

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS V



Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2011

Pisces Hungarici 5
a Magyar Haltani Társaság időszaki kiadványa
(a periodical of the Hungarian Ichthyological Society)
HU ISSN 1789-1329

Szerkesztő/Editor:

HARKA Ákos
harkaa2@gmail.com

Szerkesztőbizottság/Drafting committee:

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

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

BOROS Gergely	PINTÉR Károly
ERŐS Tibor	STÜNDL László
HARKA Ákos	TAKÁCS Péter
NAGY Sándor Alex	WILHELM Sándor

Készült 320 példányban
Karcagi Nyomda Kft. Tel./fax: 59-311-048, e-mail: k-nyomda@t-online.hu
Felelős vezető: Márkusné Tankó Orsolya, Nagyné Tankó Tímea

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2011

Tartalom

JAKAB Tibor: Harka Ákos 70 éves	5
TAKÁCS Péter: Kárpát-medencei küllőfajok (<i>Gobio</i> sp.) morfometriai vizsgálata	7
MÜLLER Tamás, BALOVÁN Bence, TATÁR Sándor, MÜLLERNÉ TRENOVSZKI Magdolna, URBÁNYI Béla, DEMÉNY Ferenc: A lápi póc (<i>Umbra krameri</i>) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében	15
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: A bolgár törpecsik (<i>Sabanejewia bulgarica</i>) állomány- nagysága, mobilitása és növekedése a Tarnában	21
SZALÓKY Zoltán, GYÖRGY Ágnes Irma, CSÁNYI Béla, TÓTH Balázs, SEVCSIK András, SZEKERES József, ERŐS Tibor: Elektromos kecével végzett vizsgálatok első eredményei a Duna monitorozásában	37
HALASI-KOVÁCS Béla, SALLAI Zoltán, ANTAL László: A Berettyó hazai vízgyűjtő- jének halfaunája és halközösségeinek változása az elmúlt évtizedben	43
MOZSÁR Attila, ANTAL László, BOROS Gergely, TÁTRAI István: Mindenevő ponty- félék foszforforgalomban betöltött szerepe	61
CSIPKÉS Roland, SZATMÁRI Lajos: Adatok az Ipoly magyarországi felső szakaszának és mellékpatakjainak halfaunájáról	73
SÁLY Péter, HÓDI Beáta Krisztina: A Tarna felső és középső vízgyűjtőjének pataki halegyüttese	83
FEHÉR Milán, STÜNDL László, SZÜCS István, BORBÉLY Gyula, BÁRSONY Péter: A barramundi (<i>Lates calcarifer</i>) mint új halfaj a hazai akvakultúrában	95
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt: A Marcal mellékpatakjainak halfaunisztikai vizsgálata ...	99
JUHÁSZ Lajos: A belvízi véstározás haltani vonatkozásai a Kék-Kálló-völgyben	111
KOŠČO Ján, PEKÁRIK Ladislav, KOŠUTHOVÁ Lenka, NOWAK Michal: A Bodrog szlovákiai szakaszának halfaunája	117
TELCEAN Ilie C., CUPȘA Diana: A tiszai ingola <i>Eudontomyzon danfordi</i> Regan 1911 (Petro-myzontes, Petromyzontidae) előfordulása a Tisza romániai mellék- folyóiban	123
VARGA László: Régi-új irányelvek a Balaton halgazdálkodásában	129
A Magyar Haltani Társaság 2010. évi működése (HARKA Ákos)	133
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára	134

Contents

JAKAB Tibor: Ákos Harka is 70 years old	5
TAKÁCS Péter: Morphometric research on gudgeon species inhabiting the Carpathian Basin	7
MÜLLER Tamás, BALOVÁN Bence, TATÁR Sándor, MÜLLERNÉ TRENOVSZKI Magdolna, URBÁNYI Béla, DEMÉNY Ferenc: Propagation and rearing of European Mudminnow (<i>Umbra krameri</i>) in the interest of natural stock maintenance	15
SZEPESI Zsolt, HARKA Ákos: Population estimates, mobility and growth of <i>Sabanejewia bulgarica</i> in the river Tarna (North-East Hungary)	21
SZALÓKY Zoltán, GYÖRGY Ágnes Irma, CSÁNYI Béla, TÓTH Balázs, SEVCSIK András, SZEKERES József, ERŐS Tibor: Development and testing of an electrified benthic trawl for monitoring benthic fish assemblages in the River Danube	37
HALASI-KOVÁCS Béla, SALLAI Zoltán, ANTAL László: The fishfauna of the Hungarian stretch of Berettyó river-system and changes its fish-communities in the latter decade	43
MOZSÁR Attila, ANTAL László, BOROS Gergely, TÁTRAI István: The role of omnivorous cyprinids in the phosphorus cycle	61
CSIPKÉS Roland, SZATMÁRI Lajos: Data to the fish fauna of the Hungarian upper section of river Ipoly and its tributary streams	73
SÁLY Péter, HÓDI Beáta Krisztina: Stream fish assemblages of the upper and middle catchment of river Tarna, Hungary	83
FEHÉR Milán, STÜNDL László, SZÚCS István, BORBÉLY Gyula, BÁRSONY Péter: Barramundi (<i>Lates calcarifer</i>) as a new fish species in Hungarian aquaculture	95
HARKA Ákos, SZEPESI Zsolt: Investigation on the fish fauna on the side streams of Marcal river (West Hungary)	99
JUHÁSZ Lajos: The ichthyological aspects of the containment of inland waters in the Kék-Kálló-valley	111
KOŠČO Ján, PEKÁRIK Ladislav, KOŠUTHOVÁ Lenka, NOWAK Michał: Ichthyofauna of the Slovak part of river Bodrog	117
TELCEAN Ilie C., CUPȘA Diana: The occurrence of Carpathian Brook Lamprey <i>Eudontomyzon danfordi</i> Regan 1911 (Petromyzontes, Petromyzontidae) in the upper Tisa tributaries from northern Romania	123
VARGA László: Old-new guidelines for fisheries management of Lake Balaton	129
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2011 (HARKA Ákos)	133
Guide for authors of the Pisces Hungarici	134

HARKA ÁKOS 70 ÉVES

ÁKOS HARKA IS 70 YEARS OLD

JAKAB Tibor

Kossuth Lajos Gimnázium és Szakközépiskola, Tiszafüred, jkbtr@gmail.com



HARKA Ákos

Harka Ákos 1941. február 15-én született Békésszentandrásan. A szarvasi gimnáziumi érettségit követően Szegedre került, ahol előbb a Tanárképző Főiskola biológia–kémia szakán, majd a József Attila Tudományegyetemen szerzett tanári oklevelet.

1963-tól közel négy évtizeden át tanított a tiszafüredi gimnáziumban, tanítványok sokaságát nevelve a tudás és a tudomány tiszteletére. Diákjai számos alkalommal szerepeltek a tanulmányi versenyek országos döntőjében, sőt nemzetközi diákolimpián, szerevezve dobogós helyezéseket és győzelmet is.

A kutatómunkához azonban, amellyel még a tudományos diákkörben ismerkedett meg, gyakorló tanárként sem lett hűtlen. Adatokat gyűjtött az akkor még csak tervezett Kiskörei-víztározó területére eső folyószakasz halállományáról, alapot teremtve ezzel a későbbi változások kimutatására. Ebből a témából írta egyetemi doktori disszertációját is, amelyet 1973-ban védett meg.

Ma is tartó vizsgálatait alapján rendszeresen tett és tesz javaslatokat a Tisza-tó halgazdálkodásának alakítására. Folyamatos megfigyelései sokat segítettek a Tisza élővilágát sújtó 2000. évi cianidszennyezést követő kárfelmérésben és kárenyhítésben. Ezt követően bekapcsolódott a Tiszában élő védett halfajok populációdinamikájának feltárásába: vizsgálta a halványfoltú küllő, a szívárványos ökle és a törpecsík Tisza-tavi populációinak korösszetételét, növekedési ütemét és produktívóját.

Több mint négy évtizedes munkálkodása során jelölt halakkal tanulmányozta a ponty vándorlását a Tiszában, s hazánkban elsőként írta le matematikai modellekkel a csuka, a harsca és a különböző pontyformák növekedését. Tökéletesítette a halak csontmetszet alapján történő kormeghatározási módszerét, s Pintér Károllyal kimutatta, hogy Európában a törpeharcsának egy önálló alfaja alakult ki. Tisztázta továbbá a küllőfajok magyarországi elterjedését és ökológiai igényeit, elsőként hívta fel a figyelmet a hazai ezüstkárászok szaporodásmódjának megváltozására, s rámutatott a vizeink felmelegedése és a pontokaszpius fajok terjeszkedése között fennálló kapcsolatra.

Új eredményeket hoztak halfaunisztikai vizsgálatai, amelyek hazánk haltani szempontból kevésbé ismert folyóvizeinek az aktuális helyzetét mérték föl, majd bekapcsolódott az Erdélyben, Kárpátalján és Felvidéken folyó nemzetközi kutatásokba is. Magyarország és a Kárpát-medence számos vizéből jelezte olyan halfajok jelenlétét, amelyek korábban ott ismeretlenek voltak. Társszerzőkkel új fajként írta le Jugoszláviából a széles durbincсот, Szlovákiából a fekete törpeharcsát, és a Kárpát-medencéből elsőként mutatta ki az amurgébet. Faunisztikai kutatásai összegzéseként írta meg Halaink című könyvét (1997), amely sok évtizedes hiányt pótolva adott képet Magyarország halainak XX. század végi elterjedéséről, lelőhelyeiről.

Hatvanadik évét betöltve elköszönt a pedagóguspályától, főtevékenységévé a kutatás és az ismeretterjesztés vált. Új témaként a klímaváltozás faunamódosító hatását és a halak szaporodásában játszott szerepét vizsgálta, de Szepesi Zsoltban társra találva folytatta a faunisztikai adatgyűjtést is. Újabb könyve, a Sallai Zoltán bevonásával készített Magyarország halfaunája 2004 végén került ki a nyomdából.

Új fejezet kezdődött életében, amikor kezdeményezésére 2005-ben megalakult a Magyar Haltani Társaság, amely elnökévé választotta. Elnöksége első 5 éve alatt az egyesület taglétszáma megduplázódott, anyagi bázisa megerősödött, arculata határozott karaktert öltött. Szerkesztésében a Haltani Társaság jelenleg is rovatot gondoz a Halászat c. folyóiratban, a társaság időszaki kiadványa, a Pisces Hungarici pedig évente megjelenő, szakmai körökben elismert, az angliai Zoological Record által referált periodikává fejlődött.

Az egyesületi élet szervezése mellett ismeretterjesztő cikkekkel és előadásokkal, halismertető poszterekkel, 2010-től pedig az év hala akció bevezetésével igyekezett minél szélesebb körben népszerűsíteni vizeinket és halainkat. Irányításával számos fiatal kóstolt bele a haltani kutatásba. Segítségével jó néhányan készítettek diplomamunkát, tudományos diákköri dolgozatot, és írták meg első tudományos közleményüket, szakcikküket.

Közel háromszáz kisebb-nagyobb publikációjának egyharmada tudományos közlemény, nagyobb hányada szakcikk és ismeretterjesztő írás. Többségük a Halászat című szaklapban jelent meg, de sok cikkét a Tiscia, az Állattani Közlemények, utóbb pedig a Pisces Hungarici tette közzé. Számos cikke és tanulmánya külföldi kiadványokban látott napvilágot. Két éve a világ egyik legjelentősebb haltani információs rendszerének, a FishBase internetes adatbázisának is regisztrált munkatársa lett.

Tanári, ismeretterjesztő és kutatómunkája eredményességét számos elismerés jelzi: Az Oktatásügy Kiváló Dolgozója (1976), Kiváló Pedagógus (1980), Jász-Nagykun-Szolnok Megyéért (1993), Pedagógus Kutatói Pályadíj (1999), Pro Talento (2001), Tiszafüred Város Díszpolgára (2001), Pro Natura Emlékplakett (2004).

A Magyar Haltani Társaság tisztelettel és szeretettel köszönti alapító elnökét, a 70 éves Harka Ákost, akit a nemrég lezajlott közgyűlés újabb 5 évre megerősített tisztségében. Kívánunk neki jó egészséget és további tartalmas évtizedeket!

KÁRPÁT-MEDENCEI KÜLLŐFAJOK MORFOMETRIAI VIZSGÁLATA

MORPHOMETRIC RESEARCH ON GUDGEON SPECIES INHABITING THE CARPATHIAN BASIN

TAKÁCS Péter

MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany, takacsp@tres.blki.hu

Kulcsszavak: *Gobio*, *Romanogobio*, diszkriminanciaanalízis

Keywords: *Gobio*, *Romanogobio*, discriminant analysis

Összefoglalás

A magyarországi vizekben élő küllőfajok rendszertana jelentősen átalakult az utóbbi években. A 2007-ben megjelent Handbook of European Freshwater Fish című könyv szerzői szerint a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), nem él a Kárpát-medencében. Helyette két másik küllőfajt említene, melyek elterjedési területének határvonalát a Duna képezi. Szerintük a Dunától keletre a *Gobio carpathicus*, a Dunában és attól nyugatra a *Gobio obtusirostris* honos. Jelen munka célja, hogy klasszikus morfológiai mérések segítségével meghatározza a magyarországi küllőfajokat elkülönítő legfontosabb testparamétereket. Egy-egy küllőgyedeen összesen 23 változót mértünk, amelyből a statisztikai elemzéshez 21-et használtunk fel. Vizsgálataink során több mint 700 múzeumi gyűjteményben található konzervált egyed több mint tizenötezer adata került rögzítésre. Az adatokat diszkriminancia-analízissel és korrelációanalízissel elemeztük. Eredményeink rámutatnak arra, hogy a szakirodalmi ajánlások alapján felvett paraméterekkel a felpillantó, a homoki és a halványfoltú küllő jól elkülöníthető egymástól. Viszont a korábban *Gobio gobio* néven nyilvántartott faj tiszai vízgyűjtőről származó és dunántúli vizekből előkerült állományai a felhasznált morfológiai változók segítségével nem különíthetők el megbízhatóan. Az egyes merisztikus bélyegek statisztikai elemzése sem mutatott eltérést a két csoport között. A morfológiai vizsgálatokkal lehet ugyan különbséget tenni a *Gobio* nembe tartozó faj/fajok kelet- és nyugat-magyarországi állományai között, de véleményünk szerint ezek nem faji szintű különbségek, hanem az állományok nagy távolsága miatt kialakuló genetikai izoláció megnyilvánulásai.

Summary

The taxonomy of the Gobioninae family changed considerably in the last decade. The recent identification keys do not mention the *Gobio gobio* any more, but shows two new species, *G. carpathicus* and *G. obtusirostris* from the Carpathian Basin. The *G. carpathicus* described from the eastern part of the Carpathian Basin, the *G. obtusirostris* is native in the Transdanubian region. The border between the distribution areas of these gudgeons formed by the Hungarian Danube section. The aim of present study was to identify the morphometric differences among the gudgeon species inhabiting the Carpathian Basin having special regard to the „species” classified into the *Gobio* genus. For statistical analyses more than 15000 morphometric data of 733 conserved specimens of museum collections measured. 23 morphometric parameters were measured on each specimens. These variables were standardised by the standard lengths. The results of the discriminant analysis showed significant differences among the *Romanogobio* species, but remarkable lower distinction was found between the two *Gobio* stocks originated from the eastern and western regions of the Carpathian Basin. The measured meristic parameters did not show significant differences in the case of two stocks either. Our results may indicate that these differences between the *Gobio* stocks are not means species level differentiation. Maybe the isolation by distance is the main reason of the morphologic differentiation.

Bevezetés

A küllőfélék (Gobioninae) alcsaládja a pontyfélék (Cyprinidae) családján belül egy különálló csoportot alkot. Legnagyobb fajszámmal a Távols-Keleten található meg, de az európai vizekben is szép számmal élnek képviselőik. Sokáig egyetlen genus volt ismert az európai vizekből, az összes őshonos fajt a *Gobio* genusba sorolták. Majd főleg csonttani eltérések alapján a 20. század végén egy új genus (*Romanogobio*) hoztak létre (Naseka 1996a,b; Naseka & Bogutskaya 1998; Naseka & Poznjak 2000; Bogutskaya & Naseka 2004), és számos európai előfordulású fajt ebbe a csoportba soroltak át. Az európai küllőfajok recens taxonómiai státuszáról Nowak és munkatársai (2008) átfogó áttekintést nyújtanak. A kétezres évek elejéig magyarországi vizekből négy küllőfajt ismertünk, melyek közül három tartozik a *Romanogobio* nembe. Ezzel szemben Kottelat és Freyhof (2007) szerint a Kárpát-medencében nem él fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), viszont helyette két

korábban leírt, de addig csak a *Gobio gobio* szinonimájaként, illetve alfajaként számon tartott fajt említ. A szerzők szerint a Tisza vízgyűjtőjén egyedüli *Gobio*-faj a *Gobio carpathicus*, amelyet Vladykov (1925) *Gobio gobio carpathicus* néven alfajként írt le. Jászfalusi (1951) a tiszaí vízgyűjtőn található elszórtan pettyezett uszonyú „küllőváltozatot” szintén *Gobio gobio carpathicus* alfajként említi. Berinkey (1962) szerint, megerősítve Bănărescu (1954) megállapítását, ez az alfaj csak a Tisza vízrendszerében található meg. Kottelat és Freyhof (2007) szerint a másik magyarországi *Gobio*-faj a *Gobio obtusirostris*, amely a Duna felső és középső szakaszán, valamint a betorkolló jobb parti mellékvizekben honos. A Kárpát-medencei vizekben élő *Gobio*-fajok elterjedési területe között utóbbi szerzők szerint a Duna észak-déli folyása adja a határvonalat.

A korábban fenékjáró küllőnek nevezett faj/fajcsoport a magyarországi dombvidéki jellegű kisvízfolyások szinte mindegyikében megtalálható (Harka & Sallai 2004), ezeknek a vízfolyásoknak az egyik karakterisztikus hala (Takács 2007; Sály 2009). Bükkaljai küllőállományokon végzett genetikai vizsgálatok szerint az egyes állományai nagymértékű genetikai különbségeket mutatnak (Takács et al. 2008). Ezek a jelentős különbségek főleg az állományok közötti korlátozott génáramlás miatt alakulhatnak ki. A korlátozott vándorlás miatt kialakuló beltenyészetek sok esetben helyi „változatok” kialakulását vonhatták maguk után. Ezt az elméletet támasztja alá az, hogy több publikációt is találhatunk e faj egy-egy speciális színváltozatáról, vagy más, az átlagostól eltérő jegyekkel jellemezhető állományairól (Endes 1991, 1994). Megjegyzem azonban, hogy fajhibridek előfordulása is feltételezhető. Így a nagyobb vízfolyásokból előkerülő, a szerzők által „speciális változatnak” tartott egyedek valamely *Romanogobio* genusba tartozó faj (valószínűleg a *R. vladkovi*) és a kisvízfolyások felső szakaszán domináns, de a nagyobb vizekből kisebb egyedszámmal előkerülő *G. gobio* egyedek hibridjei is lehetnek. Az irodalmi adatok áttekintése során több olyan közlést is találtam, amely a fenékjáró küllő tiszaí vízgyűjtőjén élő állományainak alfaji szintű elkülönítését javasolja (Jászfalusi 1951, Bănărescu 1954, Berinkey 1962), viszont egyetlen olyat sem, amely az állományok kelet-nyugat irányú elkülönülését faji szintű különbséggé emelné. A Kottelat és Freyhof (2007) által leírt elkülönítő bélyegek a két faj esetében nagymértékű átfedést mutatnak, tehát nem alkalmasak a dunántúli, általuk *G. obtusirostris*, illetve a kelet-magyarországi, általuk *G. carpathicus* névvel illetett populációk elkülönítésére.

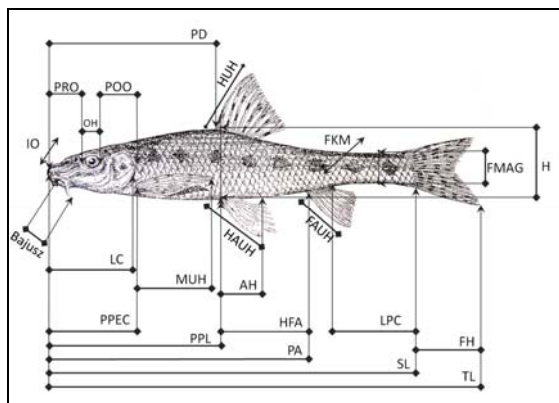
Jelen munkámban múzeumi gyűjteményekben található küllőegyedeken végzett klasszikus morfolometriai mérések segítségével szeretném bemutatni a kárpát-medencei vizekben előforduló küllőfajok közötti különbségeket. Különös figyelmet fordítva a Kárpát-medence keleti és a nyugati feléről származó, eddig *G. gobio* néven azonosított állományok esetleges eltéréseire. A mérések eredményeit többváltozós statisztikai elemzéssel értékeltem. Arra a kérdésre kerestem a választ, hogy találhatunk-e olyan jellegzetességet, amellyel mint határozóbélyeggel megbízhatóan elkülöníthetjük egymástól az egyes küllőfajokat, illetve a Kárpát-medence egyes részeiről gyűjtött *Gobio*-állományokat.

Módszerek

A morfolometriai vizsgálatokat a budapesti Magyar Természettudományi Múzeum, a zirci Bakony Múzeum és a gyöngyösi Mátra Múzeum gyűjteményeiben található konzervált küllőegyedeken végeztem el. A konzerváció természetesen okoz változásokat az egyed testméreteiben, de jelen munkához kizárólag konzervált egyedek morfolometriai adatait használtam fel, ezért feltételezhető, hogy a konzerváció minden csoportnál hasonló eltéréseket okozott. Természetesen szelektáltam a gyűjteményekben található egyedek között is, a morfolometriai méréseket csak a jó megtartású példányokon végeztem el. A lemérendő paramétereket (*I. ábra, I. táblázat*) szakirodalmi ajánlások alapján jelöltem ki (Berinkey 1966, Harka 1986). A morfolometriai méréseket digitális tolómérővel végeztem, minden egyed

esetében 23 testparaméter értékét rögzítettem. A múzeumi gyűjteményekben összesen 733 egyed testméretadatait mértem le.

A gyűjteményekben található egyedszámok jól korrelálnak a fajok gyakoriságával. Legnagyobb egyedszámban (409db) a *G. gobio* faj egyedeit találtam a gyűjteményekben. A keleti ország-részből 202, a nyugati ország-részből 207 egyed származott. Jóval kevesebb *Romanogobio* egyed volt a gyűjteményekben: *R. vladykovi* 128 db, *R. kessleri* 135db, *R. uranoscopus* 61 db. Több esetben a gyűjtők által megadott faji besorolásokat is revideáltam, és ezt minden esetben feltüntettem a minták adatlapján.



1. ábra. A mért morfometriai paraméterek
Fig. 1. Morphometric parameters measured

1. táblázat. A mért morfometriai paraméterek rövidítései
Table 1. Abbreviations of the morphometric parameters measured.

TL	Teljes testhossz	LPC	Faroknyél hossza
	Total length		Length of caudal peduncle
SL	Standard testhossz	FKM	Faroknyél vastagsága
	Standard length		Diameter of caudal peduncle
OH	Szemátmérő	FMAG	Faroknyél magassága
	Eye diameter		Minimum body depth
PRO	Preorbitális távolság	MUH	Mellúszó hossz
	Preorbital distance		Length of pectoral fin
POO	Posztorbitális távolság	HUH	Hátúszó magassága
	Postorbital distance		Depth of dorsal fin
IO	Szemek közötti távolság	HAUH	Hasúszó hossz
	Interorbital distance		Length of ventral fin
Bajusz	Bajuszhossz	FAUH	Farokalatti úszó magassága
	Length of barbel		Depth of anal fin
LC	Fejhossz	FH	Farokúszó hossza
	Caudal length		Length of caudal fin
H	Maximális testmagasság	PD	Predorzális távolság
	Maximum body depth		Predorsal distance
AH	Az anális nyílás és a hasúszó távolsága	PA	Preanális távolság
	Distance between the anal aperture and anal fin		Preanal distance distance
HFA	Hasúszó és farokalatti úszó távolsága	PPEC	Prepektorális távolság
	Distance between the anal and ventral fin		Prepectoral distance
PPL	Prepelvikus távolság		
	Prepelvic distance		

A morfometriai mérésekhez csak az 50 milliméternél nagyobb standard testhosszú egyedeket használtam fel. Hogy kiküszöböljem az egyedek különböző mértékből adódó eltéréseket, a lemért értékeket az átlagos standardtesthossz-értékekkel standardizáltam. A standardizálást a következő egyenlet felhasználásával végeztem el:

$$M_{adj} = M (L_s / L_o)^b$$

Ebben M_{adj} a „standardizált” testméret, M az eredeti testméret, L_s az adott csoportba tartozó egyedek standard testhosszainak átlaga, L_o az egyed standard testhossza. A „b”

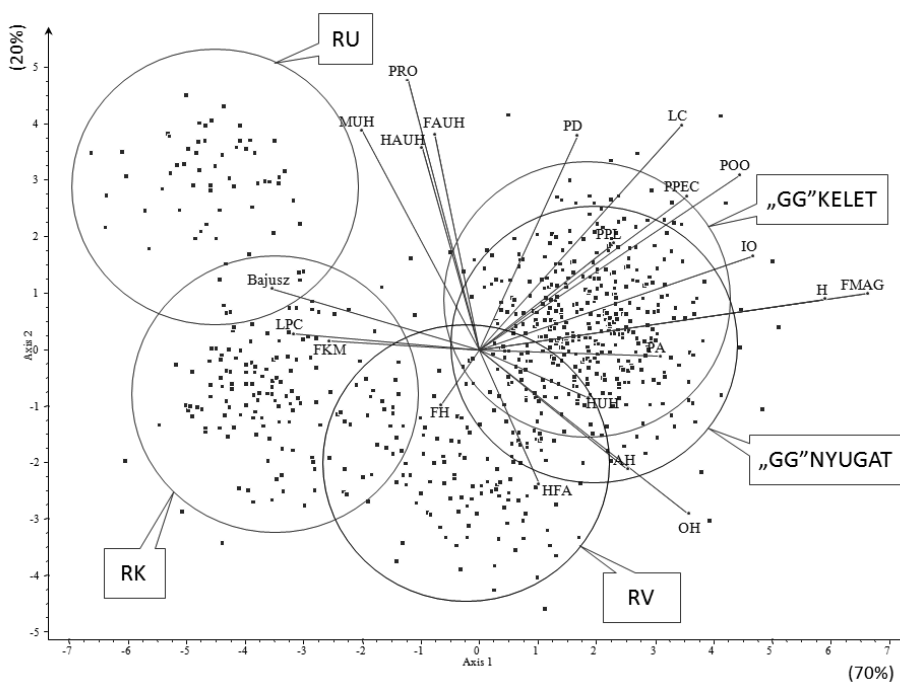
hatványkitevő értékét minden egyes testméretre a log M és log L₀ regressziós egyenesének meredeksége adja meg (Elliott et al. 1995). A standardizálás hatásosságát a standardizált változók és a standard testhossz korrelációanalíziseivel teszteltem.

Az egyes lemért testméretek értékei között (pl.: az OH és a PA esetében) akár egy nagyságrend különbség is lehet. Az eltérésekből adódó hibákat kizárandó az adatsorokat logaritmikusan transzformáltam. Az így kapott, több mint 15000 adatot tartalmazó adatmátrixot diszkriminanciaanalízissel elemeztem. Az egyes csoportok közötti különbségeket ANOSIM-mel (ANalysis Of SIMilarity) teszteltem.

A gyűjtők által fenékjáró küllőnek határozott faj egyedein (N=107) merisztikus bélyegeket is számoltam. A merisztikus jegyek közül az oldalvonalon lévő, az oldalvonal feletti és alatti pikkelyek számát, valamint a lágy úszósugarak számát vizsgáltam. A merisztikus bélyegek varianciáit Kruskal-Wallis teszttel vettem össze.

Eredmények

Az adatstandardizálás hatékonyságának ellenőrzésére korrelációanalízissel vettem össze az egyedek standard testhosszait, illetve a standardizált változókat. Az adatok összevetése egyik változó esetében sem adott szignifikáns korrelációt ($p > 0,05$), így elmondható, hogy a módszerrel kiküszöböltük az egyedi testméretek különbözőségéből adódó eltéréseket.



2. ábra. A morfometriai mérések diszkriminancia-analízisének ordinációja. Rövidítések: RU – Romanogobio uranoscopus, RK – R. kessleri, RV – R. vladykovi, „GG” Kelet – a Kárpát-medence keleti feléből származó Gobio egyedek, „GG” Nyugat – a Kárpát-medence nyugati feléből származó Gobio egyedek.

Fig. 2. Plot of the discriminant analysis derived from morphometric data. Abbreviations: RU – Romanogobio uranoscopus; RK – R. kessleri; RV – R. vladykovi; „GG” Kelet – Gobio specimens from the eastern area of the Carpathian Basin; „GG” Nyugat – Gobio specimens from the western area of the Carpathian Basin

A standardizált adatokon elvégzett diszkriminanciaanalízis eredményei rámutatnak, hogy a felhasznált 21 morfometriai bélyeggel a magyarországi vizekben előforduló

Romanogobio-fajok jól elkülöníthetők egymástól (2. ábra). Esetükben az ábrán található ún. izodenzitási körök (amelyek az adott csoportba tartozó egyedek 95%-át tartalmazzák) kis átfedést mutatnak. Az eddig fenékjáró küllőnek nevezett faj keleti és nyugati országrészéből gyűjtött állományai viszont majdnem teljes átfedést mutatnak.

A diszkriminanciaanalízissel nemcsak az egyes csoportok esetleges elkülönülését tudjuk vizsgálni, hanem az egyes változók elkülönítésben játszott szerepét is. Az analízis eredményei alapján (2. táblázat) a csoportok „globális” elkülönülésben szerepet játszó öt legfontosabb változó a faroknyél magassága (FMAG), a maximális testmagasság (H), a posztorbitális távolság (POO) a fejhossz (LC), valamint a bajusz hosszúsága (Bajusz).

Az analízis segítségével arra is választ kaphatunk, hogy az egyes csoportok elkülönülését mely bélyegek okozzák. Az egyes változókhoz tartozó, origóból kiinduló vonalak iránya jelzi az egyes bélyegeknél az adott csoport elkülönülésében játszott szerepét. Így például a *R. kessleri* és *R. uranoscopus* többi csoporttól való elkülönülésében a faroknyél hossza (LPC), a faroknyél vastagsága (FKM) és a bajusz hossza (Bajusz) játsza a legfontosabb szerepet. A *R. kessleri* és a *R. uranoscopus* viszont a preorbitális távolság (PRO), a páros úszók hossza (MUH, HAUH) és a farokalatti úszó magassága (FAUH) alapján különböztethető meg.

2. táblázat Az egyes változók csoporton belüli illetve csoportok közötti variancia-megoszlása.
Table 2. Within and among groups variations of the variables used.

Változó/ variable	Csoportokon belüli négyzetösszegek/ among group SSQ	Csoportok közötti négyzetösszegek/ within group SSQ	F-érték/ F-ratio
FMAG	144.90	0.31	464.795
H	491.85	1.77	278.270
POO	84.84	0.49	173.625
IO	23.47	0.2	117.981
LC	115.84	1.01	114.624
Bajusz	88.61	0.9	98.288
OH	14.84	0.16	94.227
PRO	47.48	0.52	91.926
PPEC	151.23	1.95	77.443
MUH	114.03	1.63	69.784
PD	132.37	2.42	54.676
FAUH	61.26	1.14	53.883
HAUH	41.06	0.92	44.539
FKM	15.72	0.4	39.058
LPC	64.13	1.68	38.263
PA	168.04	4.67	35.959
AH	67.00	1.92	34.888
PPL	96.18	3.11	30.961
HUH	22.51	1.16	19.322
HFA	33.00	1.85	17.799
FH	18.81	3.3	5.698

Az analízis lehetőséget nyújt a csoportosítás helytállóságának tesztelésére is. Ez úgy történik, hogy az analízis figyelmen kívül hagyja az eredeti csoportosítást, és az egyedeket csak a morfometriai sajátosságuk alapján csoportosítja. Majd ezt a „prediktált” (előjelzett) csoportosítást veti össze az eredeti csoportosítással. Az eredmények alapján elmondható, hogy az analízis az általunk létrehozott csoportosítást 84,6%-ban helytállónak találta, és csak az eddig fenékjáró küllőnek nevezett faj keleti és nyugati csoportjai között végzett jelentősebb átsorolásokat az eredeti csoportosításhoz képest (3. táblázat).

3. táblázat. Az eredeti és a diszkriminanciaanalízissel végzett csoportosítások összevetése
Table 3. Comparison of the original and the predicted group memberships

Eredeti besorolás original ranking		Prediktált csoportosítás Predicted Group Membership					
		"GG" Kelet/E	"GG" Nyugat/W	GV	GK	GU	
Egyedszám/ specimen number	"GG" Kelet/East	202	148	48	6	0	0
	"GG" Nyugat/West	207	28	174	5	0	0
	GV	128	7	6	111	4	0
	GK	135	1	0	5	129	0
	GU	61	0	0	0	3	58
Százalék/ percent %	"GG" Kelet	100	73.3	23.8	3.0	0.0	0.0
	"GG" Nyugat	100	13.5	84.1	2.4	0.0	0.0
	GV	100	5.5	4.7	86.7	3.1	0.0
	GK	100	0.7	0.0	3.7	95.6	0.0
	GU	100	0.0	0.0	0.0	4.9	95.1

Az egyes csoportok különbözőségét (eredeti csoportosítás) ANOSIM statisztikai módszerrel is teszteltük. A morfometriai paraméterek alapján az egyes csoportok páronkénti összevetéseinek mindegyike szignifikáns eltérést ($p < 0,01$) mutatott.

A klasszikus morfometriai vizsgálatok során egyes, a gyűjtők által fenékjáró küllőként határozott egyedek merisztikus bélyegeinek vizsgálatára is sor került (4. táblázat). Az adatok statisztikai analízise egy változó esetében sem adott szignifikáns különbséget a két területről gyűjtött állományok között.

4. táblázat. A vizsgált merisztikus bélyegek átlag (min-max) értékei a Kárpát-medence nyugati és keleti feléről gyűjtött *Gobio* állományok esetében
Table 4. The average (min-max) values of meristic variables counted on *Gobio* specimens collected from Eastern („GG”Kelet) and Western („GG”Nyugat) Hungary

Merisztikus bélyeg/meristic variable		"GG" Kelet	"GG" Nyugat	Szignifikáns/ significant
Pikkelyszám/ number of scales	az oldalvonalon/on the lateral line	40.4 (39–43)	40.0 (38–42)	nem/not
	az oldalvonal felett/above the lateral line	5.3 (5–6)	5.1 (5–6)	nem/not
	az oldalvonal alatt/below the lateral line	3.6 (3–4)	3.6 (3–4)	nem/not
Lágy sugarak száma/ number of soft rays	mellúszó/pectoral fin	12.6 (12–13)	12.2 (11–12)	nem/not
	hasúszó/ventral fin	6.6 (6–7)	6.3 (6–7)	nem/not
	farokalatti úszó/anal fin	5.9 (5–7)	5.8 (5–7)	nem/not
	hátúszó/dorsal fin	7.0 (7–7)	7.0 (7–7)	nem/not
	farokúszó/caudal fin	19.4 (18–20)	19.5 (18–21)	nem/not

Értékelés

A klasszikus morfometriai vizsgálatok eredményei rámutatnak arra, hogy a megfelelően nagy egyedszámú állományokon elvégzett, illetve nagyszámú és jól megválasztott testparaméter vizsgálatával a magyarországi vizekben élő küllők jó hatékonysággal megkülönböztethetők.

Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy ezek az eredmények csak csoportszinten tekinthetőek helytállóknak. Egyedi szinten csak azok a fajok különböztethetőek meg teljes biztonsággal egymástól, melyek izodenzitási körei nem fednek át egymással. Esetünkben viszont ezek a körök folyamatos átfedést mutatnak az egyes fajok között. Tehát a felpillantó küllő egyedeket nagy biztonsággal el tudjuk különíteni a „fenékjáró küllő” illetve a halványfoltú küllő egyedektől, viszont a homoki küllő egyedektől az elkülönítés már nem

lehetséges 95%-os biztonsággal. Ugyanígy a halványfoltú küllő egyedei a morfometriai paraméterek alapján megkülönböztethetők a felpillantó küllő egyedektől, viszont a homoki küllő, illetve a „fenékjáró küllő” csoportjainak izodenzitási köreivel átfedést mutatnak. Elkülönítése tehát ettől a két utóbbi fajtól teljes biztonsággal az általunk felhasznált morfometriai jegyek alapján nem lehetséges.

Az egyes csoportok morfometriai hasonlósága nagymértékű összefüggést mutat az egyes fajok élőhely-preferenciáival. A homoki küllő bizonyos felsőbb folyószakaszokon együtt fordulhat elő a felpillantó küllővel, míg más, alsóbb folyószakaszokon, amelyek még megfelelő élőhelyet nyújtanak számára, a halványfoltú küllővel is megoszthatja élőhelyét (Harka & Sallai 2004). A halványfoltú küllő az utóbbi években egyre nagyobb egyedszámmal jelenik meg a dombvidéki kisvízfolyások alsóbb szakaszain, a „fenékjáró küllő” élőhelyein (Harka et al. 2004). E megfigyelések alapján azt is feltételezhetjük, hogy az azonos élőhelyeken előforduló küllőfajok egyedei hibridizálódhatnak. Az így létrejövő hibridek viszont egyszerre mutathatják mindkét szülő morfometriai jellegzetességeit, vagy testarányaikban átmenetet képezhetnek a két faj között. Ilyenkor viszont a gyűjtő/határozó szubjektív döntésén múlik, hogy hová sorolja be az adott egyedet.

