj pontok az NMDS ordináció 1. tengelye szerint
Table 4. Catch statistics and loadings (i.e. species scores) for axis 1 of the NMDS ordination

Fajnév/Species name ^a	Relatív abundancia/relative abundance			1. tengely/ axis 1
	varsa/trapping	elektromos/electrofishing	kombinált/combined ^b	
<i>Rhodeus amarus</i>	14,87	27,14	23,69	0,17
<i>Alburnoides</i>	14,24	14,37	14,34	-0,10
<i>Alburnus alburnus</i>	8,86	11,15	10,51	0,03
<i>Cobitis elongatoides</i>	0,00	9,67	6,95	-0,15
<i>Perca fluviatilis</i>	20,89	1,36	6,86	0,33
<i>Squalius cephalus</i>	1,27	8,92	6,77	-0,18
<i>Rutilus rutilus</i>	11,71	3,59	5,88	0,21
<i>Chondrostoma nasus</i>	0,95	5,82	4,45	-0,23
<i>Romanogobio</i>	4,11	3,97	4,01	-0,03
<i>Barbus barbus</i>	0,00	4,09	2,94	-0,38
<i>Gobio carpathicus</i>	1,58	3,22	2,76	-0,07
<i>Lepomis gibbosus</i>	5,06	0,99	2,14	0,31
<i>Pseudorasbora parva</i>	0,63	2,35	1,87	0,01
<i>Vimba vimba</i>	5,70	0,25	1,78	0,06

^a fajok, melyek relatív abundancia értéke a kombinált fogásban >1/ species with relative abundance >1 in the combined catch

^b kombinált fogás (varsa + elektromos halászat)/combined catch (trapping + electrofishing)



5. ábra. A mintaterületek halközösségének varsás és elektromos módszer szerinti NMDS ordinációja
Fig. 5. NDMS ordination of the fish communities of the sampling areas according to the trapping and electrofishing methods

A torokméret, mint fizikai korlát, nem teszi teljesen lehetetlenné a nagyobb méretű halak bejutását. A nagyobb halak hiánya a varsákban főként annak köszönhető, hogy ezek a halak nagyobb sikerrel kerülnek el a beszorulást. Az általunk alkalmazott rákvarsákkal mindazonáltal, tudtunk fogni 400 mm-es testhosszat meghaladó süllőt is. A varsa, mint passzív mintavételi eszköz éjszaka/nappal fog egyetlen mintázás alkalmával, miközben rendszerint szükség van olyan fajcsoportosulási struktúra adatokra is, melyek jóval rövidebb időszakokban jellemzőek egy mikrohabitatban. Utóbbi adatok inkább aktív mintavételi eszközökkel (pl. elektromos halászattal) nyerhetők.

A passzív eszköz, így a rákvarsa is, nagy gyakorisággal fogja meg a vándorló halakat, a fogásokat rendszerint uralják a mederfenéki halak (mintázásainkban pl. a *Silurus glanis*, *Romanogobio vladykovi*), amelyek éjszaka a sekély partmenti vízben táplálkoznak (Feyrer & Healey 2002). Ez azt jelenti, hogy a passzív eszköz esetleg olyan vándorló halakat is megfog, amelyeknek nincs szoros kapcsolata a konkrét, felmérni kívánt élőhellyel. Az elektromos halászgépek is erősen méretszelektívek, és így nem valószínű, hogy a mintavételi eredmények megfelelően reprezentálják a halállomány valós méreteloszlását (Dolan & Miranda 2003). Az elektromos halászgépek általában a nagyobb méretű egyedeket hatékonyabban fogják (Chick et al. 1999). Pugh és Schramm (1998) megállapította, hogy az elektromos módszer sokkal hatékonyabb, mint a varsák a nagy folyók halközösségének mintázásában.

Azt tapasztaltuk, hogy a rákvarsák és az elektromos módszer átlagosan hasonló számú fajt (de nem azonos fajokat) fogtak, a relatív abundancia azonban jelentősen eltérő volt. Eredményeink szerint a varsákban volt néhány olyan halfaj, amelyet nem tudtunk megfogni az adott mintahelyen az elektromos halászat során, jelezve, hogy a varsák jól kiegészítik az elektromos módszert a fajgazdagság szinoptikus vizsgálatában. Többen vélekednek úgy, hogy a széles körben alkalmazott varsák, ill. elektromos halászgépek használatának előnyei inkább a két módszer kombinációjakor válnak igazán hatékonnyá (Hubert 1996, Reynolds 1996). Ezt erősíti az is, hogy a varsák alkalmazásakor több órás expozíciós idő szükséges, ami viszont számottevően csökkenti a mintázható helyek számát, vagy ismétlését. A szinoptikus halközösség felmérésekben javasolható a varsás és az elektromos módszerek kombinálása, ami megnöveli a kimutatott fajok számát, megcélözva ezáltal a halállomány különböző funkcionális csoportjait. Eredményeink azonban azt is igazolták, hogy az eszköz jól használható önállóan is a kis áramlású folyóvizek, vagy állóvizek parti, sekély övében.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Magyarország-Románia Határon Átnyúló Együttműködési Program által finanszírozott HURO Rivercrayfish projekt (HURO/1001/311/1.3.1) keretében végeztük. www.huro-cbc.eu, www.rivercrayfish.eu

Irodalom

- Backiel, T., Welcomme, R. L. (1980): *Guidelines for sampling fish in inland Waters*. EIFAC Technical Paper No. 33.
- Becker, G. C. (1983): *Fishes of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Brazner, J. C., Tanner, D. K., Jensen, D. A., Lemke, A. (1998): Relative abundance and distribution of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in Lake Superior coastal wetland fish assemblage. *Journal of Great Lakes Research* 24: 293–303.
- Central Fisheries Board (2010): *Code of practice for the use of fyke nets for fisheries management purposes*. pp. 5.
- Chick, J. H., Coyne, S., Trexler, J. C. (1999): Effectiveness of airboat electrofishing for sampling fishes in shallow, vegetated habitats. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 957–967.
- Copp, G. H., Penaz, M. (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169: 209–224.
- Dolan, C. R., Miranda, L. E. (2003): Immobilization threshold of electrofishing relative to fish size. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 969–976.
- Feyrer, F., Healey, M. P. (2002): Structure, sampling gear and environmental associations, and historical changes in the fish assemblage of the southern Sacramento-San Joaquin Delta. *California Fish and Game* 88: 126–138.
- Fisher, J. R., Johnson, N. P., Schultz, R. D., Quist, M. C. (2010): A comparison of modified fyke nets for evaluating fish assemblages and population structure. *Journal of Freshwater Ecology* 25: 555–563.

- Fratto, Z. W., Barko, V. A., Scheibe, J. S. (2008): Development and efficacy of a bycatch reduction device for wisconsin-type fyke nets deployed in freshwater systems. *Chelonian Conservation and Biology* 7/2: 205–212.
- Froese, R., Pauly, D. (eds.) (2013): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (04/2013).
- Györe K., Lengyel P., Sallai Z., Józsa V. (2012): A halközösség diverzitása a Tisza öt magyarországi szakaszán. *Tiscia* 6: 25–38.
- Hammer, O., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palontologia Electronica* 4: 9.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104: 99–103.
- Hayes, D. B., Ferreri, C. P., Taylor, W. W. (1996): Active fish capture methods. In Murphy, B. R., Willis, D. W. (eds.): *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 193–200.
- Holland, R. S., Peters, E. J. (1992): Differential catch by hoop nets of three mesh sizes int he lower Platte River. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 237–243.
- Hopkins, T. E., Cech, J. J. (1992): Physiological effects of capturing stiped bass in gill nets and fyke traps. *Transactions of the American Fisheries Society* 121: 819–822.
- Hubert, W. A. (1996): Passive capture techniques. In Murphy, B. R., Willis, D. W. (eds.): *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 157–192.
- Innal, D., Ozdemir, F. (2012): Species composition of fish community in Kundu Estuary (Antalya-Turkey) and their length-weight relationships. *Asian Journal of Animal and Veterinary Advances* 7: 1191–1197.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Leigh, S. J., Gehrig, S. L., Wilson, P. J., Zampatti, B. P., Nicol, J. M. (2012): Intervention monitoring of fish and fish habitats within the Katarapko Anabranh system ('Katfish' Demonstration Reach): Before intervention surveys 2010 and 2011. *SARDI Research Report Series* 634: 1–46.
- Matthews, M., Evans, D., Rossell, R., Moriarty, C., Marsh, I. (2001): *Erne eel enhancement programme*. EU programme for peace and reconciliation project No EU 15. Northern Regional Fisheries Board, Donegal, pp. 348.
- Moriarty, C. (1975): The small fyke net as a sampling instrument in eel research. EIFAC/T23, p. 507–518.
- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- Poole, W. R. (1990): Summer fyke net sas a method of eel capture in a salmonid fishery. *Aquaculture and Fisheries Management* 21: 259–262.
- Pugh, L. L., Schramm, H. L. (1998): Comparison of electrofishing and hoopnetting in lotic habitats of the lower Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 649–656.
- Reynolds, J. B. (1996): Electrofishing. . In Murphy, B. R., Willis, D. W. (eds.): *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 221–253.
- Ruetz, C. R., Uzarski, D. G., Krueger, D. M., Rutherford, E. S. (2007): Sampling a littoral fish assemblage: comparison of small-mesh fyke netting and boat elektrofishing. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 825–831.
- Seaby, R. M., Henderson, P. A. (2006): *Species Diversity and Richness Version 4*. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Shoup, D. E., Carlson, R. E., Heath, R. T., Kreshner, M. W. (2003): Comparison of the species composition, catch rate, and length distribution of the catch from trap nets with three different mesh and throat size combination. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 462–469.
- Solow, A. R. (1993): A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* 62: 191–193.
- Uzarski, D. G., Burton, T. M., Cooper, M. J., Ingram, J. W., Timmermans, S. T. A. (2005): Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: development of a fish based index of biotic integrity. *Journal of Great Lakes Research* 31: 171–187.
- Walker, R. M., Donkers, P. (2011): *An examination of the selectivity of fishing equipment in relation to controlling carp (Cyprinus carpio) in Lakes Sorell and Crescent*. Technical Report Inland Fisheries Service, Hobart, pp. 18.

Authors:

Károly GYÖRE (gyorek@haki.hu), Vilmos JÓZSA (jozsav@haki.hu), Dénes GÁL (gald@haki.hu)



Élőhely-rehabilitáció hatása az ócsai Öreg-turján halfaunájára

Effects of habitat rehabilitation on the fish fauna of the Öreg-turján peatland at Ócsa

Keresztessy K.¹, Farkas J.², Sevcsik A.³, Tóth B.³, Vad Cs. F.², Weiperth A.⁴

¹Vashal Bt., Maglód

²ELTE TTK Állatrendszertani és Ökológia Tanszék, Budapest

³Duna-Ipoly Nemzeti Park, Budapest

⁴MTA ŐK Duna-kutató Intézet, Göd

Kulcsszavak: tőzegláp, természetvédelmi beavatkozás, széles kárász, réticsík, lápi póc, ezüstkárász

Keywords: peatland, conservation measures, crucian carp, European weatherfish, European mudminnow, Prussian carp

Abstract

During 2011, rehabilitation measures were carried out to improve water balance and restore the former open water parts of the Öreg-turján wetland at Ócsa. Our main aim was to study the short-term effects of the interventions on the resident fish fauna. As reference, we used our long-term data set (1980–2011), while we took samples during the rehabilitation measures (in 2011) and in the following year. We found sudden and remarkable changes in the community composition. According to our results, besides the three species present in 2011 (crucian carp, European weatherfish, European mudminnow), we found three other species (common rudd, Prussian carp, northern pike), which can be explained most likely by the increasing ratio of open water. Among them, common rudd and Prussian carp became dominant members of the fauna. We also found hybrid individuals of the two carp species. While the appearance of the two native species enhanced biodiversity, the presence of the invasive Prussian carp means a serious treat for the closely related indigenous crucian carp. Further monitoring studies are strongly recommended to follow subsequent changes, as the area is one of the most important refuges of endangered marsh-associated fish species in Hungary.

Kivonat

A 2011. év során az ócsai Öreg-turján területén élőhely-rehabilitációs munkálatokat végeztek a terület vízháztartásának javítása és nyílt vízfelületek létrehozása céljából. Az elmúlt két évben végzett kutatásunk legfontosabb célja az volt, hogy az élőhely-rehabilitációs munkálatok előtt és után felmérjük a halfaunát. Halászataink során a területen 2011-ben domináns három lápi faj (széles kárász, réticsík, lápi póc) mellett 2012-ben a vörösszárnyú keszeg és az ezüstkárász tömeges, valamint a csuka szórványos megjelenését tapasztaltuk, emellett megtaláltuk a széles kárász ezüstkárással alkotott hibridjeit is. Megjelenésük elsősorban a nyíltabbá váló vízterületeknek köszönhető. Míg a vörösszárnyú keszeg és a csuka az őshonos fauna elemeiként a biodiverzitást növelik, az invazív ezüstkárász jelenléte a széles kárász teljes eltűnéséhez is vezethet. A halállomány összetételében bekövetkezett változások további nyomon követése indokolt, különös tekintettel a védett halak és a hazánkban megirtult széles kárász állományaira.

Bevezetés

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

Az Ócsai Tájvédelmi Körzet Öreg-turján nevű területén zajló halfaunisztikai kutatások története a XIX. századig nyúlik vissza (Károli 1879, Vutskits 1918, Botta et al. 1984,

Guti et al. 1991, Botta et al. 1984, Keresztessy 1993, 1996, Keresztessy et al. 2012). A korábbi forrásmunkák az itt gyűjtött adatokat összevonva, más hasonló területekével együtt közzétették. Ugyanakkor a legtöbb publikáció kiemeli a lápi fajok tömeges jelenlétét (Sallai 2005, Keresztessy et al. 2012), melyek közül a területre jellemző széles kárász (*Carassius carassius* Linnaeus, 1758), réticsík (*Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758) és lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) közönséges halfaj volt a vízrendezések előtt. A három faj legnagyobb állományai nagy kiterjedésű lápokban éltek, de a mezőgazdaság térhódításával, a lápok lecsapolásával a halfajok számára fontos élőhelyek száma jelentősen megfogyatkozott, és napjainkra elszigetelt állományaik egymástól távol fekvő területeken találhatóak (Keresztessy 1993, 1996, Keresztessy et al. 2012). Az ilyen halállományok hosszú távú dinamikájában kiemelt szerepe van az élőhelyüket jellemző biotikus és abiotikus tényezőknek, mivel csökken, sok esetben megszűnik a szomszédos élőhelyfoltok közötti átjárás (Wanzenböck & Keresztessy 1995).

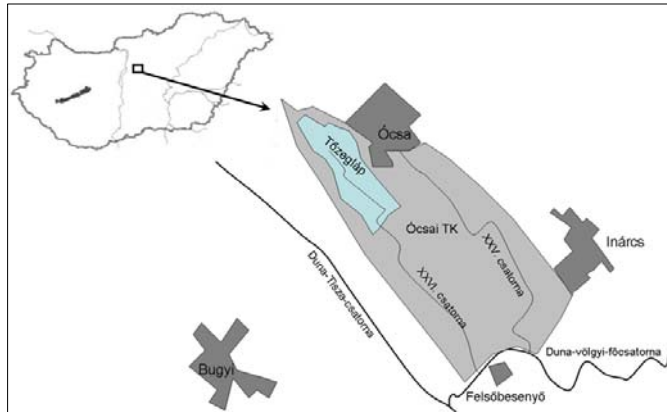
Munkánk célja, hogy három évtizedes halfaunisztikai eredményeink ismeretében az elmúlt két évben végzett élőhelyrehabilitációs munkák halfaunára gyakorolt hatásait célzó vizsgálatok első eredményeit összegezzük, és a jövőbeli kutatási feladatokat meghatározzuk.

A vizsgálatok helye, ideje és módja

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

Az Öreg-turján az Ócsai Tájvédelmi Körzet legészakibb területe (1. ábra). Az Ócsa és Alsónémedi községek között fekvő 160 hektár kiterjedésű tőzegláp a Duna–Tisza között hajdan jellemző nagy kiterjedésű vizes élőhelyek egyik utolsó maradványterülete, posztglaciális reliktum (Marosi & Szilárd 1967, Veres et al. 2011).

Az Öreg-turján története jól illusztrálja a Duna–Tisza közti homokhátságok között található fakadóvizes területeken bekövetkezett változásokat. A láp területe egy egykori, eolikus homokkal kibélelt dunai eredetű mélyedésben helyezkedik el. A lefűződést követően oligotróf, majd a pleisztocén után egy mezotróf tavi állapot alakult ki, mely során vastag mészszipar-réteg halmozódott fel. Később a tavi rendszer állapota drasztikusan átalakult a környéken megtelepedő neolitikus emberi társadalmak hatására és erőteljes feltöltődést szenvedett. Az említett folyamatokat alátámasztották a területen történt archaeológiai vizsgálatok (Veres et al. 2011). Az élőhely-rehabilitációt megelőző képezés kialakulásában döntő szerepet játszottak az elmúlt évszázadban a területen folytatott emberi tevékenységek hatásai. Az eredetileg zombékos-semlyékes élőhelynek 1928-ban megkezdték a lecsapolását (Boros 1936), majd 1955-ben megindult a tőzeglátó kitermelés, melynek hatására nyílt vízi medencék keletkeztek.



1. ábra. A kutatási terület / Fig. 1. The research area

Ezekben az idő múlásával sűrű nádas vált uralkodóvá. A területen rendkívül fontos szerepet töltenek be a rétegvízforrások, melyek a lápon szétterülve bizonyos helyeken megtörték a zárt növényzetet, ezzel biztosítva az élőhelyek mozaikosságát. A korábbi bányagödörökben

ezek hatására olykor 1–1,5 m-es vízmélység volt (Nagy & Gergely 2001, Veres et al. 2011, Vad et al. 2012).

Az Ócsai Tájvédelmi Körzet megalapításakor (1974) nádasokkal, illetve zombékos részekkel övezett területet mintegy 40 ha-on nyílt vízfelületű medencék jellemezték. Részben ez indokolta a Ramsari területek közé való felvételét. A tőzeggyökrokkben, illetve a peremterületeken fakadó talajvízforrások, valamint a csapadékos évek hatására időszakosan jelentős vízborítottság alakult ki. A felesleges vizet a terület DK-i részére vezették a XXV., XXVI., XXVIII. árapasztó csatornák irányában. Ennek hatására az Öreg-turján területén fokozatosan csökkent a vízszint, ezzel együtt a vízzel borított terület mértéke és a vízborítás időtartama. Az elmúlt évtizedek csapadékszegény időszaka felgyorsította a tőzeggyökrok feliszapolódását, a nádas és vízi növényzet terjedését. Ezen komplex folyamatok hatására a talajvízréteg átlagos vízszintje 1-1,5 m-rel csökkent, amihez hozzájárultak az illegális vízkivételek is, valamint a belvízelvezető csatornák megakadályozták a téli időszak csapadékmennyiségének a területen történő visszatartását. Összességében megállapítható, hogy a területen kialakult vízdeficit, valamint a növényzet (elsősorban nád és télisás) nagymértékű terjeszkedése következtében 1-1,5 ha-ra csökkent a szabad vízfelület aránya (Nagy & Gergely 2001, Szűcs 2009).

A területen 2010-ben lezajlott rehabilitációs munkálatoknak célja a fent felsorolt kedvezőtlen folyamatokat megállítás és visszafordítása volt. Ennek megfelelően a területről jelentős mennyiségű iszapot és növényi anyagot távolítottak el. A rehabilitációs munkálatok két legfontosabb feladata a talajvíz fakadási helyeinek vastag iszaprétegtől való megtisztítása volt, így segítve a talajvíz zavartalan áramlását, valamint nyíltvízes területek kialakítása a növényzet visszaszorításával. A területen elvégzett gépi földmunkák után vízügyi műtárgyak biztosítják a terület megfelelő vízszintszabályozását (Szűcs 2009).

A halfaunisztikai és halbiológiai vizsgálatainkhoz a rehabilitációs munkálatokat megelőzően a nyílt vízfelületek kis mérete, majd 2012-ben a kezelések után létrejött csatornában és medencékben a sűrű hínárnövényzet miatt elektromos kutató halászgépeket, RADET IUP-12, Hans-Grassl IG200/2 akkumulátoros és Hans-Grassl EL 64 IIGI típusú aggregátoros gépeket használtunk egyenárammal üzemeltetve. Az elektromos kutató halászgép használatát a módszer kíméletessége indokolta, mivel a gyűjtött egyedek óvatos mérés után a vízbe sérülésmentesen visszahelyezhetők. A RADET IUP-12 típusú gépet partról az (OT7-10 pontok) és csónakból (OT11-15 pontok), az IG200/2 gépet (1,5kW) gázolva (OT6 ponton), az EL 64 IIGI (7,5kW) gépet pedig csónakból (OT1-5 pontokon) használtuk (2. ábra).



2. ábra. A rehabilitáció által érintett területek (szürkével jelölve) és a mintavételi szakaszok
Fig. 2. The rehabilitated areas (indicated by grey) and the sampling sites

Gázolós minta esetén a mintavételi hely folyásirány szerinti legalsó pontján GARMIN eTrex Legend típusú GPS segítségével rögzítettük a koordinátákat. A vizsgált szakaszon a halászatot lassan felfelé haladva (gázolva) végeztük, igyekeztünk az összes halat megfogni. A gyűjtött halakat meghatároztuk, korcsoportokat kizárólag az OT7-15 szakaszok vizsgálatakor különítettünk el. Az adatokat papíron rögzítettük. A fotókat Canon PowerShot SX30 típusú digitális fényképezőgéppel készítettük. A mintavételek időpontjai és szakaszok kezdeti és végpontjait 1. táblázat tartalmazza.

A 2012-es, illetve a korábbi minták összehasonlítását nehezíti, hogy az élőhelyrehabilitáció után a mintavételi körülmények megváltoztak, így a mintavételi pontok és a mintavételi erőfeszítések nem azonosak. A mintavételeket a rehabilitációs munkálatok előtt kizárólag a partról tudtunk elvégezni (OT7-10), míg a kezelési munkálat végeztével csónakos mintavételt folytattunk a kialakított csatornában, valamint a tőzegödrök területén (OT1-6, OT11-15). A kezelések által nem érintett lápszemet (OT8) mindkét alkalommal mintáztuk (2. ábra). Az így összegyűjtött adatokból kizárólag a halfaunában bekövetkezett változásokra lehet megállapításokat tenni. A teljes halállomány, valamint egyes fajok populációiban bekövetkezett változásokra a továbbiakban szisztematikus mintavételi módszert kell alkalmazni.

1. táblázat. A mintavételi szakaszok GPS koordinátái
Table 1. The GPS coordinates of sampling sites

Szakasz kódok <i>Code</i>	Mintavételi időpontok <i>Sampling dates</i>	Koordináták / <i>Coordinates</i>			
		Kezdőpontok / <i>beginning</i>		Végpontok / <i>end</i>	
OT1	2012. 08. 01.	47°17'40,1"	19°11'40,9"	47°17'43,2"	19°11'42,2"
OT2	2012. 08. 01.	47°17'51,4"	19°11'52,1"	47°17'49,5"	19°11'55,8"
OT3	2012. 08. 01.	47°17'34,7"	19°12'13,4"	47°17'31,9"	19°12'15,9"
OT4	2012. 08. 01.	47°17'29,7"	19°12'20,9"	47°17'32,5"	19°12'23,4"
OT5	2012. 08. 01.	47°17'27,4"	19°12'30,2"	47°17'29,2"	19°12'33,8"
OT6	2012. 08. 01.	47°17'46,9"	19°12'33,3"	47°17'47,9"	19°12'30,9"
OT7	2011. 08. 21.	47°17'73,6"	19°12'74,9"	-	-
OT8	2011. 08. 21., 2012. 10. 19.	47°17'61,4"	19°12'41,3"	-	-
OT9	2011. 08. 21.	47°17'83,1"	19°12'38,6"	-	-
OT10	2011. 08. 21.	47°17'79,8"	19°11'48,2"	-	-
OT11	2012. 11. 19.	47°17'48,6"	19°11'28,9"	47°17'40,9"	19°11'40,7"
OT12	2012. 11. 19.	47°17'744"	19°11'35,5"	47°17'52,6"	19°11'47,1"
OT13	2012. 11. 19.	47°17'40,9"	19°11'40,7"	47°17'45,2"	19°11'49,9"
OT14	2012. 11. 19.	47°17'45,2"	19°11'49,9"	47°17'42,4"	19°11'55,1"
OT15	2012. 11. 19.	47°17'42,4"	19°11'55,1"	47°17'35,5"	19°11'49,6"

Eredmények

Az elmúlt két év monitorozásai során az ócsai Öreg-turján területén 6 halfaj 980 egyedét határoztuk meg (1. táblázat). Összesen 5 őshonos halfaj mellett 2012-ben az idegenhonos ezüstkárász (*C. gibelio*) (188 egyed) és a faj széles kárással alkotott hibridjei is előkerültek (34 egyed). Vizsgálataink során a kezeléseket megelőző és az azt követő évben is megtaláltuk a széles kárász és a fokozottan védett lápi póc több korosztályba tartozó egyedeit, valamint a szintén védett réticsíkot. Halászatink során széles kárászból 175 (2011: 18, 2012: 157), lápi pócból 404 (2011: 223, 2012: 181), réticsíkból 99 (2011: 62, 2012: 37) példány gyűjtöttünk

A rehabilitációs munkálatok egyik legszembetűnőbb eredménye a növényzetben bekövetkezett változás volt. A sűrű nádasok helyén kialakított nyíltvizes élőhelyek túlnyomó részén 2012-re a csillárkamoszat (*Chara* sp.) sűrű állományai alakultak ki. A területre jellemző széles kárász és láp póc standard testhossza a kezelést megelőző évben a 32 és 47 mm, illetve 21 és 75 mm között változott. A kezeléseket követően gyűjtött halfajok standard testhossza a vörösszárnyú keszegnél 20–63 mm, a széles kárásznál 20–76 mm, az ezüstkárásznál 25–96 mm, a két faj hibridjénél 20–70 mm, a réticsíknál 77–174 mm, a lápi pócnál 20–83 mm között alakult.

2. táblázat. Az 1980–2012 közötti vizsgálatok során az Öreg-turjánon fogott halfajok gyakorisága - Guti 1987, Keresztessy 2012 és saját adataink alapján
 Table 2. The frequency of collected individuals and species in Öreg-turján between 1980–2012 - based on data of Guti 1987, Keresztessy 2012 and present work

Halfajok Species	Mintavétel évei / Sampling years																					
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1988	1989	1992	1993	1994	1995	1999	2002	2003	2004	2005	2006	2011	2012	
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	-	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++
<i>Rhodeus sericeus</i>	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	++	++	++	++	-	+	+	++	++	++	-	+	+	+	-	+	++	++	
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++
<i>C. carassius x C. gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	++	
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	++	++	
<i>Ictalurus nebulosus</i>	-	-	-	-	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	+	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Umbra krameri</i>	-	-	-	++	++	++	++	++	++	++	++	++	++	-	+	++	++	++	++	++	++	++
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	++	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

++: nagyon gyakori / common, +: gyakori / rare, -: adott évben nem fogott / was not caught

Értékelés

Értékelve a hosszú távú változásokat, valamint a rehabilitációs munkálatok óta gyűjtött adatokat, megállapítható, hogy a nyíltvízi részek csökkenésével, majd azok újbóli növekedésével a halfajegyüttesek átalakultak. A halfaunisztikai vizsgálatok kezdetekor a kiterjedt nyíltvízes területeken a lápi fajok dominanciája, míg a területhez csatlakozó, vízelevetését biztosító csatornáknban más őshonos (pl.: bodorka, küsz, szivárványos ökle, vágóc sík) és idegenhonos (pl.: naphal, tarka géb) halfajok jelenlétét egyaránt dokumentálták.

A 80-as évek második felétől a széles kárász, réticsík és lápi póc dominanciája figyelhető meg. A korábban előkerült fajok közül több (köztük invazív faj is), eltűnt a területről (bodorka, compó, szivárványos ökle, ponty, barna törpeharcsa, naphal, sügér) (Guti 1987, Guti et al. 1991) (2. táblázat). Ugyanakkor a tájvédelmi körzet melletti bányatavakban, csatornáknban gyakori idegenhonos és inváziós fajok (kínai razbóra, ezüstkárász, fekete törpeharcsa) veszélyeztetik a védett területek halfaunáját (Keresztessy et al. 2012).

A rehabilitációs kezelések előtt a hosszú távú vizsgálatok alapján a mocsári fajok (széles kárász, réticsík, lápi póc) populációi stabilnak bizonyultak (Keresztessy et al. 2012). Ez a lápi póc és a réticsík esetében ma is megállapítható. Előbbi a mederkotrások szegélyeiben, a sűrű hínárvegetációjú csatornáknban, valamint a kezeléstől mentes területeken is gyakori volt, több korosztályából nagy egyedszámban sikerült gyűjteni. A réticsík gyűjtését nagyban nehezítette a sűrű hínárnövényzet. Feltételezhető, hogy mind a rekonstrukció által érintett területeken, mind a lápszemekben megmaradt az állomány.

A korábbi mintákkal történő összehasonlítás az eltérő mintavételi módszerek miatt csak részben lehetséges, azonban tény, hogy míg a rehabilitáció előtt ezüstkárász, illetve kárászhibrid nem szerepelt a mintában, a munkálatokat követően ezek nagy számban jelentek meg. Ez arra utal, hogy a zavarás, a nyíltvízes területek kialakítása kedvez az ezüstkárász megjelenésének, elszaporodásának. Az első hibrid egyedeket 2011-ben, a rehabilitáció időtartama alatt fogtuk (2 pld.), ám akkor ezüstkárász még nem került a mintába. Feltételezhető, hogy az ezüstkárász már korábban a csatornákon keresztül bejutott a területre, és a kezelések segítették az elterjedését, állományának növekedését. Az ezüstkárász, valamint a faj széles kárással alkotott hibridjeinek nagy száma azt eredményezheti, hogy idővel a széles kárász állománya jelentős mértékben visszaszorulhat,

esetleg el is tűnhet a területről. Hasonló jelenséget figyeltek meg a Kis-Balatonon, a Fenéki-tó esetében (Ferincz et al. 2012). A 2012-ben történt halászatok során az ezüstkárász és hibridjeit nagy egyedszámban kizárólag a rehabilitáció által érintett területeken sikerült kimutatni. A kezeléstől mentes belső lápszemekből nem kerültek elő.

A vörösszárnyú keszeg megjelenése és gyors elterjedése a kezelt területeken mindenhol megfigyelhető volt, állományát kizárólag fiatal egyedek alkották. A csuka adult példánya feltételezhetően az árapasztó csatornák felől jutott be, ugyanis a faj a környező csatornák domináns ragadozója.

Vizsgálataink alapján kijelenthetjük, hogy a Duna–Tisza közén található ócsai Öreg-turján halfaunája az élőhely-rehabilitációs beavatkozások után több fajjal bővült a kezelés előtti állapothoz képest, ami valószínűleg a nyíltabbá váló vizekkel magyarázható. Az invazív ezüstkárász megjelenése ugyanakkor komoly problémát vet fel a széles kárász fennmaradása szempontjából. Mivel a területen továbbra is jelentős állománya él a lápi pócnak és a réticsíknak, az Öreg-turján rendkívül fontos szerepet tölt be a hazai lápi halfauna megőrzésében. Javasoljuk a halállomány szerkezetének, valamint az egyes fajok populációiban bekövetkezett hosszú távú változásoknak további kutatását, kiterjesztve a biotikus és abiotikus környezeti változók vizsgálatára is. Reményeink szerint a hazánkban elindult fajvédelmi programok továbbra is fokozott figyelmet fordítanak az itt található halközösség megőrzésére és fenntartására (Müller et al. 2007, Demény et al. 2009, Tatár et al. 2010, Müller et al. 2011), továbbá a lápi halfajegyüttesek visszaszorulásához, eltűnéséhez vezető (Erős et al. 2008) idegenhonos és invazív fajok megtelepedésének a megelőzésre.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Koltai H. György a terepi mintavételekben éveken át tartó kitartó segítségéért.

Irodalom

- Boros Á. (1936): A Duna–Tisza köze kőriserdői és zombékosai. *Botanikai Közlemények* 33: 84–97.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Demény F., Zöldi L. G., Deli Zs., Fazekas G., Urbányi B., Müller T. (2009): A réticsík (*Misgurnus fossilis*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megőrzése érdekében. *Pisces Hungarici* 3: 107–113.
- Dömsödi J. (1977) *Lápi eredetű szervesanyagtartalékaink mezőgazdasági hasznosítása*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 123.
- 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.
- Ferincz, Á., Staszny, Á., Ács, A., Weiperth, A., Tátrai, I., Paulovits, G. (2012): Long-term development of fish assemblages in Lake Fenéki (Kis Balaton Water Protection System, Hungary): succession, invasion, and stabilization. *Acta Zoologica Scientiarum Academiae Hungarica* 58 (Supplement 1): 3–18.
- Guti G. (1987): *Növekedés- és táplálékvizsgálatok az Ócsai Tájvédelmi Körzet halállományán*. Diplomamunka, ELTE Állattudományi Tanszék, Budapest, pp. 135.
- Guti, G., Andrikovics, S., Bíró, P. (1991): Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundsfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feuchtgebiet, Ungarn. *Fischökologie* 4: 45–66.
- Horváth F., Kovács-Láng E., Báldi A., Gergely E., Demeter A. (szerk.) (2003): *Európai jelentőségű természeti területeink felmérése és értékelése*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, pp. 160.
- Károli J. (1879): *Kalauz a Magyar Nemzeti Múzeum Halgyűjteményéhez*. Budapest, pp. 103.
- Keresztessy K. (1993): Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. *Landscape and Urban Planning* 27: 115–122.
- Keresztessy K. (1996): Threatened freshwater fish in Hungary. In Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Verlag Basel/Switzerland. p. 73–77.
- Keresztessy K., May K., Weiperth A., Vad Cs. F., Farkas J. (2012): Hosszú távú halfaunisztikai vizsgálatok és a veszélyeztetett lápi póc populációbiológiája a Duna–Tisza köze két Ramsari területén. *Pisces Hungarici* 6: 47–54.
- Marosi S., Szilárd J. (szerk.) (1967): *A dunai Alföld*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 358.
- Müller T., Csorbai B., Urbányi B. (2007): A széles kárász – *Carassius carassius* (L.) – szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megőrzése érdekében. *Pisces Hungarici* 2: 73–81.

- Müller T., Balován p., Tatár S., Müllerné T., M., Urbányi B., Demény F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megőrzése érdekében. *Pisces Hungarici* 5: 15–20.
- Nagy Á., Gergely A. (2001): Az ócsai Öregturján. *Természet Világa* 132. 6: 277–278.
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A Puszta* 22: 113–172.
- Szűcs J. L. (2009): Az Ócsai TK Öregturján vizes élőhely rekonstrukciója. ÖKO-HÍD Bt., Ócsa, pp. 15.
- Tatár S., Sallai Z., Demény F., Urbányi B., Tóth B., Müller T. (2010): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram (European mudminnow (*Umbra krameri*) Conservation program). *Halászat* 103/2: 70–75.
- Vad, Cs. F., Horváth, Zs., Ács, É., Kiss, K. T., Török, J. K., Forró, L. (2012): Seasonal dynamics and composition of cladoceran and copepod assemblages in ponds of a Hungarian cutaway peatland. *International Review of Hydrobiology* 97/5: 420–434.
- Veres Zs., Sümegi P., Törőcsik T. (2011): Az ócsai láp archeomalakológiai vizsgálata – a *Pomatias elegans* első radiokarbon adatokkal korolt holocén előfordulása Magyarországon. *Archeometriai Műhely* 2011/2: 181–196.
- Vutskits Gy. (1918): *A Magyar Birodalom Állatvilága*. Fauna Regni Hungariae. Budapest, pp. 42.
- Wanzenböck, J., Keresztessy, K. (1995): Zonation of lentic ecotone and its correspondence to the life strategies in fishes. *Hydrobiologia* 303: 247–255.

Authors:

Katalin KERESZTESSY (keresztessy.katalin@gmail.com), János FARKAS, András SEVCSIK, Balázs TÓTH, Csaba Ferenc VAD, András WEIPERTH



Lápi póc – *Umbra krameri* (Weiperth András felvétele)



Kotrás utáni állapot az ócsai Őreg-turján területén (Weiperth András felvétele)



A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) élettartama és növekedése a Tarnában jelölés-visszafogási adatok alapján

Lifespan and growth of *Sabanejewia bulgarica* in the River Tarna (Hungary) based on mark-recapture data

Szepesi Zs.¹, Harka Á.²

¹Omega-Audit Kft, Eger

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

Kulcsszavak: egyedi testmintázat, jelölés fényképezéssel, kor, standard hossz

Keywords: individual body pattern, marking with photography, age, standard length

Abstract

Between 2008 and 2012, we marked 49 Bulgarian Golden Loach (*Sabanejewia bulgarica*) in the 105 km long River Tarna. All individuals were recaptured in the middle, 1 km long section of the river. Instead of artificial marking, photos were taken of both sides of the fish and specimens were identified by the individual spot patterns. Over the years, fewer but, on average, larger fish were recaptured. In the past 10 years there was only one successful spawning, in 2007. This is the age group the growth of which we were able to monitor. The average lengths in respective years were as follows: 37, 59, 70, 75, 79, 82 mm. The 2007 age group reached a standard length of 77-81 mm (8 ind.) in 2011. Results of the last two years show that at present, there are no specimen under 5 years in the river Tarna. For at least 30 years, the (sub)population of the River Tarna has been isolated from the nearest (sub)population of the river Tisza, which is located 90 river kms downstream.

In 2009, we marked 28 2-year old specimens ($58 \leq SL \leq 72$ mm) of which one was recaptured two years later, (3.6%), while none three years later. The average age of Bulgarian Golden Loach is considered 2 to 3 years. However, we found that of the six 3 year old or older specimens marked in 2009 ($75 \leq SL \leq 93$ mm), three were still alive after two years, (50.0%), while two after three years (33.3%).

Five (10.2%) of the 49 specimens ($SL = \text{♂}84, \text{♀}85, \text{♂}85, \text{♀}87, \text{♀}94$ mm) were found to be older than 5 years. One, 94mm long fish grew 1 mm in the past three years (0.34mm/year, $SL0.37\%/year$). It should be at least 10 years old. Another specimen ($SL=75$ mm estimated to be 2 or 3 years old when marked), which showed a very good growth rate (3.96mm/year, $SL5.28\%/year$), needs 5 years to achieve a body length of 93 mm, with which it may live as long as another 3 to 4 years. The estimated maximum life span of Bulgarian Golden Loach can be between 10 to 12 years. Formerly, the number of yearly rings (annuli) on the otolith slice was extensively used to provide the age of fish. An 1 mm growth within three years probably adds only one annulus. Therefore it cannot be excluded that earlier samples underestimated the maximum age of the fish and these samples also contained specimens older than 5 years.

Kivonat

2008 és 2012 között 49 db bolgár törpecsíkot jelöltünk meg, amelyek mindegyike a 105 km hosszú Tarna folyó közepeső, alig 1 km-es szakaszáról került elő. Mesterséges jelölés helyett a halak mindkét oldaláról fényképfelvételt készítettünk, későbbi ezek segítségével, a test mintázata alapján azonosítottuk az egyedeket. Az utóbbi 10 év során csupán 2007-ben tapasztaltuk a faj sikeres ívását, ennek a korosztálynak a növekedését tudtuk nyomon követni. Az egyes életévekben elért átlagos testhosszak: 37, 59, 70, 75, 79, 82 mm. E korosztály 2011-ben $SL=77-81$ mm testhosszt ért el (8 példány). Az utóbbi két év adatai alapján a Tarnában jelenleg nincs 5 évesnél fiatalabb példány. A tarnai állomány legalább 30 éve elszigetelődve él a legközelebbi, 90 fkm-re található tiszai állománytól.

2009-ben 28 db ($58 \leq SL \leq 72$ mm) két éves egyedtel jelöltünk meg, melyek közül két év múlva egyet fogtunk vissza (3.6%), három év múlva egyet sem. A bolgár törpecsíkok nagy többségének élettartama ezek alapján 2-3 évre tehető. A 2009-ben megjelölt 6 db ($75 \leq SL \leq 93$ mm) három éves és idősebb egyed közül azonban két év múlva 3 db (50.0%), három év múlva 2 db (33.3%) még élt.

A 49 egyed közül 5 példány (10.2%) öt éves vagy ennél idősebb volt ($SL = \text{♂}84, \text{♀}85, \text{♂}85, \text{♀}87, \text{♀}94$ mm). A 94 mm-es egyed az utóbbi 3 év alatt összesen 1 mm-t nőtt (0,34 mm/év, $SL 0.37\%/év$), az életkora minimum 10 év. Az $SL=75$ mm-es méretnél megjelölt (két-három éves), nagyon jó növekedést mutató (3.96 mm/év, $SL 5.28\%/év$) egyednek 5 évre van szüksége ahhoz, hogy elérje a 93 mm-es testhosszt, de utána – alig növekedve – még 3-4 évig is élélhet. Ennek alapján a bolgár törpecsík maximális életkora 10-12 évre tehető. A korábbi vizsgálatok általában az otolithcsiszolat évgűrűiből határozták meg az egyes egyedek életkorát. A parányi otolithon azonban a 3 év alatti 1 mm-es teszhossznövekedés nagy valószínűséggel egy évgűrűnek látszik, ezért nem zárható ki, hogy a korábbi vizsgálati anyagokban is előfordult 5 évesnél idősebb példány.

Bevezetés

Az egyes halfajok maximális élettartamát nehéz megállapítani, rengeteg külső és belső tényező befolyásolja. Az életkor és növekedés vizsgálatához a legbiztosabb módszer a halak különböző eszközökkel való megjelölése, azonban mind a jelölés, mind a visszafogás jelentős ráfordítást igényel. Kisebb idő- és munkaigényű a pikkely vagy az otolithcsiszolat évgyűrűiből számított testhossz- és életkor-meghatározás, viszont az évgyűrűk kialakulásának bizonytalansága miatt a módszer kevésbé pontos. Az élettartam vége felé közeledve, az egyedek évenkénti növekedése egyre kisebb, ezért egyre nehezebb az évgyűrűket elkülöníteni.

Ha eltekintünk a pár hétig tartó embrionális időszaktól, akkor a halak növekedésében 3 szakasz különíthető el (Hancz 2007). Az első, igen gyors növekedési szakasz általában az ivarérettség eléréséig tart, melyet az ivarérettség utáni növekedési szakasz követ. Ezután egy harmadik, az öregedésnek (szenektív) megfelelő szakasz is kimutatható. Az egyes szakaszok hosszából következtethetünk a halfajok maximális élettartamára. Az öregedési szakasz a maximálisan 10 év életkort elérő Petényi-márna (*Barbus petenyi*) esetében 4 év (Gyurkó et al. 1961). A középső (adult) szakaszban az éves növekedése 5-8%, az öregedési szakaszban 3-3.5%. Balon (1967, cit. Pintér 1989) egy 15 éves karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), Györe és Józsa (2005) egy 16 éves dévérkeszeg (*Abramis brama*) évenkénti növekedését írja le, amelyből az látszik, hogy még az utolsó 6 évben is átlagosan évi 2-4% a testhossz gyarapodása. A csikfélék esetében ez azt jelenti, hogy az öregedési szakaszban egy 100 mm-es egyed évenkénti növekedése 2-4 mm.

Szakirodalmi adatok (3. táblázat) szerint az európai *Cobitis*- és *Sabanejewia*-fajok átlagos élettartama 2-3 év, míg a maximális életkort 5-6 évre becsülik. Az egyes egyedek életkorát méreteloszlás vagy az otolithcsiszolat évgyűrűi alapján határozták meg. Jelen vizsgálatunk során a bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) maximális élettartamára jelölés-visszafogási adatok alapján következtetünk.

Anyag és módszer

2008 óta fényképezzük a Tarnából fogott bolgár törpecsíkokat, összesen 88 példányt. A fotók alapján 49 különböző egyedet azonosítottunk, 39 esetben már korábban azonosított példányt fogtunk vissza. Bár vizsgálatunkat a Tarna teljes hosszára és a mellékpatakokra is kiterjesztettük, az összes egyed egy mindössze 1 km-es körzeten belül, Tarnabod és Kál között (32.6-33.3 fkm) került elő. Az állandó mintavételi hely jellemzői és a tarnai mintavételi helyek fekvése egy korábbi munkánkban megtalálható (Szepesi és Harka 2011). Halfogáshoz sűrűn ölmozott alinnal szerelt, 6 mm szembőségű kétközhálót használtunk.

2008 és 2012 között 49 különböző egyedről készült fénykép. Mindkét testoldalról 5-5 fényképet készítettünk, ugyanis a jobb és a bal oldal mintázata közt jelentős eltérés van. Minden fénykép egyben jelölésnek is számított, és minden fogásnál feljegyeztük a hal 1 mm-es pontossággal mért testhosszát és a pontos helyszínt. Az egyszerű digitális fényképezőgéppel készített felvételeket két egymás mellett lévő számítógép-képernyőn elemeztük. Akkor tekintettünk egy egyedet visszafogottnak, ha mindkét oldalának a mintázatában minden azonosítható részlet megegyezett egy korábbi felvétellel.

A 2007-es korosztály növekedését a késő nyári, őszi mintavételek során fogott egyedek átlagméretével határoztuk meg. A számításokhoz Windows Excel programot használtunk.

Eredmények és értékelés

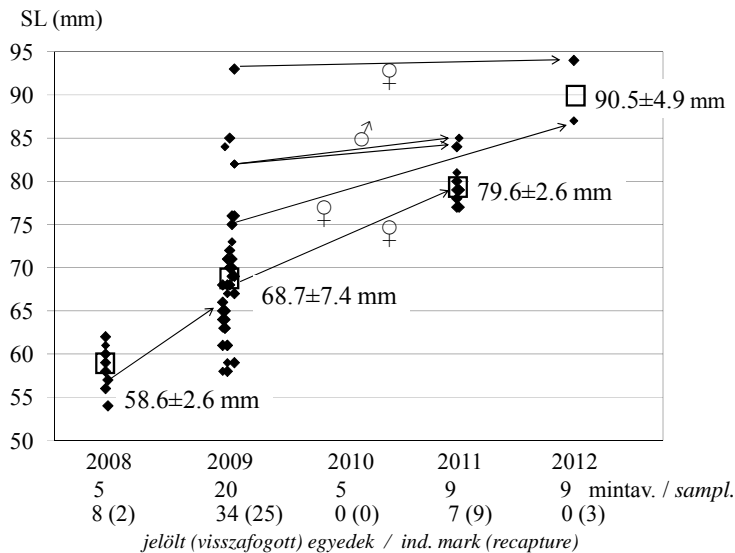
2003 óta rendszeresen vizsgáljuk a Zagyva vízrendszerének halfaunáját. A bolgár törpecsík rendkívül szűk elterjedésű. Az utóbbi 10 évben egy példány kivételével az összes egyed a Tarna középső, Tarnabod-Kál (29-34 fkm) közötti szakaszáról került elő. 2005-ben Tarnaörsnél (14 fkm) került elő egy példány, mely lelőhely megegyezik a bolgár törpecsík első tarnai előfordulási adatával (Harka 1989). Jelen vizsgálat során, 2008 óta azonban már csak a Kál alatti egy km-es szakaszon fogtunk 88 példányt.

1. táblázat. A jelölt egyedek visszafogási aránya
Table 1. Recapture rates of marked specimen

Jelölt példányok mérete és egyedszáma size and number of marked specimens		Visszafogás, ill. az adott évet megélt egyedek száma recapture			
2009		2011		2012	
méret	ind.	ind.	%	ind.	%
58 ≤ SL ≤ 72 mm (2 éves/year)	28	1	3.6	0	0.0
75 ≤ SL ≤ 93 mm (≥3 éves/year)	6	3	50.0	2	33.3

A 2009-ben megjelölt, egyértelműen a kétéves korosztályba tartozó 28 egyed közül (méretük SL=58-72 mm között), 2 év múlva egy (3.6%), három év múlva egy sem került elő (1. táblázat). Természetesen elképzelhető, hogy a jelöltek közül egy-két egyed még él, de az arányokon ez nagyon nem változtatna. A szakirodalom szerint a csíkfélék átlagos élettartama 2-3 év, melyet jelen visszafogási adatok is megerősítenek.

Ellenben van egy másik méretcsoport, melyet a 3 évet megélt egyedek alkotnak. Az ezekből megjelölt 6 példánynak egyharmada még 3 év múlva is életben volt. Egy nagyságrenddel nagyobb esély van arra, hogy egy hároméves (vagy idősebb) példány megérje a 6. életévet (vagy még többet), mint hogy egy kétéves egyed elérje a 4. életévet. Bizonyos testméret felett jelentősen megnő a túlélés valószínűsége. Azonban némi ellentmondás is észlelhető. A 2011-ben fogott 8 olyan egyed közül, melyek nagy valószínűséggel 2007-ben születettek (köztük a visszafogott 09/21 kódjelű is), és méretük 77-81 mm között volt, egy sem került visszafogásra 2012-ben.



1. ábra. A jelölt egyedek mérete és átlaga, valamint az éven túli visszafogások
Fig. 1. Size and average size of marked specimen, recapture beyond one year

Az utóbbi években egyre kisebb számban, de egyre nagyobb átlagméretben fogtunk bolgár törpecsíkot (1. ábra). Ez arra utal, hogy a tarnai állomány előregedett. Az utolsó jó ívás 2007-ben volt. Nem tudjuk, mi az oka az ívások elmaradásának illetve sikertelenségének, de ez nem csak az utóbbi öt évre jellemző. 2003 és 2007 között mindössze 3 bolgár törpecsík került elő a Tarnából. Elképzelhető, hogy a sikertelen ívások miatt nem került elő minden évben, illetve amikor egy-egy példány előkerült, feltűnően nagy testméretű (75-80 mm feletti) volt.

Az utóbbi két év adatai alapján a Tarnában jelenleg (2012) valószínűleg nincs ötévesnél fiatalabb példány. Ahhoz, hogy ne pusztuljon ki, több példánynak is meg kell érnie a 6. életévet. A sikertelen ívások ellenére legalább 30 éve jelen van a Tarnában. Nem találtunk olyan adatot, mely alapján közvetlen kapcsolat lenne a 90 fkm-re található tiszai populációval. Ez az elszigetelt állomány a rendszertelen ívások ellenére is tartósan fenn tudott maradni.

A vizsgálat szempontjából annyiban szerencsés az ívások sikertelensége, hogy a 2007-ben született egyedek évenkénti növekedését méreteloszlás alapján is meg tudtuk határozni. Nem kell attól tartanunk, hogy az egyes korosztályok szétnövése miatt átfedések lennének a méretcsoportok között. Az egyes korcsoportok összenövéseinek lehetőségét jól mutatja, hogy a 2009-ben SL=82 mm-es példány 2011-ben 85 mm-re nőtt, amit a 2-4 évvel fiatalabb, 2007-ben született korosztály már majdnem elért (2011-ben 8 db 77-81 mm közötti példány került elő). A 2007-es korosztály növekedése: (37), 59, 70, (75), 79 (82) mm. A zárójelben szereplő méretek csak becslések, hiszen az adott évben (2007, 2010, 2012) egy példányt sem fogtunk ebből a korcsoportból. A 2007-es korcsoport növekedése jelentősen elmarad a korábban általunk megadott növekedési adatoktól (Szepesi & Harka 2011), de azokról már akkor is hangsúlyoztuk, hogy csak tájékoztató jellegűek: 37, 60, 72, 82, 89, 94 mm. Akkor még nem volt annyi adat a birtokunkban, hogy csíkfélékre a szakirodalomban megadott 5-6 éves maximális élettartamot megkérdőjelezzük, így a 80-90 mm-es példányokat is be kellett szorítanunk 5-6 életévbe. Ha a bolgár törpecsík növekedése nem olyan gyors, ahogy jeleztük, akkor az életévek számát kell jelentősen megnövelni.

2. táblázat. Éven túli visszafogási adatok
Table 2. Recapture beyond one year

kód code	jelölés mark		Utolsó visszafogás last recapture		Eltelt idő (nap) time elapsed (day)	Évenkénti növekedés annual growth	
	dátum date	méret SL	méret SL	dátum date		mm/év mm/year	SL%/év SL%/year
09/21 (♀)	2009.07.05	68 mm	79 mm	2011.06.22	717	5.60 mm	8.24%
09/25 (♀)	2009.08.13	75 mm	87 mm	2012.08.22	1105	3.96 mm	5.28%
09/29 (♂)	2009.09.29	82 mm	85 mm	2011.10.03	734	1.49 mm	1.82%
09/30 (♀)	2009.10.28	93 mm	94 mm	2012.09.25	1063	0.34 mm	0.37%

Mindössze 4 példányról van többéves visszafogási adatunk. Feltűnő, hogy a 2009 tavaszán és kora nyarán megjelölt 20 egyed közül (09/01-től 09/20 kódszámig) egy sem került elő a következő években, ellenben a 2009 augusztus és október között fogott 13 egyed közül (közülük 8 elsőször jelölve) legalább 4 még két év múlva is élt. Ez felveti annak gyanúját, hogy a május-júniusi ívási időszak után (még ha az nem is volt sikeres 2009-ben) nagyon magas a mortalitás. Ellenben azok az egyedek, melyek megérik az ősz, jelentős számban életben maradnak a következő ívásig.

A **09/21**-es egyed 2009-ben 68 mm-esen lett megjelölve, két év múlva 79 mm-re nőtt. Ez az egyed egyértelműen 2007-ben született. Mérete jól illeszkedik a 2011-ben fogott, hasonló korosztály méretéhez (8 db SL=77-81 mm-es egyedek). Növekedése évi 8.2%, mely alapján még egyértelműen a növekedés középső (adult) szakaszában van.

A **09/25**-es egyed 75 mm-es méretnél jelöltük meg. Rendkívül jó növekedését mutatja, hogy már nagyobb méretű, mint a tőle 2-3 évvel idősebb 09/29-es egyed. Az éves növekedési üteme (5.3%) alapján még nincs az öregedési szakaszban. Jelenleg minimum 5 éves. Az utóbbi három évben a növekedése évi 4 mm volt. Ezt a növekedést vélhetőleg már nem tudja tartani, de még ha feltételezzük is ezt a növekedési ütemet, két év szükséges ahhoz, hogy elérje a 93 mm-es testhosszt. Azaz egy 75 mm-es méretnél megjelölt, jó növekedési képességgel rendelkező egyednek a jelöléstől még 5 évre van szüksége ahhoz, hogy 18 mm-t nőjön. Az egyed a jelöléskor minimum 2 éves volt, azaz 7 éves kora előtt nem érheti el a 93 mm-es testhosszt. A 09/30-as egyednél tapasztaltak alapján a szenektív

szakaszban is élélhet még 3-4 évig ez a példány, tehát vélhetően eléri majd a tízéves életkort.

A 09/29-es egyed egyértelműen az öregedési szakaszban van, évi növekedése 1.8%. Vasznyecov (1953; cit. Gyurkó et al., 1961) a pontyfélék növekedésének törvényszerűségeit vizsgálva arra a megállapításra jutott, hogy a növekedés fajlagos sebessége nem egy bizonyos idő elteltével, hanem bizonyos testhossz elérése után kezd csökkenő tendenciát mutatni. Ebből az is következik, hogy egy öregedési szakaszban lévő példány életkoráról a testméret nem ad pontos információt. Jelöléskori életkorát csak becsülni tudjuk: az utóbbi évek gyenge növekedési üteme alapján 5 éves kora előtt vélhetőleg nem tudta elérni a 82 mm-t, visszafogásakor már legalább 7 éves volt.