Véleményem szerint az élőhelyi adottságok (alapkőzet, vízsebesség, stb.) okozta nagyfokú morfometriai változatosság mellett a hibridek esetleges jelenléte lehet az oka az egyes fajok ilyen jellegű és mértékű hasonlóságának. A gyűjtők által fenékjáró küllőnek határozott *Gobio*-faj/fajok esetében jóval kisebb különbségeket találtunk a testalakban, mint a másik három faj állományainál. Ennek ellenére a statisztikai analízis e két csoport között is szignifikáns különbséget mutatott. Ez az eredmény véleményem szerint azonban nem igazolja azt a feltételezést, hogy két külön *Gobio*-faj lenne jelen a Kárpát-medencében. Mivel a tiszai vízgyűjtőn található állományok igen nagy vízrajzi távolságra találhatók a dunántúli állományoktól, illetve ismerve e faj korlátozott diszperziós képességét, joggal feltételezhető, hogy valamilyen szintű genetikai izoláció fennáll a keleti és a nyugati állományok között, amely a morfometriai viszonyokban is manifesztálódhat. Emellett a két csoport elkülönítéséhez igen nagyszámú egyedet és változót (409 egyed összesen több mint 8500 adata) használtam fel, míg a másik három faj esetében sokkal kevesebb egyed adatainak összevetése is jóval nagyobb mértékű eltéréseket adott.

A gyűjtők által fenékjáró küllőnek határozott egyedek merisztikus jegyeinek vizsgálata sem mutatott eltérést a dunántúli és a tiszai állományok között, így ezek a „klasszikus” határozóbélyegek nem használhatók az állományok elkülönítésére.

Konklúziók és javaslatok

Az eredmények rámutattak arra, hogy a magyarországi vizekben előforduló *Romanogobio*-fajok a használt morfometriai jegyek segítségével jól megkülönböztethetők. A gyűjtők által fenékjáró küllőnek határozott faj dunántúli és kelet-magyarországi állományai között is találtunk csoportszintű különbségeket, de ezek az eltérések jóval kisebb mértékűek, mint amit a másik három küllőfaj között tapasztaltunk. Véleményem az általunk használt (és a *Romanogobio*-fajoknál jó elkülönítő erővel bíró) morfometriai bélyegek egyedi szinten nem alkalmasak az ország nyugati illetve keleti feléből származó *Gobio*-egyedek megkülönböztetésére. A „klasszikus”, határozásnál általánosan használt merisztikus bélyegekben sem találtam eltérést a két állomány között, így a csoportok szétválasztására ezek sem használhatóak fel. Véleményem szerint a Kárpát-medencei *Gobio*-állományok esetében a fajképződés egyik alapvető feltétele, az izoláció már megvalósult, de ennek hatásai még csak nagyszámú minta elemzésével mutathatók ki. A morfometriai vizsgálatok eredményeivel tehát sem cáfolni sem megerősíteni nem tudják az újabb határozókban megjelenteket. Egyedül egy átfogó genetikai vizsgálatsorozat tudná hitelt érdemlően tisztázni a magyarországi vizekben élő *Gobio*-fajok taxonómiai besorolását.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom a Magyar Természettudományi Múzeumnak, a Mátra Múzeumnak, és a Bakony Múzeumnak, hogy biztosították a hozzáférést gyűjteményeikhez. Munkámat a CNK 80140 azonosítószámú OTKA-pályázat támogatta.

Irodalom

- Bănărescu P. M., (1954): Biometrische und systematische Studien an *Gobio gobio* aus Rumänien. *Věstn Čsl Zool Spol* 18:6-40.
- Berinke, L. (1962): On the taxonomic place of the Hungarian populations of *Gobio gobio* L. (Pisces, Cyprinidae). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 54: 483-494.
- Berinke, L. (1966): *Halak-Pisces*. Fauna Hungarie, Akadémiai Kiadó, Budapest
- Bogutskaya N. G., Naseka A. M., (2004): [*Catalogue of agnathans and fishes of fresh and brackish waters of Russia with comments on nomenclature and taxonomy*]. Russ Acad Sci, Moscow [in Russian].
- Elliott, N. G., Haskard, K., Koslow, J. A. (1995): Morphometric analysis of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) off the continental slope of southern Australia. *J. Fish Biol.* 46 (2), 202–220.
- Endes, M. (1991): A fenékjáró küllő (*Gobio gobio* L.) színváltozata. *Allattani Közlemények*, 77: 161.
- Endes, M. (1994): A fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) csíkos színváltozata a Tiszában. *Calandrella*, 8. 1-2. 181-182.
- Harka, Á. (1986): Vizeink küllőfajai. *Halászat* 79: 180-182.
- Harka, Á., Sallai, Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület. Szarvas. 269 pp.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Kosco, J., Pavol, J. (2004): Adatok a Zagyva vízrendszerének halfaunájához. *Halászat* 97: 117-124.
- Jászfalusi L. (1951): Die endemischen *Cobitis* und *Gobio* Arten der Tisza, Sowie ihrer Nebenflüsse. *Annales Historico-Naturales Musei Naturalis Hungarici* 1:113-125
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 pp.
- Naseka A. M., (1996a): Gudgeons (Gobioninae, Cyprinidae, Pisces): new data on systematics, taxonomy and evolution. *Int. Conf. „Global Biodiversity Research in Europe”*, Frankfurt a. Men, Germany, Abstr Vol: 56.
- Naseka A. M., (1996b): Comparative study on the vertebral column in the Gobioninae (Cyprinidae, Pisces) with special reference to its systematics. *Publ Espec Inst Esp Oceanogr* 21:149-167.
- Naseka A. M., Bogutskaya N. G., (1998): [A new gudgeon species *Romanogobio pentatrachus* (Gobioninae, Cyprinidae) from the basin of Kuban River]. *Vopr Ichtiol* 38:173-181 [in Russian, translated in *J Ichthyol* 38:219-227]
- Naseka A. M., Poznjak V. G., (2000): [Northcaucasian long-barbeled gudgeon *Romanogobio ciscaucasicus* in the basin of the Kuban River (Gobioninae, Cyprinidae)]. *Vopr Ichtiol* 40:406-410 [in Russian, translated in *J Ichthyol* 40:406-410].
- Nowak M., Koščo J., Popek W., (2008): Review of the current status of systematics of gudgeons (Gobioninae, Cyprinidae) in Europe. *AACL Bioflux* 1:27-38.
- Takács P. (2007): Dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások halállományainak összehasonlító vizsgálata. *Acta Agraria Debreceniensis Suppl. Pisces Hungarici* 1. 25: 54–59.
- Takács P., Csoma E., Erős T. Nagy S. A. (2008): Distribution patterns and genetic variability of three stream-dwelling fish species. *Acta. Zool. Sci. Hung.* 54 (3): 209–303.
- Sály P., Erős T., Takács P., Kiss I., Bíró P. (2009): Kisvízfolyások halegyüttéstípusai és karakterfajai a Balaton vízgyűjtőjén: élőhelytípus-indikátorok és fajegyüttes-indikátorok. *Pisces Hungarici* 3:133-146.
- Vladykov V. (1925): Über einige neue Fische aus der Tschechoslowakei (Karpatorußland). *Zoologischer Anzeiger* 72: 248-252.

A LÁPI PÓC (*UMBRA KRAMERI*) SZAPORÍTÁSA ÉS NEVELÉSE A TERMÉSZETESVÍZI ÁLLOMÁNYOK FENNTARTÁSA ÉS MEGERŐSÍTÉSE ÉRDEKÉBEN

PROPAGATION AND REARING OF EUROPEAN MUDMINNOW (*UMBRA KRAMERI*) IN THE INTEREST OF NATURAL STOCK MAINTENANCE

MÜLLER Tamás^{1*}, BALOVÁN Bence¹, TATÁR Sándor², MÜLLERÉ TRENOVSZKI Magdolna¹, URBÁNYI Béla¹, DEMÉNY Ferenc¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, *Muller.Tamas@mkk.szie.hu*

²Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Vereseyház

Kulcsszavak: őshonos faj, veszélyeztetett faj, állománypótlás

Keywords: native species, vulnerable species, stock enrichment

Összefoglalás

A lápi póc fogságban történő szaporítását, embrió- és lárvafejlődési sebességét vizsgáltuk és vetettük össze szakirodalmi adatokkal. Ezenkívül vizsgáltuk az előnevelés és nevelés lehetőségeit védett környezetben és mesterséges tóban. A mesterséges szaporítás és ivadékevelés nagymértékben segítheti a faj populációinak megerősítését, és lehetővé teszi a faj igényeinek megfelelő élőhelyek újranevelését.

Summary

Reproduction on captivity, embryo and larva development of European mudminnow were investigated and compared with literature data. Apart from them, the possibilities of prenursing and rearing were investigated in controlled condition and pond. Artificial propagation and larvae rearing may help in strengthening population considerably, thus re-population of decreased stocks and creating new habitats – suitable for demand of species – shall be possible.

Bevezetés

A lápi póc (*Umbra krameri*, Walbaum 1792) a Duna-medence endemikus faja. Tipikus stagnofil halfaj (Wilhelm, 2008), a becslések szerint a populációja több mint 30%-kal csökkent az elmúlt 10 évben (Freyhof és Kottelat, 2008). Megritkulása, állományának apadása többnyire annak tulajdonítható, hogy kis elterjedési területén belül a mocsarak és lápok lecsapolásával természetes élőhelyeit nagymértékben elveszítette (Sallai, 2005). Jelenleg a terjeszkedő amurgéb (*Perccottus glenii*, Dybowski 1877) jelent egyre növekvő veszélyt a megmaradt hazai állományokra (Erős et al., 2008; Specziár, 2010). Több ország Vörös Könyvében szerepel (Magyarország: Bankovics, 1990; Ausztria: Hacker, 1983; Szlovénia: Povž, 1992; Horvátország: Mrakovčić et al., 2006; Ukrajna: Serbaka 1994; Szerbia: Simić et al., 2007; Szlovákia: Baruš, 1989). Rajta van az IUCN Vörös Listáján (VU= sebezhető faj), megtalálható az 92/43/EGK irányelv („Élőhelyvédelmi irányelv”) II. számú függelékében mint közösségi jelentőségű állatfaj, valamint NATURA 2000-es jelölőfaj. Magyarországon fokozottan védett, eszmei értéke 100 000 HUF.

A lápi póc állományainak fenntartására a kis területű, változatos élőhelyek megőrzése a legjobb módszer, de segítséget nyújthat mesterséges szaporításuk és telepítésük is, ahol a faj eltűnt vagy már csak alkalmasszerűen fordul elő (Bíró és Paulovits, 1995). A faj szaporításáról, embrió-, lárvá-, és ivadékefejlődéséről több szerző beszámolt (Bohien, 1995; Kováč, 1995; 1997, Sallai, 2005; Wilhelm 2008), amit felhasználtunk a „Lápi póc fajvédelmi mintaprogramban” (Tatár et al., 2010). A SZIE Halgazdálkodási Tanszékének célja a mintaprogramon belül, hogy a lápi póc szaporításával, ivadékaik védett helyen történő felnevelésével, majd telepítésével nagyobb biztonsággal lehessen állományukat megsegíteni eredeti élőhelyeiken, illetve újonnan létrehozott mentett tavakban.

Anyag és módszer

2010. április 2-án a lápi póc három ismert élőhelyen próbáltunk elektromos halászgéppel anyahalakat gyűjteni [Beregi-Tiszahát: Bábtava (Csaroda), Csaronda-patak (Lónya), Szamosköz: Gögő-Szenke-patak (Nagyszekeres)]. Az első két vízben azonban kizárólag amurgébként fogtunk, habár Sallai (2005) az elmúlt években még mindkét vízben jelentős pócpopulációt talált. Sikertelen próbálkozásaink megerősítik azt a korábbi tapasztalatot, hogy a terjeszkedő amurgéb komoly veszélyt jelent a hazai állományokra (Erős et al., 2008). A harmadik helyen végül sikerült befogni összesen 15 egyedet (8 ikrás, 7 tejes; átlagos testhossz: 71,2±13,8 mm; átlagos testtömeg 7,9±4,6 g). Április 3-án további 6 anyahalat (2 ikrás 4 tejes) fogtunk be a szadai II. sz. Pócos-tóból, így az engedélyezett 200 példány helyett mindössze 21 anyahallal kezdtük meg szaporítási és tartási kísérleteinket (Tatár et al., 2010).

A befogott halakat a gödöllői hallaboratóriumba szállítottuk, ahol egy 700 literes (gögő-szenkei példányok) és egy 100 literes kádba (pócos-tavi anyahalak) kerültek. Halaink a 4. és 5. napon minden különösebb kezelés nélkül leívtak a tartókádban (14 °C). Egy halat sikerült lefejni és ún. száraz eljárással termékenyíteni (75 lefejt ikra/ikrás: SL: 59 mm, BW: 4,45g,- ebből 74 termékenyült ikra). A kádba lerakott ikrát planktonhálóval összegyűjtöttük, és 1,5 literes keltető edényekben keltettük (~1000-1200 ikra).

Az ikrák egy részét Tiszasülybe (Tamásháti tógazdaság) szállítottuk, ahol a táplálkozásukat megkezdő ivadékokkal egy 3 hetes előnevelési kísérletet állítottunk be. Az *Artemia*-val etetett ivadékokat két csoportba osztottuk. Az A csoportot naponta négyszer etettük (9 és 18 óra között), a B csoportot hatszor (6 és 21 óra között). A megmaradásra és a növekedésre vonatkozó eredmények egyelőre csak tájékoztató jellegűek. A Gödöllőn maradt halakat 4 db 15 literes, belső szivacsoszűrős akváriumba szétosztva (3-ban gögő-szenkei, 1-ben szadai ivadékok) 3 hétig neveltük (főleg *Artemia*-val, az utolsó 5 napban vegyes planktonnal táplálva). A telepítésekből visszamaradt halakat (203 egyed) a tanszéki fóliás tóba telepítettük ki (2×7×0,7 m).

Eredmények és értékelés

Az embrió- és lárvafejlődés sebességét a szakirodalommal összevetve az 1. táblázat mutatja be. Eredményeink nem különböznek jelentősen a korábban leírt megfigyeléseiktől.

1. táblázat. Embrió-, és lárvafejlődéssel összefüggő paraméterek
Table 1. Parameters of embryo and larva development

Forrás	ikraátmérő mm ¹ átlag (min-max)	kelési idő ²		frissen kelt lárvahossz ⁴ Lc (mm)	táplálkozásukat ⁵ megkezdő lárvák	
		víz hő ³ (°C)	nap/day		nap/day	Lc mm
Geyer, 1940 (cit. Sallai, 2005)	1,93 (1,84-2)	12,5-13	10	6		9,2
Bohlen, 1995	1,7-1,8 (1,55-1,95)	13 16	10 6			7,5
Kováč, 1995,1997	1,46 (1,34-1,58)	15,8 (11-20,8)	7-10	3,9-4	27	8,4-8,6
Saját vizsgálatok/ own investigations	1,76±0,08 (1,64-1,99)	14 13	8-9 10-13	5,3±0,3 (4,8-5,9)	23-24	7,5±0,3

¹egg diameter, ²hatching time, ³water temperature, ⁴newly hatched larva size, ⁵onset of exogenous feeding

Az etetés gyakoriságának növekedésre gyakorolt hatásáról a kísérlet elején azt gondoltuk, hogy nem okoz nagy különbséget, mivel viszonylag alacsony hőmérsékleten tartottuk az ivadékokat (természetközelség), másfelől az *Artemia salina* lárvái 4-5 óráig életképesek, így mindkét csoport *ad libitum* takarmányozottnak volt tekinthető.

A lápi pócot a csukához hasonlóan kimondottan nappali ragadozónak véltük, azt gondoltuk, hogy a késő esti takarmányt nem tudja hasznosítani, de az eredményeink más mutattak. A naponta hatszor etetett csoport szignifikáns mértékben nagyobb testhosszt ért el (min-max: 13 – 18,7 mm), mint a naponta négyszer etetett csoport (min-max: 11,1-17,9 mm). A pontyféléknél, ahol a táplálkozás időtartama nem korlátozódik a nappali órákra, azok a csoportok, melyeknek többször kínálnak fel táplálékot, értelemszerűen gyorsabb növekedésre képesek (Wolnicki et al., 2003; Başçınar et al., 2007).

Testtömegben is különbözött a két csoport, azonban közöttük szignifikánsan igazolható különbséget nem tudtunk kimutatni ($P>0,05$), aminek az oka, hogy csak csoportátlagokat tudtunk vizsgálni, és kevés volt a kezelésenkénti 3-3 csoport (2. táblázat). Ki kell hangsúlyozni, hogy a lápi póc ivadéka a többi általunk vizsgált halfajhoz képest rendkívül érzékeny a mérésekre, az úszók nagyon sérülékenyek, így egyedi tömegmérésekre nem nyílt lehetőségünk.

Összehasonlítva az *Artemia*-val takarmányozott mocsári halfajok növekedését (*Tinca tinca*, *Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis*, *Scardinius erythrophthalmus*), a lápi póc a compóhoz áll közel, azonban a nevelési hőmérséklet jelentősen alacsonyabb volt esetünkben (2. táblázat). Például az ezüstkárász lárvái kétszer gyorsabban nőnek 28 °C-on, mint 20 °C-on (Kestemont, 1995). Kováč (1995). A lápi póc ivadéka akváriumi tartáskor (átlagos víz hő 15,8 °C, min-max: 11–20,8 °C) 10,5-11,31 mm testhosszt ért el (n=3) 43 napos táplálkozó lárvák esetében, míg a mi általunk nevelt halak 21 nap alatt 11,1–18,9 mm-re növekedtek. Az elhullás mindössze 5-7 % volt, kannibalizmust nem tapasztaltunk.

2. táblázat. *Artemia*-val takarmányozott „mocsári halfajok” növekedési és megmaradási adatai
Table 2. Summarized data about growth rates and survival of different wetland indicator fish species feeding on *Artemia* in laboratory conditions

Fajok ¹	Kiinduló testhossz ² Lc (mm)	Befejező		Napi növekedés (mm/day)	Megmaradás ⁵ (%)	Napok száma ⁶	Víz hőfok ⁷ (°C)	Forrás ⁸
		testhossz ³ Lc (mm)	testtömeg ⁴ W (mg)					
<i>Umbra krameri</i>	7,5	15,5 ^{4x}	34,4	0,38	95	21	15,4	saját adatok (present inv.)
		16,6 ^{6x}	44,4	0,43	93,3			
<i>Scardinius erythroph.</i>	5,7	18,9	68,5	0,66	98,7	20	25	Wolnicki et al. (2009)
<i>Misgurnus fossilis</i>	7,3	25,4	116,2	1,21	96	15	24	Demény et al. (2009)
<i>Carassius carassius</i>	6,9	17,5	64,5	0,52	98,3	21	25,2	Demény et al., (2010)
	6,3	18	68,9	0,56	98,9	21		
	5,6	15,2	39,8	0,46	92,2	21		
<i>Tinca tinca</i>	4,82	12,8	24,4	0,53	93	15	28	Wolnicki & Górný (1995)
	4,53*	17,6	88,8	0,65	91,8	20	28	Wolnicki et al. (2003)
	4,53**	16,5	67,9	0,6	88,9			
	4,53***	13,5	31,7	0,45	91			

^{4x}napi 4 etetés, ^{6x}napi 6 etetés, *24 órás etetés, **18 órás etetés, ***12 órás etetés (¹species, ²initial body length, ³final body length, ⁴final body weight, ⁵survival rate, ⁶experimental days, ⁷water temperature, ⁸source, ^{4x} four times feeding/day, ^{6x} six times feeding/day, *the group fed 24 h each day ** the group fed 18 h each day *** the group fed 12 h each day)

A kezdeti gyors növekedést (1,3-1,8 cm 3 hetes táplálkozó méret) a Gödöllőn nevelt halak végig tartották. Ez valószínűleg a tanszéki tóban található hatalmas plankton- (*Daphnia*) és makrogerinctelen- (tavi kérész, árvaszúnyoglarva stb.) állománynak volt köszönhető. A hidegebb idő beköszöntével a planktonikus élőlények száma is visszaesett, sőt október elejére teljesen eltűnt a tóból. Ekkor napi tubifex-etetéssel egészítettük ki a lápi pócok étrendjét. Növekedésüket rendszeresen monitoroztuk (3. táblázat).

3. táblázat. A tanszéki fóliás tóban tartott pócok növekedési üteme
Table 3. Growth rate of European mudminnow rearing in small pond at Department

Dátum ¹	Mintaszám ² (db)	Életidő keléstől ³ (nap)	Méret ⁴	
			standard testhossz ⁵ (mm)	testtömeg ⁶ (g)
máj. 1.	35	13	7,5 ± 0,03	nem mértük
május 22.	120	34	16,6 ± 0,11	0,044 ± 0,001
aug. 3.	15	107	46,93 ± 4,98	1,134 ± 0,397
aug. 16.	15	120	48,92 ± 2,46	1,402 ± 0,352
szept. 22.	40	157	55,31 ± 4,689	2,142 ± 0,548

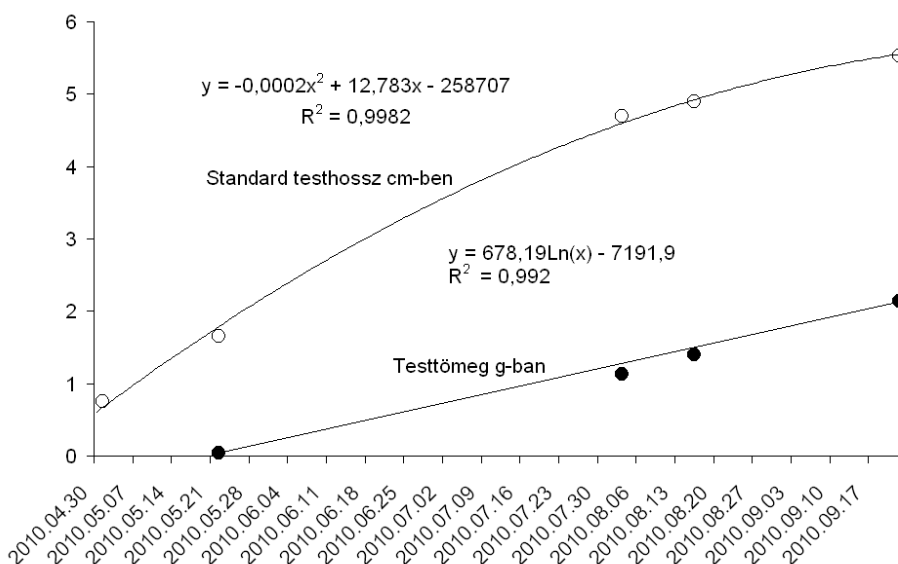
¹date, ²sample, ³lifeday, ⁴ size, ⁵standard body length, ⁶body weight

Szeptember 22-én már jól elkülöníthetővé váltak a nemek. Az ikrások jóval teltebbek voltak, mint a hímek, jelezve, hogy hasonlóan a széles kárászhoz és a réticsikhoz, egyévesen már eléri az ivarérettséget. Bohlen (1995) leírása alapján a póc ivarérettsége 10 hónap körül már bekövetkezhet mindkét ivarnál. A Halgazdálkodási Tanszéken nevelt pócok növekedése meghaladta (55 mm standard testhossz) az első nyár végére a hazai természetes vizekből közölt értékeket: 2-3 cm (Jászfalusi, 1950); 3,2 cm (Guti, 1987 cit Sallai, 1995); 3,3 cm (Hoitsy, 1994 cit Sallai, 1995), 3,84 cm (Wilhelm, 2003), 3,6-3,6 cm (Weiperth et al., 2009).

4. táblázat. A tanszéki tó és a hazai pócós vizekben mért vízfizikai és kémiai monitoring eredmények összevetése
Table 4. Water physical and chemical parameters of Hungarian natural waters, where European mudminnow occurs and pond at Department

	pH	Vezetőképesség/ conductivity (µS)	Oldott O ₂ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)
Tanszéki tó ¹ 2010. 08. 03. 2010. 08. 18.	6,8-6,9	160-170	0,6-0,7	1-7	7-8	0,02-0,03	1,5-2
Hazai vizek ²	4,7-9,2	205-1180	0,81-12,67	0,4-1,3	0,08-0,43	0-0,23	0,5-23

¹pond at Department, ²Hungarian natural waters: Sallai (1995); information from Sándor Tatár, 2010

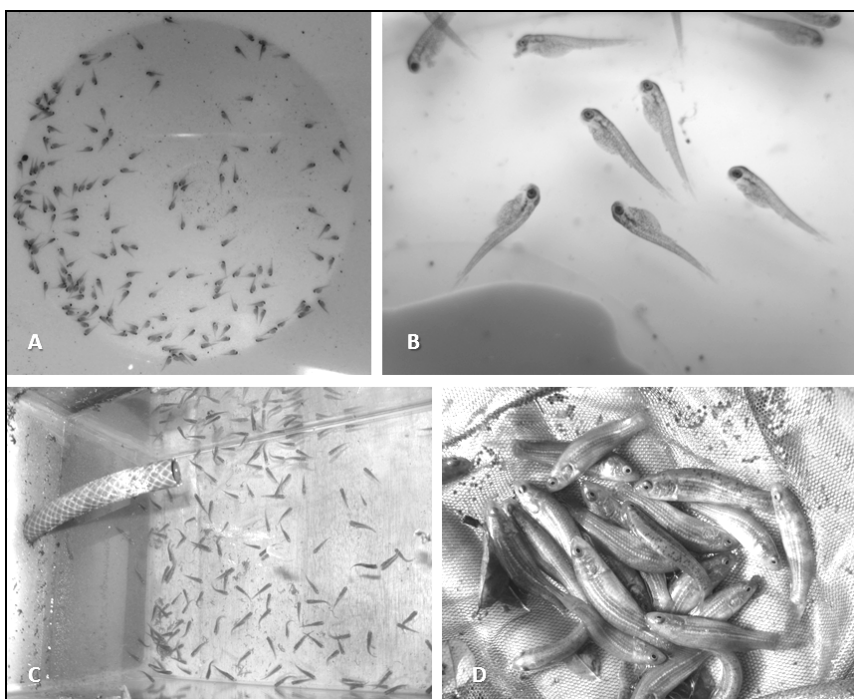


1. ábra. A tanszéki tóban nevelt lápi pócok növekedése
Figure 1. Growth rate of European mudminnow rearing in small pond at Department

A szaporított és nevelt lápi pócokból (2. ábra) a következő helyekre telepítettünk:

- 2010. május 27-én 100 db előnevelt példány került Nagyszekeres közelében a Gögő-Szenke-patakba (Szabolcs-Szatmár-Bereg megye).
- 2010. május 31-én 103 db előnevelt példányt telepítettünk a Pest megyei Szadán található I. sz. Illés-tóba, és 33 előnevelt példányt a szadai ún. Pócos-tóba.
- 2010. szeptember 22-én 25 db egynyaras (4-5 cm) lápi póc került ugyancsak az I. sz. Illés-tóba.
- 2010. október 12-én 50 db egynyaras (3-5 cm) lápi pócot telepítettünk szintén Nagyszekeres közelében a Gögő-Szenke-patakba.

Ezek mellett hamarosan 20 db, saját szaporításból származó ivarérett egyedet fogunk kiszállítani Szerbiába, az Újvidéki Egyetem részére.



2. ábra. Lápi pócok. A: egynapos lárvák (fotó: Müller T.), B: hatnapos lárvák (fotó: Demény F.), C: 48 napos ivadékok (fotó: Müller T.), D: 177 napos, ivarérett halak (fotó: Tatár S.)

Fig. 2. European mudminnows. A: one day old larvae (photo: T. Müller), B: six day old larvae (photo: F. Demény), C: 48 day old juveniles (photo: T. Müller), 177 day old adult fish (photo: S. Tatár).

A mesterséges szaporítás és ivadéknevelés nagymértékben segítheti a faj populációinak megerősítését, és lehetővé teszi a faj igényeinek megfelelő élőhelyek újranépesítését.

A lápi pócok jól bírják az extrém vízfizikai, vízkémiai értékeket, így ha egy adott víztér kellően ellátott táplálékstruktúrával, úgy a kevésbé jó vízminőséget is jól elviselik.

Védett környezetben növekedésük meghaladja természetes vízrendszerekben élő társaikét, így már egynyaras korban elkülöníthetők a tejesek az ikrásoktól. Előzetes megfigyeléseink alapján (széles kárászban és réticsíkban kapott eredmények alapján) a következő tavasszal minden bizonnyal le fognak ivni, alkalmasak új vízterek benépesítésére.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Sallai Zoltánnak (HNPI, Nimfea Természetvédelmi Egyesület), Takács Péternek (MTA BLKI), Tóth Balázsnak (DINPI), Krenedits Sándornak (Tavirózsa Egyesület) és Boczonádi Zsoltnak (SZIE,

MKK KTI, Halgazdálkodási Tsz) akik a terepi munkában segédkeztek. Kísérleteinket és vizsgálatainkat a KvVM „Zöld Forrás Program” (Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram II. és III. ütem (2009-2010) és az NKTH és Bolyai János Kutatói Ösztöndíj pénzügyi támogatásaival végezzük.

Irodalom

- Bankovics A. (1990): Halak (*Pisces*). In: Rakonczay, Z. (ed): Vörös könyv (Red List). Akadémiai Kiadó, Budapest pp. 166-168.
- Baruš, V. (ed.) 1989: Ěrvená Kniha 2. Státní Zemidilské Nakladatelství, Praha, p. 26-27.
- Başçınar, N., Çakmak, E., Çavdar, Y., Aksungur, N. (2007): The effect of feeding frequency on growth performance and feed conversion rate of Black Sea trout (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 7: 13-17.
- Bíró P., Paulovits G. (1995): Distribution and status of *Umbra krameri* (Walbaum 1972) in the drainage of Lake Balaton. - 1st Int. Workshop on *Umbra krameri*, *Nat. Hist. Mus. Vienna, Austria* 97B: 470-477.
- Bohien, J. (1995): Laboratory studies on the reproduction of the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, 1972. *Ann Naturhist Mus Wien* 97B:502-507.
- Demény F., Sokoraj-Varga S. F., Müllerné Trenovszki M., Hegyi Á., Urbányi B., Müller T. (2010). Különböző takarmányok és takarmányváltások hatása a széles kárász lárvák (*Carassius carassius* L.) megmaradására és növekedésére. *XXXIV. Halászati Tudományos Tanácskozás, abstract book*, p. 56.
- Demény F., Lévai T., Zöldi L.G., Fazekas G., Hegyi Á., Urbányi B. Müller T. (2009): Különböző takarmányok hatása a réticsík lárvák (*Misgurnus fossilis*) növekedésére és megmaradására intenzív körülmények között. *Halászat* 102 (4): 150-156.
- Demény F., Tatár S., Urbányi B., Müller T. (2011): Az elfelejtett böjti réticsík. *Élet és Tudomány* 66(12): 367-369.
- 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: 75-77.
- Freyhof, J., Kottelat, M., (2008): *Umbra krameri*. In IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 30 June 2010.
- Hacker, R., (1983): Rote Liste gefährdeter Fische Österreichs (*Pisces*), pp: 67-68.
- Hoitsy Gy. (1994): Adatok a Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai felméréséből *XVIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas*, p. 164-172.
- Jászfalusi L. (1950): Adatok a Duna szentendrei-szigeti szakaszának és mellékpatakjainak halászati biológiai viszonyaihoz, *Hidrológiai Közöny* 30:143-146.
- Kestemont, P. (1995): Influence of feed supply, temperature and body size on the growth of goldfish *Carassius auratus* larvae. *Aquaculture*, 136: 341-349.
- Kováč, V. (1997): Experience with captive breeding of the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, and why it may be in danger of extinction. *Aquarium Sciences and Conservation* 1: 45-51.
- Kováč, V. (1995): Reproductive behaviour and early development of the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, 1792. *Folia Zoologica* 44: 57 – 80.
- Mrakovčić, M., Kerovec, M. (1990): *Umbra krameri*. *Ekoloski glasnik*, Zagreb, 5(6): 68-69.
- Povž, M. (1992): The Red List of endangered Pisces and Cyclostomata in Slovenia. *Varstvo Narave*, 17: 51-59
- Sallai Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolon-tóban. *A Puszta* 1(22): 113-172.
- Serbaka, M., M. (ed.) (1994): *Cservona kniga Ukrainu*. Ukrainszka enciklopedija, M. P. Bazsana, p. 261
- Simić, V., Simić, S., Paunović, M., Cakić, P. (2007): Model of the assessment of the critical risk of extinction and the priorities of protection of endangered aquatic species at the national level. *Biodiversity and Conservation* 16: 2471-2493.
- Specziár A. (2010): A Balaton halfaunája: A halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. (Fish fauna of Lake Balaton: stock composition, living conditions of fish and directives of the modern utilization of the fish stock). *Acta Biol. Debr. Suppl. Oecol. Hung.* 23, 7-185.
- 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.
- Wilhelm, A. (2003): Growth of the mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in river Ěr. *Tiscia* 34: 57-60.
- Wolnicki, J., Górný, W. (1995): Suitability of two commercial dry diets for intensive rearing of larval tenth (*Tinca tinca* L.) under controlled conditions. *Aquaculture* 129:256-258.
- Wolnicki, J., Kamiński, R., Myszkowski, L. (2003): Survival, growth and condition of tench *Tinca tinca* (L.) larvae fed live food for 12, 18 or 24 h a day under controlled conditions. *Journal of Applied Ichthyology* 19 (3): 146-148.
- Wolnicki, J., Sikorska, J., R., Kamiński, R. (2009): Response of larval and juvenile rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L.) to different diets under controlled conditions. *Czech J. Anim. Sci.* 54 (7): 331-337.
- Weiperth A., Ferencz Á., Staszny Á., Paulovits G., Keresztessy K., (2009): Védett halfajok elterjedése és populációdinamikája a Tapolca-medence patakjaiban. *Pisces Hungarici* 3:115-132.
- Wilhelm S. (2008): *A lápi póc*. Erdélyi Múzeum Egyesület, Kolozsvár, 2008.

**A BOLGÁR TÖRPECSÍK (*SABANEJEWIA BULGARICA*)
ÁLLOMÁNYNAGYSÁGA, MOBILITÁSA ÉS NÖVEKEDÉSE A TARNÁBAN**

POPULATION ESTIMATES, MOBILITY AND GROWTH OF *SABANEJEWIA BULGARICA* IN THE RIVER TARNA (NORTH-EAST HUNGARY)

SZEPESI Zsolt¹, HARKA Ákos²

¹Omega Audit Kft. Eger, szepesizs@freemail.hu

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu

Kulcsszavak: többszörös jelölés-visszafogás, azonosítás testmintázat alapján, Schumacher–Eschmeyer, Jolly–Seber, Manly–Parr modell, korcsoportok

Keywords: multiple mark-recapture, tagged: identification by pattern on the body, Schumacher–Eschmeyer, Jolly–Seber, Manly–Parr method, age groups

Összefoglalás

A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) 1985 óta ismert a Tarnából, amelynek csupán egy 20-25 kilométeres szakaszán fordul elő, mintegy 70 kilométer távolságra legközelebbi ismert lelőhelyétől, a Tiszától. Ezt a populációt a többszörös jelölés-visszafogás módszerével vizsgáltuk. A vizsgálat idején a populáció jelentős része a folyónak egy mindössze 137 m hosszú szakaszán, 5 egymást követő medencében koncentráldott. A medencék aljzata homok és sódér, a medencék között sódér és kavics. Ezen a rövid szakaszon 2009-ben 20 mintavétel során 32 egyedet azonosítottunk (jelöltünk meg) egyedi testmintázatának fényképes rögzítésével, és közülük 14 példányt sikerült legalább egyszer visszafognunk (43.8%). Minden példány a medencékből került elő.

A 137 m hosszú mintavételi területen a Schumacher–Eschmeyer modell alapján becsült állomány nagyság 2009 nyarán 32 ± 9 , 2009 őszén 24 ± 6 volt. A Jolly–Seber modell szerint az állomány nagyság 13 ± 9 volt. Egy egyed elfogásának a valószínűsége $17.02 \pm 7.6\%$. Az egyedsűrűség a medencékben $5.02 (\pm 1.26)$ ind/100m², a medencék közti folyószakaszon 0. Emellett a 25 kilométeres folyószakaszon 15 mintavétel során 4 példány került kézre. A becsült teljes populáció 2009-ben valószínűleg 200 példány alatt volt a Tarnában.

A törpecsíkok mobilitása kicsi, a visszafogott egyedek 69%-a ugyanabból a medencéből került elő, ahol előzőleg a jelölésük megtörtént. Némelyik egyed több hónapot is ugyanabban a 6-10 m hosszú medencében töltött, ahol korábban észleltük. A legnagyobb megtett távolság 600 m, amelynek a megtételéhez 2 hónapra volt szükség.

A fogott egyedek 89%-a 2 éves volt, más évjáratokból mindössze 1-2 került elő. E korosztály növekedési üteme április és augusztus között 2.74 mm/hó, augusztus és október között 0.86 mm/hó volt. Az egymást követő korosztályok standard hossza (SL) tájékoztató jelleggel: 37, 60, 72, 82, 89, 94 mm, hasonló, mint a Tiszában.

Summary

Bulgarian Golden Loach (*Sabanejewia bulgarica*) has been known to live in Tarna River (Hungary) part of Tisza River water system since 1985. Here, the population inhabits a 20-25 km long river section, approx. 70 kms away from the nearest known habitat. We have estimated the size of the population with the multiple mark-recapture methods. At the time of survey, a significant part of the population was concentrated in five consecutive pools on a 137 m long river section. The bed of the pools was sand, whereas it was gravel between the pools. In 2009, we took 20 samples on this short section and marked 32 specimens, out of which we later managed to recapture 14 at least once (43.8%). Each specimen was captured in these pools.

We found that on either side of the fish body, there is a clearly distinct pattern that unambiguously identifies the individual, therefore, marking meant taking photographs of the body side patterns.

In the 137 m long sampling area, the population size that we estimated with the Schumacher–Eschmeyer method was 32 ± 9 in summer 2009 and 24 ± 6 in autumn 2009. According to the Jolly–Seber method, the estimated size of the population was 13 ± 9 . The probability of capturing one particular individual is $17.02 \pm 7.6\%$. Population density in the pools was $5.02 (\pm 1.26)$ ind. / 100m², while in the between pool sections it proved to be 0 (zero). Also, 4 specimens were captured at 15 sampling sites on the 25 km long river section. In Tarna River, the total estimated population in 2009 numbered fewer than 200.

Bulgarian Golden Loach (*S. bulgarica*) has a low mobility. 69% of recaptured specimen were recaptured at the very pool where they had been marked. A few of them lived several months in the same 6-10 m long pool where they had been marked before. The longest distance covered was 600 m, which took two months for the fish to travel.

89% of captured specimen were 2 years old, while as few as 1-2 specimen of age groups different from that were captured. The growth rate of this age group is 2.74 mm/month in the April to August period, while 0.86 mm/month between August and October. The standard length (SL) of successive age groups, for information: 37, 60, 72, 82, 89, 94 mm, which compares to what we have observed in Tisza River.

Bevezetés

A bolgár törpecsikot – *Cobitis bulgarica* néven – 1928-ban írta le Drensky, önálló fajként különítve el a Karaman által *Cobitis balcanica* néven 1922-ben leírt balkáni csiktól. Később – Berg nyomán – olyan álláspont alakult ki, hogy ezek a halak valójában a Filippi által Perzsiából leírt *Acanthopsis (Cobitis) aurata* fajba tartoznak. Ennek alapján a Vladykov által 1929-ben új nemzetségbe sorolt halakat a kutatók egy része *Cobitis (Sabanejewia) aurata balcanica*, illetve *C. (S.) aurata bulgarica* néven mint alfajokat tartotta számon (Bănărescu 1964, Gyurkó 1974). Mások – bizonytalannak tartva az alfaji szintű besorolást – egyszerűen csak a *Cobitis aurata*, illetve a *Sabanejewia aurata* fajnevet használták (Müller 1983, Harka 1986). Napjainkban – Kottelat és Freihof (2007) nyomán – egyre inkább a faji szintű elkülönítést tükröző *Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica* nevek használata terjed.

A Zagyva vízrendszerén 2003-2009 között folytatott halfaunisztikai felméréseink során azt tapasztaltuk, hogy a Tarnában a bolgár törpecsiknak (*Sabanejewia bulgarica*) egy elszigetelt, kis létszámú populációja él (Szepesi, Harka 2008). Dolgozatunk ennek az állománynak a nagyságáról, növekedési üteméről és mobilitásáról számol be.

A felsorolt célok eléréséhez halak esetében újszerű, de a tengeri emlősöknél, nagymacskáknál, hullőknél már bevált fényképes egyedi azonosítást, illetve a többszörös jelelölés-visszafogás módszerét alkalmaztuk. A fotók alapján végzett azonosítás jellemzője, hogy mesterséges jelölés helyett a testen lévő foltozottság vagy egyedi bélyegek alapján azonosítja az egyes példányokat. A természetes jegyek felhasználására az a feltételezés ad lehetőséget, hogy ezek a jegyek egyediek, és az állat életkorától függetlenül időben állandóak (Reisser et al. 2008). A mesterséges jelölés hátránya, hogy megváltoztathatja az egyed természetes viselkedését, akadályozhatja a táplálkozásban és túlélésben, elveszhet, etikai normákat sérthet, a rögzítéshez és leolvasáshoz újra és újra be kell gyűjteni (Speed et al. 2007). Munkánk során ez utóbbit nem tudtuk kiküszöbölni, mert a nagytestű állatokkal szemben ezeket az apró halakat minden alkalommal kézbe kellett fogni az azonosításhoz.

Anyag és módszer

Mintavételi helyek jellemzése és az egyedek jelölése

Vizsgálatainkat 2008. szeptember 10. és 2010. október 26. között – a törpecsik elterjedésének ismerete alapján – két térlépték mentén végeztük.

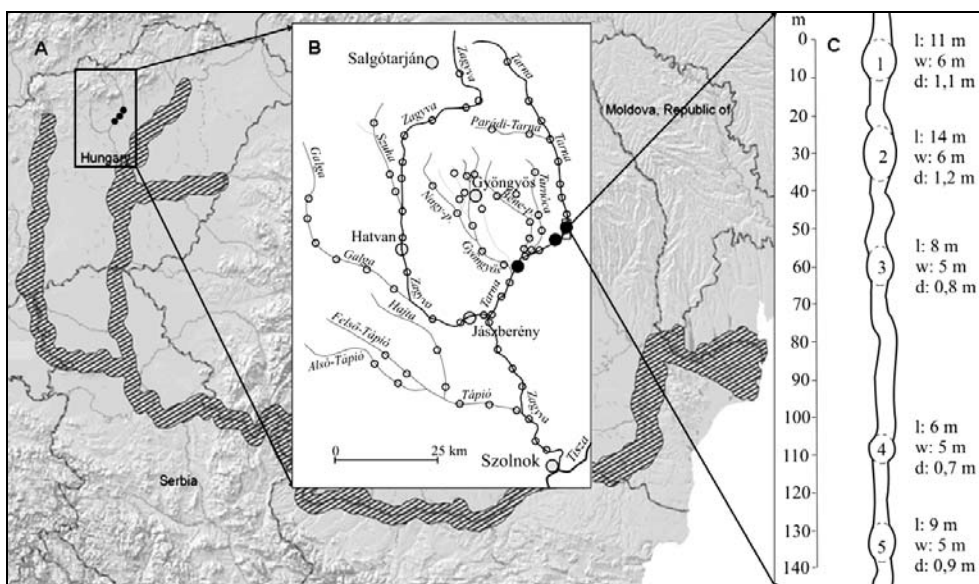
Egyrészt Tarnaörs és Kápolna között – a Tarna 14 és 39 fkm közé eső szakaszán – 16 mintavételi helyen felmértük a törpecsik előfordulását. A mintavételi helyek torkolattól mért távolságát a gáton található kilométerkövekről olvastuk le, a közti szakaszt pedig a gépjármű 100 m pontosságú számlálójával mértük.

Másrészt Kál alatt (33.3 fkm), egy 137 m hosszú állandó mintavételi szakaszon a többszörös jelölés-visszafogás módszerével vizsgáltuk meg egy egyed elfogásának valószínűségét. Itt a tszf. magasság 112 m, a mederesés 1.18 m/km, a közepes vízhozam 1.01 m³/sec (0.11 és 16.3 m³/sec között, a www.vizadat.hu alapján). Ezen a szakaszon 5 medenceszerű mélyedés található, amelyek visszaforgóiban homokból és finom sóderből álló halmok képződnek (szemcseméret 0.2-3 mm). A medence sodrott részén és a medencék közti folyószakaszon az aljzat sóderes és kavicsos (szemcseméret 0.5-40 mm). Az 1. ábrán feltüntettük az egyes medencék alacsony vízállásnál (verpeléti vízmérete: 52 cm-es vízállásánál) jellemző méreteit: hossz (l) – szélesség (w) – mélység (d).

A 25 kilométeres folyószakaszon 26, míg a 137 m hosszú állandó mintavételi helyen 30 mintavételre került sor. Halfogáshoz 6 milliméteres szembőségű kétközhalót használtunk. A mintavételeket 10 és 15 óra között végeztük, a mintavételek időtartama – a kifogott törpecsikok mérésére és fényképezésére fordított időtől függően – 50 és 80 perc között változott.

Az állandó mintavételi helyen található medencéket mintavételenként többször is oda-vissza meghalásztuk. Egy-egy medence esetében addig folytattuk a halászatot, míg három egymást követő hálólúzás is eredménytelen maradt. A fogott törpecsíkakat gyűjtőedénybe tettük, és addig nem vizsgáltuk a következő medencét, míg a halakat le nem fényképeztük. Az egyedeket annak a medencének a közepére helyeztük vissza, ahonnan kifogtuk őket, így a későbbi visszafogások során az egyedek mobilitása is követhető volt.

Az egyedek mindkét oldaláról 5-5 fényképet készítettünk, ugyanis a törpecsík jobb és bal oldalának mintázata közt jelentős eltérés van. Ez az eltérés segítséget nyújtott az egyedek biztos azonosításához. A fénykép egyben jelölésnek számított, amelyhez feljegyeztük a hal testhosszát és a medence sorszámát is. Fotózáshoz digitális fényképezőgépet használtunk, a felvételeket két egymás mellett lévő számítógép-képernyőn elemeztük. Akkor tekintettünk egy példányt korábban is megjelöltnek, ha a fényképeken a kétoldali mintázat minden azonosítható részlete megegyezett. Mintavételenként egyszer a medencék közti folyószakaszt is meghalásztuk, de onnan törpecsik egyetlen alkalommal sem került elő.



1. ábra. A bolgár törpecsik elterjedése az IUCN 2010, valamint Kottelat és Freyhof (2007) nyomán (A). Mintavételi helyek (o), illetve a bolgár törpecsik előfordulása (●) a Zagyva vízrendszerén 2003-2009 között (B). Az élőhelyként szolgáló medencék sorszáma és mérete az állandó mintavételi helyen (C).
 Fig 1. Incidence of Bulgarian Golden Loach according to IUCN 2010 and Kottelat & Freyhof (2007) (A). Sampling sites (o), and the occurrence of *S. bulgarica* (●) in the Zagyva r. water system in years 2003-2009 (B). Serial number and size of habitat pools at the permanent sampling site (C).

Az állomány nagyság becslése

Az állandó mintavételi szakaszon a populáció nagyságát többszörös jelölés-visszafogás alapján háromféle modellel becsültük meg. Az állomány nagyság becsléséhez – akár nyílt, akár zárt modellt alkalmazunk – több feltételnek is teljesülnie kell. A legfontosabb feltételek: a jelölt és jelöletlen egyedek egyforma valószínűséggel kerüljenek a mintába; a jelölt és jelöletlen egyedek túlélési valószínűsége azonos legyen.

A zárt modell ezeken felül feltételezi, hogy az egyedszám a mintavétel-sorozat folyamán nem változik, míg a nyílt modell esetében demográfiailag (születés-halálozás) és migrációsan is (be- és kivándorlás) változhat az állomány nagysága. A zárt modell az állomány nagyság becsléséhez csak a tényleges adatokat használja fel, míg a nyílt modell az

állomány nagyságon kívül a mintavételi helyen tartózkodó jelölt egyedek számát is becslés alapján állapítja meg.

A zárt populációkra vonatkozó becslés alulról és felülről nyitott vízfolyásokban akkor alkalmazható, ha a populáció pontszerű kiterjedésű, az egyedek mozgási aktivitása csekély, és a mintavétel-sorozat viszonylag rövid idő alatt zajlik le (minél rövidebb idő alatt minél több mintavétellel). Feltételezhető, hogy az idő rövidsége miatt a születésből-mortalitásból és a migrációból-mobilitásból származó hatás az állomány nagyságához képest elhanyagolható. Az idő rövidségét nehéz meghatározni, de bármelyik zárt modellt is nézzük, mindegyik esetében egy múltbeli esemény (jelölés) hatással van a jelen állomány nagyságára. Azaz, ha a jelöléstől számítva hosszú idő telik el, lehet, hogy a jelölt egyed már elpusztult vagy elhagyta a mintavételi területet, de korábbi adata növeli a becsült állomány nagyságot.

Nyílt állomány nagyságának a becslésénél viszont egy jövőbeni esemény (visszafogás) van hatással a jelen állomány nagyságára (a mintavétel idején a mintavételi területen lévő jelölt egyedek becsült nagysága a későbbi mintavételek visszafogási adataitól függ, abból származtatható). Nyílt modellek alkalmazásakor – kis egyedszámú minták esetén – egy esetleges jövőbeni visszafogás akár felére is csökkentheti a jelen állomány nagyság becsült értékét, miközben a jelen és a visszafogás közti időszak állomány nagyságának értékeit másfélszeresére is növelheti.

Az állomány nagyság becslése Schumacher–Eschmeyer-féle zárt modellel

Az állomány nagyságot a zárt állományokra kidolgozott és 1943-ban publikált Schumacher–Eschmeyer modellel (Schneider, 1998) becsültük meg. A legtöbb zárt illetve nyílt modell a kétmintás Lincoln–Petersen becslésből indul ki, ellenben a Schumacher–Eschmeyer becslés azon alapszik, hogy ha zárt a populáció, akkor a mintavételek előrehaladtával egyre nő a mintában a jelölt egyedek aránya, és egyre kevesebb jelöletlen egyed kerül elő.

Ha a mintában lévő jelölt egyedek arányát (R_i/C_i) az addig megjelölt egyedek számához (M_i) képest ábrázoljuk, akkor ezek a pontok kisebb-nagyobb szórással egy egyenest határoznak meg, mely egyenes $R_i/C_i=1$ metszésénél megadja a becsült állomány nagyságot. A gyakorlatban azonban ezek a pontok jelentős szórással határozzák meg az egyenest. Ezen torzítás tompítása végett a modell – mint súlyozott értékkel – a mintanagysággal is számol. Az egyenes meredekségéből az alábbi egyenlet vezethető le:

$$\hat{N}_i = \frac{\sum_{i=1}^n C_i M_i^2}{\sum_{i=1}^n R_i M_i} \quad (1)$$

\hat{N}_i = az i -edik mintavétel alatt a populáció becsült nagysága

i = a mintavétel száma (általában napok száma, $i = 1$ -től n -ig)

C_i = az i -edik mintavétel során fogott egyedek száma. $\sum_{i=1}^n C_i$ = az i -edik mintavétel

végén a mintavétel-sorozat alatt kifogott összes egyed száma (ebből a szempontból a többször jelölt egyedek is külön-külön egyednek számítanak)

R_i = az i -edik mintavétel során fogott olyan egyedek, melyek az előző mintavételek valamelyikén egyszer vagy többször már meg lettek jelölve. $\sum_{i=1}^n R_i$ = az i -edik mintavétel

végén az addig összesen visszafogott (egyszer vagy többször jelölt) egyedek száma.

u_i = az i -edik mintavétel során fogott, addig még nem jelölt egyedek száma ($u_i = C_i - R_i$)

M_i = az i -edik mintavétel során az állomány jelölt egyedeinek száma. Az i -edik mintavétel megkezdése előtt a populáció legalább egyszer megjelölt egyedeinek a száma:

$M_i = \sum_{i=1}^{i-1} u_i$ (ebből a szempontból a többször megjelölt egyed egynek számít). Az i -edik

mintavétel végén az egyedileg azonosított halak száma $M_{i+1} = \sum_{i=1}^n C_i - \sum_{i=1}^n R_i$

A becslt populációméret korrigált szórása (s^2), természetes hibája (SE) és a megbízhatósági intervallum (CI) Ricker 1975-ös publikációja alapján (Schneider 1998):

a.) szimmetrikus

$$s_i^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{R_i^2}{C_i} - \frac{(\sum R_i M_i)^2}{\sum C_i M_i^2}}{n-1} \quad (2) \quad SE(\hat{N}_i) = \sqrt{\hat{N}_i^2 \frac{\hat{N}_i s_i^2}{\sum R_i M_i}} \quad (3)$$

$$CI_\alpha(\hat{N}_i) = \hat{N}_i \pm t_{n-1} * SE(\hat{N}_i) \quad (4)$$

ahol α = megbízhatósági szint, t = a Student-féle (t) eloszlás, szabadságfok $df = n-1$;

b.) aszimmetrikus

$$SE\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) = \sqrt{\frac{s_i^2}{\sum_{i=1}^n C_i M_i^2}} \quad (5) \quad CI_\alpha\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) = \left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) \pm t_{n-1} * SE\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) \quad (6)$$

Az így számított érték reciproka a becslt állomány nagyság alsó és felső határát adja meg α megbízhatósági szinten.

Az állomány nagyság becslése Jolly–Seber-féle nyílt modellel

Az állomány nagyságot Jolly és Seber 1965-ben külön-külön publikált nyílt állományokra kidolgozott modelljével (Ogle 2009) becsltük meg. A modell a kétmintás Lincoln-Petersen becslést használja fel, azzal az eltéréssel, hogy nem a korábbi mintavétel során fogott egyed számmal számol, hanem megbecsüli, hogy a korábbiakban egyszer vagy többször megjelölt egyedek közül mennyi tartózkodik a mintavétel során a mintavételi helyen. A becslés a jövőbeni visszafogásoktól függ, ezért a mintavételi sorozat vége felé értéke egyre bizonytalanabb, az utolsó mintavételre pedig nem is számolható állomány nagyság.

$$\hat{N}_i = \frac{\hat{M}_i(n_i + 1)}{m_i + 1} \quad (7)$$

\hat{N}_i = az i -edik mintavétel végén a populáció becslt nagysága.

i = a mintavétel száma (általában napok száma).

m_i = az i -edik mintavétel során fogott, korábban egyszer vagy többször megjelölt egyedek száma.

u_i = az i -edik mintavétel során fogott, korábban még nem jelölt egyedek száma.

n_i = az i -edik mintavétel során fogott összes egyed száma ($n_i = m_i + u_i$).

\hat{M}_i = az i -edik mintavétel során a mintavételi helyen lévő jelölt egyedek becslt száma.

Az előkerült jelölt egyedeken (m_i) kívül a mintavételi területen tartózkodnak olyan korábban jelölt egyedek is, melyek az i -edik mintavétel során nem kerültek elő (\hat{m}_i). Az i -edik mintavétel előtt megjelölt, valamint az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett egyedek közt a modell azonos túlélési és visszafogási arányt feltételez. Az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett egyedek (R_i) a későbbiekben ugyanolyan arányban (R_i / r_i) kerülnek visszafogásra, mint az i -edik mintavétel előtt megjelölt, az i -edik mintavétel során nem, de a későbbiekben előkerült egyedek (z_i) aránya, vagyis ($\hat{m}_i / z_i = R_i / r_i$).

$$\hat{M}_i = m_i + \hat{m}_i = m_i + \frac{z_i(R_i + 1)}{r_i + 1} \quad (8)$$

z_i = az i -edik mintavétel előtt megjelölt egyedek közül az i -edik mintavétel során nem, de a későbbi mintavételek valamelyikében visszafogott egyedek száma. Az i -edik mintavétel során visszafogott egyedek az m_i értékét adják meg, és részei az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett (R_i) egyedek számának.

r_i = az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett (R_i) egyedek közül a későbbi mintavételek valamelyikén visszafogott egyedek száma.

R_i = az i -edik mintavétel végén, a kifogott egyedek közül a populációba visszaengedett egyedek száma. Általánosságban $R_i \leq n_i$, de vizsgálatunkban $R_i = n_i = m_i + u_i$, ugyanis a mintavételek végén minden egyed visszakerült a kifogás helyére.

$$SE(\hat{N}_i) = \sqrt{\hat{N}_i(\hat{N}_i - n_i) \left\{ \frac{\hat{M}_i - m_i + R_i + 1}{\hat{M}_i + 1} \left(\frac{1}{r_i + 1} - \frac{1}{R_i + 1} \right) + \frac{1}{m_i + 1} - \frac{1}{n_i + 1} \right\}} \quad (9)$$

Az állomány nagyság becslése Manly–Parr-féle nyílt modellel

Az 1968-ban publikált Manly-Parr modell az előzőhöz képest jóval egyszerűbb és kevesebb feltételt szabó (nem feltétel a jelölt egyedek azonos túlélési aránya), nyílt populációkra kidolgozott modell (Demeter, Kovács 1991). Az állomány nagyság számításánál csak azon egyedek adataival számol, amelyeknek múltja (jelölés) és jövője (visszafogás) is ismert. A fogásnap tárban az egyed első és utolsó előkerülését x -szel jelöli, a közbeeső mintavételek során az egyed y vagy z jelölést kap (y , ha az egyed előkerült az i -ik mintában, és z , ha nem került elő). A modell mintavételenként összesíti az y és z értékeket.

A Manly–Parr modellel csak olyan mintavételek esetében becsülhető meg az állomány nagyság, melynek során olyan egyed is előkerült, melyet a mintavétel előtt és után is kifogtunk.

$$\hat{N}_i = n_i \frac{\sum y_i + \sum z_i}{\sum y_i} \quad (10)$$

\hat{N}_i = a i -edik mintavétel végén a populáció becsült nagysága.

n_i = az i -edik mintavétel során fogott egyedek száma.

y_i = az i -edik mintavétel során előkerült azon egyedek száma, melyek korábban már meg voltak jelölve, és valamelyik későbbi mintából is előkerültek.

z_i = azon egyedek száma, melyek az i -edik mintavétel során ugyan nem kerültek elő, de valamely korábbi és későbbi mintában is előfordultak (azaz a múltjuk és a jövőjük is ismert).

A tarnai populáció nagyságának becslése

Az előző modellekkel meghatározott állomány nagyság-értékekből megbecsülhető, hogy egy-egy mintavétel alkalmával az alkalmazott mintavételi módszerünkkel az állomány hány százaléka fogható ki, azaz mennyi egy egyed elfogásának valószínűsége. A fogási valószínűség felhasználásával, valamint a teljes és a mintázott terület arányának ismeretében megbecsülhető a populáció nagysága és sűrűsége (Demeter & Kovács 1991).

$$\hat{N} = \frac{\bar{n}}{\hat{p}} \frac{A}{\bar{a}} = \frac{\bar{n}}{\hat{p}} S \quad (11)$$

\hat{N} = a mintavételi területen a populáció becsült nagysága.

\bar{n} = a mintavételek során fogott egyedek átlagos száma.

\hat{p} = az egyed elfogásának valószínűsége.

A = a teljes mintavételi terület nagysága (m^2).

\bar{a} = a tényleges mintavételi helyek területének átlagos nagysága (m^2).

S = a teljes mintavételi területen a lehetséges mintavételi helyek száma ($S=A/\bar{a}$).

Növekedésvizsgálat

A helyszínen mm pontossággal megmértük minden törpecsik standard hosszát, de csak a két éves korosztályból jutottunk annyi adathoz, hogy a növekedését legalább tájékoztató jelleggel értékelni tudjuk. A korosztály havi növekedési ütemét minden hónap elsejétől és tizenötödikétől számított 30 napos intervallumok alapján az adatok átlagával határoztuk meg. Az átlagos testhosszhoz tartozó naptári napot súlyozott átlaggal számítottuk ki.

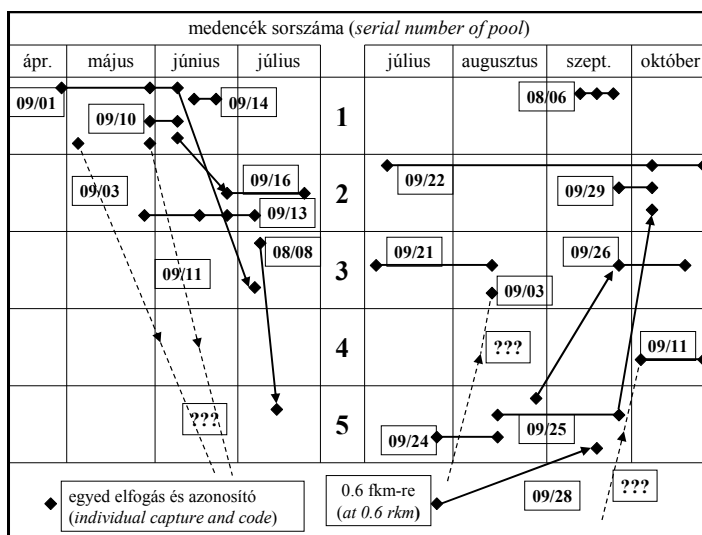
Az állomány nagyság meghatározásához és a növekedésvizsgálat számításaihoz Windows Excel programot használtunk.

Eredmények

A jelölés-visszafogás eredménye

Az állandó mintavételi helyen 2008-ban 5 mintavétel során 8 törpecsikot jelöltünk meg és 2 visszafogás volt, 2009-ben 20 mintavétel alatt 32 egyedet jelöltünk meg és 23 visszafogás történt, míg 2010-ben 5 mintavétel során egyetlen egyedet sem sikerült fogni. A 2008-ban megjelölt 8 egyed közül a következő évben mindössze egyet sikerült visszafogni. A jelöléstől a visszafogásig eltelt leghosszabb idő 294 nap (kód 08/08), ezen idő alatt a foltozottság nem változott, az egyedet könnyen azonosítottuk.

2009-ben 20 mintavétel során a 32 egyedileg azonosított példányból 14 db (43.8%) legalább egyszer visszafogásra került. Ha az utolsó mintavétel során jelölt két új egyedet nem vesszük figyelembe, akkor a visszafogási arány 46.7%. A többszörös visszafogásokat is figyelembe véve a visszafogások összes száma 23, melynek összetétele: 1-3-szor 14 db, 2-3-szor 7 db, 3-szor 2 db, a jelölést követően négyszer egy példányt sem tudtunk visszafogni.



2. ábra. Az egyedek előkerülése és helyváltoztatása a mintavételi területen
 Fig. 2. Occurrence according to capture and mobility of the specimens within the sampling area

A visszafogások 69.6%-a (16 db) ugyanabban a medencében történt, ahol előzőleg az egyedet megjelöltük. Voltak egyedek, amelyek több hónapot is egy medencében töltöttek (2. ábra). Éjszakai vizsgálatokat nem folytattunk, így nem tudhatjuk, hogy aktív időszakában elhagyja-e a medencéket, de az adatok alapján a törpecsikok mozgási aktivitása csekély. A visszafogások 30.4%-ában az egyed nem abból a medencéből került elő, ahol meg lett jelölve. A 09/03-as és a 09/11-es kódszámú egyed nagy valószínűséggel nyáron elhagyta a mintavételi helyet, majd ősszel visszatért. Feltételezésünk részben abból fakad, hogy a jelöléstől 11, ill. 12 eredménytelen mintavétel telt el a visszafogásig. Az 1. medence felett még sosem került elő törpecsik, ezért mozgásuk feltehetőleg megegyezett a többi egyedével. Ezeket is beszámítva a helyváltoztatás 6 egyed esetében lefelé, míg 5 esetben felfelé történt. Érdekes, hogy a nyári helyváltoztatások mindegyike a vízfolyással megegyező irányú volt, míg az őszi a vízfolyással szemben történtek. A helyváltoztatás legnagyobb mértéke 600 m volt, s ez két hónap alatt ment végbe (kód: 09/28).

A medencékből előkerült törpecsikok számát a medence alapterülete döntően befolyásolta, ellenben a medence mélysége nem volt rá hatással. A speciális helyzetben lévő egyes sorszámú medencét figyelmen kívül hagyva a négyzetméterre vetített előfordulási gyakoriság megközelítőleg azonos (1. táblázat). A 25 mintavétel során a medencékből átlagosan $0.218(\pm 0.012SD)$ ind./m² törpecsik került elő. A nagyjából egyforma területhasználat alapján bizonyos fokú territoriális viselkedés feltételezhető.

17.02(±7.6SD) százalékos fogási valószínűséggel számolva az egyedsűrűség a medencékben $D=5.02 (\pm 1.26 SD)$ ind./100m², míg a medencék közti folyószakaszokon $D=0$.

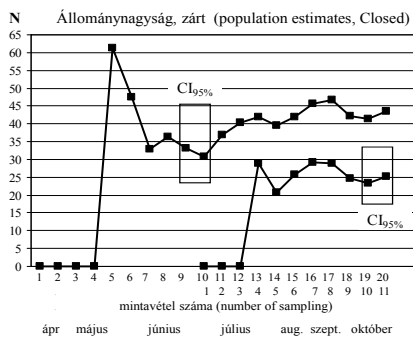
1. táblázat. A 2008-2009. évi 25 mintavétel során előkerült egyedek száma.
Table 1. Number of specimens captured in pools at 25 samplings in the years 2008 and 2009

Medence sorszáma (number of pool)	1	2	3	4	5
Medence területe (area of pool) (m ²)	66	84	40	30	45
Egyedek száma (n. of individuals) (N)	21	19	9	6	10
N / m ² / 25 mintavétel (N m ⁻² 25 ⁻¹ sampling)	0.318	0.226	0.225	0.200	0.222

Az egyes sorszámú medence speciális helyzete abból fakad, hogy felső pontján – amely egyben az állandó mintavételi szakasz kezdőpontja – a meder teljes keresztmetszetében mesterséges kőszórás van. Több halfajnál is azt tapasztaljuk, hogy a kőszórás nem akadályozza a hosszirányú átjárhatóságot, ellenben törpecsik e fölött még soha nem került elő. Úgy tűnik, mégiscsak akadály számukra ez a kőszórás, és ezért ebben a medencében feltorlódott az állomány. Az viszont meglepő, hogy júliustól kezdve egy egyedet sem fogtunk innen, miközben a többi medencéből továbbra is nagyjából egyenletes eloszlásban kerültek elő a példányok.

Az állandó mintavételi szakasz állománynagysága (zárt modell)

Az állománynagyságot a 2009. évi adatok alapján becsültük (a 2008-as jelöléseket nem vettük figyelembe). A 2. visszafogástól kezdve az állomány becsült nagysága 32 és 48 db között változik (3. ábra), mely összességében nem nagy eltérés, akár zártnak is tekinthetnénk a mintavételi hely populációját, de a trend növekvő állományt mutat. Azonban mind logikailag, mind a mintavételi eredmények alapján őszre az állománynak csökkennie kellett.



3. ábra. A bolgár törpecsik állománynagysága a 2009. évi teljes és a 2009 II. félévi adatok alapján (zárt, Schumacher-Eschmeyer modell).

Fig. 3. Population estimates of *S. bulgarica* according to figures for entire 2009 and second half of 2009 (closed, Schumacher-Esch. method)

0+ korosztályú egyedet nem fogtunk, tehát születésekből adódó állománynövekedés nem volt. A mortalitás természetes jelenség, azonban ez a populáció csökkenését eredményezi. Az immigrációs hatás valószínűleg kizárható, ugyanis a közelben nincs akkora populáció, ahonnan jelentős kibocsátás történhetett volna. Mobilitási adataink szerint a mintavételi helyen újonnan megjelenő illetve távozó egyedek egymás hatását valószínűleg kiegyenlítik. Az állománycsökkenést támasztja alá a május-júniusi 9 és az augusztus-október közötti 7 mintavétel adatainak összehasonlítása, ugyanis a mintavételenkénti átlagos egyedszám 3.13-ról 2.71-re csökkent. A 6 hónapos vizsgálat már nem felel meg a zárt modell feltételeinek.

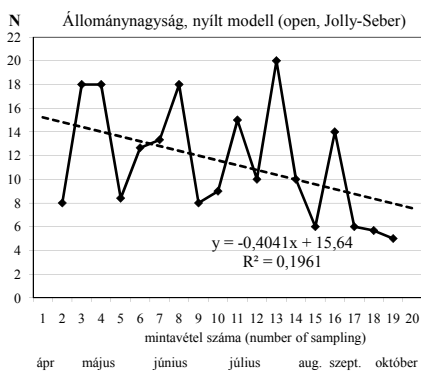
A látszólagos növekedést – amellet, hogy a mintavételi helyen az állomány valójában nem zárt – az okozza, hogy zárt modellekben a korábban megjelölt egyed akkor is része a jelen állománynagyságnak, ha közben elpusztult vagy elhagyta a mintavételi területet.

Elvileg bármikor kezdhették volna a mintavételeket, ezért a 3. ábrán úgy is feltüntettük az állomány nagyság becslt értékét, mintha csak 2009. július elsején kezdtük volna a vizsgálatot. Ezzel lerövidítettük a mintavételi időszakot, melynek következtében kizártuk azokat az egyedeket, melyek a tavaszi mintavételek óta elpusztultak vagy elhagyták a mintavételi helyet. Az őszi időszakban az első visszafogástól kezdve az állomány nagyság becslt értéke 21 és 29 db között változott.

Mind a nyári, mind az őszi időszakban azon értékek átlagát tekintettük az állandó mintavételi hely állomány nagyságának, ahol két egymást követő becslt állomány nagyság megbízhatósági intervalluma a legkisebb (3. mell.). Így 2009 nyarán az állomány becslt nagysága 95% megbízhatóság mellett 32 ± 9 ; míg ősszel 24 ± 6 db volt (vagy alsó és felső határral kifejezve: nyáron 25 és 45 db között, ősszel 19 és 33 db között volt az állomány nagyság). A nyári és őszi értékre fektetett egyenes alapján a becslt állomány csökkenés április és október között 41% volt.

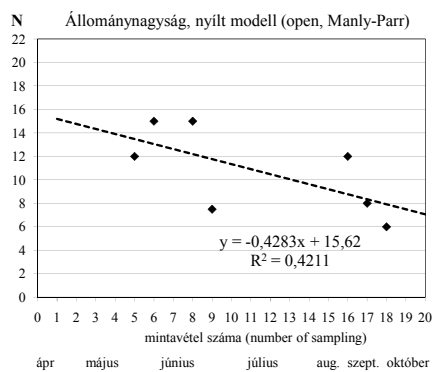
Az állandó mintavételi hely állomány nagysága nyílt modellek alapján

A 2009-es adatok alapján kétféle nyílt modellel is megbecsültük az állomány nagyságot. A modellek szerint két mintavétel között jelentősen változik az állomány nagyság (4. és 5. ábra). A törpecsik a visszafogási adatok alapján helyhez kötött életmódot folytat, ezért ilyen



4. ábra. A bolgár törpecsik állomány nagysága 2009. év. (nyílt, Jolly-Seber modell)

Fig. 4. Population estimates of *S. bulgarica* in 2009 (open, Jolly-Seber method)



5. ábra. A bolgár törpecsik állomány nagysága 2009. év. (nyílt, Manly-Parr modell)

Fig. 5. Population estimates of *S. bulgarica* in 2009 (open, Manly-Parr method)

szélsőséges változások az egyes mintavételek között nem képzelhetők el. A nagy ingadozások a kis egyedszámú minták miatt következnek be. A kis egyedszámokból fakad, hogy a túlélés valószínűsége két mintavétel között többször is egynél nagyobb érték lenne, ami kizárt, valamint az egyes állomány nagyságokhoz kapcsolódó SE érték – ami jóval kisebb, mint a megbízhatósági intervallum – többször meghaladja a számított értéket.

A kis egyedszámú minták estében a jövő (visszafogás) döntően befolyásolja a jelen állomány nagyságát. Ha a 13. mintavételnél megálltunk volna, akkor a 2. mintavétel állomány nagysága 16 db, a közbenső mintavételeké 6-14 db között lenne. Ellenben a 14. mintavételkor visszafogtunk egy olyan példányt, melyet a második mintavétel végén engedünk el, és így a 4. ábra szerint alakult az egyes mintavételek becslt állomány nagysága.

A modellek adataihoz rendelt trendvonal őszi hasonló állomány csökkenést valószínűsít, mint a zárt modell esetében. A trendvonal alapján a becslt állomány csökkenés április és október között a Jolly-Seber modellnél 46%, a Manly-Parr modell alapján 49%.

Becsült állomány nagyságnak az első 16 mintavételhez tartozó állomány nagyság-értékek átlagát tekintettük, a Jolly–Seber modellel $\hat{N}_{2-16} \pm \overline{SE}_{2-16} = 12.6(\pm 9.2)$ db, míg a Manly–Parr modell alapján $\hat{N}_{5-16} = 12.3$ db. Megbízhatósági intervallumot már nem is számoltunk, az minden esetben jóval nagyobb, mint a számított érték.

Az állomány nagyság értékekből meg lehet becsülni egy egyed elfogásának valószínűségét, valamint azt, hogy mintavételi módszerünkkel az állomány hány százaléka fogható ki egy mintavétel során. Az állomány nagyság-adatokból már következik, hogy a fogási valószínűség zárt és nyílt modellek esetében jelentősen különbözik. Egy egyed elfogásának valószínűsége a Schumacher–Eschmeyer modell nyári állomány nagysága alapján $\hat{p} = \bar{n}_{2-9} / \hat{N} = 3.13/32.0 = 9.78\%$, összességében $\hat{p} = \bar{n}_{14-20} / \hat{N} = 2.71/24.4 = 11.11\%$, a Jolly–Seber modell szerint $\hat{p} = \bar{n}_{2-16} / \hat{N} = 2.87/12.6 = 22.78\%$, a Manly–Parr modell esetében $\hat{p} = \bar{n}_{5-16} / \hat{N} = 3.00/12.3 = 24.39\%$.

A fogási valószínűségi adatokból az is következik, hogy 4, de maximum 10 mintavételenként minden olyan egyednek legalább egyszer elő kell kerülnie, amelyik folyamatosan a mintavételi területen tartózkodik. Ezért valószínűsíthető, hogy az a két példány, melyet a jelöléstől számítva a 12. és a 13. mintavétel során sikerült visszafogni, időközben elhagyta a mintavételi területet, majd visszatért.

A tarnai populáció nagysága 2009-ben

2009-ben Tarnaörs és Kápolna között 16 mintavételi helyszínen összesen 2872 méternyi folyószakaszt halásztuk meg, azaz a két település közti 25.2 fkm-es szakasz 11.41%-át. A mintavételi helyek átlagos hossza 179.7m volt. Ekkora mintaszakaszból összesen 140 db lenne a teljes mintavételi területen. Az állandó mintavételi helyen kívül mindössze egy pontról került elő 3 mintavétel alatt 4 példány (2. táblázat). Ez azt mutatja, hogy a törpecsík rendkívül ritka a Tarnában, szerencse is kell az észleléséhez.

Az állománybecslések során több bizonytalansági tényezővel is számolni kell. Esetünkben a legnagyobb gondot az egyed elfogásának valószínűsége jelentette. A tarnai állomány nagyságának meghatározásához a korábban kiszámított fogási valószínűségek átlagával, $\hat{p} \pm SD = 17.02(\pm 7.6)\%$, és a (11)-es képletrel számoltunk. Teljes bizonyossággal nem állítható, hogy egy példány sem tartózkodott azokon a helyeken, ahol nem fogtunk törpecsíkot, de nagy a valószínűsége, hogy 6 példánynál több nem lehetett, hiszen akkor legalább egyet ki kellett volna fognunk.

Az állomány nagyság értékére három változatot dolgoztunk ki. Az első változatban csak az állandó mintavételi helyen kívüli mintavételeket vettük figyelembe. Így a becsült állomány nagyság 154 db (114-241 között). Ez az érték biztosan nem lehet igaz, hiszen egy jelentős állományú mintavételi helytől eltekintettünk, tehát csak az állomány nagyság alsó korlátjának tekinthető.