A 09/30-es egyed az utóbbi 3 évben mindössze egy mm-t nőtt, növekedési sebessége 0.4%. Ez az érték egy nagyságrenddel kisebb, mint a bevezetőben említett fajok öregedési szakaszban tapasztalható évi 2-4%-os növekedési üteme. Feltételezhetjük, hogy ennél az egyednél az öregedési szakasz nem 2009-ben, hanem már egy-két évvel korábban kezdődött. A maximálisan 10 éves élettartamú Petényi-márna esetében a szerzők szerint 4 év az öregedési szakasz (Gyurkó et al. 1961). Ez az egyed valószínűleg növekedése végső határán van. A tiszai populáció vizsgálatában az elméleti növekedési határ, $L_{inf}=92\text{mm}$ (Harka et al. 2002). A 09/25-ös egyed alapján a jelöléskori testhosszt ($SL=93\text{mm}$) még rendkívül jó növekedés esetén sem érhetette el 7 éves kora előtt. Azaz akár visszafelé (öregedési szakasz hossza), akár előlről számíthatjuk (növekedési ütem), 2012-ben minimum 10 éves volt.

A 09/30-es egyed ugyanabból a 14 m hosszú medencéből került elő, ahol meg lett jelölve. Közben eltelt 3 év és 18 mintavétel, feltehetőleg elhagyta az állandó mintavételi helyet, majd visszatért. Az utolsó 5 mintavétel során kétszer előkerült.

A különböző csíkféléken végzett korábbi vizsgálatok (3. táblázat) méreteloszlás vagy az otolithcsiszolat évgűrűi alapján határozták meg az egyes egyedek életkorát. A három év alatti összesen egy mm-es növekedés vélhetőleg egy évgűrűnek látszana. Azaz nem zárható ki, hogy a korábbi vizsgálati anyagokban is volt 5 évesnél jóval idősebb példány csak a módszer korlátai miatt nem volt kimutatható. Feltűnő, hogy Zanella és munkatársai (2008) vizsgálati anyagának 19.4%-a 4+ egyed, viszont ennél idősebb nem került elő.

A *Cobitis*-fajok esetében kimutatták (Robotham 1981, Erős 2000, Boron et al. 2008), hogy a tejesek növekedése lassabb, és rövidebb ideig élnek, mint az ikrások. A *Sabanejewia*-fajok esetében ez a különbség nem jellemző. Zanella és munkatársai (2008) 77 db-os vizsgálati anyagában a legidősebb (4+) korosztályban 8 tejes és 7 ikrás példány volt, növekedésük hasonló nagyságú. Harka és munkatársai (2002) vizsgálati anyagában a legidősebb és legnagyobb méretű példány (2+) tejes volt. A tarnai populációban az 5 évesnél idősebb egyedek közt is vannak tejesek (♂84, ♀85, ♂85, ♀87, ♀94 mm). A tejeseknek hasonló életkort kell elérni, mint az ikrásoknak, hiszen a többévi sikertelen ívások miatt ellenkező esetben a populáció már felmorzsolódott volna.

A 09/30-as egyedről a jelölésekor és a visszafogásakor készült fénykép megtalálható a FishBase honlapján: <http://www.fishbase.org/photos/thumbnailsummary.php?ID=49158>. A fényképes jelölés elvileg minden foltozottsággal rendelkező halfaj esetében alkalmazható, azonban vágócsík (*Cobitis elongatoides*) esetében maga a fénykép elkészítése is problémát okoz. A bolgár törpecsík ellenben tartva nyugodtan túri a fényképezést, főleg ha pár vízcsepp marad a szája körül, ezekben a vágócsík annyira tekergőzik, hogy kézben nem lehet lefényképezni. Egy kis akváriumot kell alkalmazni, ennek oldala viszont többször is fénytörést okozott. A másik probléma, hogy vágócsíkból több száz példányról is készülhet fotó, képfelismerő szoftver alkalmazása nélkül az egyedek azonosítása jelentős időráfordítást igényelne.

3. táblázat. Európai csíkfajok életkora, növekedése
Table 3. Age and growth of European loach species

Fajok, szerzők <i>species, authors</i>	Egyedek <i>ind.</i>	Max. méret <i>max.size</i>	Kor <i>age</i>	Méret 1, 2, 3 ... évesen <i>size 1, 2, 3 years</i>	Szinonim név <i>synonym</i>
<i>Sabanejewia bulgarica</i>					
Harka et al. (2002)	91	SL=71	4+	37, 59, 72	<i>S. aurata</i>
Szepesi & Harka (2011)	42	SL=93	5+	37, 60, 72, 82, 89, 94	
Jelen vizsgálat / <i>present inv.</i>	49	SL=94	10	37, 59, 70, 75, 79, 82	
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=80	-		
Baensch & Riehl (1995)*	-	SL=104	-		
<i>Sabanejewia balcanica</i>					
Maric & Milosevic (2010)	9	SL=80.3	-		
Buj et al. (2008)	61	SL=82.5	-		
Delic et al. (2003) *	45	SL=90.7	-		
Zanella et al. (2008)*	77	SL=80.6	4+	31, 53, 64, 72	
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=90	-		
<i>Sabanejewia vallahica</i>					
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=90	-		
<i>Sabanejewia aurata aurata</i>					
Muus & Dahlström (1968)*	-	SL=124	-		
<i>Sabanejewia baltica</i>					
Juchno & Boron (2012)	33	SL=82.1	-		
<i>Sabanejewia romanica</i>					
Muus & Dahlström (1968)	-	SL=105	-		
<i>Cobitis elongatoides</i>					
Erős (2000)	265	SL=98	4+	38, 60, 81, 92	
Erős (2003)	1158	SL=109	4+		
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=130	5		
<i>Cobitis taenia</i>					
Marconato, Rasotto (1989)*	74	SL=96		50, 67, 78, 89	
Ritterbusch & Bohlen (2000)*	695	SL=102	4+		<i>Cobitis complex</i>
Boron et al. (2008)	174	SL=91.7	5+	46, 60, 75, 81, 88	
Juchno & Boron (2006)	138	SL=91.7	5+	52, 61, 73, 82, 89	
Kostrzewa et al. (2003)*	317	SL=99	5+		<i>Cobitis sp.</i>
Vaino & Saat (2003)	62	SL=104	7	41, 58, 75, 86, 93, 99	
Robotham (1981)*	751		5+		
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=95	5		
<i>Cobitis narentana</i>					
Zanella et al. (2003)*	211	SL=89	4+	38, 47, 67, 77	
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=90	5		
<i>Cobitis paludica</i>					
Przybylski & Valladolid (2000)	173	SL=84	5+	38, 49, 58, 65, 70	
Soriguer et al. (2000)	99	SL=90	5+	36, 50, 62, 71, 78	
Kottelat & Freyhof (2007)	-	SL=130	5		
<i>Cobitis linea</i>					
Mousavi-Sabet et al. (2011)	226	SL=83.2	5+	29, 38, 49, 66, 76	<i>Cobitis sp.</i>

*eredeti műben TL van megadva, átszámítás SL-re/ * TL in the original, converted to SL / (www.fishbase.org)

Összegzés

A fényképes jelölés megbízhatóan használható a bolgár törpecsíkok azonosítására. A jelölést követően, 2-3 év elteltével is az egyes egyedek gyorsan és biztosan azonosíthatóak, foltozottságuk nem változott.

Jelen vizsgálatunk is megerősíti, hogy a bolgár törpecsík átlagos életkora 2-3 év, ellenben a tarnai populáció vizsgálata alapján a szakirodalomban általánosan elfogadott 5-6 éves maximális életkornál jóval tovább él. Közvetlen bizonyítékunk ugyan nincs, de a visszafogási adatainkból származó következtetések azt igazolják, hogy élettartama meghaladhatja a 10 évet. Még a gyors növekedésű 09/25-ös kódú egyed sem éri el 7 éves kora előtt a 93 mm-es testhosszt és utána (a 09/30-as egyed alapján) ezen a méreten 3-4 évig még élélhet. Véleményünk szerint a bolgár törpecsík maximális élettartama 10-12 év.

Irodalom

- Baensch, H. A., Riehl, R. (1995): *Aquarien Atlas*. Band 4. Mergus Verlag GmbH, Verlag für Natur- und Heimtierkunde, Melle, Germany. pp. 864.
- Buj, I., Podnar, M., Mrakovcic, M., Čaleta, M., Mustafic, P., Zanellaa, D., Marcic, Z. (2008): Morphological and genetic diversity of *Sabanejewia balcanica* in Croatia. *Folia Zoologica* 57/1–2: 100–110.
- Boroń, A., Jeleń, I., Juchno, D., Przybylski, M., Borzuchowska, E. (2008): Age and growth of the karyologically identified spined loach *Cobitis taenia* (Teleostei, Cobitidae) from a diploid population. *Folia Zoologica* 57/1–2: 155–161.
- Delic, A., Kucinić, M., Bucar, M., Lázár, B., Mrakovčić, M. (2003): Morphometric and meristic characteristics of the goldside loach *Sabanejewia balcanica* (Cobitidae) in Central Croatia. *Folia biologica (Krakko)* 51 (Suppl.): 33–38.
- Erős, T. (2000): Population biology of *Cobitis elongatoides* in a lowland stream of the Middle Danube (Hungary). *Folia Zoologica* 49 (suppl. 1.): 151–157.
- Erős, T. (2003): The reproductive characteristics of a spined loach population (Osteichthyes, Cobitidae) based on gonad analysis. *Biologia, Bratislava* 58/2: 245–252.
- Györe K., Józsa V. (2005): A magyarországi Duna halfaunája, a középső és alsó szakasz halászatbiológiája, halgazdálkodása. *Halászatfejlesztés* 29: 209–268.
- Gyurkó I., Szabó Zs., Kászoni Z. (1961): A petényi márna (*Barbus meridionalis petényi* Heckel) növekedési ritmusa. *Vertebrata Hungarica* 3/1–2: 35–44.
- Hancz Cs. (2007): A halak biológiai sajátosságai. In Hancz Cs. (ed.): *Haltenyésztés*. Kaposvár, Egyetemi jegyzet p. 40–52.
- Harka Á. (1989): A Zagyva vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75: 49–58.
- Harka Á., Györe K., Lengyel P. (2002): Growth of the golden spined loach *Sabanejewia aurata* (Filippi, 1865) in river Tisza (Eastern Hungary). *Tiscia* 33: 45–49.
- Juchno, D., Boroń, A. (2006): Age, reproduction and fecundity of the spined loach *Cobitis taenia* L. (Pisces, Cobitidae) from Lake Klawój (Poland). *Reproductive Biology* 6/2: 133–148.
- Juchno, D., Boroń, A. (2012): Reproduction and fecundity of the golden loach, *Sabanejewia baltica* Witkowski, 1994 from Bug River in Poland. *Reproductive Biology* 12/1: 73–79.
- Kostrzewa, J., Przybylski, M., Marszał, L., Valladolid, M. (2003): Growth and reproductive biology of loaches *Cobitis* sp. in Lake Lucien, Poland. *Folia biologica (Krakko)* 51 (Suppl.): 179–182.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. pp. 646.
- Marconato, A., Rasotto, M. B. (1989): The biology of a population of spined loach, *Cobitis taenia* L. *Bolletino di zoologia* 56: 73–80
- Maric, D. Milosevic, D (2010): First record and morphological characteristics of the Balkan golden loach *Sabanejewia balcanica* (Cobitidae) in Montenegro. *Periodicum biologorum* 112/2: 149–152.
- Mousavi-Sabet, H., Kamali, A., Soltani, M., Bani, A., Esmaeili, H., Rostami, H., Vatandoust, S., Moradkhani, Z. (2011): Age, reproduction, and fecundity of a population of *Cobitis* sp. (Actinopterygii: Cypriniformes: Cobitidae) from the Babolrud river in the southern Caspian sea basin. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41/2: 117–122.
- Muus, B. J., Dahlström, P. (1968): *Süßwasserfische*. BLV Verlagsgesellschaft, München. pp. 224.
- Pintér K. (1989): *Magyarország halai*. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 202.
- Przybylski, M., Valladolid, M. (2000): Age and growth of *Cobitis paludica* in the Lozoya river (Central Spain). *Folia Zoologica* 49 /1: 129–134.
- Robotham, P. W. J. (1981): Age, growth and reproduction of population of spined loach, *Cobitis taenia* (L.). *Hydrobiologia* 85: 129–136.
- Ritterbush, D., Bohlen, J. (2000): On the ecology of spined loach in Lake Müggelsee. *Folia Zoologica* 49 (suppl. 1): 187–192.

- Soriguer, M. C., Vallespín, C., Gomez-Cama, C., Hernando, J. A. (2000): Age, diet, growth and reproduction of a Population of *Cobitis paludica* (de Buen, 1930) in the Palancar Stream (southwest of Europe, Spain) (Pisces: Cobitidae). *Hydrobiologia* 436: 51–58.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2011): A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) állománynagysága, mobilitása és növekedése a Tarnában. *Pisces Hungarici* 5: 21–36.
- Vaino, V., Saat, T. (2003): Spined loach (*Cobitis taenia* L.). In Ojaveer, E., Pihu, E., Saat, T. (eds.): *Fishes of Estonia*. Estonian Academy Publisher, Tallinn, p. 241-245.
- Zanella, D., Mrakovcic, M., Mustafic, P., Caleta, M., Buj, I., Marcic, Z., Zrncic, S., Razlog-Grlica, J. (2008): Age and growth of *Sabanejewia balcanica* in the Rijeka River, central Croatia. *Folia Zoologica* 57/1–2: 162–167.
- Zanella, D., Mrakovcic, M., Schneider, D., Mustafic, P., Caleta, M., Radic, I. (2003): Growth of *Cobitis narentana* Karaman, 1928 in the Neretve River, Croatia. *Folia biologica (Krakkow)* 51. (Suppl.): 155–157.

Authors:

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

1. melléklet. Jelölés-visszafogási adatok, Szepesi és Harka (2011) dolgozata 1. mellékletének folytatása
Appendix 1. Mark-recapture data (Szepesi & Harka 2011, Appendix 1. followed)

kód	2011							2012			code	
	06.22	07.09	08.22	09.16	09.19	09.23	10.03	08.22	09.02	09.25		
11/01	78/4	---	78/4								11/01	
09/21	---	79/4										09/21
09/29	---	84/4	---	84/2	-----	85/6	-----	85/6	---	85/6	-----	09/29
11/02	81/4											11/02
11/03	77/4											11/03
11/04	80/3											11/04
11/05	78/6		-----	79/4	-----	78/4						11/05
11/06	77/4											11/06
11/07	79/4											11/07
09/25	87/3											09/25
09/30	94/2		-----	94/2	-----	94/2						09/30

Eredménytelen mintavétel / *unsuccessful sampling* : 2010-ben 5 (2010.07.21; 2010.08.10; 2010.08.22; 2010.08.31; 2010.10.13.) 2011-ben 2 (2011.08.05; 2011.09.20.) 2012-ben 6 (2012.05.05; 2012.05.23; 2012.06.22; 2012.09.11; 2012.09.19; 2012.10.24.)



PISCES HUNGARICI

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



Néhány adat a menyhal (*Lota lota*) nyári aktivitásáról és táplálkozásáról akváriumi megfigyelések és gyomortartalomvizsgálatok alapján

Some data of the summer activity and nutrition of burbot (*Lota lota*) based on aquarium observations and analyses of their belly contents

Szendőfi B.

H-1144 Budapest, Szentmihályi út 26.

Kulcsszavak: akváriumi megfigyelés, Tisza, vízhőmérséklet, táplálékállatok

Keywords: aquarium observation, River Tisza, water temperature, food animals

Abstract

I have been studying the summer activity and nutrition of burbot since 2008. According to my observations in aquariums, these fishes eat normally in water above 20 °C as well. I collected 20 burbot from the river Tisza next to Szolnok in the summer and early autumn of 2012, and studied their gastrointestinal contents. 9 of the fishes had empty stomach, while in 11 of them four different food animal species were found: *Gammarus roeseli*, tubenose goby, larvae of Tisza mayfly and monkey goby. Results of the research contradict common belief saying that due to reduced life functions in hot water during the summer burbot become inactive and passive, and they do not eat.

Kivonat

A menyhalak nyári aktivitását és táplálkozását 2008 óta vizsgálom. Akváriumi megfigyeléseim szerint ezek a halak 20 °C feletti vízben is jó étvágygal táplálkoznak. 2012 nyarán és kora őszén 20 menyhalat gyűjtöttem a Tisza szolnoki szakaszán, s megvizsgáltam a gyomortartalmukat. Közülük 9 hal gyomra üres volt, 11-nek a gyomrában pedig négy különféle táplálékállatfajt találtam: tüskés bolharákot, tarka gébet, tiszaviráglárvát és folyami gébet. A vizsgálat eredményei ellentmondanak a közvélekedésnek, mely szerint a menyhal a nyáron erősen felmelegedett vízben lecsökkent életműködéssel passzivitásba vonul, nem táplálkozik, nyári álmat alszik.

Bevezetés

A szakirodalom szerint a menyhal (*Lota lota*) Európában a közepes és a nagyobb vízhozamú folyók lakója, jó alkalmazkodóképességének köszönhetően a pisztrángzónától a dévérzónáig mindenütt előfordul (Pintér 2002, Harka & Sallai 2004). Újabb kutatások szerint a Kárpát-medence kisebb folyóvizeiből is előkerült, például az Ér romániai szakaszáról (Wilhelm & Wilhelm 2012), és rendhagyó módon a Tisza tiszafüredi holtágából is (Szarvas 2012).

A szakkönyvek szerint a menyhal kifejezetten hidegkedvelő, télen aktív hal. December és február között szaporodik. A közvélekedés úgy tartja, hogy nyáron – különösen a folyók könnyebben felmelegedő dévérzónájában – nyári álmat alszik, étvágya mérséklődik, életfunkciói lelassulnak. Tapasztalataim ennek részben ellentmondanak, ezért kezdtem hozzá 2008-tól a menyhal nyári aktivitásának és táplálkozásának vizsgálatához. A téli időszakot kivéve az év minden szakában sikerrel gyűjtöttem menyhalakat a Tisza középső (óballai és szolnoki), a Duna szentendrei és sződligeti, valamint az Ipoly balassagyarmati szakaszán. Ezekből tipikus dévérzónának a Tisza (szolnoki szakasz) számít, itt a víz hőmérséklete nyáron megbízhatóan 23-24 °C körül van, ezért alaposabb mintavételhez erre az élőhelyre esett a választásom.

Anyag és módszer

Akváriumi megfigyelések

2008 és 2012 között minden nyáron megfigyeltem néhány menyhalat akváriumban. Egy részüket hűtött (4-12 °C közötti) medencében, másik részüket stabilan 20 °C feletti (esetenként akár 27-28 fokos) vízben tartottam, és figyeltem, van-e különbség a viselkedésükben, aktivitásukban, étvágyukban. Kísérleteztem különféle élő és konzervált táplálékokkal is, ennek során fény derült rá, miféle táplálékállatokat részesít előnyben a menyhal. Akváriumi táplálékkereséséről, táplálkozásáról videofelvételt és fényképeket készítettem.

Gyomortartalom-vizsgálatok

2012 nyarán és kora őszén négy alkalommal tértem vissza a szolnoki közúti Tisza-híd környékére (GPS-koordináták: 47.172149, 20.201915), ahol a helyben fogott menyhalak gyomortartalmát vizsgáltam. Augusztus 19-én kora délutáni, szeptember 8-án késő délelőtti, 16-án késő délutáni, 23-án pedig éjszakai napszakban történt a mintavétel. A víz minden alkalommal 20 °C-nál magasabb hőmérsékletű volt, a vízállás pedig alacsony (1. táblázat).

1. táblázat. A Tisza vízállása és vízhőmérséklete a mintavételek időpontjában

Table 1. Water level and water temperature of the Tisza River

(forrás: Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság)

Dátum Date	Vízállás (cm) Water level	Vízhőmérséklet (°C) Water temperature
2012. augusztus 19.	- 264	23,6
2012. szeptember 8.	- 272	23,8
2012. szeptember 16.	- 276	21,4
2012. szeptember 23.	- 278	20,1

A menyhalakat nagyobb méretű kéziszákkal vagy puszta kézzel fogtam, rendszerint a parti sekély víz kövei alól. A fogást követően azonnal, a helyszínen következett a teljes testhossz (TL) és a standard testhossz (SL) mérése, majd a halak boncolása. A fogás és a gyomortartalom megállapítása között legfeljebb 1 óra telt el. A kapott eredményeket jegyzetfüzetbe írtam, a fogásról és vizsgálatról egyik segítőmmel videofelvételt forgattunk, a vizsgált halakról és gyomruk tartalmáról fényképek készültek. A gyomortartalmakat tartósító folyadékban megőriztem.

A mintavételekkor azt is megfigyeltem, hogy az adott időpontban tartózkodnak-e újabb menyhalak azokon a helyeken, amiket az előző alkalmakkor már átvizsgáltam, vagyis hogy az elmélet szerint „nyári álomot” alvó menyhal változtatja-e a helyét.

Eredmények és értékelés

Szolnokon az egymást követő alkalmakkor bebizonyosodott, hogy egy adott partszakaszon, sőt, bizonyos, általam kiszemelt és megjegyzett kövek alatt is felbukkannak újabb és újabb menyhalak, alig egy héttel azután, hogy ugyanazokról a helyekről minden egyedet kifogtam. A menyhalak tehát nyáron, felmelegedett vízben is mozognak, változtatják a helyüket. További érdekesség, hogy a Zagyva-torkolatnál, a befolyó, érezhetően hidegebb vízben egyetlen példányt sem fogtam, pedig számukra alkalmas búvóhely ott is volt bőven. A menyhalak kifejezetten a Tisza melegebb vizébe húzódtak.

Az összesen 20 vizsgált példányból 9 hal gyomra volt üres, a maradék 11-ben négy különféle táplálékállat maradványait találtam (2. táblázat). Leggyakrabban – 7 esetben – tuskés bolharák (*Gammarus roeselii*) került ki a gyomorból. Második leggyakoribb

tápláléknak a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) bizonyult, 3 menyhal gyomrában volt jelen. A tarka gébeknek (akárcsak a menyhalaknak) lemértem a standard és teljes testhosszát, ezt az adatot is tartalmazza a táblázat. A tarka gébek legkedveltebb élőhelyei a hínárral benőtt, csendesebb parti vizek, de a Tisza agyagos partú, vízínövényben szegény szakaszain a menyhalak által szintén kedvelt környezetbe, a parti kövezés közé húzódnak, ahol könnyen válhatnak prédává. További táplálékállat a tiszavirág (*Palingenia longicauda*) lárvája (egy-egy példány), 2 menyhal gyomrában képviseltette magát. Végül az utolsó táplálékfaj: folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), maradványként, több darabban került elő, utólagosan határoztuk meg, ezért ez esetben nem tudtam testhosszra vonatkozó adatot írni hozzá.

A már kifogott menyhalak a gyűjtővödör vizében is táplálkoztak, volt rá példa, hogy elfogyasztottak egy-két, melljük betett élő tarkagébet és bolharákat. Ezeket a táblázatba írt eredményekbe nem számítottam bele.

2. táblázat. A vizsgált menyhalak mérete és gyomortartalma
Table 2. Size and gastrointestinal contents of burbot specimens

Sor-szám	Dátum Date	Teljes hossz (TL mm)	Standard hossz (SL mm)	Gyomortartalom Gastrointestinal contents	Példány Specimens
1.	Aug. 19.	200	183	<i>Gammarus roeseli</i>	4
2.	Aug. 19.	219	200	<i>Gammarus roeseli</i>	2
3.	Aug. 19.	190	174	<i>Gammarus roeseli</i>	1
4.	Szept. 08.	260	240	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (TL: 62, SL: 55)	1
5.	Szept. 08.	180	167	<i>Neogobius fluviatilis</i>	1
6.	Szept. 16.	240	225	<i>Gammarus roeseli</i> <i>Proterorhinus semilunaris</i> (TL: 54, SL: 47)	1 1
7.	Szept. 16.	153	151	<i>Gammarus roeseli</i> <i>Proterorhinus semilunaris</i> (TL: 53, SL: 45)	2 1
8.	Szept. 16.	170	158	<i>Palingenia longicauda</i>	1
9.	Szept. 23.	232	223	<i>Gammarus roeseli</i>	4
10.	Szept. 23.	320	304	<i>Gammarus roeseli</i>	5
11.	Szept. 23.	196	189	<i>Palingenia longicauda</i>	1

Akváriumban a hideg és meleg vízben tartott egyedek viselkedésében és táplálkozásában számottevő különbséget nem észleltem: mindegyik példány jó étvággal evett. Legnagyobb előszeretettel bolharákat (*Gammarus sp.*), cifrarákok (*Orconectes limosus*) apró egyedeit és kisebb fenéklakó halakat, leginkább gébeket fogyasztottak. A fenéken és a kövek között vadásztak, vízközt mozgó kishalakat nem ejtettek zsákmányul. Csekélyebb mértékben ették a vörös árvaszúnyoglárvát (főként a kisebb példányok), döglött halhoz, halszelethez, hússzelethez pedig nem nyúltak, annak ellenére, hogy a téli menyhalhorgászatok alkalmával ezek a legkedveltebb csalik. Figyelmet érdemel Márton (2002) felvetése, miszerint a menyhal érdeklődését nem a horgon lévő halszelet, hanem a rátelepedő bolharákok keltik fel.

A vizsgálat eddigi eredményei részben megcáfolni látszanak a menyhal „nyári álmára” vonatkozó elméleteket. Az adatok azt mutatják, hogy a menyhal a meleg időszakban, 20 °C feletti vízben is jó étvággal táplálkozik és mozog is, változtatja a helyét. Élelmeként

jelentősnek bizonyultak az invazív gébfajok, melyek különösen a nagyobb méretű egyedek táplálkozásában játszhatnak kulcsfontosságú szerepet. Ugyanakkor a mintaanyag legnagyobb példánya, az egyetlen 30 cm feletti testhosszú menyhal sem hagyott fel a Gammarusok fogyasztásával, gyomrában 5 bolharákot találtunk.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti segítőimet, akik elkísértek a vizsgálatok színhelyére, és hathatósan közreműködtek a jegyzetelésben és a dokumentálásban: Szalai Csabát, Urbanek Napsugárt, Kaliczka Pétert. Müller Tamásnak az adatgyűjtéshez kölcsönzött felszerelést, Salacz Veronikának és Bittera Gábornak az angol fordítást köszönöm.

Irodalom

- Buzás M. (2013): Alszik-e a menyhal nyáron? *Halászat* 106/1: 10–11.
Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
Márton A. (2002): A titokzatos egyszakállú. *Sporthorgász* 11/11: 58–59.
Pintér K. (2002): *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 222.
Sály P., Szepesi Zs., Sallai Z. (2011): Menyhal (*Lota lota*) a Tarnában. *Halászat* 104/3–4: 82.
Szarvas L. (2012): Menyhalivadékok (*Lota lota*) tömeges jelenléte a Tiszafüredi-Holt-Tiszában. *Halászat* 105/4: 15.
Szendőfi B. (2011): Nyáron is aktív menyhalak. *Halászat* 104/2: 46.
Wilhelm S., Wilhelm Á. S. (2011): Menyhal (*Lota lota*) az Ér folyóban. *Halászat* 104/3–4: 82.

Author:

Balázs SZENDŐFI (szendofi@gmail.com)



Tarka géb és bolharák az egyik menyhal gyomrából (Szendőfi Balázs felvétele)



Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban

Diurnal changes in samples of electrofishing in the Danube section upstream of Budapest and its tributaries

Potyó I., Weiperth A., Guti G.

MTA ÖK Duna-kutató Intézet, Göd

Kulcsszavak: reprezentatív monitorozás, elektromos halászat, nappali-éjszakai mintavétel
Keywords: representative monitoring, electric fishing, day and night sampling

Abstract

Consideration of diurnal changes of fish distribution is a basic requirement in development of sampling strategy for fish monitoring in large rivers. In present study, sampling results of day and night electrofishing were compared in two sections of the Danube (at Szob and Sződliget), and two tributaries (the Ipoly river at Szob and the Szódrákosi stream at Sződliget). Samples contained 3895 individuals of 35 fish species in 2012. Some species (*Romanogobio vladykovi*, *Zingel zingel*, *Sander volgensis*, etc.) were observed only in night samples, furthermore species richness and abundance in the night samples was significantly higher than in the day samples in the Danube. Evaluation of diurnal variability in electrofishing catches, can contribute to development of standard fish sampling methods in large rivers.

Kivonat

A folyami halállományok reprezentatív felmérését elősegítő mintavételi stratégia kidolgozásakor fontos kérdés a halak eloszlásában megfigyelhető napszakos változások figyelembevétele. Tanulmányunkban elektromos halászattal végzett nappali és éjszakai felmérések eredményeit hasonlítottuk össze. A mintavételeket két dunai helyszínen (a szobi és sződligeti folyószakasz), valamint két mellékvízfolyásban, az Ipoly szobi szakaszán és a Szódrákosi-patak sződligeti torkolatánál hajtottuk végre, 2012-ben. Felméréseink során összesen 35 halfaj 3895 egyedét határoztuk meg. Egyes halfajok (pl. *Romanogobio vladykovi*, *Zingel zingel*, *Sander volgensis*) csak az éjjeli mintákban voltak megfigyelhetőek, továbbá az éjszakai halászatokkal általában több halfaj volt gyűjthető és nagyobb egyedszámban, mint a nappali időszakban. Az elektromos halászat fogási eredményében megfigyelhető napszakos változékonyság elemzésével a standard folyami monitorozási eljárások fejlesztéséhez kívánunk hozzájárulni.

Bevezetés

A halállomány mennyiségének és összetételének hosszú idejű változása jól jellemzi a folyami ökoszisztémák megváltozását, ezért az utóbbi évtizedekben, különösen a Víz Keretirányelv (EC 2000) bevezetése óta egyre fontosabb szerepet kapott a halállomány elemzése a folyók ökológiai állapotának értékelésében (Angermeier & Karr 1986, Karr et al. 1987, Schmutz et al. 2007). A folyami halállományok hosszú idejű változásának kimutatása ugyanakkor nem egyszerű feladat, tekintettel a halak tér- és időbeli eloszlásának jelentős változékonyságára (Ericksen & Marshall 1997, Specziár 2001). A hazai halbiológiai monitorozási protokollokban leírt dunai mintavételek (5 x 500 m/3 év) eredményeit a halállomány egyenetlen eloszlása következtében jelentős változékonyság jellemzi. A hosszú idejű változások kimutatásához olyan konzisztens adatsorokra van szükség, amelyek variabilitásában minimális a halállománytól független tényezők és a környezeti hatásokkal összefüggő mintavételi hibák hatása, azaz a variabilitás a halállomány tényleges változásait tükrözi (Guti 2002).

A halbiológiai vizsgálatokban a gyors és könnyebben kivitelezhető halfogó eljárásokat részesítik előnyben, mint az elektromos halászat (Hendricks et al. 1980, Cowx & Lamarque

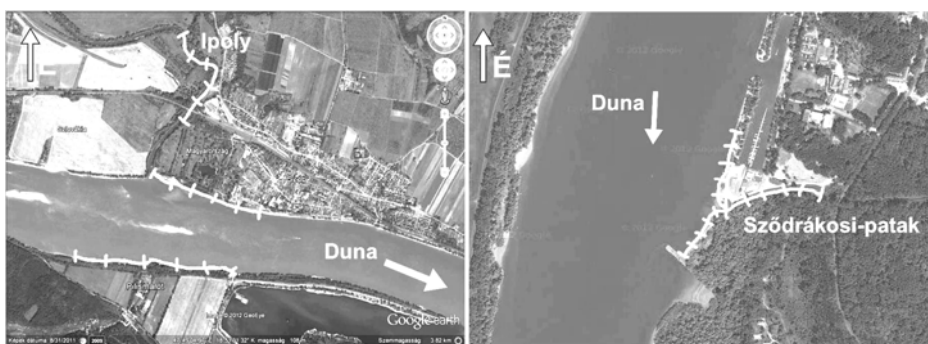
1990, Harvey & Cowx 1996, Reynolds 1996), amelynek hatékonyságát azonban számos tényező befolyásolja. Az elektromos halászat fogási eredményeinek változatossága egyrészt a halfogási hatékonyság változásával, másrészt a halállomány tér- és időbeli eloszlásának változásával függ össze (Zalewski & Cowx 1990, Reynolds 1993).

A folyami halállományok reprezentatív felmérését elősegítő mintavételi stratégia kidolgozásához fontos kutatási irányvonal az elektromos halászat mintavételi eredményeiben tapasztalható, esetenként igen jelentős változékonyság, és az azt befolyásoló tényezők elemzése: a különböző elektromos halász eszközök (rögzített elektródos elektromos halászhajó és kézi anódos elektromos halászgép) fogási eredményeinek összehasonlítása, a hidrológiai változások hatásának elemzése (áradás, apadás, tartósan alacsony vízállás, magas vízállás stb.), a halfogások évszakos változásának vizsgálata. További fontos kérdés a mintavételek napszakos változékonyságának figyelembevétele, mivel az éjszakai elektromos halászattal történő folyami mintavétellel általában több halfaj és nagyobb egyedszámban gyűjthető a nappali halászatokhoz képest, a halak térbeli elhelyezkedésének napszakos változásai miatt (Witt & Cambell 1959, Graham 1986, Paragamian 1989, Sanders 1992, Erős et al. 2008). A Mississippri egyik mellékfolyóján (Maquoketa folyó) végzett vizsgálat szerint a fekete sügér (*Micropterus dolomieu*) fogási hatékonysága (CPUE) szignifikánsan magasabb volt az éjszaka végzett elektromos halászati mintavétellel, mint nappal (Paragamian 1989). Törökországi kisvízfolyásokban is hasonló eredményt kaptak két gébféle esetében (Gaygusuz et al. 2010).

Jelen tanulmányunkban ehhez kapcsolódóan az elektromos halászattal végzett nappali és éjszakai felmérések eredményeit hasonlítottuk össze a Duna Budapest feletti szakaszán, két mellékvízfolyás, az Ipoly és a Szódrákosi-patak torkolatának környékén. Az elektromos halászat fogási eredményeiben tapasztalható napszakos változékonyság elemzésével a hosszú idejű mintavételi adatsorok konzisztenciáját kívánjuk javítani.

Anyag és módszer

A halfogások napszakos változásának elemzéséhez a Duna szobi szakaszán (1709-1707 fkm), az Ipoly szobi szakaszán (3-2 fkm), valamint a szódligeti Duna-szakaszon (1674-1673 fkm), a Szódrákosi-patak torkolatánál (a Dunától mért 250 m hosszú szakaszon) végeztünk mintavételeket 2012-ben (1. ábra).



1. ábra. Mintavételi helyszínek: balra a Duna- és az Ipoly szobi szakasza, jobbra a Szódrákosi-patak és torkolata
Fig.1. Sampling locations: sections in the Danube and Ipel river at Szob (left); section in the Danube and in the tributary of the Szódrákosi stream at Szódliget (right)

Összesen hat alkalommal végeztünk felméréseket (2012. szeptembertől novemberig), 15 200 m-es és 15 50 m-es mintavételi szakaszon. A halakat többnyire csónakból, egy Hans Grassl EL-63 típusú elektromos halászgéppel, és esetenként a vízben gázolva, egy Hans Grassl IG-600 típusú akkumulátoros halászgéppel gyűjtöttük (Szódrákosi-patak torkolatánál). A Duna és az Ipoly szobi szakaszán a nappali és éjszakai halászatok egy napon

belül történtek, két alkalommal. Ugyanakkor a Sződrákosi-patak torkolatánál és a sződligeti Duna-szakaszon az akkumulátoros gép (IG-600) hosszabb töltődési ideje miatt nem tudtuk a nappali és éjszakai mintavételeket közvetlenül egymást követően végrehajtani. A mintavételi szakaszokat természetes homokos, kavicsos és agyagos partszakaszok, valamint partvédő kövezések jellemezték. A kifogott halakat a helyszíni határozást követően élőhelyükre visszaeresttük.

A halfogási adatok (fajszám, abundancia) összehasonlító vizsgálatához egy- és többváltozós statisztikai eljárásokat alkalmaztunk, mint főkomponens analízis (PCA), páros t-próba, rarefaction-elemzés.

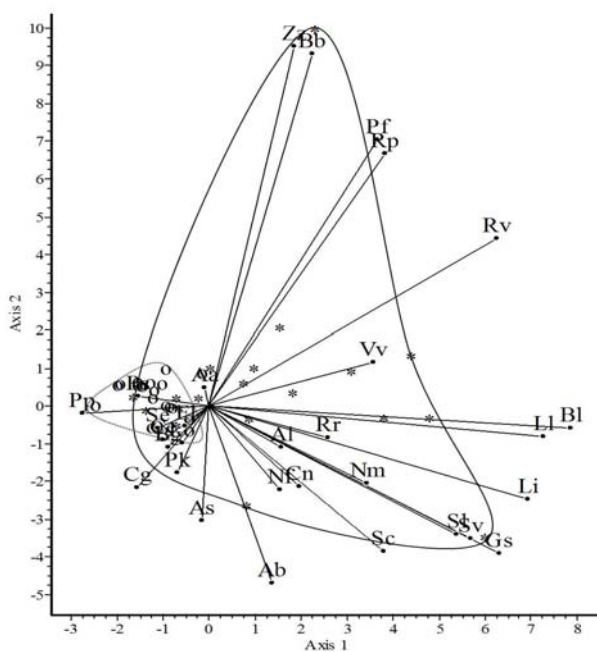
Eredmények

A felmérések során a négy mintavételi helyszínen összesen 35 halfaj 3895 egyedét gyűjtöttük (1. táblázat).

1. táblázat. A különböző mintavételi helyszíneken éjjel és nappal gyűjtött halfajok egyedszáma
Table 1. Number of individuals of fish species by night and day at the sampling locations

Faj Species	Faj kód Code	Duna-Szob	Ipoly-Szob	Sződrákosi-p	Duna-Sződliget
		Éjjel/Nappal Night/Day	Éjjel/Nappal Night/Day	Éjjel/Nappal Night/Day	Éjjel/Nappal Night/Day
<i>Abramis brama</i>	Ab	8/0	7/2	3/0	0/0
<i>Abramis sapa</i>	As	2/0	0/0	0/0	0/0
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Ai	0/0	0/2	0/0	0/0
<i>Alburnus alburnus</i>	Al	166/220	399/443	38/5	97/24
<i>Aspius aspius</i>	Aa	12/11	12/0	4/0	1/3
<i>Babka gymnotrachelus</i>	Bg	2/12	18/10	0/0	0/0
<i>Barbus barbus</i>	Bb	3/0	0/0	0/0	0/0
<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl	85/0	10/5	7/0	0/2
<i>Carassius carassius</i>	Ca	0/0	0/1	0/0	0/0
<i>Carassius gibelio</i>	Cg	2/1	3/3	11/20	0/0
<i>Chondrostoma nasus</i>	Cn	60/3	1/0	0/0	0/0
<i>Cobitis elongatoides</i>	Ce	0/1	3/4	0/13	0/0
<i>Cyprinus carpio</i>	Cy	0/0	0/1	0/0	0/0
<i>Esox lucius</i>	El	1/0	5/4	0/1	0/0
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Gs	58/2	0/0	11/0	3/0
<i>Leuciscus idus</i>	Li	16/3	23/0	16/11	0/0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Ll	6/0	2/0	0/1	1/0
<i>Lota lota</i>	Lo	1/0	4/1	0/0	5/2
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Nf	9/14	6/8	2/2	0/0
<i>Neogobius melanostomus</i>	Nm	53/60	117/104	1/1	23/31
<i>Perca fluviatilis</i>	Pf	6/2	1/1	0/0	1/1
<i>Ponticola kessleri</i>	Pk	17/87	6/24	0/1	40/25
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Ps	0/1	0/4	0/10	0/0
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pp	36/349	27/260	27/39	0/0
<i>Rhodeus amarus</i>	Ra	0/0	1/0	5/5	0/1
<i>Romanogobio vladkovi</i>	Rv	47/11	1/0	0/0	14/0
<i>Rutilus pigus</i>	Rp	11/0	0/0	0/0	1/3
<i>Rutilus rutilus</i>	Rr	3/0	17/6	117/61	14/2
<i>Sander lucioperca</i>	Sl	35/5	16/4	1/0	1/0
<i>Sander volgensis</i>	Sv	9/0	0/0	0/0	2/0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Se	1/0	1/0	1/0	0/0
<i>Silurus glanis</i>	Sg	0/0	1/0	0/0	0/0
<i>Squalius cephalus</i>	Sc	16/16	5/2	71/44	5/5
<i>Vimba vimba</i>	Vv	8/0	3/4	3/2	0/0
<i>Zingel zingel</i>	Zz	1/0	0/0	0/0	0/0
Fajszám, N of species		28/17	25/21	16/15	14/11
Egyedszám, N of specimens		674/798	689/893	318/216	208/99

A Duna szobi szakaszán végzett éjszakai és nappali felmérések standardizált főkomponens elemzése alapján (2. ábra) megállapítható, hogy számos halfaj (*Abramis brama*, *Blicca bjoerkna*, *Gymnocephalus schraetser*, *Romanogobio vladkovi*, *Leuciscus idus*, *Sander volgensis*, *Vimba vimba*, *Zingel zingel* stb.) az éjszaka gyűjtött mintákban nagyobb valószínűséggel található meg (ordinációjuk az ábra jobb szélé irányába az éjszakai minták helyzetével mutat összefüggést), ezért az éjszakai minták ordinációs területe lényegesen nagyobb, mint a nappali mintáké. A nappali minták által meghatározott területen vagy annak közelében megjelenő halfajok (*Alburnus alburnus*, *Squalius cephalus*, *Neogobius melanostomus*, stb.) előfordulásában kevésbé volt észlelhető napszakos változás, vagy a nappali mintákban volt nagyobb az abundanciájuk. Az éjszakai és nappali felmérések során kimutatott fajok száma jelentősen eltért, éjjel 28 fajt, nappal 17 fajt regisztráltunk összesen. A gyűjtött minták átlagos fajszámát boxplot ábrázolással szemléltettük (3. ábra). A nappali és éjszakai minták átlagos fajszáma között szignifikáns különbséget állapítottunk meg (éjszaka: átlag \pm SD = 8,0 \pm 2,8, nappal: átlag \pm SD = 4,3 \pm 1,79), illetve az éjszakai átlagos fajszám szignifikánsan nagyobb a nappalinál (t-teszt, $p < 0,001$).

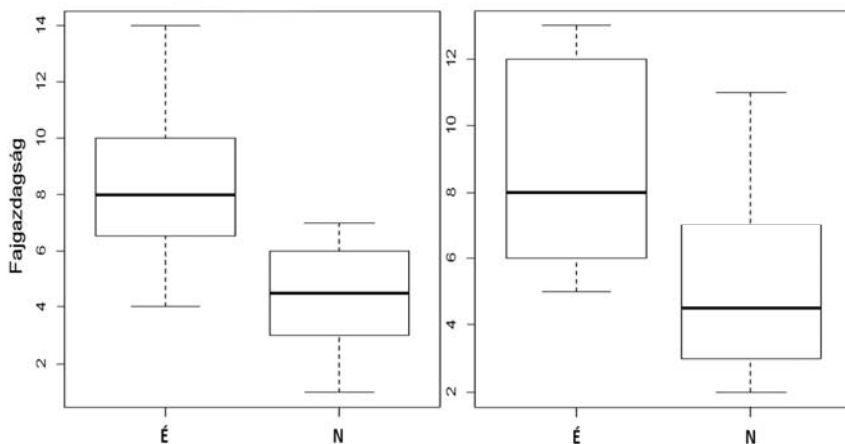


2. ábra. A Duna szobi szakaszán gyűjtött éjszakai (*, folyamatos vonallal határolt) és nappali (o, szaggatott vonallal határolt) minták PCA elemzése. Az első két tengely a teljes variancia 14 és 10 százalékát magyarázza. A fajokat jelölő betűkódok magyarázatát lásd az 1. táblázatban

Fig. 2. PCA analysis of day (o, marked by dotted line) and night (*, marked by solid line) samples in the Danube section at Szob. 14 and 10 percent of the total variance can be explained by the first and second axis. See explanation of fish codes in Table 1

A szobi Duna-szakaszon az éjszakai és a nappali halászatokkal összesen 674, illetve 798 halegyedet fogtunk. Az éjszakai és nappali mintavételek során gyűjtött halak abundanciájának t-teszttel történő összehasonlítása nem igazolt szignifikáns különbséget. A küsz viszonylag nagy egyedszámban fordult elő mind a nappali, mind az éjszakai mintákban, de közismert, hogy a felszíni faj különösen jól fogható elektromos halászgéppel, ezért gyakran „túlreprezentáltan” jelenik meg a mintákban. A napszaktól függetlenül, nagy egyedsűrűségben a partközelségben tartózkodó kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*) ivadékok

(törzshossz: 20-30mm) észlelhetősége nappal lényegesen jobb volt, viszont éjszaka kisebb hatékonysággal tudtuk csak gyűjteni, ami nagymértékben korlátozta az abundancia tényleges napszakos változásának kimutathatóságát. Ha a nagy egyedszámban gyűjtött razbórát kihagyjuk az elemzésből, akkor az éjszakai mintavételek összegyedszáma a nagyobb, 638 egyed, míg a nappaliaké 449 egyed, de statisztikailag ez a különbség sem szignifikáns.



3. ábra. A Duna (bal) és az Ipoly (jobb) szobi szakaszán gyűjtött éjszakai (É) és nappali (N) minták fajgazdagsága

Fig. 3. Species richness of day (N) and night (É) samples in the Danube (left) and the Ipoly river (right) at Szob

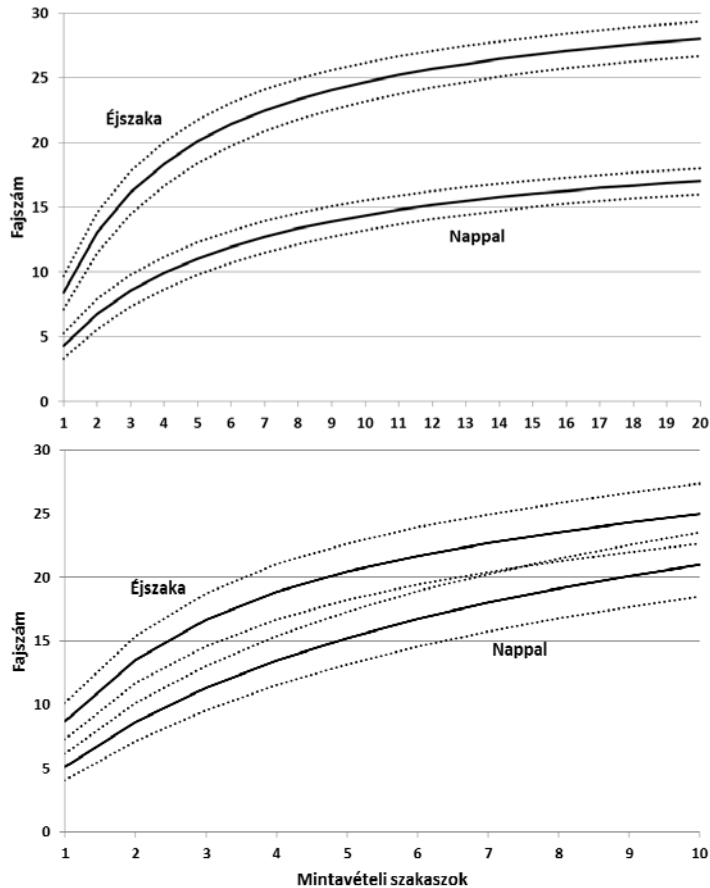
A nappali és éjszakai mintavételek során kimutatott fajok várható mennyiségének alakulását rarefaction-elemzéssel is összehasonlítottuk (4. ábra). Az egyértelműen szétváló görbék határozott napszakos eltérést jeleznek, és az elemzés szerint már néhány minta gyűjtése esetén is szignifikánsan több halfaj fogható éjszaka.

Az Ipoly torkolati szakaszán végzett nappali és éjszakai halászati felmérések adatainak főkomponens-elemzése (5. ábra) alapján megállapítható, hogy a nappali és éjszakai minták ordinációs területe részben elkülönül, de a különbségük lényegesen kisebb, mint amit a Duna esetében (2. ábra) figyelhetünk meg, illetve a nappali minták ordinációs területe kismértékben meghaladja az éjszakai minták által meghatározható területet. Néhány halfaj (pl. *Abramis brama*, *Aspius aspius*, *Blicca bjoerkna*, *Leuciscus idus*, *Rutilus rutilus*, *Sander lucioperca*, stb.) ordinációja (az ábra alsó széle irányába) az éjjeli minták területével mutat összefüggést. Több faj (*Pseudorasbora parva*, *Ponticola kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*, stb.) viszont a nappali minták irányába orientálódott (az ábra felső széle irányába).

Az éjszakai halászatokkal összesen 25, a nappaliakkal 21 fajt mutattunk ki. A minták fajszámát összehasonlító boxplot (3. ábra) nem jelez szignifikáns eltérést (éjszaka: átlag+/-SD = 8,7+/-2,7, nappal: átlag+/-SD = 5,1+/-2,7). A páros t-próba eredménye szerint viszont az éjszakai minták fajszáma, szignifikánsan nagyobb, mint a nappaliaké (t-teszt, $p < 0,05$), de közel a szignifikancia határához. A rarefaction-elemzés (4. ábra) alapján is csupán kismértékben tér el az éjszakai és a nappali mintavételek kumulatív fajszáma, csak 8 mintavétel után kezd a különbség enyhén szignifikánssá válni. Az Ipolyban éjszaka és nappal gyűjtött halak abundanciájában nem találtunk szignifikáns különbséget (1. táblázat).

Sződligetnél, a Sződrákosi-patak dunai torkolatánál végzett nappali és éjszakai halászati felmérések eredményei szerint néhány halfaj kizárólag éjszaka volt kimutatható, pl. *Abramis brama*, *Gymnocephalus schraetser*, *Romanogobio vladkovi*, *Sander lucioperca* stb. (1. táblázat), ugyanakkor a kimutatott fajok száma napszakosan nem tért el szignifikáns mértékben. A halfajok abundanciájában viszont számottevő napszakos különbséget

észleltünk. Az éjszaka kifogott halak egyedszáma szignifikánsan nagyobb volt (t-teszt, $p < 0,05$), a halfajok átlagos egyedszáma éjszaka: $\text{átlag} \pm \text{SD} = 10,9 \pm 6,7$, nappal: $\text{átlag} \pm \text{SD} = 5,2 \pm 4,3$. A Szódrákosi-patakon belül is nagyobb volt éjjel a halak egyedszáma, éjszaka: $\text{átlag} \pm \text{SD} = 31,8 \pm 20,4$, nappal: $\text{átlag} \pm \text{SD} = 21,6 \pm 11,1$, de a különbség nem volt szignifikáns (t-teszt, p-érték = 0,066).

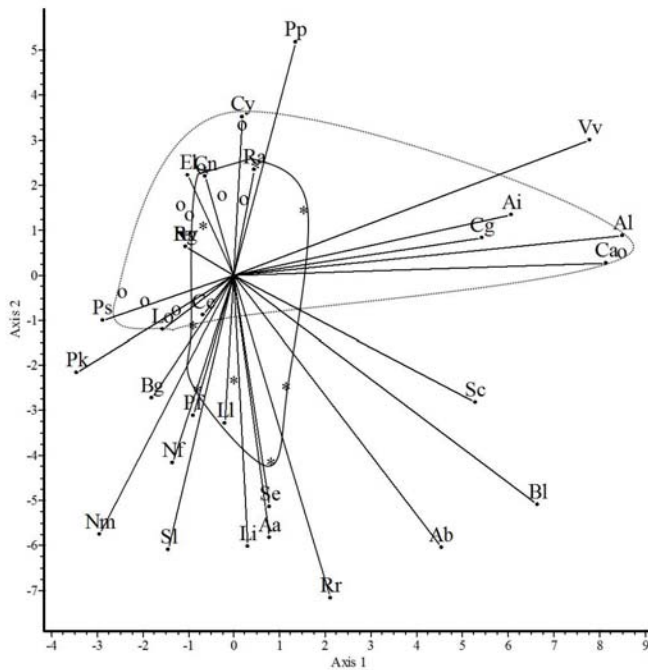


4. ábra. A Duna (fent) és az Ipoly (lent) szobi szakaszán végzett éjszakai és nappali mintavételek kumulatív fajszámának összehasonlítása rarefaction-elemzéssel

Fig. 4. Rarefaction analysis of cumulative number of species in day and night samples in the Danube (top) and Ipoly river (lower) at Szob

Értékelés

A statisztikai elemzések alapján megállapítható, hogy a Duna és az Ipoly szobi szakaszán szignifikánsan nagyobb volt az éjszakai minták fajszáma, és egyes halfajok (pl. *Romanogobio vladykovi*, *Sander volgensis*, *Zingel zingel*) csak az éjjeli mintákban jelentek meg. A halak napszakosan változó aktivitása, illetve élőhelyhasználata általában a táplálékban gazdagabb és a menedéket biztosító mederrészek közötti napi helyváltoztatástól függ. A folyami halak jelentős része a biztonságosabb, mélyebb mederrészekről éjjel többnyire a sekélyebb parti zóna irányába húzódik, táplálékot keresve (Hayward et al. 1989, Sanders 1992, Gaygusuz et al. 2010).



5. ábra. Az Ipoly szobi szakaszán gyűjtött éjszakai (*) és nappali (o) minták PCA elemzése. Az első két tengely a teljes variancia 17 és 14 százalékát magyarázza. A fajokat jelölő betűkódok magyarázatát lásd az 1. táblázatban

Fig. 5. PCA analysis of day and night samples in the Ipoly river at Szob. 17 and 14 percent of the total variance can be explained by the first and second axis. See explanation of fish codes in Table 1

A Duna partvonal mentén elektromos halászeszközök alkalmazásával történő nappali és éjszakai felmérések mintáiban azok a fajok jelennek meg egyenletes gyakorisággal, amelyek a napszaktól függetlenül, a part menti kövezés üregeiben tartózkodnak jellemzően. A Dunánál lényegesen kisebb méretű Ipolyban gyűjtött nappali és éjszakai minták közötti eltérések mérsékeltebbek, illetve a nappali és éjszakai minták ordinációs mezőinek területaránya kisebb mértékben különbözik, mert az Ipoly nagyságrenddel szűkebb medrében, jóval korlátozottabb a napszakosan változó élőhely-használat kiterjedésének folyásirányra merőleges tartománya, azaz a mélyebb, mediális mederrészekre húzóódó halak jelentős része nappal is kifogható elektromos halászeszközökkel.

A Szódrákosi-patak torkolati szakasza az Ipolynál is kisebb vízfolyás, így az előbbieken említett okok miatt nem tapasztalhattunk szignifikáns napszakos eltérést a kimutatott fajok számában. Bár néhány kisebb méretű halfaj előfordulását kizárólag éjszaka igazoltuk a patak torkolatánál (pl. a *Romanogobio vladykovi* 14, a *Gymnocephalus schraetser* 11 egyedét gyűjtöttük éjjel, miközben nappal egyet sem, lásd 1. táblázat, ezek a fajok azonban feltehetően a Dunából vándoroltak éjjel a patakba).

Felméréseink eddigi tapasztalatai alapján megállapíthatjuk, hogy a partvonal mentén történő elektromos halászat fogási eredményeinek napszakos eltérése határozottabbá válik a vízfolyás méretének növekedésével. A nappali és éjszakai mintavételek különbsége elsősorban a halak tartózkodási helyének napszakos változásával magyarázható, ami térben jobban elkülönül a nagyobb vízfolyásokban. A folyami halak jelentős része nappal elkerüli a partvonalhoz közeli, napfényrel átvilágított, sekélyebb mederrészeket, ezért a hagyományos elektromos halászeszközökkel kevésbé foghatóak a világos időszakban. Éjjel, a napfény

megszűnésekor több hal keresi fel a sekélyebb mederszakaszok táplálkozóterületeit, ezért az éjszakai mintavételekkel, amelyek egyébként nehezebben kivitelezhetőek, nagyobb hatékonysággal tárhatjuk fel a folyami halállományt.

A folyami elektromos halászat fogási eredményeiben tapasztalt napszakos és évszakos változások tanulmányozásához további felméréseket tervezünk. Elemezni kívánjuk ezenkívül a folyómeder hidromorfológiai változatosságának hatását az elektromos halászat hatékonyságára. A várható kutatási eredmények alapján a folyami halbiológiai monitorozási eljárásokat kívánjuk fejleszteni, a hosszú idejű megfigyelési adatsorok konzisztenciájának javítására törekedve.