A második változatban minden mintavételi hely szerepel, azaz feltételezzük, hogy még 9 olyan mintavételi szakasz létezik, amelynek állománya az állandó mintavételi hellyel megegyezik. Ez sem valószínű, ugyanis ahogy haladunk lefelé a folyón, egyre kevesebb medence található. Az így számított állomány nagyság 1187 db (874-1850 között), melyek 90%-a a két éves korcsoportból kerül ki, azaz a maradék öt korcsoport mindössze 119 egyedből áll. Ez semmiképpen nem tekinthető természetes eloszlásnak.

A harmadik változatban szintén minden mintavételi hely szerepel, de az állandó mintavételi helyen vett mintákból csak azokat az egyedeket vettük figyelembe, melyek nem 2007-ben születtek. Így a becsült állomány nagyság 201 db (148-314 között). Véleményünk szerint ez az érték állhat legközelebb a valósághoz, de bármelyik számot is nézzük, igen kicsi a populáció, pedig ez a Tarna mellett egyben a Zagyva vízrendszerének állománya is.

2. táblázat. 2008-2010 közötti mintavételek és az előkerült bolgár törpecsikok száma a Tarna 25 fkm-es szakaszán
Table 2. Samplings 2008-2010; Number of *S. bulgarica* specimens captured in the 25 km long studied section of Tarna River.

Település (locality)	fkm (rkm)	mintavétel hossza (m) (1)	2008		2009		2010
			mintavétel / bolgár csík (ind) (2)	2007-es korosztály aránya (3)	mintavétel / bolgár csík (ind) (2)	2007-es korosztály aránya (3)	mintavétel / bolgár csík (ind) (2)
Tarnaörs f.	13.9	140	1/0	-	1/0	-	-
Erk	16.0	260	-	-	1/0	-	-
	17.7	120	-	-	1/0	-	-
Zaránk	19.3	130	1/0	-	3/0	-	1/0
Tarnaméra	24.6	305	-	-	1/0	-	-
	26.6	220	-	-	1/0	-	-
	28.9	200	-	-	1/0	-	-
Tarnabod	31.1	125	-	-	1/0	-	-
	32.3	125	-	-	1/0	-	-
	32.7	220	-	-	3/4	100%	1/0
	33.0	160	-	-	2/0	-	-
	33.3	137	5/10	100%	20/55	89%	5/0
	33.7	120	-	-	2/0	-	-
Kál	34.6	220	-	-	1/0	-	-
	35.9	185	-	-	1/0	-	-
Kápolna	39.1	205	-	-	1/0	-	1/0
Σ		2,872 m	7/10	100%	41/59	90%	8/0

length of sampling section (1), n. of sampling and n. of *S. bulgarica* ind. captures (2), ratio of age group 2007 (3)

Az előző három változat egyenletes eloszlást feltételez, de az is elképzelhető, hogy a becsült értékeknél is kisebb populációról van szó. Ha feltételezzük, hogy 2009-ben egy 1 km-es körzeten belül a teljes tarnai állományt felleltük, akkor létszáma az 50 egyed sem éri el. Feltehetőleg az állomány a Tarna 20 km-es szakaszán mozgásban van, az adott év éppen legjobb életfeltételeket biztosító szakaszára vándorol. Ez megmagyarázná, hogy egyes években miért nem került elő egyetlen példány sem. 2010-ben a tavaszi árvíz kimosta a medencékből a sóderdombokat és kényszerűségből lejjebbi területre húzódtott.

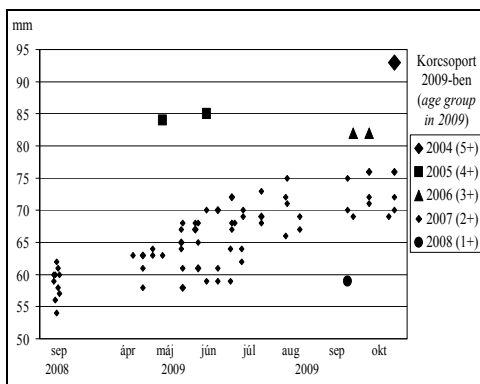
A bolgár törpecsik növekedése

A kifogott törpecsikok standard testhosszát (SL) milliméteres pontossággal a helyszínen megmértük. Sok esetben a teljes hosszt (TL) is rögzítettük, de a két hossz viszonya minden esetben megegyezett a tiszai állományra Harka (2007) által megállapított összefüggéssel: $TL=1.1403SL+1.3946$. A korcsoportok elkülönítése könnyű volt, ugyanis a 2 éves korosztályon kívüli csoportokból csupán egy vagy két példány került elő (6. ábra).

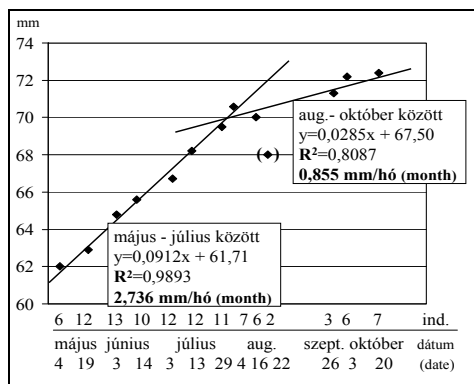
A kétéves korosztály növekedése nyáron – mondhatni a tenyészidőszakban – rendkívül dinamikus, több mint háromszorosa az őszi időszaknak, amikor már a 0.9 mm/hó értéket sem éri el (7. ábra). A két egyenes metszése július végére esik. Ha feltételezzük, hogy a gyors növekedés április 15. és július 31. között, a lassú növekedés pedig augusztus 1. és október 31. között tart, akkor az éves növekedési ütem 12.14 mm, ami 0.66 mm-rel (5.4%-al) tér el a 3. táblázatban szereplő értéktől, ahol az ősszel fogott egyedek átlagméretével számoltunk.

Harka és munkatársai (2002) vizsgálatuk során 15.39%-ra becsülik a túlélés arányát. A kis egyedszám miatt a tarnai adatok kevésbé megbízhatók, de a 2008-ban megjelölt 8 egyed közül csak egy (12.5%) került elő 2009-ben. Az alacsony túlélési arányt valószínűsíti, hogy mindhárom modell május és október között jelentős – 41-49% közötti – állománycsökkenést becsül. A becsült állománycsökkenésben nincs benne a halak számára legkritikusabb téli időszak, ami tovább növelné értékét.

Részletes növekedés-vizsgálatot nem végeztünk, csupán a mért testhosszak alapján következtettünk az egyes korcsoportok méreteire. Mégis fontosak ezek az adatok, ugyanis a korábbi vizsgálatok csak 3-4 éves korig adják meg a törpecsík növekedését.



6. ábra. Az egyedek mérete (SL) és korcsoportok
Fig. 6. Length of specimens (SL) and age groups



7. ábra. A két éves korosztály havi növekedése
Fig. 7. Monthly growth rate of the two year-old

Mindössze két tanulmány adataival tudtuk összevetni a tarnai állomány növekedését. Zenella és munkatársai (2008) a *S. balcanica* növekedésének számítása során a teljes hosszt határozták meg, melyet az összehasonlíthatóság érdekében a Fishbase adatbázisában megadott $SL=0.885963TL$ képlettel (www.fishbase.org) standard hosszra számoltunk át.

3. táblázat. A *Sabanejewia*-fajok növekedése (SL, mm)
Table 3. Growth of the *Sabanejewia* species (SL, mm)

Korcsoport /age group	1	2	3	4	5	6
<i>Sabanejewia bulgarica</i> , Tarna (H) Jelen vizsgálat/present study	-	59.6	72.4	(82)	(89)	(94)
<i>Sabanejewia aurata</i> , Tisza (H) Harka et. al (2002)	37	59	72	-	-	-
<i>Sabanejewia balcanica</i> , r. Rijeka (HR) Zanella et al. (2008)	♂	31.9	54.3	64.3	71.5	-
	♀	30.7	52.9	64.3	71.9	-
	átlag/average	31.3	53.6	64.3	71.7	-

Ez az állomány egyértelműen más növekedési jellemzőt mutat, mint a tarnai. Ellenben ha a tiszai állomány növekedési trendvonalát 6 éves korig meghosszabbítanánk, akkor pontosan fedné az általunk meghatározott értékeket, ami nem lehet véletlen, hiszen a tarnai állomány csak a Tiszából származhat.

Értékelés

A bizonyítottan 1948 óta vizeinkben élő bolgár törpecsík első példánya a Zagyva torkolata felett, Kőteleknél került elő a Tiszából. A Tarnából 1985-ben Tarnaörsnél került elő egy példány (Harka 1989), amelynek „külső megjelenése megegyezett azokkal a tiszai példányokkal, amelyeket Jászfalusi (1948) *Cobitis aurata bulgarica* Drensky néven írt le”. Ezt az adatot 2003-ban és 2004-ben Tarnaörs és Kál közötti 3 mintavételi helyen 8 mintavétel során nem tudtuk megerősíteni. 2005-ben azonban 3 példány is előkerült: május 12-én Kál alatt, szeptember 29-én Tarnaörsnél fogtunk egy-egy példányt. A két mintavételi hely között, Tarnabodnál június 6-án szintén egy példány került elő (Erős Tibor szóbeli közlése). 2006-ban nem, de 2007-ben és 2008 szeptemberéig állandó mintavételi helyünkön (Kál alatt) mind a 4 mintavétel során előkerült egy-egy példány.

2003-2009 között Tarnaörs és a Zagyva tiszai torkolata közti 70 fkm-es szakaszon 12 mintavételi helyen (2 tarnai és 10 zagyvai) 21 mintavételre került sor, de törpecsikot sehol nem fogtunk, tehát a tarnai állománynak nincs folytonos kapcsolata a tiszai populációval. A Zagyva jelentős szennyezettsége miatt a Tarnában az 1970-es évek elejéig kellett megtelepednie a fajnak. Mindezek alapján a Tarna jól körülhatárolható szakaszán, a tiszai populációtól elszigetelve egy kis létszámú, de stabil állomány található.

2009-ben 32 törpecsikot jelöltünk meg, melyek 43.8%-át visszafogtuk. Ez halak esetében igen nagy érték, a magas visszafogási arány leginkább a helyhez kötött életmódhoz köthető. Ritterbush & Bohlen (2000) egy németországi tóban 258 db *Cobitis e. complexus* jelölt meg, az egy hét múlva kifogott 221 egyed közül 56 volt korábban megjelölve. A visszafogott egyedek aránya 21.7%, ami többszöri visszafogás során nöhetett volna, de nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy tóban történt a mintavétel.

Eredményeink jobban összehasonlíthatók Penaz és munkatársai (2002) vizsgálatával, akik egy csehországi folyó 3.1 fkm-es szakaszán 2 év alatt, 15 mintavétel során 701 márnát (*Barbus barbus*) jelöltek meg, melyek közül legalább egyszer 149 egyedet (21.3%) fogtak vissza. A mobilitások vizsgálatához a mintavételi területet 7 szekcióra osztották. A visszafogások 70.5%-a ugyanabban a pár száz méteres szekcióban történt, ahol a márnát megjelölték. A maradék visszafogás a mobilitásból származik, melyek fele a vízfolyással szemben, fele lefelé történt. A visszafogás aránya nem, de a helyben maradó és a mobilitásból származó adatok jelen tanulmány eredményével szinte azonosak.

Meglepő, hogy a bolgár törpecsik mennyire ragaszkodik a medencékben található sóderes aljzathoz. Vizsgálatunk során az összes törpecsik a medencék visszaforgóiban található homokos sóderdombokról került elő. A medencéket összekötő folyószakaszok kavicsos-sóderes aljzatáról egy példányt sem gyűjtöttünk. 2010-ben valószínűleg azért nem került elő egyetlen példány sem, mert a tavaszi árvíz kimosta a medencékből a sóderdombokat, és ezzel együtt a törpecsikok is elhagyták a mintavételi területet. Harka (1986), illetve Tóth és munkatársai (2007) a hazai állományt vizsgálva szintén egyértelműen homokos-sóderes aljzathoz kötik a törpecsik előfordulását. Pekarik és munkatársai (2008) a *S. balcanica* élőhelyi igényét vizsgálva elsődleges élőhelyeként a kavicsos medret jelölik meg, és csak másodlagosan a sóderes aljzatot.

A bolgár törpecsik előfordulását általában a nagyobb folyókhoz kötik, Erős (2007) pl. a dombvidéki folyókhoz szignifikánsan kötődő karakterfajként jegyzi. A Tarna közepes vízhozama Verpelétnél 2003-2009 között 1.01 m³/sec volt. Ugyan állandó mintavételi helyünk a vízmércétől 12 fkm-rel lejjebb található, de közben a Tarnának nincs jelentős mellékpatakja. Kedvező feltételek mellett tehát a kis folyók is alkalmasak megtelepedésére.

Nincs ismeretünk arról, hogy valaki is vizsgálta volna a kétközhlós mintavétel hatékonyságát. Tapasztalati becslésünk szerint egy mintavétel során az állomány 20-25%-át, egyes könnyen fogható fajok (kűsz, sujtásos kűsz) esetében akár 30-35%-át lehet kifogni. Az a Schumacher–Eschmeyer modellel kiszámolt becslés, miszerint egy mintavétel során csak a populáció 10.4%-át tudjuk kifogni, még ennél a rejtett életmódú fajnál is kevésnek tűnik. A nyílt modellek átlaga (23.6%) pedig túl soknak. Legalább 32 egyed megfordult a mintavételi területen, ha azt feltételezzük, hogy átlagosan egyszerre csak a fele tartózkodott a mintavételi helyen, az egyedelfogás valószínűsége 17.2% (2.75/16). A Jolly-Seber modellel meghatározható a jelölt egyedek visszafogásának valószínűsége. A visszafogott egyedek (m_i) és a mintavételi helyen tartózkodó jelölt egyedek becsült számának (M_i) aránya a 2. és 19. mintavétel között átlagosan 18,7% (21/112.4), ami hasonló nagyságú, mint a három modell átlaga alapján számolt fogási valószínűség. Nincs ellentmondás a 46.7%-os visszafogási hatékonyság és a 17.02%-os egyedelfogás valószínűsége között, az előbbi ugyanis 20 mintavétel eredménye, míg utóbbi egyszeri mintavételre szól.

Erős (2001) egy alul-felül lezárt patakszakaszon vizsgálta az elektromos halászeszköz hatékonyságát. A szerző ugyan a denzitás növekedését mutatja be az egymást követő 5 halászat eredményeként, de ez megfellelthető a nem fajspecifikus egyedelfogás valószínűségének is. Az első mintavétellel az állomány 59%-át sikerült kifognia, azzal a megszorítással, hogy még az 5. mintavétel után is maradt hal a mintavételi területen, valamint nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy a terület alul és felül is le volt zárva és a Tarnánál kisebb pataokban történt a mintavétel. Még ha ezektől a hatékonyságnövelő tételeketől el is tekintünk, akkor is nagyobb az elektromos eszköz hatékonysága, mint a kétközhalóé. Ellenben az elektromos halászatoknak igen magas a társadalmi elutasítottsága, és a rövid időn belüli többszöri mintavétel jobban zavarhatja az állományt, mint a hagyományos hálós módszer.

Állománybecslésünk abból a feltételezésből indult ki, hogy az egyedek mintázata életük során nem változik. Tapasztalataink alapján kijelenthető, hogy az 54 mm feletti egyedek esetében ez így is van. Ennél kisebb egyedeket nem fogtunk, de feltehetőleg egy bizonyos méretet el kell érni az ivadéknak ahhoz, hogy végeleges testmintázata kialakuljon.

Irodalom

- Bănărescu, P. M. 1964. *Pisces – Osteichthyes. Fauna R. P. Romine*, Vol. 13. Acad. R. P. Romine, Bucuresti, pp. 959.
- Demeter A., Kovács Gy. 1991. *Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének beclése*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 273.
- Erős T. 2001. A mintavételi terület növelésének hatása a halállomány szerkezeti paramétereire egy középhegységi vízfolyáson. *Hidrológiai Közölny* 5-6. 353-355.
- Erős T. 2007. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52. 1400-1415.
- Harka Á. 1986. A törpe csík (*Cobitis aurata* Filippi 1865) *Halászat* 79 (1) 24.
- Harka Á. 1989. A Zagyva vízrendszereinek halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75. 49-58.
- Harka Á. 2007. A törpecsik – *Sabanejewia aurata* (Filippi, 1865) – növekedése a Tisza tiszafüredi szakaszán. *Halászat* 100 (4) 191-196.
- 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.
- Jászfalusi L. 1948. *Cobitis aurata* bulgarica Drensky, eine neue Fischart für die Fauna Ungarns, nebst allgemeinen Bemerkungen über die Cobitis-Arten. *Fragmenta Faunistica Hungarica* 11. 11-20.
- Gyurkó I. 1974. *Édesvízi halaink*. Ceres Könyvkiadó, Bukarest, pp. 187.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/135535/0/rangemap Letöltve 2010. május 20.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. pp 646.
- Müller, H. 1983. *Fische Europas*. Neumann Verlag, Leipzig – Radebeul, pp. 320.
- Ogle, D.H. 2009. Marc-recapture abundance estimates (open) vignette. pp 1-12. <http://ncfaculty.net/dogle/fishR/gnrlex/mropen/mropen.pdf> Letöltve: 2010. március 14.
- Pekarik, L., Kosco, J., Kosuthová, L., Kosuth, P. 2008. Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zool.* 57. (1-2). 172-180.
- Penaz, M., Barus V., Prokes M., Homolka M. 2002. Movements of barbel, *Barbus barbus* (Pisces: Cyprinidae) *Folia Zool.* 51(1). 55-66.
- Reisser, J., Proietti, M., Kinas, P., Szazima, I. 2008. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tagg los. *Endang Species Res.* 5. 73-82.
- Ritterbush, D., Bohlen, J. 2000. On the ecology of spined loach in Lake Müggelsee. *Folia Zool.* 49 187-192.
- Schneider, J. C. 1998. Lake fish population estimates by mark-and-recapture methods. In Schneider, J. C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. *Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor*. Chapter 8: 1-10.
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.G. 2007. Spot the match: wildlife photo-identification using information theory. *Front Zool.* 4. 1-11.
- Szepesi Zs., Harka Á. 2008. Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és a Tarna vízrendszereinek alsó szakaszáról. *Folia Hist. nat. Mus. Matrensis.* 32. 201-213.
- Tóth B., Sevcsik A., Erős T. 2007. NATURA 2000-es halfajok előfordulása a Duna hazai szakaszán. *Pisces Hungarici* 2. 83-94.
- 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 Zool.* 57 (1-2). 162-167.

2. melléklet. 2009. évi állománymagszág (nyílt) Jolly-Seber modell alapján
Appendix 2. Population estimates (open) in 2009 (Jolly-Seber method)

		mintavétel száma (number of sampling)																			r_i	z_i	\hat{M}_i	\hat{N}_i	SE_i		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20						
1	1)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-	-	-	
2		3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2.0	8.0	7.1	
3			2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6.0	18.0	20.9
4				2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6.0	18.0	20.9
5					6)	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	1	2.4	8.4	3.2
6						3)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	6.3	12.7	6.6
7							3)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	10.0	13.3	7.0
8								3)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	9.0	18.0	12.2
9									3)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	6.0	8.0	8.7
10										1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	9.0	9.0	6.0
11											4)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	6.0	15.0	9.0
12												1)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	5	5.0	10.0	6.7
13												4)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	12.0	20.0	12.4
14													4)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	8.0	10.0	4.8
15														1)	0	1	0	0	0	0	0	0	1	3	3.0	6.0	3.9
16																3)	0	1	0	0	0	0	1	3	7.0	14.0	9.3
17																		2)	1	1	0	2	3	4.0	6.0	2.0	
18																			4)	0	2	2	2	1	5.7	5.7	1.1
19																				1)	0	0	0	2	5.0	5.0	3.2
20																					4)	-	2	-	-	-	-
m_i	0	0	0	0	1	1	2	1	2	1	1	0	2	3	0	1	1	4	1	2							
u_i	1	3	2	2	5	2	1	2	1	0	3	1	2	1	1	2	1	0	0	2							
n_i	1	3	2	2	6	3	3	3	3	1	4	1	4	4	1	3	2	4	1	4							
R_i	1	3	2	2	6	3	3	3	3	1	4	1	4	4	1	3	2	4	1	4							

$\hat{M}_{11} = m_{11} + \hat{m}_{11}$	z_{11}	r_{11}
$\hat{m}_{11} : z_{11} = (R_{11} + 1) : (r_{11} + 1)$		

$$M_{i1} = 1 + \{3*(4+1)/(2+1)\} = 6 \quad (8)$$

$$N_{i1} = 6*(4+1)/(1+1) = 15 \quad (7)$$

$$SE_{i1} = [15*(15-4)[\{(15-1+4+1)/(15+1)\} * \{1/(2+1) - 1/(4+1)\} + 1/(1+1) - 1/(4-1)]^{1/2} = \pm 8.99 \quad (9)$$

ELEKTROMOS KECÉVEL VÉGZETT VIZSGÁLATOK ELSŐ EREDMÉNYEI A DUNA MONITOROZÁSÁBAN

DEVELOPMENT AND TESTING OF AN ELECTRIFIED BENTHIC TRAWL FOR MONITORING BENTHIC FISH ASSEMBLAGES IN THE RIVER DANUBE

SZALÓKY Zoltán¹, GYÖRGY Ágnes Irma¹, CSÁNYI Béla¹, TÓTH Balázs²,
SEVCSIK András², SEKERES József¹, ERŐS Tibor³

¹„VITUKI” Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kutató Intézet Nonprofit Közhasznú Kft.,
1095 Budapest, Kvassay Jenő út 1. szaloky@gmail.com

² Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21.

³MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, 8237 Tihany, Klebelsberg Kunó u. 3.

Kulcsszavak: bentikus halélőhely, nagy folyó, német bucó, hajózhatóság

Keywords: benthic fish habitat, large river, Danubian streber, navigability

Összefoglalás

Nagy folyók mélységi régiójának halállomány-összetételéről szórványos ismeretekkel rendelkezünk. A „meder” monitorozása a nemzetközi szakirodalom alapján azonban jelentős kihívás, hazánkban pedig nincs hagyománya a mederben élő halak monitorozásának. A Duna hajózhatóságának javítása program részfeladata (kivitelező: VITUKI Nonprofit Kft.) olyan mintavételi eljárás kialakítása, amely a jövőben alkalmas lehet a dunai hajózó utat érintő mederszabályozási munkálatok (pl. kotrás, fenékborda) halegyüttesekre gyakorolt hatásainak becslésére. Jelenleg ezért egy olyan módszer kialakításán dolgozunk, amely alkalmas lehet a mélyvízi régiók vizsgálatára. Tanulmányunkban előzetes kísérleteinkről számolunk be, melynek keretében csónakból vontatott, elektromos halászgéppel kombinált kecét alkalmaztunk a mederben élő halak gyűjtésére. Eredményeinket összevetve a parti sáv monitorozásával nyert eredményekkel, kijelenthető, hogy az elektromos kecével fontos kiegészítő ismeretek szerezhetők számos természetvédelmi szempontból megkülönböztetett halfaj előfordulásáról és mennyiségi viszonyairól. A módszer jövőbeni tökéletesítésével talán lehetőség nyílik élő- és ivóhely-térképezési feladatok elvégzésére, az íváshoz szükséges környezeti változók megbízhatóbb megismerésére.

Summary

There is only sporadic information about fish assemblages of deeper benthic habitats in large rivers. The application of the available international methods for monitoring riverbeds is quite a challenge according to literature, and no other sufficient method exists in Hungary. Hence, it became one of the objectives of the “Improvement of the Navigability of the Danube” project to develop a new method, also suitable to measure the effects of river control methods (e.g. dredging of waterway) on fish assemblages in the Danube. During our preliminary experiments we developed and tested a fixed frame electrified trawl for catching benthic fish. Our results compared with standard electrofishing on the riverbanks shows, that the electrified trawl provides new and important additional information about the occurrence and quantity of fish species relevant in nature conservation (e.g. Natura2000, rare, threatened, protected, etc.). Further improvement of the method may make habitat mapping and spawn mapping possible, and may allow the better understanding of the required environmental conditions for spawning in the benthic habitats of large rivers.

Bevezetés

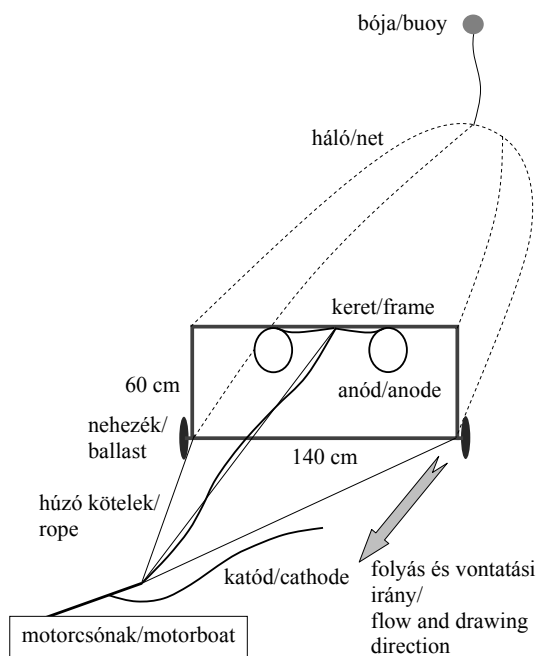
A „VITUKI” által vezetett konzorcium készíti el „A Duna hajózhatóságának javítása” című projektet megalapozó tanulmányt. A program célja a Duna magyarországi szakaszán található hajózhatósági akadályok (gázlók, szűkületek) megszüntetése, az ehhez szükséges fejlesztési-, műszaki beavatkozási változatok számbavétele. A kivitelezéshez számos engedélyezési eljárást kell lefolytatni és többek között részletes környezeti hatásvizsgálat keretében célszerű megismerni milyen hatással járhatnak a beavatkozások az élővilágra. A munka egyik fontos eleme a beavatkozások dunai halegyüttesekre gyakorolt (várható) hatásainak megismerése.

A dunai halfajok és halközösségek monitorozása a parti (littorális) régió elektromos halászgéppel hatékonyan mintázható területére korlátozódik (max. 1-1,5 m mélységig, Erős és mtsai. 2008 a, b). Azonban a hatásvizsgálatok megalapozásához a mélységi zóna

halállományairól is szükséges adatokat gyűjteni, különös tekintettel a várható beavatkozási helyszínekre. Hazánkban azonban nem ismert olyan módszer, amely a mederben élő, természetvédelmi szempontból megkülönböztetett (Natura 2000) halfajok állományainak hatékony monitorozására irányulna. A tervezett szabályozó művek halegyüttesekre gyakorolt hatásainak becsléséhez ezért a Dunának az Ipoly folyó torkolata és a déli országhatár közötti szakaszán parti, elektromos halászgéppel történő mintavételt végeztünk, míg a folyó medrét érintő kotrások hatásainak megismeréséhez eddig hazánkban nem használt, új módszert dolgoztunk ki.

Anyag és módszer

A mélységi területek vizsgálatához elektromos mintavevő eszköz és kece (keretes húzóháló) kombinációján alapuló mintavételi eszközt dolgoztunk ki, egyesítve mindkét módszer előnyeit. A módszer lényege, hogy a folyó medrének felületén húzott háló összegyűjti a háló szája előtt kialakított elektromos térben elkábult halakat. A lesúlyozott, keretre rögzített hálót hosszúra engedett kötéllel, motorcsónak segítségével vontatjuk a meder fenéken, miközben a motorcsónakba telepített elektromos mintavevő berendezéssel szabályos időközökben elektromos teret keltünk a háló szája előtt, hosszú, vízbe nyúló elektromos kábelek segítségével. Vizsgálatainkban az anódot a kece keretének tetejére rögzítettük, míg a katódot a meder felületén a kece szája előtt húztuk (1. ábra).



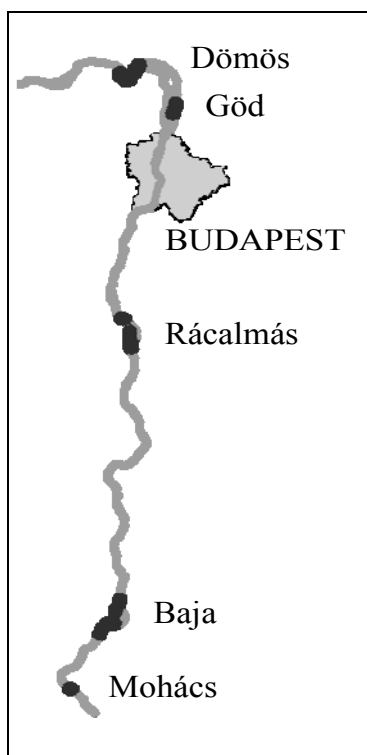
1. ábra. Az elektromos mintavételi eszköz és a kece kombinációja: az elektromos kece
 Fig. 1. The electrified fixed frame benthic trawl

A háló elektromos erőterében átmenetileg elkábult halakat a vontatott háló zsákszerű kiöblösödése gyűjti össze. Az aktív és passzív, esetleg a mederfenék kövei között megbúvó halak is a mintába kerülnek, köszönhetően az elektromos áram által kiváltott anódikus taxisnak és a halak tetanizálódásának. Az elektromos árammal kombinált hálós módszer fő alkalmazási területe a nagy és mélyebb vizű folyók meder élőhelyeinek halbiológiai

felmérése és így a tavaszi időszakban történő ívási területek vizsgálata. A módszer kidolgozásához amerikai kutatók tapasztalatait és eredményeit használtuk fel. Az általuk alkalmazott PSU hálós módszer (Freedman et al., 2009) hatékonyan képes kimutatni a folyó mélyebb élőhelyeiről a kis és nagy testméretű halakat egyaránt.

Az elektromos kecével a bentikus élőhelyeket vizsgálva a Duna Dömös és Mohács közötti szakaszán végeztünk felméréseket, több mint 70 mintavételi aleggységet halászva, amelyeknek az összes hossza meghaladta 21 km-t (2. ábra). A Duna és ártere nevű Natura 2000 területhez tartozó gödi és dunakeszi szakasz (1671-1665 fkm), a meder morfológiájának ismeretében, alkalmas terület volt a módszertan fejlesztéséhez és kidolgozásához. Itt 2010 augusztusában és szeptemberében 30 területen halásztunk (összesen 9000 m hosszúságban). Az itt végzett felmérések tapasztalatai alapján alakítottuk ki a mélységi mintavételi módszert. A helyszín alkalmasságát erre a feladatra a meder alakulatainak ismerete mellett a parti vízterek halállományainak alapos ismerete is adta. Korábbi vizsgálataink szerint ugyanis szinte valamennyi Natura 2000 jelölőfaj, többsége nagy egyedszámú állománnyal rendelkezik ezen a Duna szakaszon (Tóth és mtsai. 2007, Erős és mtsai. 2008 a,b). Számos mintavételt nem jegyeztünk fel a módszertan fejlesztésének kezdeti stádiumában a gödi Duna szakaszon, ezért a közölt mintavételek száma jóval alul marad a valós ráfordításnál. Szintén a Duna és ártere nevű (HUDI20034) Natura 2000 területhez tartozó Dömös és Visegrád Duna szakaszon (1703-1691 fkm) térben intenzív mintavételi programot hajtottunk végre 2010 novemberében. A program során összesen 28 db, egyenként 300 m hosszúságú területet vizsgáltunk (összesen 8400 m hosszúságban), 1-6 méter vízmélység között. Szintén a Duna és ártere nevű Natura 2000 területhez tartozó Kulcs, Rácalmás és Dunaújváros (1593-1579 fkm) Duna szakaszon 11 mintavételi aleggységet vizsgáltunk 2010 szeptemberében. A Rácalmási-mellékágban összesen 1200 m hosszúságban alkalmaztuk a módszert 2010 szeptemberében, különbséget feltételezve és keresve a főági és a mellékági halállományok fajszerkezetében. A Gemenci Natura 2000 terület (HUDD20032) részeként a bajai mintavételi területen (1486-1467 fkm) található Vén-Duna mellékág bentikus halainak élőhely használatát szintén vizsgáltuk összesen 1200 m hosszúságú mintázott területtel, 2010 októberében. A főágban Baja felett (2 mintavételi aleggység: 800 m) és Szeremle térségében (6 mintavételi aleggység: 1800 m) összesen 8 területen, 2600 m hosszúságban halásztunk, 2010 októberében. A Béda-Karapancsa Natura 2000 területhez tartozó (HUDD20045) legdélebbi, mohácsi mintavételi területen összesen 3 aleggységen vettünk mintát (900 m), 2010 novemberében.

A háló szájánál kialakított elektromos mezőt Hans Grassl 65II GI mintavevő berendezéssel biztosítottuk. Minden felmérés egyenáram használatával történt, az áramerősség 15-21 A és a feszültség 400-440 V között volt. A mintavételi helyeken a helymeghatározás GARMIN gyártmányú GPSmap 60CSx készülék segítségével történt, a koordinátákat minden esetben az Egységes Országos Vetület (EOV) rendszer szerint



2. ábra. A mélységi mintavételi helyek a Dunán

Fig. 2. Benthic sampling sites on Danube

tároltuk. A halak élőhelyére jellemző és a mintavételi módszert leíró változók a terepen, mintavételi alegységenként, egységes terepi jegyzőkönyvekben kerültek rögzítésre, a halak és az élőhelyeik kapcsolatának leírása és a mintavétel megismételhetősége érdekében.

Az adatok értékelésekor a főági és a mellékági minták összehasonlítását Catch Per Unit Effort (CPUE) kiszámításával és a relatív, ill. az előfordulási gyakoriság elemzésével végeztük el. A faj- (CPUE_{F AJ}) és egyedszám (CPUE_{E GYED}) alapú CPUE értékeket 100 m hosszúságú mintavételi szakaszra számítottuk ki. A relatív és előfordulási gyakorisági adatokat normalizáltuk (ln) majd grafikonon ábrázoltuk.

Eredmények és értékelés

A bentikus elektromos kecével végzett mintavételek során összesen 29 faj 1482 példányra került a mintákba a 2010. évi felméréseinkben (1. táblázat).

1. táblázat. Az elektromos kecével végzett mintavételek során gyűjtött fajok relatív abundanciája és a mintaszakaszokon fogott példányok száma

Table 1. Relative abundance and individuum occurrence in sampling sites of species caught by the electrified trawl

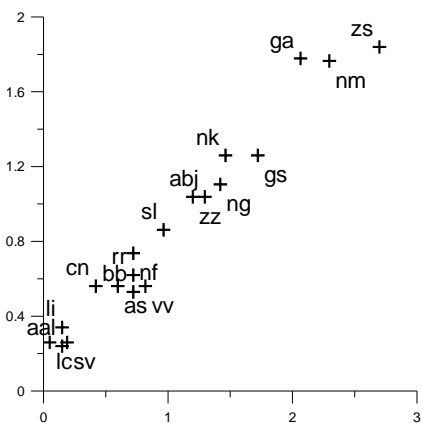
Faj/species	Kód/ code	Rel. abund. főág/main channel	Rel. abund. mellékág/ side arm	Dö- mös	Göd	Rác- almás	Baja	Mo- hács
<i>Abramis ballerus</i>	aba	0.0	0.4				3	
<i>Abramis bjoerkna</i>	abj	2.0	29.5		5	74	150	1
<i>Abramis brama</i>	abr	0.0	2.6				19	
<i>Abramis sapa</i>	as	0.4	5.8		3		42	
<i>Alburnus alburnus</i>	aal	0.1	0.0		1			
<i>Aspius aspius</i>	aas	0.0	0.1				1	
<i>Barbus barbus</i>	bb	0.5	0.7			9		
<i>Carassius gibelio</i>	cg	0.0	0.4				3	
<i>Chondrostoma nasus</i>	cn	0.3	0.8		2		6	
<i>Cyprinus carpio</i>	cc	0.0	0.3				2	
<i>Esox lucius</i>	el	0.0	0.3			1	1	
<i>Gobio albipinnatus</i>	ga	11.6	4.1	20	43	43	8	3
<i>Gymnocephalus baloni</i>	gb	0.0	1.2				9	
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gc	0.0	2.7				20	
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	gs	5.3	5.9	10	15	19	35	4
<i>Leuciscus cephalus</i>	lc	0.1	0.0		1			
<i>Leuciscus idus</i>	li	0.1	0.4				4	
<i>Neogobius fluviatilis</i>	nf	0.5	0.3	1	2	1	2	
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	ng	2.6	3.4		18	5	22	
<i>Neogobius kessleri</i>	nk	2.9	0.8	1	18	4	3	2
<i>Neogobius melanostomus</i>	nm	19.8	28.7	32	107	172	45	
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	pm	0.0	0.1				1	
<i>Rutilus rutilus</i>	rr	0.5	2.6		2	8	13	
<i>Sabanejewia aurata</i>	sa	0.0	0.1				1	
<i>Sander lucioperca</i>	sl	0.9	4.9		2	10	31	
<i>Sander volgensis</i>	sv	0.1	0.1		1		1	
<i>Vimba vimba</i>	vv	0.7	0.1		5	1		
<i>Zingel streber</i>	zs	49.9	1.4	77	291	18		1
<i>Zingel zingel</i>	zz	1.6	2.1	1	8	16	2	

A főági, mélyégi halászatok alkalmával 19 faj 759 példányra, míg a mellékági halászatok során összesen 27 faj 729 példányra került elő. A mellékági minták esetén tapasztalható

magasabb fajszám és egyedszám (a főág esetén a $CPUE_{FAJ}=0,1$ és a $CPUE_{EGYED}=4$, a mellékágakban a $CPUE_{FAJ}=0,9$ és a $CPUE_{EGYED}=25$ volt) feltételezhetően az őszi mintavételeknek köszönhető. A mellékágakat valószínűleg már vermelési célból felkereső és így nagyobb gyakorisággal előforduló elsősorban keszegfélék, amelyben döntően a karika keszeg (*Abramis bjoerkna*) részeseése a magas, illetve a terjeszkedőben lévő feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) tömeges egyedszáma miatt.

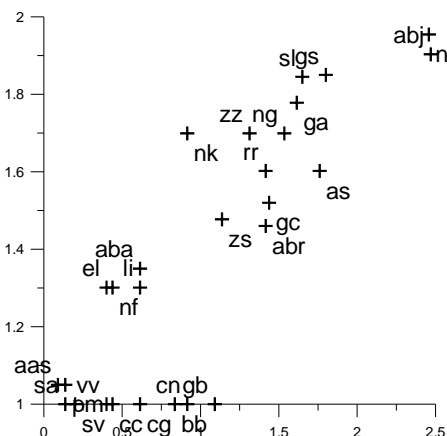
A Duna mélységi élőhelyeinek vizsgálatával korábban nem kutatott területek halállomány összetételéről nyerhetünk fontos információt. A módszer segítségével ritkának tekintett fajok esetenként tömeges jelenlétet sikerült igazolni. A bentikus életmódú fajok közül rendszeresen előfordult a fokozottan védett német bucó (*Zingel streber*) és bizonyos helyeken viszonylag nagy számban fogtuk a védett és veszélyeztetett halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*), a fokozottan védett magyar (*Zingel zingel*) és a német bucó példányait. A főági mintavételeink során a fokozottan védett német bucó mutatkozott a legtömegesebbnek és leggyakrabban előfordulónak (3. ábra). Gyakori jelenléte különösen szembeütő, ha összehasonlítjuk a parti zóna (225 db 500 m-es mintavételi egység) és a mederközépi mintavételeket. A német bucó előfordulási gyakorisága több mint 12-szer nagyobb a mélységi, mint a parti mintákban. Szintén gyakran előforduló fajok a feketeszájú géb és a védett és veszélyeztetett halványfoltú küllő. A gébfélék (feketesájú géb, kessler-géb (*Neogobius kessleri*), csupasztorkú géb (*Neogobius gymnotrachelus*)) gyakori előfordulása a meder középi mintákban igazolja, hogy az inváziós gébfajok nem csak a partvédő és szabályozó művek kőszórásain gyakoriak, de a folyam mélységi területein is.

A főági és a mellékági meder élőhelyek változatosságának különbözőségeit jól szemléltetik a relatív gyakoriság és az előfordulási gyakoriság ábrák (3., 4. ábra). A főágban kimutatott halak egyenletesebben oszlanak el, a tömegesebben előforduló halak több lelőhelyről kerülnek elő, mint a mellékágaknál. A különbség rámutat a főági mélységi élőhelyek homogénebb voltára, a környezeti feltételek itt kevésbé variálnak. A mellékágak esetén tapasztalható nagyobb változékonyság az egyes mellékágak eltérő funkciójára mutathat rá. A mellékágat érintő rehabilitációs tervezéseknél ezért célszerű figyelembe venni az élőhelyek sokféleségét, törekedve a változatos élőhelyek kialakítására.



3. ábra. A főági mintákba került halak relatív (x tengely) és előfordulási (y tengely) gyakorisága. Rövidítések az 1. táblázatban.

Fig. 3. Relative abundance (x axis) and frequency of occurrence (y axis) of fish species in the main channels samples. Codes in Table 1



4. ábra. A mellékági mintákba került halak relatív (x tengely) és előfordulási (y tengely) gyakoriságai. Rövidítések az 1. táblázatban

Fig. 4. Relative abundance (x axis) and frequency of occurrence (y axis) of fish species in the side arms samples. Codes in Table 1

Összefoglalásul, a Duna hazai szakaszán kifejlesztett elektromos kece hozzájárulhat a folyam halállomány-összetételének pontosabb megismeréséhez, kiegészítő ismereteket adhat a természetvédelem szempontjából megkülönböztetett, kis testméretű halfajok előfordulásáról, mennyiségi viszonyairól és környezeti igényeiről. A módszer használatával lehetőség nyílik a nagy folyók teljes mederszélességet felölelő monitorozására, alkalmas élő- és ívóhely térképezési feladatok elvégzésére. A védett fajok, különös tekintettel a Natura 2000 területek jelölőfajainak ponttérképezésére, és populációk nagyságának monitorozásában különösen ígéretesnek tűnik a még további fejlesztéseket igénylő új módszer. Mindezek által a folyó medrét érintő, például a „A Duna hajózhatóságának javítása” című program keretében tervezett műszaki beavatkozások hatásainak pontosabb becslésére nyílik mód, ezáltal ésszerű módosítások javasolhatók a hajózást segítő műszaki tervekhez, annak érdekében, hogy a dunai halállomány ne sérülhessen. Emellett az új mintavételi módszerrel hozzájárulhatunk a folyamok (nagy folyók) halbiológiai monitorozásának további fejlesztéséhez, például az EU szintű, napjainkban kezdődő, „nagy folyós” mintavételi és minősítési módszertan kidolgozásához.

Irodalom

- Erős T.; Tóth B., Sevcsik A. & Schmera, D. (2008a): 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., Tóth B., Sevcsik A. (2008b): A halállomány összetétele és a halfajok élőhely használata a Duna litorális zónájában (1786-1665 fkm) - monitorozás és természetvédelmi javaslatok. *Halászat* 101(3): 114-123.
- Freedman, J. A., Stecko, T. D., Lorson, B. D., Stauffer, J. R. (2009): Development and Efficacy of an Electrified Benthic Trawl for Sampling Large-River Fish Assemblages. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1001–1005.
- Tóth B., Sevcsik A., Erős T. (2007): NATURA 2000-es halfajok előfordulása a Duna hazai szakaszán. *Pisces Hungarici* 2. 83-94.

A BERETTYÓ HAZAI VÍZGYŰJTŐJÉNEK HALFAUNÁJA ÉS HALKÖZÖSSÉGEINEK VÁLTOZÁSA AZ ELMŰLT ÉVTIZEDBEN

THE FISH FAUNA OF THE HUNGARIAN STRETCH OF BERETTYÓ RIVER- SYSTEM AND CHANGES ITS FISH-COMMUNITIES IN THE LATTER DECADE

HALASI-KOVÁCS Béla¹, SALLAI Zoltán², ANTAL László³

¹SCIAP Kft., Debrecen; *halasi1@t-online.hu*

²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen

³DE TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: kisvízfolyás, kis folyó, funkcionális guild, hidromorfológiai változás
Keywords: stream, small-river, functional guild, hydromorphological alteration

Összefoglalás

A Berettyón és hazai mellékvein az elmúlt tíz év során folyamatosan vizsgáltuk a halfaunát. A rendszeres és módszeres mintavétel alapot ad arra, hogy feltárjuk a vízgyűjtő halközösségeinek szerkezetét és meghatározzuk a változásuk jellegét, irányát, ezen keresztül a vízterek környezeti állapotának változásait is. A dolgozatban bemutatjuk a Berettyó hazai és romániai szakaszának, valamint magyarországi mellékveinek történeti és recens irodalmi adatait.

2001-2010 között a Berettyó hazai szakaszán 6 szelvényben vizsgáltuk a halállomány összetételét, míg a mellékveken 39 vízfolyás 98 mintahelyén gyűjtöttünk adatokat. A Kis-Körös két mintaszakaszán az adott időszakban évi kétszeri rendszerességgel végeztünk felméréseket. A mintavételezés standard módszerrel történt.

A Berettyó hazai vízgyűjtőjéről összesen 40 faj jelenlétét mutattuk ki. A Berettyó fajszerkezete a legutóbbi vizsgálatok óta jelentősen változott. Jelen vizsgálat 7 új fajt mutatott ki, amelyek többsége reofil. Több faj előfordulási gyakorisága módosult. A statisztikai elemzések szerint a folyó határközeli szakaszán a dombvidéki kis folyókra jellemző halközösség alakul ki, ami a mederrendezések hatására felgyorsult áramlás és a romániai szakasz vízminőségének javulásával hozható összefüggésbe. A folyó szakaszjellegű változásait a diverzitásrendezés eredményei is alátámasztják.

A mellékveik kutatása során a korábbi sporadikus vizsgálatok után 12 új fajt mutattunk ki. Az északi és a déli mellékveik halközösségei ökológiai struktúrájukban eltérést mutatnak, ami a részvízgyűjtők vizeinek méretében és vízháztartásában megfigyelhető különbségekkel magyarázható. A mellékveik sokváltozós statisztikai elemzése ökológiai szempontból értelmezhető csoportosulásokat mutat. Eszerint a vízgyűjtőn az alföldi kis folyó, a dombvidéki és az alföldi kisvízfolyás típusa mellett egy asztatikus jellegű degradálódott, illetve mocsári, vagy lápi élőhelyi adottságokkal rendelkező csoport különíthető el. A Kis-Körösön végzett kutatások azt bizonyítják, hogy az ökológiai vízigényt nem kielégítő vízutánpótlás miatt a Berettyó hazai mellékvein az elmúlt 10 év alatt eredeti jellegüket elveszítették, emellett természeti értékük is nagymértékben csökkent.

Summary

Fish-faunistical researches were carried out in the Hungarian stretch of River Berettyó and its river-system in the latter decade. Based on the regular and systematic sampling methods can be explored the structure of the fish-communities and their changes in the river-system. The historical and recent faunistical data that were published earlier also are shown in this paper.

6 sections were investigated in the Hungarian stretch of Berettyó, and 98 sites of 39 streams were sampled in its system between 2001 and 2010. The two sections of Kis-Körös were sampled twice per year in this period. The similar type of water-bodies was sampled by same standard sampling methods that allowed comparative analyses.

The result of researches 40 species were presented in the river-system of Berettyó. The species composition of the Berettyó has been changing significantly since the last investigations. Recent research detected 7 new fish species that are mostly reophilic. Abundance of some species was changed too. The results of comparative statistical analysis show that the upper section of Hungarian stretch of the river can maintain a fish-community of "small rivers of hilly regions". It can be correlated with the faster current and improving water quality at the upper sections.

Based on the investigation 12 new fish species were presented in the streams and small rivers of the river-system of Berettyó after the latter sporadic collections. The structures of fish-communities in the northern and southern part of river-system are different, what can be explained with the size and water-regime dissimilarity of these streams. Based on the multivariate statistical analysis can be distinguished four groups in ecological point of view. These are the streams of hilly regions, streams of lowlands, small rivers of lowlands and water-bodies with astatic, degraded, or marshy, rarely swampy habitat. The research in the Kis-Körös proved that the streams of Berettyó river-system lost their original entity and nature preciousness in the latter 10 years, what resulted by the unsatisfactory water-supply.

Bevezetés

Az elmúlt másfél-két évtizedben természetes vizeink halállományának kutatása egyre intenzívebbé, ezzel együtt rendszeresebbé, mintavételi módszer tekintetében pedig egységesebbé vált. A standard mintavétel eredményeként nyert adatok lehetővé teszik a vizsgált vízterek halközösségeinek feltárását, ezen keresztül pedig élőhelyük környezeti adottságaiban bekövetkezett rövid- és középtávú változások jellegének, irányának és erősségének meghatározását.

A Berettyó halfaunájára vonatkozóan történeti adatok is rendelkezésünkre állnak, a folyó romániai és hazai szakaszára egyaránt (Herman, 1887; Vutskits, 1918; Futó, 1942; Vásárhelyi, 1961; Bănărescu, 1964). Recens adataink pedig nemcsak a folyóról, hanem a Berettyó mellékvízfolyásairól is vannak (Sallai, 2001; Juhász és Sallai, 2002). A Berettyó halfaunájáról átfogó képet Harka (1997), Harka és mtsai. (1998), Sallai (2001), valamint Wilhelm (2006, 2007) adnak (1. táblázat).

A Berettyó történeti adatai között Herman 18 fajt sorol fel a folyó középső szakaszáról. Vutskits (1918) Herman adatait egy további fajjal (*Misgurnus fossilis*) egészíti ki. Futó (1942) a torkolati szakasz korábbi faunalistáját 11 fajjal bővítette. Vásárhelyi (1961) alapvetően a korábbi faunaadatokat veszi át, de a fajlistát két fajjal (*Acipenser ruthenus*, *Lepomis gibbosus*) bővíti. A történeti adatok alapján a folyó hazai szakaszának halfaunáját 32 faj alkotta. Bănărescu (1964) a Berettyó romániai szakaszáról 27 fajt ír le. Ezek közül a *Leuciscus leuciscus*, *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Romanogobio kessleri*, *Barbatula barbatula*, *Sabanejewia aurata*, *Salmo trutta*, *Cottus gobio* előfordulásáról kizárólag az ő gyűjtéséből vannak történeti adatok.

A recens vizsgálatok alapján (Harka, 1997; Harka és mtsai., 1998; Sallai, 2001) a folyó hazai szakaszáról 36 faj előfordulása bizonyított. A hazai szakaszt vizsgálva kizárólag a történeti adatok között fordul elő a *Ballerus sapa*, *Pelecus cultratus*, *Chondrostoma nasus*, *Carassius carassius*, *Umbra krameri*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*. Ezekon túl a romániai szakaszról pedig a *Phoxinus phoxinus*. A recens kutatások eredményeként sikerült kimutatni a romániai szakaszon az *Eudontomyzon danfordi*, a hazai szakaszon az *Anguilla anguilla*, *Ctenopharyngodon idella*, *Leucaspis delineatus*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Hypophthalmichthys nobilis*, *Ameiurus melas*, *Gymnocephalus baloni*, *Proterorhinus semilunaris*, *Percottus glenii* jelenlétét.

A recens adatok kedvezőtlen változást mutatnak, hiszen a folyóból nem került elő négy dunai endemikus faj (*Umbra krameri*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*), továbbá több olyan faj sem, amelyek jelenléte természetvédelmi szempontból kívánatos volna. Ugyanakkor a fajlista az *Eudontomyzon danfordi*, *Leucaspis delineatus*, *Gymnocephalus baloni* mellett kizárólag idegenhonos, illetve invazív fajokkal bővült. A fauna változása egyúttal a folyó környezeti adottságainak változásait is jelzi: a stagnofil specialista fajok eltűnésének oka a folyóhoz kapcsolódó ártéri vízterek megszűnése, a reofil fajok hiánya pedig az élőhelyi feltételek romlása mellett szennyezésre utalhat (Halasi-Kovács és Antal, 2010).

A Berettyó vízgyűjtőjének állóvizeiből, valamint mellékvízfolyásaiból Sallai (2001), illetve Juhász és Sallai (2002) összesen 26 faj előfordulását regisztrálta. Gyűjtéseikben az alföldi kisvízfolyásokra jellemző fajok mellett több olyan faj is előfordult, amelyek kizárólag a horgászattal hasznosított tározókban voltak jelen (*Ctenopharyngodon idella*, *Abramis brama*, *Hypophthalmichthys nobilis*, *Ameiurus nebulosus*, *Ameiurus melas*, *Sander lucioperca*).

1. táblázat. A Berettyó és hazai mellékvízeinek halai a szakirodalom alapján
 Table 1. Fish species of the Berettyó and its Hungarian river-system

Halfajok/Fish species	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.
<i>Eudontomyzon danfordi</i> Regan, 1911						+			
<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+					
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)			+						
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)			+						
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+			+		+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)					+	+	+		
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+						
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)					+				
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+					
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)		+	+			+			+
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)					+	+	+		
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+				+
<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+						
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	+								
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	+								
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	+				+	+	+		
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+					+	+
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+	+	+		
<i>Gobio gobio</i> (Linné, 1758)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Romanogobio vladykovi</i> (Fang, 1943)			+	+	+	+	+	+	+
<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dybowski, 1862)					+		+		
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)			+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+								+
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)		+	+	+		+	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+	+		+	+
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)			+						
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)			+						+
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)			+		+	+	+		
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+		+		+	+
<i>Cobitis elongatoides</i> Bacescu et Maier, 1969	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sabanejewia aurata</i> (Filippi, 1865)					+	+	+		
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+				
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Leseur, 1819)	+	+	+		+				+
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)			+	+		+		+	+
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758					+	+			
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	+							+	
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	+			+					
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+		+		+	+
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+		+				
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík et Hensel, 1974		+	+						
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	+				+				
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+						+
<i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863)	+				+				
<i>Zingel zingel</i> (Linnaeus, 1766)	+								
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758					+	+			
Összesen:	32	30	35	16	27	27	18	19	25

1. hazai történeti adatok Berettyó/Historical data of the Hungarian stretch of Berettyó (Herman, 1887; Vutskits, 1918; Futó, 1942; Vásárhelyi, 1961); 2. Harka, 1997; 3. Harka és mtsai., 1998 hazai szakasz/Hungarian stretch; 4. Sallai, 2001; 5. Bănărescu, 1967; 6. Harka és mtsai., 1998 romániai szakasz/Romanian stretch; 7. Wilhelm, 2007; 8. Berettyó mellékvízfolyásai/River-system of Berettyó (Sallai, 2001), 9. Berettyó mellékvízfolyásai/River-system of Berettyó (Juhász és Sallai, 2002)

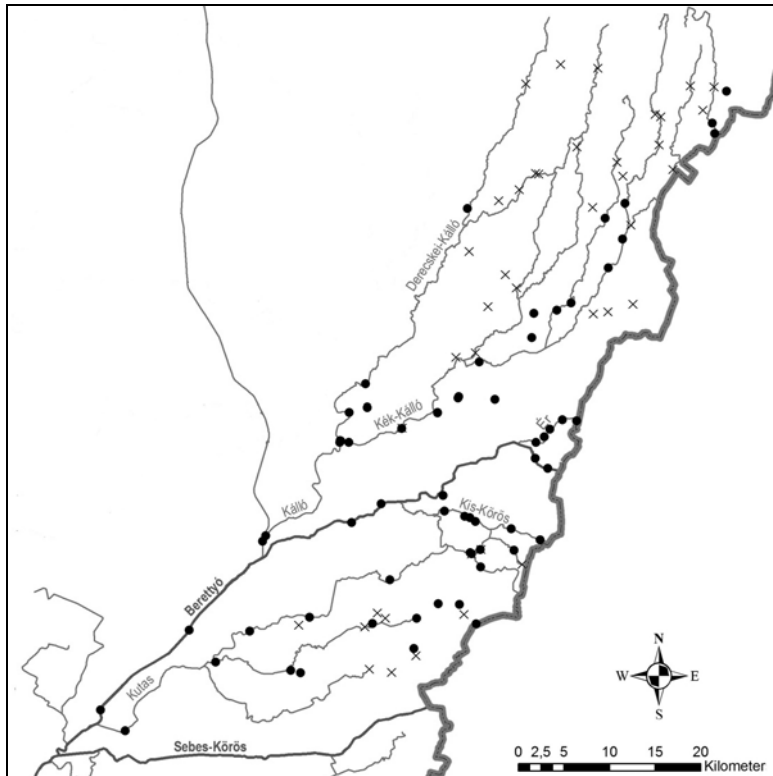
A Berettyó és mellékvízeinek vízrajzi jellemzése

A Körösök vízgyűjtőterületéhez tartozó Berettyó Romániában a Réz-hegység ÉK-i részén ered, a 882 m magas Almácska-tető közelében. A folyó a kisebb források egyesülése után Tuszatelke (Tusa) község alatt kapja a Berettyó nevet. Fő táplálója a Feketeponori-karsztfennsík északi peremén fakadó két karsztforrás. A Berettyó főága, a Toplica, a Nagy-forrástól indul. A szélesedő, tölcser alakú völgyében nyugat felé tartó folyó hegyvidéki szakasza nagyjából Szilágynagyfalu (Nuşfalau) térségéig ér. A Berettyó az Alföldet Szalárd (Sălard) környékén éri el. A mocsaras völgsíkján egykor erősen kanyargó folyót mederátvágásokkal kiegyenesítették és gátak közé kényszerítették. A régi meder – ma Ó-Berettyó és Hortobágy-Berettyó-főcsatorna – Mezőtúrnál érte el a Hármasköröst, míg az új medret Szeghalomnál vezették a Sebes-Körösbe. A hazai folyószakasz a Berettyó-Körösvidék középtájon belül legnagyobb hosszón a Bihari-sík kistájon folyik keresztül. A folyó eredeti teljes hossza 364 km volt, jelenlegi hossza 198 km, amiből a magyarországi szakasz 78 km. Esése az országhatárnál 40 cm/km, míg a hazai szakaszon jellemzően 15-20 cm/km között mozog (Dövényi, 2010). Ugyanakkor a szabályozás előttihez viszonyítva a hazai szakasz esése jelentősen növekedett (Lászlóffy és Somogyi, 1969). Ez a tény, a csatornásított mederrel együtt jelentősen átalakította a folyó élőhelyi adottságait.

A folyó vízjárása rendkívül kiegyenlítetlen. Szeghalomnál a kisvízi vízhozam 0,6; a közepes vízhozam 9,4; míg a nagyvízi vízhozam értéke 250 m³/s. A Berettyó árhullámai igen heves lefolyásúak, mert a vízgyűjtő felső, hegyvidéki jellegű területéről gyorsan leérkezik a csapadék, és a hóolvadást követő víztöbblet. Ugyanakkor az alsó szakaszon a Körösök visszaduzzasztó hatása mellett a tájatalakítás következtében szükségszerűvé vált belvízbeemelés jellemző. Ugyanennek köszönhetően a felső szakaszon az árvizek viszonylag gyors lefutásúak, míg a torkolati szakaszon a magas vízállás akár hónapokig fennállhat (Dövényi, 2010). A hazai, túlnyomóan mesterségesen kialakított mederben futó szakasz 2-3 méter mélységű. A mederanyag néhány, a határ mentén található gázlós területtől eltekintve, ahol kavicsos aljzat található, jellemzően agyagos, a torkolathoz közelítve egyre nagyobb szelvényekben válik meghatározóvá a szerves üledék. A partrézsű meredek, emiatt a folyó nedvesített szélessége gyakorlatilag állandó, 5-20 méter között változik, a torkolat felé fokozatosan szélesedve. Ez a tény is erősíti a folyó csatornajellegét, a változó vízmélységek hiánya miatt az élőhelyek igen szegényesek. A hazai szakaszon a folyó végig magas gátak között fut, a hullámtér igen szűk.

A Berettyó 6095 km² kiterjedésű teljes vízgyűjtőterületéből 1956 km² jut a hazai szakaszra (Dövényi, 2010) (*l. ábra*). A folyó hazai vízgyűjtőjének vizei jellemzően a kisvízfolyások, a közvetlenül a Berettyóba torkollók pedig a kisfolyók közé sorolhatók. Az északi mellékvízek, melyek lefutása dél-délnyugati irányú, eredetileg a nyírségi tájra jellemző nyírvizeket összekötő és azok vizét a Berettyóba vezető igen sűrű érhálózat részét képezték. A korábban végrehajtott csatornásítás és mértéktelen vízszabályozás következményeként e vízfolyások jellemzően igen kis vízhozamúak, jobbra asztatikusak, többnyire mesterséges csatorna típusú mederben futnak. Vízjárásukat jelentősen befolyásolja a mesterséges vízkormányzás. Közülük jelentősebbek a Bihar-hegység hegylábi területén eredő, a dombvidéki kapcsolatnak köszönhetően kiegyenlítettebb vízjárású, bővebb vizű Ér, valamint a Dél-Nyírség északi peremén, igen alacsony (140-170 mBf) térszínten eredő, a kistáj keleti peremén futó Konyári-Kálló (Kék-Kálló, Nagy-Ér) és a kistáj nyugati felén futó Derecskei-Kálló (Kati-ér) (Dövényi, 2010). A két kisvízfolyás Kálló-csatorna néven egyesülve torkollik a Berettyóba Bakonszeg térségében. A kistáj nyugati, északnyugati vízfolyásai asztatikusak, míg a keleti és délkeleti vízterek inkább szemisztatikus jellegűek, ezek képesek jobbra halpopulációk fenntartására. Ez azt is jelenti, hogy a Derecskei-Kálló vízrendszere halakban is szegényesebb, mint a táj keleti felén futó Konyári-Kállóé.

A Berettyó déli mellékvizei a Bihari-sík kistájon futnak keresztül. Fő folyásirányuk kelet-nyugati. A Bihar vízterei közül a Kis-Körös és a Barát-ér a Bihar-hegység hegylábi területein, dombosági szinten ered. Ezek a vízfolyások viszonylag nagyobb vízhozamúak, de az elmúlt években a romániai területen vizüket visszafogták (Wilhelm 2007), ami miatt aszályos időszakokban többször kiszáradtak. A Bihari-sík jellegzetes vizei a jellemzően 100 mBf alatti térszínten eredő kisvízfolyások, amelyek eredetileg az elhagyott folyómedreket összekötve lassan kanyarogtak a Berettyó irányába (Dövényi, 2010).



1. ábra. A Berettyó hazai vízgyűjtője a mintahelyekkel

Fig. 1. The Hungarian section of Berettyó river-system with the sampling sites

(x: kiszáradt vagy hal nélküli mintahely/dry or no fish, •: eredményes mintavétel/positive sampling)

A természeti képet a vízszabályozási munkák e területen is jelentősen megváltoztatták, a belvízvédekezés érdekében a legtöbb vízfolyást mesterséges csatornává alakították. A terület kis reliefje, valamint a korlátozott vízutánpótlás eredményeként jellemzően ma is mocsári, ritkábban lápi élőhelyeket alkotnak. Közülük a jelentősebbek természetvédelmi oltalom alatt állnak, fenntartásukra, vízutánpótlásuk biztosítására történtek lépések. A belvízlevezető csatornák mellett jellemzőek az öntözőcsatornák. Ezek kiépítésénél a természetes vízfolyások medrét is gyakran felhasználták. A belvíz levezetésére nem használt természetes vízfolyások többsége mára a talajvíz szintjének csökkenése miatt teljesen kiszáradt, illetve asztatikusá vált, a mesterséges medrű csatornák adják az akvatikus élőhelyek többségét. A Berettyó déli mellékvizei közül legjelentősebb a Kutas-főcsatorna, amely a Kis-Körös mellett a legtöbb kisvízfolyást összegyűjtve közvetlenül torkollik a Berettyóba. Az eredeti vízgyűjtő sajátosságait mesterségesen megváltoztató beavatkozások következtében néhány víztér a Sebes-Körössel is közvetlen összeköttetésbe került (Csenteszakáli-csatorna).

A vízgyűjtő vizsgált víztereire a változó vízállapot jellemző. A medermélység, talajvízszint, hozzáfolyások, duzzasztások függvényében a száraz és a különböző mértékben vízzel borított szakaszok longitudinálisan is váltakoznak, amelyet az alábbiak szerint lehet értékelni.

* *Száraz*: a meder a vizsgált területen teljesen száraz, a meder állapota és a növényzet jellege azt mutatja, hogy a mederben már több vegetációs periódus óta nincs víz.

* *Kiszáradó/medves*: a meder a vizsgálat helyszínén kiszáradó, vagy víz csak nyomokban fordul elő a mélyedésekben. Amennyiben a meder száraz, az aljzat, valamint a növényzet jellege azt mutatja, hogy a meder időszakosan vízzel borított és az adott vegetációs periódusban is víz alatt állt.

* *Tocsogós*: a mederben a mintavétel területén kisebb foltokban található víz, az aljzat és a növényzet jellege azt mutatja, hogy a vízfolyás huzamosabb ideig vízzel borított.

* *Összefüggő vízborítás, gyakorlatilag álló víz*: a meder a vizsgált szakaszon összefüggően vízzel borított, ami vagy a kis vízhozam miatt, vagy a vízutánpótlás hiányában, vagy a meder jelentős kiszélesedése miatt nem mutat a vízfolyásokra jellemző egyirányú áramlást, állóvízi, jellemzően mocsári vagy lápi jellegű élőhely.

* *Összefüggő vízborítás, áramló víz*: a víztest vizsgált szakaszán a vízfolyásokra jellemző összefüggő vízborítás mellett az áramlás bizonyos foka jellemző.

* *Állandó vízfolyás*: A víztest vizsgált szakasza a meder sajátosságai, a vízborítás mértéke, a növényzet típusa, valamint a vizsgált taxonok képe alapján eusztatikusnak tekinthető.

Anyag és módszer

A Berettyó három szakaszán összesen hat helyszínen vettünk mintát 2005, 2009, valamint 2010 folyamán (2. táblázat). Ennek módszere 2005-ben és 2010-ben az egységnyi hossz mentén végzett, szemikvantitatív mintavétel volt (NBmR, 2008). A mintaegység jól reprezentálta az adott szakasz környezeti adottságait. A vizsgálatokat csónakból végeztük, a mintavételek részlegesek és fragmentáltak voltak. A mintavételt nappal végeztük, a víz sodrával azonos irányban. A gyűjtés eszköze egy egyenáramú (DC), 7 kW teljesítményű, aggregátorról működő Hans Grassl EL 64 II/GI elektromos mintavételi eszköz (EME) volt. A 2009. évi mintavétel partról történt, SAMUS 725 MP, akkumulátorral működtetett pulzáló egyenáramú (PDC) EME használatával. A mintavétel kvalitatív volt.

A Berettyó mellékvízfolyásain 2001 és 2009 között végeztünk felméréseket. A vizsgálatok során összesen 39 vízfolyás 98 mintahelyén vizsgáltuk a halállományt. Pozitív eredményt az északi vízgyűjtőn 12 vízfolyás 34 mintahelyén, illetve a déli vízgyűjtő 10 vízfolyásának 24 mintahelyén kaptunk (2. táblázat). Néhány vízfolyás esetében több évben is végeztünk kutatást. Ezek közül kiemelkedik a Kis-Körös két mintaszakasza, ahol 2001-2009 között folyamatosan végeztünk felméréseket. A mintahelyek közül a mintavétel időszakában több száraz volt, illetve nem találtunk bennük halat (3. táblázat). A mellékvizek vizsgálati módszere egységnyi hossz mentén végzett szemikvantitatív mintavétel volt. A sekélyebb kisvízfolyásokon gázolva, sodrással szemben, míg a mélyebb vízfolyások esetében csónakból, a sodrással egy irányban végeztük a gyűjtést. A mintavétel eszköze egy impulzus egyenáramú (PDC) Hans Grassl IG 200 II B, valamint egy SAMUS 725 MP EME volt.

A halak azonosítása Berinkey (1966), valamint Harka és Sallai (2004) szerint történt. A nevezéktannál Kottelat és Freyhof (2007) munkáját követtük, egyes esetekben módosítva azt. A faunisztikai értékeléshez valamennyi adatot felhasználtuk, de az ökológiai elemzések során kizárólag az összevethetőséget biztosító szemikvantitatív típusú minták adataival dolgoztunk. A guild szerinti ökológiai vizsgálatok Halasi és Tóthmérész (2010) alapján, egyedi minősítő szoftver segítségével történtek. Az adatelemzéshez NuCoSA programcsomagot (Tóthmérész, 1993, 1995) használtunk.

Pisces Hungarici 5 (2011)

2. táblázat. Pozitív eredményt adó mintavételi helyszínek a Berettyón és mellékveizein
Table 2. Sampling sites with positive results on the Berettyó river-system

Víztér neve / Name	Település / Locality	EOVX	EOVY	Dátum / Date	Víztér neve / Name	Település / Locality	EOVX	EOVY	Dátum / Date
Északi vízgyjűjtő / Northern river-system					Kutas-fcs.	Told	199308	847164	2008.05.17
Penészleki I/3-cs.	Penészlek	257099	881123	2003.05.30	Kutas-fcs.	Komádi	193606	833397	2003.08.09
Penészleki I-cs.	Fülöp	252459	879835	2003.05.30	Kutas-fcs.	Darvas	194525	825162	2003.08.09
Penészleki I-cs.	Fülöp	253619	879558	2003.05.30	Kutas-fcs.	Szeghalom	186984	815253	2003.08.19
ÉR	Létavértes	220977	864698	2003.04.24	Hencida-Cs.-cs.	Hencida	212815	850093	2003.06.27
ÉR	Pocsaj	221119	863139	2001.10.11	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2001.10.11
ÉR	Pocsaj	220058	861765	2003.04.24	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2003.06.27
ÉR	Pocsaj	219252	861172	2009.09.17	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2004.08.02
ÉR	Pocsaj	218633	860244	2003.08.19	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2004.11.08
Villongó-ér	Vámospércs	243152	867836	2003.06.06	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2005.04.15
Villongó-ér	Létavértes	233865	864080	2005.04.16	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2005.11.06
Villongó-ér	Létavértes	233078	862541	2003.06.06	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2006.06.05
Monostori-ér	Létavértes	232738	860023	2003.06.06	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2006.09.30
Monostori-ér	Létavértes	230052	859808	2003.06.06	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2007.05.12
Fehértói-ér	Hosszúpályi	223418	851703	2003.06.25	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2007.11.03
Fehértói-ér	Hosszúpályi	223581	851805	2003.06.25	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2008.05.17
Fehértói-ér	Konyár	221916	849487	2003.06.25	Kis-Körös	Nagykereki	207941	860709	2010.11.10
Pocsaji-ér	Pocsaj	223278	855753	2003.06.15	Kis-Körös	Nagykereki	209150	857563	2003.06.27
Pocsaji-ér	Konyár	221884	849466	2003.06.25	Kis-Körös	Nagykereki	209150	857563	2004.11.08
Vékony-ér	Konyár	220151	845557	2003.06.25	Kis-Körös	Bojt	209959	853621	2008.05.17
Konyári-Kálló	Bagamér	244803	870015	2003.05.30	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2004.08.02
Konyári-Kálló	Bagamér	240867	869753	2003.06.06	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2004.11.08
Konyári-Kálló	Álmosd	237719	868174	2003.04.24	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2005.04.15
Konyári-Kálló	Hosszúpályi	227399	854029	2003.06.25	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2005.11.06
Konyári-Kálló	Tépe	218792	838867	2003.08.19	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2006.06.05
Tépei-ér	Tépe	222449	841779	2003.07.18	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2006.09.30
Derecskei-Kálló	Debrecen	244232	852758	2003.06.25	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2007.05.12
Derecskei-Kálló	Derecske	224999	841593	2003.07.18	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2007.11.03
Derecskei-Kálló	Tépe	221893	839783	2009.09.17	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2008.05.17
Derecskei-Kálló	Tépe	218826	838797	2003.08.19	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2008.12.03
Derecskei-Kálló	Tépe	218744	838824	2009.09.17	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2009.04.18
Kálló-fcs.	Tépe	218636	839747	2005.04.15	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2009.11.25
Kálló-fcs.	Berettyóújfalu	218646	838782	2003.08.19	Kis-Körös	Bojt	210349	853028	2010.11.10
Kálló-fcs.	Bakonszeg	208387	830654	2003.08.19	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2004.08.02
Kálló-fcs.	Bakonszeg	207783	830302	2003.08.19	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2004.11.08
Déli vízgyjűjtő / Southern river-system					Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2005.04.15
Zomlinci-cs.	Bedő	204940	854187	2003.07.20	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2005.11.06
Barát-ér	Nagykereki	206793	857836	2001.10.11	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2006.06.05
Barát-ér	Nagykereki	206793	857836	2003.06.27	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2006.09.30
Barát-ér	Nagykereki	206793	857836	2008.12.03	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2007.05.12
Barát-ér	Nagykereki	206793	857836	2009.04.18	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2007.11.03
Barát-ér	Nagykereki	206793	857836	2009.11.25	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2008.05.17
Barát-ér	Bedő	206851	854160	2003.06.27	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2008.12.03
Ölyvös-ér	Bojt	206495	853058	2010.11.10	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2009.04.18
Ölyvös-ér	Bojt	206387	853185	2003.06.27	Kis-Körös	Bojt	210521	852450	2009.11.25
Ölyvös-ér	Mezőpéterd	203527	844247	2003.08.09	Kis-Körös	Hencida	211090	850233	2003.06.27
Ölyvös-ér	Furta	199435	835446	2001.10.11	Csente-ér	Berekbőszörm.	195986	846888	2003.07.20
Ölyvös-ér	Furta	199435	835446	2003.08.09	Csenteszakáli-a-cs.	Komádi	193326	834449	2003.08.09
Ölyvös-ér	Vekerd	197905	828891	2003.08.09	Berettyó	Kismarja	215769	861540	2010.10.09
Fekete-ér	Mezősas	198745	842329	2003.07.20	Berettyó	Kismarja	216861	860182	2009.09.17
Kutas-ér	Biharkeresztes	198689	853686	2003.07.20	Berettyó	Szentpéterszeg	211902	843305	2010.10.09
Kutas-ér	Biharkeresztes	198689	853686	2001.10.11	Berettyó	Berettyóújfalu	209845	840047	2005.07.07
Kutas-fcs.	Biharkeresztes	200927	849553	2003.07.20	Berettyó	Darvas	198025	822268	2010.10.09
Kutas-fcs.	Biharkeresztes	200824	851870	2010.11.10	Berettyó	Szeghalom	189258	812557	2005.07.07

3. táblázat. Negatív eredményt adó (kiszáradt vagy hal nélküli) mintavételi helyszínek a Berettyó mellékvizsein
Table 3. Sampling sites with negative results (dry or no fish) on the water courses of Berettyó

Víztér neve / Name	Település / Locality	EOVX	EOVY	Dátum / Date	Víztér neve / Name	Település / Locality	EOVX	EOVY	Dátum / Date
Északi vízgyűjtő / Northern watercourses					Guthi-ér	Debrecen	247996	860565	2003.06.25
Penészleki I/4-cs.	Penészlek	254999	878546	2003.05.30	Guthi-ér	Debrecen	246289	858439	2003.06.25
Penészleki I-cs.	Fülöp	257564	879760	2003.05.30	Bodzás-ér	Nyírmártonf.	260040	862944	2003.06.25
Fülöp-ér	Fülöp	257692	877164	2003.05.30	Bodzás-ér	Debrecen	245056	856192	2003.06.25
Fülöp-ér	Nyírábrány	248501	875274	2003.05.30	Szárcsár-ér	Debrecen	239508	852919	2003.06.25
Fülöp-ér	Bagamér	242382	870667	2003.06.06	Derecskei-Kálló	Nyíradony	257901	859163	2003.06.25
Kis-Villongó-ér	Nyírábrány	254551	873301	2003.05.30	Déli vízgyűjtő / Southern watercourses				
Kis-Villongó-ér	Nyírábrány	247756	869788	2003.06.06	Barát-ér	Nagykerek	205220	858722	2010.11.10
Villongó-ér	Nyíraczád	249295	869120	2003.06.06	Barát-ér	Bedő	206869	854218	2008.05.17
Bagaméri-ér	Álmosd	233727	870893	2003.06.06	Barát-ér	Bedő	206869	854218	2008.12.03
Bagaméri-ér	Kokad	232886	868134	2003.06.06	Barát-ér	Bedő	206869	854218	2009.04.18
Bagaméri-ér	Kokad	232655	866545	2003.06.06	Barát-ér	Bedő	206869	854218	2009.11.25
Kis-Vámos-ér	Vámospércs	244353	866479	2003.06.06	Barát-ér	Bedő	206357	853218	2010.11.10
Pércsi-ér	Monostorpályi	235510	858119	2003.06.25	Furta-Dinnyési-cs	Furta	198555	834267	2003.08.09
Kis-Pályi-ér	Monostorpályi	236943	856888	2003.06.25	Fekete-ér	Mezősas	199892	842895	2003.07.20
Kis-Pályi-ér	Monostorpályi	233455	854983	2003.06.25	Nagybotló-cs.	Körösszegapáti	199306	843771	2003.07.20
Létai-ér	Nyírmártonf.	250981	864761	2003.06.06	Kutas-ér	Biharkeresztes	199750	852371	2003.07.20
Létai-ér	Hosszúpályi	228384	853608	2003.06.15	Kutas-fcs.	Mezősas	198363	841520	2003.07.20
Pályi-ér	Hosszúpályi	227888	851505	2003.06.15	Kis-Körös	Nagykerek	207941	860709	2008.12.03
Angyalosi-cs.	Konyár	220189	845586	2003.06.25	Kis-Körös	Nagykerek	207941	860709	2009.04.18
Konyári-Kálló	Fülöp	254295	873921	2003.05.30	Kis-Körös	Nagykerek	207941	860709	2009.11.25
Konyári-Kálló	Nyírábrány	251184	873721	2003.05.30	Zsombékos-cs.	Berekböszörm.	195210	847116	2003.07.20
Zügő-ér	Debrecen	248078	860194	2003.06.25	Csente-ér	Körösszegapáti	193363	844445	2003.07.20
Guthi-ér	Nyíraczád	259603	867015	2003.06.25	Csente-ér	Körösszegapáti	193703	842001	2003.07.20

Eredmények

A mintavételek eredményeként a Berettyó hazai vízgyűjtőjének vízfolyásaiból összesen 40 faj jelenlétét mutattuk ki. Ezek közül a Berettyóban 31, az északi mellékvizekben 35, míg a déli mellékvizekben 21 faj él. Az előkerült fajok közül kilenc faj védett, egy pedig fokozottan védett (*Umbra krameri*) (4. táblázat). Az alábbiakban a fajok előfordulásainak részletes bemutatását adjuk.