Irodalom

- Angermeier, P. L., Karr, J. R. (1986): Applying an index of biotic integrity based on stream fish communities: consideration in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 418–429.
- Cowx, I. G., Lamarque, P. (eds.) (1990): *Fishing with Electricity - Applications in Freshwater* 431 *Fisheries Management*. Fishing News Books, Oxford, pp. 248.
- Eriksen, R., Marshall, R. (1997): Diurnal variation in the catch of salmon in drift gillnets in Lynn Canal, Alaska. *Alaska Fisheries Research Bulletin* 4: 1–11.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., Schmera, D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93: 88–105.
- European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework of the Community Action in the Field of Water Policy. *European Commission, off. J. Eur. Commun.* L327, 1.
- Gaygusuz, C. G., Tarkan, A. S., Gaygusuz, O. (2010): The diel changes in feeding activity, microhabitat preferences and abundance of two freshwater fish species in small temperate streams (Omerli, Istanbul). *Ekoloji* 19/76: 15–24.
- Graham, S. P. (1986): Comparison of day versus night electrofishing efficiency on largemouth bass at O'Shaughnessy Reservoir. *Ohio Dept. Nat. Res., Div. Wildlife Inservice Note* 579, Columbus, OH. pp. 6.
- Guti G. (2002): Vízfolyások halbiológiai monitorozása – a mintavételek standardizálásának problémái, különös tekintettel az elektromos halászatra. *Hidrológiai Közöny* 82: 39–41.
- Harvey, J., Cowx, I. G. (1996): Electric fishing for the assessment of fish stocks in large rivers. In Cowx, I. G. (ed.): *Stock assessment in inland fisheries*. Blackwell, Oxford, p. 11–26.
- Hayward, R. S., Margraf, F. J., Knight, C. T., Glomski, D. J. (1989): Gear bias in field estimation of the amount of food consumed by fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 874–876.
- Hendricks, M. L., Hocutt, C. H., Stanffer, R. J. (1980): Monitoring of fish in lotic habitats. In Hocutt, C. H., Stanffer, J. R. (eds.): *Biological Monitoring of Fish*. Lexington Books, Lexington, Massachusetts, p. 205–231.
- Karr, J. R., Yant, P. R., Fausch, K. D., Schlosser, I. J. (1987): Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 1–11.
- Paragamian, V. L. (1989): A comparison of day and night electrofishing: size structure and catch per unit effort for smallmouth bass. *North American Journal of Fisheries Management* 9/4: 500–503.
- Reynolds, J. B. (1993): Electrofishing. In Nielsen, L. A., Johnson, D. L. (eds.): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, p. 147–163.
- Reynolds, J. (1996): Electrofishing. In Murphy, B., Willis, D. (eds.): *Fisheries Techniques*, 2nd ed. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 221–253.
- Sanders, R. E. (1992): Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. *Ohio Journal of Science* 92/3: 51–59.
- Schmutz, S., Cowx, I. G., Haidvogel, G., Pont, D. (2007): Fishbased methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology* 14: 369–380.
- Specziár A. (2001): A halak mozgási aktivitásának hatása a kopoltyúhálós mintavételezések eredményeire: a CPUE napszakos és évszakos változásai a Balatonban (Impacts of the activity of fish on the results of gillnet samplings: diurnal and seasonal changes of the CPUE in Lake Balaton). *Hidrológiai Közöny* 81/5–6: 459–461.
- Witt, A., Cambell R. S. (1959): Refinements of equipment and procedures in electrofishing. *Transactions of the American Fisheries Society* 88/1: 33–35.
- Zalewski, M., Cowx I. G. (1990): Factors affecting the efficiency of electric fishing. In Cowx, I. G., Lamarque, P. (eds.): *Fishing with electricity*. Fishing News Books, Oxford, UK.

Authors:

Imre POTYÓ (potyo.imre@okologia.mta.hu), András WEIPERTH, Gábor GUTI, (guti.gabor@okologia.mta.hu)



Az angolna (*Anguilla anguilla* L.) táplálkozása a Balaton parti övében

Feeding of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the littoral zone of Lake Balaton

Ács B.¹, Specziár A.², Boczonádi Zs.¹, Urbányi B.¹, Müller T.¹

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

²MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: táplálékösszetétel, halfogyasztás, szezonális, táplálékváltás, telepített faj
Keywords: diet composition, piscivory, seasonal pattern, diet shift, introduced species

Abstract

Eel, *Anguilla anguilla* L. that were introduced into Lake Balaton between 1961 and 1991 have a significant effect on the structure and functioning of the aquatic biota in Lake Balaton. During their accelerating phase, the eel stock competed with many indigenous fish species (e.g. common bream, *Abramis brama* (L.)). However, stocks of most fish species (e.g. zander, *Sander lucioperca* (L.)) were directly influenced by eels predated their juveniles. Disappearance of many animal species from Lake Balaton could be caused by eels as well (e.g. burbot, *Lota lota* (L.), weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L.), Danube crayfish, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz)). From 1991 no more eels were introduced to the lake, and the stock density has been continuously decreasing. Nowadays, density of the stock is only 8–12% of the maximum that was reached in 1991. In this study, we investigated what changes occurred in the feeding habit of eel compared to observations of 1970 and 1980. Based on the results of stomach content analysis of eels carried out during 2010, following conclusions were established:

- 1, Fish, which is one of the main food items of eel, was usually found alone in the alimentary tract. The ratio of piscivorous eels increased in summer.
- 2, Mixture of mussels, snails and other benthic organisms were characteristic food of eel along with Amphipod crustaceans that could however occur as pure prey as well. The ratio of these organisms was the largest in spring.
- 3, Eel is an omnivore species, which can adapt to food sources of various seasons.

Kivonat

Az 1961 és 1991 között nagy mennyiségben telepített angolna, *Anguilla anguilla* L. a Balaton anyagforgalmára és élővilágára igen jelentős hatással volt. Az angolnaállomány növekedési fázisában bizonyítottan jelentős konkurenciát jelentett számos őshonos halfaj számára (pl. dévérkeszeg, *Abramis brama* (L.)), de emellett ivadékfalásával közvetlenül is befolyásolta egyes halfajok állományát (pl. fogassüllő, *Sander lucioperca* (L.)), illetve ragadozásának több állatfaj Balatonból történt eltűnésében is szerepe lehetett (pl. menyhal, *Lota lota* (L.), réticsík, *Misgurnus fossilis* (L.), kecskerák, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz)). 1991 óta angolnatelepítés nem történt a tóba, az állomány sűrűsége így azóta folyamatosan csökken, jelenleg már csak 8–12%-a lehet az 1990-es években elért maximumnak. Jelen vizsgálataink során így arra voltunk kíváncsiak, hogy ezen erősen csökkent állománysűrűség, illetve az időközben megváltozott termelékenységi viszonyok (csökkent a tó produktivitása) mellett mennyiben változott meg az angolna táplálkozása az 1970-es és 1980-as években megfigyeltékhez képest. A 2010-ben fogott angolnák (n = 70) gyomortartalmának vizsgálata alapján a következő főbb megállapításokat tehetjük:

1. A halat – mint az egyik fő tápszervezetet – általában önmagában fogyasztják az angolnák. A halat fogyasztó angolnák részaránya a nyári hónapokban megnövekszik.
2. A kagylót, csigát, bentikus szervezeteket egymással kombinálva, egymást kiegészítve veszi fel a táplálkozás során az angolna, azonban a bolharák előfordulhat önmagában is mint fő táplálék. Ezen szervezetek részaránya a tavaszi hónapokban a legmagasabb.
3. Az angolna sokféle vízi szervezetet elfogyaszt, s jól alkalmazkodik az egyes időszakokban fellelhető táplálékkínálathoz.

Bevezetés

A legelső angolnatelepítés a Balatonba 1890-ben történt, ekkor Hunyadi István 20 ezer db ivadékot helyezett ki (Gönczy & Tahy 1985). A múlt század 20-as éveiben felvetődött az angolna rendszeres balatoni telepítésének kérdése (Károly 1928). Ribiánszky Miklós és Nagy Dániel tanulmányozták az angolna NDK-beli telepítésének eredményeit, majd 1961-ben betelepítették az első angolnákat (Horváth 1971). 1961 és 1991 közötti harminc évben összesen 83 millió angolnativadék került a tóba, többségük, 62 és fél millió az 1982. év vége előtt (Virág 1998, BH Zrt archívum alapján korrigálva). Az 1991-es angolnapusztulást követően látva a helyzet elmérgesedését, betiltották a további telepítéseket. A tó zárt angolnaállományának „kifutása” azonban más zárt angolnaállományok sorsának példája alapján, a várható igen hosszú élettartamból adódóan akár 50 évnél is tovább tarthat. Erre utal a Velencei-tó példája is, ahol annak ellenére, hogy az utolsó angolnatelepítés 1972-ben volt (Gönczy & Tahy 1985), még napjainkban is szép számmal élnek angolnák.

A balatoni angolna táplálkozását több kutató is vizsgálta (Bíró 1974, Szitó & Búz 1976, Müller et al. 2005, Specziár 2010). 1982–1984 között egy kutatási program keretében elkészített zárójelentés e tárgykörből született eredményeiről pedig Virág (1998) számolt be. A telepítések következtében drasztikusan megnövekedett angolnaállomány jelentős mértékben lekötötte a tó bentikus táplálékkészletét, ezáltal konkurensévé vált más őshonos halfajoknak, például a dévérkeszegnek, *Abramis brama* (L.), a vágódurbincsnak, *Gymnocephalus cernua* (L.), a kősüllőnek, *Sander volgensis* (Gmelin), de kisebb részt a pontynak, *Cyprinus carpio* L. is. Részleges ragadozó volta folytán erőteljesen pusztítja a lassú mozgású halivadékokat, így pl. a fogassüllő, *Sander lucioperca* (L.), a kősüllő és a vágódurbincs ivadékát, de jelentős az angolna ikrafogyasztása is. Szerepe lehetett a kecskerák, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz) Balatonból történt kipusztulásában, több kistermetű őshonos halfaj állományának jelentős visszaesésében vagy eltűnésében (pl.: csíkfajok, menyhal, *Lota lota* (L.)), de mindemellett feltehetően jelentős károkat okoz az ívó küszrajokban (*Alburnus alburnus* (L.)) is. Az angolna minden bizonnyal jelentős hatással lehet a kétéltű- és gerinctelenfaunájára is (Specziár 2010).

2010-ben egy pályázat keretén belül a SZIE Halgazdálkodási Tanszéke az MTA Őkológiai Kutatóközpont Balatoni Limnológiai Intézettel (akkori nevén MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet) összehangolva nyomon követte a balatoni angolnák ún. silvering (az ivaréret kezdeti) folyamatait. A vizsgálatok során emellett lehetőség adódott a gyűjtött angolnák gyomortartalmának vizsgálatára.

Anyag és módszer

A mintavételeket 2010 májusától szeptemberig, havi rendszerességgel, elektromos halászberendezéssel végeztük a reggeli órákban (7.00–10.00 h). A halászatot csónakból, a partvontól 2-3 m-re hajtottuk végre, az MTA ŐK Balatoni Limnológiai Intézet tihanyi mólójánál. A fogások idejét és a kifogott halak számát az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat. Angolnagyűjtések összesített adatai
Table 1. Summarised data of eel samplings

Dátum Date	Egyedszám N of eels	Standard hossz (SL, mm) átlag±szórás/mean±SD	Tömeg (W, g) átlag±szórás/mean±SD
2010. május 27.	20	696,3±76,7	651,5±234,8
2010. június 17.	8	722,3±79,7	764,1±217,9
2010. július 28.	17	708,6±51,3	765,0±186,8
2010. augusztus 26.	15	671,7±71,8	580,7±195,4
2010. szeptember 30.	10	711,8±75,7	739,4±242,0

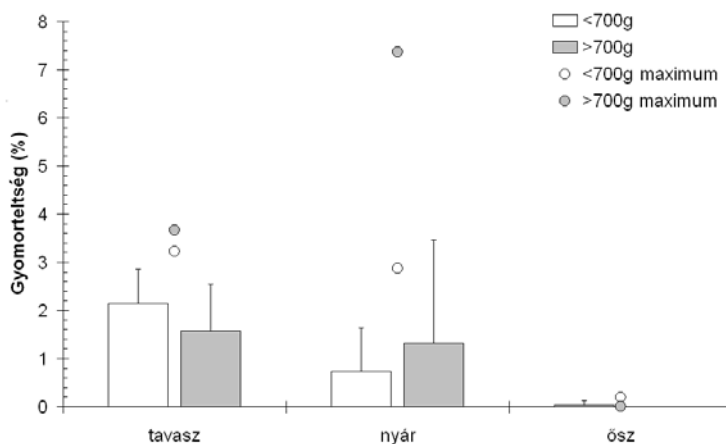
Gyomortartalom-vizsgálat: a gyomortartalmat lemértük és fixáló folyadékot (formalin) tartalmazó üvegsőbe eltettük. Kiértékeléskor a gyomortartalmat Petri-csészébe mostuk, megtisztítottuk, majd amennyiben lehetséges, úgy fajra, amennyiben nem, úgy nagyobb

rendszerinti egységre határoztuk, majd mértük az egyes tápláléktípusok tömegét. Az angolnákat a tömegük alapján két csoportba (700 g alatt és 700 g felett) bontottuk és évszakonként is értékeltük. A táplálék összetételében mutatkozó eltérések kimutatására diszkriminancia-elemzést használtunk, a Statistica 8.0 program segítségével. Az elemzéshez a relatív táplálékösszetételre vonatkozó adatokat a normalitás feltételeinek közelítése érdekében arcsin($x^{0.5}$) transzformáltuk.

Eredmények

A kifogott 70 angolnából 36 egyednek (51,4 %) a gyomrában találtunk táplálékot. Öt egyed emésztőtraktusában bélélősködő fonálférget találtunk. A maradék 29 angolna emésztőcsatornája üres volt (41,4 %). A halakban egyedenként 0,5–77,9 g gyomortartalmat mértünk (átlag: 12,8g). A tavasszal begyűjtött 20 halból 16-ban találtunk táplálékot, 3-ban bélélősködő parazitát. A nyári gyűjtések során 40 halat fogtunk, ebből 20 angolna emésztőrendszerében találtunk táplálékot, illetve 2 bélrendszerében bélélősködő fonálférget. Az ősszel gyűjtött 10 angolna egyikének gyomrában sem találtunk értékelhető mennyiségű táplálékot.

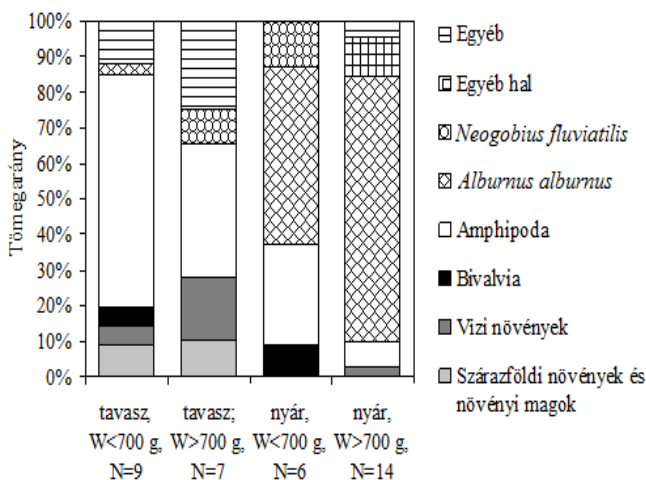
Az átlagos gyomorteltség tavasszal volt a legnagyobb, míg ősszel a legkisebb, ekkor gyakorlatilag nem is volt frissen fogyasztott táplálék a halak emésztőrendszerében (1. ábra). A táplálék részletesebb elemzésére így csak a tavaszi és nyári minták alapján nyílt lehetőség.



1. ábra. Angolnák gyomorteltsége (átlag és szórás) két testtömeg-kategóriában, évszakonként
 Fig. 1. Seasonal changes in stomach fullness (mean±SD) by body mass categories of eels

A két időszakban az angolnák táplálékának összetétele jelentősen különbözött (2. ábra). Tavasszal legnagyobb arányban Amphipoda rákokat fogyasztottak, míg nyáron a szélhajtó kűsz adta a táplálék zömét. Ehhez képest a testmérethez rendelhető különbségek jóval kisebbek voltak a táplálék összetételét illetően. A tavaszi fogásokban meghatározható táplálékszervezetek között nagy mennyiségben találtunk bolharákat (Gammaridae spp.) mind a 700 g alatti, illetve feletti egyedekben. Azonban megfigyelhető volt, hogy a 700 g feletti egyedekben némileg megnőtt az elfogyasztott vízi, illetve szárazföldi növények és magok mennyisége. A nyári hónapokban a kűsz-, illetve halfogyasztás aránya ugrott meg mindkét csoportban. A halak mellett ugyanúgy szerepeltek a táplálékban Amphipoda rákok, illetve kagylók és csigák, de jóval kisebb arányban. Egyéb kategóriába soroltunk minden olyan táplálékszervezetet, amelyet nem tudtunk a már említett csoportokba besorolni. Ide tartoznak az előrehaladottabb emésztettségi állapotban lévő, meghatározásra alkalmatlan szervezetek is. Ezenfelül találtunk kavicsokat a béltartalmakban, 2 egyed gyomrában

műanyag zacskót, illetve fémdarabkát és nagyméretű pikkelyeket is, amely a dögevést valószínűsíti.



2. ábra. A 700 g alatti és fölötti angolnák tavaszi és nyári táplálékának összetétele
 Fig. 2. Seasonal changes of diet of eels depending on their body mass

A táplálék összetételében mutatkozó különbségeket diszkriminancia-elemzéssel teszteltük. Az elemzés szerint a két vizsgált méretcsoport tápláléka sem tavasszal, sem nyáron nem különbözött el szignifikánsan, ugyanakkor a két időszak eltérőségét sikerült igazolni (2. táblázat, 3. ábra). Az „évszakos” különbségekből adódó varianciát az 1. diszkriminancia tengely írja le. Ezzel a tengellyel a táplálékalkotók közül a kűsz ($r = 0,71$), az Amphipoda rákok ($r = -0,50$) és a szárazföldi eredetű növényi részek és magok ($r = -0,39$) mutatják a legmagasabb korrelációt.

Az angolnák tömegéből eredő varianciát a 2. diszkriminanciatengely írja le. Ezzel a tengellyel a kagylók ($r = -0,43$), az Amphipoda rákok, ($r = -0,36$) és a vízinövények ($r = 0,34$) mutatnak magasabb korrelációt. Ám, mint már korábban említettük, e tengely mentén már nem tekinthetők szignifikánsnak az egyes vizsgálati csoportok között mutatkozó eltérések.

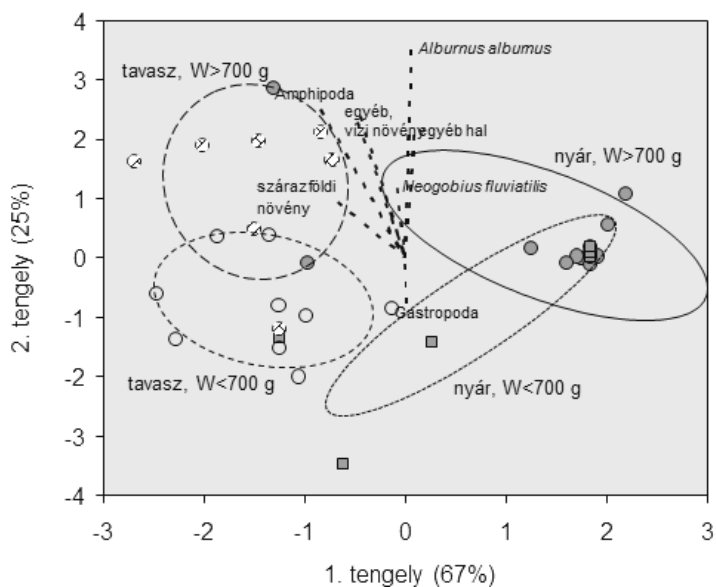
Értékelés

Vizsgálataink alapján az angolna opportunista ragadozó, az adott évszak táplálékkinálatához alkalmazkodik. Tavasszal inkább makrogerinctelenek szerepelnek az étlapján, nyáron a kűszök ívásának kezdetével válik elsődlegesen hlevővé. A táplálékot fogyasztó és pillanatnyilag nem táplálkozó angolnák aránya ingadozást mutat, hiszen az augusztusi és szeptemberi mintavételezéskor nem találtunk táplálékot a gyomortartalomban. Szító és Búz (1975) a nyíltvízben táplálkozó angolnák esetében összefüggést talált a víz hőmérséklet és a táplálékot fogyasztott angolnák százalékos aránya között. 17,8–21,3 °C víz hőmérséklet felett 50–90% a gyomortartalommal rendelkező angolnák aránya, míg ez az érték 9,4–13°C-nál csupán 15–25% volt.

Bíró (1974) megfigyelései szerint a tó parti sávjában az angolnák főként rákokkal (*Asellus aquaticus*, *Dikerogammarus* spp., *Chelicorophium curvispinum* és *Limnomysis benedeni*), kisebbrészt pedig egyéb bevonatlató gerinctelen szervezetekkel, így árvaszúnyoglárvákkal, puhatestűekkel és tegzesekkel táplálkoztak. Halfogyasztás (vágódurbincs, kűsz és egyéb pontyfélék) elsősorban május és június folyamán fordult elő. A nyíltvízen az angolnák főként árvaszúnyoglárvákkal és kisebbrészt halakkal (kűsz, fogassüllő és vágódurbincs) táplálkoztak.

2. táblázat. A diszkriminanciaelemzés során tesztelt csoportok páronkénti elkülöníthetőségét jellemző p-értékek
 A szignifikáns elkülönülést kiemelés jelzi $p < 0.05$ valószínűségi szinten
 Table 2. Separability (p values) of eel samples based on their stomach content according to the Discriminant analysis. Bold values indicate the significant separation at $p < 0.05$

	tavaszi, spring W<700 g	tavaszi, spring W>700 g	nyár, summer W<700 g	nyár, summer W>700 g
tavaszi, spring W<700 g	-	0.211	0.153	0.002
tavaszi, spring W>700 g	0.211	-	0.035	0.006
nyár, summer W<700 g	0.153	0.035	-	0.356
nyár, summer W>700 g	0.002	0.006	0.356	-



3. ábra. Az angolna táplálékának elkülönülése a fogás ideje és a testtömeg függvényében, a diszkriminanciaelemzés alapján ($F_{27,70}=2.30$; $p < 0.0027$). A két diszkriminációtengely a táplálékban megfigyelhető teljes variancia 92%-át magyarázza. Az ábrán a csoport súlypontokhoz rendelhető 95%-os "range"-elipszisek is fel vannak tüntetve

Fig. 3. Separation of the diet of eel by sampling season and body mass according to discriminant analysis ($F_{27,70} = 2.30$, $p < 0.0027$). First and second canonical axes explain 92% of the total dietary variability. 95% range ellipse corresponding to centroids of each sample each groups are indicated

Az 1982–84-ben végzett vizsgálatok az előzőektől jelentősen eltérő eredményt hoztak (Paulovits & Bíró 1988). Ekkor a parti sávban gyűjtött angolnák táplálékát 93,5%-ban a kűsz képezte. A nyíltvízen a főtáplálék az árvaszúnyoglárvá volt, amely a táplálék 55.6%-át tette ki. Ugyanakkor a második legjelentősebb táplálék itt is a kűsz volt, 32%-os arányban. Mindkét élőhelyen megfigyelhető volt az ívási időszakban ikrafogyasztás, amelynek aránya a béltartalomban azonban rendszerint 1% alatt maradt. A jelenlegi eredmények tehát jó összhangban vannak a parti sávra vonatkozó korábbi megfigyelésekkel, szem előtt tartva az évszakos trendeket is. Vizsgálataink során ikrával nem találkoztunk a gyomortartalomban, de ikrafogyasztásra utaló jeleket azért találtunk (növényi részek, gyökerek elnyelése), ami egyezik Müller és munkatársai (2005) vizsgálati eredményeivel, akik egy esetben borókatűskéket is találtak a gyomorban, amelyek egyértelműen süllőfészekből származtak (süllő- és/vagy bodorkaikra fogyasztására utalva). Közvetett jeltől ítélve dögevés is

előfordulhat az angolnáknál. Ugyanis egy májusi gyomortartalomban olyan pikkelyeket találtunk, amelyek túl nagy méretűek voltak ahhoz, hogy egészben lenyelt élő halból származzanak.



4. ábra. Májusi fogások során begyűjtött angolnák gyomortartalma: egy 681 mm-es, 557,6 g-os angolna gyomortartalma (balra); egy 790 mm-es, 1089,6 g-os angolna gyomortartalma (jobbra)
Fig. 4. Diets of eels from sampling in May. Left - SL: 681 mm, W: 557.6 g; right - SL: 790 mm, W: 1089.6g



5. ábra. Júniusi fogások során gyűjtött angolnák gyomortartalma: egy 719 mm-es, 773,7 g-os angolna 50,35 g tömegű gyomortartalma (balra); egy 700 mm-es, 661,5 g-os angolna gyomortartalma (jobbra)
Fig. 5. Diets of eels from sampling in June. Left - SL: 719 mm, W: 773.7 g, stomach content 50.53 g; right - SL: 700 mm, W: 661.5 g

A nyári nagyarányú kűszfogyasztás a parti övben párhuzamba állítható ezen halak ívási szokásaival: az első két nyári hónapban kizárólag hím kűszöket (here megléte) találtunk a gyomortartalomban, ami a tejesek területfoglalásával állhat kapcsolatban.

Megfigyeléseink szerint a kagylók, csigák, és legfőképpen a bolharákok (*Dikerogammarus* spp.) mennyisége tavasszal nagyobb részarányt képviselt, mint nyáron.

Egy Virág (1998) által idézett kutatási jelentés, illetve Bíró régebbi (Bíró 1974) megfigyelései szerint Tihanynál jelentős mértékben a felemáslábú rákok, míg Keszthelynél az árvaszúnyoglárvák alkotják főképpen az angolna táplálékát. Eredményeink részben alátámasztják ezt a megállapítást, hiszen a tihanyi gyűjtésben valóban jelentős mennyiségű bolharákot találtunk. Bíró (1974) a part menti sávban élő angolnák táplálkozására vonatkozó vizsgálataihoz képest nem találtunk víziászkat (*Asellus aquaticus*). Meg kell említeni azonban, hogy Bíró (1974) vizsgálataiban a jelenleginél (>440 mm) jóval kisebb (>135 mm) halak is szerepeltek, így egyes, kisebb termetű táplálékszervezetek mostani hiánya a gyomortartalomban ebből is származhat.

Több esetben találtunk növényi eredetű táplálékot – vízi növényeket, szárazföldi növények magvait, gyökérmaradványokat –, illetve kavicsot, üvegszilánkot, fémdarabot, műanyag zacskót a halak gyomrában. Ezek más, állati eredetű táplálékkal, feltehetően ikrával, esetleg a növényeken, élettelen anyagokban, vagy körülöttük élő táplálékszervezetekre való rárontáskor kerültek véletlenül felvételre. Nem zárható ki ugyanakkor az sem, hogy a hullámmozgással mozgásba kerülve ezen anyagok maguk váltottak ki téves ragadozó magatartást. A nem állati eredetű gyomortartalomról – hínár, náddarab, egyéb – más szerzők is beszámoltak már (Virág 1998, Bíró 1974, Szító & Búz 1975, Müller et al. 2005).

A táplálékszervezetek egymás mellett való előfordulását is vizsgáltuk. Megfigyeléseink alapján a halat általában önmagukban fogyasztják az angolnák. Habár a kagylót, csigát, bentiikus szervezeteket gyakran egymással kombinálva, egymást kiegészítve veszi fel a táplálkozás során az angolna, a kagyló és a bolharák előfordulhat önmagában is, mint fő táplálék. Az angolna táplálkozására jellemző, hogy igen sokféle vízben előforduló szervezetet elfogyaszt, és jól alkalmazkodik az egyes időszakokban fellelhető táplálékkínálathoz. Szító és Búz (1975) megfigyelései alapján a Balaton nyílt vizében élő angolnák a legnagyobb egyedszámban az iszaplakó árvaszúnyoglárvákat fogyasztják, majd ezt követik egyedszámban a kagylók és a bolharák. Ha az árvaszúnyoglárvák mennyisége csökken, akkor az angolnák táplálékában a kagylók szerepe megnő, de ugyanez a halakra vonatkozóan nem tapasztalható.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak Báthory Istvánnak aki segítséget nyújtott az angolnagyűjtésekben. A vizsgálatainkat az MTA Bolyai János Kutatói Ösztöndíj (BO/00054/12/4) és a Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund (project no. 12252178) anyagi támogatásával végeztük.

Irodalom

- Bíró P. (1974). Observations on the food of eel (*Anguilla anguilla* L.) in Lake Balaton. *Annales Instituti Biologici* (Tihany) 41: 183–185.
- Gönczy J., Tahy B. (1985): *Az angolna*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 206.
- Horváth K. (1971): Tapasztalatok a Balaton angolnagazdálkodásában. *Halászat* 64/1: 8–9.
- Károlyi S. (1928): Az angolna-kérdésről gyakorlati szempontból. *Halászat* 29: 77.
- Müller T., Kondorosy E., Kiss B., Kucska B., Bercsényi M., Székely Cs. (2005): Az angolna (*Anguilla anguilla* L.) szezonális táplálkozási sajátosságai a Balatonban. *IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. Budapest, 2005. október 17-19.* Előadaskötet, p. 457–463.
- Paulovits G., Bíró P. (1986): Age determination and growth of eel, *Anguilla anguilla* (L.), in lake Fertő Hungary. *Fisheries Research* 4: 101–110.
- Specziár A. (2010): A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 23: 7–185.
- Szító A., Búz E. (1975): Az angolnák tápláléka a Balaton nyílt vizén. *Halászat* 69/6: 171–172.
- Virág Á. (1998): *A Balaton múltja és jelene*. Egri Nyomda Kft. Eger, pp. 904.

Authors:

Bernadett ÁCS, András SPECZIÁR, Zsolt BOCZONÁDI, Béla URBÁNYI, Tamás MÜLLER (Muller.Tamas@mkk.szie.hu)



Angolnafogás a Balatonból (Müller Tamás felvétele)



Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) egy álló- és egy folyóvízi populációjának táplálkozásökológiai vizsgálata

Feeding ecology of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in a lotic and a lentic habitat in Hungary

Kati S.¹, Mozsár A.¹, Árva D.¹, Cozma N. J.², Czeglédi I.¹, Antal L.¹, Erős T.³, Nagy S. A.¹

¹Debreceni Egyetem TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²Debreceni Egyetem TEK, TTK, Ökológiai Tanszék, Debrecen

³MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: invazív faj, táplálékforrás, szelektivitás, szezonális

Keywords: invasive species, diet resources, selectivity, seasonality

Abstract

In the last two decades, the invasion of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*) originating from the Far East can be observed in Eastern and Central Europe. The seasonal feeding ecology of Amur sleeper was investigated in a lentic (Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva), and in a lotic habitat (Lónyay-főcsatorna).

Chironomids (Chironomidae), dragonflies (Odonata), crustaceans (Crustacea) and mayflies (Ephemeroptera) dominated the diet of Amur sleeper. Neither the body size nor the season and nor the habitat play significant role in the feeding intensity. The diet composition was mainly regulated by the body size that had stronger effect than the habitat and the season.

Our study shows that the Amur sleeper may influence several levels (compartments) of the aquatic food web, although the species proved to be an especially effective predator of the invertebrate assemblage.

Kivonat

Az utóbbi két évtizedben a Távol-Keletről származó amurgéb (*Perccottus glenii*) inváziója figyelhető meg Kelet- és Közép-Európában. Munkánk során az amurgéb évszakonkénti részletes táplálkozásökológiai elemzését tűztük ki célul egy állóvízben (a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotvában) és egy vízfolyásban (a Lónyay-főcsatornában).

A legjelentősebb táplálékszervezeteknek az árvaszúnyogok (Chironomidae), szitakötők (Odonata), rákok (Crustacea) és kérészek (Ephemeroptera) bizonyultak. A faj táplálkozásának intenzitásában nem tapasztalható méret, évszak és hely által befolyásolt változás. Táplálékának összetételét legfőképp a halak mérete befolyásolja, amelynek hatása erősebbnek bizonyult az élőhelyi és évszakai hatásoknál is.

Kutatásaink igazolják, hogy az amurgéb a vízi táplálékhálózat számos szintjét (kompartimentjét) befolyásolhatja, elsősorban azonban a makroszkopikus gerinctelen szervezetek hatékony predátora.

Bevezetés

Az élőhelyek rohamos mértékű degradációja mellett a fajok kihalásáért és így a biodiverzitás csökkenéséért az idegen-honos, inváziós fajok betelepülése nagymértékben felelőssé tehető (Clavero & Garcia-Berthou 2005, Casal 2006, Khan & Panikkar 2009). A természetvédelmi, ökológiai kutatások központi kérdésévé vált ezért az idegenhonos fajok terjedésének, hatásainak és az ellenük való védekezés lehetőségeinek feltárása (Gozlan 2008).

Közösségökológiai szempontból igen fontos kérdés, hogy miként illeszkedik be az új faj a közösség trofikus hálózatába. A közösségre gyakorolt hatásuk óriási lehet, sokrétűsége miatt megbecsülni is nagyon nehéz (Vitule et al. 2009, Lenhardt et al. 2010). Hatással vannak a tápanyag- és energiaáramlási folyamatokra, kompetíciós és predációs nyomást gyakorolnak a közösség tagjaira, valamint jelenlétükkel csökkentik az elérhető források mennyiségét (Gozlan 2008, Khan & Panikkar 2009). Nagy egyedszámuk és biomasszájuk,

továbbá az őshonos fajok biomasszájának csökkenése révén a trofikus háló egyszerűsödését okozhatják (Khan & Panikkar 2009).

Az utóbbi évtizedek egyik legjelentősebb inváziós faja a keletről érkező amurgéb (*Perccottus glenii*) (Copp et al. 2005, Reshetnikov & Ficetola 2011). Eredeti elterjedési területe Távols-Keleten, az Amur folyó vízgyűjtőterületén található (Bogutskaya & Naseka 2002). Terjeszkedését a XX. század első felében kezdte meg, mára az egyik legsikeresebb inváziós fajjává vált (Copp et al. 2005). Az első amurgébet hazánkban 1997 őszén találták meg a Tisza-tónak is nevezett Kiskörei-víztározóban (Harka 1998), de hamarosan kiderült, hogy jelen van a Bodrog teljes hazai szakaszán, a Tiszában pedig Tokajtól kezdve a Körös torkolatáig (Harka & Sallai 1999). A faj magyarországi terjedésének mérföldköve volt a 2008-as dunántúli (Erős et al. 2008, Harka et al. 2008), illetve a 2012-es Duna menti megjelenése (Takács & Vitál 2012).

Az amurgéb táplálkozását – a legtöbb inváziós fajhoz hasonlóan – széles táplálékspektrum jellemzi (Szító & Harka 2000, Orlova et al. 2006, Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). Főként makrogerinctelen szervezeteket fogyaszt, azok közül leginkább az árvízszűnyog lárvákat, szitakötőket, kérészlárvákat, ászkarákat és csigákat (Szító & Harka 2000, Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). Az amurgéb táplálkozásbiológiájával nemzetközi szinten is kevés tanulmány foglalkozik, rohamos mértékű inváziója azonban szükségessé teszi, hogy részletes ismeretekkel rendelkezünk a faj táplálkozásökológiájáról.

Vizsgálatunk során a következő kérdésekre kerestük a választ: (1) Milyen az amurgébek számára potenciális táplálékbazist jelentő bentikus makrogerinctelen közösség évszakos összetétele a két eltérő élőhely típusban? (2) Mi jellemzi az amurgéb táplálékának évszakos és élőhely típusok szerinti összetételét? (3) Miként változik a táplálék-összetétele a testhosszúság növekedésével? (4) Milyen hasonlóságok és különbségek tapasztalhatóak a halak táplálékösszetétele és az élőhelyeken előforduló bentikus makrogerinctelen közösség minőségi, valamint relatív mennyiségi összetétele között?

Anyag és módszer

A halak begyűjtésére 2011-ben került sor, évszakonkénti rendszerességgel, két víztérből, a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotvából (RNM) (a továbbiakban Nagy-morotva) és a Lónyay-főcsatornából (LOF). A Nagy-morotva egy természetes úton lefűződött, növényzettel dúsan benőtt holtmeder, a Lónyay-főcsatorna pedig egy jelentős vízszintingadozással jellemezhető mesterséges vízfolyás (1. ábra).

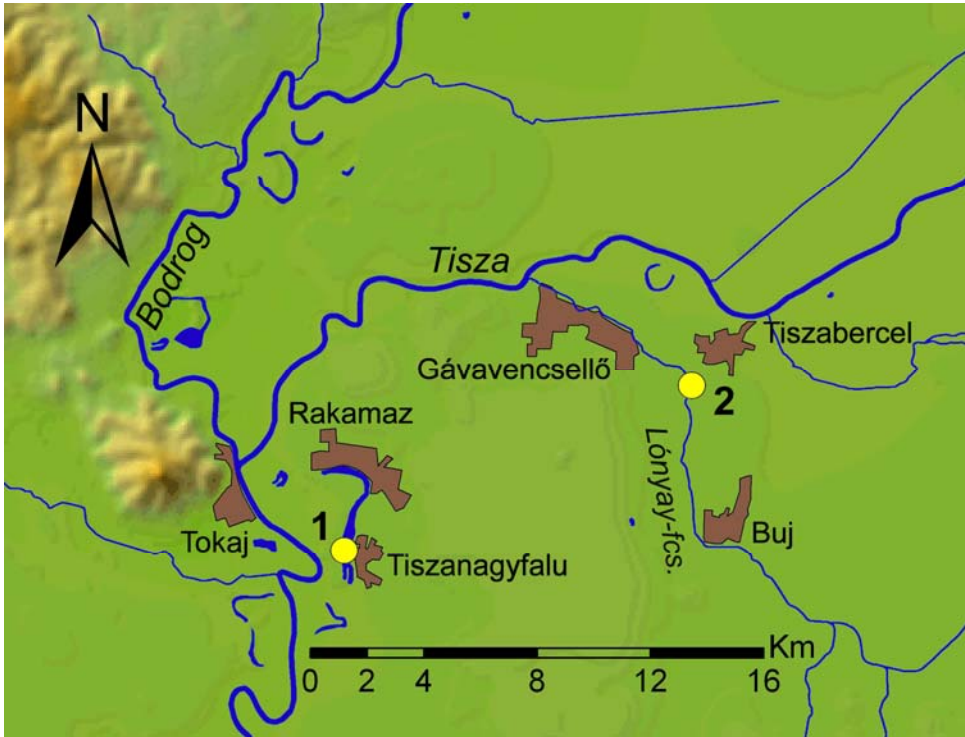
A mintavétel során akkumulátoros, egyenárammal működő elektromos halászgépet használtunk (HansGrassl IG200/2B). Minden mintavétel alkalmával legalább 50 egyedet gyűjtöttük. A halakat szegfűszegolajjal túlaltattuk, majd 5%-os formalinban tartósítottuk.

A halászattal egyidejűleg a táplálékkészlet felméréséhez a környezetben élő vízi makrogerinctelenekből is mintát vettünk. A gyűjtéseket minden alkalommal ugyanazon mintavételi szakasz parti régiójában, 25x25 cm-es, 250 µm lyukbőségű, kézi egyelőhálával végeztük az AQEM protokoll alapján. A begyűjtött makrogerinctelen egyedeket főbb taxonok szerint a helyszínen szétválogattuk, majd 5%-os formalinban tartósítottuk.

A laboratóriumban lemértük a halegyedek standard és teljes testhosszát, valamint testtömegüket. A halakat a standard testhosszuk alapján négy méretcsoportra osztottuk (0.: <20 mm; 1.: 20-40 mm; 2.: 40-60 mm; 3.: >60 mm). A boncolás során eltávolítottuk a bélcsatorna első egyharmadát (gyomrot). A gyomor felnyitása után a gyomortartalom nedvességét leitattuk, majd lemértük, illetve becsültük a gyomor telítettségét (%). Kiszámítottuk emellett a halak gyomortelítettségi indexét (GFC) is (Grabowska & Grabowski 2005), melynek képlete $GFC = [W_{gyt} / (W - W_{gyt})] \times 1000$, ahol a W_{gyt} a gyomortartalom nedves tömege, a W pedig a halegyed tömege.

A gyomorból eltávolított táplálékszervezeteket a makrogerinctelen-minták esetében alkalmazott taxonszintig válogattuk szét, majd azok tömegét méretcsoportonként lemértük.

A környezetből gyűjtött makrogerinctelen-mintákat, a lehető legalacsonyabb taxonszintig meghatároztuk, majd analitikai mérlegen lemértük a nedves tömeget.



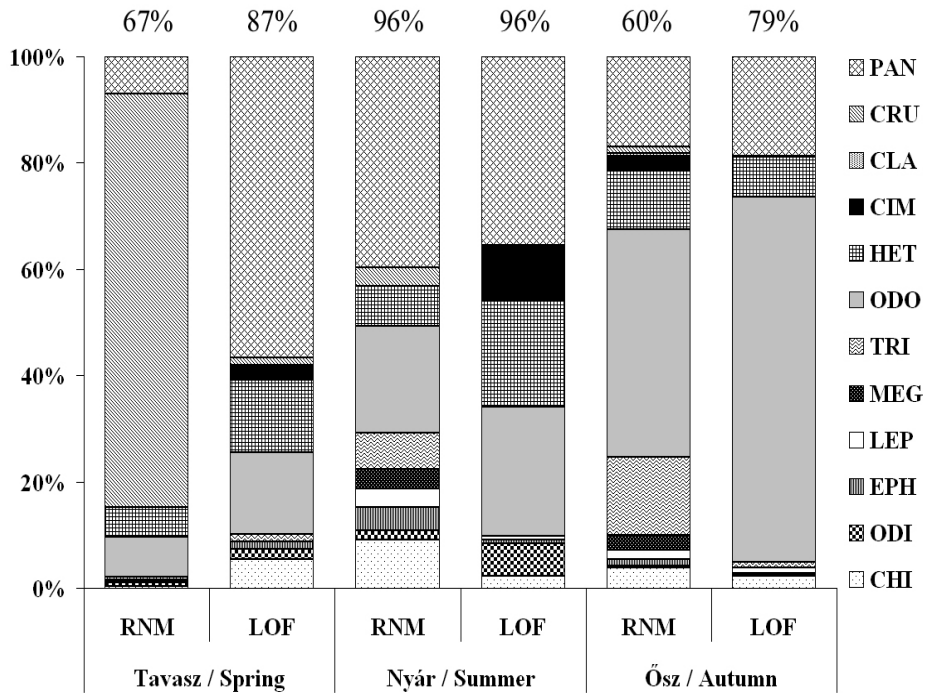
1. ábra. A mintavételi helyek: 1. Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva, 2. Lónyay-főcsatorna (Tiszabercel)
Fig. 1. The sampling sites: 1. Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotva, 2. Lónyay-főcsatorna (Tiszabercel)

A halak táplálkozási stratégiáját az Amundsen-féle grafikus ábrázolási módszerrel elemeztük (Amundsen et al. 1996). A különböző méretkategóriákban, különböző mintavételi helyeken és eltérő évszakokban megfigyelt táplálék-összetételnek a hasonlósági mintázatát klaszteranalízis segítségével tártuk fel. A táplálék-összetétel átlagos százalékos adatait Euklideszi távolságfüggvényt alkalmazva, a súlyozatlan csoportátlag (UPGMA) összevonási algoritmus alapján készült fa segítségével értékeltük (Podani 1997). Az amurgébek táplálkozási szelektivitásának vizsgálata érdekében grafikusán összevetettük az egyes állatcsoportok tömegarányát a környezetben és a táplálékban (Borza et al. 2009). A gyomorteltségi adatok (GFC) hely, évszak- és méretfüggését, illetve azok interakciójának teszteléséhez háromutas ANOVA-t alkalmaztunk.

Eredmények

Mind a Nagy-morotva, mind a Lónyay-főcsatorna makrogerinctelen közösségére jellemző, hogy a csoportok közül mindössze néhány szerepelt nagy egyedszámmal és tömegszázalékos aránnyal (2. ábra). A legjelentősebb csoportok a puhatestűek (MOL), férgek (PAN), rákok (CRU), szitakötők (ODO), ezek mellett fontosak még a poloskák (HET) és a Nagy-morotva esetében a tegzesek (TRI) is. A puhatestűek részesedése mindkét élőhelyen nagyon jelentősnek mondható, tömegszázalékos arányuk 60% és 96% között változik. A férgek – döntően *Oligochaeták* – aránya csökkenő tendenciát mutatott az év folyamán. A szitakötők, főként a kis szitakötők aránya az év folyamán mind egyedszámban, mind tömegszázalékban folyamatos növekedést mutatott. A tömegarányokat tekintve az

árvíznyoglárvaék jelentősége alulbecsült, ugyanis igen nagy egyedszámban (olykor a teljes egyedszám fele) vannak jelen mindkét víztérben.



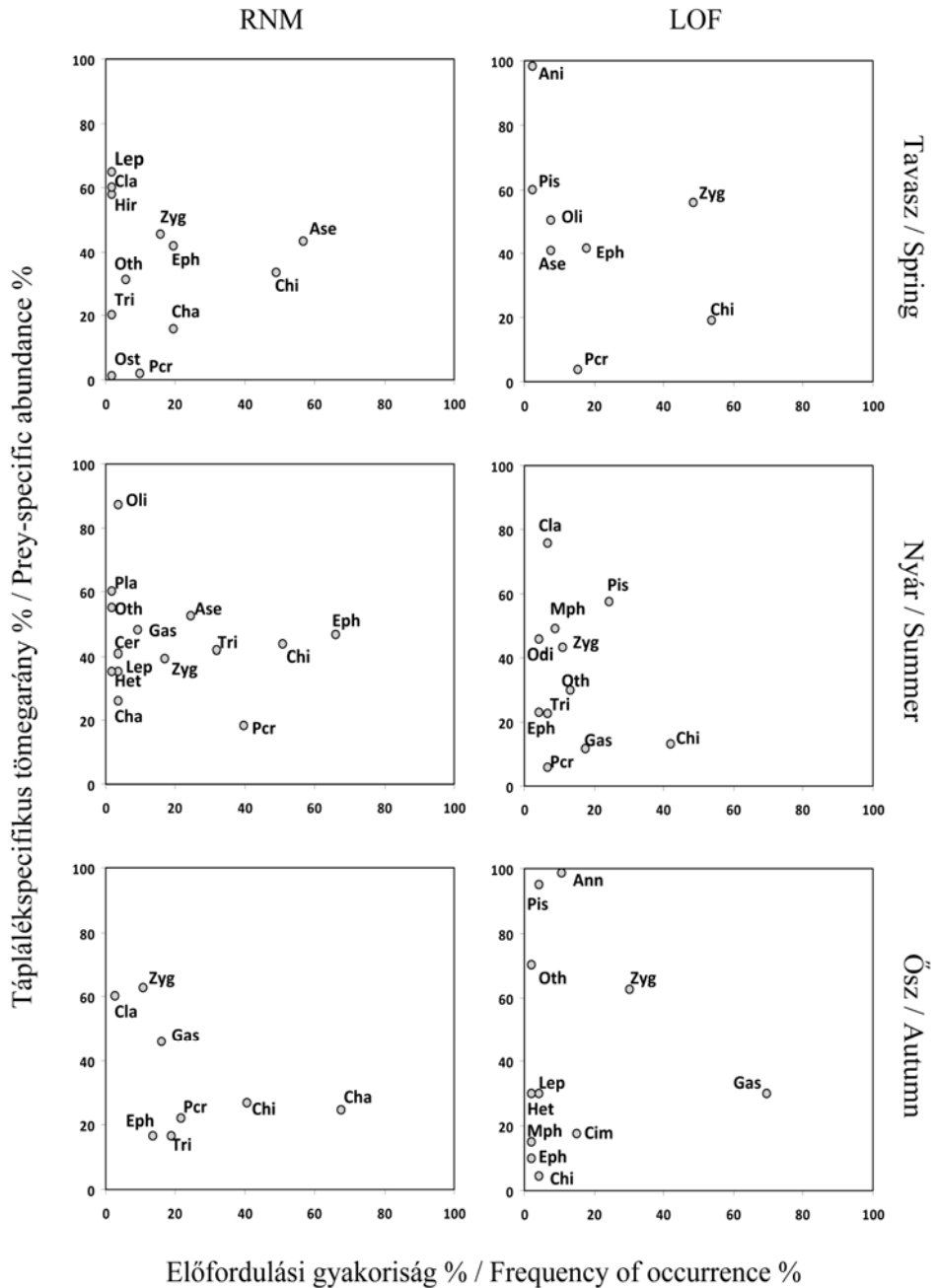
2. ábra. A makrogerinctelen-csoportok tömegének százalékos megoszlása puhatestűek nélkül. Az oszlopok felett a puhatestűek százalékos arányát tüntettük fel.

Fig. 2. Percentage of biomass (without molluscs) of macroinvertebrate in sites. The percentage values of molluscs is shown above the columns.

Rövidítések/Abbreviations: PAN - Platyhelminthes+Annelida, CRU - Crustacea, CLA - Coleoptera lárva/larvae, CIM - Coleoptera imágó/imago, HET - Heteroptera, ODO - Odonata, TRI - Trichoptera, MEG - Megaloptera, LEP - Lepidoptera, EPH - Ephemeroptera, ODI - Egyéb/Other Diptera, CHI - Chironomidae

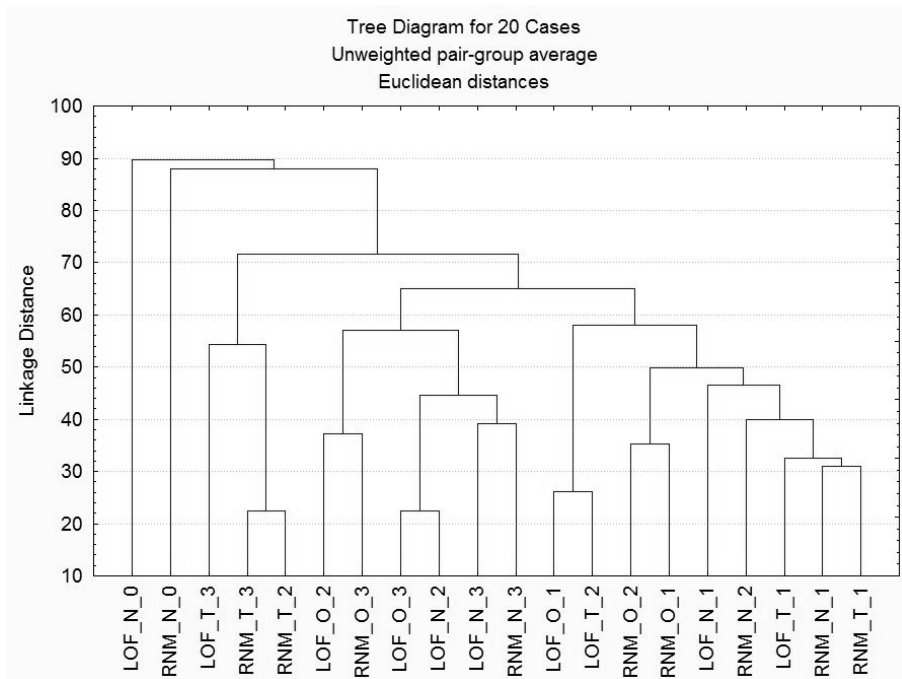
Az előfordulási gyakoriságuk és tömegszázalékos részesedésük alapján az árvíznyoglárvaék alkották az amurgébek táplálékának jelentős hányadát mindkét mintavételi helyen. Tavasszal a Nagy-morotvából gyűjtött amurgébek táplálékában az ászkarákok (*Asellus aquaticus*) (64%) domináltak. A Lónyay-főcsatornából származó egyedek gyakran és nagy mennyiségben fogyasztottak kis szitakötőlárvát (*Zygoptera*) (60%). Mindkét mintavételi hely esetében számottevő volt a kérészlárvák (*Ephemeroptera*) (50%) fogyasztása is. Nyárra a Nagy-morotvánál az ászkarákok helyett a kérészlárvák fogyasztása volt a legnagyobb mértékű, ugyanakkor az ászkarákok még mindig fontos szerepet töltek be. Tavaszhoz képest azonban jelentősen megnövekedett a planktonikus rákok részesedése is. A Lónyay-főcsatornán nyárra a kis szitakötő lárvák szerepe jelentősen csökkent, emellett megjelent a halfogyasztás is. Ősszel a Nagy-morotvánál jelentős mennyiségű tollásznyog-fogyasztást (*Chaoboridae*) (50%) tapasztaltunk. A Lónyay-főcsatorna esetén korábban tapasztalt nagy mennyiségű árvíznyog-fogyasztás igen jelentősen lecsökkent, csak elvétve jelent meg. A táplálékban két csoport, a kis szitakötők és a csigák (*Gastropoda*) (41%) domináltak. Az egyedek 70%-ánál találtunk kisebb-nagyobb mennyiségben csigát a gyomortartalomban (3. ábra).

A táplálék-összetétel hasonlósági mintázatát elsősorban a halak testmérete határozta meg, az évszak és az élőhely jelentősége kisebb mértékű volt (4. ábra).



3. ábra. Az amurgéb táplálékának évszakos összetétele Amundsen-féle ábrázolással
 Fig. 3. Seasonal diet composition of Amur sleeper according to Amundsen et al. (1996)

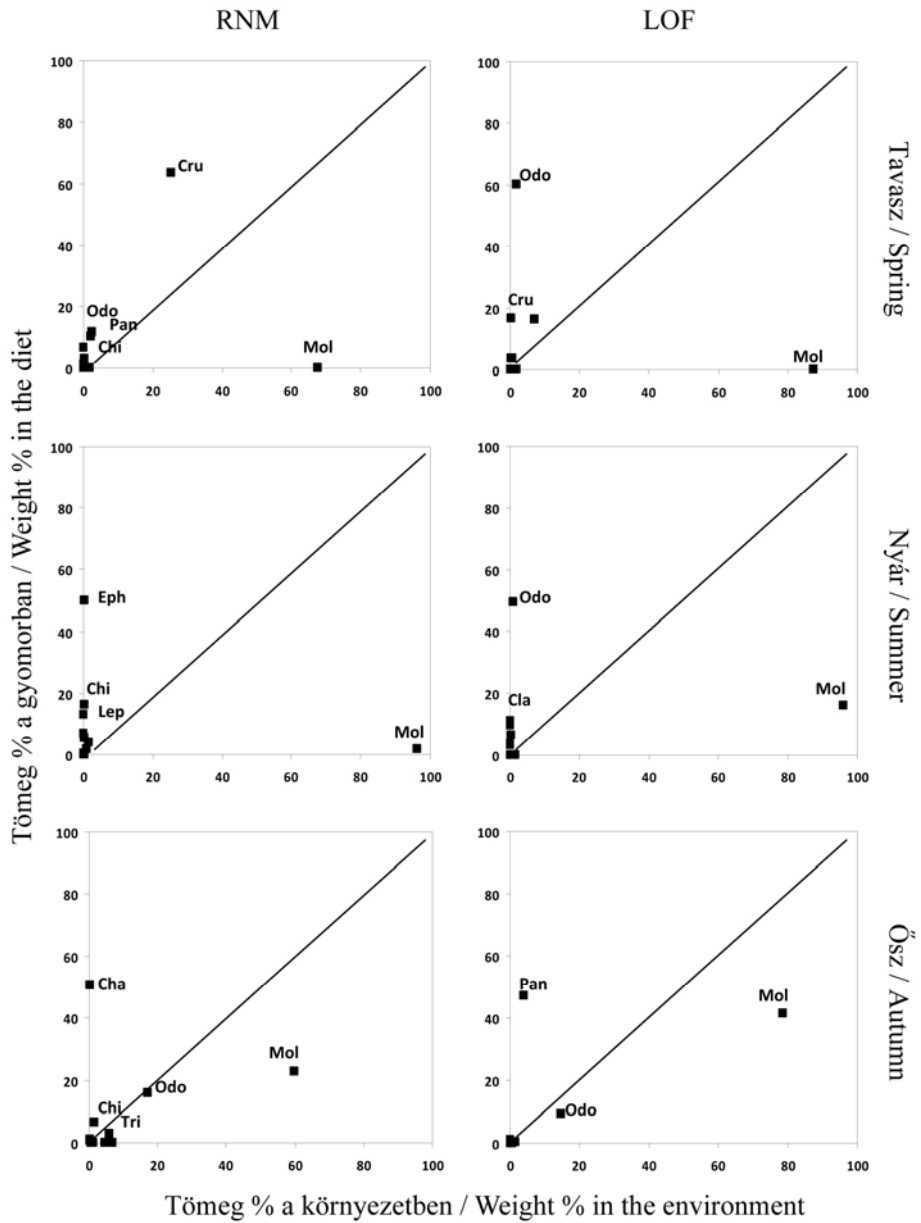
Rövidítések/Abbreviations: Ase - *Asellus aquaticus*, Ani - Anizoptera, Zyg - Zygoptera, Gas - Gastropoda, Chi - Chironomidae, Ann - Annelida, Pis - Pisces, Oth - Egyéb/Other, Lep - Lepidoptera, Het - Heteroptera, Mph - Macrophyta, Cim - Coleoptera imágó/imago, Eph - Ephemeroptera, Cha - Chaoboridae, Pcr - Zooplankton, Cla - Coleoptera lárva/larvae, Tri - Trichoptera, Cer - Ceratopogonidae, Oli - Oligochaeta, Pla - Platyhelminthes, Odi - Egyéb/Other Diptera, Hir - Hirudinea, Ost - Ostracoda



4. ábra. A mintavételi hely, évszak és méret szerint elkülönített csoportok hasonlósági mintázata
Fig. 4. Dendrogram of sites, seasons and standard length

Erősen elkülönültek azok az egyedek melyek a 0. méretcsoportba tartoztak, ezek táplálékát néhány táplálékcsoport alkotta, főként árvaszúnyogok és kérészek. A következő csoportot, a 2. és 3. méretkategóriába tartozó tavaszi egyedek alkották (LOF_T_3, RNM_T_3, RNM_T_2). Gyomortartalmukban főleg ászkarákot találtunk. A harmadik nagy csoportot a 2. és 3. mérettartományba eső egyedek, a negyediket az 1. és 2. kategóriákba tartozó amurgégek alkották. A nagyobb egyedek tápláléka főként halakból és csigákból állt. A kisebb egyedeket tartalmazó csoport tápláléka sok táplálékalkotóból áll össze, alapját azonban az árvaszúnyoglárva képezték.

A táplálékpreferencia-ábrákat elemezve szembetűnő, hogy egy-egy preferált csoport nagyon kiemelkedik az egyes hónapban (5. ábra). Tavasszal a Nagy-morotván az ászkarákokra mutat erős preferenciát, valamint szelektív a szitakötő- és árvaszúnyoglárvaakra is. A Lónyay-főcsatornában az ászkarákokra mutatnak kisebb, a szitakötőkre nagyobb preferenciát az ott élő amurgégek. Nyáron a Nagy-morotván a kérészlárvaikat fogyasztották a környezetben megtalálható mennyiséghez képest sokkal nagyobb arányban. A vízfolyás esetében a szitakötő-preferencia továbbra is megmaradt. Ősszel a puhatestűek esetében jóval enyhébb elutasítást tapasztaltunk, mint az ezt megelőző két évszakban. A Holtmederben ősszel igen jelentős preferenciát tapasztaltunk a *Chaoboridae* lárvákra, míg a nagyobb tömegben jelenlévő szitakötőlarva a környezetben tapasztalt tömegarányban voltak jelen a gyomortartalomban is. A szitakötőket illetően, a Lónyay-főcsatornán hasonló eredményről számolhatunk be, itt is a környezetben tapasztalható tömegarányban fogyasztották őket a halak. A puhatestű-preferencia tekintetében is hasonló a két víztér, nagy tömegarányuk ellenére itt is jelentősen csökkent az elutasítás mértéke. A vízfolyás őszi ábrájáról erős féregpreferenciát olvashatunk le, ez azonban félrevezető, ugyanis csak két nagyméretű amurgébégyed gyomrában találtunk férgeket, melyek igen nagy tömegűek voltak, és így jelentősen eltolták az értékeket.



5. ábra. Az amurgéb táplálékpreferenciájának grafikus ábrázolása

Fig. 5. Graphical representation of food preference of Amur sleeper

Rövidítések/Abbreviations: Cru - Crustacea, Odo - Odonata, Pan - Plathelminthes és/and Annelida, Chi - Chironomidae, Mol - Molluscs, Eph - Ephemeroptera, Lep - Lepidoptera, Cla - Coleoptera lárva/larvae, Cha - Chaoboridae, Tri - Trichoptera

A transzformált GFC-adatokra lefutott ANOVA-teszt eredményei szerint a gyomorteltséget sem a hely, sem az évszak, sem a méret nem befolyásolja. A teszt a hely és az évszak valamint az évszak és a méret között mutat szignifikáns interakciót (1. táblázat).

1. táblázat. A gyomorteltségi adatokra (GFC) lefuttatott háromutas ANOVA-teszt eredménytáblázata
 Table 1. Three-way ANOVA results of gut fullness coefficient data

	SS	df	MS	F	p
Hely / <i>Sampling site</i>	0,04	1	0,04	0,27	0,600
Évszak / <i>Season</i>	0,18	2	0,09	0,63	0,533
Méret / <i>Size</i>	0,09	2	0,05	0,31	0,730
Hely - Évszak / <i>Sampling site - Season</i>	3,48	2	1,74	11,71	0,000
Hely - Méret / <i>Sampling site - Size</i>	0,07	2	0,04	0,27	0,767
Évszak - Méret / <i>Season - Size</i>	3,21	4	0,80	5,41	0,000
Hely - Évszak - Méret / <i>Sampling site - Season - Size</i>	0,88	4	0,22	1,50	0,202
Hiba / <i>Error</i>	52,34	352,00	0,15		

Értékelés

A két vizsgált amurgéb-populáció táplálékának összetétele nagymértékű hasonlóságot mutatott a szakirodalomban tapasztaltakkal (Szító & Harka 2000, Orlova et al. 2006, Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). Mindkét populáció döntően vízi makroszkopikus gerinctelen szervezeteket fogyasztott. A faj táplálékában egész évben az árvaszúnyoglárva voltak meghatározók, ezek mellett, főként kis szitakötők és kérészek lárváit, valamint ászkarákat fogyasztottak.

Az amurgébek táplálék-összetételében nem találtunk kiemelkedően nagy szerephez jutó táplálékalkotót. A legtöbb táplálékalkotó az Amundsen-ábra bal oldalán helyezkedik el, ezeket a vizsgált egyedek közül csak kevésben találtuk meg, de azok gyomrában nagy mennyiségben. Ez következtetni enged arra, hogy a populáció egyes egyedei felosztják maguk között a rendelkezésükre álló forrásokat, így csökkentve ezzel a fajon belüli versengés mértékét (Amundsen et al. 1996).

Az ászkarák, kis szitakötők, kérészlárva, halak, tollasszúnyoglárva és csigák a legfontosabb táplálékalkotók, ezek szerepe szezonálisan eltérő. A Nagy-morotvában tavasszal az ászkarák bizonyultak a legfontosabb táplálékszervezetnek. Az azonban kizárható, hogy pusztán a nagy hozzáférhetősége miatt fogyasztották volna, hiszen korábbi vizsgálatok rendre beszámolnak rákfogyasztásról (Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). Nyárra a kérészlárva léptek elő meghatározó táplálékcsoporttá, és a planktonikus rákok is meghatározó csoporttá váltak. Ezt a 2011-es ívású, 0+ korcsoportos egyedek megjelenésével magyarázhatnánk, de ez esetben a másod- (1+) és harmadnyaras (2+) egyedek gyomrában azonosítottuk a zooplankton-szervezeteket. A kifejlett egyedek táplálékában gyakran fellelhetőek Ostracodák, Cladocerák és Copepodák nagyobb testméretű fajai, ahogyan erről Koščo és munkatársai (2008) is beszámolnak.

A Lónyay-főcsatorna tavasi mintájában a kis szitakötők voltak a meghatározó táplálékalkotók, szerepük azonban nyárra csökkent. A hal- és csigafogyasztás a nagyobb egyedeknél, míg az árvaszúnyog-fogyasztás a kisebb egyedeknél figyelhető meg. A Nagy-morotva első nyaras egyedeinek táplálékában, nem a kérészlárva dominálnak, hanem az árvaszúnyoglárva. Mindez bizonyítja, hogy a faj egyazon méretű egyedei is képesek más forrást hasznosítani, ha a környezeti feltételek azt indokoltá teszik. A két táplálék közül a kérészlárva tűnik kedvezőbbnek a faj számára, hiszen a holtmederben mindkét táplálékcsoport a rendelkezésére állt, de abból mégis a kérészt választotta.

A halfogyasztás a nagyobb egyedek esetében jellemző, de csak kiegészítő táplálékként (Koščo et al. 2008). A Lónyay-főcsatornán egész évben megfigyelhető a halfogyasztás, tavasszal és ősszel azonban csak néhány egyednél, míg nyáron minden ötödik gyomorban találtunk halat. A halak táplálék-összetételben betöltött szerepének nyári növekedése a prédafajok ívásának köszönhető. A környezetben nagyobb arányban jelenlévő makrogerinctelenek fogyasztása energianyerés szempontjából kifizetődőbb, mint a halak fogyasztása, melyek elejtése több energiába kerül (Polačik et al. 2009). Az eddigi vizsgálatok főként a pontyféléket említik preferált tápláléknak, azok közül is a szivárványos öklét

(Grabowska et al. 2009). Terepi tapasztalataink alapján a Lónyay-főcsatornában a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) nagy egyedszámban van jelen. Az amurgébek gyomrában azonban döntő többségben a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) ivadékait találtuk, míg pontyféléget egyáltalán nem. Az amurgéb és a tarka géb élőhelye jelentősen átfed, továbbá lassabb mozgása miatt a tarka gébet sokkal könnyebben el tudja ejteni, mint bármely pontyféléget. Elvéve amurgébet is találtunk a gyomorban, mely nem egyedülálló, hiszen korábban már számoltak be kannibalizmusról a fajjal kapcsolatban (Koščo et al. 2008).

Nyáron viszonylag nagyobb mennyiségű növényt találtunk a gyomorban, mely nem ismeretlen jelenség, más populációk esetében is számoltak már be hasonlóról (Grabowska et al. 2009). A növényfogyasztás a kis testméretű sügérfélélknél a kompetíció csökkentésének egy módja lehet (Rezsü & Specziár 2006).

Ősszel két táplálékalkotó bír nagy jelentőséggel: a kis szitakötők és a csigák. Az egyedek 70%-a fogyasztott csigát, több gyomorban kizárólag csak ezt találtunk. A szakirodalmi adatok szerint az amurgéb fogyaszt csigát, de jellemzően csak a nagyobb egyedek, és inkább az őszi időszakban (Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). A Lónyay-főcsatornán egész évben jelen voltak kis testű csiga fajok, melyek potenciális táplálékot jelentettek az amurgébeknek, így azok szerepének őszi növekedése nem a csigák új generációjának megjelenésével magyarázható. Más, puhatestűeket is fogyasztó gébfélék esetén ez a táplálékalkotó csak másodlagosan fogyasztott csoportként jelenik meg (Borza et al. 2009, Poláčik et al. 2009). Feltételezésünk szerint az amurgéb számára is csak másodlagos jelentőséggel bír, amit az is alátámaszt, hogy a Nagy-morotván szintén nagy mennyiségben rendelkezésére állt, de jóval kisebb arányban fogyasztották. Eredményeink tükrében azt mondhatjuk, hogy a csigákat csak abban az esetben fogyasztják, ha a megszokott forrásaik valamilyen oknál fogva szűkülni látszanak. A vízfolyás esetén a beszűkült források (a szitakötő és csiga tömegaránya együtt több mint 60%) miatt rákényszerül a másik (egyébként könnyen elérhető) táplálék, a csiga hasznosítására.

A faj szelektivitására vonatkozó eredmények jól egybevágnak az Amundsen-ábrák eredményeivel. A Nagy-morotván tavasszal az ászkarákokra, nyáron a kérészlárvákra, ősszel pedig a tollasszúnyogra mutat erős preferenciát. Az eredmények ábrázolását némiképp torzítja a puhatestűek tömegének nagy dominanciája.

A Lónyay-főcsatornán egész évben a kis szitakötők esetében mutatkozott preferencia. Az őszi hónapban a holtmederhez hasonlóan, a környezetben tapasztalt arányban fogyasztja a szitakötőlárvákat. A puhatestűek teljes mintavételt végigkísérő elutasítása ebben az évszakban jelentős mértékben csökken, a környezetben tapasztalt nagy tömegarány ellenére.

A gyomortartalmi adatok hasonlósági mintázatának elemzése szerint a táplálék-összetételt elsősorban az amurgéb mérete határozza meg. Vizsgálatunk során a felbontott kis testű, fiatal (0+) egyedek rendszerint egy-egy táplálékot fogyasztottak nagy mennyiségben, a méret növekedésével pedig szélesedett táplálék spektrumuk. A hazai populációk táplálkozásának méretfüggése a szakirodalmi adatokat támasztja alá (Koščo et al. 2008, Grabowska et al. 2009). Adatainkból arra következtetünk, hogy a fiatal egyedek táplálkozása egyhangú ugyan (árvaszúnyog-fogyasztás), de nem arról van szó, hogy bizonyos táplálékforrásra specializálódik a faj; ha a környezeti feltételek indokolják, áttérhet más csoportok fogyasztására is. A nagy testű egyedek táplálékukat a kisebb fajtársaik által nehezen hasznosítható csoportok fogyasztásával egészítik ki.

Következtetések

A két vizsgált víztér makrogerinctelen-közösségét mindössze néhány csoport dominanciája jellemezte. A legjelentősebb csoportoknak az ászkarákok, szitakötők, férgek, poloskák, tegzesek, árvaszúnyogok és puhatestűek bizonyultak. A makrogerinctelen-csoportok életmenetének változásával a tömegarányok az egyes évszakok között kisebb-nagyobb különbséget mutattak.

Az amurgébek a Nagy-morotvában tavasszal ászkarákokat és árvászuonyogokat fogyasztottak. Nyáron kérészek, ősszel pedig tollasszuonyogok voltak a legjelentősebb táplálékszervezetek az árvászuonyogok mellett. A Lónyay-főcsatornában tavasszal szitakötők és árvászuonyogok domináltak a táplálékban. Nyáron az árvászuonyogok mellett megnőtt a halivadékok jelentősége. Ősszel azonban az árvászuonyogok jelentősége lecsökkent, viszont megnőtt a csigák és kis szitakötők szerepe.

A faj esetében éles táplálékváltás nem figyelhető meg, inkább rugalmas átmenetről beszélhetünk. A fiatal egyedek főként egy-két táplálékszervezetet (kis testmretű bentikus makrogerincteleneket) fogyasztanak. A nagy szerephez jutó táplálékalkotót a faj a forráskínálathoz alkalmazkodva választja ki, így nincs az egyes méretcsoportokra jellemző táplálék. Az idősebb, nagyobb testű egyedeknél megnő a nagyobb méretű táplálékalkotók szerepe, például szitakötőlárvák, csigák és halak.

Az amurgébekre az inváziós fajokhoz hasonlóan széles táplálék spektrum jellemző. Szelektivitását vizsgálva ugyan egyes esetekben tapasztalható bizonyos mértékű preferencia, ezek azonban rendre a környezetben is nagy mennyiségben jelenlévő táplálékalkotók. Eredményeink alapján elmondható, hogy a kedvelt tápláléka között szerepelnek az árvászuonyoglárvák, rákok, szitakötők és kérészek.

Vizsgálataink alapján tehát az amurgéb a makrogerinctelen-szervezetek hatékony predátorának bizonyult. E vízközi életmódot folytató, lebegő és némely makrogerinctelen-csoportra évszakosan függő szelekciót mutató halfaj nagyobb testmérete következtében igen hatékony kompetitora lehet a hazai vizekben hasonló szerepet betöltő kisebb méretű halfajoknak, így pl. a lápi pócnak (*Umbra krameri*).

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani minden terepi és laboratóriumi munkánkban közreműködő személynek, továbbá a Tiszanagyfalui Horgászegyesületnek és a Szabolcsi Halászati Kft.-nek.

A munka a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 azonosító számú "A Debreceni Egyetem tudományos képzési műhelyeinek támogatása" című pályázat, a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0043 azonosító számú "Célzott kémiai és biológiai alapú kutatások környezeti szennyezők felszámolására (ENVIKUT)" című pályázat, valamint a TÁMOP-4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú „Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program” című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalom

- Amundsen, P. A., Gabler, H. M., Staldvik, F. J. (1996): A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach content data – modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48: 607–614.
- Bogutskaya, E. P., Naseka, A. M. (2002): *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Freshwater Fishes of Russia, Zoological Institute RAS.
- Borza, P., Erős, T., Oertel, N. (2009): Food resource partitioning between two invasive gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *International Review of Hydrobiology* 94: 609–621.
- Casal, C. M. V. (2006): Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasion* 8: 3–11.
- Clavero, M., García-Berthou, E. (2005): Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20/3: 110.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Penáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakénas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21: 242–262.
- 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.
- Gozlan, R. E. (2008): Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* 9: 106–115.
- Grabowska, J., Grabowski, M. (2005): Diel-feeding activity in early summer of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* (Gobiidae): a new invader in the Baltic basin. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 282–286.

- Grabowska, J., Grabowski, M., Pietraszewski, D., Gmur, J. (2009): Non-selective predator – the versatile diet of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 451–459.
- Harka Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91/1: 32–33.
- Harka Á., Sallai Z. (1999): Az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. *Halászat* 92/1: 33–36.
- Harka Á., Megyer Cs., Bereczki Cs. (2008): Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Balatonnál. *Halászat* 101/2: 62.
- Khan, M. F., Panikkar, P. (2009): Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. *Ecological Modelling* 220: 2281–2290.
- Koščo, J., Manko, P., Miklisová, D., Košuthová, L. (2008): Feeding ecology of invasive *Perccottus glenii* (*Perciformes, Odontobutidae*) in Slovakia *Czech Journal of Animal Science* 53/11: 479–486.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Hegedis, A., Maletin, S., Cirkovic, M., Markovic, Z. (2010): Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 21/3: 407–421.
- Orlova, M. I., Telesh, I. V., Berezina, N. A., Antsulevich, A. E., Maximov, A. A., Litvinchuk, L. F. (2006): Effects of Nonindigenous Species on Diversity and Community Functioning in the Eastern Gulf of Finland (Baltic Sea). *Helgoland Marine Research* 60: 98–105.
- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmibe*. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 412.
- Polačik, M., Janáč, M., Jurajda, P., Adámek, Z., Ondračková, M., Trichkova, T., Vassilev, M. (2009): Invasive gobies in the Danube: invasion success facilitated by availability and selection of superior food resources. *Ecology of Freshwater Fish* 18: 640–649.
- Reshetnikov, A. N., Ficetola, G. F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biological Invasions* 13: 2967–2980.
- Rezsű, E., Specziár, A. (2006): Ontogenetic diet profiles and size-dependent diet partitioning of ruffe *Gymnocephalus cernuus*, perch *Perca fluviatilis* and pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Lake Balaton. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 339–349.
- Szító A., Harka Á. (2000): Az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877) táplálékának összetétele. *Halászat* 93/2: 97–100.
- Takács P., Vitál Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105/4: 16.
- Vitule, J. R. S., Umbria, S. C., Aranha, J. M. R. (2006): Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasion* 8: 677–681.

Authors: Sára KATI (ksara936@gmail.com), Attila MOZSÁR, Diána ÁRVA, Nastasia Julianna COZMA, István CZEGLÉDI, László ANTAL, Tibor ERŐS, Sándor Alex NAGY



A Rakamaz-Tiszanagyfalui-Nagy-morotva Tiszanagyfalunál



A Lónyay-főcsatorna Tiszabercelnél (Antal László felvételei)



A halfauna vizsgálata a kelet-magyarországi Eger-patak vízrendszerén

Investigation of the fish fauna in the drainage system of the Eger Brook (Eastern Hungary)

Harka Á.¹, Szepesi Zs.²

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Omega Audit Kft., Eger

Kulcsszavak: dominancia, frekvencia, Bray-Curtis-index, diverzitás, invazív fajok

Keywords: dominance, frequency, Bray-Curtis index, diversity, invasive species

Abstract

The fish fauna of the drainage system of the Eastern Hungarian Eger Brook, a tributary of River Tisza, was studied between 2005 and 2012, but mainly in 2011. In the frame of this work, 9012 specimens of 33 species (whereof 9 protected) were identified in 111 sampling events conducted at 77 sampling sites. There were 3 species with a dominance exceeding 10 percent (*Gobio carpathicus*, *Romanogobio vladykovi*, *Squalius cephalus*), and 3 species occurring in at least 11 of the 15 studied streams (*Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatooides*, *Squalius cephalus*: $F > 0.70$). Vimba bream (*Vimba vimba*), schraetzer (*Gymnocephalus schraetzer*) and the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii*) were registered as new species, as compared to an earlier 2003-2004 survey. Some spreading of schneider (*Alburnoides bipunctatus*) and two goby species (*Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus semilunaris*) was observed, while *Ameiurus nebulosus* gradual phase-out from the studied water courses concomitantly with the spreading of *Ameiurus melas*.

Kivonat

A Tiszába torkolló kelet-magyarországi Eger-patak vízrendszerén 2005 és 2012 között, de túlnyomórészt 2011-ben vizsgáltuk a halfaunát. Ennek keretében 77 lelőhelyen, 111 mintavétel alkalmával 33 (ebből 9 védett) faj 9012 egyedét azonosítottuk. Három faj volt, amelynek dominanciája meghaladta a 10 százalékot (*Gobio carpathicus*, *Romanogobio vladykovi*, *Squalius cephalus*), és három olyan akadt, amely a 15 vizsgált vízfolyásból legalább 11-ben előfordult (*Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatooides*, *Squalius cephalus*: $F > 0,70$). A 2003-2004-ben folytatott korábbi felméréshez képest új fajként regisztráltuk a szilvaorrú keszeget (*Vimba vimba*), a selymes durbincot (*Gymnocephalus schraetzer*) és az invazív amurgébet (*Perccottus glenii*). Kisebbségben terjedését tapasztaltuk a sujtásos küsznek (*Alburnoides bipunctatus*) és két gébfajnak (*Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus semilunaris*), az *Ameiurus melas* elterjedésével párhuzamosan pedig fokozatosan kiszorul a vizekből az *Ameiurus nebulosus*.

Bevezetés

Az Eger-patak a Közép-Tisza jobb parti mellékveze, amely a Bükk hegység délnyugati részén ered, s 68 kilométeres utat megtéve torkollik a Tisza-tóba. Közepes vízhozama a torkoltnál 2,6 köbméter másodpercenként, árvízi hozama azonban ennek sokszorosa, 102 köbméter (Lászlóffy 1982). Legjelentősebb mellékpatakja a Bükk hegység délkeleti részéről érkező Csincse. Utóbbi közepes vízhozama másodpercenként 1 köbméter körül van, hossza 48 km, legjelentősebb mellékveze a 26 km hosszú Kácsi-patak (Marosi & Szilárd 1969).

Az Eger-patakkal kapcsolatban meg kell jegyeznünk, hogy Maklárnál két ágra oszlik. Vízét gyakorlatilag teljes egészében a Rima nevű ágba terelik, amely tehát az Eger-patak alsó szakaszának tekinthető, s ma is emlegetik Eger-patak néven is.

Dolgozatunkban – az utóbbi nyolc évben folytatott helyszíni adatgyűjtések alapján – az Eger-patak (Rima) és mellékvízfolyásainak halfaunájáról igyekeznénk képet adni.

Anyag és módszer

Faunisztikai vizsgálatainkat 2005 és 2012 között folytattuk az Eger-patak vízgyűjtőjén, ezalatt 82 mintavételi helyen 117 alkalommal halásztunk. A pozitív eredményt adó lelőhelyek száma 77, a sikeres mintavételeké 111, amelyek során 33 faj 9012 példányát fogtuk. Az adataink zömét 2011-ben gyűjtöttük, amikor – a 9-es és a 70-es mintavételi hely kivételével – az *1. ábrán* feltüntetett összes lelőhelyen halásztunk. Mintavételi eszközként 6 mm-es szembőségű, 3,7 m hosszúságú kétközhálót használtunk. A vizsgált szakaszok hossza a helyi mederadottságoiktól függően 100 és 150 m között változott. A fogott halakat az azonosítást, az egyedszámok följegyzését és az esetenkénti fényképezést követően a helyszínen szabadon engedték. A diagramokat a Microsoft Office Excel 2003 program segítségével készítettük, az adatok elemzéséhez a PAST PAleontological STatistic programcsomagját alkalmaztuk (Hammer et al. 2001). A lelőhelyek táblázatainkban szereplő földrajzi koordinátáit a Psoft Informatikai Kft. programja segítségével állapítottuk meg (www.psoft.hu).

Mintavételi helyek

A továbbiakban – az *1. ábra* sorszámával egyezően – vízfolyásonként számba vesszük a mintavételi helyeket, megadva a hozzájuk tartozó legközelebbi települést, a tengerszint feletti magasságot, a földrajzi koordinátákat, valamint az előkerült fajok számát és zárójelben azok sorszámát a faunalistában. A település neve után szereplő „a.” rövidítés jelentése „alatt”, ami azt jelzi, hogy a mintavételi hely a beépített területtől a folyás irányában lefelé helyezkedik el. Az „f.” jelzés (jelentése fölött) értelemszerűen ennek ellenkezőjére utal, míg az „m.” a mellett szó rövidítése.

- Eger-p. (Rima): **1.** Balaton község, belterület (300 m, N48° 05' 25.39", E20° 18' 26.14") 1 faj (20) **2.** Mikófalva f. (278 m, N48° 03' 44.18", E20° 18' 57.13") 3 faj (3, 11, 20) **3.** Szarvaskő f. 2508-as út (249 m, N48° 00' 30.85", E20° 19' 33.17") 3 faj (3, 11, 20) **4.** Eger-Felnémet f. (182 m, N47° 56' 38.86", E20° 21' 38.40") 4 faj (3, 11, 20, 24) **5.** Eger, Szennyvíztelep K2-es út (149 m, N47° 52' 17.31", E20° 23' 47.77") 3 faj (3, 11, 20) **6.** Andornaktálya-Kistálya (147 m, N47° 51' 51.26", 20° 24' 02.94") 3 faj (3, 11, 20) **7.** Maklár a. (125 m, N47° 48' 15.20", E20° 25' 32.09") 3 faj (3, 6, 11) **8.** Szihalom, 3-as út (109 m, N47° 46' 32.19", E20° 28' 01.79") 6 faj (1, 3, 6, 11, 19, 20) **9.** Mezőszemere f. (106 m, N47° 45' 26.77", E20° 30' 16.77") 4 faj (3, 6, 11, 19) **10.** Egerfarmos m. (98 m, N47° 43' 34.20", E20° 33' 11.08") 7 faj (2, 3, 6, 11, 19, 20, 22) **11.** Egerfarmos a., Eger-csatorna (97 m, N47° 43' 15.33", E20° 33' 43.57") 16 faj (1-3, 5, 6, 8, 11-13, 17, 19, 20, 22, 24, 26, 28) **12.** Poroszló-Kétútköz m. (95 m, N47° 42' 19.07", E20° 35' 01.36") 19 faj (1, 3-6, 8-13, 19, 22, 23, 26-28, 30, 31) **13.** Borsodivánka, 3302-es út f. (93 m, N47° 42' 08.68", E20° 37' 47.01") 19 faj (1, 3-6, 8, 9, 11, 12, 16, 17, 19, 22, 23, 26-28, 30, 31) **14.** Borsodivánka, Kánya-p. torkolatánál (92 m, N 47° 42' 25.08", E20° 38' 51.39") 17 faj (1, 3, 4, 6, 8, 9, 12, 17, 19, 21-23, 26, 28, 30, 32, 33) **15.** Négyes, Csincse torkolatánál (90 m, N 47° 42' 21.26", E20° 41' 01.08") 15 faj (1, 4-6, 8, 9, 12, 19, 22, 23, 27-28, 30, 32, 33) **16.** Négyes a., Tisza-tavi torkolattól 1200 m (89 m, N47° 41' 18.90", E20° 41' 37.70") 12 faj (2, 6, 8, 14, 16, 17, 19, 22, 23, 26, 31, 33)
- Eger-csatorna: **17.** Poroszló-Kétútköz (98 m, N47° 43' 16.02", E20° 33' 45.37") 2 faj (19, 20) **18.** Egerlövő, Kánya-p. torkolata (93 m N47° 42' 55.39", E20° 38' 13.26") 11 faj (1, 2, 8, 13, 14, 16-19, 26, 33)
- Ostoros-p.: **19.** Eger m. (186 m, N47° 54' 11.19", E20° 25' 30.11") 1 faj (3) **20.** Ostoros a. 2503-as út (152 m, N47° 51' 21.81", E20° 26' 43.79") 4 faj (3, 11, 19, 20) **21.** Mezőkövesd-Zsóry f. 2502-es út (130 m N47° 49' 22.93", E20° 29' 04.75") 4 faj (3, 11, 19, 20) **22.** Mezőkövesd-Zsóry, strand f. (119 m, N47° 47' 48.13", N20° 30' 46.19") 4 faj (3, 11, 19, 20) **23.** Mezőkövesd-Zsóry a. M3-as út f. (109 m, N47° 46' 23.32", E20° 32' 19.60") 3 faj (3, 6, 11) **24.** Mezőszemere m. (101 m, N47° 44' 41.44", E20° 32' 56.10") 4 faj (2, 3, 13, 19)
- Novaji-p.: **25.** Novaj f. (152 m, N47° 51' 57.38", E20° 28' 07.44") 3 faj (3, 11, 20) **26.** Mezőkövesd-Zsóry f. 2502-es út (129 m, N47° 49' 11.05", E20° 30' 04.37") 3 faj (3, 11, 20)
- Kánya-p.: **27.** Noszvaj a. 2509-es út a. (219 m N47° 54' 48.80", E20° 28' 27.78") 1 faj (20) **28.** Szomolya a. (169 m, N47° 52' 47.29", E20° 30' 38.79") 2 faj (11, 20) **29.** Mezőkövesd f. 3-as út (122 m N47° 48' 59.14", E20° 32' 53.17") 2 faj (11, 20) **30.** Mezőkövesd a. (107 m, N47° 47' 10.84", E20° 34' 35.58") 7 faj (1, 11, 16, 17, 19, 20, 26) **31.** Mezőkövesd a. (100 m, N47° 45' 32.27", E20° 36' 28.53") 13 faj (1-3, 5, 6, 8, 15-17, 19, 22, 27, 31) **32.** Egerlövő f. (94 m, N47° 44' 09.90", E20° 38' 42.10") 4 faj (1, 2, 6, 16) **33.** Egerlövő a., Eger-p. torkolat (92 m, N47° 42' 55.13", E20° 38' 21.99") 15 faj (1, 3, 4, 6, 8, 9, 12, 13, 17, 19, 22, 23, 26-28)
- Cseresznyés-p.: **34.** Bükkzsérc a. (242 m, N47° 56' 45.02", E20° 30' 50.72") 1 faj (16)

Hór-p.: **35.** Cserépfalu f., Suba-lyuk a. (233 m, N47° 58' 01.87", E20° 31' 44.82") 1 faj (20) **36.** Cserépfalu a. 2511-es út (195 m, N47° 55' 49.00", E20° 32' 03.04") 1 faj (20) **37.** Bogács, Szoros-p. torkolata (169 m N47° 54' 18.11", E20° 31' 47.14") 1 faj (3) **38.** Bogács a., Pazsag (146 m, N 47° 52' 12.86", E20° 32' 29.05") 1 faj (11) **39.** Mezőkövesd f., víztározó a. (126 m, N47° 49' 58.47", E20° 33' 26.59") 2 faj (3, 26) **40.** Mezőkövesd a. (108 m, N47° 47' 17.98", E20° 35' 03.65") 10 faj (1, 4, 8, 9, 11, 16-19, 26)

Nád-ér: **41.** Szentistván f. 3303-as út (99 m, N47° 47' 12.71", E20° 40' 00.47") 9 faj (1, 2, 8, 9, 13, 16, 17, 19, 22) **42.** Szentistván a., Baglyostanya (95 m, N47° 45' 39.12", E20° 41' 47.75") 11 faj (1, 2, 4, 6, 8, 13, 14, 16, 18, 19, 22)

Cserépváraljai-p. (Váraljai-p): **43.** Cserépváralja, belterület (187 m, N47° 56' 01.33", E20° 33' 40.49") 1 faj (20).

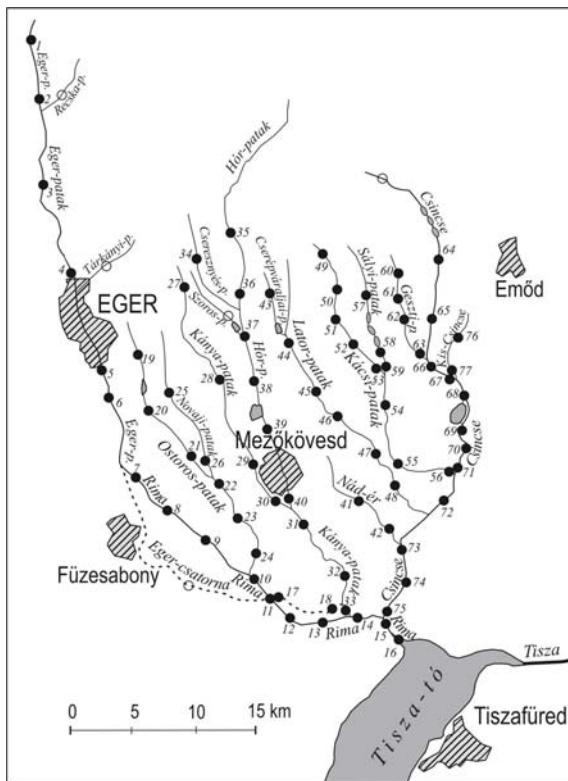
Lator-p. (Tardi-p.): **44.** Tard, belterület (138 m, N47° 53' 04.35", E20° 35' 25.80") 4 faj (3, 11, 13, 20) **45.** Tard a. (127 m, N47° 51' 28.51", E20° 36' 53.71") 3 faj (3, 11, 20) **46.** Tard a. 25113-as út (116 m, N47° 50' 29.94", E20° 38' 13.24") 4 faj (3, 11, 13, 20) **47.** Mezőkeresztes, víztorony (103 m, N47° 48' 59.26", E20° 40' 35.38") 7 faj (3, 11, 13, 16, 18-20) **48.** Mezőkeresztes a. M3-as út a. (99 m, N47° 47' 34.98", E20° 41' 51.18") 2 faj (19, 20)

Kácsi-p.: **49.** Kács, belterület (170 m, N47° 57' 13.31", E20° 37' 15.16") 1 faj (3) **50.** Tibolddaróc f. (152 m, N47° 56' 19.82", E20° 37' 59.76") 1 faj (3) **51.** Tibolddaróc, belterület (138 m, N47° 55' 06.12", E20° 38' 02.69") 3 faj (3, 11, 14) **52.** Bükkábrány f. (125 m, N47° 53' 14.46", E20° 39' 53.25") 6 faj (3, 7, 11, 13, 14, 20) **53.** Bükkábrány, 3-as út (118 m, N47° 52' 37.03", E20° 40' 46.77") 8 faj (1, 3, 7, 12-14, 19, 20) **54.** Mezőnyárád a. vasúti híd (110 m, N47° 51' 05.87", E20° 40' 56.68") 15 faj (1-3, 7, 11-14, 16, 19, 20, 22, 23, 26, 27) **55.** Mezőkeresztes a. (103 m, N47° 48' 42.85", E20° 41' 36.90") 12 faj (1-3, 5-8, 11, 13, 19, 26, 32) **56.** Mezőnagymihály a., a Csicse torkolatánál (95 m, N47° 48' 32.51", E20° 44' 50.64") 11 faj (1, 2, 6, 7, 12-14, 16, 19, 26, 32)

Sályi-p.: **57.** Sály (139 m, N47° 56' 06.63", E20° 39' 57.68") 4 faj (11, 13, 19, 20) **58.** Sály a. víztározó m. (131 m, N47° 54' 02.09", E20° 40' 24.90") 8 faj (2, 3, 12, 13, 16, 19, 22, 25) **59.** Bükkábrány (121 m, N47° 53' 08.81", E20° 41' 19.66") 12 faj (1-3, 11-14, 16, 19, 20, 23, 31)

Geszti-p.: **60.** Borsodgeszt, belterület (145 m, N47° 57' 15.74", E20° 41' 31.76") 3 faj (3, 11, 20) **61.** Borsodgeszt a. (125 m, N47° 55' 20.92", E20° 42' 34.30") 3 faj (3, 11, 20) **62.** Borsodgeszt a. 3-as út (123 m, N47° 54' 39.50", E20° 42' 45.51") 2 faj (11, 20) **63.** Bükkábrány m., a torkolat közelében (113 m, N47° 53' 35.53", E20° 43' 39.37") 2 faj (3, 20)

Csicse: **64.** Harsány, tó alatt (132 m, N47° 57' 12.76", E20° 44' 34.18") 3 faj (3, 11, 14) **65.** Vatta a. (119 m, N47° 54' 50.21", E20° 44' 08.29") 1 faj (3) **66.** Csicse f., Geszti-p. torkolata (112 m, N47° 53' 35.78", E20° 43' 44.92") 6 faj (1, 3, 11, 14, 20, 26) **67.** Csicse m. 3306-os út (105 m, N47° 52' 29.12", E20° 45' 25.19") 5 faj (1, 3, 19, 20, 26) **68.** Gelej f., halastó f. (101 m, N47° 51' 25.14", E20° 46' 14.01") 7 faj (1, 3, 16, 19, 22, 26, 27) **69.** Gelej f., halastó a. (98 m, N47° 50' 22.67", E20° 45' 42.29") 16 faj (1, 2, 5-8, 11-13, 16, 17, 19, 22, 26, 27, 32) **70.** Gelej a. (97 m, N47° 49' 18.42", E20° 46' 19.81") 16 faj (1, 3, 6, 8, 9, 12-14, 16, 19, 22, 26, 27, 30, 32, 33) **71.** Mezőnagymihály, Kácsi-p. torkolata (95 m, N47° 48' 33.82", E20° 45' 00.78") 16 faj (1, 2, 4, 6, 8, 12-14, 18, 19, 22, 26-29, 32) **72.** Mezőnagymihály a., nagyecseri földút (94 m, N47° 47' 12.49", E20° 44' 55.94") 22 faj (1-9, 12, 13, 16, 17, 19, 22, 23, 26-28, 30, 32, 33) **73.** Szentistván, Nád-ér torkolata (92 m, N47° 45' 07.58", E20° 42' 15.38") 15 faj (1, 2, 5, 6, 8, 9, 12, 16, 19, 22, 26, 28, 30, 32, 33)



1. ábra. A mintavételi helyek – Fig. 1. The sampling sites, (eredményes – successful: ●, eredménytelen – unsuccessful: ○)

74. Négyes f., 3303-út (91 m, N47° 43' 02.88", E20° 41' 28.64") 17 faj (1, 2, 4, 6, 8, 9, 12, 14, 19, 22, 23, 26-28, 30, 32, 33) 75. Négyes a., torkolat (89 m, N47° 42' 24.30", E20° 41' 04.61") 7 faj (1, 6, 8, 12, 19, 28, 30) Kis-Csincse: 76. Csincse f., 3306-os út (108 m, N47° 53' 36.75", E20° 45' 23.44") 3 faj (3, 19, 20) 77. Csincse m., 3306-os út (104 m, N47° 52' 45.60", E20° 45' 47.28") 2 faj (19, 20).

Eredmények

A következő összegzésben kizárólag azokat a fajokat tárgyaljuk, amelyeket a jelen vizsgálat során személyesen azonosítottunk. Az egyes mintavételek eredményét számba véve sorszámozva tüntetjük fel a fajok nevét és leíróját, a halnév rövidített kódját, a vízfolyás nevét, a lelőhely sorszáját, az észlelés dátumát és a fogott példányok számát.

1. Bodorka – *Rutilus rutilus* (L., 1758) (Rutil rut). Eger-p. 8. 2011.06.21. 2 db – 11. 2011.04.19. 14 db; 2011.06.21. 15 db – 12. 2005.10.29. 1 db; 2007.07.27. 36 db; 2009.07.31. 13 db; 2011.04.19. 9 db – 13. 2005. 10.29. 4 db; 2007.07.27. 12 db; 2011.06.02. 6 db – 14. 2007.07.27. 18 db; 2011.08.20. 2 db – 15. 2007.07.27. 3 db; 2011.06.29. 1 db – Eger-csat. 18. 2011.05.13. 5 db – Kánya-p. 30. 2011.05.13. 9 db – 31. 2011.05.13. 2 db; 2011.09.13. 23 db – 32. 2011.05.13. 7 db – 33. 2011.08.20. 15 db – Hór-p. 40. 2011.05.13. 37 db – Nád-ér 41. 2011.05.14. 1 db – 42. 2011.05.14. 12 db; 2011.09.13. 1 db – Kácsi-p. 53. 2007.07.05. 1 db; 2011.04.23. 4 db – 54. 2007.07.05. 2 db; 2011.06.02. 11 db – 55. 2011.05.14. 28 db; 2011.09.13. 9 db – 56. 2011.05.27. 3 db – Sály-p. 59. 2011.04.23. 2 db – Csincse 66. 2011.04.23. 1 db – 67. 2012.08.16. 1 db – 68. 2011.07.22. 154 db – 69. 2009.08.08. 38 db; 2011.07.22. 87 db – 70. 2012.08.16. 9 db – 71. 2011.05.27. 43 db – 72. 2011.06.02. 32 db; 2012.08.11. 7 db – 73. 2011.05.14. 15 db; 2012.08.16. 4 db – 74. 2007.07.28. 33 db – 2011.06.02. 31 db – 75. 2011.06.29. 1 db.

2. Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758) (Scar ery). Eger-p. 10. 2005.10. 29. 1 db – 11. 2011.06.21. 5 db – 16. 2011.06.29. 2 db – Eger-csat. 18. 2011.05.13. 12 db – Ostoros-p. 24. 2011.05.27. 2 db – Kánya-p. 31. 2011.05.13. 7 db; 2011.09.13. 7 db – 32. 2011.05.13. 3 db – Nád-ér 41. 2011.05.14. 11 db; 2011.09.13. 2 db – 42. 2011.05.14. 5 db – Kácsi-p. 54. 2011.06.02. 2 db – 55. 2011.05.14. 1 db; 2011.09.13. 3 db – 56. 2011.05.27. 5 db – Sály-p. – 58. 2011.05.14. 1 db – 59. 2011.04.23. 3 db – Csincse 69. 2011.07.22. 12 db – 71. 2011.05.27. 11 db – 72. 2011.06.02. 10 db – 73. 2011.05.14. 8 db – 74. 2011.06.02. 10 db.

3. Domolykó – *Squalius cephalus* (L., 1758) (Squ cep). Eger-p. 2. 2011.06.16. 30 db – 3. 2011.06.16. 1 db – 4. 2005.08.13. 7 db; 2007.07.21. 16 db – 5. 2005.08.13. 11 db; 2011.06.16. 2 db – 6. 2011.06.16. 3 db – 7. 2011.06.16. 12 db – 8. 2007.07.27. 3 db; 2011.06.21. 6 db – 9. 2010.08.14. 4 db – 10. 2005.10. 29. 39 db; 2007.07.27. 3 db – 11. 2009.07.31. 13 db; 2011.04.19. 2 db; 2011.06.21. 4 db – 12. 2005. 10.29. 3 db; 2007.07.27. 3 db; 2009.07.31. 2 db; 2011.04.19. 2 db – 13. 2005. 10.29. 2 db – 14. 2011.08.20. 1 db – Ostoros-p. 19. 2011.05.29. 14 db – 20. 2011.05.29. 23 db – 21. 2011.05.29. 9 db – 22. 2011.06.02. 87 db – 23. 2011.05.27. 105 db – 24. 2011.05.27. 13 db – Novaji-p. 25. 2011.05.29. 59 db – 26. 2011.05.29. 8 db – Kánya-p. 31. 2011.09.13. 1 db – 33. 2011.08.20. 4 db – Hór-p. 37. 2011.06.16. 36 db – 39. 2011.05.27. 2 db – Lator-p. 44. 2011.04.28. 7 db – 45. 2011.04.28. 1 db – 46. 2011.04.28. 5 db; 2011.10.29. 6 db – 47. 2011.04.23. 23 db; 2011.09.13. 11 db – Kácsi-p. 49. 2011.05.14. 8 db – 50. 2011.05.14. 16 db – 51. 2011.10.29. 13 db – 52. 2011.10.29. 4 db; 2012.08.16. 6 db – 53. 2007.07.05. 3 db; 2011.04.23. 10 db – 54. 2007.07.05. 10 db; 2011.06.02. 1 db – 55. 2011.05.14. 7 db; 2011.09.13. 21 db – Sály-p. 58. 2011.05.14. 1 db – 59. 2011.04.23. 8 db; 2011.10.29. 20 db – Geszti-p. 60. 2011.07.22. 2 db – 61. 2011.07.22. 51 db; 2012.08.16. 9 db – 63. 2011.04.23. 24 db – Csincse 64. 2011.04.23. 4 db – 65. 2011.04.23. 6 db – 66. 2011.04.23. 61 db – 67. 2011.04.23. 12 db; 2011.07.22. 5 db; 2012.08.16. 4 db – 68. 2011.07.22. 19 db – 70. 2012.08.16. 2 db – 72. 2011.06.02. 3 db – Kis-Csincse 76. 2011.07.22. 5 db.

4. Jászkeszeg – *Leuciscus idus* (L., 1758) (Leuci id). Eger-p. 12. 2007.07.27. 1 db – 13. 2007.07.27. 2 db; 2011.06.02. 2 db – 14. 2007.07.27. 5 db; 2011.08.20. 1 db – 15. 2007.07.27. 1 db – Kánya-p. 33. 2011.08.20. 7 db – Hór-p. 40. 2011.05.13. 1 db – Nád-ér 42. 2011.05.14. 1 db – Csincse 71. 2011.05.27. 1 db – 72. 2011.06.02. 1 db – 74. 2011.06.02. 4 db.

5. Balin – *Aspius aspius* (L., 1758) (Asp asp). Eger-p. 11. 2009.07.31. 1 db – 12. 2009.07.31. 7 db – 13. 2005. 10.29. 1 db; 2011.06.02. 1 db – 15. 2007.07.27. 1 db – Kánya-p. 31. 2011.09.13. 2 db – Kácsi-p. 55. 2011.09.13. 1 db – Csincse 69. 2011.07.22. 9 db – 72. 2012.08.11. 1 db – 73. 2012.08.16. 2 db.

6. Kűsz – *Alburnus alburnus* (L., 1758) (Alb alb). Eger-p. 7. 2011.06.16. 2 db – 8. 2011.06.21. 5 db – 9. 2010.08.14. 6 db – 10. 2005.10. 29. 7 db – 11. 2009.07.31. 1 db; 2011.04.19. 2 db; 2011.06.21. 20 db – 12. 2005. 10.29. 3 db; 2007.07.27. 74 db; 2009.07.31. 33 db; 2011.04.19. 1 db – 13. 2005. 10.29. 72 db; 2007.07.27. 53 db; 2011.06.02. 20 db – 14. 2007.07.27. 41 db; 2011.08.20. 57 db – 15. 2007.07.27. 55 db; 2011.06.29. 18 db – 16. 2011.06.29. 30 db – Ostoros-p. 23. 2011.05.27. 26 db – Kánya-p. 31. 2011.05.13. 31 db; 2011.09.13. 32 db – 32. 2011.05.13. 6 db – 33. 2011.08.20. 27 db – Nád-ér 42. 2011.05.14. 17 db; 2012.08.16. 1 db – Kácsi-p. 55. 2011.05.14. 1 db – 56. 2011.05.27. 14 db – Csincse 69. 2009.08.08. 6 db; 2011.07.22. 22 db – 70. 2012.08.16. 17 db – 71. 2011.05.27. 19 db – 72. 2011.06.02. 16 db; 2012.08.11. 17 db – 73. 2011.05.14. 31 db; 2012.08.16. 31 db – 74. 2007.07.28. 11 db – 2011.06.02. 68 db – 75. 2011.06.29. 5 db.

7. Sajtásos kűsz – *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) (Alb bip). Kácsi-p. 52. 2011.10.29. 79 db; 2012.08.16. 15 db – 53. 2007.07.05. 5 db; 2011.04.23. 14 db – 54. 2007.07.05. 39 db; 2011.06.02. 63 db – 55. 2011.05.14. 98 db; 2011.09.13. 27 db – 56. 2011.05.27. 1 db – Csincse 69. 2011.07.22. 6 db – 72. 2011.06.02. 12 db; 2012.08.11. 1 db.

8. Karikakeszeg – *Blicca bjoerkna* (L., 1758) (Bli bjoe). Eger-p. 11. 2011.04.19. 1 db; 2011.06.21. 13 db – 12. 2007.07.27. 5 db; 2011.04.19. 1 db – 13. 2007.07.27. 3 db; 2011.06.02. 4 db – 14. 2007.07.27. 2 db; 2011.08.20. 11 db – 15. 2007.07.27. 3 db; 2011.06.29. 19 db – 16. 2011.06.29. 66 db – Eger-csat. 18.

2011.05.13. 2 db – **Kánya-p. 31.** 2011.05.13. 5 db; 2011.09.13. 17 db – **33.** 2011.08.20. 1 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 1 db – **Nád-ér 41.** 2011.05.14. 2 db – **42.** 2011.05.14. 17 db – **Kácsi-p. 55.** 2011.09.13. 5 db – **Csincse 69.** 2011.07.22. 314 db – **70.** 2012.08.16. 14 db – **71.** 2011.05.27. 12 db – **72.** 2011.06.02. 8 db; 2012.08.11. 7 db – **73.** 2011.05.14. 9 db; 2012.08.16. 47 db – **74.** 2011.06.02. 17 db – **75.** 2011.06.29. 25 db.

9. Dévérkeszeg – Abramis brama (L., 1758) (Abr bra). **Eger-p. 12.** 2007.07.27. 1 db; 2011.04.19. 1 db – **13.** 2007.07.27. 3 db; 2011.06.02. 2 db – **14.** 2007.07.27. 2 db – **15.** 2011.06.29. 1 db – **Kánya-p. 33.** 2011.08.20. 3 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 3 db – **Nád-ér 41.** 2011.05.14. 2 db – **Csincse 70.** 2012.08.16. 13 db – **72.** 2011.06.02. 3 db; 2012.08.11. 5 db – **73.** 2012.08.16. 31 db – **74.** 2007.07.28. 6 db.

10. Szilvaorrú keszeg – Vimba vimba (L., 1758) (Vim vim). **Eger-p. 12.** 2007.07.27. 1 db.

11. Tiszai küllő – Gobio carpathicus Vladykov, 1925 (Gob car). **Eger-p. 2.** 2011.06.16. 8 db – **3.** 2011.06.16. 3 db – **4.** 2005.08.13. 3 db; 2007.07.21. 21 db; 2011.06.16. 5 db – **5.** 2005.08.13. 1 db; 2011.06.16. 4 db – **6.** 2011.06.16. 12 db – **7.** 2011.06.16. 5 db – **8.** 2007.07.27. 26 db; 2011.06.21. 27 db – **9.** 2010.08.14. 6 db – **10.** 2005.10. 29. 95 db; 2007.07.27. 122 db – **11.** 2009.07.31. 46 db; 2011.04.19. 9 db – **12.** 2005. 10.29. 10 db; 2007.07.27. 22 db; 2009.07.31. 6 db – **13.** 2005. 10.29. 2 db – **Ostoros-p. 20.** 2011.05.29. 11 db – **21.** 2011.05.29. 63 db – **22.** 2011.06.02. 39 db – **23.** 2011.05.27. 6 db – **Novaji-p. 25.** 2011.05.29. 108 db – **26.** 2011.05.29. 59 db – **Kánya-p. 28.** 2011.05.13. 1 db – **29.** 2011.05.13. 11 db – **30.** 2011.05.13. 1 db; 2011.09.13. 24 db – **Hór-p. 38.** 2011.05.27 1 db **40.** – 2011.05.13. 2 db; 2011.09.13. 5 db – **Lator-p. 44.** 2011.04.28. 46 db – **45.** 2011.04.28. 29 db – **46.** 2011.04.28. 30 db; 2011.10.29. 67 db – **47.** 2011.04.23. 29 db; 2011.09.13. 87 db – **Kácsi-p. 51.** 2011.10.29. 1 db – **52.** 2011.10.29. 3 db; 2012.08.16. 1 db – **54.** 2011.06.02. 1 db – **55.** 2011.05.14. 1 db; 2011.09.13 2 db – **Sály-p. 57.** 2011.05.14. 24 db – **59.** 2011.04.23. 3 db; 2011.10.29. 19 db – **Geszti-p. 60.** 2011.07.22. 74 db – **61.** 2011.07.22. 69 db; 2012.08.16. 27 db – **62.** 2011.04.23. 1 db – **Csincse 64.** 2011.04.23. 25 db – **66.** 2011.04.23. 3 db – **69.** 2011.07.22. 2 db.

12. Halványfoltú küllő – Romanogobio vladykovi (Fang, 1943) (Rom vl). **Eger-p. 11.** 2009.07.31 1 db; 2011.06.21. 4 db – **12.** 2005. 10.29. 242 db; 2007.07.27. 112 db; 2009.07.31. 20 db; 2011.04.19. 12 db – **13.** 2005. 10.29. 24 db; 2007.07.27. 24 db; 2011.06.02. 17 db – **14.** 2007.07.27. 112 db; 2011.08.20. 20 db – **15.** 2007.07.27. 93 db; 2011.06.29. 99 db – **Kánya-p. 33.** 2011.08.20. 1 db – **Kácsi-p. 53.** 2007.07.05. 4 db – **54.** 2007.07.05. 4 db – **56.** 2011.05.27. 9 db – **Sály-p. 58.** 2011.05.14. 1 db – **59.** 2011.04.23. 1 db – **Csincse 69.** 2009.08.08. 4 db – **70.** 2012.08.16. 1 db – **71.** 2011.05.27. 9 db – **72.** 2011.06.02. 1 db – **73.** 2011.05.14. 22 db; 2012.08.16. 12 db – **74.** 2007.07.28. 34 db; 2011.06.02. 16 db – **75.** 2011.06.29. 49 db.

13. Razbóra – Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846) (Pse par). **Eger-p. 11.** 2009.07.31. 1 db; 2011.04.19. 1 db – **12.** 2007.07.27. 1 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Ostoros-p. 24.** 2011.05.27. 4 db – **Kánya-p. 33.** 2011.08.20. 1 db – **Nád-ér 41.** 2011.05.14. 11 db; 2011.09.13. 6 db – **42.** 2011.05.14. 8 db; 2011.09.13. 3 db; 2012.08.16. 3 db – **Lator-p. 44.** 2011.04.28. 1 db – **46.** 2011.10.29. 6 db – **47.** 2011.04.23. 11 db; 2011.09.13. 18 db – **Kácsi-p. 52.** 2011.10.29. 1 db; 2012.08.16. 1 db – **53.** 2007.07.05. 10 db; 2011.04.23. 9 db – **54.** 2007.07.05. 10 db; 2011.06.02. 2 db – **55.** 2011.05.14. 6 db; 2011.09.13. 3 db – **56.** 2011.05.27. 4 db – **Sály-p. 57.** 2011.05.14. 7 db – **58.** 2011.05.14. 8 db – **59.** 2011.04.23. 71 db; 2011.10.29. 105 db – **Csincse 69.** 2009.08.08. 6 db; 2011.07.22. 5 db – **70.** 2012.08.16. 5 db – **71.** 2011.05.27. 7 db – **72.** 2011.06.02. 3 db; 2012.08.11. 2 db.