Anguilla anguilla: A Kálló-főcsatorna alsó szakaszán, a Keleti-főcsatorna (KFCS) betorkollása alatt került elő mindössze egy példánya.

Rutilus rutilus: Az egyik leggyakoribb faj a vízgyűjtő területen. A Penészleki I-csatorna, Ér, Villongó-ér, Fehértói-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Ölyvös-ér, Kutas-főcsatorna, Berettyó mintavételi helyszínein gyűjtöttük.

Ctenopharyngodon idella: Kizárólag a Kis-Körös bojti szakaszán fordult elő egy példánya, amely vélhetően a vízfolyás közvetlen közelében, az ér eredeti medrében kialakított halastóból kerülhetett ki.

Scardinius erythrophthalmus: A bodorka mellett a másik gyakori pontyféle, a kisvízfolyások meghatározó faja előfordulását az alábbi vízfolyásokban regisztráltuk: Penészleki I/3-csatorna, Ér, Tépei-ér, Fehértói-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Csente-ér, Fekete-ér, Zomlini-csatorna, Ölyvös-ér, Kutas-főcsatorna, Berettyó.

Leuciscus leuciscus: Az Ér felső, pocsaji szakaszán, valamint a Berettyó felső, kismarjai szakaszán fordult elő kis egyedszámban.

Squalius cephalus: A kis folyó típusú vízfolyások – Berettyó, Ér, Kálló-főcsatorna alsó szakasza – mellett, utoljára 2001-ben, a Barát-ér felső, nagykerek szakaszáról is előkerült.

Leuciscus idus: A Berettyó mindhárom szakasza mellett a Kálló-főcsatorna bakonszegi mintahelyéről van adata.

- Aspius aspius*: A Berettyó mindhárom szakasza mellett, az azzal közvetlen kapcsolatban álló Kálló-főcsatorna, valamint Kutas-főcsatorna alsó szakaszairól gyűjtöttük.
- Leucaspilus delineatus*: Kisebb populációit a Fehértói-ér, Tépei-ér, Konyári-Kálló, Barát-ér, Kis-Körös lelőhelyein mutattuk ki.
- Alburnus alburnus*: Csak az eusztatikus vízfolyásokból került elő: Ér, Derecskei-Kálló, Konyári-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Berettyó. A Kis-Körös és Barát-ér mintahelyeiről 2003-ig lehetett rendszeres előfordulásukat regisztrálni.
- Alburnoides bipunctatus*: Kizárólag a Berettyóban regisztráltuk. A 2005. évi mintavétel során még nem került elő, de 2009-től a Berettyó mindhárom szakaszán – az alsó szakasz irányába csökkenő egyedszámban – jelen van. A felső szakasz egyik leggyakoribb faja.
- Blicca bjoerkna*: Hasonlóan a küszhöz, az állandó vízü vízfolyásokban fordult elő: Ér, Derecskei-Kálló, Konyári-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Berettyó.
- Abramis brama*: Kizárólag a Berettyó három szakaszán fordult elő.
- Ballerus sapa*: A Berettyó felső szakaszán került elő 2010-ben néhány adult példánya. Ez a gyűjtés nyújt a fajról recens adatot.
- Chondrostoma nasus*: A Berettyó felső szakaszán 2010-ben került elő, emellett a Kálló-főcsatorna Keleti-főcsatorna betorkollása alatti szakaszán 2003-ban mutattuk ki.
- Tinca tinca*: Az ér típusú vízfolyások egyik karakterfaja (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2010), elsősorban a mocsári élőhelyi adottságokkal rendelkező mintahelyeken fordult elő: Fehértói-ér, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Ölyvös-ér.
- Barbus barbus*: A Berettyó felső szakasza mellett a Kálló-főcsatorna Keleti-főcsatorna befolyása alatti szakaszán volt kimutatható.
- Gobio gobio*: A dombvidéki kisvízfolyások karakterfaja. A vízgyűjtő kisvízfolyásainak felső szakaszain a jelenléte 2003-ig közönséges volt, a hegylábi kapcsolattal rendelkező vizekben pedig tömeges. 2005 után azonban ez utóbbiakból sem lehetett kimutatni a fajt. Előfordulását az alábbi mintahelyeken lehetett regisztrálni: Penészleki-I-csatorna, Ér, Konyári-Kálló, Barát-ér, Kis-Körös, Ölyvös-ér, Berettyó felső szakasza.
- Romanogobio vladykovi*: A mintavételek időszakájában csak az Ér és a Berettyó három szakaszán került elő.
- Pseudorasbora parva*: A Berettyó északi mellékvízeiben előfordulása általánosabb, elsősorban az asztatikus kisvizek egyik kimutatható faja. A Monostori-ér, Tépei-ér Villongó-ér mellett az Ér, valamint a Kálló-főcsatorna mintahelyeiről került elő. A déli mellékvízekből kizárólag a Kis-Körös középső szakaszán találtuk meg egy példányát, először 2010-ben. Ezek mellett megtalálható a Berettyó teljes hazai szakaszán is.
- Rhodeus amarus*: A Berettyó északi vízfolyásaiban a Kálló-főcsatorna és azzal közvetlen összeköttetésben álló Derecskei-Kálló, Konyári-Kálló mellett az Érből, valamint a vízgyűjtőjéhez tartozó Penészleki-I/3-csatornából került elő. A déli részvízgyűjtőn szintén a jobb vízellátottságú vízfolyásokban található populációi: Barát-ér, Kis-Körös, Ölyvös-ér, Kutas-főcsatorna. Emellett kimutatható volt a Berettyó mindhárom szakaszáról.
- Carassius carassius*: Az alföldi kisvízfolyások karakterfaja. Ehhez képest kevés vízfolyásból került elő. A Fehértói-ér, Kálló-főcsatorna, Penészleki-I/3-csatorna, Villongó-ér, Hencida-Csererdői-csatorna mintahelyein mutattuk ki.
- Carassius gibelio*: A széles kárásznál ma már jóval szélesebb elterjedésű, a vízgyűjtőn található valamennyi vízfolyástípusban közönséges, a mellékvízekben kifejezetten gyakori. Az alábbi mintahelyeken regisztráltuk: Ér, Derecskei-Kálló, Fehértói-ér, Pocsaji-ér, Tépei-ér, Villongó-ér, Konyári-Kálló, Kálló-főcsatorna, Kis-Körös, Csente-ér, Kutas-ér, Kutas-főcsatorna, valamint a Berettyó mindhárom szakasza.
- Cyprinus carpio*: Kizárólag a Konyári-Kálló alsó, tépei szakaszáról került elő, ami világosan jelzi a faj ökológiai és természetvédelmi státuszát.

4. táblázat. a Berettyó és mellékvízeinek fogási adatai
Table 4. Fish species data of Berettyó river system

Faj Species	BER1	BER2	BER3	Északi mellékvizek Northern watercourses	Déli mellékvizek Southern watercourses
<i>Anguilla anguilla</i>				+	
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+
<i>Ctenopharyngodon idella</i>					+
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i>	+			+	
<i>Leuciscus idus</i>	+	+	+	+	
<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+	+	+
<i>Aspius aspius</i>	+	+	+	+	+
<i>Leucaspis delineatus*</i>				+	+
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+
<i>Alburnoides bipunctatus*</i>	+	+	+		
<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	+	+	+
<i>Abramis brama</i>	+	+	+	+	+
<i>Ballerus sapa</i>	+				
<i>Chondrostoma nasus</i>	+			+	
<i>Tinca tinca</i>				+	+
<i>Barbus barbus</i>	+			+	
<i>Gobio gobio*</i>	+			+	+
<i>Romanogobio vladykovi*</i>	+	+	+	+	
<i>Pseudorasbora parva</i>	+		+	+	
<i>Rhodeus amarus*</i>	+	+	+	+	+
<i>Carassius carassius</i>				+	+
<i>Carassius gibelio</i>	+	+	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>				+	
<i>Misgurnus fossilis*</i>			+	+	+
<i>Cobitis elongatoides*</i>	+		+	+	+
<i>Sabanejewia aurata*</i>	+				
<i>Silurus glanis</i>	+	+	+	+	
<i>Ameiurus nebulosus</i>				+	
<i>Ameiurus melas</i>			+	+	+
<i>Esox lucius</i>	+	+	+	+	+
<i>Umbra krameri*</i>				+	+
<i>Lota lota</i>	+			+	
<i>Lepomis gibbosus</i>	+		+	+	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+		+	+	+
<i>Gymnocephalus cernua</i>				+	
<i>Gymnocephalus baloni*</i>			+	+	
<i>Sander lucioperca</i>	+				
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	+	+	+	+	
<i>Perccottus glenii</i>		+	+	+	
Összesen	27	16	23	35	21

BER1: Berettyó felső szakasz / upper section of Berettyó; BER2: Berettyó középső szakasz / middle section of Berettyó; BER3: Berettyó alsó szakasz / lower section of Berettyó; *: védett faj / protected species

Misgurnus fossilis: A compó és széles kárász mellett az alföldi kisvízfolyások harmadik karakterfaja. A vízgyűjtő kisvízfolyásaiban elterjedt. A Penészleki-I/3-csatorna, Ér, Fehértói-ér, Monostori-ér, Pocsaji-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Csente-ér, Fekete-ér, Ölyvös-ér, valamint a Berettyó legalsó szakaszáról kerültek elő példányai.

Cobitis elongatoides: A dombvidéki kisvízfolyások karakterfaja, azonban megtalálható valamennyi vizsgált vízfolyástípusban. A Berettyó vízgyűjtőjében az egyik legáltalánosabban elterjedt faj. Az alábbi vízfolyások mintahelyein regisztráltuk: Penészleki I-csatorna, Ér, Fehértói-ér, Pocsaji-ér, Tépei-ér, Villongó-ér, Konyári-Kálló,

- Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Zomlini-csatorna, Ölyvös-ér, Csente-ér, Kutas-főcsatorna, Berettyó.
- Sabanejewia aurata*: A Berettyó felső szakaszán mutattuk ki. A fajnak ez az első előfordulási adata a hazai folyószakaszon.
- Silurus glanis*: A Berettyó mindhárom szakasza mellett a Kálló-főcsatorna Keleti-főcsatorna betorkollása alatti mintahelyéről került elő.
- Ameiurus nebulosus*: Kizárólag a Pocsaji-érből került elő néhány példánya 2003-ban.
- Ameiurus melas*: A törpeharcsánál a Berettyó vízgyűjtőjében is általánosabban elterjedt. Mivel terjedésének kiindulópontjai a területen található állóvizek, így az északi részvízgyűjtőben gyakoribb. Az alábbi vízfolyásokban gyűjtöttük: Ér, Tépei-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Kis-Körös, Berettyó legalsó szakasza.
- Esox lucius*: A vízgyűjtő vízfolyásainak egyik legelterjedtebb faja, a leggyakoribb ragadozó. Szinte minden vízfolyásban előfordul: Penészleki-1/3-csatorna, Penészleki-I-csatorna, Ér, Pocsaji-ér, Vékony-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Hencida-Csererdői-csatorna, Csente-ér, Csenteszakáli-alsó-csatorna, Fekete-ér, Zomlini-csatorna, Ölyvös-ér, Kutas-főcsatorna, Berettyó mindhárom szakasza.
- Umbra krameri*: A Berettyó északi részvízgyűjtőjén csak az Ér pocsaji szakaszán került elő, ugyanakkor a déli részvízgyűjtő kisvízfolyásaiban elterjedt. Gyűjtési helyszínei: Barát-ér, Kis-Körös, Csente-ér, Ölyvös-ér, Kutas-ér, Kutas-Főcsatorna.
- Lota lota*: A Kálló-főcsatorna Keleti-főcsatorna torkolata alatti mintahelyről, valamint a Berettyó középső szakáról került elő.
- Lepomis gibbosus*: Az Ér, Tépei-ér, Konyári-Kálló, Derecskei-Kálló, Kálló-főcsatorna, Hencida-Csererdői-csatorna, Barát-ér, Kis-Körös, Csente-ér, Ölyvös-ér, Kutas-főcsatorna, Berettyó mintahelyein volt megtalálható.
- Perca fluviatilis*: A Berettyó kisvízfolyásaiban nem jellemző. Az északi mellékvizek közül a Kálló-főcsatorna mellett a Derecskei-Kálló, valamint a Konyári-Kálló mintahelyein, a déli mellékvizek közül pedig a Kutas-főcsatorna és a Barát-ér mintahelyein fordult elő.
- Gymnocephalus cernua*: Kizárólag a Derecskei-Kálló és a Kálló-főcsatorna mintahelyein gyűjtöttük.
- Gymnocephalus baloni*: Az Ér pocsaji szakasza mellett a Berettyó alsó szakaszán mutattuk ki jelenlétét.
- Sander lucioperca*: Csak a Berettyó felső szakaszán fordult elő, a mellékvizekben nem.
- Proterorhinus semilunaris*: A Berettyó mindhárom szakasza mellett kizárólag az északi részvízgyűjtő eusztatikus vizeiben fordul elő: Ér, Konyári-Kálló, Kálló-főcsatorna. Jelen fogások nyújtják a Berettyó vízrendszeréből a faj első adatait, terjeszkedő.
- Perccottus glenii*: A mintavétel időszakában kizárólag a Berettyó alsó két szakaszán, valamint a Kálló-főcsatorna bakonszegi szakaszáról került elő. Hasonlóan a tarka gébhez, jelen vizsgálat mutatta ki jelenlétét a Berettyó vízrendszerében.

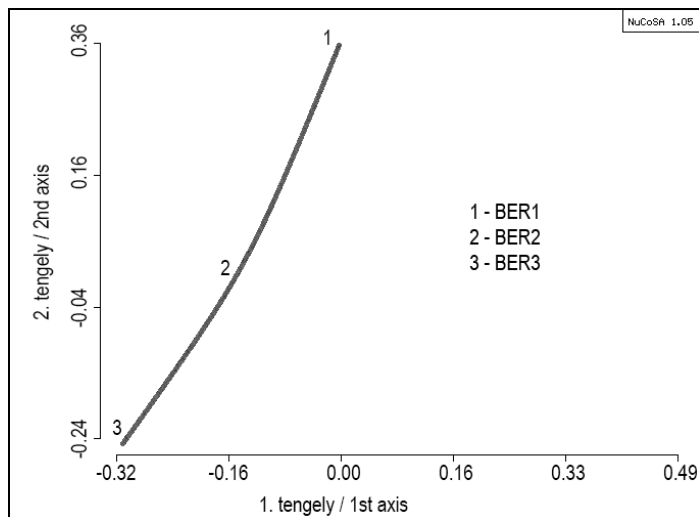
Értékelés

A Berettyó halközösségeinek faunisztikai és ökológiai elemzése

Jelentősen változott a fajszerkezet a Berettyó hazai szakaszán a legutóbbi vizsgálatok óta. Jelen kutatás során új fajként került elő a folyó teljes hosszára vonatkoztatva a *Proterorhinus semilunaris*, valamint a *Perccottus glenii*. Mindkét faj a vízgyűjtőterületen is terjeszkedő. Az előfordulási adatok alapján a terjedés a Berettyón keresztül történik. A hazai szakaszon jelen kutatás mutatta ki először az *Alburnoides bipunctatus* jelenlétét, amely 2010-re az egyik leggyakoribb faj lett a teljes hazai szakaszon, valamint a *Leuciscus leuciscus* és a *Sabanejewia aurata* fajokat. Szintén a 2010. évi mintavétel során a BER1 szakaszon előkerültek a *Ballerus sapa* és a *Chondrostoma nasus* egyedei. Ezen fajoknak ezek az első recens adatai a folyóból. Harka és mtsai. (1998) a nyúldomolykót (*Leuciscus leuciscus*) igen ritka, eltűnően lévő fajnak tekintették, ugyanakkor jelen vizsgálat során a Berettyó felső

(BER1) szakaszán két ivadékpéldánya is előkerült. A korábban szintén ritka *Leuciscus idus* mind a felső, mind a középső (BER2) szakaszon kimutatható volt. Az újonnan észlelt fajok mindegyike reofil. Jelenlétük ökológiai szempontból a folyó vízsebességének növekedésével magyarázható, természetesen figyelembe véve azt a tényt, hogy előfordulásuk a romániai szakasz vízminőségének javulását is jelzi.

A Berettyó hazai része a mintaszakaszok halközösségeinek többváltozós statisztikai módszerrel történő elemzése alapján nem tekinthető egységesnek. Bár nagyléptékű hidrológiai adottságai alapján a vízfolyások metapotamális, vagyis alföldi régiójába sorolható, az elemzés szerint a folyó szakaszjellegű változása rajzolódik ki (2. ábra).



2. ábra. A mintavételi egységek főkoordináta-analízise (PCoA) Bray-Curtis hasonlóság függvény alkalmazásával
Fig. 2. Principal coordinate analysis (PCoA) of the sampling sites based on Bray-Curtis similarity function

A gradiens jellegű változás ökológiai értelmezése érdekében összevetettük a három szakasz halközösségeit a táplálkozási habitat, az áramlás foka, valamint az élőhely-specializáció funkcionális guildjei alapján (Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2010) (3. ábra).

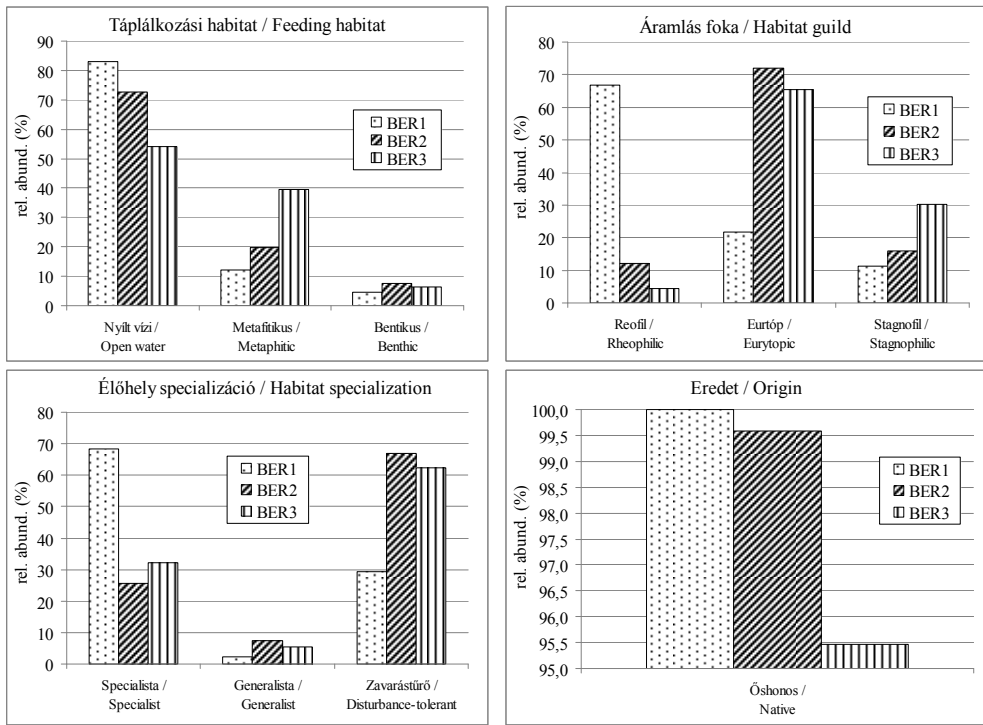
E szerint a határhoz közeli szakaszon a nagymértékű mederrövidítés következtében felgyorsult áramlás eredményeként olyan élőhelyfoltok jönnek létre, amelyek a vízfolyások epipotamális régiójára, pontosabban a dombvidéki kis folyókra jellemző, meghatározó mértékben nyíltvízi, reofil, specialista halközösséget tartanak fenn. Ezen közösség perzisztenciája ugyanakkor kérdéses, további felmérést igényel.

A középső szakaszon, amelynek halközössége egyértelműen az alföldi kis és közepes folyókéra jellemző, az euritóp, illetve a generalista és zavarástűrő fajok magasabb gyakorisága tapasztalható. Ez – véleményünk szerint – a mesterséges meder következménye, és átmeneti állapotot jelez, amelyben a reofil specialista fajok már, a metafitikus, valamint stagnofil és specialista fajok még nem tudnak meghatározó részarányban szerepelni a halközösségben. Figyelembe véve ezen szakasz fajszámát, az átmeneti állapot fajszegénységével is együtt jár.

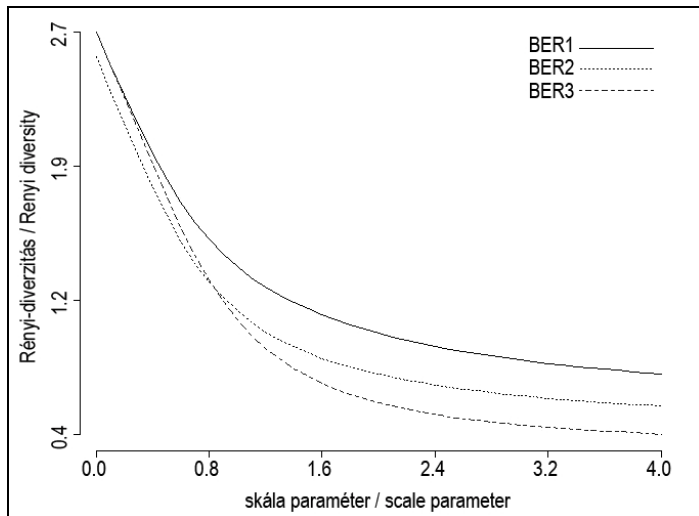
Az alsó szakaszon a specialista fajok gyakorisága újból növekszik, a metafitikus és stagnofil fajok jellemzőek, de jelentős arányt képviselnek benne az adventív elemek is, amit egyértelműen kedvezőtlen jelenségként lehet értékelni.

A Berettyó három szakaszának elkülönülését halközösségeik diverzitása alapján is vizsgáltuk. A diverzitási értékek jobb értelmezhetősége érdekében Rényi-féle

diverzitásrendezést alkalmaztunk, ahol a diverzitásprofilok előállításával a közösségek diverzitása jobban értelmezhető, mint egy-egy szám alapján (4. ábra).



3. ábra. A Berettyó három szakaszán fogott halfajok relatív gyakorisági értékei a táplálkozási habitat, az áramlás foka, az élőhely-specializáció és az eredet funkcionális guildjei alapján
 Fig. 3. Relative abundance values of the fish species in the three sections of Berettyó, based on the feeding habitat, habitat guild, habitat specialization and origin functional guilds

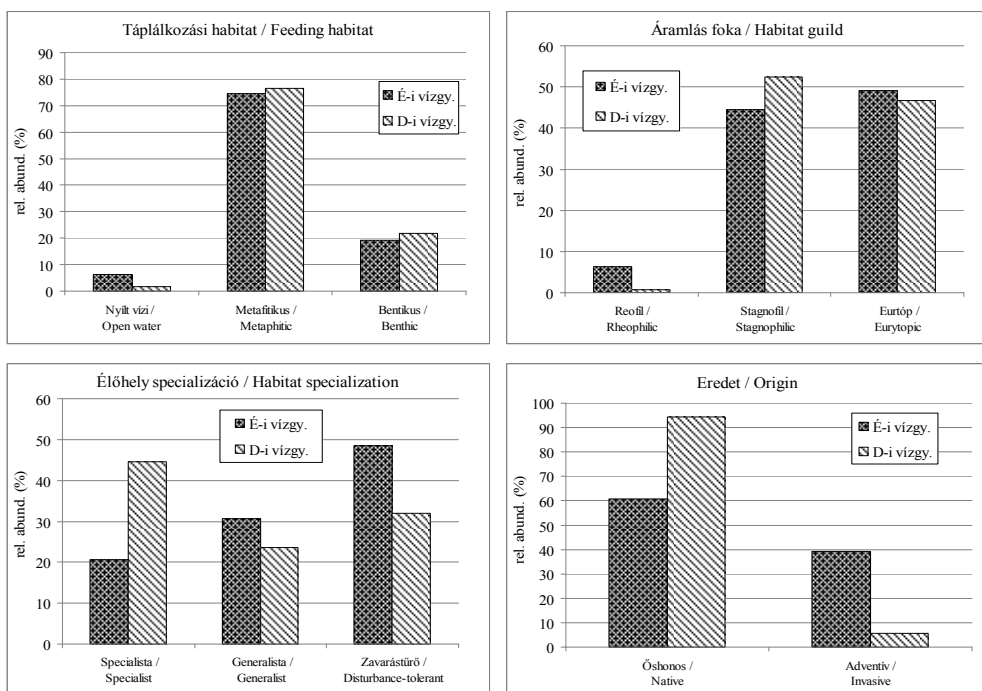


4. ábra. A mintavételi szakaszok Rényi-féle diverzitásrendezése
 Fig. 4. Diversity ordering of the sections of Berettyó by Rényi's method

Az elemzés alapján megállapítható, hogy az 1. szakasz diverzitása magasabb a két másik szakasznál. Ugyanakkor a 2. és 3. szakasz diverzitása nem rangsorolható, mivel a BER3 szakasz a ritka fajok szempontjából, míg a BER2 a domináns fajok szempontjából diverzebb. Az 1. szakasz diverzitása 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns különbséget mutat mind a BER2, mind a BER3 szakaszhoz viszonyítva. A szignifikanciát kétmintás t-próbával elemeztük (1-2: $t=2,923$, $df=659$; 1-3: $t=4,090$, $df=1078$).

A mellékvízfolyások halközösségeinek faunisztikai és ökológiai elemzése

A korábbi években a jelen vizsgálathoz mérhető teljes körű és szisztematikus kutatás a Berettyó mellékvizein nem történt. Ugyanakkor a szakirodalom alapján rendelkezünk adatokkal a terület halfaunájáról. Sallai (2001), valamint Juhász és Sallai (2002) eredményeivel összevetve, a jelen kutatás során 12 új faj került elő (*Anguilla anguilla*, *Leuciscus leuciscus*, *Leuciscus idus*, *Aspius aspius*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Silurus glanis*, *Lota lota*, *Gymnocephalus cernua*, *Gymnocephalus baloni*, *Proterohinus semilunaris*, *Perccottus glenii*). Az északi és déli részvízgyűjtő vízfolyásai összehasonlításakor jelentős különbséget találunk a fajszám tekintetében. Az északi mellékvízfolyásokban jóval magasabb fajszámot tapasztaltunk, a csak itt előforduló fajok száma 15. Az északi mellékvizek magasabb fajszáma a kis folyó típusba sorolható mellékvízfolyások (Ér, Kálló-főcsatorna) jelenlétével, illetve azoknak a Berettyóval való jobb átjárhatóságával hozhatók összefüggésbe.

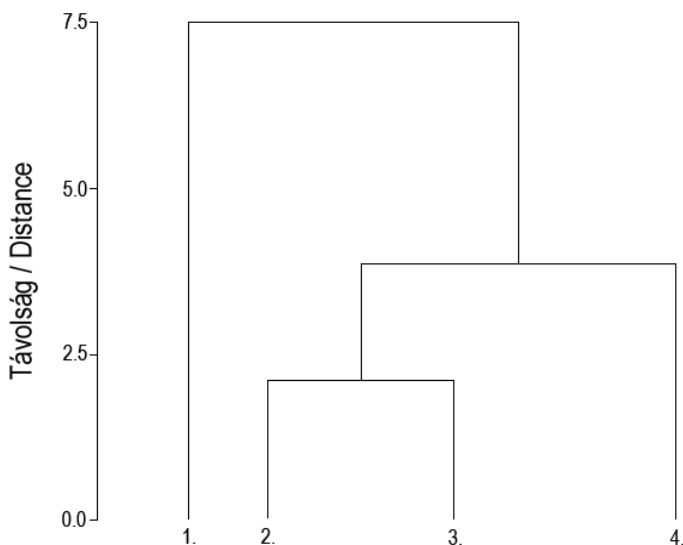


5. ábra. Az északi és a déli vízgyűjtő kisvízfolyásaiban fogott halfajok relatív gyakorisága az áramlás foka, az élőhely-specializáció és az eredet funkcionális guildjei alapján
 Fig. 5. Relative abundance of the fish species in the northern and southern watercourses, based on the habitat guild, habitat specialization and origin functional guilds

Különbségeket azonban nem csak az eltérő víztípus jelentette fajkompozícióban jelentkező eltérések mutatnak; az északi és déli részvízgyűjtő kisvízfolyásainak

összehasonlításakor – bár kisebb mértékben – a halközösség szerkezetében is tapasztalhatók különbségek (5. ábra). A táplálkozási habitat szerinti csoportosítás jelzi, hogy élőhelyválasztás tekintetében a két részvízgyűjtő halközösségei hasonlóak. Ugyanakkor az északi vízgyűjtő kisvízfolyásaiban a reofil fajok relatív gyakorisága magasabb. Ezzel együtt a déli mellékvizekre jellemzőbb a mocsári élőhelytípus, amit a stagnofil specialista fajok magasabb aránya jelez. Figyelemre méltó, hogy a zavarástűrő, valamint az adventív fajok gyakorisága az északi vízgyűjtő vízfolyásaiban számottevően magasabb. Az északi vízgyűjtő kisvízfolyásai számosabbak, ugyanakkor közöttük több asztatikus vízfolyás található, amelyek perzisztens halközösséggel nem rendelkeznek, emiatt ezekben több a zavart élőhely, ami a zavarástűrő és az adventív fajok nagyobb gyakoriságával jár együtt.

A Berettyó mellékvízgyűjtő vizsgálatára ezen vizek halközösségei többnyire az alföldi kisvízfolyásokra (ér) jellemző képet mutatták, míg a Kálló-főcsatornára – elsősorban az alsó szakasza – az alföldi kis folyók halközössége jellemző. Ugyanakkor a halközösség struktúrája sok esetben nem vág össze a hidrológiai adottságok alapján meghatározható típussal. Ennek alapvető oka az alacsony térszinten való eredés mellett – nagyobb mértékben az északi, míg kisebb mértékben a déli – mellékvizek szélsőséges vízjárása és a csapadékhiány, de sokkal inkább vizeik betározása és egyéb hasznosítása következményeként. Emellett jelentős hatásként értékelhető a tározók és zsilipek létesítése miatt az átjárhatóság korlátozottsága. A hidromorfológiai beavatkozások eredményezte módosulások hatását a nagyfokú mezőgazdasági és kommunális terhelés tovább növeli.



6. ábra. A Berettyó mellékvizeire Ward szerint elvégzett clusteranalízis dendrogramja, Rogers-Tanimoto távolság függvény alkalmazásával (1. alföldi kis folyó típus; 2. dombvidéki kisvízfolyás típus; 3. alföldi kisvízfolyás típus, 4. degradálódott, illetve mocsári-lápi élőhelyi adottságú, alacsony fajszámú vízfolyások)

Fig. 6. Dendrogram of the Berettyó river-system, based on Ward's cluster analysis, used Rogers-Tanimoto similarity function (1. small rivers of lowlands, 2. streams of hilly regions, 3. streams of lowlands, 4. water-bodies with low species number, degraded, or marshy-swampy habitat)

A degradáció magas foka ellenére a Berettyó vízgyűjtőjének mellékvizei ökológiai szempontból értelmezhető csoportosulásokat mutatnak (6. ábra). Az 1. csoportba, a többi vízfolyástól nagyobb távolságra, a Berettyóval együtt elkülönülve a Kálló-főcsatorna két alsó mintaszelvénye található. A 2. és 3. csoportba a kisvízfolyás típusú vizek tartoznak,

amelyek közül a 2. csoportba a kiegyenlítettebb vízjárású, nagyobb vízhozamú – esetenként hegylábi kapcsolattal rendelkező – és a dombvidéki kisvízfolyások halközösség-struktúráját legalább részben mutató vizek sorolhatók: a Penészleki-I-cs., Konyári-Kálló, Barát-ér, Kis-Körös és az Ölyvös-ér egyes szelvényei. Szintén ebbe a csoportba tartozik halközösség-szerkezete alapján az Ér, amely hidrológiai adottságai szerint a kis folyó kategóriába sorolható. A 3. cluster-ág csak kis mértékben válik el az előzőtől. Ez az alföldi kisvízfolyások típusaként értelmezhető. Jellegzetes vízfolyásai a Derecskei-Kálló, Tépei-ér, Kutas-főcsatorna, Csente-ér. A 4. ág kevert, egyrészt a szélsőségesen asztatikus vizek (Villongó-ér, Monostori-ér, Pocsaji-ér, Vékony-ér, Zomlini-cs., Fekete-ér, Csenteszakáli-Alsó-cs.), másrészt a mocsári, vagy lápi élőhelyi adottságokkal rendelkező vizek (Penészleki-I/3-cs., Fehértói-ér, Kutas-ér, Hencida-Csereerdői-cs.) aggregálódnak itt.

Az 1. típusra a magasabb faj- és egyedszám, a funkcionális guildok alapján a nyíltvízi és a reofil – de ezzel együtt az euritóp és a zavarástűrő – fajok magasabb aránya jellemző. A 2. és 3. típusban jellemző a viszonylag alacsony fajszám. Halközösségeikben magas, illetve meghatározó arányban vannak jelen a stagnofil, ennek megfelelően a metafitikus fajok (*Scardinius erythrophthalmus*, *Tinca tinca*, *Cobitis elongatoides*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*). A 2. csoportban ugyanakkor ezek mellett a nyíltvízi fajok aránya még jelentősebb, több reofil faj is előfordul (*Gobio gobio*, *Squalius cephalus*, *Leuciscus leuciscus*) és ebben a csoportban legmagasabb a specialista fajok gyakorisága is. A 3. típusban a nyíltvízi és a reofil halfajok gyakorlatilag teljesen hiányoznak. Magasabb a generalista fajok gyakorisága és – degradációjukat is jelezve – kiemelkedően magas az idegenhonos fajok gyakorisága is. A 4. csoportban található vízfolyások asztatikus jellegük okán zavart, degradálódott, kis fajszámú halközösséggel, illetve közösség töredékkel jellemezhetőek. Alapvetően nem az áramlás, hanem a zavarástűrő, adventív fajok nagyobb gyakorisága mentén képez csoportot. Ugyanakkor ez a cluster-ág tartalmazza azokat a mocsár, ritkábban láp jellegű vizeket is, amelyek speciális, jellemzően kis fajszámú, mocsári/lápi halközösséget tartanak fenn (*Carassius carassius*, *Leucaspis delineatus*, *Umbra krameri*). Ezt a stagnofil és specialista fajok nagyobb gyakorisága jelzi (5. táblázat).