14. Szivárványos ökle – Rhodeus amarus (Bloch, 1782) (Rho am). **Eger-p. 16.** 2011.06.29. 1 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Nád-ér 42.** 2011.09.13. 1 db; 2012.08.16. 7 db – **Kácsi-p. 51.** 2011.10.29. 7 db – **52.** 2011.10.29. 9 db; 2012.08.16. 21 db – **53.** 2007.07.05. 18 db; 2011.04.23. 2 db – **54.** 2007.07.05. 1 db – **56.** 2011.05.27. 1 db – **Sály-p. 59.** 2011.04.23. 1 db; 2011.10.29. 38 db – **Csincse 64.** 2011.04.23. 3 db – **66.** 2011.04.23. 1 db – **70.** 2012.08.16. 6 db – **71.** 2011.05.27. 1 db – **74.** 2007.07.28. 1 db.

15. Compó – Tinca tinca (L., 1758) (Tin tin). **Kánya-p. 31.** 2011.05.13. 2 db.

16. Ezüstkárász – Carassius gibelio (Bloch, 1782) (Car gib). **Eger-p. 13.** 2007.07.27. 1 db – **16.** 2011.06.29. 28 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Kánya-p. 30.** 2011.05.13. 19 db; 2011.09.13. 12 db – **31.** 2011.05.13. 13 db; 2011.09.13. 23 db – **32.** 2011.05.13. 1 db – **Cseresznyés-p. 34.** 2011.06.15. 5 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 3 db; 2011.09.13. 27 db – **Nád-ér 41.** 2011.05.14. 5 db; 2011.09.13. 18 db – **42.** 2011.05.14. 20 db; 2011.09.13. 12 db; 2012.08.16. 3 db – **Lator-p. 47.** 2011.04.23. 1 db; 2011.09.13. 37 db – **Kácsi-p. 54.** 2007.07.05. 1 db – **56.** 2011.05.27. 1 db – **Sály-p. 58.** 2011.05.14. 1 db – **59.** 2011.04.23. 1 db; 2011.10.29. 2 db – **Csincse 68.** 2011.07.22. 5 db – **69.** 2009.08.08. 5 db; 2011.07.22. 2 db – **70.** 2012.08.16. 1 db – **72.** 2011.06.02. 1 db; 2012.08.11. 6 db – **73.** 2011.05.14. 2 db.

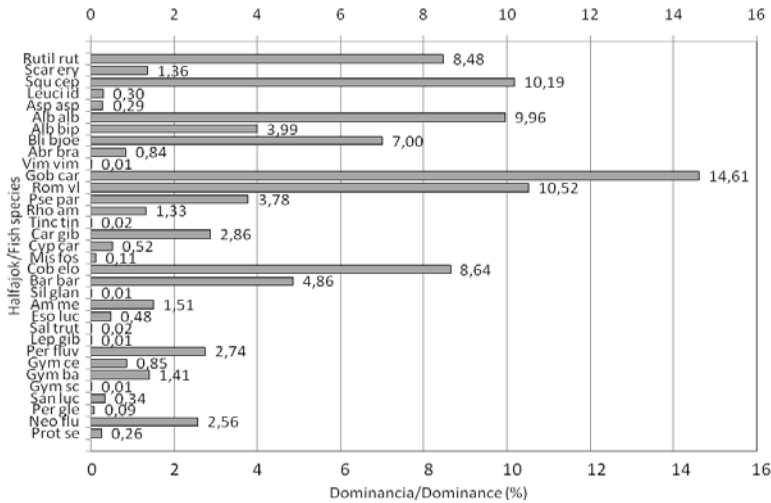
17. Ponty – Cyprinus carpio L., 1758 (Cyp car). **Eger-p. 11.** 2011.06.21. 1 db – **13.** 2011.06.02. 1 db – **14.** 2011.08.20. 2 db – **16.** 2011.06.29. 4 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Kánya-p. 30.** 2011.05.13. 5 db – **31.** 2011.05.13. 6 db; 2011.09.13. 2 db – **33.** 2011.08.20. 1 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 3 db – **Nád-ér 41.** 2011.09.13. 2 db – **Csincse 69.** 2009.08.08. 16 db; 2011.07.22. 2 db **72.** 2012.08.11. 1 db.

18. Réticsík – Misgurnus fossilis (L., 1758) (Mis fos). **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 1 db – **Nád-ér 42.** 2011.05.14. 3 db; 2012.08.16. 1 db – **Lator-p. 47.** 2011.09.13. 3 db – **Csincse 71.** 2011.05.27. 1 db.

19. Vágócsík – Cobitis elongatoides Băcescu & Maier, 1969 (Cob elo). **Eger-p. 8.** 2007.07.27 11 db – **9.** 2010.08.14. 7 db – **10.** 2005.10. 29. 5 db; 2007.07.27. 1 db – **11.** 2009.07.31. 3 db; 2011.06.21. 11 db – **12.** 2005. 10.29. 11 db; 2007.07.27. 11 db; 2009.07.31. 17 db; 2011.04.19. 2 db – **13.** 2007.07.27. 1 db; 2011.06.02. 11 db – **14.** 2007.07.27. 39 db; 2011.08.20. 15 db – **15.** 2007.07.27. 4 db; 2011.06.29. 5 db – **16.** 2011.06.29. 4 db – **Eger-csat. 17.** 2011.06.21. 10 db – **18.** 2011.05.13. 6 db – **Ostoros-p. 20.** 2011.05.29. 13 db – **21.** 2011.05.29. 5 db – **22.** 2011.06.02. 1 db – **24.** 2011.05.27. 2 db – **Kánya-p. 30.** 2011.05.13. 8 db; 2011.09.13. 4 db – **31.** 2011.05.13. 11 db; 2011.09.13. 31 db – **33.** 2011.08.20. 11 db – **Hór-p. 40.** 2011.05.13. 10 db; 2011.09.13. 5 db – **Nád-ér 41.** 2011.05.14. 25 db; 2011.09.13. 31 db – **42.** 2011.05.14. 7 db; 2011.09.13. 3 db; 2012.08.16. 7 db – **Lator-p. 47.** 2011.04.23. 11 db; 2011.09.13. 38 db – **48.** 2011.05.14. 5 db – **Kácsi-p. 53.** 2007.07.05. 1 db; 2011.04.23. 2 db – **54.** 2007.07.05. 3 db; 2011.06.02. 6 db – **55.** 2011.05.14. 5 db; 2011.09.13. 2 db – **56.** 2011.05.27. 44 db – **Sály-p. 57.** 2011.05.14. 4 db – **58.** 2011.05.14. 2

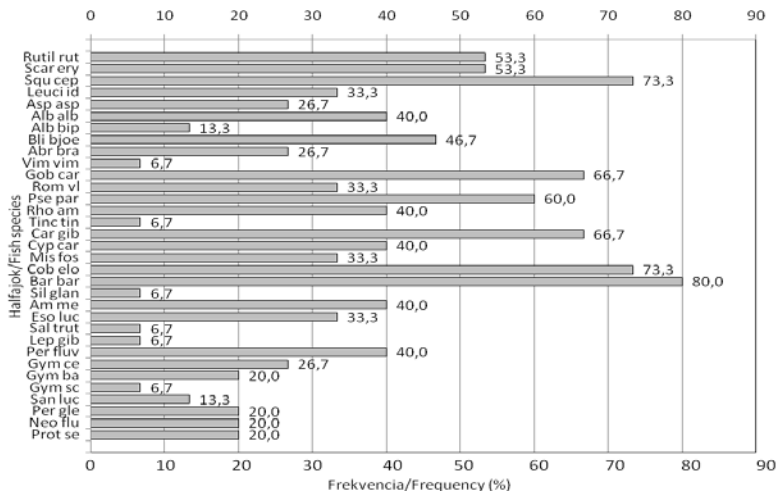
- db – **59.** 2011.04.23. 19 db; 2011.10.29. 2 db – **Csincse 67.** 2011.04.23. 4 db; 2011.07.22. 3 db; 2012.08.16. 2 db – **68.** 2011.07.22. 12 db – **69.** 2011.07.22. 5 db – **70.** 2012.08.16. 42 db – **71.** 2011.05.27. 57 db – **72.** 2011.06.02. 51 db; 2012.08.11. 45 db – **73.** 2011.05.14. 8 db; 2012.08.16. 30 db – **74.** 2007.07.28. 6 db; 2011.06.02. 10 db – **75.** 2011.06.29. 4 db – **Kis-Csincse 76.** 2011.07.22. 4 db – **77.** 2011.07.22. 4 db.
- 20. Kövicsk – *Barbatula barbatula*** (L., 1758) (Bar bar). **Eger-p. 1.** 2011.06.16. 13 db – **2.** 2011.06.16. 9 db – **3.** 2011.06.16. 5 db – **4.** 2005.08.13. 11 db; 2007.07.21. 5 db – **5.** 2005.08.13. 7 db – **6.** 2011.06.16. 2 db – **8.** 2007.07.27. 1 db; 2011.06.21. 1 db – **10.** 2007.07.27. 1 db – **11.** 2011.06.21. 1 db – **Eger-csat. 17.** 2011.06.21. 1 db – **Ostoros-p. 20.** 2011.05.29. 5 db – **21.** 2011.05.29. 2 db – **22.** 2011.06.02. 11 db – **Novajip. 25.** 2011.05.29. 4 db – **26.** 2011.05.29. 13 db – **Kánya-p. 27.** 2011.05.13. 1 db – **28.** 2011.05.13. 3 db – **29.** 2011.05.13. 39 db – **30.** 2011.05.13. 2 db; 2011.09.13. 2 db – **Hór-p. 35.** 2011.06.16. 4 db – **36.** 2011.05.13. 1 db – **Váraljai-p. 43.** 2011.06.12. 5 db – **Lator-p. 44.** 2011.04.28. 41 db – **45.** 2011.04.28. 7 db – **46.** 2011.04.28. 8 db; 2011.10.29. 2 db – **47.** 2011.04.23. 20 db; 2011.09.13. 94 db – **48.** 2011.05.14. 1 db – **Kácsi-p. 52.** 2012.08.16. 3 db – **53.** 2007.07.05. 4 db – **54.** 2007.07.05. 1 db – **Sály-p. 57.** 2011.05.14. 3 db – **59.** 2011.04.23. 1 db – **Geszti-p. 60.** 2011.07.22. 31 db – **61.** 2011.07.22. 37 db; 2012.08.16. 8 db – **62.** 2011.04.23. 5 db – **63.** 2011.04.23. 12 db – **Csincse 66.** 2011.04.23. 4 db – **67.** 2011.07.22. 1 db – **Kis-Csincse 76.** 2011.07.22. 1 db – **77.** 2011.07.22. 3 db.
- 21. Harcsa – *Silurus glanis*** L., 1758 (Sil glan). **Eger-p. 14.** 2007.07.27. 1 db.
- 22. Fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas*** (Rafinesque, 1820) (Am me). **Eger-p. 10.** 2005.10.29. 1 db – **11.** 2009.07.31. 3 db; 2011.06.21. 1 db – **12.** 2009.07.31. 2 db – **13.** 2007.07.27. 3 db – **14.** 2007.07.27. 6 db; 2011.08.20. 1 db – **15.** 2007.07.27. 9 db – **16.** 2011.06.29. 1 db – **Kánya-p. 31.** 2011.05.13. 8 db; 2011.09.13. 1 db – **33.** 2011.08.20. 1 db – **Nád-ér 41.** 2011.09.13. 9 db – **42.** 2011.05.14. 1 db – **Kácsi-p. 54.** 2011.06.02. 1 db – **Sály-p. 58.** 2011.05.14. 1 db – **Csincse 68.** 2011.07.22. 7 db – **69.** 2009.08.08. 41 db; 2011.07.22. 3 db – **70.** 2012.08.16. 2 db – **71.** 2011.05.27. 3 db – **72.** 2011.06.02. 3 db; 2012.08.11. 1 db – **73.** 2011.05.14. 1 db; 2012.08.16. 3 db – **74.** 2007.07.28. 22 db; 2011.06.02. 1 db.
- 23. Csuka – *Esox lucius*** L., 1758 (Eso luc). **Eger-p. 12.** 2011.04.19. 1 db – **13.** 2011.06.02. 4 db – **14.** 2011.08.20. 1 db – **15.** 2007.07.27. 2 db; 2011.06.29. 1 db – **16.** 2011.06.29. 4 db – **Kánya-p. 33.** 2011.08.20. 11 db – **Kácsi-p. 54.** 2011.06.02. 1 db – **Sály-p. 59.** 2011.04.23. 8 db – **Csincse 72.** 2011.06.02. 2 db – **74.** 2007.07.28. 3 db; 2011.06.02. 2 db.
- 24. Sebes pisztráng – *Salmo trutta fario*** L., 1758 (Sal trout). **Eger-p. 4.** 2011.06.16. 1 db – **11.** 2011.06.21. 1 db.
- 25. Naphal – *Lepomis gibbosus*** (L., 1758) (Lep gib). **Sály-p. 58.** 2011.05.14. 1 db.
- 26. Sügér – *Perca fluviatilis*** L., 1758 (Per fluv). **Eger-p. 11.** 2011.06.21. 2 db – **12.** 2005.10.29. 4 db; 2011.04.19. 3 db – **13.** 2005.10.29. 2 db; 2007.07.27. 1 db; 2011.06.02. 1 db – **14.** 2011.08.20. 1 db – **16.** 2011.08.20. 46 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 1 db – **Kánya-p. 30.** 2011.05.13. 1 db – **33.** 2011.08.20. 9 db – **Hór-p. 39.** 2011.05.27. 1 db – **40.** 2011.05.13. 1 db – **Kácsi-p. 54.** 2011.06.02. 1 db – **55.** 2011.05.14. 2 db – **56.** 2011.05.27. 2 db – **Csincse 66.** 2011.04.23. 37 db – **67.** 2011.04.23. 19 db; 2011.07.22. 16 db; 2012.08.16. 29 db – **68.** 2011.07.22. 33 db – **69.** 2009.08.08. 1 db; 2011.07.22. 3 db – **70.** 2012.08.16. 1 db – **71.** 2011.05.27. 9 db – **72.** 2011.06.02. 3 db – **73.** 2011.05.14. 4 db; 2012.08.16. 3 db – **74.** 2007.07.28. 2 db; 2011.06.02. 9 db.
- 27. Vágódurbincs – *Gymnocephalus cernua*** (L., 1758) (Gym ce). **Eger-p. 12.** 2005.10.29. 1 db; 2007.07.27. 13 db – **13.** 2005.10.29. 10 db; 2011.06.02. 2 db – **15.** 2011.06.29. 1 db – **Kánya-p. 31.** 2011.05.13. 9 db – **33.** 2011.08.20. 1 db – **Kácsi-p. 54.** 2007.07.05. 1 db; 2011.06.02. 1 db – **Csincse 68.** 2011.07.22. 3 db – **69.** 2009.08.08. 1 db; 2011.07.22. 5 db – **70.** 2012.08.16. 1 db – **71.** 2011.05.27. 3 db – **72.** 2011.06.02. 2 db; 2012.08.11. 4 db – **74.** 2007.07.28. 10 db; 2011.06.02. 9 db.
- 28. Széles durbincs – *Gymnocephalus baloni*** Holčík & Hensel, 1974 (Gym ba). **Eger-p. 11.** 2011.06.21. 1 db – **12.** 2007.07.27. 2 db; 2009.07.31. 1 db – **13.** 2005.10.29. 9 db; 2007.07.27. 8 db; 2011.06.02. 3 db – **14.** 2007.07.27. 10 db; 2011.08.20. 4 db – **15.** 2007.07.27. 7 db; 2011.06.29. 12 db – **Kánya-p. 33.** 2011.08.20. 1 db – **Csincse 71.** 2011.05.27. 1 db – **72.** 2011.06.02. 5 db – **73.** 2011.05.14. 13 db; 2012.08.16. 13 db – **74.** 2007.07.28. 15 db; 2011.06.02. 18 db – **75.** 2011.06.29. 4 db.
- 29. Selymes durbincs – *Gymnocephalus schraetser*** (L., 1758) (Gym sc). **Eger-p. 13.** 2005.10.29. 1 db.
- 30. Süllő – *Sander lucioperca*** (L., 1758) (San luc). **Eger-p. 12.** 2005.10.29. 2 db – **13.** 2005.10.29. 1 db – **14.** 2007.07.27. 3 db – **15.** 2007.07.27. 2 db; 2011.06.29. 4 db – **Csincse 70.** 2012.08.16. 3 db – **71.** 2011.05.27. 2 db – **72.** 2012.08.11. 10 db – **73.** 2011.05.14. 1 db; 2012.08.16. 1 db – **74.** 2011.06.02. 1 db – **75.** 2011.06.29. 1 db.
- 31. Amurgéb – *Percottus glenii*** Dybowski, 1877 (Per gle). **Eger-p. 16.** 2011.06.29. 3 db – **Kánya-p. 31.** 2011.05.13. 1 db – **Sály-p. 59.** 2011.04.23. 4 db.
- 32. Folyami géb – *Neogobius fluviatilis*** (Pallas, 1814) (Neo flu). **Eger-p. 12.** 2009.07.31. 3 db – **13.** 2007.07.27. 1 db – **14.** 2007.07.27. 10 db; 2011.08.20. 1 db – **15.** 2007.07.27. 27 db; 2011.06.29. 3 db – **Kácsi-p. 55.** 2011.05.14. 5 db; 2011.09.13. 18 db – **56.** 2011.05.27. 8 db – **Csincse 69.** 2009.08.08. 2 db; 2011.07.22. 3 db – **70.** 2012.08.16. 34 db – **71.** 2011.05.27. 4 db – **72.** 2011.06.02. 13 db; 2012.08.11. 66 db – **73.** 2011.05.14. 2 db; 2012.08.16. 28 db – **74.** 2011.06.02. 3 db.
- 33. Tarka géb – *Proterorhinus semilunaris*** (Heckel, 1837) (Prot se). **Eger-p. 14.** 2007.07.27. 1 db – **15.** 2007.07.27. 7 db – **16.** 2011.06.29. 1 db – **Eger-csat. 18.** 2011.05.13. 3 db – **Csincse 70.** 2012.08.16. 1 db – **72.** 2012.08.11. 6 db – **73.** 2011.05.14. 1 db; 2012.08.16. 1 db – **74.** 2011.06.02. 2 db.

Halfaunisztikai adatgyűjtéseink során 15 vízfolyásból 33 halfaj összesen 9012 példányát azonosítottuk. Legnagyobb számban a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*), a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) és a domolykó (*Squalius cephalus*) került elő, dominanciájuk meghaladta a 10 százalékot. Mögöttük 7 és 10% közötti értékkel szerepelt a kűsz (*Alburnus alburnus*), a vágócsík (*Cobitis elongatoides*), a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), a többi faj aránya 5% alatt maradt (2. ábra).



2. ábra. A vízrendszerben észlelt fajok dominanciája (100% = 9012 példány)
Fig. 2. Dominance of the fish species in the drainage system (100% = 9012 specimens)

Frekvencia, vagyis leleghelyi gyakoriság tekintetében a kövicsík (*Barbatula barbatula*), a domolykó (*Squalius cephalus*) és a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) emelkedett ki a mezőnyből, mindhárom a vízfolyások több mint 70 százalékában volt jelen. A vezető három fajt – 50 és 70% közötti értékkel – a tiszai küllő (*Romanogobio vladkovi*), az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a kínai rászórá (*Pseudorasbora parva*), valamint a bodorka (*Rutilus rutilus*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) követte, a többi faj frekvenciája 50% alatt maradt (3. ábra).



3. ábra. A vízrendszerben észlelt fajok frekvenciája (100% = 15 vízfolyás)
Fig. 3. Frequency of occurrence of the fish species in the drainage system (100% = 15 streams)

Értékelés

Az Eger-patak halaira vonatkozó első adatok Vásárhelyi (1961) munkájában található, aki három fajnál adja meg lelőhelyként a vízfolyást. Endes és Harka (1987) a Heves-Borsodi-síkság gerincesfaunájának jellemzése kapcsán az Eger-patakból és a Csincseből is 15-15 fajt említ név szerint. Harka (1992) későbbi dolgozata – az előbbi adatokat kiegészítve – az Eger-patakból 18, a Csincseből 17 fajt írt le. Újabb vizsgálatok (Harka & Szepesi 2005, 2006a) az Eger-patak faunalistáját további 10, a Csincseit 11 fajjal bővítették.

A Kácsi-patak korábbi halfaunájáról kevés publikált adat áll rendelkezésünkre. Vásárhelyi (1942) a fenékjáró (ma tisztai) küllőt, Vajon (1983) a sügért írta le innen. Endes és Harka (1987) ehhez egy újabbat adott hozzá, majd később Harka (1992) további három fajról tett említést. Az utóbbi időben Takács és munkatársai (2004) hat, Harka és Szepesi (2005) további négy új fajt mutattak ki, amelyekkel 16-ra bővült a patak fajlistája.

Jelen vizsgálat során a 15 vizsgált vízfolyás közül 13-ban észleltünk egy vagy több olyan halfajt, amelyet korábban onnan még nem írtak le. A most először észlelt új fajok száma patakonként a következőképpen alakult: Eger-patak 3, Eger-csatorna 5, Ostoros-patak 5, Novaji-patak 3, Kánya-patak 14, Hór-patak 9, Cseresznyés-patak 1, Cserépváraljai-patak 1, Lator-patak 2, Nád-ér 6, Sályi-patak 4, Csincse 1, Kis-Csincse 2. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy a Kánya- és a Hór-patak magas fajszáma csupán egy-egy szerencsés mintavételnek tudható be. Ezek alkalmával olyan fajokat is fogtunk, amelyek a 2010-es rendkívüli áradás hatására jelentek meg, és amelyeket se 2011 előtt, se később nem észleltünk (balin – *Aspius aspius*, dévérkeszeg – *Abramis brama*, ponty – *Cyprinus carpio*).

Adatgyűjtéseink során a legtöbb faj az Eger-patakból és a Csincseből került elő (29, illetve 26), majd ezeket a Kánya-patak követte (22). Közepes fajgazdagság jellemezte a Kácsi-patakat (19), a Sályi-patakat (14), a Nád-eret (13), a Hór-patakat és az Eger-csatornát (12-12), valamint az Ostoros- és a Lator-patakat (8, illetve 7 faj). Szegényesnek mutatkozott a Novaji-patak, a Geszti-patak és a Kis-Csincse (3-3), valamint a mindössze 1-1 fajt adó Cseresznyés- és Cserépváraljai-patak (1. táblázat).

1. táblázat. A patakok halfaunájának fajgazdagsága és Simpson-féle diverzitása
Table 1. Species richness and Simpson's diversity of the fish fauna in the streams

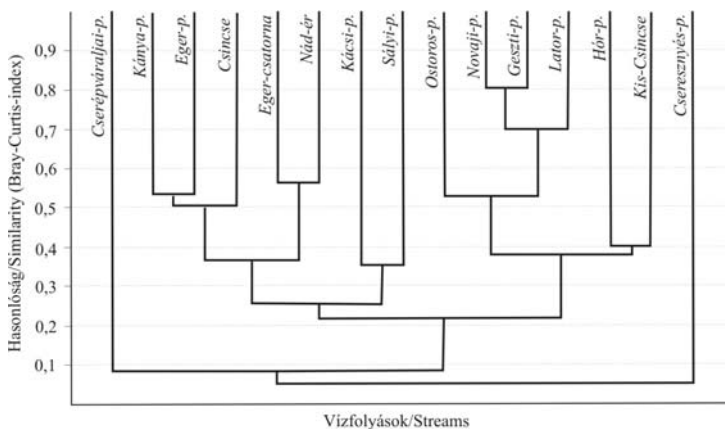
Vízfolyás (Stream) Paraméter (Parameter)	Eger-p.	Eger-csat.	Ostoros-p.	Novaji-p.	Kánya-p.	Cseresz- nyés-p.	Hór-p.	Nád-ér	Cserép- váraljai-p.	Lator-p.	Kácsi-p.	Sályi-p	Geszti-p.	Csincse	Kis- Csincse
Fajszám (N of species)	29	12	8	3	22	1	12	13	1	7	19	14	3	26	3
Sorrend (Ranking)	1	7-8	9	11-13	3	14-15	7-8	6	14-15	10	4	5	11-13	2	11-13
Simpson-index (1-D)	0.8429	0.7883	0.5957	0.4815	0.8891	0	0.8046	0.8340	0	0.7083	0.7699	0.6808	0.6303	0.8953	0.6367
Sorrend (Ranking)	3	6	12	13	2	14-15	5	4	14-15	8	7	9	11	1	10

A fajszám mellett az egyedszámokra is figyelő Simpson-féle diverzitási index alapján kissé másként alakul a sorrend. Az élen ugyanaz a három patak áll, mint fajszám szerint, de más sorrendben. Itt első a Csincse, második a Kánya-patak, míg a legtöbb fajjal rendelkező Eger-patak csupán a harmadik. A fajszám alapján középmezőnybe tartozó patakok nagyobb részét diverzitás tekintetében is hasonló helyet foglalnak el, kivéve azokat, amelyekben egy-egy faj kimagasló, 50% körüli egyedszámmal volt jelen (Ostoros-, Kácsi- és Sályi-patak). Ezek 3-4 hellyel hátrébb kerültek annál, mint amelyet fajszám alapján foglaltak el. A legkisebb értékek mindkét vonatkozásban ismét ugyanazokat a vízfolyásokat jellemzik.

Fajkészslet alapján – eltekintve a mindössze egyetlen fajjal rendelkező Cserépváraljai- és Cseresznyés-patak teljes azonosságától – a térség két legnagyobb és legtöbb fajt számláló vízfolyása, az Eger-patak és a Csincse áll egymáshoz a legközelebb. Hasonlóságuk eléri a 80 százalékot (a Jaccard-index 0,80), ami érthető, hiszen azonos zoogeográfiai egységbe tartoznak. A valós helyzet jellemzésére azonban a Jaccard-index kevésbé alkalmas, mert nem veszi figyelembe azokat a különbségeket, amelyek a gyorsabb és nagyrészt sóderes aljzatú Eger-patak, illetve a lassabb és üledékes medrű Csincse halállományának mennyiségi összetételében mutatkoznak. Megítélésünk szerint sokkal realisabb képet ad a vízrendszer két fő patakjának halközösségéről az előforduló fajok egyedszámait is figyelembe vevő Bray–Curtis-index (esetünkben 0,488), amely az előbbinél lényegesen kisebb, kerekítve 50 százalékos hasonlóságot mutat a halállományuk között (4. ábra).

A Bray-Curtis-index alapján – ha eltekintünk a csupán egy-egy fajt adó Cserépváraljai- és Cseresznyés-pataktól – két nagy csoportba sorolhatók a vizsgált vízfolyások. Egyikbe tartoznak a rövid, kis vízhozamú dombvidéki vízfolyások, amelyekben 3 domináns faj, domolykó, tiszai küllő és kövicsík teszi ki a halállomány 84,6%-át, kiegészülve az 5% feletti gyakoriságú vágócsíkkal. Ezek a vízfolyások a halállomány és a mintavételi helyek átlagos tengerszint feletti magassága (133 m) alapján is a domolykózónába tartoznak.

A másik csoportba a nagyobb vízhozamú, alföldi szakasszal is rendelkező vízfolyások, valamint az Eger-csatorna és a Nád-ér került. Ezekben 10% feletti dominanciájú a bodorka, a küsz és a halványfoltú küllő, de 5% felett van a domolykó, sujtásos küsz, karikakeszeg, tiszai küllő és vágócsík aránya is. A mintavételi helyek átlagos tengerszint feletti magassága 125 m, de ha csak azokat a helyeket vizsgáljuk, melyeken háromnál több faj került elő, akkor az átlagos magasság 104 m. A bodorka, küsz és halványfoltú küllő gyakorisága azt jelzi, hogy a két csoport elkülönülését az alföldi szakaszok halállományá okozza.



4. ábra. A patakok hasonlósága a fajok tömegessége alapján
Fig. 4. Similarity of the streams according to the abundance of species

Az 1. ábra térképvázlatán jól kivehető, hogy az Eger-patak vízgyűjtőjének a Csincse betorkollásától északra eső része két nagyobb részvízgyűjtőre különül. Nyugati fele a szűkebb értelemben vett Eger-vízgyűjtő, keleti felét a Csincse vízrendszere adja. Tekintve, hogy 2011-ben – két nélkülözhető lelőhely kivételével – a két részvízgyűjtő valamennyi lelőhelyén (73) mintát vettünk, lehetőségünk nyílik egyazon év adatai alapján összevetni egymással a halfaunájukat.

A 2. táblázat szerint a Csincse-vízgyűjtő halközösségének biológiai sokfélesége mindkét index alapján meghaladja az Eger-részvízgyűjtő diverzitását. A különbség realisnak tűnik, hiszen a lelőhelyek és a mintavételek számában gyakorlatilag nem volt eltérés.

2. táblázat. A két részvízgyűjtő halközösségére vonatkozó fontosabb adatok a 2011-es év alapján
 Table 2. Important data about the fish communities of the two subcatchments in year 2011

Paraméter/Parameter	Eger-részvízgyűjtő Catchment of Eger Brook	Csincse-vízgyűjtő Catchment of Csincse Brook
Lelőhelyek száma/N of sampling sites	37	36
Mintavételek száma/N of sampling events	41	43
Fajszám/N of species	27	28
Egyedszám/N of specimens	1908	3866
Átlagos egyedszám/Average N of individuals	47 (1-170)	90 (5-480)
Shannon-féle diverzitási index (H)	2.311	2,674
Simpson-féle diverzitási index (1-D)	0.8605	0,9168
Összes fajszám/Total number of species		30
Közös fajok száma/N of common species		25
Jaccard-féle hasonlósági index/Jaccard similarity index		0.8333
Bray-Curtis-féle hasonlósági index/Bray-Curtis similarity		0.6058

Jelentősebb azonban az a különbség, amely az egy mintavételre jutó átlagos egyedszámban mutatkozik. E téren az arány 90:47 a Csincse-vízgyűjtő javára, ami azt jelzi, hogy a halsűrűség itt közel kétszer akkora, mint az Eger-részvízgyűjtőn. A nagyobb denzitás főként egyes őshonos fajok lényegesen magasabb abundanciájának köszönhető (*Rutilus rutilus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Blicca bjoerkna*, *Romanogobio vladkovi*, *Cobitis elongatoides*, *Barbatula barbatula*, *Perca fluviatilis*), de szerepet játszik benne két invazív faj is (*Pseudorasbora parva*, *Neogobius fluviatilis*). A jelenség hátterében nyilvánvalóan a Csincse-vízrendszer tápanyagokban gazdagabb volta, nagyobb haleltartó képessége áll.

Az Eger-patak teljes vízrendszerének halfaunája a legutóbbi átfogó, 2003-2004. évi felmérés (Harka & Szepesi 2005) óta alapvetően nem változott, kisebb módosulások azonban bekövetkeztek. Pozitívum, hogy új fajként jelent meg két őshonos halunk, a szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) és a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*), bár csupán egy-egy példány. Sebes pisztráng (*Salmo trutta fario*) sem került elő a korábbi vizsgálatunk során, most is csak az Eger belvárosában és Felnémeten történt telepítések miatt fogtuk. Egy példány a telepítés helyén, egy másik 25 km-rel lejjebb került elő. A horgászegyesület nagy mennyiségű jászkeszeget (*Leuciscus idus*) is kihelyezett Egerben, de ebből a horgászok sem fogtak, valószínűleg hamar lesodródott.

Ugyancsak új fajként észleltük, de negatívumként értékelhető az invazív amurgéb (*Perccottus glenii*) megjelenése az Eger-patak torkolati részén, valamint a Kánya- és a Sályi-pataokban. Ezek alapján vélelmezhető a jelenléte a Csincsében is, amellyel közeli kapcsolatban állnak. Folytatódott a valódi gébfélék terjeszkedése is, bár lelassult, többnyire csupán néhány kilométert tettek meg fölfelé egy-egy vízfolyásban. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) az Eger-pataokban Poroszló-Kétútköztől Egerfarmosig, a Csincsében Mezőnagymihálytól Gelejig jutott. Hasonlóan szerény távolságot tett meg a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) az Eger-pataokban (Négyestől Borsodivánkáig), a Csincsében viszont ennek a sokszorosára volt képes (Négyestől Gelejig).

Tovább terjed a fekete törpeharcsa is (*Ameiurus melas*), amely megjelenését követően fokozatosan kiszorítja korábban ott élő rokonát, a barna törpeharcsát (*Ameiurus nebulosus*). Ezt mutatja, hogy a teljes vízgyűjtőn 2003-2004-ben még 49 barna törpeharcsát fogtunk (69 fekete törpeharcsa mellett), a jelen vizsgálat során azonban már egyetlen egyedét se észleltük, miközben az utóbbiból 136 példány került kézre.

A korábbiakhoz képest kedvező változás, hogy az Eger-pataknak azon a szakaszán, amely az egeri szennyvíztisztító vizének beömlése alatt húzódik, ismét megjelent a kövicsík (*Barbatula barbatula*), amelyet ott korábban nem észleltünk. Hasonlót korábban a Gyöngyös-patakon tapasztaltunk, amikor korszerűsítették a gyöngyösi szennyvíztisztítót (Szepesi & Harka 2007). Feltehetőleg itt is a vízminőség javulása játszott szerepet.

3. táblázat. Az Eger-patak vízrendszerének halfaunája az utóbbi 30 év adatai alapján
 Table 3. Fish fauna of the Eger Brook drainage system based on the last 30 years' data
 (* Magyarországon védett – protected in Hungary)

Vízfolyások/Streams	Eger-patak	Eger-csatorna	Ostoros-patak	Novaji-patak	Kánya-patak	Hór-patak	Cseresznyés-p.	Cserépváraljai-p.	Lator-patak	Nád-ér	Kácsi-patak	Sályi-patak	Csincse	Kis-Csincse	Geszti-patak
Fajok/Species															
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+			+	+R			O ¹	+	+	+	+		O ^{3,4}
<i>Ctenopharyngodon idella</i>													O ³		
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+R		+R				O ¹	+	+	+	+		
<i>Leuciscus idus</i>	+	O ¹			+	+R				+R	O ⁵	O ⁴	+		
<i>Squalius cephalus</i>	+	O ¹	+	+R	+R	+			+R		+	+	+	+R	+
<i>Aspius aspius</i>	+				+R						+	O ⁴	+		
<i>Leucaspis delineatus*</i>	O ⁴												O ^{1,5}		
<i>Alburnus alburnus</i>	+	O ¹	+R		+R					+	+		+		
<i>Alburnoides bipunctatus*</i>											+		+		
<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+			+	+R				+R	+		+		
<i>Abramis brama</i>	+	O ¹			+R	+R				+			+		
<i>Ballerus ballerus</i>	O ⁴														
<i>Ballerus sapa</i>													O ⁵		
<i>Vimba vimba</i>	+R														
<i>Gobio carpathicus*</i>	+		+	+R	+R	+			+		+	+	+	O ¹	+
<i>Romanogobio vladykovi*</i>	+				+						+	+R	+		
<i>Tinca tinca</i>	O ^{2,4}				+R					O ⁶			O ^{2,3,4}		
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+R	+R		+R	O ²			+	+	+	+	+	O ¹	
<i>Rhodeus amarus*</i>	+	+			O ²					+R	+	+	+	O ¹	O ³
<i>Carassius carassius</i>													O ³		
<i>Carassius gibelio</i>	+	+R			+	+R	+R		+R	+	+	+	+	O ¹	O ⁵
<i>Cyprinus carpio</i>	+	+R			+R	+R				+R			+	O ¹	
<i>Misgurnus fossilis*</i>	O ⁴	+			O ⁴	+R			+	+R	O ⁵	O ³	+		
<i>Cobitis elongatoides*</i>	+	+	+R		+	+R			+	+	+	+	+	+	O ^{3,4,5}
<i>Barbatula barbatula*</i>	+	+	+R	+R	+R	+		+R	+		+	+	+	+R	+
<i>Silurus glanis</i>	+												O ^{1,5}		
<i>Ameiurus nebulosus</i>	O ^{1,2,4}										O ²		O ^{2,5}		
<i>Ameiurus melas</i>	+				+				O ⁵	+R	+	+	+		
<i>Salmo trutta</i>	+														
<i>Esox lucius</i>	+				+				O ¹	O ^{3,4}	+	+R	+		O ^{4,5}
<i>Lepomis gibbosus</i>	O ^{2,3,4}	O ³			O ⁴					O ^{3,4}	O ⁵	+R	O ^{2,3,4}		
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+R			+R	+R				O ^{3,4}	+	O ³	+		O ^{3,4,5}
<i>Gymnocephalus cernua</i>	+				+R						+	O ^{3,4}	+		
<i>Gymnocephalus baloni*</i>	+				+R								+R		
<i>Gymnocephalus schraetser*</i>	+R														
<i>Sander lucioperca</i>	+										O ⁵		+		O ³
<i>Perccottus glenii</i>	+R				+R							+R			
<i>Neogobius fluviatilis</i>	+										+		+		
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	+	+R											+		
Fajok száma/N of species	35	17	7	3	25	13	1	1	11	17	24	19	34	8	10
Első észlelés/First record	3	5	5	3	14	9	1	1	2	6	-	4	1	2	-

+ jelen vizsg. (present study)

O¹ Harka (1992)O³ Takács et al. (2004)O⁵ Takács (2007b)

+R első észlelés (first record)

O² Harka & Szepesi (2005)O⁴ Takács (2007a)O⁶ Csipkés et al. (2009)

További pozitív fejlemény, hogy Poroszló-Kétútköznél megszűnt az a surrantóval ellátott keresztgát, amely természetellenes, pontszerű határt képezett az Eger-patak domolykó- és sügérzónája között. Amíg 2003–2004-ben a patakban észlelt 26 fajból mindössze három olyan akadt, amely a műtárgy fölött és alatt egyaránt előfordult (12%), a jelen vizsgálatban

30-ból 14 volt a közös fajok száma (47%). A helyzet azonban még most sem ideális, mert néhány kilométerrel följebb, Egerfarmosnál egy másik műtárgy még mindig akadályozza a hosszirányú átjárhatóságot.

A Csincsében is mutatkozik kedvező folyamat, terjed a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*). Amíg 2003-2004-ben mindössze egyetlen példányát észleltük a fajnak, most 19 került elő, és nem csak Mezőnagymihálynál, ahová a Kács-patakból került, hanem a néhány kilométerrel följebb fekvő Gelejnél is. Megjelenése várható a Sályi- vagy más néven Latori-patakban is, ahonnan korábról Vásárhelyi István kézirata említi (Harka & Szepesi 2006 b).

Az Eger-patak teljes vízgyűjtőjéről az eddigi vizsgálatok 35 halfajt írtak le. Ezekből tíz élvez természetvédelmi oltalmat, s kilenc a jelen vizsgálatban is előkerült (3. táblázat).

Közülük kiemelkedik a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*), a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*), valamint vágócsík (*Cobitis elongatoides*) dominanciája, s közepes állománnyal rendelkezik a kövicsík (*Barbatula barbatula*) és a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*). Összességében nézve a vízrendszer halfaunája jelenleg különösebb aggodalomra nem ad okot, helyzete megnyugtatónak tűnik.

Irodalom

- Csipkés R., Juhász P., Kiss B., Müller Z. (2009): Faunistical data to hungarian fish fauna carried out on northeast Hungary survey in 2009. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 33: 223–235.
- Endes M., Harka Á. (1987): *A Heves–Borsodi-síkság gerincesfaunája*. Tiszai Téka 2., Eger, pp. 80.
- Hammer, O., 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): Halfaunisztikai megfigyelések a Bükk hegység déli előterének vízfolyásain. *A Természet* 42/6:108–109.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2005): A Laskó és az Eger-patak vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 98/3: 112–119.
- Harka Á., Szepesi Zs., Antal L. (2006a): Selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) az Eger-patak alsó szakaszán. *Halászat* 99/1: 26.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2006b): Sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*) a Latori-patakban. *Halászat* 99/2: 63.
- Lászlóffy W. (1982): *A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 611.
- Marosi S., Szilárd J. (eds.) (1969): *A tiszai Alföld. Magyarország Tájföldrajza 2*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 381.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007): Tisztább lett a Heves megyei Gyöngyös-patak. *Halászat* 100/4: 181.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2008): Szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) az Eger-patakban. *Halászat* 101/1: 13.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2011): A Bükkalján is terjed a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*). *Halászat* 104/3–4: 83–84.
- Takács P., Nagy S. A., Dévai Gy. (2004): Halállományok antropogén hatásra bekövetkező fajkészlet-változásai a Bükkalja és a Borsodi-Mezőség kisvízfolyásain. *Halászatfejlesztés* 29: 125–135
- Takács P. (2007a): Dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások halállományainak összehasonlító vizsgálata. *Pisces Hungarici* 1: 54–59.
- Takács P. (2007b): *Kisvízfolyások halfaunájának összetétele és változásai* (doktori értekezés). Debreceni Egyetem. pp. 113. <https://vm.mtmt.hu/download/1181344.pdf> Letöltve: 2010.03.04.
- Vajon I. (1983): Halak. In Sándor A. (ed.): *Bükk Nemzeti Park. Kilitás a kövekről*. Budapest, p. 256-257.
- Vásárhelyi I. (1942): Adatok a borsodi Bükk gerinces-faunájához. Halak (Pisces). *Erdészeti Lapok* 81: 209–211.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 134.

Authors:

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



A foszfor- és a lipidtartalom, valamint a kondíciófaktor összefüggése és szezonális változása három halfaj példáján

Seasonal variations and relationships of phosphorus content, lipid content and condition factor of three fish species

Mozsár A.¹, Boros G.², Boros T.¹, Antal L.¹, Nagy S. A.¹

¹Debreceni Egyetem TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

²MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: sztöchiometria, tápanyag, amurgéb, naphal, vörösszárnyú keszeg

Keywords: stoichiometry, nutrient, Amur sleeper, pumpkinseed, rudd

Abstract

Stoichiometry theory states that individual animal species maintain relatively constant body nutrient contents per unit body mass. However, some recent studies have pointed out that nutrient content can vary significantly within a single species. In this study, we measured the phosphorus-and lipid content, and the condition factor of three fish species (Amur sleeper, pumpkinseed, rudd), assessing the seasonal changes in body nutrient stoichiometry. We found that the phosphorus content of fish changed seasonally within a population. However, the interspecific differences proved to be more significant in phosphorus content. We presume that only a considerable change in lipid content is able to affect the elemental ratios (i.e., the proportion of phosphorus) in fish body, via altering the carbon to phosphorus ratios in general. Significant relationship between condition factor and lipid content was not typical of all species. Thus we assume that the elevated condition factor may not be related generally to fat accumulation, but to increment in other tissue types such as muscle.

Kivonat

A sztöchiometriai elmélet szerint az élőlények elemi összetétele és a testben raktározott tápanyagok egymáshoz viszonyított aránya fajra jellemző, állandó érték. Újabb vizsgálatok azonban bizonyították, hogy egy fajon belül is lehetnek szignifikáns különbségek tápanyagtartalom tekintetében. Munkánk során három halfaj (amurgéb, naphal, vörösszárnyú keszeg) foszfortartalmát, lipidtartalmát és kondíciófaktorát mértük, továbbá vizsgáltuk ezek szezonális változását a populációkon belül. A test foszfortartalmának szezonális változását megvizsgálva elmondható, hogy egy populáción belül is előfordulnak szignifikáns különbségek. Hozzá kell tennünk azonban, hogy a fajok közötti különbségek sokkal számottevőbbek. Feltételezésünk szerint a lipidtartalom mennyiségének csak jelentős változása révén képes a test foszfortartalmát megváltoztatni a szén-foszfor arány befolyásolásán keresztül. A lipidtartalom és a kondíciófaktor közötti szoros kapcsolat nem minden populáció esetében figyelhető meg. Előfordulhat, hogy a kondíciófaktor emelkedését nem a lipidtartalom növekedése, hanem más szövetek gyarapodása okozza.

Bevezetés

A halak testében tárolt tápanyagmennyiség ökoszisztémaszinten is meghatározó tényező lehet, ugyanis egyes esetekben a vízszlop teljes foszforkészletének akár 75%-a halak testében raktározva lehet jelen (Kitchell et al. 1975, Sarvala & Jumppanen 1988). Az elhullást követően felszabaduló foszfor (P) és nitrogén (N) számottevő belső terhelést idézhet elő (Parmenter & Lamarra 1991, Chidami & Amyot 2008). Az élőlényeket felépítő, tápanyagokként számon tartott elemek (elsősorban az N és P) mennyiségét és egymáshoz viszonyított arányát a testben – a sztöchiometriai elméletnek megfelelően – sokáig állandónak és nagyon szigorúan szabályozottnak gondolták (Sterner & George 2002). Hendrixson és munkatársai (2007) szerint a halak esetében a test sztöchiometriai jellemzői a fajok közt komoly különbségeket mutatnak, és fajon belül is mutatkozhatnak kisebb eltérések. A közelmúltban több tanulmány is megjelent, melyek ezzel némileg ellentétes eredményre jutottak (Pilati & Vanni 2007, Vrede et al. 2011, Boros et al. 2012). Pilati és

Vanni (2007) bebizonyította, hogy a halak tápanyag-sztöchiometriai sajátosságai egyedfejlődésük során komoly változásokon mennek keresztül. Egyazon faj egymástól távol élő populációinak egyidejű vizsgálatával fény derült arra is, hogy az eltérő környezeti feltételek hatására a test tápanyagtartalmában szignifikáns különbségek adódhatnak (Boros et al. 2012). A populációk között tapasztalt jelentős eltérések eredhetnek táplálkozási, morfológiai (Vrede et al. 2011) és méretbeli különbségekből (Sterner & George 2000, Dantas & Attayde 2007, Vrede et al. 2011), valamint befolyásolhatja az élőhely trofitása, átlaghőmérséklete is (Boros et al. 2012).

A testet felépítő tápelemek közül a foszfor mutatja a legnagyobb változékonyságot (Dantas & Attayde 2007) mind a halfajok, illetve családok (Hendrixson et al. 2007), mind pedig az egyes populációk között (Vrede et al. 2011, Boros et al. 2012). A sztöchiometriai jellemzők változékonyságáért számos ökológiai és fiziológiai tényező egyszerre felelős. A foszfortartalomban mutatkozó különbségekben főként két tényező játszik közre: a test csontos elemeinek aránya, valamint a testben tartaléktápanyagként jelen lévő lipid mennyisége. A két tényező ellentétes hatású. A vázrendszer teljes testhez viszonyított arányának növekedésével nő a test relatív foszfortartalma (Hendrixson et al. 2007), köszönhetően a csont magas foszfortartalmának, míg a test lipidtartalmának növekedésével csökken a relatív foszfortartalom (Vanni & Layne 1997). A test lipidtartalma tehát meghatározó tényező a tápanyagtartalom és a sztöchiometriai jellemzők kialakításában (Czimanski et al. 2011). Közvetlen mérése azonban idő- és energiaigényes, így a testhossz és testtömeg kapcsolatából egyszerű képlettel származtatott, a lipidtartalommal jól korreláló kondíciófaktor szélesebb körben alkalmazott módszer a test lipidkészletének jellemzésére (Lambert & Dutil 1997).

Munkánk során a következő kérdésekre kerestük a választ: (1) az egyes fajok foszfortartalma szignifikánsan eltér-e egymástól, (2) az évszakok között megfigyelhető-e a test foszfortartalmában szignifikáns különbség, (3) a foszfortartalom változása magyarázható-e a kondíciófaktor és/vagy a test lipidtartalmának változásával, és végül (4) a Fulton-féle kondíciófaktor alkalmas-e a test lipidtartalmának jellemzésére.

Anyag és módszer

A halak gyűjtésére 2012-ben három alkalommal került sor: tavasszal (április 12.), nyáron (július 27.) és ősszel (október 31.), a Rakamaz–Tiszanagyfalui-Nagy-morotván, Tiszanagyfalu térségében. A víztér egy természetes körülmények között kialakult, eutróf holtmeder, melynek átlagos mélysége: 1,8 m, területe: 0,9 km². A vizsgálatban szereplő halfajok a naphal (*Lepomis gibbosus*), az amurgéb (*Percottus glenii*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) voltak. A halászatokat mindhárom alkalommal elektromos egyenárammal működő halászgéppel (HansGrassl IG200/2B) végeztük.

A feldolgozás során a teljes testhossz (TL), a standard testhossz (SL) (± 1 mm), valamint a testtömeg (W) ($\pm 0,01$ g) lemérését követően a halakat ($n = 58$) felboncoltuk, béltartalmukat eltávolítottuk, majd az üres béltraktust visszahelyeztük a testüregbe. Az így előkészített egyedeket 60 °C-on, tömegállandóságig (~48 óra) szárítottuk. A száraz halmintákat több lépésben (dörzsmozsár, golyósmalom) porítottuk, homogenizáltuk.

A méret okozta eltérések kizárása, valamint a kondíciófaktor összevethetőségének érdekében kifejelett, fajonként azonos korcsoportú egyedeket használtunk fel: naphal TL: 91 ± 6 mm ($n = 20$), amurgéb TL: 77 ± 8 mm ($n = 18$), vörösszárnyú keszeg TL: 87 ± 13 mm ($n = 20$).

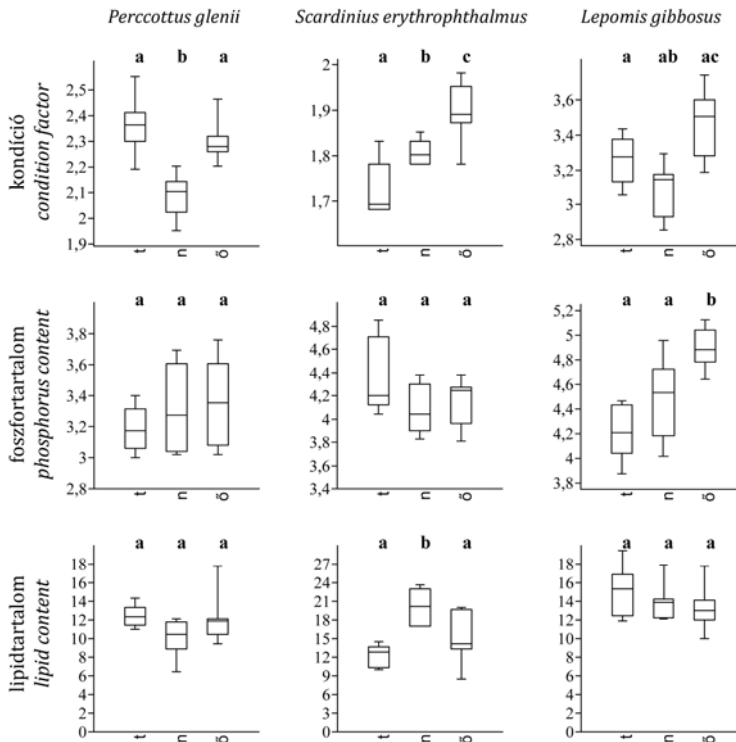
A test foszfortartalmának meghatározását az alminták roncsolását követően ammónium-molibdenátos, kolorimetriás módszerrel végeztük. A roncsolás során a mintákat először 550 °C-on hamvasztottuk, majd a visszamaradt hamut 0,1N HCl-dal hidrolizáltuk 105 °C-on, egy órán át (Sterner & George 2000, Dantas & Attayde 2007). A lipidmérések során Folch és munkatársainak (1957) eljárását követtük: 0,1 g (száraz tömeg) mennyiségű almintához 5 ml extraháló elegyet adtunk. Az extraháló elegy kloroform és metanol 2:1 arányú keverékéből készült. Az extrahálást egy éjszakán keresztül végeztük, állandó hőmérsékleten

(20 °C), mely után a szuszpenziót centrifugáltuk, végül a felülúszó bepárolását követően visszamaradó lipidet analitikai mérlegen mértük.

A halak kondícióját a következő képlet segítségével számítottuk ki: $K = W \times 100 / SL^3$, ahol a K a Fulton-féle kondíciófaktor, a W a hal tömege g-ban, a SL a standard testhossz cm-ben (Froese 2006). Az eredmények összevetése során ANOVA-t használtunk a fajok, illetve évszakok közötti különbségek tesztelésére. A mért változók közötti kapcsolatok vizsgálatára Spearman-féle rangkorrelációt alkalmaztunk.

Eredmények

A test teljes foszfortartalma szignifikáns (ANOVA, $p < 0,001$) különbséget mutatott a vizsgálatban szereplő halfajok között. A legalacsonyabb foszfortartalmat (% száraz anyagban) az amurgéb egyedeiből mértük: $3,29 \pm 0,26\%$, a legmagasabbat a naphalakból: $4,53 \pm 0,37\%$, míg a vörösszárnyú keszegek esetén ez az érték: $4,18 \pm 0,27\%$ volt.



1. ábra. A vizsgálatban szereplő fajok kondíciójának, foszfor- és lipidtartalmának (% száraz tömegben) box-plot ábrái. Az azonos betűvel jelzettek nem térnek el szignifikánsan ($p > 0,05$; ANOVA).

Rövidítések: t – tavasz, n – nyár, ő – ősz.

Egyedszámok: *P. glenii*: t-5, n-7, ő-6; *S. erythrophthalmus*: t-6, n-7, ő-7; *L. gibbosus*: t-7, n-6, ő-7.

Fig. 1. Box-plots of condition factor, whole body phosphorus and lipid content (percentage of dry mass) of sampled species. Plots marked by the same letter do not differ significantly ($p > 0,05$) based on ANOVA.

Abbreviations: t – spring, n – summer, ő – autumn.

Number of specimens: *P. glenii*: t-5, n-7, ő-6; *S. erythrophthalmus*: t-6, n-7, ő-7; *L. gibbosus*: t-7, n-6, ő-7.

A foszfortartalom évszakos értékeinek összehasonlításakor az amurgéb és a vörösszárnyú keszeg esetén nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget. A naphal őszi egyedei azonban szignifikánsan (ANOVA, $p < 0,05$) nagyobb foszfortartalommal bírtak, mint a nyári és tavaszi egyedek. A kondíciófaktor szezonális változása azonban jóval erőteljesebb volt (1. ábra). Az amurgébre és a naphalra egyaránt jellemző, hogy a nyáron gyűjtött

egyedek kondíciója alacsonyabb, mint a tavaszi, vagy az őszi mintában szereplő egyedeké. A vörösszárnyú keszeg kondíciófaktora ezzel szemben tavasztól őszig folyamatos, közel 10%-os emelkedést mutatott. A test lipidtartalmában a foszfortartalomhoz hasonlóan visszafogott szezonális eltéréseket tapasztaltunk (1. ábra). Statisztikai különbséget csak a vörösszárnyú keszeg nyári mintája mutatott, mely magasabbnak bizonyult mind a tavaszinál ($p < 0,001$), mind az őszinél ($p < 0,05$).

A test foszfor- és lipidtartalma, valamint a kondíciófaktor kapcsolatának vizsgálatakor, meglehetősen kevés esetben kaptunk szignifikáns eredményt (1. táblázat). A foszfortartalom és a kondíció között egy esetben sem tapasztaltunk szignifikáns korrelációt. A halak testének foszfor- és lipidtartalma között a vörösszárnyú keszeg ($r = -0,886$; $p < 0,05$) és naphal ($r = -0,786$; $p < 0,05$) tavasszal gyűjtött egyedeinél erős negatív kapcsolat volt. A kondíció és a test lipidtartalma között mindösszesen egy esetben, az amurgéb nyári mintájában volt szignifikáns kapcsolat ($r = 0,929$; $p < 0,05$). Az azonos korcsoport ellenére az ősszel gyűjtött naphalak teljes testhossza és kondíciója szoros negatív korrelációt mutatott ($r = -0,955$; $p < 0,05$).

1. táblázat. A teljes testhossz (TL), a kondíciófaktor (K), a foszfor- (P) és lipidtartalom (L) Spearman-féle rangkorrelációjának eredménytáblája.

Table 1. Results of Spearman's rank correlations between total length (TL), condition factor (K), phosphorus content (P) and lipid content (L).

		<i>Perccottus gleni</i>				<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				<i>Lepomis gibbosus</i>					
		TL	K	P	L	TL	K	P	L	TL	K	P	L		
tavasz spring	TL		0,233	0,233	0,783	TL		0,45	0,419	0,714	TL		0,8	0,667	0,129
	K	-0,6		0,683	0,517	K	0,395		0,2	0,617	K	0,112		0,84	0,713
	P	-0,6	-0,2		0,517	P	-0,371	-0,638		0,017	P	0,206	-0,071		0,048
	L	0,1	0,3	-0,3		L	0,143	0,273	-0,886*		L	-0,636	-0,143	-0,786*	
nyár summer	TL		0,444	0,396	0,595	TL		0,939	0,989	0,327	TL		0,297	0,714	0,564
	K	-0,321		0,267	0,007	K	-0,037		0,289	0,67	K	0,486		0,803	0,803
	P	0,393	-0,5		0,139	P	-0,018	-0,473		0,396	P	0,143	-0,086		0,419
	L	-0,214	0,929*	-0,607		L	0,432	-0,2	-0,393		L	0,257	0,086	0,371	
ősz autumn	TL		0,811	0,194	0,933	TL		0,989	0,595	0,713	TL		0,003	0,1	0,278
	K	0,132		0,239	0,394	K	-0,018		0,148	0,054	K	-0,955*		0,167	0,498
	P	0,638	-0,58		0,564	P	0,25	-0,618		0,267	P	0,685	-0,571		0,713
	L	-0,058	-0,464	0,257		L	0,143	0,764	-0,5		L	-0,487	0,286	-0,179	

Az átló feletti számok a szignifikanciaszintet, míg az alatta lévők a korrelációs koefficienset (r érték) jelölik. A szignifikáns ($p < 0,05$) korrelációs értékeket csillaggal jelöltük.

Numbers above the diagonal denote significance values, while numbers below denote correlation coefficients (r values). Significant correlations ($p < 0,05$) are marked with asterisk.

Értékelés

Munkánk során három halfaj, a naphal, vörösszárnyú keszeg és amurgéb foszfor- és lipidtartalmának meghatározását, ill. összehasonlítását végeztük el. A naphal esetében mért foszfortartalom a vörösszárnyú keszeghez viszonyítva magas volt, ami megfelel a szakirodalmi adatoknak, hiszen a pontyfélék testének foszfortartalma alacsonyabb, mint a csontosabb díszsügérféléké (Sterner & George 2000, Hendrixson et al. 2007). A halak foszfortartalmának jelentős hányada a vázrendszerben raktározva van jelen (Rønshold 1995), így a csontos elemek más szövetekhez viszonyított aránya, a hal „csontossága” (Hendrixson et al. 2007, Pilati & Vanni 2007, Czamanski et al. 2011) alapvetően meghatározó a test relatív foszfortartalmának alakulásában (Sterner & Elser 2002).

Az amurgéb tápanyag-sztöchiometriai jellemzőiről nem áll rendelkezésre összehasonlító adat. Várakozásaink ellenére alacsonyabb foszfortartalmat mértünk a faj esetében, mint a pontyféle vörösszárnyú keszegnél. Az alacsony értékre a magyarázatot a faj testalkatában kell keresnünk. A naphalhoz hasonló, oldalról erősen lapított testalkat magas

foszfortartalommal párosul (Hendrixson et al. 2007, Vrede et al. 2011), ezzel szemben az amurgébre is jellemző hengeres testalkat nagyobb arányú izomszövetet feltételez, amelynek alacsony foszfortartalma (Shearer 1984) csökkenti a test relatív foszfortartalmát.

A populációk közti különbségekről (Vrede et al. 2011, Boros et al. 2012) és az egyedfejlődés során bekövetkező változásokról (Pilati & Vanni 2007) találunk adatokat a szakirodalomban, azonban a halak tápanyagtartalmának szezonális változásairól igen kevés ismeret áll rendelkezésünkre. Sterner és George (2000) munkája beszámol kismértékű eltérésekről, vizsgálatuk azonban csak a késő tavaszi és nyári időszakra vonatkozik. A teljes vegetációperiódusra kiterjedő vizsgálat korábban nem történt. Jelen munka keretében bizonyítani tudtuk, hogy az egyes évszakok között egy populáción belül is lehetnek szignifikáns különbségek. A test tápanyagtartalmának rövid távú, egy éven belüli változásáért, feltételezésünk szerint, a lipidtartalom lehet felelős. A testben tárolt tartaléktápanyag mennyisége ugyanis környezeti feltételek hatására gyors változásra képes (Lambert & Dutil 1997), és szezonális dinamikát mutat (Bandarra et al. 1997, Konečná & Reichard 2011). Mivel vizsgálatunkban nem figyeltünk meg évszacos dinamikát, és csak elvétele tapasztaltunk korrelációt a lipid- és foszfortartalom között, arra a következtetésre jutottunk, hogy nem minden esetben jut érvényre a lipidnek a foszfortartalmat hígító hatása. A vizsgált időszakban valószínűsíthetően nem alakultak ki a lipidtartalmat oly mértékben befolyásoló körülmények, melyek a test foszfortartalmában is tetten érhetőek lennének.

A testhossz–testtömeg kapcsolatából számított kondíciófaktor régóta alkalmazott módszer a test energiatartalékainak jellemzésére (Fulton 1911). A magasabb kondíció az adott testhosszhoz nagyobb testtömeget társít, mely főként a gyorsan beépülő zsírszövet mennyiségének megnövekedését jelenti. Következésképpen tehát a lipidtartalom és a kondíciófaktor közötti szoros kapcsolat áll fenn (Lambert & Dutil 1997, Neff & Cargnelli 2004). A vizsgálatunkban szereplő populációk kondíciófaktora erős szezonális dinamikát mutatott, emellett a lipidtartalom és a foszfortartalom között mindössze egy esetben tapasztaltunk szoros korrelációt. A kondíció változásában ez esetben más hatások is közrejátszanak. A táplálékkészlet vagy a táplálkozás intenzitásának megváltozása okozhat fajon, populáción belüli különbségeket a test sztöchiometriai jellemzőiben (Glaholt & Vanni 2005). Továbbá egyes egyedek vagy populációk hajlamosabbak lehetnek arra, hogy tápanyagbőség esetén nem a zsírszöveiket, hanem izomszöveiket tömegét növelik, amely szintén kondíciófaktor-emelkedést okoz, ugyanakkor a lipidtartalomban nem idéz elő számottevő változást (Boros et al. 2012).

Korábbi tanulmányokkal egyetértve megállapíthatjuk, hogy az egyes halfajok (halcsaládok) tápanyagsztöchiometriai jellemzői jelentős mértékben eltérnek. A díszsügérfélék (Centrarchidae) családjába tartozó naphal magasabb foszfortartalommal bír, mint a pontyfélékhez (Cyprinidae) tartozó vörösszárnyú keszeg vagy az alvógébfélék (Odontobutidae) családjába tartozó amurgéb. Elsőként vizsgáltuk az amurgéb tápanyagtartalmi jellemzőit, a mintázott populáció adatai alapján az alacsonyabb foszfortartalmú fajok közé tartozik.

A test foszfortartalmának szezonális változását megvizsgálva elmondható, hogy egy populáción belül is lehetnek szignifikáns különbségek, de a fajok közötti eltérések sokkal szamottevőbbek. A lipidtartalom, indirekt hatása következtében, csak jelentős változása esetén képes a test foszfortartalmát érdemben befolyásolni.

A kondíció és a lipidtartalom általában szoros kapcsolatban van egymással. Egyes populációk esetében azonban nem a test zsírtartalékának megnövekedése, hanem más szövetek (feltételezzük, hogy elsősorban az izom) gyarapodása okoz nagymértékű kondíciófaktor-emelkedést. Mindezek alapján tehát arra a következtetésre jutottunk, hogy a kondíciófaktor nem minden esetben használható a test lipidtartalmának közvetlen becslésére, így sztöchiometriai tanulmányokban pusztán a kondíciófaktor használata nem elégséges.

Köszönetnyilvánítás

Nélkülözhetetlen segítségükért hálás köszönettel tartozunk a következő személyeknek: Vitál Zoltán, Poller Zoltán, Bácsi István, Czeglédi István, Fosztó Szabolcs és Nyeste Krisztián. Köszönet illeti a DE Hidrobiológiai Tanszékot, a MTA ÓK Balatoni Limnológiai Intézetet és a Tiszanagyfalui Horgászegyesületet.

A munka a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 "A Debreceni Egyetem tudományos képzési műhelyeinek támogatása" című pályázat és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0043 "Célzott kémiai és biológiai alapú kutatások környezeti szennyezők felszámolására (ENVIKUT)" című pályázat keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

A kutatás az Európai Unió és Magyarország támogatásával a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú "Nemzeti Kiválóság Program - Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program" című kiemelt projekt keretei között valósult meg.

Irodalom

- Bandarra, N. M., Batista, I., Nunes, M. L., Empis, J. M., Christie, W. W. (1997): Seasonal Changes in Lipid Composition of Sardine (*Sardina pilchardus*). *Journal of Food Science* 62: 40–43.
- Boros, G., Jyvásjärvi, J., Takács, P., Mozsár, A., Tátrai, I., Søndergaard, M., Jones, R. I. (2012): Between-lake variation in the elemental composition of roach (*Rutilus rutilus* L.). *Aquatic Ecology* 46/4: 385–394.
- Chidami, S., Amyot, M. (2008): Fish decomposition in boreal lakes and biogeochemical implications. *Limnology and Oceanography* 53: 1988–1996.
- Czamanski, M., Nugraha, A., Pondaven, P., Lasbleiz, M., Masson, A., Caroff, N., Bellail, R., Tréguer, P. (2011): Carbon, nitrogen and phosphorus elemental stoichiometry in aquacultured and wild-caught fish and consequences for pelagic nutrient dynamics. *Marine Biology* 158: 2847–2862.
- Dantas, M. C., Attayde, J. L. (2007): Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* 70: 100–108.
- Froese, R. (2006): Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 241–253.
- Fulton, T. W. (1911): The sovereignty of the sea: an historical account of the claims of England to the dominion of the British seas, and of the evolution of the territorial waters. W. Blackwood, Edinburgh, London. pp. 799.
- Glaholt, S. P., Vanni, M. J. (2005): Ecological responses to simulated benthic-derived nutrient subsidies mediated by omnivorous fish. *Freshwater Biology* 50: 1864–1881.
- Hendrixson, H. A., Sterner, R. W., Kay, A. D. (2007): Elemental stoichiometry of freshwater fishes in relation to phylogeny, allometry and ecology. *Journal of Fish Biology* 70: 121–140.
- Kitchell, J. F., Koonce, J. F., Tennis, P. S. (1975): Phosphorus flux through fishes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 19: 2478–2484.
- Konečná, M., Reichard, M. (2011): Seasonal dynamics in population characteristics of European bitterling *Rhodeus amarus* in a small lowland river. *Journal of Fish Biology* 78: 227–239.
- Lambert, Y., Dutil, J.-D. (1997): Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 (Suppl. 1): 104–112.
- Neff, B. D., Cargnelli, L. M. (2004): Relationship between condition factors, parasite load and paternity in bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Environmental Biology of Fishes* 71: 297–304.
- Parmenter, R. R., Lamarra, V. A. (1991): Nutrient cycling in a freshwater marsh: the decomposition of fish and waterfowl carrion. *Limnology and Oceanography* 36: 976–987.
- Pilati, A., Vanni, M. J. (2007): Ontogeny, diet shifts, and nutrient stoichiometry in fish. *Oikos* 116: 1663–1674.
- Rønshold, B. (1995): Effect of size/age and feed composition on body composition and phosphorus content of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Water Science and Technology* 31: 175–183.
- Sarvala, J., Jumppanen, K. (1988): Nutrients and planktivorous fish as regulators of productivity in Lake Pyhäjärvi, SW Finland. *Aqua Fennica* 18: 137–155.
- Sterner, R. W., George, N. B. (2000): Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes. *Ecology* 81: 127–140.
- Shearer, K. D. (1984): Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids. *Aquaculture* 119: 63–88.
- Sterner, R. W., Elser, J. J. (2002): Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere. Princeton University Press, Princeton.
- Vanni, M. J., Layne, C. D. (1997): Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on algae in lakes. *Ecology* 78: 21–40.
- Vrede, T., Drakare, S., Eklöv, P., Hein, A., Liess, A., Olsson, J., Persson, J., Quevedo, M., Stabo, R., Svenbäck, R. (2011): Ecological stoichiometry of Eurasian perch – intraspecific variation due to size, habitat and diet. *Oikos* 120: 886–896.

Authors:

Attila MOZSÁR (mozsarhal@gmail.com), Gergely BOROS, Tímea BOROS, László ANTAL, Sándor Alex NAGY



Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Töréneti áttekintés

Occurrence and spread of non-native fish species in the Hungarian section of River Danube – A historical review

Weiperth A.¹, Staszny Á.², Ferincz Á.³

¹MTA ŐK Duna-kutató Intézet, Göd

²Szent István Egyetem, MKK, KTI, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

³Pannon Egyetem, Limnológia Tanszék, Veszprém

Kulcsszavak: XX. századi betelepítés, ökológiai kockázat, kiszökés természetes vízbe

Keywords: fish introduction in the XX. century, ecological risk, escape to natural waters

Abstract

A total of 32 fish species have been introduced into the inland waters of Hungary, either intentionally or accidentally. Of these, a total 24 species can be found on the Hungarian section of the River Danube, and 15 fish species of them are considered as invasive. These non-native fish species belong to 7 families and the origins of the species are from three continents: Asia (7), Europe (10) and North – America (7). This paper provides a summary of data of the first record, way of introduction, mode of area expansion, impact on native fish and estimated area of recent distribution on the Hungarian section of the River Danube. Ten of the non-native fish species currently occupy more than 50% of the River Danube and his tributaries and flood-plains territory (*Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys sp.*, *Lepomis gibbosus*, *Babka gymnotrachelus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*). Some exotic fish species have only a few data about their distribution (*Acipenser baerii*, *Polyodon spathula*, *Rutilus meidingeri*, *Coregonus sp.*, *Ictalurus punctatus*, *Ponticola syrman*). This paper is aimed to review the impacts of introduced freshwater fish in Hungarian Section of the River Danube based on collected data.

Kivonat

A hazai hal- és halászatbiológiai kutatások összesen 32 betelepített (gazdasági vagy akvarisztikai célból), valamint areaxpanzió útján bekerült halfajt írtak le a Magyarország vizeiből. Ezek közül napjainkra 24 faj előfordulása igazolt a hazai Duna-szakaszcól, melyek közül 15 faj tekinthető invazívna. Az általunk idegenhonosnak tekintett halfajok rendszertanilag 7 családba sorolható, 7 Ázsiából, 10 Európából, 7 Észak-Amerikából származik. Jelen tanulmányunkban rendszerezni kívántuk a vonatkozó szakirodalmat, összegyűjteni a halfajok első igazolt előfordulási adatait, meghatározni a vízrendszerbe kerülés módját, a terjedés valószínűsíthető okait, az őshonos halfaunára gyakorolt hatásait és a jelenlegi elterjedésük mértékét. Az idegenhonos fajok közül 9 a magyarországi Duna-szakaszon és a hozzá kapcsolódó víztestek jelentős részében gyakori (előfordulási gyakoriságuk >50%): *Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys sp.*, *Lepomis gibbosus*, *Babka (Neogobius) gymnotrachelus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola (Neogobius) kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*. Számos fajból csak szórványos előfordulási adatok állnak rendelkezésre (*Acipenser baerii*, *Polyodon spathula*, *Rutilus meidingeri*, *Coregonus sp.*, *Ictalurus punctatus*, *Ponticola (Neogobius) syrman*). Munkánk célja a jelenleg igazoltan előforduló idegenhonos halfajok megjelenésének és hatásainak az összegzése a magyarországi Duna-szakaszon.

Bevezetés

A nagy folyók nagymértékű és sokoldalú hasznosítása jelentősen megváltoztatta a folyami ökoszisztémákat. A természetes élőhelyek leromlásának és eltűnésének hatására számos őshonos faj életfeltételei romlottak, egyes területekről akár teljesen el is tűntek, helyüket idegenhonos fajok foglalták el (Tittizer 2006). A vízi ökoszisztémák különösen érzékenyek az ember által végzett beavatkozásokra (Ormerod et al. 2010). Ezek közül is

kiemelkedik az idegenhonos fajok véletlenszerű behurcolása és gazdasági célú telepítése (Cowx 1997). Ez a jelenség mára az őshonos halfaunára nézve az egyik legnagyobb veszélyforrás (Cucherousset & Olden 2011). Európa természetes vizeiben számos halfaj jelent meg az utóbbi évszázadban, telepítések vagy természetes terjedés következtében (Lehtonen 2002). Ezen fajok státuszáról és megjelenéséről az elmúlt évtizedben több összefoglaló tanulmány is megjelent a környező országokban (Lenhardt et al. 2011, Koščo et al. 2010, Povž & Šumer 2005).

A Duna magyarországi szakaszán, annak mellékágaiban, valamint a hozzá kapcsolódó mellékfolyókban előforduló idegenhonos, invazív halfajokkal ugyan több közlemény foglalkozik, de ezek nem foglalják egységes keretrendszerbe a vonatkozó ismereteket (pl. Tóth 1973, Guti 2002, Török et al. 2003, Bódis et al. 2012). Legújabb ismereteink szerint a magyarországi Duna-szakaszon 59 halfaj előfordulása igazolt, amelynek több mint 40%-a, 25 faj tekinthető idegenhonosnak. Sajnálatos módon ebből a nagyszámú fajból mindössze néhányról rendelkezünk akár csak pontos és recens elterjedési adattal, elemző, ökológiai jellegű vizsgálatot pedig még kisebb számban végeztek (Erős et al. 2005, 2008, Borza et al. 2009). Meg kell említeni azon fajokat is, amelyek csupán a legutóbbi években jelentek meg a hazai Duna-szakaszon, így vizsgálatuk eddig csak a jelenlétük igazolására terjedt ki. Jelen tanulmányban egységes keretek között kívánjuk összegyűjteni a hazai Duna szakaszról korábban leírt idegenhonos halfajokkal kapcsolatos információkat. A rendelkezésre álló irodalmi adatok alapján meghatározzuk az egyes fajok bekerülésének lehetséges módját, terjedésük valószínűsíthető okait, az őshonos élőlényközösségre kifejtett legvalószínűbb hatásukat és a jelenlegi elterjedés mértékét.

Módszer

Az idegenhonos halfajok elterjedését és állományaik hosszú idejű változását a rendelkezésre álló szakirodalmi adatok kritikai értékelésével elemeztük. Az invázióbiológia irodalma az egyes fogalmak definícióit tekintve közel sem tekinthető egységesnek. Az értelmezés egységesítése érdekében jelen tanulmányban a Copp et al. (2005) és Facon et al. (2006) által leírt fogalomrendszert alkalmaztuk. Az egyes fajok alkalmazkodásának képességét Lenhardt et al. (2011), az őshonos halfajokra gyakorolt hatásukat Copp et al. (2005), a megjelenés és elterjedés módjainak Koščo et al. (2010) és a jelenlegi elterjedés meghatározásához Povž & Šumer (2005) módszerét alkalmaztuk.

Eredmények

Az idegenhonosnak tekintett halfajok rendszertanilag 7 családba sorolhatók, 7 Ázsiából, 11 Európából és 7 Észak-Amerikából származik. Ezek közül, a fenti szempontrendszer alapján inváziósnak 15 halfajt tekintünk (Bódis et al. 2012). A magyarországi Duna-szakaszról leírt idegenhonos halfajok:

1. Lénai tok – *Acipenser baerii* (Brandt, 1869): Hazánkban természetesvizi előfordulását először 2005-ben rábai horgászfogások igazolták. Ezt követően több horgász-, ill. halászfogás is jelezte előfordulását a Rábából, Drávából. A Dunából 2005-ben, majd 2012-ben is egy-egy egyeddet fogtak szlovák kutatók a szlovák-magyar közös Duna-szakaszon az 1759 fkm-nél (Masár et al. 2006, Farský et al. 2013).
2. Lapátorrú tok – *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792): Első közép-dunai előfordulását szerb kutatók jelezték 2006-ban (Simonović et al. 2006). Hazánkban az első regisztrált fogási adata – 2011-ből – Szódliget (1675 fkm), majd Bába (1465 fkm) térségéből származik, halászfogásból.
3. Gyöngyös koncér – *Rutilus meidingeri* (Heckel, 1852): Felső-Duna vízgyűjtőjén őshonos. 1975-ben a szlovák, 1998-ban a magyar Duna-szakaszon, Dunakilitinél (1843 fkm) is leírták (Sallai & Vida 2010). Alkalmaként lesodródó egyedire továbbra is számíthatunk.
4. Amur – *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844): 1963-ben érkezett az első szaporító anyag hazánkba. 1971-ben megkezdték a faj telepítését a természetes vizeinkbe, így a Duna menti mellék- és holtágakba is (Pintér 1980). Azóta a Dunában és

- egyres mellékfolyóiban a horgász- és halászfogásokban rendszeresen szerepel, de aránya nem éri el a 3%-ot.
5. Razbóra – *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846): Első egyedeit a paksi halastavak lehalászásakor gyűjtötte Molnár Kálmán 1963-ban (Pintér 2002). Dunai mellékvízterekben (mellékágakban, befolyóvizekben) gyakori. A Duna főágban ősszel gyakran nagy tömegben gyűjthető az adott évi szaporulat (Gaebele & Guti 2010).
 6. Aranyhal – *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758): Első hazai természetes vízi előfordulását 1891-re datálják (Pintér 1980). Napjainkban önfenntartó állományáról a Duna mellékén nem tudunk, de dísz- és csalihalként bekerül a dunai mellékágrendszerekbe (pl. Margitszigeti-dísztó).
 7. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (Bloch, 1782): 1954-ben történt behozatala után a Duna hazai vízrendszerében is gyorsan elterjedt (Szalay 1954, Tóth 1975). A lassú áramlású szakaszokon és a mellékágakban gyakori, ahol részeseése a halászfogásokban gyakran a 30%-ot is eléri.
 8. Fehér busa – *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844): 1963-ban hozták be az hazánkba és 1967-ben megkezdődtek a telepítések természetes vizeinkbe. Pontos adatot az első közép-dunai elfordulására a Neszmély körüli szakasról találunk (Guti 1997a).
 9. Pettyes busa – *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845): Első egyedei fehér busák közé kerülve jutottak el hazánkba. 1968-ban tógazdasági szaporítása után megkezdődtek a telepítések természetes vizeinkbe. Dunai megjelenésének pontos időpontja nem ismert, de feltehetően már az 1970-es évek óta jelen van.
 10. Barna törpeharcsa – *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1820): Első példányait 1902-ben Németországból importálták. Hazánkban a gyors terjedését figyelték meg egészen 1960-as évekig, de a Dunában Paks fölött már az 1950-es években is ritka volt (Pintér 1980, 2002). Recens (az utóbbi 10 évből származó) dunai előfordulási adatot nem ismerünk.
 11. Fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820): A fajt 1980-ban hozták be tógazdasági hasznosításra. Természetes úton és telepítésekkel gyorsan elterjedt a Dunához tartozó lassú folyású mellékágakban és befolyókon (Pintér 2002). Napjainkban a halastavakból, valamint a mellékfolyókon levonuló árhullámok során kerülnek be egyedei a Duna főágába (Weiperth et al. 2011).
 12. Pettyes harcsa – *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1819): Egy hazai előfordulási adattal rendelkezünk a Duna szentendrei szakaszáról (Botta et al. 1984).
 13. Nagy maréna – *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758): Szubalpin eredetű faj, mely véletlenszerű, elsősorban áradásokhoz kapcsolódó előfordulási adatokkal rendelkezik a Közép-Dunáról: 1960 Vác (1681 fkm) (Berinkei 1966), 1972 Neszmélynél (Till 1973). A Szigetközben a halászok több példányt is fogtak (Guti 1999, Sallai & Vida 2010). Szlovák és osztrák telepítésekből származó, lesodródó egyedekre napjainkban is számíthatunk.
 14. Törpe maréna – *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758): Az első egyedeket 1972-ben Vácnál észlelték (Till 1973), majd egy újabbat Esztergomnál (1723 fkm) fogtak.
 15. Szivárványos pisztráng – *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792): Ritka, de lesodródó egyedei minden évben előfordulnak, főképp a horgászfogásban a Dunaújíváros feletti szakaszon. Több mellékfolyó vízgyűjtőjén horgászati hasznosításra telepítik (Rába, Vág, Garam, Ipoly, Dráva) (Rabitsch & Essl 2006, Koščo et al. 2010).
 16. Keleti pikó – *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758): Akváriumi díszhalként a 19. század végén számos európai országába eljutott. Első példánya hazánkban Budapestenél került elő 1956-ban (Sterbetz 1957). Mára számos befolyóvízben és mellékágban megtalálható.
 17. Nyugati pikó – *Gasterosteus gymnurus* (Cuvier, 1829): Hazai leírása 2010-ben történt Budapest feletti befolyókból (Harka & Szepesi 2010). Azóta megjelent a Drávában (Csipkés et al. 2010), valamint 2012-ben végzett kutatásaink során kimutattuk a Szódrákosi- és a gödi Ilka-patakban (Weiperth és mtsi. publikálatlan adatai).

18. Naphal – *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758): A naphal feltételezhetően először a Drávából jutott el hazai Duna-szakaszra (Vutskits 1913). Mára a főág lassú áramlású szakaszain és a mellékágakban gyakori.
19. Pisztráugsügér – *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802): Első példányait az 1910-es években telepítették a Dráva menti holtágakba (Vutskits 1913). Ritka faj, melynek kisebb izolált állományai megtalálhatóak a Szigetközben, a Ráckevei-Duna ágban, valamint a Duna-Tisza-csatornában.
20. Csupasztorkú géb – *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857): A faj első két példányát 2004-ben gyűjtötték a Szigetköz Cicolai-ágrendszerében (Guti 2006). Azóta az Alsó-Duna irányából is megjelent, és mára a Duna teljes hazai szakaszán, valamint számos mellékvízterében megtalálható (Weiperth et al. 2010).
21. Folyami géb – *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814): Első közép-európai előfordulási adata a Balatonból származik (Bíró 1972). Jóval később, 1980-ban a Duna sárközi szakaszáról jelezték, de első bizonyító példányát 1984-ben gyűjtötték. Mára a Duna teljes hazai szakaszán, valamint a mellékvízterekben megtalálható gyakori faj (Harka & Bíró 2007).
22. Feketeszájú géb – *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814): Az első példányokat 2001-ben gyűjtötték a Duna gödi szakaszán (1670 fkm) (Guti et al. 2003). Azóta a leggyakoribb gébféle a Közép-Duna mentén és terjedését számos mellékfolyóban is megfigyelték (Weiperth et al. 2010).
23. Kessler-géb – *Ponticola kessleri* (Günther, 1861): A faj első hazai példányait a Duna Dömös alatti szakaszán gyűjtötték (1700 fkm) (Erős & Guti 1996). A faj megjelenésére több szerző számított, mivel a Duna Vaskapu feletti és az osztrák szakaszról is többször leírták (Vutskits 1911, 1918, Zweimüller et al. 1995). Napjainkra a Duna főágában, mellékágrendszerében és mellékfolyóiban is tömeges (Weiperth et al. 2012.).
24. Tarka géb – *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837): A legelőször leírt idegenhonosnak tartott halfajunk Közép-Európában. Feltételezhető, hogy az Alsó- és a Közép-Dunán már megjelent, mielőtt Budapestnél az első példányait meghatározták (Kriesch 1873). Napjainkra állománya a többi gébfaj gyors elterjedésével a főágban megritkult, de a legtöbb mellékfolyóban és kisebb patakokban gyakori (Erős et al. 2005).

Szirman-géb – *Ponticola syrman* (Nordman, 1840): A fajt Guti (1999) ugyan leírta, de azóta sem került elő, így nem tekintjük a hazai Duna-szakaszon előforduló faunaelemnek.

Az idegenhonos halfajokkal kapcsolatos áttekintő közlemények alapján megállapítható, hogy a napjainkig leírt idegenhonos halfajok három irányból kerültek a hazai Dunába. A felső vízgyűjtő irányból a szubalpin eredetű fajok (gyöngyös koncér, marénafajok), az Al-Duna irányából pedig elsősorban ponto-kaszpikus gébfélék jutottak el. A más földrészekről (Észak-Amerika, Ázsia) gazdasági céllal behozott fajok jellemzően a hazai szakaszon, a tógazdaságokból kiszökve vagy szándékosan telepítve kerültek a Dunába (1. ábra, 1. táblázat).

Az egyes fajok megjelenési időpontjait elemezve négy időszakot tudunk elkülöníteni. Az első szakaszban (1902-ig) két faj, a tarka géb (1872) és az aranyhal (1891) jelent meg, a másodikban (1909–1920) számos észak-amerikai eredetű faj (barna törpeharcsa, naphal, pisztráugsügér) került a hazai halgazdaságokba, majd onnan telepítésekkel és a halastavakból kijutva spontán terjedve népesítették be a Duna menti víztereket. A harmadik periódusban (1950–1984) gazdasági célból telepített ázsiai eredetű haszonhalak (amur, ezüstkárász, busafajok) kerültek be. A Duna felső vízgyűjtőjén őshonos marénafajok és a telepített szivárványos pisztráng mellett még számos spontán terjedéssel a vízgyűjtőre jutó halfaj bizonyító példányai kerültek elő (tüskés pikó, kínai razbóra, folyami géb). Kisebbszűnet után a 90-es évek közepétől napjainkig spontán terjedéssel öt halfajt és a Duna vízrendszerébe feltételezhetően halgazdaságokból bekerült két tokfajt írtak le a kutatók (1. táblázat, 2. ábra).

1. táblázat. A magyarországi Duna-szakaszáról igazoltan leírt idegenhonos halfajok adatai
 Table 1. Characteristics of the described and validated non-native fish species in the Hungarian section of the River Danube

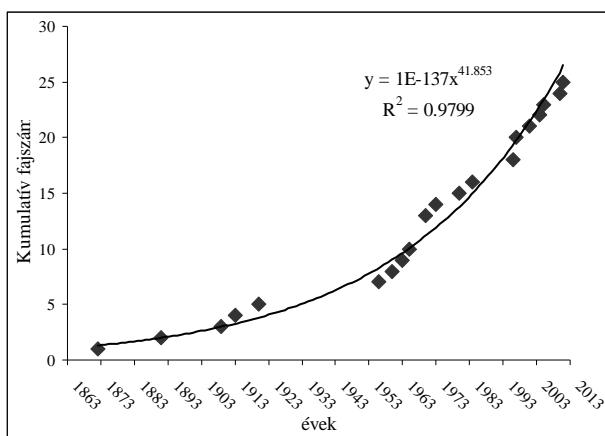
Fajnév Species	Eredeti elterjedés Original area	Megjelenés First date of occurrence in the Danube (and in Hungary)	Terjedés módja Way of expansion	Alkalmazkodó- képesség Tolerance adaptability	Dunai elterjedés Distribution in the Danube	Hatás Influence
<i>Acipenser baerii</i> lénai tok	Ázsia	2005 (1981)	halastavak, telepítés	jó	több adat	hibridizáció tokfajokkal
<i>Polyodon spathula</i> lapátúrrú tok	Észak- Amerika	2011 (1992)	halastavak, aktív terjedés	ismeretlen	három adat	ismeretlen
<i>Rutilus meidingeri</i> gyöngyös koncér	Európa (szubalpin terület)	1996	spontán megjelenés	ismeretlen	egy adat	ismeretlen
<i>Ctenopharingodon idella</i> amur	Kelet- Ázsia	ca. 1970 (1963)	halastavak, aktív terjedés	jó	>50%	környezet- átalakító
<i>Pseudorasbora parva</i> kinai razbóra	Kelet- Ázsia	ca. 1965 (1963)	halastavak, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Carassius auratus</i> aranyhal	Ázsia	ca. 1920 (1891)	telepítés	ismeretlen	feltételezett	ismeretlen
<i>Carassius gibelio</i> ezüstkárász	Ázsia	ca. 1965	halastavak, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	hibridizáció, kompetíció
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> fehér busa	Kelet- Ázsia	1980 (1971)	halastavak, telepítés	jó	>50%	kompetíció
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> pettyes busa	Kelet- Ázsia	1980 (1963)	halastavak, telepítés	jó	>50%	kompetíció
<i>Ameiurus nebulosus</i> barna törpeharcsa	Észak- Amerika	ca. 1920 (1902)	halastavak, telepítés	ismeretlen	feltételezett	kompetíció
<i>Ameiurus melas</i> fekete törpeharcsa	Észak- Amerika	ca. 1985 (1980)	halastavak, telepítés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Ictalurus punctatus</i> pettyes harcsa	Észak- Amerika	1984 (1981)	halastavak	gyenge	egy adat	-
<i>Coregonus lavaretus</i> nagy maréna	Európa (szubalpin terület)	1960	spontán megjelenés	gyenge	három adat	ismeretlen
<i>Coregonus albula</i> törpe maréna	Európa (szubalpin terület)	1973	spontán megjelenés	gyenge	két adat	ismeretlen
<i>Oncorhynchus mykiss</i> szivárványos pisztráng	Észak- Amerika	1963 (1885)	telepítés, spontán megjelenés	jó	1-5%	nincs hatás
<i>Gasterosteus aculeatus</i> keleti pikó	Délkelet- Európa	1956	akvaristák, spontán terjedés	nagyon jó	21–50%	kompetíció
<i>Gasterosteus gymnanus</i> nyugati pikó	Délnyugat- Európa	2010	akvaristák, spontán terjedés	nagyon jó	21–50%	kompetíció
<i>Lepomis gibbosus</i> naphal	Észak- Amerika	1913 (1895)	halastavak, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Micropterus salmoides</i> pisztrángsügér	Észak- Amerika	1885 (1913)	telepítés	jó	1-5%	nincs hatás
<i>Babka gymnotrachelus</i> csupasztorjú géb	Ponto- kaspikus	2004	hajókkal, aktív terjedés	nagyon jó	21–50%	kompetíció
<i>Neogobius fluviatilis</i> folyami géb	Ponto- kaspikus	1984	hajókkal, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Neogobius melanostomus</i> feketeszájú géb	Ponto- kaspikus	2001	hajókkal, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Ponticola kessleri</i> Kessler-géb	Ponto- kaspikus	1996	hajókkal, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció
<i>Proterorhinus semilunaris</i> tarka géb	Ponto- kaspikus	1872	hajókkal, aktív terjedés	nagyon jó	>50%	kompetíció



1. ábra. A magyarországi Duna-szakaszon leírt idegenhonos halfajok megjelenésének irányai

1: Felső-dunai vízgyűjtő, 2: Al-Duna, 3: hazai szakasz

Fig.1. Directions of appearances of the non-native fish species in the Hungarian section of the River Danube (1: Upper Danube, 2: Lower-Danube, 3: Hungarian section)



2. ábra. A magyarországi Duna-szakaszon leírt idegenhonos halfajok megjelenésének évei

Fig.2. The years of appearances of the non-native fish species in the Hungarian section of the River Danube

Értékelés

A 19. század végétől a nemzetközi trendeknek megfelelően megfigyelhető a magyarországi Duna-szakasz halfaunájának jelentős átalakulása. Az ezt megelőző időszakról sajnos kevés referencia értékű információ áll rendelkezésre a Közép-Duna halfaunájának pontos szerkezetéről, a jövevény halfajok megjelenéséről, elterjedéséről, de az utóbbi évtizedekben az intenzív és standardizált hal- és halászatbiológiai kutatások következtében egyre pontosabb információkkal rendelkezünk és tendenciákat is megállapíthatunk (1., 2. ábra).

Az idegenhonos fajok hatása az őshonos halegyüttesekre és natív ökoszisztémára nagyon sokféle lehet (Catford et al. 2012). Funkcionális-ökológiai szempontból bármely idegenhonos halfaj tömeges megjelenése negatív hatással lehet a natív halegyüttesekre, ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy egyes halfajok inváziója a őshonos predátoroknak lokálisan kedvezhet, fontos táplálékforrások lehetnek (Lenhardt et al. 2011, Tablado et al. 2011). Táplálék-összetételt tekintve a hazai Duna-szakaszon előforduló idegenhonos halfajok többsége omnivor, így funkcionális szempontból egyrészt több szinten is kifejthetik negatív hatásukat (Simon & Townsend 2003), másrészt régóta ismert tény, hogy a

mindenevők nagy száma az ökológiai rendszer destabilizálódását okozhatja (Pimm & Lawton 1978). A pettyes és a hibrid busa (*H. molitrix* x *H. nobilis*), valamint a lapátorrú tok szűrőgető táplálkozásuk révén a halivadék számára fontos zooplankton fogyasztják, így jelenlétük nagymértékben csökkentheti az egyéb fajok ivadék-állományainak túlélését. Számos inváziós faj, főképpen a pontokaszpikus gébek nagy százalékban fogyasztanak makroszkopikus vízi gerinctelen szervezeteket, ennek hatása szélsőséges esetben a parti kövезések bentikus faunájának átstrukturálása (Borza et al. 2009).

Az idegenhonos halfajok elterjedése Európa-szerte összekapcsolható számos őshonos halfaj parazitáival történő fertőzöttségével, illetve különböző betegségek megjelenésével és elterjedésével (Scholz 1999, Molnár & Székely 2004, Peeler et al. 2012).

Az európai nagy folyók mentén az ezüstkárász gyors terjedésével párhuzamosan megfigyelték az ártereken korábban gyakori széles kárász-, compó- és pontyállományok csökkenését (Lusk et al. 2004). Az ezüstkárász negatív hatása egyrészt, főleg a fiatal korosztályok esetén, táplálék kompetíció révén jelentkezik (Specziár et al. 1997), de főképpen szexuális parazitizmusa révén veszélyezteti az őshonos pontyfélék állományait (Haenfling et al. 2005; Tarkan et al. 2012). A lénai tok dunai terjedése hasonló problémákat okozhat a későbbiekben. A faj képes a natív tokfélékkel kereszteződni, ezzel tovább rontva az amúgy is veszélyeztetett fajok helyzetét, a folyamat végső soron genetikai leromláshoz majd kihaláshoz vezethet (Ludwig et al. 2009, Friedrich 2012). Állomány-méretének pontos meghatározása a hazai és a szomszédos országokba illegálisan kihelyezett lénai tok, valamint hibridjeinek mennyiségi ismerete nélkül nem lehetséges. A problémát súlyosbítja, hogy a natív tokfélék állományainak nagyságát sem tudjuk pontosan meghatározni, mert nincs rá megfelelő módszer.

Vizsgálatok sora hívja fel a figyelmet arra, hogy napjainkban az európai természetes víztestek halegyütteseire a legnagyobb veszélyt a kínai razbóra megjelenése és terjedése jelenti. A faj esetében a felmerülő táplálék-kompetíció kevésbé jelentős, sokkal fontosabb, hogy több fertőző betegség vektor szervezete, valamint a tény, hogy a természetvédelmi oltalom alatt álló kurta bainggal hibridizálni képes (Gozlan & Beyer 2005, Gozlan et al. 2005, Gozlan 2008). Vizsgálataink szerint a hazai Duna-szakaszon és egyes mellékfolyóinak ripális régiójában ősszel az adott évi ivadék lokális inváziója gyakran megfigyelhető (Gaebele & Guti 2010, Potyó et al. 2013).

A felsorolt példák alapján látható, hogy a Duna magyarországi szakaszáról leírt idegenhonos halfajok hatása számukból és tömegességükből fakadóan nagyon sokféle és mindenképpen jelentős. Ezzel szemben hazai kutatások nem helyeznek kellő hangsúlyt erre a kérdésre a Duna vízrendszerét tekintve. Ezt a sajnálatos tényt jól illusztrálja, hogy napjainkig sem sikerült bizonyítani, hogy a Távol-Keletről származó gazdasági haszonhalak (amur, busafajok) szaporodnak-e a Duna hazai vízrendszerében. Ez a nézet a horgásztársadalomban ugyan teljesen elfogadott, de a korábbi kutatások nem igazolták (Guti 1997b, Černý et al. 2003, Gaebele & Guti 2010).

A magyarországi Duna-szakaszon leírt idegenhonos fajok száma feltételezéseink szerint tovább fog növekedni. A Duna–Rajna–Majna hajóútvonal mentén számos jövevényfaj jelenhet meg passzív és aktív módon a hazai Duna-szakaszon (Török et al. 2003, Puky et al. 2008, Bódis et al. 2012).

Már a legközelebbi jövőben várható az amurgéb (*Perccottus glenii*) megjelenése a hazai Dunában, főképpen a lassabb folyású mellékágakban és a holtmedrekben. Jelenlétét hazánkban az árterén lévő kubikgödörből már igazolták (Takács & Vitál 2012), a Duna főágából előfordulása a Belgrád feletti szakaszáról ismert (Jarić et al. 2012). Ugyancsak számíthatunk az akvaristák által kedvelt díszhalak, elsősorban a kerti tavakba is előszeretettel telepített koiponty, valamint az aranyhal különböző formáinak a véletlenszerű megjelenésére is.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Potyó Imrének, hogy segítségünkre volt az anyag összeállításában, valamint az Országos Mezőgazdasági Könyvtár munkatársainak, hogy megkönnyítették az irodalmi anyagok összegyűjtését. „A kutatás az Európai Unió és Magyarország támogatásával, a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú „Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program” című kiemelt projekt keretei között valósult meg.

Irodalom

- Berinke L. (1966): *Halak – Pisces*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 139.
- 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.
- 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 (Supplement 1): 29–45.
- Borza, P., Erős, T., Oertel, N. (2009): Food resource partitioning between two invasive gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the river Danube, Hungary. *International Review of Hydrobiology* 94: 609–621.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Catford, J. A., Vesk, P. A., Richardson, D. M., Pysek, P. (2012): Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invasional ecosystems. *Global Change Biology* 18: 44–62.
- Černý, J., Copp, G. H., Kováč, V., Gozlan, R. E., Villizi, L. (2003): Initial impact of the Gabčíkovo hydroelectric scheme on the species richness and composition of 0+ fish assemblages in the Slovak flood plain, River Danube. *River Research and Applications* 19: 1–18.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kovač, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Peňáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Staknas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21: 242–262.
- Cowx, I. G. (1997): Introduction of fish species into European freshwaters: economic successes or ecological disasters? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 344–345: 57–77.
- Cucherousset, J., Olden, J. D. (2011): Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36/5: 215–230.
- Csipkés R., Szatmári L., Soós N. (2012): Nyugati pikó (*Gasterosteus gymnuris*) a Drávában. *Halászat* 105/1: 17–18.
- Erős T., Guti G. (1996): Kessler-géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83–84.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., Schmera, D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93: 88–105.
- Erős, T., Sevcsik, A., Tóth, B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 350–357.
- Facon, B., Genton, B. J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A., David, P. (2006): A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trend in Ecology and Evolution* 213: 130–135.
- Farský, M., Hajdú, J., Pekárik, L., Kautman, J. (2013): A lénai tok (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) megjelenéséről a Duna szlovák-magyar. *Pisces Hungarici* 7 (in press.)
- Friedrich, T. (2012): Historical distribution, current situation and future potential of sturgeons in Austrian rivers. In Berczik Á. Dinka M., Kiss A. (eds.), *Proceedings of 39th IAD Conference* (91–97.), Szentendre, Hungary.
- Gaebele T., Guti G. (2010): Halivadék fajgyűttesek élőhelyhasználata a gödi Duna-szakaszon. *Pisces Hungarici* 4: 9–16.
- Gozlan, R. E. (2008): Introduction of non-native freshwater fish: Is it all bad? *Fish and Fisheries* 9: 106–115
- Gozlan, R. E., Beyer, K. (2005): Hybridisation between *Pseudorasbora parva* and *Leucaspis delineatus*. *Folia Zoologica* 55/1: 53–60.
- Gozlan, R. E., St-Hilaire, S., Feist, S. W., Martin, P., Kent, M. L. (2005): Biodiversity: Disease threat to European fish. *Nature* 435: 1046.
- Guti G. (1997a): A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. *Halászat* 90/3: 129–140.
- Guti, G. (1997b): Dynamic of juvenile fish assemblages in the Szigetköz section of the Danube since the operation of an artificial water replenishment system in the floodplain. *Opuscula Zoologica* 29-30: 83–93.
- Guti G. (1999): A szigetközi halállomány változásai a bősi vízlépcső üzembe helyezése óta. In Láng I. et al. (szerk.): *A Szigetköz környezeti állapotáról*. MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest, p. 131–140.
- Guti G. (1999): Syrman-géb a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 92/1: 30–33.

- Guti G. (2002): Significance of side-tributaries and floodplains for Danubian fish populations. *Archiv für Hydrobiologie supplement Large River* 13/1–2: 151–163.
- 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.
- Haenfling, B., Bolton, P., Harley, M., Carvalho, G. R. (2005): A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology* 50: 403–417.
- Harka, Á., Bíró, P. (2007): New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies – a result of global warming and/or canalization? *Electronic Journal Ichthyology* 3/1: 1–14.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2010). Hány pikófa (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101–104.
- Jarić, I., Cvijanović, G., Hegediš, A., Lenhardt, M. (2012): Assessing the range of newly established invasive species in rivers using probabilistic methods. *Hydrobiologia* 680: 171–178.
- Košćo, J., Košuthová, L., Košuth, P., Pekárik, L. (2010): Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia* 65/6: 1057–1063.
- Kriesch, J. (1873): *Ein neuer Gobius*. Verhandlungen der Kaiserlich-Königlichen Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 23: 369–376.
- Lehtonen, H. (2002): Alien freshwater fishes of Europe. In Leppakoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (eds.): *Invasive Aquatic Species: Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p. 153–161.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Hegedis, A., Maletin, S., Cirkovic, M., Markovic, M. (2011). Non-native and translocated fish species in Serbia and their impact on the native ichthyofauna. *Review of Fish Biology and Fisheries* 21: 407–421.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L., Reinartz, R. (2009): First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions* 11: 753–760.
- Lusk, S., Košćo, J., Luskova, V., Halačka, K., Košuth, P. (2004): Alien fish species in the floodplains of the Dyje and the Bodrog rivers. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 199–205.
- Masár, J., Turanský, R., Krupka, I., Kautman, J. (2006): The first record of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) in Slovak-Hungarian stretch of the Danube river. *Acta rerum naturalium Musei Nationalis Slovaci Bratislava* 52: 50–55.
- Molnár, K., Székely, Cs. (2004): Occurrence and pathology of *Sinergasilus lieni* (Copepoda: Ergasilidae) a parasite of the silver carp and bighead in Hungarian ponds. *Acta Veterinaria Hungarica* 52/1: 51–60.
- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., Townsend, C. R. (2010): Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Supplement 1): 1–4
- Peeler, E. J., Oidtmann, B. C., Midtlyng, P. J., Miossec, L., Gozlan, R. E. (2012): Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions* 13/6: 1291–1303.
- Pimm, S. L., Lawton, J. H. (1978): On feeding on more than one trophic level. *Nature* 275: 542–544.
- Pintér, K. (1980): Exotic fishes in Hungarian waters: their importance in fishery utilization of natural water bodies and fish farming. *Fisheries Management* 11/4: 163–167.
- Pintér K. (2002): *Magyarország halai*. Budapest, Akadémiai Kiadó, pp. 222.
- Povž, M., Šumer, S. (2005): A brief review of non-native freshwater fishes in Slovenia. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 316–318.
- Puky, M., Ács, É., Bódis, E., Borza, P., Kiss, K. T., Tóth, A. (2008): Invasive algae, plant, bivalve and crustacean species along the Hungarian Danube section: arrival time, colonisation characteristics, relative importance. In Teodorovic, I., Bloesch, J., Sandu, C. (eds.): *Proceedings of the 37th International Conference of IAD*, Chisinau, Moldova, p. 76–81.
- Rabitsch, W., Essl, F. (2006): Biological invasions in Austria: patterns and case studies. *Biological Invasions* 8: 295–308.
- Sallai Z., Vida A. (2010): A Szigetköz halai. In Gubányi A., Mészáros F. (eds.): *A Szigetköz állattani értékei*. Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum, p. 111–128.
- Scholz, T. (1999): Parasites in cultured and feral fish. *Veterinary Parasitology* 84: 317–335.
- Simon, K. S., Townsend, C. R. (2003): Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater biology* 48: 982–994.
- Simonović, P., Marić, S., Nikolić, V. (2006): Occurrence of paddlefish *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) in the Serbian part of the lower River Danube. *Aquatic invasions* 1/3: 183–185.
- Specziár, A., Tölg, L., Bíró, P. (1997): Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *Journal of Fish Biology* 51: 1109–1124.
- Szalay M. (1954): Új halfaj Magyarországon – ezüstkárász. *Halászat* 1/3: 4.
- Tablado, Z., Tella, J. L., Sánchez-Zapata, J. A., Hiraldo, F. (2010): The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conservation Biology* 24: 1230–1238.
- Takács P., Vitál Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105/4: 16.

- Tarkan, A. S., Gaygusuz, Ö., Gürsoy Gaygusuz, C., Sac, G., Copp, G. H. (2012): Circumstantial evidence of gibel carp *Carassius gibelio* reproductive competition exerted on native fish species in a mesotrophic reservoir. *Fisheries Management and Ecology* 19/2: 167–177.
- Till J. (1973): Jövevény maréna fajok a magyarországi Duna szakaszról. *Búvár* 3: 162–165.
- Tittizer T. (2006): Faunakicserélődés a Rajna és a Duna vízrendszere között. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 14: 231–245.
- Tóth, J. (1973): A brief report on the species of fish of the Hungarian section of the Danube damaged by antropogenous effects. *Annales Univ. Sci. Budapestensis Section Biologica* 63: 114–115.
- Tóth, J. (1975): A brief account on the presence of the silver crucian carp (*Carassius auratus gibelio* BLOCH 1873) in the Hungarian section of the Danube. Budapest. *Annales Univ. Sci. Budapestensis Section Biologica* 18–19, 219–220.
- Török, K, Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., Magyar, B. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpatian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5: 349–356.
- Vutskits Gy. (1911): Faunának új fajáról. *Állattani közlemények* 15: 162–174.
- Vutskits Gy. (1913): A pisztrángsügér és a naphal meghonosodása a Drávában. *Természettudományi Közöny* 748–749.
- Vutskits Gy. (1918). Halak-Pisces. In: *Fauna Regni Hungariae*. Budapest.
- Weiperth A., Gaebele T., Guti G. (2010): Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) az Ipolyban. *Halászat* 103/1: 13.
- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I. (2010): Csupasztorjú géb (*Neogobius gymnotrachelus*) az Ipolyban. *Halászat* 103/4: 127.
- Weiperth A., Gaebele T., Potyó I. (2011): Fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) az Ipolyban. *Halászat* 104/1: 9.
- Weiperth A., Potyó I., Guti, G. (2012): Újból megjelent és elszaporodott az Ipolyban a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*). *Halászat* 105/4: 16.

Authors:

András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu), Ádám STASZNY, Árpád FERINCZ



A haltenyésztés termelési biztonságát veszélyeztető kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) állományának alakulása a Hortobágyi Halgazdaság területén

The population of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) endangering the fish stock in the Hortobágy Fish Farm Co.

Tóth N.¹, Lupsán R.², Juhász P.¹, Gyüre P.¹, Juhász L.¹

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

²Hortobágyi Halgazdaság Zrt., Hortobágy

Kulcsszavak: populáció, Hortobágyi Halastavak, megfigyelés

Keywords: population, Hortobágy Fishponds, observation

Abstract

Hungary's Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) stock was irrelevant before the 1980s. After this period their number has been rising by leaps and bounds, not only in Hungary but also in various European countries. The size of the stock now is rather stagnating or slightly growing. Thanks to the continuous counting today we can state, that the presence of cormorants has been significant around ponds of the Hortobágy Fish Farm in the past few years. Due to considerable fish consumption of cormorants, in order to ensure adequate protection it is essential to know which pond units and what categories of ponds (rearing, growing and fattening) are preferred by the birds.

Our data was examined according to 12 years of continuous monitoring, and the results of programmed counting in 2012 were examined separately as well. The results show that the population on each unit of pond and in different periods of the year seem to vary extremely. The nature of exploitation of the fishponds varies as well, according to monitoring. The examinations were analyzed by χ^2 independence audit. We found out that the population of the birds depends on the nature of exploitation and the given unit of ponds as well.

Kivonat

Magyarországon a kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) állománya az 1980-as évek előtt még jelentéktelennek számított. Az 1980-as évektől kezdődően számuk ugrásszerű emelkedést mutat, nemcsak hazánkban, hanem Európa számos más államában. Jelenleg stagnáló vagy kismértékben növekvő hazai populációról beszélhetünk. A Hortobágyi Halgazdaság Zrt. kezelésében lévő tavakon, az évek óta tartó folyamatos számlálásnak köszönhetően, kijelenthető, hogy jelentős számú kárókatona figyelhető meg. Mivel a faj halfogyasztása jelentős, a megfelelő védekezés céljából fontos tudni, hogy az év folyamán mely tőegységeket és azon belül milyen jellegű tavakat (ivadéknévelő, nyújtó, piaci) részesítenek előnyben.

Adatainkat 12 év folyamatos monitoring rendszerű megfigyelés ismeretében elemeztük, valamint programszerű felméréseink eredményeit 2012-ben külön is értékeltük. Az eredményekből kiderült, hogy az egyedszámok a különböző tőegységeken az év egyes időszakaiban rendkívül nagy változatosságot mutatnak. A halastavak hasznosítási jellege szerint is eltérés mutatkozik a megfigyelések alapján. A vizsgálatokat χ^2 függetlenség vizsgálattal értékeltük. Megállapítottuk, hogy a madarak egyedszáma függ a tavak hasznosítási jellegétől, valamint a tőegységtől is.

Bevezetés

A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) hazánkban egy általános elterjedt faj. Jelenlegi hazai becsült fészkelő egyedszáma 3000-3500 párra tehető, amely kiegészül az őszi-téli időszakban vonuló egyedekkel. Élőhelyi feltételeit egyaránt megtalálja nagyobb ártéri erdőkben, a halastavakat övező erdősávokban, vagy éppen halastavak nagyobb nádasainak sűrű rejtekében. (Csörgő et al. 2009)

Magyarországon eddig két alfajt (*Ph. carbo carbo*, *Ph. carbo sinensis*) sikerült megfigyelni (Halasi-Kovács, sine anno), az MME Nomenclator Bizottsága (2008) azonban csak a *sinensis* alfaj jelenlétét igazolta. Kifejezetten haleyő madár, a táplálékában megjelenő halfajok száma jelentős. Természetes vizeink halállománya is jelentős táplálékmennyiséget biztosít a hazai állomány részére, azonban a tógazdaságok területén a viszonylag koncentráltan, nagy mennyiségben jelen lévő halak jelentősebb számú (főként vonuló) madárnak képesek kellő mennyiséget biztosítani azt, ezért jelenlétük folyamatos ezeken a területeken. Az olykor nagyobb egyszámú csapatok megjelenése igen komoly károkat és érzékeny veszteséget képes okozni.

Egyes becslések szerint a Hortobágyi Halgazdaság Zrt.-nek évente mintegy 65 millió Ft értékű kárt okoz a kárókatona, és mintegy 30 millió Ft-ot a kis kárókatona (*Phalacrocorax pyrrheus*) (Halasi-Kovács, sine anno). Faragó és Gosztanyi becslése alapján Magyarországon az éves halfogyasztása 2428 tonna. A faj a törvényi védelemnek köszönhetően mára már jelentősen megerősödött, és számos vizes élőhelyen zavartalanul növekedhet populációjuk, így a Hortobágy környéki halastavakon is (Ecsedi 2004). A 100/2010-es VM rendelet értelmében, az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős állatfajnak minősül, jelenleg is védett faj, természetvédelmi értéke 25.000 Ft. A Hortobágyi Halgazdaság Zrt. kezelésében lévő tavakon azonban a természetvédelmi hatóság engedélyével, szigorú feltételek mellett gyéríthető. Ez alól kivételt képez a Hortobágyi-halastó területe, mely nemzetközi jelentőségű vizes élőhely, ún. RAMSARI terület. Itt mindenféle zavarás, riasztás és fegyveres gyérítés tilos.