5. táblázat. A víztípusok csoportosításának ökológiai háttere a releváns funkcionális guildok alapján
Table 5. Ecological background of the watercourses types based on the relevant functional guilds

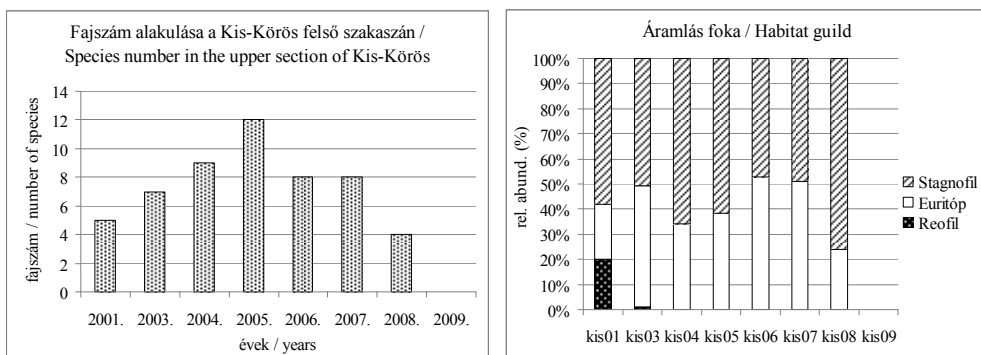
Funkcionális guild/Functional guild		Relatív gyakoriság (%) Rel. abundance			
		1.	2.	3.	4.
Táplálkozási habitat/Feeding habitat	Nyílt vízi/Open water	63,4	13,9	0,7	0,0
	Metafitikus/Metaphytic	29,6	71,6	88,6	85,1
	Bentikus/Benthic	6,9	14,5	10,7	14,9
Áramlás foka/Habitat guild	Reofil/Rheophilic	17,1	6,5	0,0	4,7
	Euritóp/Eurytopic	59,8	43,8	37,9	45,6
	Stagnofil/Stagnophilic	23,1	49,7	62,1	49,8
Élőhelyi specializáció/Habitat specialization	Specialista/Specialist	36,2	49,2	24,2	38,6
	Generalista/Generalist	5,7	11,0	43,1	14,9
	Zavarástűrő/Disturbance tolerant	58,0	39,8	32,7	46,5
Eredet/Origin	Őshonos/Native	97,1	96,5	50,8	54,9
	Adventív/Adventive	2,9	3,5	49,2	45,1

1. alföldi kis folyó típus/small rivers of lowlands; 2. dombvidéki kisvízfolyás típus/streams of hilly regions; 3. alföldi kisvízfolyás típus/streams of lowlands, 4. degradálódott, illetve mocsári-lápi élőhelyi adottságú, alacsony fajszámú vízfolyások/waterbodies with low species number, degraded, or marshy-swampy habitat

A leírt vízfolyástípusok azonban nem tekinthetők állandónak, azok térben és időben egyaránt nagyfokú változékonyságot mutatnak. A Kis-Körösön az elmúlt 10 évben végzett

folyamatos felmérés eredményei jól érzékeltetik a Berettyó hazai mellékvízfolyásainak utóbbi években bekövetkezett változásait, azok jellegét, irányát (7. ábra).

A víztípusra jellemző ökológiai vizigény nem kielégítő mértéke következtében a reofil fajok gyorsan eltűnnek, ugyanakkor egy átmeneti időszakban a vízfolyás egyre inkább mocsári élőhellyé alakul, amelyben a stagnofil fajok gyakorisága növekszik. Ebben az átmeneti időszakban a mocsári halközösség kialakulása miatt a természeti értékesség csökkenése nem érzékelhető, ugyanakkor a rendszer már elveszíti eredeti tulajdonságait. A vízhiány fokozódása a halállomány további degradációját, végső soron teljes eltűnését okozhatja.



7. ábra. A fajsza szám és az áramlás foka funkcionális guild adatai a Kis-Körös nagykereki mintahelyén (2001-2009)
Fig. 7. Data of the species number and habitat guild in the Kis-Körös at Nagykereki (2001-2009)

A Berettyó mellékvizeinek halközösségei a részben Romániában, részben Magyarországon visszatartott vizek következményeként mára végletesen átalakultak, nem csak eredeti jellegüket, hanem természeti értéküket is elveszítették. A Berettyó vízgyűjtőjének revitalizációja a Víz Keretirányelv által előírt jó ökológiai állapot elérése érdekében a fentiek tükrében csak egy ökológiai alapokon nyugvó, vízgyűjtő szemléletű vízgazdálkodási rendszer létrehozásával lehetséges, amelynek egyúttal a vízgazdálkodás racionalizálását is magába kell foglalnia!

Irodalom

- Bănărescu, P. 1964: *Fauna Republici Populare Romine XIII. Pisces – Osteichtyes – Bucuresti*, pp. 959.
- Berinke L. 1966: *Halak – Pisces*. Fauna Hung., vol.79, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 136.
- Dövényi Z. 2010: *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet. Budapest, pp.876.
- Futó J. 1942: *Szeghalom környékének halfaunája*. Szatmárnémeti, pp. 50.
- Guti G. 1993: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86/3: 141-144.
- Harka Á. 1997: *Halaink – Képes határozó és elterjedési útmutató*. Budapest, pp 175.
- Harka Á., Györe K., Sallai Z., Wilhelm S. 1998: A Berettyó halfaunája a forrástól a torkolatig. *Halászat* 91/2: 68-74.
- Harka Á., Sallai Z. 2004: *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Budapest, pp. 269.
- Herman O. 1887: *A magyar halászat könyve*. Budapest.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L. 2010: A Szamos halfaunájának változása a 2000. évi cianid szennyezés után. *Pisces Hungarici* 4. 61-74.
- Halasi-Kovács B., Tóthmérész B. 2011: A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* In print.
- Juhász L., Sallai Z. 2002: A Dél-Nyírség halfaunája. *A Debreceni Déri Múzeum Évkönyve* 2002, 17-37.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007: *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Lászlóffy W., Somogyi S. 1969: Vízfolyások. In Marosi S., Szilárd J. (ed): *Magyarország tájféldrajza 2. A tiszai Alföld*, Budapest, 286-289.
- Sallai Z. 2001: A Bihari-sík tájvédelmi körzet halfaunisztikai viszonyai. *A Puszta* 2000, 26-44.

- Tóthmérész, B. 1993: NuCoSA 1.0: Number Cruncher for Community Studies and other Ecological Applications. *Abstracta Botanica* 17, 283-287.
- Tóthmérész, B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6, 283-290.
- Vásárhelyi I. 1961: *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 134.
- Vutskits Gy. 1918: *A Magyar Birodalom Állatvilága - Fauna Regni Hungariae. Classis. Pisces*. Budapest. pp. 42.
- Wilhelm S. 2006: A 2005. évi nyári árhullámok hatása az Iza, Túr és a Berettyó folyók halfaunájára. *Acta Scientiarum Transylvanica – Múzeumi füzetek*. 14/1 2005-2006. 69-78.
- Wilhelm S. 2007: A Berettyó és mellékvízei halfaunájának változásai. *Pisces Hungarici* 1. 106-112.



A Berettyó Szentpéterszegnél (Halasi-Kovács Béla felvétele)

MINDENEVŐ PONTYFÉLÉK FOSZFORFORGALOMBAN BETÖLTÖTT SZEREPE

THE ROLE OF OMNIVOROUS CYPRINIDS IN THE PHOSPHORUS CYCLE

MOZSÁR Attila¹, ANTAL László¹, BOROS Gergely², TÁTRAI István²

¹DE TEK, TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen, mozsar.attila@science.unideb.hu,

²MTA BLKI, Tihany, borosg@tres.blki.hu

Kulcsszavak: tápanyagkibocsátás, biomanipuláció

Keywords: nutrient excretion, biomanipulation

Összefoglalás

Munkánk során fiatal pontyokon végzett 24, illetve 48 órás laboratóriumi etetéses kísérletek, illetve természetes közegükből kiemelt balatoni bodorkák béltartalom-analízise segítségével vizsgáltuk, hogy ürítésük révén a halak milyen mértékben járulnak hozzá a vizek belső foszforterheléséhez.

A laboratóriumi kísérletek alkalmával a halak az elfogyasztott táplálék P-tartalmának ~ 40%-át építették be testükbe. A kiürített P SRP/TP-arányában azonban eltérő eredményeket kaptunk; az első kísérlet során 30%-ot, a második alkalmával több mint 80%-ot mértünk. A balatoni bodorkák béltartalma 0.18% (nedves tömeg) foszfort tartalmazott, melynek SRP/TP-arányára az első akváriumos kísérlethez hasonló értéket, 23 %-ot kaptunk. A 48 órás kísérlet alkalmával mért igen magas SRP/TP-arány feltehetően nem a valós állapotokat tükrözi, valószínűsíthetően a második kísérlet hosszabb időtartama miatt a különböző P-formák arányának átrendeződése indulhatott meg a bakteriális lebontótevékenység hatására.

Eredményeink igazolták azt a feltevésünket, miszerint a halak ürítésük révén is jelentős hatást gyakorolhatnak állóvizeink tápanyagforgalmára valamint a fitoplankton tápanyag-limitációjára. Az ürítés kapcsán felszabaduló P mennyisége különösen olyan állóvizek esetében lehet jelentős, melyeket alacsony külső terhelés ér, és ahol a tápanyagforgalmat befolyásoló abiotikus környezeti feltételek nem jutnak érvényre.

Summary

Contribution of fish to the internal P loading of lakes was modeled in our *in vitro* feeding experiments, where young (1+) common carps (*Cyprinus carpio*) were held in tanks for 24 and 48 h, and rate of P excretion/egestion was followed during the time of the exposition. In addition, gut contents of roach (*Rutilus rutilus*) sampled from Lake Balaton were analyzed for P, to assess the relative proportion of soluble reactive P (SRP) in the released material.

Common carps in the feeding experiments have produced approximately 40% efficiency in the assimilation of ingested P. However, there were remarkable differences between the two experimental runs (24 and 48 h, respectively) in the ratios of released SRP/TP; the first and shorter (24 h) experiment resulted in 30% relative proportion of SRP, while the same value in second and longer (48 h) experiment was considerably higher, 80%. Gut content of roach from L. Balaton contained 0.18% of total P (in wet mass), and the proportion of SRP to TP (23%) was slightly similar to that obtained during the first *in vitro* feeding experiment. The extremely high proportion of SRP (80%) measured in the second experimental run can be ascribed to the microbial decomposition, causing the mineralization of the settled particulate P during the 48 h duration.

Our results confirmed the significant potential of benthivorous and omnivorous cyprinids to influence the phosphorus dynamics of lakes and P limitation of phytoplankton. The released P can be particularly important in lakes where the external nutrient loading is relatively low and abiotic factors have less influence on the internal nutrient loading, thus the role of fish is getting more emphasized in these lakes.

Bevezetés

A halak tápanyagforgalomban betöltött szerepének fontosságát illetően megosztott a tudóstársadalom; számos szerző szerint a halak általi kibocsátás jelentősen hozzájárul az anyagforgalmi folyamatokhoz, és képes érdemben befolyásolni a primer produkciót, mások szerint viszont elhanyagolható a többi anyagforgalomra ható tényező között, mint az abiotikus P-mobilizáló mechanizmusok vagy épp a planktonikus P-regeneráció (Sterner és George, 2000; Sereda és mtsai., 2008). A véleménykülönbségek alapja többnyire az, hogy egyes kutatók a halak általi kibocsátást a rendszer belső tápanyagforgalmi tényezőihez viszonyítják, míg mások a külső terheléshez vagy az összes anyagforgalmi mutatóhoz képest határozzák meg jelentőségét. Abban mindenestre egyetértés van a szakemberek között, hogy a halállomány hozzájárulásának jelentősége faji és ökoszisztéma szintű különbségeken

alapul, és nagymértékben függhet az elfogyasztott táplálék minőségétől vagy az élőhely típusától (Zimmer és mtsai., 2006). Míg a csupán plankton fogyasztó fajok táplálkozásuk során csak a vízoszlopban található P-t keringetik, addig a mindenevő és bentoszfogyasztó halak üledékből származó tápanyagokat is ürítenek a vízbe, ezzel egy új forrást hozzáadva a vízfázis P-készletéhez (Tarvainen és mtsai., 2002). A témában végzett kutatások egymástól függetlenül arra a következtetésre jutottak, hogy a bentoszfogyasztó és mindenevő pontyféléknek kiemelt szerepe van a fitoplankton-állomány szabályozásában és a tápanyagviszonyok alakításában (Karjalainen és mtsai., 1999; Tolonen és mtsai., 2000; Higgins és mtsai., 2006; Zimmer és mtsai., 2006; Boros és mtsai., 2009a).

Ez a szabályozó hatás több oldalról megközelíthető: egyrészt az üledékből való táplálkozásuk révén (bioturbáció) jelentős mennyiségű tápanyagot szabadítanak fel, és ezáltal fokozzák az algák produkcióját (Breukelaar és mtsai., 1994; Zimmer és mtsai., 2006). Emellett kiválasztásuk és ürítésük is jelentős belső tápanyagterhelést idézhet elő, amely serkentheti az algák növekedését (Tátrai és Istvánovics, 1986; Higgins és mtsai., 2006; Boros és mtsai., 2009a). A bentoszfogyasztó halak által generált bioturbációs és kiválasztási belső P-terhelés összeadódva azonos nagyságrendű lehet a külső tápanyagterheléssel, sőt, esetenként meg is haladhatja azt (Vanni, 2002; Glaholt és Vanni, 2005). A mindenevő halak eutrofizációs folyamatokra gyakorolt hatásának alakulásában jelentős szerepe lehet annak is, hogy főleg ivadék korban, de sok esetben kifejlett egyedek esetében is jellemző rájuk a nagyobb méretű zooplanktonfajok fogyasztása. A zooplankton halak általi kifalása esetenként olyan mértékű lehet, hogy az algákra nehezedő predációs nyomás lecsökkenhet, ami az eutrofizáció fokozódását idézheti elő (Zimmer és mtsai., 2006).

A halak általi tápanyagforgalmazás egy komplex kölcsönhatás eredményeként alakul ki, melyet fiziológiai és ökológiai tényezők szabályoznak. A fiziológiai tényezők határozzák meg a kiválasztás mértékének felső határát, míg az ökológiai tényezők (stressz, testméret, táplálék minősége) az aktuális kiválasztást befolyásolják (Glaholt és Vanni, 2005). A halak testük állandó P-tartalmának kialakítására törekednek, függetlenül az elfogyasztott táplálék P-tartalmától vagy az őket körülvevő víz trofikus állapotától (Mehner és mtsai., 1998; Glaholt és Vanni, 2005). Ezért tehát bizonyos populációk inkább visszatartják, míg mások inkább kibocsátják a felvett tápanyagokat, a rendelkezésre álló táplálék tápanyagtartalmának függvényében.

Általánosan megfigyelt jelenség, hogy a mindenevő pontyfélék biomaszájának radikális csökkentése a víz P-tartalmának folyamatos csökkenését eredményezi. Ennek következményeként ún. tiszta vizű fázis alakulhat ki, melyben a fitoplankton dominanciája csökken, és kiterjedt hínárállomány alakulhat ki (Perrow és mtsai., 1999; Søndergaard és mtsai., 2003; Tátrai és mtsai., 2005). Gyakorlati tapasztalatok azt igazolták, hogy a ponty (*Cyprinus carpio* L.) és a bodorka (*Rutilus rutilus* L.) jelenléte magasabb P-koncentrációt és nagyobb klorofill-a értékeket eredményez a tavak vizében (Tátrai és Istvánovics, 1986; Horppila és Kairesalo, 1990), ugyanakkor egyes halcsoportok (pl. a sügérfélék) tápanyagforgalomra gyakorolt közvetlen hatása nem jelentős (Tátrai és Istvánovics, 1986).

Eppen ezért, a halállomány-szabályozáson alapuló biomanipuláció célpontjai rendszerint a bentoszfogyasztó pontyfélék, melyeknek bizonyítottan fontos szerepe van a belső tápanyagterhelés alakításában, a tápanyagtranszportban és a tápanyagok regenerációjában is (Karjalainen és mtsai., 1999). A korábbi kutatások arra is rávilágítottak, hogy a bentoszfogyasztó halak által ürített P jelentős része (akár 95 %) olyan formában távozik, amely az elsődleges termelők számára közvetlenül felvehető, így a halak kiválasztása jelentős mértékben járulhat hozzá az eutrofizációhoz (Tátrai és Istvánovics, 1986; Sterner és George, 2000; Sereda és mtsai., 2008). Amellett, hogy a kibocsátott P nagy része felvehető formában ürül, a maradék, a faecessel távozó partikulált frakció P-tartalma kiülepedés után kisebb késleltetéssel szintén felvehetővé válik az algák számára (Tarvainen és mtsai., 2002).

A halállományok mennyiségi és strukturális szabályozásán alapuló biomanipulációs beavatkozások sikerrel befolyásolhatják a fitoplankton termelését, így az eutrofizációs folyamatok kontrollálhatóvá válnak (Scheffer, 1998; Tátrai és mtsai., 2005). Ez a hatás nagy részben a hozzáférhető P-források korlátozásán keresztül valósul meg (Tarvainen és mtsai., 2002). Az eutrofizáció féken tartása fontos feladat, hiszen a túlzott algásodás tömeges halpusztulásokat, biodiverzitáscsökkenést okozhat, emellett csökkenti a víz turisztikai és gazdasági értékét is (Moss és mtsai., 1996).

Munkánk célja volt, hogy vizsgáljuk a hazánkban igen elterjedt mindenevő pontyfélék tápanyagforgalomban betöltött szerepét, ezért laboratóriumi kísérletekkel modelleztük a P-ürítésével és beépítésével kapcsolatos jellemzőket, emellett természetes közegükből kiemelt halak béltartalmának P-analízisét végeztük el, hogy minél pontosabb képet kapjunk a tápanyagforgalmazásról. Eredményeink összegzésével hozzá kívánunk járulni a jövőbeli sikeres halállomány-szabályozásokhoz és az esetleges biomanipulációs beavatkozások hatékonyabbá tételéhez. A pontos tápanyag-kibocsátási jellemzők ismeretében adhatjuk meg azt az optimális halbiomasszát és állományösszetételt egy adott víztér esetében, amely nem terheli túlzott mértékben a környezetét, és nem idéz elő kedvezőtlen folyamatokat, ugyanakkor kielégíti a halászati és horgászati igényeket is.

Anyag és módszer

Vizsgálataink során két széles körben elterjedt halfaj, a ponty és a bodorka példáján keresztül kívántuk szemléltetni a mindenevő pontyfélék tápanyagforgalomban betöltött szerepét. A ponty és a bodorka tápanyagforgalmazási sajátosságait a P-kiválasztást és beépítést akváriumos kísérletekben, valamint természetes közegükből kiemelt példányok béltartalmának P-analízisével végeztük el. Akváriumos kísérleteink során fiatal (1+) bodorkával és kétgyaras ponttyal dolgoztunk, míg a béltartalom-analíziseket 3-4 éves bodorkákból preparált mintákban végeztük.

Hendrixson és munkatársai (2007) rávilágítottak, hogy a rendszertanilag egy családba tartozó fajok tápanyag-forgalmazási jellemzői igen hasonlóak, így az általunk vizsgált két fajjal végzett kísérletek tanulságai érvényesnek tekinthetők a pontyfélék családjába tartozó fajokra, amelyek mind egyedszámban, mind biomasszában dominálják vizeinket, így hozzájárulásuk az anyagforgalmi folyamatokhoz nyilvánvalóan a legjelentősebb a többi családhoz képest.

Vizsgálatainkat egy előkísérlettel kezdtük 2008 augusztusában, melyet fiatal (1+), laboratóriumi környezethez szoktatott bodorkákkal végeztük. Halainktól a munka megkezdése előtt 2 napig megvontuk a táplálékot, hogy tápcsatornájuk teljesen kiürüljön, majd a kísérlet megkezdése előtt étvágyuknak megfelelő mennyiségű szűnyoglárvát fogyasztottak. Az akváriumokat 10 L, szűrt Balaton-vízzel töltöttük fel, majd egy napig állni hagytuk. Az előkísérletet összesen 6 akváriumban végeztük, melyből 3-ban helyeztünk el halat (3 példány/akvárium), míg a másik 3 akvárium kontrollként funkcionált, melyek a szűrt Balaton-vízen kívül nem tartalmaztak mást. Vízmintákat vettünk a halak behelyezésének időpontjában, majd 1, 2, 6, 18 és 24 órával később, és mértük a vízbe ürített oldott reaktív P (SRP) koncentrációját.

A tapasztalatok figyelembevételével kezdtük meg részletesebb vizsgálatainkat. A kivitelezéshez 40 L hasznos térfogatú üvegakváriumokat használtunk, amelyeket az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézetének akváriumszobájában állítottunk be. A helyszínen viszonylag kiegyensúlyozott hőmérsékleti viszonyok uralkodtak, az évszaknak megfelelő természetes fényviszonyokkal párosulva. Az akváriumokat – gondos megtisztításukat követően – 20 L csapvízzel töltöttük fel, amelyet 2 napig állni hagytunk, és ezalatt folyamatosan porlasztott levegőt áramoltattunk át a rendszereken. Irodalmi adatok szerint hasonló hőmérsékleti viszonyok mellett a halak ~24 óra alatt ürítik ki tápcsatornájuk teljes

tartalmát (Glaholt és Vanni, 2005), így a behelyezés előtt a kísérleti példányoktól 48 óráig megvontuk a táplálékot, hogy biztosan elkerüljük a korábbi fogyasztásból származó ürítést. Mivel korábbi tapasztalataink szerint a halak igen érzékenyen reagáltak a zavarásra, közvetlenül a behelyezés után bizonyosan nem fogadtak volna el táplálékot, így megszokott környezetükben kezdtük meg etetésüket, majd közvetlenül ezután helyeztük át őket a kísérleti rendszerekbe. A vizsgálat során használt fiatal pontyok testtömegük 5-6 %-ának megfelelő tömegű (nedves tömegben kifejezve) árvaszúnyoglárvát kaptak, ami megfelel a természetes környezetükben elfogyasztott napi táplálékmenyiségnek.

Az előkísérletet követően először 3 akváriumba telepítettünk fiatal pontyokat, minden akváriumba 3 egyedet (átlagos halbiomassza: $61,0 \pm 6,6$ g élősúly/akvárium), illetve beállítottunk egy kontroll akváriumot is, amelybe nem telepítettünk halat. Az egyetlen kontrollrendszer alkalmazását a korábbi előkísérlet kontroll akváriumai között tapasztalt alacsony szórás, valamint Glaholt & Vanni (2005) korábbi tapasztalatai alapján láttuk indokoltnak. A kísérlet kezdetét jelentő etetés során $1,34 \pm 0,1$ g Chironomida-lárvát adtunk a halaknak, amely $1,67 \pm 0,12$ mg P-t tartalmazott. Vízmintákat 0, 2, 6, 18 és 24 óra elteltével vettünk. A mintavételnél ügyeltünk arra, hogy az a lehető leginkább reprezentatív legyen az akváriumban levő teljes vízmennyiségre nézve, így minden mintavétel során 3 almintát vettünk az egyes akváriumok különböző pontjain, majd ezeket később integráltuk. Egy mintavétel során 60 ml vizet vettünk ki az akváriumokból. Az SRP-mintákat közvetlenül a mintavétel után lemértük, míg a víz teljes P(TP)-tartalmának vizsgálatára szánt mintákat a mintavételt követően lefagyasztottuk, és a kísérlet végén, az összes mintában egyszerre tártuk fel, és mértük le a TP-tartalmat. A kísérlet végeztével az akváriumok alján összegyűlt faecest rászűrtük egy előzetesen kiizzított, GF/C üvegszál alapú szűrőpapírra ($1,2 \mu\text{m}$ pórus átmérő), majd az így kapott partikulált frakció P-tartalmát meghatároztuk.

Második kísérletünket 2008 novemberében végeztük, a kivitelezés lényegében megegyezik az előző, augusztusi kísérletével, azzal a különbséggel, hogy ebben az esetben a halak P-ürítésének megfigyelését 24 óra helyett 48 órára módosítottuk. Összesen 8 akváriummal végeztük el a kísérletet, amelyből 7 volt halasítva (3 egyed/akvárium; $63,4 \pm 14,9$ g élősúly/akvárium), 1 pedig kontrollként funkcionált. Táplálékként $1,8 \pm 0,7$ g tömegű Chironomida-lárvát kaptak a kísérlet megkezdésének időpontjában, amelyet napi igényük szerint számítottunk ki.

A különböző P-formák meghatározásánál ugyanazon analitikai-kémiai protokollt követjük az összes kísérlet és vizsgálat során (Strickland és Parsons, 1972); az SRP mérésekor a vízmintákat GF/C szűrőpapíron átszűrtük, majd a szűrt vízhez P-reagens hozzáadása után az ún. ammónium-molibdenát kolorimetriás módszerrel határoztuk meg a P-tartalmat, Shimadzu UV 160-A típusú spektrofotométerben, 880 nm-en. A TP-mérésre szánt vízmintákból és az akvárium partikulált részecskéit összegyűjtő szűrőpapírokból káliumperszulfátos autoklavozással nyertük ki a TP-tartalmat, majd a fent ismertetett ammónium-molibdenát módszerrel határoztuk meg azt.

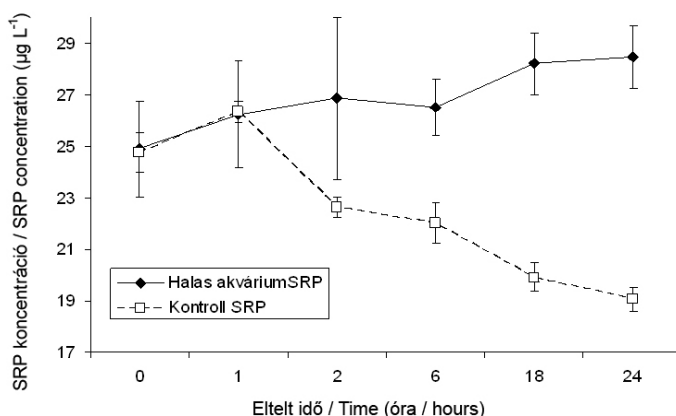
A halak etetésére használt Chironomida-lárvák P-tartalmának meghatározása szintén fontos feladat volt, hiszen ennek ismerete nélkülözhetetlen az eredmények értékeléséhez. Mivel az árvaszúnyoglárvák tartalmazhatnak olyan nehezen bomló szöveteket, amelyek ellenállnak a káliumperszulfátos roncsolásnak, így egy intenzívebb feltárási technikát, az ún. magasnyomású teflonbombás roncsolást alkalmaztuk (Boros és mtsai., 2009b). Méréseinket akkreditált analitikai laboratórium által szavatolt P-tartalmú, állatisszövet-eredetű referenciaanyaggal (NCS ZC 81001) hitelesítettük, melyből párhuzamos mintákat futtattunk a Chironomida-minták mellett. A referenciaanyag P-tartalmának visszamérése megerősítette a feltárási és mérési módszer megfelelő hatékonyságát. Az analízis alapján az árvaszúnyoglárva P-tartalma száraz tömegben kifejezve $1,04 \pm 0,1\%$, amely $1,25 \text{ mg kg}^{-1}$ P-mennyiségnek felel meg nedves tömegre vonatkoztatva.

A P-kiválasztást és beépítést vizsgáló akváriumos kísérleteink mellett fontosnak tartottuk, hogy információkhoz jussunk a mindenevő pontyfélék természetes körülmények között fogyasztott táplálékának P-tartalmával kapcsolatban, valamint kiderítsük, hogy a bétartalomban milyen az SRP/TP egymáshoz viszonyított aránya. A bétartalom-analízis céljából bodorkákat (tömeg: $72,5 \pm 23,4$ g; teljes hossz: $17,8 \pm 1,6$ cm) gyűjtöttünk a Balatonból, a Sajkodi-öböl közeléből. A mintavételezés során multipaneles kopolyúháló használtunk. A mintákat laboratóriumba szállítást követően felboncoltuk, bétartalmukat kipreparáltuk, majd lemértük a teljes bétartalom tömegét, illetve kiemeltünk egy almintát az utóbélből, amelynek tömegét szintén pontosan regisztráltuk. Az elkülönített almintát szcintillációs edénybe helyeztük, 10 ml desztillált vizet pipettáztunk rá, majd a hatékony diszpergálás érdekében 2-3 percig Vortex-Genie típusú rázógéppel rázattuk a legmagasabb frekvencián. Az eljárás célja a lazán kötött, természetben az ürítést követően gyorsan mobilizálódó SRP oldatba juttatása volt. A felrázott mintákat ezután $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on ülepítettük egy órán keresztül, majd a felülúszó, letisztult oldatból pipettáztunk ki mintát az SRP-tartalom meghatározásához. A minta visszamaradó részét nagynyomású teflonbombás roncsolással kezeltük, hogy megállapítsuk annak TP-tartalmát. A feltárási és mérési módszerek megegyeznek az akváriumos kísérletekhez kapcsolódó minták analizésénél leírtakkal.

Az eredményeinket Microsoft Office programcsomag Excel táblázatkezelő programja segítségével kezeltük és dolgoztuk fel.

Eredmények

Bodorkákkal végzett előkísérletünk során a halas akváriumainkból vett vízmintákban az SRP-koncentráció mérhető növekedését tapasztaltuk, ugyanakkor a kontrollrendszerben folyamatos SRP-csökkenést mértünk. A közös kiindulási $\sim 24,8\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ értékről a halas kezelés vizének SRP-tartalma viszonylag visszafogottan emelkedett a vizsgálati periódus végéig, és $28,5\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ értéknél tetőzött. Ezzel szemben a kontrollkezelésben a kezdeti gyenge koncentrációemelkedést meredek csökkenés követte, amely $19\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ SRP-értéket eredményezett a 24. órára (1. ábra).

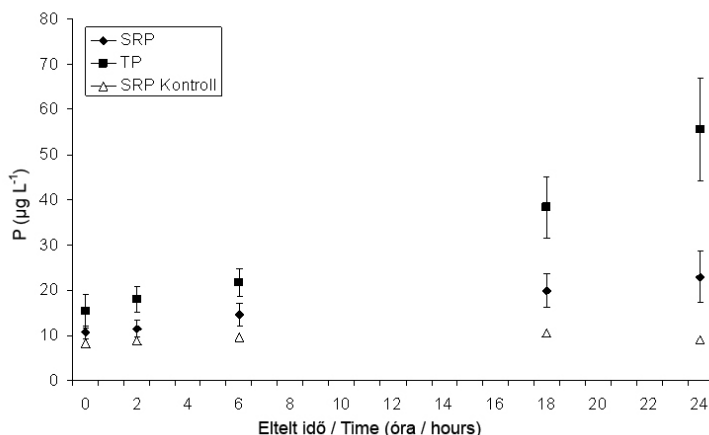


1. ábra. Az előkísérlet során tapasztalt SRP-koncentrációk alakulása a hallal telepített és a kontrollakváriumokban (\bar{X} átl. ± 1 SD)

Fig. 1. The SRP concentrations of the prior experiment the stocked with line and fishless, control aquarium with dotted line (\bar{X} mean ± 1 SD)

Az első akváriumos kísérlet során jelentős emelkedést mértünk a hallal telepített akváriumok vizének SRP- és TP-koncentrációjában. Az SRP-koncentráció nettó $12,25\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ növekedést mutatott a vizsgált periódus alatt, míg TP esetében ez az érték $40,22\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ volt

(2. ábra). A kontroll esetében egy kisebb kilengéstől eltekintve állandó SRP-koncentrációt regisztráltunk ($9,17 \pm 0,88 \mu\text{g L}^{-1}$).



2. ábra. Az első akváriumos kísérlet vizéből mért SRP- és TP-koncentrációk alakulása ($X \text{ átl.} \pm 1 \text{ SD}$)
Fig. 2. SRP and TP concentrations of the first aquarium experiment ($X \text{ mean} \pm 1 \text{ SD}$)

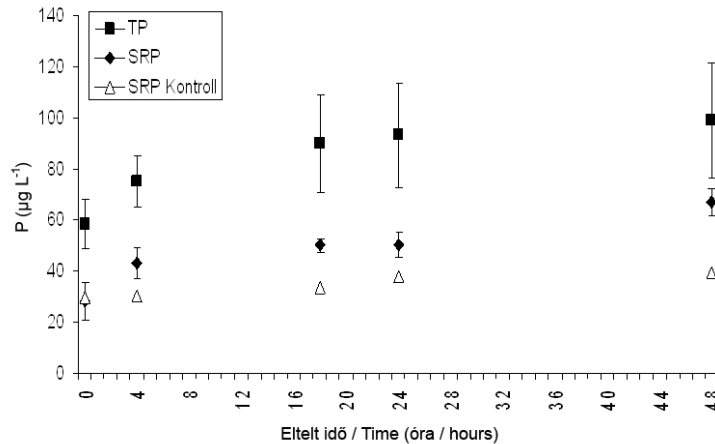
Az akváriumokba táplálékkal bejuttatott P átlagosan $1,67 \pm 0,12 \text{ mg}$ volt, míg a faeces formájában kiülepedett P mennyisége $\sim 0,24 \pm 0,01 \text{ mg}$ -ot tett ki. Az akváriumok vizében mért P-koncentrációkkal való számításoknál nettó értékeket vettünk figyelembe, azaz a kísérlet zárásakor vett vízminták TP-koncentrációiból kivontuk a kiindulásakor vett vízmintákból mért megfelelő értéket. Így megkaptuk azt a P-mennyiséget, amelyet halaink a vízfázisba juttattak vissza a vizsgált periódus alatt.

A halak P-forgalmazására vonatkozó kalkulációnkat a következő képletben lehet összefoglalni: $TP_v + TP_p = TP_{\bar{u}}$, ahol TP_v jelenti az akvárium vizében a vizsgálati időtartam alatt mért nettó TP-érték-növekedést (mg L^{-1}), felszorozva az akváriumban levő vízmennyiséggel literben, TP_p jelenti az akvárium alján, partikulált anyagként összegyűlt P-t mg -ban kifejezve, az így kapott $TP_{\bar{u}}$ érték pedig megadja a halak által ürített összes P mennyiségét. Saját mérési adatainkat behelyettesítve a képletbe a következőt kapjuk: $(0,04022 * 20) + 0,23835 = 1,04275 \text{ mg}$. Az így kapott $TP_{\bar{u}}$ -érték figyelembevételével kiszámítható a halak P-ürítése és P-visszatartási hatékonysága, százalékosan: $(TP_{\bar{u}} / \text{Bevitt P mg}) * 100$, azaz $(1,04275 / 1,67) * 100 = 62,3\%$. Tehát a kísérleti alanyok átlagosan 62,3%-át ürítették ki az elfogyasztott foszfornak, illetve 37,7%-át tartották vissza és építették be testükbe, ami 0,63 mg P akváriumonként.

Fontos megállapítás ezen kívül, hogy a vízben oldott vagy lebegő anyagban raktározott P több mint háromszor akkora frakciót alkot, mint a faeces formájában kiülepedett partikulált frakció. Az SRP/TP-arányok megoszlását tekintve elmondható, hogy a vízfázisban mérhető teljes P-frakciónak $\sim 30\text{-}40\%$ -át alkotja az SRP. Ha a teljes P-frakció számításánál figyelembe vesszük a faecessel kiülepedett P-t is, akkor az SRP részaránya a teljes P-frakcióhoz képest 23,5%-ra módosul.

A második kísérlet során szintén jelentős emelkedést tapasztaltunk mind az SRP, mind pedig az TP esetében. Az akváriumok vizének SRP-koncentrációja átlagosan $38,85 \mu\text{g L}^{-1}$ -nel emelkedett a vizsgálati periódus alatt, míg TP esetében ez az érték $40,78 \mu\text{g L}^{-1}$ volt. A kontrollakváriumból vett mintákban ez esetben jelentősebb mértékű koncentrációingadozást tapasztaltunk, mint az előző kísérletben ($33,99 \pm 4,27 \mu\text{g L}^{-1}$), ugyanakkor a mért értékek

mérési hibahatáron belülnek tekinthetők. A különböző P-formák koncentrációjának alakulását a 3. ábra szemlélteti.



3. ábra. A második kísérlet vízfázisában mért SRP- és TP-koncentrációk alakulása (\bar{X} átl. ± 1 SD)

Fig. 3. SRP and TP concentrations of the second aquarium experiment (\bar{X} mean ± 1 SD)

A táplálékkal bejuttatott P mennyisége átlagosan $1,64 \pm 0,36$ mg volt, ezzel szemben a faeces formájában kiülepedő frakcióban mindössze $0,147 \pm 0,01$ mg P volt mérhető. A mért eredményeket behelyettesítve a korábban ismertetett képletbe az alábbi eredményt kaptuk: $(0,04078 \cdot 20) + 0,147 = 0,9626$ mg. Ennek ismeretében kiszámoltuk az ürítésre és beépítés hatékonyságára vonatkozó adatokat: $(0,9626 / 1,64) \cdot 100 = 58,7\%$ az ürített P részaránya. Ez azt jelenti, hogy a kísérleti egyedek 41,3%-ot tudtak visszatartani, amely 0,68 mg P-nak felel meg akváriumonként.

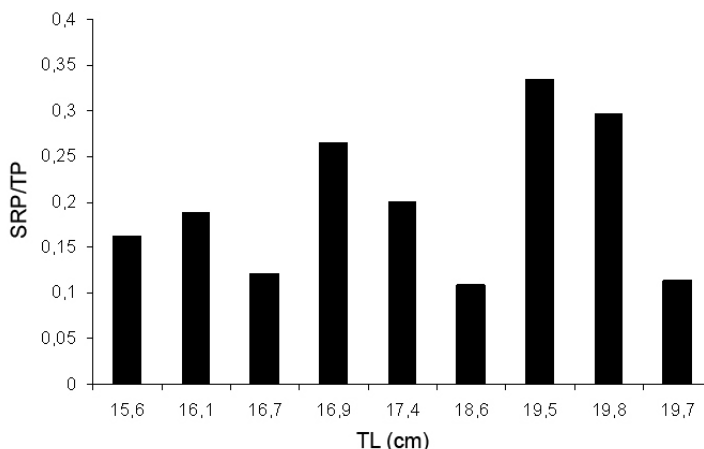
Az SRP/TP-arányok alakulása tekintetében elmondható, hogy a vízfázisból mért P-ormák figyelembevétele esetén az SRP részaránya meglepően magas, 95%- át adja a víz TP-tartalmának. Ha a rendszer összes P-tartalmának számításánál a vízfázisban mért TP-értékhez hozzáadjuk a faecessel kiülepedett P mennyiségét, az SRP részaránya 80%-ot tesz ki, amely még mindig igen tekintélyes mennyiségnek mondható.

A béltartalom-analízis alapján megállapítottuk, hogy a bodorka tápcsatornájában levő anyag $0,035 \pm 0,009\%$ -ban állt SRP-ből (nedves tömegben), illetve hogy a béltartalom $0,180 \pm 0,071\%$ - át P alkotta (TP). Az SRP és TP mennyisége közötti különbség szignifikánsan eltért ($p < 0,001$). Az SRP/TP-arányokat vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a mintaként behozott példányok béltartalmában az SRP részaránya $20 \pm 8,29\%$ volt a tápcsatorna teljes P-tartalmához viszonyítva (4. ábra).