Irodalmi áttekintés

A madarak egyszámának változásairól a hazai szakirodalomban csak kevés utalás található. A fajt az 1980-as évek előtt még a veszélyeztetett kategóriába sorolta a Vörös Könyv (Rakonczay 1989). Tusnádi 1957-ben tesz említést, mely szerint 1954. július 25.-én 2 egyed és 1955 augusztusában 3 egyed figyelte meg (Sóvágó 1968) 1965-ben 3 pld-t látott a Virágoskúti-halastavakon. Ugyanakkor nem csak élő példányokról, hanem terítékre hozott egyedekről Sőregi 1959-ben ad tudósítást, miszerint 1865-ben Debrecen és 1871-ben Tiszafüred határából került elő 2-2 példány. Költését figyelte meg 1965. júniusában Ároktó mellett és Tiszadobon Kovács (1965). Az 1970-es évekből csupán szórványos adatok állnak rendelkezésre. 1980-tól kezdődően jelentek meg nagyobb telepeik. (Kovács 1984) A Hortobágyi-halastavak területén 1992-ben jelentek meg az első költő párok (30 pár), majd 1998-ban ez a szám 350-400 pár közzé emelkedett. A hortobágyi állomány jelenleg 450-500 párra tehető, mely 3 nagyobb kolóniában található (Dudás & Kovács 2011)

A védelemnek köszönhetően az állomány nemcsak hazánkban, hanem egész Európában jelentősen megerősödött. A jelenlegi populáció nagyságát - pontos felméréseinek hiányában - mintegy 1,5-2 millió példányra becsülik Európában. (Schmidt 2009)

Anyag és módszer

A Hortobágyi Halgazdaság Zrt. mintaterületein programszerű 2012-ben állományfelmérést végeztünk a kárókatona helyi táplálkozó populációjának megismerésére a hazai és nemzetközi ornitológiai kutatásokban elfogadott és bevált gyakorlat alapján (Gilbert et al. 1998) Előzőekben 2001-től a halgazdaság néhány tőegységén végeztünk egyszámfelmérést az Országos Vízimadár Szinkron keretén belül. A 2012-ben indított felméréseink a fentieket kiegészítve a halgazdaság további tőegységeire is kiterjedtek, monitoring rendszerben, a tőegységeken belül számos tó jelentette a felmérések helyszínét.

Az egyes tavakat az abban nevelt halak alapján csoportosítottuk, így megkülönböztettünk ivadéknevelő-, nyújtó-, piaci- és másodhasznosítású tavakat. A havi szinkronnapokon a teljes állományfelmérés módszerét alkalmaztuk. A rendszeres megfigyelések minden hónap 15. napján ± 1 nap korrekcióval történtek. A vizsgálathoz különböző nagytávú kézi távcsöveket és teleszkópot alkalmaztunk. Az egyszám rögzítésnél a látható egyedeket számoltuk a kijelölt mintaterületeken, függetlenül attól,

hogy a vízen táplálkozott vagy a vizsgált terület fölött repült. A számlálást a kijelölt tavak mellett 1-1,5 óráig végeztük. A kapott eredményeket χ^2 függetlenség vizsgálattal értékeltük. A mintaterületek mellett a Hortobágyi-halastó, a Fényes-tóegység illetve az Ivadéknevelő-tóegység teljes területén végeztünk állományfelmérést.

Eredmények és azok értékelése

A kutatási eredményeink közül először a 2001-2012 évi megfigyelési eredmények adatait összegezzük a fentebb említett tóegységek összes taván elvégzett megfigyelések alapján (1., 2., 3., táblázat). A 2012-es esztendőben a kijelölt tavakon mint mintaterületeken felmért egyedszámokat összegeztük. Ezek eredményét a 4. és 5. táblázatban ábrázoljuk.

1. táblázat. Kárókatona-megfigyelési adatok a Hortobágyi-halastón (Öregtavak)

Table 1. Number of the Great Cormorants in the Hortobágy Fishpond unit

Hortobágyi-halastó Hortobágy Fishpond	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
2001	0	40	140	110	120	130	120	140	150	300	200	0
2002	0	30	80	40	90	170	200	250	200	350	250	0
2003	0	0	10	80	100	300	400	180	200	110	140	40
2004	0	0	120	180	80	120	160	120	350	600	350	20
2005	5	0	0	500	600	300	350	200	300	400	300	0
2006	0	0	60	230	150	130	160	120	150	140	120	250
2007	0	240	350	350	350	350	300	250	200	120	300	0
2008	0	24	250	230	230	180	200	180	220	250	350	120
2009	0	0	160	150	200	200	220	230	300	450	240	80
2010	0	0	160	180	60	130	180	270	160	230	350	30
2011	0	0	120	220	250	200	220	240	180	240	280	35
2012	8	0	180	210	190	220	240	190	170	120	110	80

2. táblázat. Kárókatona-megfigyelési adatok a Fényes-tóegységről

Table 2. Number of the Great Cormorants in the Fényes Fishpond unit

Fényes-tavak Fényes Fishpond	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
2001	0	0	12	20	30	20	10	6	12	6	20	0
2002	0	0	0	20	0	12	8	10	5	6	5	0
2003	0	0	0	8	0	6	10	14	10	8	30	20
2004	0	0	0	45	12	10	14	18	30	20	20	2
2005	0	0	0	16	20	12	20	15	12	8	5	0
2006	0	0	30	21	16	20	8	6	15	30	12	2
2007	0	1	6	7	12	12	8	20	4	15	12	0
2008	0	0	8	18	10	12	8	20	10	15	2	8
2009	0	0	0	25	10	15	8	5	14	4	5	0
2010	0	0	0	0	12	8	15	15	5	20	7	4
2011	0	0	0	10	12	20	12	0	0	5	14	7
2012	0	0	14	35	24	16	14	25	48	42	20	11

Az adatokból látható, hogy jelentős eltéréseket mutatnak az egyedszámok az egyes tóegységeken. Évszakonként is nagyobb különbségek figyelhetők meg. A madarak számában április és november hónapok között mutatkozik jelentősebb különbség. Ennek oka – időjárástól függően – a költőállomány márciusi-áprilisi érkezése, a fiókák májusi-júniusi kirepülése, valamint a szeptember közepén meginduló baltikumi madarak vándorlása okozza. A legmagasabb egyedszámok a Hortobágyi-halastavak (Öregtavak) területén kerültek rögzítésre. A megfigyelések 12 éves periódusát tekintve pontos képet kaptunk a tóegységeken jelen lévő kárókatona egyedszámáról. A 2005-2006-os évektől kezdődően egy kismértékű csökkenés jellemző. A populáció fluktuációjában bekövetkező változások pontos okai nem ismertek, az állomány-felvételezések erre nem terjedtek ki.

Vélhető az esetleges kedvezőtlen időjárás, de a költségek sikeressége és a riasztás egyaránt eredményezheti az egyedszámok változásait.

3. táblázat. Kárókatona-megfigyelési adatok az Ivadéknevelő-tőegységről
Table 3. Number of the Great Cormorants in the Rearing Fishponds

Ivadéknevelő-tavak Rearing Fishponds	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
2001	0	0	0	8	5	6	12	8	7	5	12	0
2002	0	0	0	10	8	6	12	10	8	9	20	0
2003	0	0	0	0	4	6	3	5	0	0	8	12
2004	0	0	20	30	12	16	20	0	8	12	7	5
2005	0	0	0	8	10	12	10	6	3	20	10	0
2006	0	0	4	12	20	11	15	30	10	12	8	0
2007	0	0	4	3	0	6	4	8	15	20	14	0
2008	0	0	0	12	5	8	12	14	30	20	12	8
2009	0	0	10	8	40	20	15	12	10	0	0	0
2010	0	0	80	0	20	12	6	0	0	0	0	0
2011	0	0	0	0	0	4	8	7	0	0	0	7
2012	0	0	0	8	12	6	17	25	43	32	22	17

A kárókatonák egyedszáma a különböző hónapokat tekintve rendkívül nagy változatosságot mutat. Egyes tavakon (Pl.: Balmazújvárosi I-es tó) a nyári hónapokban alig megfigyelhető a kárókatona. Ősszel és télen a számuk megsokszorozódik az északabbról (Baltikum, Skandinávia) és más földrajzi régiókból érkező teletállománnyal. Ezt a kézre került gyűrűs madarak adatai is bizonyítják, amelyekből néhány 2012-es adatot említünk:

- ESTONIA MATSALU S30080, Jobb láb kék BIM, gyűrűzés helye: Kobaja Pihlalaia e. Valgesaare, Laanemaa, Estonia immatur egyed, megkerülés: 2012. 09. 29. Ivadéknevelő-tőegység.

- ESTONIA MATSALU S14056, Gyűrűzés helye: Haademeeste Kivilaid, Parnumaa county, Estonia, adult egyed, megkerülés: 2012. 09. 28. Ivadéknevelő-tőegység.

Az északi területekről érkező madarak vonulása szeptember elején indul meg. Ekkor a piaci- és nyújtótavakon a számuk jelentősen megugrik. A vonulás egy-egy erőteljesebb északról érkező időjárási front előtt akár tömeges is lehet.

A másodhasznosítású tavakon összességében jóval nagyobb az egyedszám. A havonkénti összesítésben július hónapban mutatkozik egy jelentős számú állománynövekedés. Ennek lehetséges magyarázata, hogy a fiókák ekkor hagyják el a fészket. Ilyenkor a családi kötelék még erős, az öreg madarak és a fiókák még együtt mozognak. Több alkalommal figyeltünk meg kisebb csapatokat, ezek vélhetően egy fészkelőből származó fiókák a szülőmadarakkal. A nyári hónapokban a madarak szívesebben tartózkodnak a másodhasznosítású tavakon, míg ősszel leginkább a piaci- és nyújtótavak kerülnek előtérbe a kedvezőbb táplálkozási lehetőségek miatt.

A havonkénti összesítésben a Hortobágyi-halastavakon (Öregtavak) júliusban jelentős az állománynövekedés. Vélhetően az itteni fűzesekben, kopár szigeteken költő madarak fészket elhagyó fiókái növelik a populációt. A magas egyedszám további oka az emberi zavarás hiánya, mert ezeken a tavakon tilos a riasztás, a gyérítés. Az adult madarak és a juvenilis egyedek leginkább a fészkelőhely és a táplálkozóhely közelsége miatt részesítik előnyben ezeket a tavakat.

Az ivadéknevelő tavakon rendkívül kevés egyedet sikerült lokalizálnunk. A madarak számára leginkább megfelelőek az 50-300 g tömegű halak. Ezeken a tavakon vélhetően a halak mérete jelentkezik limitáló tényezőként ($\chi^2=270,59$ $\chi^2_{*}=21,02$ DF: 12($P<0,05$))

4. táblázat. A kijelölt mintaterületeken megfigyelt egyedek száma 2012-ben
 Table 4. The number of Great Cormorants on the sample areas in 2012

Tóegység Fishpond unit	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.
Fényes V.	0	0	0	0	0	0	0	2
Ivadéknevelő II.	0	0	0	0	1	4	3	8
Ivadéknevelő tavak Σ Rearing ponds Σ	0	0	0	0	1	4	3	10
Fényes I.	4	2	1	2	0	3	2	3
Fényes II.	2	0	0	2	2	4	8	2
Gyökérkút IX.	0	0	0	0	0	2	3	6
Gyökérkút XI.	0	2	0	2	2	4	12	5
Nyújtótavak Σ Growing ponds Σ	6	4	1	6	4	13	25	16
Balmazújváros I.	2	1	0	30	0	41	14	7
Fényes III.	6	5	0	0	0	6	4	2
Fényes IV.	0	0	0	0	0	7	14	6
Gyökérkút X.	0	0	0	0	0	12	8	7
Piacitavak Σ Fattening ponds Σ	8	6	0	30	0	66	40	22
Gyökérkút VI.	1	2	0	1	0	3	6	2
Hortobágy-halastó III.	3	3	20	20	60	80	50	60
Hortobágy-halastó IV.	9	12	5	6	40	30	20	20
Hortobágy-halastó (Kondás)	180	160	180	200	70	30	15	0
Másodhasznosítású tavak Σ Ponds for bird feeding Σ	193	177	205	227	170	143	91	82
Tóegységek összesen Σ Fishponds total Σ	207	187	206	263	174	222	156	120

5. táblázat. A tóegységek területén megfigyelt kárókatona-egyedszámok
 Table 5. The number of Great Cormorants in the examined fishponds

Tóegység Fishpond	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.
Fényes-tóegység mintaterületei	12	7	1	4	2	20	28	15
Gyökérkúti-tóegység mintaterületei	1	4	0	3	2	21	29	20
Hortobágyi-halastó mintaterületei	192	175	205	226	170	140	85	80
Összesen:	205	186	206	233	174	181	142	115

A fényesi és a gyökérkúti területeken a vonulás kezdetétől növekvő tendenciájú állománynövekedés figyelhető meg. Statisztikailag nem tekinthetjük függetlennek az egyes tóegységek és a hónapok közötti kapcsolatot ($\chi^2 = 239,45$ $\chi^2 = 21,02$ DF: 12 ($P < 0,05$)), valamint a tavak hasznosítási jellege és a hónapok közötti kapcsolat sem. A halgazdálkodóknak a kapott adatok nélkülözhetetlenek a szükségszerű védekezés megszervezéséhez és kialakításához. Az 5. táblázatban a különböző tóegységeken 2012-ben vizsgálatra kijelölt tavakon megfigyelt összesített kárókatona-egyedszámokat szemléltetjük. Úgy tűnik, hogy a másodhasznosítású tavak, valamint az ún. madártakarmányozó tavak kialakítása elvonhatja a nagyobb kárókatona-állományokat a termelő-tóegységekről.

Köszönetnyilvánítás

Programszerű felméréseinket 2012-ben a Hortobágyi Halgazdaság Zrt. által biztosított K+F forrás biztosította.

Irodalom

- Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Schmidt A., Bankovics A., Schmidt E. (eds.) (2009): *Magyar Madárvonulási Atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest.
- Dudás M., Kovács B. (2011): A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) állománynövekedésének és táplálkozásának vizsgálata a HNP védett és intenzíven hasznosított halastavain. *Calandrella* 14/1: 79–87.
- Ecsedi Z. (ed.) (2004): *A Hortobágy madárvilága*. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros-Szeged.
- Gilbert, G., Gibbons, D. W., Evans, J. (1998): *Bird Monitoring Methods: a manual of techniques for key UK species*, RSBP
- Halasi-Kovács B. (sine anno): A halgazdálkodás szerepe a kárókatona fajok hazai populációinak fenntartásában.
http://www.mme.hu/binary_uploads/6_termeszetvedelem/elohely_es_teruletvedelem/biharugra/kormoran_halasi-kovacs_bela_hh.pdf (Letöltve: 2013. április)
- Kovács B. (1965): Adatok Hajdú-Bihar megye madárvilágához (Data on the avifauna of county Hajdú-Bihar). *A debreceni Déri Múzeum évkönyve* Debrecen, pp. 364.
- Kovács G. (1984): A hortobágyi halastavak madárvilága 10 év megfigyelései alapján (A comprehensive survey of the avifauna of fish-ponds in the Hortobágy puszta). *Aquila* 91: 21–46.
- MME Nomenclator bizottság (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 278.
- Rakonczy Z. (1989): *Vörös Könyv*. Akadémia kiadó, Budapest, pp. 73.
- Sóvágyó M. (1968): Hortobágyi levelek 1965-1966 (Letters from the Hortobágy 1965–1966). *Aquila* 75: 215–225.
- Sőregi J. (1959): Egy régi és egy újabb vadászlőjegyzék madártani adatai (Ornithological data from an old and from a more recent shooting-diary). *Aquila* 65: 312–314.
- Tusnádi Gy. (1957): Madártani megfigyelések Ohat-Pusztakócsan (Ornithological Observations in Ohatpusztakócs (Eastern Hungary)). *Aquila* 63: 268–269.

Authors:

Norbert TÓTH (toth@agr.unideb.hu), Róbert LUPSÁN (info@hhgzrt.hu), Péter JUHÁSZ (juhaszp@agr.unideb.hu), Péter GYÜRE (gyurep@agr.unideb.hu), Lajos JUHÁSZ (juhaszl@agr.unideb.hu)



PISCES HUNGARICI

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



A new and peculiar habitat type used by *Chondrostoma nasus* (LINNAEUS, 1758) in the lower Crisuri river drainage (NW Romania)

A paduc – *Chondrostoma nasus* (LINNAEUS, 1758) – új és különös élőhelytípus-használata a Körös alsó vízrendszerében (ÉNy-Románia)

I. C. Telcean, D. Cupşa

University of Oradea, Faculty of Sciences, Department of Biology, Oradea, RO

Keywords: fish fauna, artificial channels, concrete embankments, bridges, weirs

Kulcsszavak: halfauna, mesterséges csatornák, betongátak, hidak, bukógátak

Summary

Our recent findings concerning the fish communities from the lowland rivers and channels of the Crisuri drainage revealed that *Chondrostoma nasus* extended its distribution into an isolated area far away from its characteristic habitat in the Crisul Repede river. The unfavourable habitats of the Collector channel's system characterized by slow-flowing water and muddy bottoms became an acceptable biotope for this species due to the availability of small bridges, concrete embankments and weirs. The concrete structures provide a large submerged surface covered by algal periphyton, which represents an optimal feeding habitat for the nase. Large individuals of *Chondrostoma nasus* were observed close to small bridges and channel embankments near the Cefa fishponds (the area of Cefa Natural Park) up to 24 km away from the Crisul Repede river. Our observations reveal the ability of *Chondrostoma nasus* to successfully occupy new habitats in these channels due to the availability of concrete structures of anthropic origin. This also reveals an opportunistic pattern of habitat use.

Kivonat

Az utóbbi időszak kutatásai a Körösök alsó szakaszán és a hozzájuk kapcsolódó csatornáknál kimutatták, hogy a paduc (*Chondrostoma nasus*) egy elszigetelt területen is előfordul, messze a Sebes-Körösben jellemző élőhelyétől. A Gyűjtő-csatorna lassú vízfolyású és üledékes aljzatú, kedvezőtlen élőhelyeit az itt épült kis hidak, betongátak, bukógátak alkalmas biotóppá teszik az adott faj számára. A betonépítmények nagy vízfelszín alatti felületet kínálnak, amelyen algákból álló élőbevonat képződik, és ez optimális táplálkozási helyet kínál a paduc számára. Nagy méretű paducegyedeket észleltünk a kis hidak és a csatornapart mellett a cséfi halastavak közelében (a Cséfa Természeti Park területén), 24 km távolságra a Sebes-Köröstől. A megfigyeléseink bizonyítják, hogy a paduc sikeresen foglalhat el új élőhelyeket ezekben a mesterséges csatornáknál az ember által épített betonműtárgyaknak köszönhetően. Megfigyelésünk egyúttal jól mutatja a faj opportunistátlátását is.

Introduction

Chondrostoma nasus, one of the European potamodromous fish species, is a gregarious species occurring in large to medium-sized rivers with rocky or gravel-covered bottom, in deep waters with fast or moderate current (Freyhof 2011). It spawns in fast-flowing water on shallow gravelly riverbeds, often in small tributaries. This species may show a strong size-related longitudinal distribution in smaller rivers, with adults inhabiting more upstream river stretches (Kottelat & Freyhof 2007, Freyhof 2011).

The above-mentioned habitat requirements lead to the conclusion that nase populations stayed exclusively in middle and lower river reaches characterized by a stony bed and fast-flowing waters. Previous data on the fish fauna of the Crişuri river system also refer to the species *Chondrostoma nasus* as a typical inhabitant of main river channels (Bănărescu 1954, 1964, 1981, Bănărescu et al.1997, Györe et al. 2013). The same habitat requirements and stream location were reported from the upper Tisa river (Harka & Bănărescu 1999). Recent studies on the fish fauna of the lower Crisuri drainage and the Collector channel, which connects both rivers, revealed the occurrence of *Chondrostoma nasus* in artificial channels and their peculiar habitats (Harka 1997, Harka & Sallai 2004, Telcean et al. 2002, 2006, Telcean 2010).

Until our recent studies in which nase specimens were found in the Collector channel, this species was considered to have a habitat restricted to the main river channels of the Crisuri system (Telcean & Bănărescu 2002, Telcean & Cupşa 2007). Further studies are needed to establish if the fish occurring in these channels can spawn in the new habitat type, and if they have abandoned their migratory behavior.

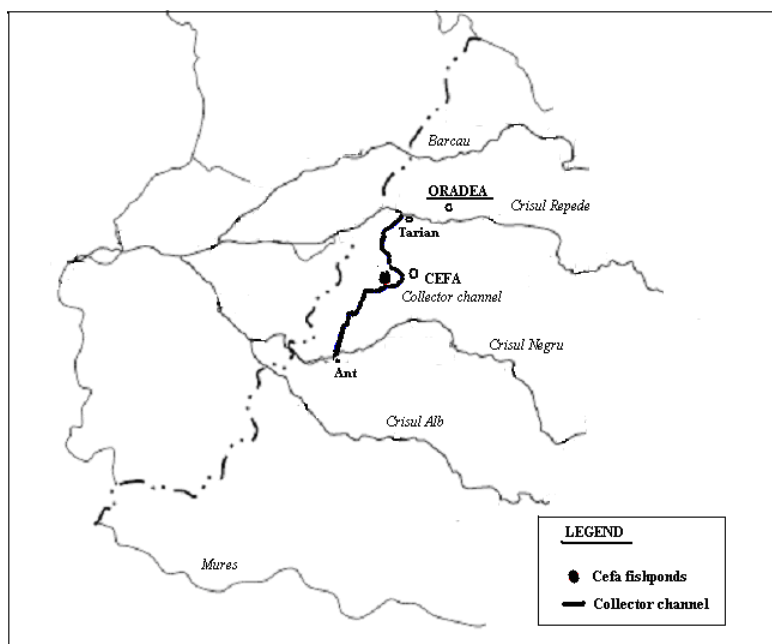


Fig. 1. The Collector channel and the studied area

Material and Methods

The research was carried out during the spring and late summer of the years 2010 – 2012 in several stretches of the so-called Collector channel of the Crisuri drainage system (Fig. 1). The investigated channel stretches are close to the Cefa fish farm and have numerous concrete structures such as embankments, weirs, small bridges and passages (Fig. 2). The area in question is located 24 km away from the starting point of the Collector channel in the lower reaches of the Crisul Repede. All the mentioned structures have large submerged concrete surfaces representing a new biotope component in these channel habitats.

The studies on the fish fauna consisted in analyzing fish samples and directly observing *Chondrostoma nasus* specimens in the channel stretches adjacent to concrete structures. The

capture methods are combined the electro-narcosis and fishing nets with fine meshes. The electric gear was portable Samus 725 MP. The fishing nets has small dimensions in order to access the small areas close to the vegetation bunches. There was used also the crawfish-traps in order to have a screening for the small specimens and juveniles of local fishes. This was also an indirect method to make certain if the mature nase specimens spawn in that new habitat. (There is no adequate method to identify the properly eggs.)

During the study, there was no necessity of preserving specimens or transporting samples to the laboratory for further studies. The collected *Chondrostoma nasus* specimens were large-sized and thus, their identification was done directly and easily. A special objective of the study was to observe whether the fish occurred in this habitat type permanently and find out which biotope element was responsible for their presence. The habitat conditions are investigated by dredging the bottom substrate on that channel using a limnological dredge and nearby of this procedure, the presence of aquatic vegetation was noted. The bottom texture with mud and sand is covering long sectors of the Collector channel. The presence of the submerged concrete structures was distinctively noted and it was associated to the nase occurrence to the proximity of the Cefa fish ponds. Neither specimens of *Chondrostoma nasus* was noted alongside the channel sector from its starting point to the Cefa area. Our observations regarding the occurrence of specimens of *Chondrostoma nasus* in the area of Cefa fish ponds from the springtime to the late summer are supporting us to consider these specimens sedentary in this area.

Besides *Chondrostoma nasus*, other river-dwelling species that occurred here frequently were *Squalius cephalus* and *Alburnus alburnus*. Unlike the nase the others are not diadromous species.



Fig. 2. One of the weirs of the Collector channel.

Results

In the middle stretch of the Collector channel, which connects the lower sections of the rivers Crisul Repede (Sebes-Körös) and Crisul Negru (Fekete-Körös), large specimens of *Chondrostoma nasus* (of lengths ranging 30-40 cm) have been observed since the summer of 2010. In August 2012, aggregations of adult *Chondrostoma nasus* were seen rasping the

algae layer from a concrete-made pier. Later, numerous observations regarding habitat conditions were carried out in order to establish the species' ability for adaptation. The local habitat of the fish consists of a channel connected to the Cefa fishponds, which are situated in the Cefa Natural Park. Several concrete embankments, weirs, piers and channel passages have been built here. It is notable that the atypical habitat occupied here by *Chondrostoma nasus* is situated far away from the original habitat of the species in the Crisul Repede river. The Collector channel starts at the village Târian (Köröstarján) on the lower Crisul Repede river, approximately 24.5 km away from the studied area. The entire channel is characterized by a high level of uniformity with shallow and slow waters and predominantly muddy and sandy bottoms. The submerged vegetation is well-developed, especially in the summer season when the water temperature also increases and the oxygen saturation becomes low. All these biotope characteristics occurring in the artificial channels of the Collector system are unfavourable to *Chondrostoma nasus*. It is important to mention that the habitat requirements of *Chondrostoma nasus* are well-defined and consist in stony bottoms and moderate to fast-flowing waters. Thus, the occurrence of nase in the channels is an evidence of the species' ability to occupy new habitats, such as those of the artificial channels.

Regarding the feeding habits of *Chondrostoma nasus* in these new habitats, we observed the special ability of the adults to graze the algal layer from the submerged concrete surfaces using their rasping feeding apparatus. As all the observed individuals were adults, it can be assumed that the submerged concrete surfaces covered by algae represent the main dietary source for this species. No juveniles were found in the studied habitat.

A special observation refers to the non-migratory behavior of the *Chondrostoma nasus* population inhabiting the middle stretches of the Collector channel. Adult fish were observed from summer to autumn in the same stretches of the channel. They stayed close to the submerged surfaces of concrete structures covered with algae, which are a stable food source during the warm season. No individuals of *Chondrostoma nasus* were found in other stretches between the channel mouth at the locality Târian and the fishponds of Cefa (Fig. 1). Considering the population's restricted area of occurrence in the middle sector of the Collector channel, it can be assumed that it has become non-migratory here.

The other fish species found in the same habitat along with *Chondrostoma nasus* are with two exceptions (*Squalius cephalus* and *Alburnus alburnus*) typical inhabitants of standing waters. They are *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Abramis ballerus*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Perca fluviatilis*, *Sander lucioperca* and *Gymnocephalus cernuus*. These species occur in the entire channel system.

Discussion

Until the present study, the species *Chondrostoma nasus* from the Crisuri drainage system was considered to have an area of occurrence restricted to the middle and lower river stretches. It seems to have the same distribution in other Romanian rivers, too (Bănărescu 1954, 1964, 1981, Bănărescu et al. 1997, Györe et al. 2012, 2013). In European rivers, nase is considered a rheophilic fish species with distinct habitat requirements (Hofer & Kirchhofer 1996). It inhabits medium to large rivers, where the individuals show a gregarious behaviour, staying in shoals (Freyhof 2011). The shoaling mechanisms of nase are still unknown, except for its reproductive behavior (Prokes & Penaz 1978; Dedual 1990). All nase specimens found in the Collector channel also stayed in shoals near submerged concrete structures. It seems that the gregarious behavior was preserved in the new channel habitat.

The most distinctive characteristic of *Chondrostoma nasus* is its potamodromous behavior. Adult fish are reported to occur in monospecific shoals (Lusk 1967) and change their location in search of food. Although nase are known for their spawning and

postspawning migrations (Penaz 1996), they remain stationary over longer periods demonstrating a pronounced home-range affinity (Philippart 1981; Fielenbach 1996). The size of the home range must be large enough to provide sufficient food for the animals (Huber & Kirchhofer 1998). However, we found no evidence of migrations that could confirm the potamodromous behavior of nase inhabiting channel habitats. The only observed movements of the shoals took place between their feeding places in different sites with submerged concrete surfaces of man-made structures. The distances did not exceed 200-250 m. This raises a question regarding the possible abandonment of the migratory behavior by nase in the new conditions of the channel habitats. The transition from migratory to sedentary behavior is observed in special conditions and is a characteristic of declining populations. Furthermore, migrations are directly reduced under certain unfavorable external conditions (e.g., in regulated and dammed streams) (Peňáz 1996).

There are no conclusive data regarding the spawning of *Chondrostoma nasus* in the new channel habitats. Juveniles were not found together with the adults, nor in the adjacent habitats along with juveniles of other fish species. Theoretically, the spawning of *Chondrostoma nasus* in a habitat without a gravelly riverbed and with slow-running waters is not possible. Studies on this subject demonstrated that the spawning sites of nase are characterized by water depths in the range of 0.2-0.3 m and an average water current velocity between 0.4 and 0.6 m/s. The sediment composition at the spawning area is characterized by a high proportion of gravel and pebbles (Keckeis 2001). Comparing the above-mentioned water depth and velocity requirements with the actual conditions in the artificial channels reveals no resemblance. The only possibly suitable spawning sites are represented by the submerged surfaces of concrete embankments. Whether the nase inhabiting the artificial channels are able to spawn in these new conditions is to be confirmed by subsequent studies. However, the hypothesis of spawning in those channels is supported by observations on the nursery habitat requirements of *Chondrostoma nasus* (Keckeis et al. 1997). These are characterized by shallow waters near the riverbank with gravelly and sandy bottom. The channels' embankments resemble these characteristics except the substrate. At the same time, the lack of juveniles in these channels contradicts the spawning hypothesis.

The delicate subject of the reproduction of nase in artificial channels is linked to another question regarding the colonization of that new habitat. The modality of channel colonization by *Chondrostoma nasus* individuals from the river Crisul Repede is unclear. The river's main channel is located at a distance of 24.5 km from the studied area. We suppose that the channel colonization was progressive and happened step by step using favorable places represented by submerged surfaces covered by algal periphyton. This supposition is contradicted by the absence of *Chondrostoma nasus* specimens in the intermediary stretches of the channels between the river and the site where the species was found. More investigations on this subject are needed.

The colonization of the new habitat type of artificial channels by adult individuals of *Chondrostoma nasus* can be considered an indication of the opportunistic behavior of this species. The dissimilar habitat features of the newest biotope exceed the range of the species' adaptation as it is known currently.

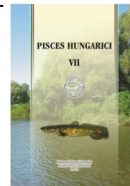
References

- Bănărescu P. (1954): Contribuții la cunoașterea ihtiofaunei dulcicole a României (Contributions to knowledge of the freshwater fish fauna of the Romanian rivers). *Studii și Cercetări Științifice, Cluj* 4/3–4: 153–187.
- Bănărescu P. (1964): *Pisces – Osteichthyes. Fauna R.P.R., vol. 13.* Academiei Republicii Populare Romine, București, pp. 959.
- Bănărescu P. (1981): Ihtiofauna Crișurilor în cadrul general al ihtiofaunei bazinului Dunării. (The fish fauna of the Criș Rivers within the general framework of the Danube basin fish fauna). *Nymphaea – Folia Naturae Bihariae, Oradea* 8–9: 475–481.

- Bănărescu, P., Telcean, I., Bacalu, P., Harka, Á., Wilhelm, S. (1997): The fish fauna of the Criş/Körös rivers. In Hamar, J., Sarkany-Kiss, A. (eds.): *The Criş/Körös Rivers Valleys*. Tiscia monograph series. Szolnok-Szeged-Tg. Mureş, p. 301–325.
- Dedual, M., (1990): *Biologie et problemes de dynamique de population du nase (Chondrostoma nasus) dans la Petite Sarine*. Ph.D. Thesis, Univ. Fribourg (Switzerland), pp. 159.
- Freyhof, J. (2011): *Chondrostoma nasus*. In IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.)
- Fielenbach, J. (1996): *Zeitliche und räumliche Verteilungsmuster der Nase Chondrostoma nasus (L.)* In der Sieg. Diplomarbeit Friedrich Wilhelms Universität Bonn, pp. 112.
- Györe K., Józsa V., Cupşa D., Fodor A., Bíró J., Petrehele A., Petrus A., Jakabné Sándor Zs., Gyöngyösiné Papp Zs. (2012): A Körös-Berettyó vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata (Fish faunal studies in the Körös-Berettyó river system). *Pisces Hungarici* 6: 59–69.
- Györe, K., Józsa, V., Lengyel, P., Gál, D. (2013): Fish faunal studies in the Körös river system. *AACL Bioflux* 6/1: 34–41.
- Harka, Á., Bănărescu, P. (1999): Fish fauna of the Upper Tisa. In Hamar, J., Sarkany-Kiss, A. (eds.): *The Upper Tisa Valley – Preparatory proposal for Ramsar site designation and an ecological background Hungarian, Romanian, Slovakian and Ukrainian co-operation*. Tiscia monograph series. Szeged, p. 439–454.
- Harka Á. (1997): *Halaink*. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, pp. 175.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Hofer, K., Kirchhofer, A., (1996): Drift, habitat choice and growth of the nase (*Chondrostoma nasus*, Cyprinidae) during early life stages. In Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel/ Switzerland, p. 269–278.
- Huber, M., Kirchhofer, A. (1998): Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium sized rivers. *Hydrobiologia* 371/372: 309–319.
- Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Rekendorfer, W., Schiemer, F. (1997): Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase *Chondrostoma nasus* in the river Danube Austria. *Folia Zoologica* 46(Suppl. 1): 133–150.
- Keckeis, H. (2001): Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). *Archiv für hydrobiologie Supplementband. Large rivers* 12/2–4: 341–356.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Lusk, S. (1967): Population dynamics of *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) in the Rokytná river. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemoslovacae Brno* 1: 473–522.
- Peňáz, M. (1996): *Chondrostoma nasus* – its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline – a review. In Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds.): *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhauser Verlag, Basel/ Switzerland, p. 279–297.
- Philippart, J. C. (1981): Demographie du Hotu, (*Chondrostoma nasus* L.) (Teleostei: Cyprinidae) dans l'Ourthe (Bassin de la Meuse, Belgique). *Annales de la Société royale zoologique de Belgique* 110: 199–219.
- Prokes, M., Penaz, M. (1978): The course of spawning, early development and longitudinal growth of the nase carp, *Chondrostoma nasus*, in the Rokytna and Jihlava rivers. *Folia Zoologica* 27: 269–278.
- Telcean, I. (2010): Nota asupra ihtiofaunei Canalului Colector al Crişurilor si a baltilor invecinate – in Romanian (Contribution to the fishfauna inhabiting the main canal of Cris rivers and the neighboring ponds) *Ocotirea Naturii – serie noua*, Academia Română, Bucuresti, p. 119–122.
- Telcean, I., Covaciu-Marcov, S.-D., Cupşa, D. (2002): Ihtiofauna sistemului de canale și a bălților învecinate cursului inferior al Crişului Repede și văii Ierului. *Analele Științifice ale USMF "Nicolae Testemițanu" Chisinau* 1: 104–108.
- Telcean, I., Bănărescu, P. (2002): Modifications of the fish fauna in the upper Tisa River and its southern and eastern tributaries. In Sarkany-Kiss, A., Hamar J. (eds.): *Ecological aspects of the Tisa River Basin*. Tiscia monograph series. 6: 179–186.
- Telcean, I., Cupşa, D., Covaciu-Marcov, S., Sas, I., (2005b): The fishfauna changes in the lower Crişul Repede River as a result of the fisheries activities. *Analele Univ. Craiova, Secțiunea Biologie și Ingineria mediului*, X(XLVI): 169–174.
- Telcean, I., Cupşa, D., Covaciu-Marcov, S. D., Sas, I. (2006): The fishfauna of the Crişul Repede river and its threatening major factors. *Pisces Hungarici* 1: 13–19.
- Telcean, I. C., Cupşa, D. (2007): The influence of the habitats upon the fish fauna of the lower sector of Crisuri Rivers (North-Western Romania). *Pisces Hungarici* 2: 31–39.

Authors:

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



Ichthyofauna of Rimava river basin

A Rima vízgyűjtőjének halfaunája

J. Hajdú¹, L. Pekárik², J. Kohout², A. Kohoutová², J. Koščo¹

¹University of Prešov, Faculty of Humanities and Natural Sciences, Dep. of Ecology, Prešov, SR

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

Keywords: fish assemblage, ecological guilds, Rimava river, threatened species

Kulcsszavak: hal közösségek, ökológiai guildek, Rima folyó, veszélyeztetett fajok

Abstract

Between 2007 and 2012 altogether 14 samplings in 13 locations within the Rimava river catchment area have been performed using electrofishing device. Within the Rimava river and its five selected tributaries (Gortva, Rimavica, Barca, Mačací brook, Dechtársky brook) altogether 22 fish species belonging to five families (Balitoridae, Cobitidae, Cyprinidae, Percidae, Salmonidae) were recorded. Bitterling (*Rhodeus amarus*), chub (*Squalius cephalus*) and spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) belonged to eudominant species, while Stone loach (*Barbatula barbatula*) and Danubian spined loach (*Cobitis elongatooides*) were the most frequently occurred species within the study sites.

The fish assemblage composition, relative abundance, eco-ethological requirements, threat categories and conservation status of occurring species was evaluated. Our survey focused especially on the verification of occurrence of protected and threatened species. Given the lack of current data on the fish assemblage composition of the Rimava river catchment, the data obtained may serve as the basis for local nature conservation authorities administrating within the issued territory. Altogether 8 species of the European importance and one species of the national importance were recorded within the study area, what supports the idea of designation of separate Natura 2000 site (SCI – Site of Community Importance) encompassing the Rimava river and certain tributaries.

Kivonat

2007 és 2012 között az Alsó-Rima vízgyűjtő területén összesen 14 mintát vettünk 13 mintaterületen. A halállományt elektromos halászgép segítségével mértük fel. A felmérési pontokat a vizsgált területen a Rima folyón és öt Rimába torkoló vízfolyáson jelöltük ki (Gortva, Rimavica, Barca, Macskás-patak/Maçáci patak, Détéri-patak/Dechtársky patak). Felmérésünkkel összesen öt családba tartozó 22 halfajt (Balitoridae, Cobitidae, Cyprinidae, Percidae, Salmonidae) mutattunk ki a vizsgált területen. A relatív abundancia (relatív egyedszám arányok) szempontjából a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) a fejes domolykó (*Squalius cephalus*) és a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) eudomináns előfordulásúak voltak. A vizsgált mintaterületeken leggyakrabban előforduló fajok a kővi csík (*Barbatula barbatula*) és a vágó csík (*Cobitis elongatooides*).

A gyűjtött adatok segítségével az egyes mintaterület halközösségeinek összetételét, az előforduló fajok relatív abundanciáját és az öko-etológiai igényeket értékeltük ki. A felmérés további célja a védett és veszélyeztetett halfajok előfordulásának igazolása volt. Tekintettel arra, hogy a Rima vízgyűjtőjére vonatkozó halfaunisztikai adatok szerények, a védett és ritka fajok előfordulását kimutató adatok a helyi természetvédelmi szervezeteknek szolgálhatnak a terület (fajok) védelmének biztosításában. Felmérésünk kapcsán összesen nyolc európai jelentőségű fajt és egy országos jelentőségű fajt jegyeztük fel a tanulmányozott mintaterületeken. Munkánkkal szeretnénk támogatni a Natura 2000 hálózat területeinek bővítését, mely magában foglalná a Rima folyó alsó folyását, és az egyes mellékvízfolyásait.

Introduction

The Rimava River is a right tributary of the Slaná River (Tisa basin) in southeastern part of the middle Slovakia. It springs at the altitude of 1126 m below the Fabová hoľa hill in the Veporské mountains. Its total length is 88 km and the catchment area is 1 379,6 km². The average discharge in Rimavská Sobota city is 4,7 m³/s, respectively 7,1 m³/s at its mouth to the Slaná river (Anonymus 2011). The river flows southwards through the towns Tisovec, Hnúšťa and Rimavská Sobota, then turns into the south-east direction and close to the village Lenártovce meets the Slaná River at the altitude of 145 m a.s.l. (Sičáková 1996).

The major polluters of the river were mostly in the second half of the last century, the factories in Hnúšťa and Rimavská Sobota, which caused its permanent pollution and high mortality of fishes (Kux & Weisz 1964). According to the ichthyological classification the upper stretch of Rimava, upstream the Rimavská Píla village has a character of trout zone (epirithral) and downstream of this village acquires the character of submountain (metarithral) stream, corresponding to the grayling zone (Kohút & Pilková 2000, Zontág 2006). The lower stretch of river, approximately from village Čerenčany to its mouth, acquires the character of barbel zone (Kux & Weisz 1964).

The Rimava River and the majority of its tributaries were significantly affected by river regulation during the last century (Kux & Weisz 1964). Formerly meandering streambeds were changed into a narrow channels. Our study focuses on the fish assemblage composition of the Rimava River and its five tributaries (Gortva, Rimavica, Barca, Mačací brook, Dechtársky brook). Samplings were conducted in order to obtain data on the current species composition, relative abundance, ecological requirements and on the occurrence of protected and threatened species, as well as to compare the current status of ichthyofauna with available data from previous studies.

Material and methods

Altogether 14 ichthyological samplings were conducted between 2007 and 2012 at 13 sampling sites, including the Rimava River and its several tributaries (*Fig. 1, Table 1*).

*Table 1. Overview of sampling sites
1. táblázat. A mintaterületek áttekintése*

No.	Site name	Site code	Situation	Date	x-coord.	y-coord.
1.	Rimavica	Rm	Kokava n. Rimavicou	15.5.2007	48.546405	19.853034
2.	Rimava	Ri1	Vrbovce n. Rimavou	15.5.2007	48.448223	19.960891
3.	Mačací brook	Mp1	Drňa	19.6.2008	48.266566	20.114330
4.	Mačací brook	Mp2	Hostice	19.6.2008	48.231462	20.071307
5.	Dechtársky brook	Dp	Gemerské Dechtáre	19.6.2008	48.237837	20.035220
6.	Gortva	Go1	upstream Petrovce	19.6.2008	48.182749	20.009771
7.	Gortva	Go2	Studená	19.6.2008	48.161695	19.957729
8.	Gortva	Go3	over Tachty reservoir	19.6.2008	48.149037	19.921526
9.	Gortva	Go4	Cifra	20.6.2008	48.297106	20.055304
10.	Gortva	Go5	over Hajnáčka	20.6.2008	48.208491	19.955527
11.	Rimava	Ri2	Dubovec	24.8.2012	48.284978	20.146317
12.	Rimava	Ri3	Rimavská Seč	24.8.2012	48.298198	20.255202
13.	Gortva	Go6	Cifra	25.8.2012	48.297106	20.055304
14.	Barca	Ba	Číž	25.8.2012	48.316966	20.281404

Fish were sampled using one way electrofishing (battery powered electrofishing gear, type: IUP 12: 350V and type LENA: 240-310V). Samplings were performed by wading, in order to cover all microhabitats occupied by fish. Samples were determined into species,

measured and released back into the water on individual sites. The standard body length (SL) was measured according to Holčík & Hensel (1972). The species relative abundance was calculated in % of their observed proportion in individual sites (Losos et al. 1984). Cluster analysis based on the species presence/absence data was performed by hierarchical clustering using the Past program (Hammer et al. 2006).

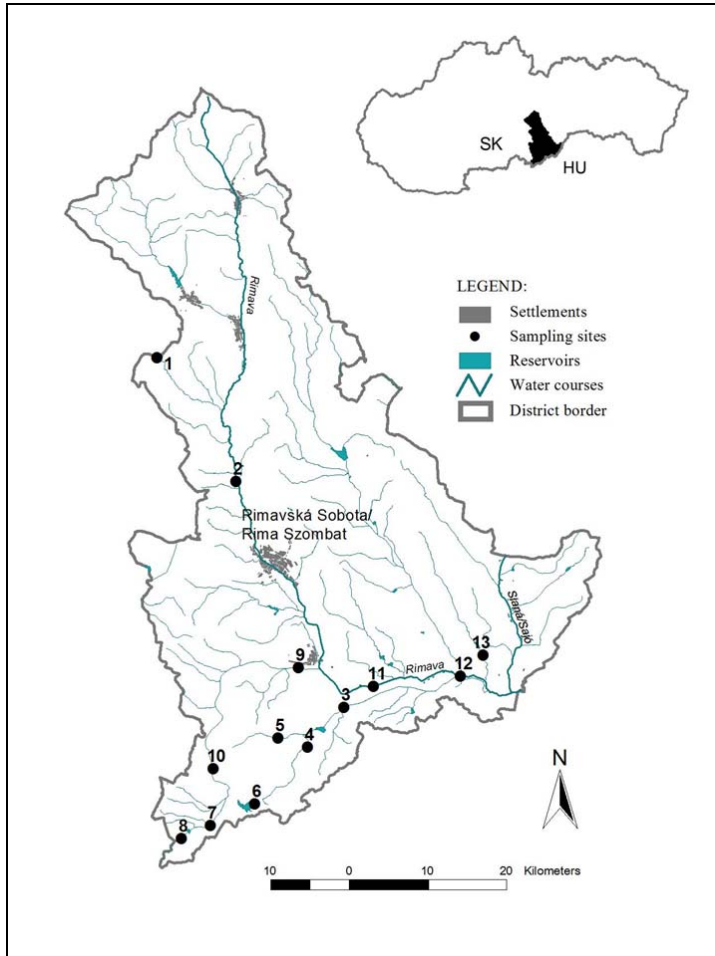


Fig. 1. Map of the Rimava River catchment and sampling sites
1. ábra. A Rima folyó vízgyűjtőnek térképe a mintavételi helyekkel

Diversity and equitability indices were calculated using the *Diversity* tool of the same program. Individual species were classified into eco-ethological guilds in relation to flow preferences (Schiemer & Waidbacher 1992), feeding preferences (Aarts & Nienhuis 2003) and reproduction substrate preferences (Balon 1975). The threat categories were evaluated according to the current Red list of fishes and lampreys of Slovakia (Koščo & Holčík 2008). Conservation status of the species recorded is in accordance with the current Slovak legislation (Decree no. 24/2003 Coll.). The situation map of sampling sites was processed in GIS environment using ArcView 3.2 software.

Results and discussion

According to our samplings and available published data, altogether one lamprey and 28 fish species are documented for the Rimava River basin (Kux & Weisz 1964, Kohút & Pilková 2000, Zontág 2006, Koščo et al. 2008). Compared to the data of recent studies, one lamprey species and 45 fish species are stated for the Slaná River (Koščo et al. 2000, Harka et al. 2007). Thus the Rimava River encompasses 58,7 % of fish diversity of the Slaná River. During our survey between 2007 and 2012, altogether 22 fish species belonging to five families were recorded, among which, six species were not reported by previous studies concerning the Rimava River catchment (Table 2).

Table 2. List of fish species recorded in Rimava river catchment. FP – flow preference, FG – feeding guild, R – reproductive guild, O – origin, T – threat category, C – conservation status

2. táblázat. A Rima vízgyűjtőn talált halfajok listája. FP – vízáramlás preferencia, FG – táplálék preferencia, R – reprodukciós guildek, O – eredet, T – veszélyeztetettségi kategória, C – természetvédelmi státusz

Data source /species	Kux & Weisz (1964)	Kohút & Pilková (2000)	Zontág (2006)	our data (2007-2012)	FP	FG	R	O	T	C
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	+	-	+	-	Re-a	Dt/Pi	Li	Au	NT	EU
<i>Abramis brama</i>	+	-	-	-	Re-b	Be	PL	Au	LC	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	+	-	-	+	Re-a	Po	Li	Au	LC	SR
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	-	+	Eu	Pl	PL	Au	LC	-
<i>Barbatula barbatula</i>	+	+	-	+	Re-a	Be	Ps	Au	LC	-
<i>Barbus barbus</i>	+	-	-	+	Re-a	Be	Li	Au	LC	-
<i>Barbus carpathicus</i>	+	+	-	+	Re-a	Be	Li	Au	LC	EU
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	+	Eu	Po	Ph	Al	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	-	-	+	Re-a	Be	Ph	Au	LC	EU
<i>Esox lucius</i>	+	-	-	-	Eu	Pi	Ph	Au	LC	-
<i>Gobio gobio</i>	+	+	-	+	Re-a	Be	Ps	Au	LC	-
<i>Hucho hucho</i>	-	-	+	-	Ri	Pi	Li	Au	VU	EU
<i>Chondrostoma nasus</i>	+	-	-	+	Re-a	Pf	Li	Au	NT	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	+	-	-	+	Re-a	Be	Li	Au	NT	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	+	-	-	+	Lim	Be	Ph	Au	NT	EU
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	-	+	Eu	Be/Pi	PL	Au	LC	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	+	Ri	Be/Pl	Li	Au	LC	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	+	Eu	Po	Eu	Al	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	+	-	-	+	Lim	Po	Os	Au	LC	EU
<i>Romanogobio kessleri</i>	+	-	-	+	Re-a	Be	Li	Au	EN	EU
<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	+	Re-a	Be	Ps	Au	NT	EU
<i>Rutilus rutilus</i>	+	-	-	-	Eu	Po	PL	Au	LC	-
<i>Sabanejewia balcanica</i>	+	+	-	+	Re-a	Be	Ph	Au	NT	EU
<i>Salmo trutta m. fario</i>	-	+	+	+	Ri	Be/Pi	Li	Au	LC	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	+	Re-b	Be/Pi	Ph	Au	LC	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	+	-	-	Lim	M	Ph	Au	LC	-
<i>Squalius cephalus</i>	+	+	-	+	Eu	Po	Li	Au	LC	-
<i>Thymallus thymallus</i>	-	+	-	-	Ri	Be	Li	Au	LC	-
<i>Zingel streber</i>	-	-	-	+	Re-a	Be	Li	Au	VU	EU
Number of species	19	10	3	22						

In terms of the species origin, two species, Giebel carp (*Carassius gibelio*) and topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) are non-native, also considered as invasive species in Slovak basins (Kováč et al. 2007, Koščo et al. 2010). The origin of brown trout (*Salmo trutta*) is questionable, due to possibility of its hybridization with stocked Atlantic lineages (Weiss

et al. 2001). According to previous studies (Kohút & Pilková 2000, Zontág 2006), and as also has been suggested by our records, the occurrence of salmonids is reported within the trout and grayling zones of the Rimava River, upstream the village Čerenčany (Table 3.). In our samplings, bitterling (*Rhodeus amarus*), spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) and chub (*Squalius cephalus*) were eudominant species (>10%), followed by barbel (*Barbus barbus*), stone loach (*Barbatula barbatula*) and gudgeon (*Gobio gobio*), that can be considered as dominant (>5%). Subdominant position (>2%) reached the Carpathian barbel (*Barbus carpathicus*), Danubian spined loach (*Cobitis elongatoides*) and white-finned gudgeon (*Romanogobio vladykovi*). The rest of species reached less than 2% of their relative abundance (Table 3).

Table 3. Relative abundance of fish species and diversity (H') by individual sampling sites during our survey (Abbreviations according to Table 1)

3. táblázat. Az egyes mintaterületeken talált halfajok relatív abundanciája és diverzitása (H') (Rövidítések 1. táblázat szerint)

Species	Rm	Ri1	Mp1	Dp	Mp2	Go1	Go2	Go3	Go4	Go5	Ri2	Ri3	Go6	Ba
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	12,5	74,6	-	-	-	-	-	-	-	-	19,9	32,4	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	3,7	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	3	11,1	-	-	-	93,3	81,8	13	-	18	1	8	-
<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,1	18,6	-	-
<i>Barbus carpathicus</i>	-	13,4	-	-	-	-	-	-	1	-	2,5	8,8	1,1	-
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	-	1,5	66,7	-	50	-	6,7	-	4,8	-	-	0,5	19,5	-
<i>Gobio gobio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	11,5	20	1,9	5,4	11,5	10,7
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,4	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1,5	1,1	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	11,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	100	50	-	-	18,2	-	-	-	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	-	-	5,4
<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	11,1	-	-	100	-	-	43,3	80	9,3	5,9	51,7	60,7
<i>Romanogobio kessleri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,4	-	-
<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,1	6,4	-	-
<i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-
<i>Salmo trutta m. fario</i>	62,5	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	-	6	-	-	-	-	-	-	25	-	37,9	8,8	5,7	23,2
<i>Zingel streber</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
no. of species	3	6	4	1	2	1	2	2	8	2	10	15	8	4
no. of Individuals	8	67	9	3	6	5	15	55	208	5	161	204	87	56
diversity index H'	0,9	0,89	1	0	0,69	0	0,24	0,47	1,48	0,5	1,76	2,11	1,43	1,04
equitability	0,82	0,49	0,72	0	1	0	0,35	0,68	0,71	0,72	0,76	0,78	0,69	0,75

In terms of the frequency of occurrence, the bitterling, stone loach and the Danube spined loach have occurred to 50% sampling sites and more (Table 3). According to data from the second half of the last century, common nase (*Chondrostoma nasus*) and the Kessler's gudgeon (*Romanogobio kessleri*) were reported to dominant species within the lower stretch of Rimava River (Kux & Weisz 1964). During our survey the proportion of both mentioned species was very low (Table 3). From species reported by previous studies (Kohút & Pilková 2000, Zontág 2006) we have not recorded the Carpathian lamprey (*Eudontomyzon danfordi*), grayling (*Thymallus thymallus*) and the Danube salmon (*Hucho hucho*). The worth mentioning is also the absence of pike (*Esox lucius*), roach (*Rutilus*

rutilus), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) and bream (*Abramis brama*) in our samplings (Kux & Weisz 1964, Kohút & Pilková 2000).

According to the results of cluster analysis based on the species presence/absence data (Fig. 2), the sampling sites may be grouped into three categories – 1) the upper stretch of Rimava River and its tributaries, falling within the trout and grayling zones (hereinafter “upper stretches”), 2) lower stretch of the river, falling within the barbel zone (hereinafter “lower stretches”) and 3) lower tributaries originating in the Rimava valley and adjacent highlands (hereinafter “lower tributaries”).

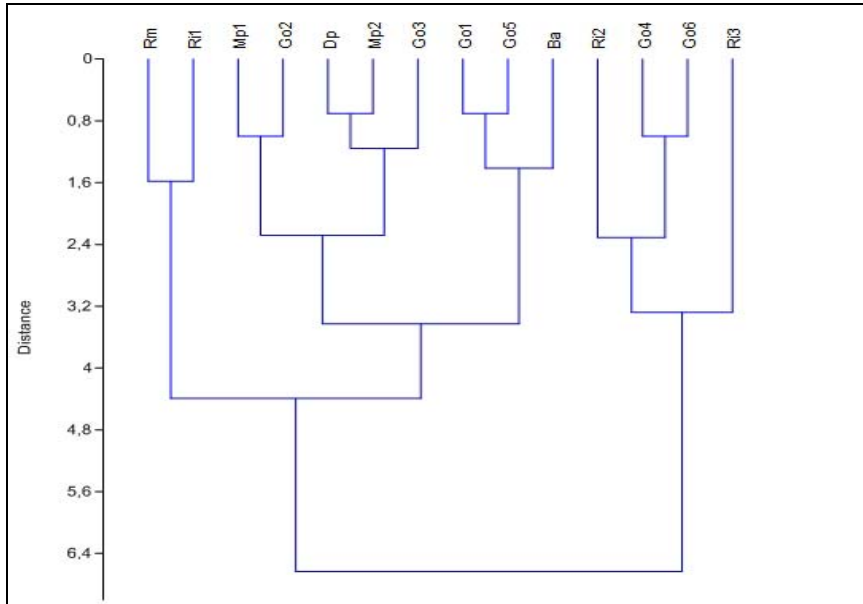


Fig. 2. Cluster analysis based on the species presence/absence data
2. ábra. Clusteranalízis a fajok előfordulása alapján

In terms of the flow preferences in upper stretches (sites 1, 2), the reophils accounted the proportion of 84% and rithral species 10,7%. Spirlin was the most abundant fish species. In terms of feeding preferences, the polyphagous group dominated in upper stretch (73,3%). In terms of reproduction the lithophils represented the major component of the fish community in upper stretch (98,7%).

In terms of flow preferences within the lower stretch of Rimava (sites 11,12), the guild of A-reophils dominated (68,77%), followed by eurytopic (23,56%) and limnophilous species (7,40%). In terms of feeding preferences the polyphagous (56,16%) and zoobenthophagous species (40%) represented the major proportion. In terms of the reproduction substrate preferences, lithophils outweigh (72,60%) the psammophils (17,26%) and ostracophils (7,40%).

In terms of flow preferences within the lower tributaries (sites 3-10,13,14) A-reophils and limnophils constituted the major proportion of the fish community. In comparison to the river itself, the proportion of eurytopic species was significantly higher in lower tributaries (>20%). In terms of feeding preferences the polyphagous and zoobenthophagous species have prevailed. In terms of the reproduction preferences, the ostracophils (39,87%) and psammophils (30,07%) represented the dominant groups.

Regarding the occurrence of threatened species in the upper stretches, 100% of recorded species fall into category of *least concern*. Within the lower stretches ten species were *least concern*, four *near threatened*, one *vulnerable* and one *endangered*. In lower tributaries nine

species *least concern* and one *near threatened* were recorded. Regarding the occurrence of threatened species, it can be concluded, that the most important from the conservation point of view, is the lower stretch of the Rimava River with six species listed in one of the „higher“ categories of threat. Although, within the upper stretches no particularly threatened species were found during our survey, it is necessary to emphasize the occurrence of the endemic Carpathian lamprey (*Eudontomyzon danfordi*) recently confirmed by previous survey (Zontág 2006). Regarding the occurrence of protected species, situation partially follows the occurrence of threatened species. Thus, the majority of protected species is concentrated within the lower stretches, where their proportion exceeded 49% based on the relative abundance data. As already has been mentioned above, the upper stretches are important given the occurrence of endemic Carpathian lamprey, as well as several indigenous species (Table 3).

Conclusions

According to our results based on the species presence/absence data, the sampling sites within the Rimava River catchment were grouped into three categories. The upper stretch of Rimava River, seems to be important habitat for Carpathian lamprey and several species of national and European importance. The lower tributaries seems to be suitable habitats for Danubian spined loach, bitterling and sporadic occurrence of limnophilous weather loach. Altogether seven species of the European importance and one species of the national importance were recorded in the lower stretch of the Rimava River. Thus this river section seems to be the most important in terms of the occurrence of protected species, as well as the most important from the conservation point of view. In the future it would be important to extend the present research into upper (epirithral) and middle (metarithral) section of the Rimava River, in order to obtain more conclusive data on the potential occurrence and population status of several threatened species, such as Carpathian lamprey or bullheads (*Cottus* sp.). Thus can be concluded, that the Rimava River is still populated by valuable ichthyocoenoses, nevertheless it is also heavily affected by human interventions (regulations, barriers). Therefore it is essential to initiate the systematic restoration of the Rimava River aimed primarily at the removal of existing migration barriers or building efficient fish passages.

Acknowledgements

This way we would like to thank very nicely to Mr. Csaba Balázs – zoologist of the Cerová vrchovina Protected Landscape Area, for his help and assistance by samplings.

References

- Aarts, B. G. W., Nienhuis, P. H. (2003): Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500: 157–178.
- Anonymus (2011): *Predbežné hodnotenie povodňového rizika v čiastkovom povodí Slanej*. Ministerstvo životného prostredia SR: pp. 121.
- Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821–864.
- Hammer, O., 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., Szepesi Zs., Halasi-Kovács B. (2007): Role of the water quality improvement on the fish fauna in the Hungarian section of Sajó river. *Pisces Hungarici* 2: 51–64.
- Holčík, J., Hensel, K. (1972): *Ichtyologická príručka*. Obzor, Bratislava, pp. 220.
- Kohút, J., Pilková, Z. (2000): Ichtyofauna rieky Rimava nad Rimavskou Sobotou. *Pol'ovníctvo a rybárstvo* 3/2000: 30–31.
- Koščo, J., Holčík, J. (2008): Anotovaný Červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska – Verzia 2007. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 7: 119–132.
- Koščo, J., Košuth, P., Ondrej, I. (2000): Ichtyofauna of the Slaná River Basin in the Rožňava District. *Folia faunistica Slovaca* 5: 157–170.
- Koščo, J., Košuthová, L., Košuth, P., Pekárik, L. (2010): Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia* 65/6: 1057–1063.

- Koščo, J., Lusk, S., Pekárik, L., Košuthová, L., Košuth, P. (2008): The occurrence and status of species of the genera *Cobitis*, *Sabenejewia*, and *Misgurnus* in Slovakia. *Folia Zoologica* 57/1–2: 26–34.
- Kováč, V., Hensel, K., Černý, J., Kautman, J., Koščo, J. (2007): *Invázne druhy rýb v povodiach Slovenska* – aktualizovaný zoznam 2006. Chránené územia Slovenska, 73.
- Kux, Z., Weisz, T. (1964): Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek. *Acta Musei Moraviae* 49, pp. 246.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J. (1984): *Ekologie živočichů*. SPN Praha, pp. 320.
- Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In Boon, P. J., Calow, P., Petts, G. J. (eds.): *River Conservation and Management*. John Wiley & Sons Ltd, p. 363–382.
- Sičáková, L. (1996): *Hydronymia slovenskej časti povodia Slanej*. PF UPJŠ, Prešov, pp. 108.
- Weiss, S., Schlötterer, C., Waidbacher, H., Jungwirth, M. (2001): Haplotype (mtDNA) diversity of brown trout *Salmo trutta* in tributaries of the Austrian Danube: massive introgression of Atlantic basin fish — by man or nature? *Molecular Ecology* 10: 1241–1246.
- Zontág, M. (2006): Contribution to the knowledge of ichthyofauna in selected streams in the Muránska planina National park and in its vicinity. *Reussia* 3/1: 21–45.

Authors:

Juraj HAJDÚ (hajdu.juraj@gmail.com), Ladislav PEKÁRIK (ladislav.pekarik@savba.sk), Jan KOHOUT, Alena KOHOUTOVÁ, Ján KOŠČO



A Rima/Rimava Rimaszécs/Rimavská Seč mellett (Juraj Hajdú felvétele)



Ichthyofauna of Torysa River in stream profiles of planned small hydroelectric power plants

A Torysa (Tarca) folyó halfaunája két tervezett kis vízerőmű szelvényében

L. Škovranová¹, J. Koščo¹, J. Kočišová¹, L. Šmiga²

¹University of Prešov, Faculty of Humanities and Natural Sciences, Dep. of Ecology, Prešov, SR

²Ústav pre chov a choroby zveri a rýb, Univ. of veterinary medicine and pharmacy, Košice, SR

Keywords: fish fauna, dominance, ecological characteristics

Kulcsszavak: halfauna, dominancia, ökológiai jellemzők

Abstract

An ichthyological survey was conducted in September 2011 at two stream profiles of planned construction of small hydroelectric power plants on the Torysa River – Vyšná Hutka and Zdoba. Our main objective was to investigate the species composition of ichthyofauna prior to the planned construction of hydropower plants and determine the potential impacts on fish assemblages. In Vyšná Hutka 11 species and in Zdoba 14 species were recorded. At the first site (Vyšná Hutka) bleak (*Alburnoides bipunctatus*) and chub (*Squalius cephalus*) were dominant species. At the second site (Zdoba), common dace (*Leuciscus leuciscus*), gudgeon (*Gobio gobio*) and bitterling (*Rhodeus amarus*) were dominant.

Kivonat

2011. szeptember folyamán a Torysa (Tarca) folyó két szakaszán, melyeken kis vízerőművek építését tervezik – Vyšná Hutka és Zdoba térségében – mértük fel a halállományt. A mintavételeknek az volt a célja, hogy vizsgáljuk a halfauna fajok szerinti összetételét és állapotát a tervezett kis vízerőművek megépítése előtt, valamint hogy meghatározzuk azok potenciális hatását a folyó érintett szakaszain jelenleg élő halközösségekre. Összesen 11 halfajt jegyeztük fel az első (Vyšná Hutka) mintaterületen és 14 halfajt a második (Zdoba) mintaterületen. Az első mintaterületen a sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) és a fejes domolykó (*Squalius cephalus*) voltak domináns fajok. A második mintaterületen a nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*), a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) és a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*) voltak domináns fajok.

Introduction

Appearance of Torysa River basin has changed a lot over the last few years. Realization of construction and melioration flow adjustment, as well as the planned construction of a small hydroelectric power plant, may differently affect the original aquatic communities, and the fish communities as well. Exploitation of hydropower from hydroelectric power plants is encountered with different responses in Slovakia. Adverse interventions often lead to changes in aquatic communities and trigger a shift from clear to turbid water state. The so-called barrier effect denotes the restricted migration of aquatic animals due to hydropower plants or dams, and it may cause increased fish mortality or decay of macrophyte beds. Such interventions often lead to an imbalance in ichthyocenosis, the extinction of some species from their habitats and to the deterioration of the qualitative and quantitative composition of ecologically important species (Kirka et al. 1981). Our ichthyological exploration on the lower flow of Torysa River assesses the current state of ichthyocenosis before the planned construction of the dam. This study is partly based on the results of previous surveys carried out in the River Torysa (Koščo et al. 1988, Manko & Koščo 2004; Koščo 2007). The first studies on the ichthyofauna of Torysa River were performed by Vutskits (1904), Hykeš (1921), Žitňan (1960), Žitňan and Kaščák (1960),

Hradil (1960), Kux and Weisz (1964), Kirka et al. (1981), Dorko (1983). The aim of the ichthyological survey was to determine the species composition of the ichthyofauna.

Description of the Torysa catchment

The catchment area of the Torysa River is located in the north-eastern part of Slovakia. Torysa River flows into the Hornád River, which is connected to the Bodrog River and finally flows into the Tisa River on the Hungarian territory (Fendekova 2011). Torysa River springs in Levočské Hills, northern of Levoča and an altitude of 1100 m. a. s. l. Torysa River is located in the submontane zone, which is characterized by slightly cold climate with winter temperatures of -3.5 to 6 ° C and mid-summer temperatures of 16.0 - 17.0 ° C. The average precipitation in this region is 600–850 mm (Mazur et al. 1980).

Materials and Methods

Our ichthyological survey was carried out in September 2011 at two localities (Zdoba and Vyšná Hutka), close to the spots of the planned hydroelectric power plants on the lower flows of the Torysa River (Fig. 1). Altogether, 388 fish specimens were found by aggregate ichthyological investigation on localities in the main stream of Torysa River. Lengths of river sections were 100 m. Fish species were identified after catching, the standard body length was measured, then fish were released back to the river. Quantitative and structural characteristics were determined according to Losos et al. 1985, the classification of species into ecological groups was according to Holčík (1998) and ecological status of fish was determined based on the Red List of lampreys and fishes of Slovakia (Koščo & Holčík 2008).



Fig. 1. Map of study area and sampling locations

Results and Discussion

In our research, 224 individuals we recorded in Zdoba (Table 2), belonging to 14 species. Common dace (*Leuciscus leuciscus*), gudgeon (*Gobio gobio*), bitterling (*Rhodeus amarus*) and Balkan loach (*Sabanejewia balcanica*) were dominant species.

In Vyšná Hutka, 164 specimens of 11 species were recorded; Chub (*Squalius cephalus*), riffle minnow (*Alburnoides bipunctatus*) and Balkan loach (*Sabanejewia balcanica*) were dominant species. By threat aspect, most species from both sites belonged to the category LC - Least Concern. During the survey, we found 5 species of fish belonging to the list of Natura 2000 (Table 2). Both sites records show that most fish had standard body length (SL) up to 49 mm. Species similarity of the sites was 66.6 %. Diversity and equitability index was very similar for both localities.

Several studies were dedicated to the ichthyofauna of Torysa River, which evaluated the species composition of the Torysa flow (Table 3). Early studies from the last century (Vutskits 1904, Hyeš 1921) mentioned only a few species. Detailed knowledge about ichthyofauna of Torysa River (near village Nižná Hutka) was discussed in works of Hradil (1960), who recorded about 20 species. Kux and Weisz (1964) divided Torysa River into the two sections, upper zone characterized by trout and lower one, which is characteristic as barbel zone, which starts around Prešov and where water is significantly contaminated. *Barbus barbus*, *Squalius cephalus*, *Chondrostoma nasus*, *Gobio gobio*, *Alburnoides bipunctatus* were included.

Table 2. Ecological groups and conservation status of fish on the localities Zdoba and Vyšná Hutka

Family Species	Localities		Ecological group				Conservation status	
	Hutka	Zdoba	Food	Repro- duction	Relation to current	Migration	RL-2008 Koščo & Holčík	NATURA
Cyprinidae								
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	+	+	Ca.1	A.1.3	Re	SD	LC	
<i>Barbus barbus</i>	+	+	Ca.2	A.1.3	Re	SD	LC	
<i>Barbus carpathicus</i>	+	+	Eu	A.1.3	Re	SD	LC	+
<i>Carassius gibelio</i>		+	Eu	A.1.5	Li	NM		
<i>Gobio gobio</i>	+	+	Ca.1	A.1.6	Et	NM	LC	
<i>Leuciscus leuciscus</i>		+	Ca.1	A.1.3	Re	SD	NT	
<i>Pseudorasbora parva</i>		+	Eu	B.2.2	Et	NM		
<i>Rhodeus amarus</i>	+	+	Eu	A.2.5	Et	NM	LC	+
<i>Romanogobio vladykovi</i>	+	+	Ca.1	A.1.6	Et	NM	NT	+
<i>Rutilus rutilus</i>		+	Eu	A.1.4	Et	SD	LC	
<i>Squalius cephalus</i>	+	+	Eu	A.1.3	Re	SD	LC	
Cobitidae								
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	Eu	A.1.5	Re	NM	LC	+
<i>Sabanejewia balcanica</i>	+	+	Ca.1	A.1.5	Re	NM	NT	+
Balitoridae								
<i>Barbatula barbatula</i>	+	+	Ca.1	A.1.6	Re	NM	LC	
Lotidae								
<i>Lota lota</i>	+		Ca.1	A.1.2	Et	SD	LC	

Ca.1 – nonspecific carnivorous; Ca.2 – specific carnivorous; Eu – omnivorous; A.1.2 – lithopelagophils; A.1.3 – lithophilous; A.1.4 – phytolithophils; A.1.5 – phytophils; A.1.6 – psammophils; B.2.2 – polyphilous sp.;

Re – reophils; Li – limnophils; Et – eurytopic;

SD – migration to 100 km; NM – non migration; LC – Least Concern; NT – Near Threatened

On the other hand, at this zone decreased incidence of *Barbus carpathicus* and *Chondrostoma nasus* was found. New species were also found – *Zingel streber* and *Romanogobio vladykovi*. We did not find species *Romanogobio kesslerii*, *Chondrostoma nasus*, *Zingel streber* during our research. Manko and Koščo (2004) recorded occurrence of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica*, *Alburnus alburnus*, *Rhodeus amarus*, *Romanogobio vladykovi* and *Romanogobio uranoscopus* on the main flow near Prešov (Ploské site, Byster a confluence of Hornád), but we did not find these species here. Summary of ichthyological research since 1988 were performed by Koščo (2007), who recorded 21 species in the Torysa and in its five tributaries. However, there is presence of preserved, endangered species like *Romanogobio kesslerii* and *Zingel streber*, and economically important species like *Anguilla anguilla* (European eel), *Aspius aspius* (asp), *Cyprinus caprio* (common carp), which were mentioned by other authors (Table 3.).

Critically endangered *Romanogobio uranoscopus* was reported in very small numbers and only at a small area near Košice. For the ichthyofauna of Torysa River, high geographic integrity index is characteristic (0.91), which highly exceeds the value of the index given to the entire area of Slovakia (0.76). This is due to the low number of fish farms, which often cause the introduction of some adventive species. Also, fragmentation of Hornád River, into which Torysa River flows, and temperature conditions in Hornád and Torysa Rivers prevent the immigration of these alien species. Most of the adventive species can not maintain self-keeping populations (Koščo 2007).

Table 3. Comparison of ichthyological surveys in the TORYSA basin

Family Species	Author(s)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
I. Anguillidae												
1. <i>Anguilla anguilla</i>	-	-		-	-	-	+	-	-	-	-	-
II. Cyprinidae												
2. <i>Barbus barbatus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
3. <i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
4. <i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
5. <i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
6. <i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
7. <i>Gobio gobio</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
8. <i>Gobio uranoscopus</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
9. <i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+
10. <i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-
11. <i>Rhodeus amarus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
12. <i>Aspius aspius</i>	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-
13. <i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
14. <i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
15. <i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	+
16. <i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
17. <i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
18. <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
19. <i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
20. <i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
21. <i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+
III. Cobitidae												
22. <i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+
23. <i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
IV. Balitoridae												
24. <i>Barbatula barbatula</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
V. Esocidae												
25. <i>Esox lucius</i>	-	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-
VI. Salmonidae												
26. <i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+
27. <i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+
28. <i>Salvelinus fontinalis</i>	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-
VII. Thymallidae – lipňovitě												
29. <i>Thymallus thymallus</i>	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+
VIII. Cottidae												
30. <i>Cottus poecilopus</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+
IX. Percidae												
31. <i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
32. <i>Zingel streber</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Number of species	3	4	3	2	20	11	18	17	16	10	10	21

Legend: 1 - Vutskits, 1904; 2 - Hykeš, 1921; 3 - Žitňan, 1960; 4 - Žitňan, Kašćák, 1960; 5 - Hradil, 1960; 6 - Olejár, 1962; 7 - Kux, Weisz, 1960; 8 - Kirka et al., 1981; 9 - Dorko, 1983; 10 - Košćo et al., 1988; 11 - Košćo et al., 1991; 12 - Košćo, 2007

+ present, - absent

In the case of construction of small hydroelectric power plants, negative changes on the stream may occur. Rising of water level above the weir creates adverse conditions for reophilous species, which are prevailing in this section and part of which is protected. This causes the fragmentation of fish populations above and below the weir, moreover, the dammed water creates favourable conditions for the occurrence of non-native and eurytopic fish species, as it was observed after the construction small hydropower plants on similar sectors of streams.

Acknowledgements

The study was supported by the Slovak Grant Agency VEGA – project No. 1/0847/13 and by project APVV-SK-PL-0077-12.

References

- Dorko, J. (1983): Príspevok k poznaniu ichtyofauny Sekčova s osobitým zreteľom na rod Gobio. *Zbor. Pedag. fak. v Prešove, UPJŠ v Košiciach, Prír. vedy* 20/1: 87–99.
- Fendekova, M., Demeterova, B., Slivova, V., Macura, V., Fendek, M., Machlica, A., Gregor, M., Jalcovikova, M. (2011): Surface and groundwater drought evaluation with respect to aquatic habitat quality applied in Torysa river catchment, Slovakia. *Ecohydrology & Hydrobiology* 11/1–2: 49–61.
- Holčík, J. (1998). *Ichtyológia*. Príroda Bratislava, pp. 310.
- Hradil, V. (1960): Príspevok k poznaniu fauny rýb povodia rieky Torysy. Košice: *Zbor. Východoslov. Múzea sér. A* 1: 37–47.
- Hykeš, O. (1921): Ryby republiky Československé. *Čas. Musea král. Českého, odd. přír.* 99: 85–105.
- Kírka, A., Mészáros, J., Nagy, Š. (1981). Ichtyocenózy a bentos v riekach východného Slovenska vo flyšovom pásme. Bratislava SAV: *Pol'nohosp. Veda, sér. A*, 1/8: 60–67.
- Koščo, J., Brázda, J., Hatálová, K. (1988). K poznaniu limnológie podhorského pásma rieky Torysy a jej prítokov. In: *XII. Východoslovenský tábor ochrancov prírody, Sigord–Kokošovce*, Prešov, p. 61–82.
- Koščo, J., Barabas, D., Mošanský, L., Stanko, M., Tešliar, J. (1991): *Vodohospodársko-ekologická štúdia vodohospodárskej sústavy Východné Slovensko*. Sprievodná správa, SEP EKE, Košice, pp. 156.
- Koščo, J. (2007). Zmeny ichtyocenóz povodia Torysy s dôrazom na chránené a invázne druhy. *Zbor. Východoslov. Múzea, Prírodné vedy* XL VIII, Košice, p. 127–139.
- Koščo, J., Holčík, J. (2008). Anotovaný červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska- verzia 2007. In: *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VII)*: 119–132.
- Kux, Z., Weisz, T. (1964). Příspěvek k poznání ichtyofauny slovenských řek. *Čas. Mor. Musea*, Brno, p. 204–209.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J. (1985). *Ekologie živočichů*. Praha, SNP, pp. 320.
- Manko, P., Koščo, J. (2004). Príspevok k poznaniu makrozoobentosu a ichtyofauny Torysy. *Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti*, Bratislava 22: 23–36.
- Mazúr, E. (ed.) (1980): *Atlas of SSR*. Institute of Geography SAS and Slovak Office of Geodesy and Cartography, Bratislava, pp. 76.
- Olejár, F. (1962): Ichtyofauna Delne so zreteľom na hospodárske využitie tohto potoka. *Sbor. Pedag. Inštitútu v Prešove a v Košiciach*, SPN Bratislava, 1: 259–272.
- Vutskits Gy. (1904): A Magyar Birodalom halrajzi vázlata. In Burány G. (ed.): *A Keszthelyi Kath. Főgimnázium Értesítője az 1903-1904 évről*, Keszthely, p. 3–57.
- Žitňan, R. (1960): Poznatky z helmintologického výskumu východného Slovenska. *Zbor. Východoslov. múzea v Košiciach*, A, 1: 135–147.
- Žitňan, R., Kašťák, V. (1960): Príspevok k poznaniu ichtyofauny vôd východného Slovenska. *Zbor. Východoslov. múzea v Košiciach*, A, 1: 83–89.

Authors:

Lucia ŠKOVRAŇOVÁ (lucia.skovranova@gmail.com), Ján KOŠČO (jankokosco@gmail.com), Jana KOČIŠOVÁ (kocisova.jana3@gmail.com), Lubomír ŠMIGA (akva.smiga@pobox.sk)



A Torysa/Tarca Zdobánál (Lucia Škovranová felvétele)



On the occurrence of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) in Slovak–Hungarian section of the Danube

A Lénai tok (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) megjelenéséről a Duna szlovák–magyar szakaszán

M. Farský¹, J. Hajdú², L. Pekárik³, J. Kautman⁴

¹Slovak Anglers' Union, Žilina, SR

²University of Prešov, Faculty of Humanities and Natural Sciences, Dep. of Ecology, Prešov, SR

³Slovak Academy of Sciences, Institute of Zoology, Bratislava, SR

⁴Slovak National Museum, Nature History Museum, Bratislava, SR

Keywords: sturgeons, non-native species, middle Danube

Kulcsszavak: tokfélék, idegen faj, Közép-Duna

The Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) inhabits practically all large Siberian rivers, in which occurs in three different subspecies – *A. b. baerii*, *A. b. stenorrhynchus*, *A. b. baicalensis*. Detailed description of the distribution range of Siberian sturgeon and its particular subspecies is described by Ruban (1997). Populations of *A. b. baerii* inhabiting the Ob River basin and the East-Siberian *A. b. stenorrhynchus* inhabiting the Yenisey River were significantly affected by fishing and pouching, while *A. b. baicalensis* is extremely rare (Ruban 1997). Thus the Ob River and Baikal Lake populations are included in Red Data Book of Russian Federation and their commercial fishing is now prohibited (Ruban & Bin Zhu 2010). Recently, the Siberian sturgeon has become very attractive for aquaculture, as well as for recreational anglers. Thus its unintentional escape from hatcheries located close to rivers, as well as its unannounced (illegal) introduction became possible. The species was firstly recorded in the Slovak-Hungarian stretch of the Danube River in 2005 (Masár et al. 2006), but no further published data on the species occurrence in Slovakian waters are available for now.

Between the 24th April and 9th May 2012, two specimens of the Siberian sturgeon (Fig. 1, 2) of total length 450 mm and 900 mm were recorded in the Slovak-Hungarian stretch of the Danube River, between the villages Iža (rkm 1759) and Radvaň nad Dunajom (rkm 1749). Samplings were conducted by fishing group of the Slovak Anglers' Union, from the Slovak bank of the Danube using the large beach seine net (130m long, mesh size 5x5cm, average height 2,5m) operated from boat and bank. Species were identified from photographs by comparison of meristic characters (number of dorsal, lateral and ventral bony scutes) and shape of the mouth of both individuals with the available published data (Masár et al. 2006). According to the data provided by anglers, Siberian sturgeon was recorded in this Danube stretch already in 2011 (1 specimen of total length ca 800 mm) and also in 2010 (2 specimens of total length ca 500 mm and ca 600 mm). More specimens were recorded by anglers on the Malý Dunaj side arm (upstream the Čierna voda weir), where in 2007 more than 60 specimens were identified as Siberian sturgeon. In 2008 and 2009 only a few individuals were recorded and thus can be concluded that massive occurrence in 2007 should be a result of escape from aquaculture or illegal release. Evidence of different length and age categories of Siberian sturgeon in the middle Danube river section suggests the possibility of its presence in a larger number of individuals. Since the hybrids between the non-native Siberian sturgeon and native sterlets (*Acipenser ruthenus*) were already found in

the upper Danube (Ludwig et al. 2009), the possibility of their natural hybridisation with potential risk towards the native populations of the sterlet can not be excluded.

References

- Masár, J., Turanský, R., Krupka, I., Kautman, J. (2006): The first record of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) in Slovak-Hungarian stretch of the Danube river. *Acta rerum naturalium Musei Nationalis Slovaci Bratislava* 52: 50–55.
- Ruban, G. I. (1997): Species structure, contemporary distribution and status of the Siberian sturgeon, *Acipenser baerii*. *Environmental Biology of Fishes* 48: 221–230.
- Ruban, G., Bin Zhu (2010): *Acipenser baerii*. In IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 01 April 2013.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L., Reinartz, R. (2009): First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. *Biological Invasions* 11: 753–760.

Authors: Martin FARSKÝ (ichtyo.farsky@gmail.com), Juraj HAJDÚ (hajdu.juraj@gmail.com), Ladislav PEKÁRIK (ladislav.pekarik@savba.sk), Ján KAUTMAN (jan.kautman@snm.sk)



Fig. 1. Siberian sturgeon (TL = 450 mm), Danube river, Radvaň nad Dunajom, Slovakia (Photo: J. Hajdú, 30. 4. 2012).



Fig. 2. Siberian sturgeon, detail of the rostrum from ventral side (Photo: L. Pekárik, 30. 4. 2012).



The drastic decline of fish fauna in the thermal lake of "Baile 1 Mai" (Baile Episcopale, Bihor County, Romania)

A halfauna drasztikus csökkenése a Nagyvárad melletti Püspökfürdő termáltavában

I. C. Telcean, D. Cupşa

University of Oradea, Faculty of Sciences, Department of Biology, Oradea, RO

Keywords: relict species, anthropic impact, overexploitation

Kulcsszavak: reliktumfajok, emberi hatás, túlzott vízkitermelés

The thermal lake is located in the lower Crisul Repede drainage close to the city of Oradea in western Romania. The unique warmwater biotope of the lake is maintained by its thermo-mineral underwater springs.

A brief review of the available data on water level and temperature reveals a decreasing trend in these parameters. The studies of Kováts (1977) found that the water temperature reached as much as 42°C because of the high discharge rates of the underwater thermal springs. That is why the lake did not freeze over in the winter. Two decades later, Craciun (1997) measured the water temperatures showing that they reached only 34–35°C in summer and decreased to 26°C in winter. It can be presumed that the high water temperatures represented a natural and ecological barrier for most cyprinid fish inhabiting the middle and lower reaches of river Petea until its confluence with Crisul Repede river. This is a plausible explanation for the absence of the congener non-thermophilic species *Scardinius erythrophthalmus*, which occurs only in the lower reaches of the Petea rivulet (Bănărescu 1996, personal communication).

According to subsequent data (Craciun 1997, Telcean 1999), a number of cyprinid fish species were able to advance upstream from the Petea rivulet since the temperature of the lake has decreased. The studies of the 1990s registered the presence of some non-thermophilic cyprinids and some exotic species, i.e. *Gobio gobio*, *Cyprinus carpio*, *Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva*, *Rhodeus sericeus amarus*, *Lebistes (Poecilia) reticulata*, *Cobitis danubialis*, *Sabanejewia aurata*, in the lake. The rheophilic species *Leuciscus cephalus*, *Barbus petenyi*, *Chondrostoma nasus* and *Vimba vimba carinata* spread from the Crisul Repede river (Craciun 1997). These species occurred mainly in the rivulet Petea, in the reach adjacent to the lake. Another non-thermophilic exotic piscivorous fish species *Ictalurus nebulosus*, which also originated from the Crisul Repede river, was added to the species list recently (Mag et al. 2008). The spreading of non-thermophilic species in the lake and close downstream is an evidence of the decrease of water temperature.

The most endangered fish species of the thermal lake is the endemic warmwater rudd *Scardinius racovitzai*. It was described as nova species by Müller in the thermal lake of Baile 1 Mai (Püspökfürdő) (Müller 1958). Taxonomically, it was initially considered to be a subspecies of *Scardinius erythrophthalmus*, but a later revision recognized it as a valid species endemic in the thermal lake of the Petea rivulet. Earlier studies on the biology of the species included some inaccurate information, from the hypothesis on its single spawning that precedes the end of its lifecycle (Müller 1958, Bănărescu 1964) to its spawning period in late winter and early spring, i.e. March (Craciun 1997, Telcean & Cupşa 2006). Our studies proved that *Scardinius racovitzai* spawns each year on submerged vegetation (Telcean

1999). This fish has been the only endemic relict species in the small thermal lake of the Petea. Currently, this endemic fish is critically endangered and may become extinct very soon. Previously the only threats were the vicinity of the village and the small dimensions of the habitat but the threats became more diversified in the last decade. The overexploitation of water sources has been identified as a potential risk for the fish fauna since its impact on the lake's water level became evident (Telcean & Cupşa 2006, 2012).

During the last years (2011–2012), the entire aquatic ecosystem was affected by the strong reduction of the discharge of thermal underwater springs caused by the overexploitation of geothermal mineral waters in the area. The successive droughty summers of the last years worsened the existing water deficit. This has drastically affected the fish fauna by now. The shrinking of the lake to a limited area above the water source forces the fish to occupy the habitat, which lacks submerged vegetation and is therefore unfavorable for feeding and spawning of the *Scardinius racovitzai*.

There are three harmful processes that lead to the drastic future decline of fish populations:

- decreasing water temperature;
- aquatic habitat loss with increasing predator pressure;
- scarcity of food resources and lack of shelter caused by habitat loss.

As a result of the decreasing temperature, the water freezes over at the edge of the remaining lake during the winter period. The bottom of the dried-up areas froze in the last winter season. The most endangered fish is *Scardinius racovitzai*, which does not tolerate cold water. From the total of 10 native species existing in the lake (Telcean 1999), only four species seem to have survived after the winter of 2011. These are *Carassius gibelio*, *Gobio gobio*, *Cobitis elongatoides* and *Scardinius racovitzai*. The few individuals of *Scardinius racovitzai* migrated close to the remaining source of thermal water. Unfortunately, this results in an increased vulnerability of the fish to predation by aquatic birds.

It can be presumed that a certain part of the fish populations will disappear in the nearby future if the rehabilitation of the water source is delayed.

References

- Bănărescu P. (1964): *Pisces – Osteichthyes. Fauna R.P.R., vol. 13.* Academiei Republicii Populare Romine, Bucureşti, pp. 959.
- Craciun, N. (1997): Ethological researches on *Scardinius racovitzai* from the thermal lake 1 Mai – Oradea. *Analele Universităţii Bucureşti, Biologie* 46: 31–40.
- Kováts, L. (1977): Cercetări calitative si cantitative efectuate asupra păsărilor pe malul pârâului Peţea. *Nymphaea* (Oradea): 483–491.
- Mag, V., Bud, I., Carsai, C., (2008): Specii ornamentale de pesti resalbatice in Lacul Petea de la Baile 1 Mai. *Neobiota din Romania*: 184–195.
- Müller, G. (1958): *Scardinius racovitzai* - nova species – (Pisces, Cyprinidae), eine relikte Rotfeder aus West-Rumänien. *Senckenbergiana biologica* 39: 165–168.
- Telcean, I. (1999): Ihtiofauna râului Peţea şi a lacului termal de la Băile Episcopoeşti. In Sarkany-Kiss, E., Sârbu, I., Kalivoda, B. (eds.): *Starea naturală a văilor din Bazinul Crişurilor*. Szolnok – Târgu-Mures, p. 229–233.
- Telcean, I., Cupşa, D. (2006): Püspökfürdő endemikus hala a Racovitzza-kele (*Scardinius racovitzai*). *Halászat* 99/4: 135.
- Telcean, I., Cupşa, D. (2012): Threatened and rare fishes from Upper Tisa valley and its Romanian left shore tributaries (North-Western Romania). *Pisces Hungarici* 6: 87–94.

Authors:

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

A Magyar Haltani Társaság 2012. évi működéséről

Egyesületünk az év során 16 új taggal gyarapodott, létszáma 104-ről 120-ra nőtt. Ebből 107 fő a rendes tagok száma, 13 jogi személy pedig pártoló tagunk.

A 2012. évi programunkban két jelentős tudományos rendezvény szerepelt. Egyik volt közülük a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke által 5 országra kiterjedően létrehozott hálózat, a Trans-Tisa Hydroecological Network márciusi programindító konferenciája, amelynek társszervezői voltunk. A konferencia résztvevőiként a projekt keretében végzendő haltani kutatásokra is javaslatot készítettünk, de fő feladatunk a VM Környezetvédelmi Államtitkársága pályázati keretéből e célra nyert összeg célirányos felhasználásának biztosítása, valamint a vele kapcsolatos pénzügyi elszámolás volt. E vállalásnak közmegegyezésre, maradéktalanul sikerült eleget tennünk.

Másik tudományos rendezvényünk az önállóan szervezett III. Tiszafüredi Halas Fórum volt, melyet a Tiszafüredi Halas Napokhoz kapcsolódva – a városi önkormányzat anyagi támogatásával – a Tisza-tó partján épült Balneum Hotelban tartottunk. Az előadóülés hatvanfős közönsége 14 előadással és 6 poszterrel ismerkedhetett meg, emellett ellátogatott az Európa legnagyobb édesvízi akváriumrendszerét üzemeltető Tisza-tavi Ökocentrumba is.

A tiszafüredi konferencián előadásként bemutatott kutatási eredményekből számos tudományos dolgozat készült. Ezek – a lektorálási procedúrát követően – saját időszaki kiadványunk, a Pisces Hungarici 6. kötetében jelentek meg. Új kötetünkől nem csupán társaságunk tagjai kaptak tiszteletpéldányt, küldtünk belőle valamennyi nemzeti parkunknak, környezetvédelmi felügyelőségünknek és vízügyi igazgatóságunknak, továbbá az agrár-felsőoktatási, illetve a biológus- és biológiatanár-képző intézmények könyvtárainak is.

A Pisces Hungarici cikkeinek szélesebb körű és biztosabb elérhetősége érdekében 2012-ben szerződést kötöttünk az Országos Széchényi Könyvtárral. Megállapodásunk értelmében a megjelent kötetek tartalmát digitalizált formában átadjuk az intézmény szervezeti egységeként működő Elektronikus Dokumentum Központnak, amely az Elektronikus Periodika Archívum és Adatbázis segítségével gondoskodik megőrzéséről, és hosszú távon stabil URL-címen biztosítja elérhetőségét a világhálón.

Ismeretterjesztő előadást az év során nem kértek tőlünk, de helyette megindítottuk és szolgáltatásként fönntartjuk honlapunkon a Mit fogtam? rovatot. Ez beküldött fényképek alapján segíti horgászainkat a fogott halak azonosításában, halismeretük fejlesztésében. Részint hasonló céllal rendszeresen frissítettük honlapunkon a magyar nyelvű Hírek és az angol nyelvű News rovatot, amelynek közleményei nagyrészt a Halászat folyóiratban is megjelennek.

Legjelentősebb ismeretterjesztő akciónk az Év Hala cím elnyerésére honlapunkon meghirdetett közönségsvavazás volt, amelynek győztese 2012-re a széles kárász lett. Az év folyamán számos ismeretterjesztő cikket jelentettünk meg róla az elektronikus és a nyomtatott sajtóban egyaránt, a honlapunkon pedig új oldalt nyitottunk, amelyen minden eddiginél pontosabban mutatjuk be a kitüntetett címet eddig elnyert fajok aktuális hazai elterjedését.

A 2013-ra vonatkozó Év Hala-szavazást, amelynek érdekében itthon és külföldön is komoly marketingmunkát végeztünk, szeptemberben indítottuk meg. Az elért eredményre büszkék lehetünk, hiszen a honlapunkra beérkezett 6700 szavazat nem sokkal marad el a sokkal ismertebb és százszor nagyobb taglétszámú Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület által szervezett Év Madara-választás 7400 szavazatától. Ami persze korántsem jelenti azt, hogy jelentőségünk összemérhető a számunkra is mintát adó, nagy múltú szervezetével, de azt jelzi, hogy akciónk sikeres volt, ami ismeretterjesztő tevékenységünk hatékonysága szempontjából rendkívül fontos. Köszönet mindazoknak, akik hozzájárultak társaságunk eredményes működéséhez.

Dr. Harka Ákos elnök



A 2012. évi Tiszafüredi Halas Fórum megnyitása



A konferencia hallgatósága (Papp Gábor felvételei)

A Magyar Haltani Társaság tagjai

	Név	Hely	Elérhetőség
1	Antal László dr. egyetemi tanársegéd	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék	antal.laszlo@science.unideb.hu
2	Bársony Péter dr. adjunktus	Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma	barsonp@agr.unideb.hu
3	Bátky Gellért halászati felügyelő	Földművelésügyi Igazgatóság Győr-Moson-Sopron Megyei Kormányhivatal, Győr	gellert.batky@gmail.com
4	Beranek László dr. szakorvos	Sanitas Corporis Kft. Tiszafüred	beranek@freemail.hu
5	Berczi Gábor dr. fogorvos	Tiszafüred	drberczig@gmail.com
6	Bialkó Vince dr. állatorvos	Szögliget	drbialko.v@t-online.hu
7	Bíró Péter dr. akadémikus	MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany	biro.peter@okologia.mta.hu
8	Blaskovits Zoltán polgármester	Németbánya	gemenc2000@freemail.hu
9	Boros Gergely dr. tudományos munkatárs	MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany	boros.gergely@okologia.mta.hu
10	Czeglédi István PhD-hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék	mullercega@gmail.com
11	Csányi Béla dr. intézeti mérnök	MTA ÖK Duna-kutató Intézet Göd	bela.csanyi@gmail.com
12	Csepregi István dr. főtanácsadó	Budapest	csepist@freestart.hu
13	Csiki Anetta ügyintéző	Tisza-tavi Sporthorgász N. K. Kft. Tiszafüred	csiki.anetta@sporthorgasz.eu
14	Csipkés Roland biológus	Debrecen	csipkes.roland@gmail.com
15	Cupşa, Diana dr. egyetemi docens	Universitatea din Oradea, Facultatea de Stiinte Oradea/Nagyvárad	dcupsa@uoradea.ro
16	Deák Soma egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK	deaksoma@freemail.hu
17	Deme Tamás természetvédelmi őr	Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, Pécs	ficedula@freemail.hu
18	Dévai György dr. professor emeritus	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék	devai.gyorgy@science.unideb.hu
19	Diczházi István természetvédelmi szakirányító	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Eger	Diczhazi@bnpi.hu
20	Dobronoki Dalma egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK	dalmadobronoki@gmx.com

21	Erős Tibor dr. tudományos főmunkatárs	MTA ŐK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany	eros.tibor@okologia.mta.hu
22	Fekete József Szilveszter sporthorgász	Határrendészeti Kirendeltség Kiszombor	feketejoci@freemail.hu
23	Ferincz Árpád PhD-hallgató	Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék, Veszprém	ferincz@almos.uni-pannon.hu
24	Fesztóry Sándor elnök	Sporthorgász Egyesületek Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Közhasznú Szövetsége	horgasz2@freemail.hu
25	Gaebele Tibor agrármérnök	Budapest	gaebele.tibor@gmail.com
26	Gorda Sándor dr. ügyvezető	Garda Duó Bt. Szarvas	gordas@haki.hu
27	Guti Gábor dr. osztályvezető	MTA ŐK Duna-kutató Intézet Göd	guti.g@t-online.hu
28	Györe Károly dr. tudományos munkatárs	Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas	gyorek123@invitel.hu
29	Györéné Cseres Ildikó laboratóriumi szakasszisztens	Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas	gyorene@haki.hu
30	Gyüre Péter dr. adjunktus	Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma, Debrecen	gyurep@agr.unideb.hu
31	Hajdú, Juraj PhD-hallgató	University of Prešov Eperjes/Prešov	hajdu.juraj@gmail.com
32	Halasi-Kovács Béla ügyvezető	SCIAP Kft. Debrecen	halasi1@t-online.hu
33	Harka Ákos dr. ny. középiskolai tanár	Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	harkaa@freemail.hu
34	Harsányi Dezső halászati felügyelő	Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság Szarvas	dezso.harsanyi@kmp.hu
35	Hegedűs Gábor halászati szakmérnök	Tiszai Kormorán Kft. Tiszafüred	kormoran@mail.datanet.hu
36	Hegedűs István sporthorgász	Litér	153aurora@gmail.com
37	Hegyi Árpád dr. tudományos főmunkatárs	SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Gödöllő	hegyi.arpad@mkk.szie.hu
38	Jakab Tibor dr. középiskolai tanár	Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	jkbtbr@gmail.com
39	Jeney Zsigmond dr. mb. főigazgató	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	jeneyz@haki.hu
40	Józsa Vilmos dr. tudományos főmunkatárs	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	jozsav@haki.hu
41	Juhász Lajos dr. tanszékvezető egyetemi docens	Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma, Debrecen	juhaszl@agr.unideb.hu
42	Juhász Máté egyetemi hallgató	Szegedi Tudományegyetem TTIK Szeged	juhasz.mate@indamail.hu

43	Kati Sára egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK	ksara936@gmail.com
44	Kárpáti László dr. ny. nemzetipark-igazgató	Nyugat-magyarországi Egyetem, Kooperációs Kutató Központ	dr.laszlokarpati@gmail.com
45	Keresztessy Katalin dr. biológus munkatárs	Országos Kémiai Biztonsági Intézet, Budapest	keresztessy.katalin@gmail.com
46	Keserü Balázs vízvédelmi ügyintéző, vízügyi tanácsos	Észak-dunántúli Vízügyi Igazgatóság Győr	keseru.balazs@edukovizig.hu
47	Kiss Balázs egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdálkodástudományok Centruma, Debrecen	mkvt.kiss@gmail.com
48	Kiss Gergő egyetemi hallgató	ELTE TTK Budapest	luzerg@freemail.hu
49	Kiss Sándor József halászati vezető	Körösi Halász Szövetkezet Gyomaendrőd	Kiss.sandor738@upcmail.hu
50	Kiss Tamás vadászati és halászati felügyelő	FVM Nógrád Megyei Földművelésügyi Hivatal Salgótarján	kekalga@freemail.hu
51	Kontos Tivadar hivatásos vadász	Túrkevei Földtulajdonosok Vadászati Közössége Túrkeve	titi@nimfea.hu
52	Koczka László sporthorgász	Csongrád Megyei Rendőr- főkapitányság Szeged	kockzcaslac@freemail.hu
53	Kóródy Olivér szakmai vezető	Tisza-tavi Ökocentrum Poroszló	korody.oliver@gmail.com
54	Koščo, Ján dr. egyetemi oktató	University of Prešov Eperjes/Prešov	jankokosco@gmail.com
55	Kövér László PhD-hallgató	Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Debrecen	koverl@agr.unideb.hu
56	Kucska Balázs dr. tudományos munkatárs	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	kucskab@haki.hu
57	Lehoczky István dr. tudományos főmunkatárs	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	lehoczkyi@haki.hu
58	Lengyel Péter programtitkár	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	lengyel@haki.hu
59	Lengyel Zoltán	Füzesabony	lengyel77@freemail.hu
60	Lévai Ferenc elnök-vezérigazgató	Aranypony Zrt. Százhalombatta	info@aranypony.hu
61	Magyar Lajos sporthorgász	Tiszafüred-Tiszaörvény	magyarlajos59@citromail.hu
62	Megyer Csaba osztályvezető	Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság Csopak	csaba.megyer@gmail.com
63	Mezei János területi felügyelő	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Eger	mezeija@axelero.hu
64	Mező Hedvig ökológiai szakreferens	Bükki Nemzeti Park Igazgatóság Eger	sagapedo@gmail.com

65	Mozsár Attila PhD-hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék	mozsarhal@gmail.com
66	Müller Tamás dr. tudományos főmunkatárs	SZIE MKK Halgazdálkodási Tanszék Gödöllő	muller.tamas@mkk.szie.hu
67	Nagy Lajos dr. természetvédelmi őrszolgálatvezető-helyettes	Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság Csopak	lajos.tihany@gmail.com
68	Nagy Sándor Alex dr. tanszékvezető egyetemi docens	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék	nagy.sandor.alex@science.unideb.hu
69	Nagy Zoltán halászati szakmérnök	Tiszafüred	nagy-hal@freemail.hu
70	Nowak, Michał PhD-hallgató	University of Agriculture in Kraków	michal.nowak@ur.krakow.pl
71	Nyeste Krisztián egyetemi hallgató	Debreceni Egyetem TEK TTK	nyestekrisztian@gmx.com
72	Ótott Ferenc dr. vállalkozó	Élővízi Sport és Gasztronómiai Vállalkozás	horthyacsonakhaz@gmail.com
73	Palkó Csaba PhD-hallgató	Ny-magyarországi Egyetem Mezg. és Élelmiszer-tudom. Kar Mosonmagyaróvár	csaba.palko@gmail.com
74	Papp Gábor ökológus	Tisza-tavi Sporthorgász NK Kft. Tiszafüred	papp.gabor@sporthorgasz.eu
75	Pekárik, Ladislav dr. kutató	Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences	ladislav.pekarik@savba.sk
76	Pintér Károly dr. ny. min. főosztályvezető	Vidékfejlesztési Minisztérium Budapest	pinterkaroly49@t-online.hu
77	Pintér Katalin agrármérnök	GREEN 2000 Kft. Baja	pinter.katalin1201@gmail.com
78	Potyó Imre tud. segédmunkatárs	MTA ÖK Duna-kutató Intézet Göd	pويمre@gmail.com
79	Reischl Gábor igazgató	Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság Sarród	reischl@fhnp.kvvm.hu
80	Salamon Gábor természetvédelmi tanácsadó	Németország	ggsalamon@freemail.hu
81	Sallai Zoltán természetvédelmi területfelügyelő	Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság Debrecen	csuka@akvapark.hu
82	Sály Péter dr. tudományos segédmunkatárs	MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet Tihany	saly.peter@okologia.mta.hu
83	Sevcsik András vadgazdálkodási mérnök	Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság Királyrét	andrassevcsik@gmail.com
84	Sipos Sándor	Kikinda	sipos.sandor@freemail.hu
85	Staszny Ádám tanszéki mérnök	SZIE MKK Halgazdálkodási Tanszék Gödöllő	Staszny.Adam@mkk.szie.hu
86	Stündl László dr. egyetemi adjunktus	Debreceni Egyetem Agrár- és Gadálkodástudományok Centruma, Debrecen	stundl@agr.unideb.hu

87	Szalma Elemér dr. főiskolai docens	Szegedi Tudományegy. JGYPK Földrajzi és Ökoturisztikai Tanszék	szalma@jgypk.u-szeged.hu
88	Szalóky Zoltán tudományos segédmunkatárs	MTA ÖK Duna-kutató Intézet Göd	szaloky@gmail.com
89	Szarvas László középiskolai tanár	Kossuth L. Gimnázium és Szakközépiskola Tiszafüred	laszlo.szarvas76@gmail.com
90	Szászné Béres Georgina természetvédelmi területkezelési ügyintéző	Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság Jósvafő	beres_gina@freemail.hu
91	Szatmári Lajos biológus	Debrecen	szlala00@gmail.com
92	Szendőfi Balázs természetbúvár	Budapest	szendofi@gmail.com
93	Szepesi Zsolt könyvvizsgáló	Omega-Audit Kft. Eger	szepesizs@freemail.hu
94	Szomor Dezső kertészmérnök	Apaj	szomord@invitel.hu
95	Szűcs István dr. tanszékvezető egyetemi docens	Debreceni Egyetem Agrár- és Gadálkodástudományok Centruma, Debrecen	szucsi@agr.unideb.hu
96	Takács Péter dr. tudományos munkatárs	MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany	takacs.peter@okologia.mta.hu
97	Takáts-Rezsü Emese biológus PhD-hallgató	Spektrum-3D Kft. Budapest	rmesi@freemail.hu
98	Telcean, Ilie dr. egyetemi docens	University of Oradea, Faculty of Sciences Nagyvárad/Oradea	itelcean@uoradea.ro
99	Tolnai Dóra főiskolai hallgató	Eszterházy Károly Főiskola Eger	tolnai.dora@gmail.com
100	Teróczki László	Tiszafüred	tolajos@freemail.hu
101	Tóth Balázs dr. hidroökológiai szakreferens	Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság Budapest	zingelzingel@gmail.com
102	Tóth Péter sporthorgász	Ericsson Magyarország Kft. Budapest	petrosz2363@freemail.hu
103	Udvari Zsolt főtanácsos	Vidékfejlesztési Minisztérium Budapest	zsudvari@freemail.hu
104	Ugrai Zoltán halászati ágazatvezető	Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség Ráckeve	ugrai@rdhsz.hu
105	Váradil László dr. ny. főigazgató	Halászati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas	varadil@haki.hu
106	Varga László ügyvezető	Balatonszabadi	varga_laszlo0055@t-online.hu
107	Vásárhelyi-Nagy Mária Flóra egyetemi hallgató	Semmelweis Egyetem Általános Orvostudományi Kar Budapest	benu.phoenix@yahoo.com

108	Vinginder Csaba tanácsadó	Debreceni Egyetem Agrár- és Gadálkodástudományok Centruma, Debrecen	vinginder@t-online.hu
109	Weiperth András tud. segédmunkatárs	MTA ŐK Duna-kutató Intézet Göd	weiperth@gmail.com
110	Wilhelm Sándor dr. ny. középiskolai tanár	Sacueni/Székelyhíd	sandor.wilhelm@gmail.com
111	Zalavári Zoltán karbantartó mérnök	Audi Hungária Motor Kft. Győr	zoltan.zalavari@t-online.hu

A Magyar Haltani Társaság pártoló tagjai

1	Agroinform Kiadó és Nyomda Budapest	Bolyki István ügyvezető igazgató	kiado@agroinform.com
2	Alföldkutatásért Alapítvány Kisújszállás	Tóth Albert dr. kuratóriumi elnök	tothberci41@freemail.hu
3	Aranypony Zrt. Százhalombatta	Lévai Ferenc elnök-vezérigazgató	info@aranypony.hu
4	Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. Siófok	Füstös Gábor vezérigazgató	titkarsag@balatonihal.hu
5	"Bozót" Agrár-Innováció Kft. Balatonszabadi	Varga László ügyvezető	varga_laszlo0055@t-online.hu
6	Debreceni Egyetem AGTC Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék	Juhász Lajos dr. tanszékvezető	juhaszl@agr.unideb.hu
7	Debreceni Egyetem TEK TTK Hidrobiológiai Tanszék Debrecen	Nagy Sándor Alex dr. tanszékvezető	nagy.sandor.alex@science.unideb.hu
8	Halászati és Öntözési Kutatóintézet Szarvas	Jeney Zsigmond dr. mb. főigazgató	info@haki.hu
9	Karcagi Nyomda Kft. Karcag	Márkusné Tankó Orsolya ügyvezető	k.nyomda@t-online.hu
10	MTA ŐK Balatoni Limnológiai Intézet Tihany	Bíró Péter dr. ny. intézetigazgató	biro.peter@okologia.mta.hu
11	Tiszafüred Város Önkormányzata Tiszafüred	Beraneck László dr. önkormányzati képviselő	beraneck@freemail.hu
12	Tiszai Kormorán Kft. Tiszafüred	Hegedűs Gábor ügyvezető	kormoran@mail.datanet.hu
13	Tisza-tavi Horgász Egyesületek Szövetsége Tiszafüred	Sztrikinác Zoltán elnök	zoltan.sztrikinacz@gmail.com
14	Tisza-tavi Sporthorgász Kft. Tiszafüred	Hegedűs Gábor ügyvezető igazgató	info@sporthorgasz.eu

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(mintaként a Pisces Hungarici jelen kötete szolgál)

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

Új formai előírások

A dolgozatokat **Word doc** formátumban, **B5-ös oldalbeállítással, mindenütt 2,5 cm margóval** készítsük, **Cambria** betűtípussal, **szimpla** sorközzel.

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

Szerző. A családnévet kiírjuk, a személynévnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg (12-es betűméret). A nevek alatt a munkahelyet vagy a postacímet adjuk meg (9,5-es betűméret, szintén balra igazítva, dőlt betűkkel).

Társszerző. Csak olyan közreműködő személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult.

Kulcsszavak (Keywords). Legfeljebb 5 olyan szó vagy kifejezés (magyarul és angolul is), amely a címben nem szerepel. (9,5-es betűméret, balra igazítva)

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

Kivonat. Az Abstract magyar nyelven, amelynek szintén rá kell férnie az első oldalra.

Szöveg. A betűméret 9,5 pontos legyen, kivétel ez alól a kivonat, a köszönetnyilvánítás és az irodalomjegyzék (8-as). A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzása 0,5 cm, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be ugyanilyen értékre. A sor beljebb kezdését eredményező Tab billentyűt ne használjuk!

Ábrák és táblázatok. Fekete-fehérben, doc formátumban kell beilleszteni a szöveg megfelelő helyére. Az ábrákon és táblázatokon belül címet ne adjunk meg, annak helye az ábra alatt, illetve a táblázat fölött van. Magyar nyelvű dolgozatokban az ábrák, táblázatok címét és feliratait angolul is fel kell tüntetni.

Alcímek. Bevezetés vagy Introduction, Anyag és módszer vagy Material and methods, Eredmények vagy Results, Értékelés vagy Discussion (félkövér betűk, 9,5-es betűméret).

Köszönetnyilvánítás vagy **Acknowledgement.** Legfeljebb 5 sor (8-as betűméret).

Irodalom vagy **References.** Az idézett munkák szoros ábécérendben, ezen belül időrendben, sorszámozás nélkül kövessék egymást. Minden tételnek azt a részét kell dőlt betűkkel kiemelni, amely néven a könyvtárban, vagy 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, a kötet és füzetszámok közé / jelet tegyünk, majd a : után az oldalszámok kerüljenek, melyek közé nagykötdőjelet (-) tegyünk (8-as betűméret).

A **szövegekőzi hivatkozás** módja: 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) vagy (Tóth et al. 2009) formában történjék.

Ha a zárójelen belül több szerzőnek több munkáját is idézzük, akkor a (Tóth 1999, 2003, Szabó 2001, 2002) forma alkalmazható.

Ha ugyanazon szerző(k) egyazon évben megjelent több cikkére is hivatkozunk, akkor betűkkel különböztetjük meg azokat egymástól, például: Tóth (1998a), Tóth (1999b, 1999c).

Az **irodalomjegyzékben** szereplő hivatkozásokra példa:

Harka Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91/1: 32–33.

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

Sallai Z., Vida A. (2010): A Szigetköz halai. In Gubányi A., Mészáros F. (eds.): *A Szigetköz állattani értékei.* Budapest, Magyar Természettudományi Múzeum, p. 111–128.

A **dolgozat legvégén** adjuk meg a szerző(k) teljes nevét az angol nyelvhasználat szerinti sorrendben, továbbá zárójelben legalább egy, de maximum 3 e-mail címet. (8-as betűméret)

A kéziratok benyújtásának módja

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

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