Az egy egyedben levő teljes béltartalomra ($740,12 \pm 251,7$ mg, nedves tömeg) vonatkoztatott SRP tömege $0,24 \pm 0,10$ mg volt, TP esetében pedig $1,37 \pm 0,49$ mg-ot állapítottunk meg.

Értékelés

Az előkísérlet során, a kontrollrendszerekben tapasztalt SRP-koncentráció-csökkenés arra utalt, hogy a rendszerben olyan biológiai tevékenység zajlott, amely során a rendelkezésre álló P egy része felhasználásra került. Ez igen fontos tényező vizsgálataink szempontjából, hiszen az SRP/TP-arány megállapítása egyik fő célunk volt, azonban a hasonló biológiai folyamatok jelentősen befolyásolhatják a mért értékeket. Ezt a tényezőt sikerült kiküszöbölünk azzal, hogy a későbbiekben az akváriumainkat ivóvízhálózatból származó vízzel töltöttük fel. Emellett több olyan technikai jellegű megállapítást sikerült tennünk, amelyek nagyban hozzájárultak a későbbi kísérletek sikeres kivitelezéséhez.



4. ábra. A Sajkodi-öbölből származó bodorkák bél tartalmában mért SRP/TP-arányok, a vizsgált halak teljes testhossza szerinti növekvő sorrendbe rendezve

Fig. 4. The SRP/TP ratios in the gut contents of the roach from Lake Balaton, the examined fish were taken ascending order by their total length

A mindenevő pontyfélék P-forgalmazási sajátosságait vizsgáló akváriumos kísérleteink tapasztalatait összegezve elmondhatjuk, hogy a halak mindkét kísérletsorozat esetében közel azonos, 38-41%-os hatékonysággal voltak képesek beépíteni a P-t a felvett táplálékból. Ezt az arányt a természetben igen sok tényező befolyásolhatja, mint pl. a táplálék összetétele, a környezeti viszonyok, a halak életkora (Sterner és George, 2000; Glaholt és Vanni, 2005). Saját munkánk során olyan táplálékforrást igyekeztünk biztosítani a halaknak, amely meghatározó részét képezi természetes étrendjüknek. Chironomida-lárvát és hasonló felépítésű élőlényeket nagy mennyiségben fogyasztanak mindenevő halaink (Specziár, 1999), így feltételezzük, hogy az általunk megállapított P-forgalmazási jellemzők megegyeznek, vagy legalábbis igen közel állnak az ebben a korcsoportban jellemző természetes értékekhez.

Az általunk tapasztalt P-visszatartási hatékonyságot figyelembe véve arra a következtetésre jutottunk, hogy 1 kg halbiomassza naponta 10,3-10,7 mg P-t raktározhat el testében. Ez a mennyiség reálisnak tűnik, ha arra gondolunk, hogy a pontyfélék családjába tartozó halak P-tartalma száraz tömegre vonatkoztatva 3% körül alakul (Hendrixson és mtsai., 2007; Sereda és mtsai., 2008), amely nedves tömegben kifejezve ~ 1 %-ot jelent, tehát 1 kg halbiomassza ~10 g P-t tartalmazhat.

A beépítés hatékonyságának becslése mellett igen fontos foglalkoznunk az ürítési jellemzőkkel is, hiszen a vizek eutrofizációjának szempontjából a halak által kibocsátott P mennyiségének, minőségének, ezen belül is az ürített anyagra jellemző SRP/TP-aránynak lehet jelentős szabályozó szerepe. A halak által kibocsátott P nagy része a vízfázisban található, oldott vagy diszpergált formában, ez a P-mennyiség több mint háromszorosa a szilárdabb formában kiülepedő frakció P-tartalmának. Ennek jelentősége, hogy a lebontó baktériumok számára bizonyára sokkal kedvezőbb, ha a lebontandó szubsztrát nagyobb felületen oszlik el, így sokkal gyorsabb és intenzívebb lehet a mineralizáció. Számításaink szerint 1 kg halbiomassza 15-17 mg P-t üríthet naponta, azonban az ezen belüli SRP-részarány becslésénél meg kell állnunk egy pillanatra, hiszen a két akváriumos kísérlet során egészen eltérő eredményeket kaptunk ilyen vonatkozásban. Az első kísérletben az SRP részaránya a teljes ürített P-mennyiséghez viszonyítva 23,5% volt, míg a második kísérlet

esetében ez az arány 80% körül alakult. Véleményünk szerint a jelentős eltérés oka az lehet, hogy a második kísérlet időtartamát 24 órától 48 órára módosítottuk, emiatt pedig elindulhattak azok a természetes bakteriális lebontó folyamatok, amelyek során a formált lebegő anyagban és a leülepedett faecesben raktározott összetettebb P-formák SRP formájában való felszabadulása megkezdődhetett (Padisák, 2005). A P-formák átrendeződésének elméletét támasztja alá az is, hogy az első kísérlet során az akvárium alján összegyűlt partikulált anyagban raktározott P mennyisége több mint 1,6-szorosa volt a második kísérletben mért hasonló értékeknek, ami jelezheti a mikrobiális aktivitás tápanyag-felszabadító folyamatainak jelenlétét, amelynek egyenes következménye az igen magas SRP-koncentráció kialakulása is. Mivel a két kísérlet eredményei között lényegi különbség csak ebben a vonatkozásban tapasztalható, hiszen az összességében vett ürítési-beépítési jellemzők közel azonosak, így feltételezzük, hogy a második kísérlet során tapasztalt magas SRP-koncentráció nem a valós kiválasztási jellemzőket, hanem az esetleges bakteriális szubsztancia következményeként kialakuló állapotokat tükrözi. Bár a természetben is jelen vannak a mikrobiális lebontó folyamatok, mégis az első kísérlet során tapasztalt 23% körüli értékeket vettük további számításaink alapjául, hiszen jelen kísérletben konkrét célunk a halak általi hozzájárulás meghatározása volt, nem pedig ökoszisztéma szintű P-forgalmi folyamatok modellezése. Ennek tükrében tehát, 15-17 mg napi TP-kibocsátással és 23% SRP-részarányal kalkulálva 1 kg halbiomassza naponta ~ 3,5–4 mg SRP-t bocsáthat ki a környezetébe.

Bár a szakirodalom is tesz említést esetenkénti kiemelkedően magas SRP-részarányról a halak által ürített anyagban (Sereda és mtsai., 2008), a 23% körüli érték valós voltát támasztották alá béltartalom-analíziseink is, melyek során azt tapasztaltuk, hogy a tápcsatorna utolsó szakaszából vett faeces-mintákban az SRP részaránya átlagosan 20% körüli értéket ért el. A természetes körülmények között fogyasztott táplálék TP-tartalma 0,18% körül alakult (nedves tömegben), míg az etetési kísérleteink során fogyasztott szűnyoglárva nedves tömegben kifejezett TP-tartalma 0,125% volt. Ezen adatok ismeretében úgy tűnik, hogy az elfogyasztott táplálék P-tartalma számottevően nem befolyásolja a képződő faeces SRP-tartalmát, hiszen a két egymástól független vizsgálat során hasonló, 20-23% körüli értékeket mérünk.

A béltartalom-analízis további eredményei alapján azt is megállapítottuk, hogy az általunk vizsgált méretcsoport 1 kg biomasszája, a tápcsatorna teljes tartalmának kiürítésével (feltételezhető napi ürítési ráta) 3,3 mg SRP-t és 19 mg TP-t bocsát ki környezetébe. Ezek az értékek tehát természetes, vegyes táplálék fogyasztása esetén értendők. Az eredményeket áttekintve azt láthatjuk, hogy a laboratóriumi akváriumos kísérletek és a béltartalom-analízis alapján készült becslések közel azonos P-kibocsátási értékekre engednek következtetni.

A P-forgalmazásra vonatkozó becsléseink gyakorlati jelentőségének illusztrálására példaként vegyünk egy ideális, ugyanakkor a természetben is gyakran előforduló sajátosságokkal rendelkező állóvizet, amely az egyszerűség kedvéért legyen 1 méter átlag mélységű és 10 hektár felületű sekély tó, amelyben a pontyfélék hektáronkénti biomasszája 150 kg. Ezeket a paramétereket, illetve az általunk tett becsléseket figyelembe véve a halállomány naponta 22500–28500 mg TP-kibocsátással, és ezen belül 5000-6000 mg SRP-vel terheli környezetét. Másképp kifejezve, a mindenevő pontyfélék, kiválasztásukon és ürítésükön keresztül naponta 0,225-0,285 $\mu\text{g L}^{-1}$ -nel növelhetik a víz TP-tartalmát, míg SRP esetében ez a kibocsátás 0,05-0,06 $\mu\text{g L}^{-1}$ körül alakul.

Ezek az értékek elhanyagolhatóan szerény hozzájárulásnak tűnhetnek, ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a bentoszfogyasztó halak szerepe a tápanyagforgalomban nem merül ki a kiválasztásban, mivel a táplálkozási szokásaikkal kapcsolt, ún. bioturbációs tevékenységük révén is jelentős mennyiségű tápanyagot szabadítanak fel az üledékből (Breukelaar és mtsai., 1994). A halak szerepe még hangsúlyosabb lehet olyan mélyebb

tavakban, ahol a különböző abiotikus hatások (hullámozgás, szél felkavaró hatása stb.) csak korlátozott mértékben hatnak a P-forgalomra, ilyen vizekben a halak általi horizontális és vertikális mobilizáció lehet a meghatározó P-forrás az elsődleges termelők számára. Fontos megjegyezni, hogy a fent említett napi szintű kiválasztási értékek összeadódnak, így egyhónapos időtartamot figyelembe véve a halállomány pusztán ürítéssel akár 1,5-2 µg-mal is emelheti az SRP-koncentrációt literenként, amelynek kiemelt jelentősége lehet olyan tápanyagban viszonylag szegény vizekben, ahol az SRP-tartalom 7-8 µg L⁻¹ körül alakul. Ilyen vizekben 1-2 µg SRP-koncentráció-emelkedés is képes lehet átlendíteni a rendszert a limitáció küszöbén, amelyet 10 µg L⁻¹ körül határoznak meg (Padisák, 2005). Természetesen meg kell jegyezni, hogy a vizek rendelkeznek kompenzációs képességgel, vagyis a kibocsátás ellensúlyozására működnek tápanyag-visszatartó mechanizmusok is, főként az üledékben (Hupfer és Lewandowski, 2007). Ennek mértéke azonban igen eltérő lehet az egyes ökoszisztémákban, amely nem teszi lehetővé, hogy vizeinket egységes rendszerként kezelve, általános szabályszerűségek alapján vonjunk le a tápanyagdinamikára vonatkozó általános következtetéseket. A komplex, minden változóra kiterő számítások esetén figyelembe kell venni az adott víztér halállományának mennyiségi és minőségi viszonyait, a külső-belső tápanyagterhelési jellemzőket, az üledékkarakterisztikát, redoxpotenciálviszonyokat, a hínárállomány jellemzőit, és számos egyéb paramétert is (Søndergaard, 2007). Az ilyen, minden tényezőre kiterjedő számítások elvégzése után lehet tápanyagforgalmi egyensúlyra és az eutrofizáció folyamatának alakulására vonatkozó hiteles előrejelzéseket adni. Ebben a soktényezős rendszerben fontos komponens a halak hozzájárulásának pontos meghatározása, illetve ennek ismeretében adhatunk célzott és az egyes vízterek esetében egyedi javaslatokat a halállományok optimalizálására.

Mivel vizeinkben a hozzáférhető P mennyisége képes legtöbb esetben korlátozni az elsődleges termelők produkcióját (Boros és mtsai., 2009a), így az ún. biomanipulációs, tó-rehabilitációs beavatkozások fő célpontja rendszerint a hozzáférhető P mennyiségének csökkentése különböző módszerekkel (halállomány-szabályozás, üledék levegőztetése, külső P-terhelés csökkentése stb.) (Søndergaard, 2007). A vizek előrehaladott eutrofizációja előidézhethet számos olyan körülményt, amely mind természeti, mind pedig gazdasági szempontból kedvezőtlennek minősíthető. Példaként megemlíthetjük, hogy az eutróf/hipertróf vizekben a biodiverzitás radikális csökkenése figyelhető meg (Trolle és mtsai., 2009), amely során számos értékes faj tűnhet el az ökoszisztémából, emellett az ilyen vizek gyakran bűzösek, zavarosak, és tartalmazhatnak algák által termelt toxinokat is, amelyek lehetetlenné teszik, de legalábbis igen megnehezítik az ivóvízként vagy fürdővízként való hasznosítást. A vizeinkben lejátszódó kedvezőtlen folyamatok alakulásában jelentős szerepe van az emberi tevékenységnek, így a mi feladatunk az is, hogy ezeket a leromlott állapotú vizeket helyreállítsuk, és hogy stratégiákat dolgozzunk ki a hatékonyabb biomanipulációs beavatkozások kivitelezéséhez. Ehhez a folyamathoz kívántunk hozzájárulni a halállomány szerepének pontosabb meghatározásával, abban a reményben, hogy a közeljövőben hazánkban is gyakorlattá válnak azok a tókezelési- és tóhelyreállítási beavatkozások, amelyeket Nyugat-Európában és a világ számos fejlett országában rutinszerűen alkalmaznak.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket szeretnénk kifejezni a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke és az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete azon dolgozóinak, akik a munkánkhoz szükséges feltételeket biztosították, valamint külön köszönet illeti Nemes Ildikót. A munka a T48758 OTKA anyagi támogatásával készült.

Irodalom

Boros G., Tátrai I., György Á. I., Vári Á., Nagy S. A. (2009a): Changes in internal phosphorus loading and fish population as possible causes of water quality decline in a shallow, biomanipulated lake. *International Review of Hydrobiology* 94: 326–337.

- Boros G., Tátrai I., Nagy S. A. (2009b): Using high-pressure teflon bomb digestion in phosphorus determination of aquatic animals. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 45: 55–58.
- Breukelaar, A. W., Eddy Lammens, H. R. R., Klein Breteler, J. G. P., Tátrai, I. (1994): Effect of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwater Biology* 32: 113–121.
- Glaholt, S. P., Vanni, M. J. (2005): Ecological responses to stimulated benthic-driven nutrient subsidies mediated by omnivorous fish. *Freshwater Biology* 50: 1864–1881.
- Griffiths, D. (2006): The direct contribution of fish to lake phosphorus cycles. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 86–95.
- 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.
- Higgins, K. A., Vanni, M. J., González, M. J. (2006): Detritivory and the stoichiometry of nutrient cycling by a dominant fish species in lake of varying productivity. *Oikos* 114: 419–430.
- Horpilla, J., Kairesalo, T. (1990): A fading recovery: the role of roach (*Rutilus rutilus* L) in maintaining high phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijarvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153–165.
- Hupfer, M., Lewandowski, J. (2007): Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments- a long-lasting paradigm in limnology. *International Review of Hydrobiology* 93: 415–432.
- Karjalainen, J., Leppä, M., Rahkola, M., Tolonen, K. (1999): The role of benthivorous and planktivorous fish in a mesotrophic lake ecosystem. *Hydrobiologia* 408/409: 73–84.
- Mehner, T., Mattukat, F., Bauer, D., Voigt, H., Benndorf, J. (1998): Influence of diet shift in underling fish on phosphorus recycling in a hypertrophic biomanipulated reservoir. *Freshwater Biology* 40: 759–769.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, G. (1996): A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. *WW Hawes*, UK
- Padisák J. (2005): Általános Limnológia. *ELTE Eötvös Kiadó*, Budapest
- Perrow, M. R., Jowitt, A. J. D., Stansfield, J. H., Phillips, G. L. (1999): The importance of the interactions between fish, zooplankton and macrophytes in the restoration of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396: 199–210.
- Scheffer, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Population and Community Biology Series 22, *Chapman & Hall*, 2-6 Boundary Row, London
- Sereda, M. J., Hudson, J. J., Taylor, D. W., Demers, E. (2008): Fish as sources and sinks of nutrients in lakes: direct estimates, comparison with plankton and stoichiometry. *Freshwater Biology* 53: 278–289.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E. (2003): Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 135–145.
- Søndergaard, M. (2007): Nutrient dynamics in lakes-with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Doctor's dissertation, *University of Aarhus*, Denmark
- Specziár A. (1999): Öt pontyféle tápláléka és táplálkozási stratégiája a Balaton főbb élőhelyein. *Halászat* 92/3: 124–132.
- Sterner, R. W., George, N. B. (2000): Carbon nitrogen and phosphorus stoichiometry of cyprinid fishes. *Ecology* 81/3: 127–140.
- Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. (1972): A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, Canada
- Tarvainen, M., Sarvala J., Helminen H. (2002): The role of phosphorus release by roach in the water quality changes of a biomanipulated lake. *Freshwater Biology* 47: 2325–2336.
- Tátrai I., Mátyás K., Korponai J., Szabó G., Pomogyi P., Héri J. (2005): Response of nutrients, plankton communities and macrophytes to fish manipulation in shallow eutrophic wetland lake. *International Review of Hydrobiology* 90: 511–522.
- Tátrai I., Istvánovics V. (1986): The role of fish in the nutrient cycling in Lake Balaton. *Freshwater Biology* 16: 417–424.
- Tolonen, K. T., Karjalainen, J., Staff, S., Leppä, M. (2000): Individual and population level food consumption by cyprinids and percids in a mesotrophic lake. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 153–162.
- Trolle, D., Zhu, G., Hamilton, D., Luo, L., McBride, C., Zhang, L. (2009): The influence of water quality and sediment geochemistry on the horizontal and vertical distribution of phosphorus and nitrogen in sediments of a large, shallow lake. *Hydrobiologia* 627: 31–44.
- Vanni, M. J. (2002): Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33: 341–370.
- Zimmer, K. D., Herwig, B. R., Laurich, L. M. (2006): Nutrient excretion by fish in wetland ecosystems and its potential to support algal production. *Limnology and Oceanography* 51/1: 197–207.



A Balaton Tihanynál (Czekes Zsolt felvétele)



Vizsgálat előtt álló bodorkák (Boros Gergely felvétele)

ADATOK AZ IPOLY MAGYARORSZÁGI FELSŐ SZAKASZÁNAK ÉS MELLÉKPATAKJAINAK HALFAUNÁJÁRÓL

DATA TO THE FISH FAUNA OF THE HUNGARIAN UPPER SECTION OF RIVER IPOLY AND ITS TRIBUTARY STREAMS

CSIPKÉS Roland, SZATMÁRI Lajos

BioAqua Pro Kft., Debrecen, *csipkes.roland@gmail.com, szlala00@gmail.com*

Kulcsszavak: abundancia, frekvencia, denzitás, adventív fajok, ökológiai állapot

Keywords: abundance, frequency, density, adventive species, ecological quality

Összefoglalás

2010. augusztus-szeptember időszakban összesen 29 különböző helyszínen vizsgáltuk az Ipoly és mellékvízfolyásainak halfaunáját a folyó magyarországi vízgyűjtő területén. A mintavételi területeket az Ipolyon és további 9 kisvízfolyáson jelöltük ki. A 35 kimutatott halfaj közül hazánkban 10 faj védett, 8 faj az Élőhelyvédelmi Irányelv (Natura 2000) függelékeiben, 12 faj pedig a Berni Egyezményben szerepel. Bár a térségben 5 idegenhonos halfaj jelenlétét is igazoltuk, a Duna felől terjedő, és az Ipoly alsóbb szakaszain már regisztrált gébek (*Neogobius* sp.) közül egyik faj előfordulását sem észleltük Balassagyarmat fölött. Munkánk során több, korábban nem vizsgált kisvízfolyás halfaunáját mértük fel, valamint több új előfordulási adattal bővítettük a már vizsgált vízfolyásokról származó irodalmi adatokat.

Summary

The fish fauna of the Ipoly and its 9 tributary streams was investigated at 29 different sampling sites in Hungary in 2010 August and September. Among the 35 recorded fish species 10 are protected in Hungary, 8 are listed under the Habitat Directive (Natura 2000) and 12 are mentioned in the Bern Convention. The presence of 5 adventive species was registered in the area, but the presence of any of the gobies (*Neogobius* sp.), whose spread was already reported from the Danube at the downstream of the Ipoly, was not found in the upstream of the river above Balassagyarmat. In the course frame of our work the fish fauna of brooks that were not investigated earlier was studied and the data of the previously examined brooks were extended.

Bevezetés

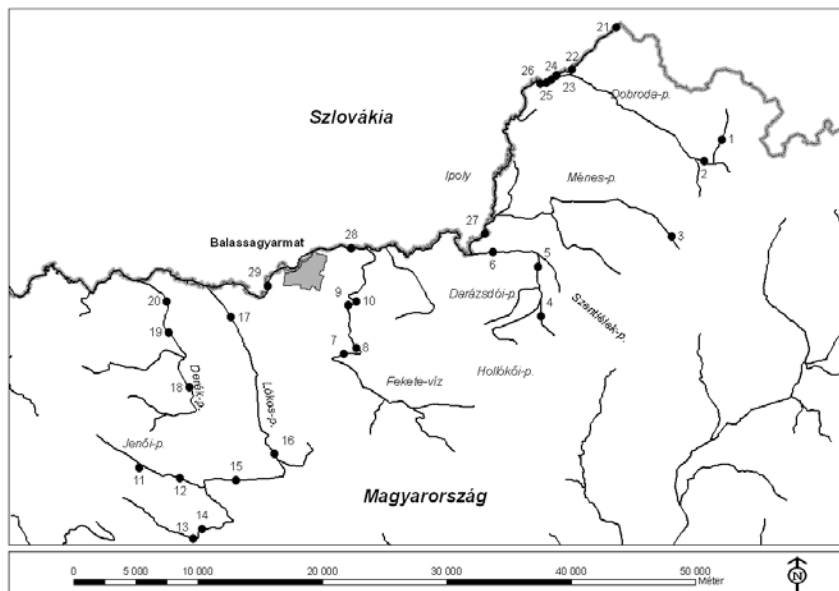
Vizsgálatainkat „Az Ipoly-vízgyűjtő vizes élőhelyeinek komplex felmérése, közösségi jegyzékeinek kidolgozása” (HUSK/0801/2.2.1/006) című projekt részeként, a „Magyarország-Szlovákia Határon Átnyúló Együttműködési Program 2007-2013” keretében végeztük. A projekt vezető partnere a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság volt. A projekt célja az Ipoly folyó Magyarország és Szlovákia területére eső felső és középső vízgyűjtőjén található víztestek és vizes élőhelyek természeti értékeinek komplex felmérése volt.

Dolgozatunk elsődleges célja, hogy aktuális adatokat szolgáltatson az Ipoly vízgyűjtőjének magyarországi felső szakaszáról. Felmérésünk keretében az Ipoly mellett több olyan vízfolyást is vizsgáltunk, melyek halközösségéről nem álltak rendelkezésre korábbi irodalmi feljegyzések, továbbá a korábban már vizsgált vízfolyásokról származó legfrissebb adatok is legalább 10 évesek (Koščo et al., 2001)

Anyag és módszer

Kutatásunk során az Ipolyon 9, a folyóba torkolló kisvízfolyásokon pedig 20 szelvényben végeztünk eredményes mintavételt, így összesen 11 vízfolyás felmérése történt meg. A mintavételi szelvények területi eloszlása az 1. ábrán látható. Az érintett közigazgatási egységeket, valamint a mintavételi szakaszok középponti EOVS koordinátáját az 1. táblázat tartalmazza.

A felméréseket mintavételi helyszínenként egy alkalommal, 2010. augusztus 2. és szeptember 2. között végeztük, a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) elektromos halászgéppel végzett mintavételre vonatkozó ajánlásai alapján.



1. ábra. A mintavételi helyszínek (1-től 29-ig)

Fig. 1. Sampling sites (from 1 to 29)

1. táblázat. A mintavételi területek kódja és középponti EOY koordinátája

Table 1. The codes and central EOY coordinates of the sampling sites

Kód code	Vízfolyás stream	Település settlement	EOV X	EOV Y
1	Dobroda-patak	Karancslapujtő	701537	313773
2	Dobroda-patak	Karancslapujtő	700117	312042
3	Méné-patak	Ságújfalu	697489	305974
4	Hollókői-patak	Rimóc	687008	299583
5	Darázsdói-patak	Szécsény	686785	303560
6	Szentlélek-patak	Szécsény	683162	304714
7	Fekete-víz	Szügy	671113	296561
8	Fekete-víz	Szügy	672125	297039
9	Fekete-víz	Szügy	671506	300448
10	Fekete-víz	Szügy	672143	300749
11	Jenői-patak	Tolmács	654680	287396
12	Jenői-patak	Rétság	657964	286546
13	Lókos-patak	Nőtincs	659041	281717
14	Lókos-patak	Felsőpetény	659760	282477
15	Lókos-patak	Romhány	662448	286397
16	Lókos-patak	Romhány	665556	288530
17	Lókos-patak	Dejtár	662059	299480
18	Derék-patak	Érsekvadkert	658725	293840
19	Derék-patak	Patak	657045	298268
20	Derék-patak	Patak	656905	300755
21	Ipoly	Ipolytarnóc	693029	322791
22	Ipoly	Ipolytarnóc	689474	319389
23	Ipoly	Litke	688232	318961
24	Ipoly	Litke	687840	318595
25	Ipoly	Nógrádszakál	687402	318342
26	Ipoly	Nógrádszakál	686961	318279
27	Ipoly	Szécsény	682502	306200
28	Ipoly	Patvarc	671737	305051
29	Ipoly	Balassagyarmat	665005	302027

A kisvízfolyásokon 3x50 méteres (gázlós), az Ipolyon 3x100 méteres (csónakos), illetve 3x50 méteres (gázlós) alszakaszokat halásztunk. Az alszakaszok úgy kerültek kijelölésre, hogy azok a vizsgált víztest mintázott szakaszára reprezentatívak legyenek. A mintázott szakaszok hosszát GPS berendezéssel mértük, EOVS koordináta rendszerben rögzítve azok kezdő és végpontját. A mintavételekhez egy német gyártmányú Hans-Grassl IG 200/II. típusú, 250 W teljesítményű, akkumulátorral üzemelő pulzáló egyenáramú elektromos halászgépet használtunk.

A mintavételi terület abiotikus paramétereit és a fogott halfajok nevét, illetve egyedszámát diktafonon rögzítettük. Az adatokat a felmérés végén összesítettük és jegyzőkönyvben összegeztük. A mintázott területről, illetve a fogott halfajok néhány példányáról fotót készítettünk. A kifogott halfajokat a helyszínen meghatároztuk és sértetlenül visszaengedtük az élőhelyükre. A határozásban és a halak nevezéktanában Harka és Sallai (2004) munkáját vettük alapul.

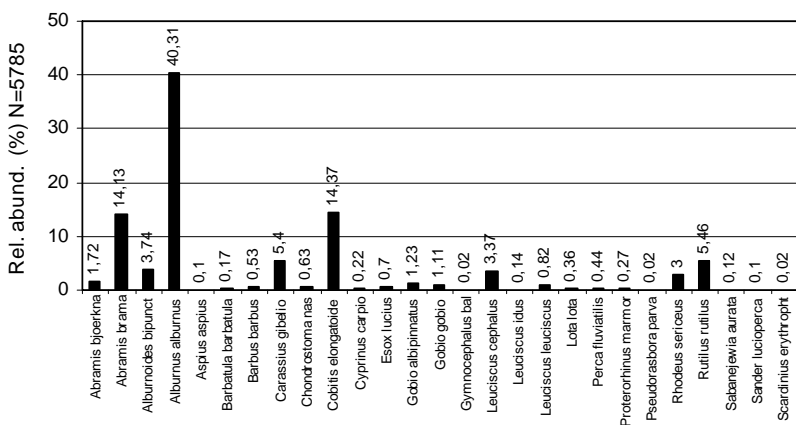
Az adatok statisztikai elemzése során a BioDiversity Pro programot használtuk.

Eredmények

A mintavételi területen 35 halfaj összesen 14997 példányát azonosítottuk. A kimutatott fajok közül hazánkban 9 faj védett, 8 faj az Élőhelyvédelmi Irányelv (Natura 2000) függelékeiben, 12 faj pedig a Berni Egyezményben szerepel. A vizsgált vízfolyásokban 5 idegenhonos halfaj előfordulását regisztráltuk, amelyek közül a magyarországi Inváziós Szakértői Tanács inváziós fajokat felsoroló jegyzékében négy faj szerepel (*Ameiurus melas*, *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) (www.termeszetvedelem.hu).

Ipoly

A magyarországi halfajok előfordulási adatait Harka és Sallai (2004) összegezték. Munkájuk alapján könyvük megjelenéséig az Ipolyban összesen 49 halfaj fordult elő, ezek közül azonban 7 fajnak csupán a folyó alsó, nagyjából Hont térségéig terjedő szakaszáról kerültek elő bizonyító példányai. Weiperth et al. (2010), valamint Guti et al. (2010) – szintén irodalmi adatokat is felhasználva a fajlista összeállításához – 56 halfaj előfordulásáról tesz említést, ezekből 54 faj recensnek tekinthető.



2. ábra. Az Ipolyban előforduló halfajok relatív gyakoriság értékei (%)
 Fig. 2. The relative abundance (%) of the fish species caught in the Ipoly

Az általunk végzett vizsgálatok során az Ipolyban 27 halfaj összesen 5785 egyedét azonosítottuk. A 2. táblázatban mintavételi területenként tüntetjük fel a halfajok egységnyi,

100 méteres szakaszhosszra számított egyedszámát (ind./100m) A mintavételi helyszíneket folyásirányban a torkolat felé haladva rendeztük. Az F (%) érték, a frekvencia, azoknak a mintavételi helyeknek az arányát jelöli, ahol az adott faj előfordult. A 2. ábrán a fajok relatív gyakoriság értékeit tartalmazó diagram látható.

A leggyakoribb fajnak a kűsz (*Alburnus alburnus*) bizonyult – a faj egyedei a teljes minta 40,3%-t tették ki. Szintén nagy számban, közel 15%-os relatív gyakorisággal fordult elő a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) is.

Három halfaj aránya a mintába 0,1% alatt maradt, ez a széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*), a razbóra (*Pseudorasbora parva*) és a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*). Mindhárom fajnak csupán 1-1 példányát azonosítottuk az Ipolyban. A törpecsík (*Sabanejewia aurata*) jelenlétét nagyobb egyedszámban, de szintén csak egy mintavételi szelvényben igazoltuk.

2. táblázat. Az Ipolyból kimutatott halfajok egyedsűrűsége (ind./100m) és gyakorisága (F)

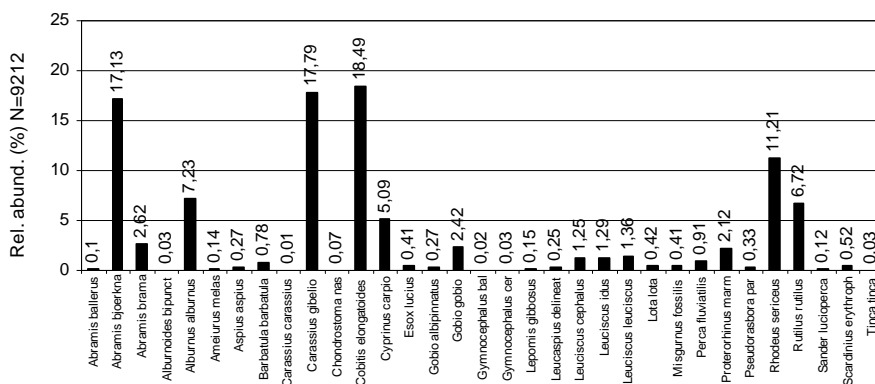
Table 2. The density and frequency (F) of the fish species detected in the Ipoly

	Vízfolyás/stream	Ipoly									F %
	Kód/code Faj/species	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
1	<i>Abramis bjoerkna</i>	42,86	-	0,27	0,54	-	7,92	-	2,42	-	56
2	<i>Abramis brama</i>	231,43	69,13	8,92	15,95	5,71	60,42	10,3	0,61	0,67	100
3	<i>Alb. bipunctatus</i>	4	0,87	1,08	0,81	11,43	4,58	18,18	27,88	64,67	100
4	<i>Alburnus alburnus</i>	29,14	131,74	199,19	185,95	74,29	77,5	64,85	27,27	80,67	100
5	<i>Aspius aspius</i>	-	0,43	1,08	-	-	0,42	-	-	-	33
6	<i>Barbatula barbatula</i>	1,71	-	-	0,54	1,71	0,42	-	-	0,67	56
7	<i>Barbus barbus</i>	6,86	-	-	0,27	-	0,42	0,61	4,24	6	67
8	<i>Carassius gibelio</i>	6,86	1,74	22,43	24,59	23,43	32,08	1,21	3,64	0,67	100
9	<i>Chondr. nasus</i>	0,57	-	1,08	1,08	-	5	1,21	2,42	6,67	78
10	<i>Cob. elongatoides</i>	8,57	9,13	14,32	7,03	5,14	25	292,12	96,36	12,67	100
11	<i>Cyprinus carpio</i>	2,86	0,43	0,54	0,27	1,14	0,42	-	0,61	-	78
12	<i>Esox lucius</i>	1,14	8,7	1,08	1,62	1,14	1,25	1,82	-	0,67	89
13	<i>Gobio albipinnatus</i>	-	2,61	1,08	-	-	8,33	14,55	7,27	4	67
14	<i>Gobio gobio</i>	21,14	3,04	0,81	1,08	1,14	4,58	-	0,61	-	78
15	<i>Gymnoc. baloni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	11
16	<i>Leuciscus cephalus</i>	12,57	8,7	2,97	3,78	6,86	17,08	9,09	12,12	28,67	100
17	<i>Leuciscus idus</i>	2,29	0,43	-	-	-	0,83	0,61	-	-	44
18	<i>Leuciscus leuciscus</i>	16,57	-	1,35	-	-	0,42	0,61	3,64	4	67
19	<i>Lota lota</i>	0,57	-	-	-	-	0,83	4,24	6,06	0,67	56
20	<i>Perca fluviatilis</i>	2,29	0,87	0,54	1,08	-	0,42	4,24	3,03	0,67	89
21	<i>Proter. marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,24	6	22
22	<i>Pseudor. parva</i>	-	0,43	-	-	-	-	-	-	-	11
23	<i>Rhodeus sericeus</i>	14,29	3,91	6,22	1,35	8	38,75	3,64	-	0,67	89
24	<i>Rutilus rutilus</i>	32,57	17,83	18,38	24,05	6,86	14,17	6,67	4,24	1,33	100
25	<i>Sabanejewia aurata</i>	-	-	-	-	-	-	4,24	-	-	11
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	0,27	-	0,83	1,21	0,61	-	44
27	<i>Scard. erythroph.</i>	-	0,43	-	-	-	-	-	-	-	11
Fajszám/N of species		19	17	17	17	12	22	18	18	18	
Egyedszám/N of individ.		767	599	1041	1000	257	724	725	342	330	

Kisvízfolyások

A kisvízfolyások felmérése során 33 halfaj összesen 9212 egyedét azonosítottuk.

Legnagyobb egyedszámban a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) került elő, ezt az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*) követte. Rajtuk kívül még a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) érte el a 10% fölötti relatív gyakoriság értéket (3. ábra). A fajok közül a leggyakoribb az ezüstkárász volt, összesen 17 mintavételi ponton volt jelen (3. és 4. táblázat).



3. ábra. A vizsgált kisvízfolyásokban előforduló halfajok relatív gyakorisága (%)
 Fig. 3. The relative abundance (%) of the fish species that occur in the examined brooks

3. táblázat. A kisvízfolyásokból kimutatott halfajok egyedsűrűsége (ind.100m)
 Table 3. The density of the fish species detected in the brooks

	Vízfolyás/stream	Dobroda-p.		Mén	Hol	Dar	Sze	Fekete-víz			
	Kód/code Faj/species	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	<i>Abramis ballerus</i>	-	4,71	-	-	-	2	-	-	-	-
2	<i>Abr. bjoerkna</i>	-	227,65	-	0,67	0,59	934	-	-	1	-
3	<i>Abr. brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	46,47	1	2,58
4	<i>Alb. bipunctatus</i>	-	1,18	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	4	2,35	412	1,33	27,06	1	26,45
6	<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	6	2,35	-	-
7	<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	0,67	1,76	-	-	4,71	-	1,94
8	<i>Bar. barbatula</i>	4,24	33,53	-	-	-	-	-	-	-	0,65
9	<i>Car. carassius</i>	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
10	<i>Carassius gibelio</i>	-	24,12	9,57	30	61,18	810	76,67	412,35	12	22,58
11	<i>Cho. nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	<i>Cob. elongatoides</i>	-	7,65	-	1,33	2,94	1034	2,67	204,71	39	113,55
13	<i>Cyprinus carpio</i>	-	11,18	5,22	16,67	22,35	54	35,33	79,41	8	38,71
14	<i>Esox lucius</i>	-	-	5,22	-	1,18	4	-	5,88	3	0,65
15	<i>Gob. albipinnatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,94
16	<i>Gobio gobio</i>	0,61	16,47	1,74	-	1,76	-	-	-	-	6,45
17	<i>Gym. baloni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	<i>Gym. cernuus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	6	0,67	4,71	-	-
20	<i>Leu. delineatus</i>	-	-	-	-	-	46	-	-	-	-
21	<i>Leu. cephalus</i>	0,61	15,88	-	0,67	3,53	2	-	-	1	13,55
22	<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	33,33	27,65	8	-	2,35	4	3,23
23	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	1,76	-	10,67	8,24	2	-	-	2	18,71
24	<i>Lota lota</i>	-	-	9,57	0,67	0,59	-	-	-	-	2,58
25	<i>Misgurn. fossilis</i>	-	-	-	2	0,59	12	-	1,18	1	-
26	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	2,61	1,33	1,18	2	2	14,71	-	1,94
27	<i>Prot. marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,18	-	0,65
28	<i>Pseudor. parva</i>	-	2,94	-	-	-	2	-	-	-	-
29	<i>Rhodeus sericeus</i>	-	0,59	-	2,67	-	18	0,67	373,53	20	11,61
30	<i>Rutilus rutilus</i>	-	3,53	-	1,33	13,53	234	4,67	54,12	11	21,94
31	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,18	-	0,65
32	<i>Scard. erythrosp.</i>	-	-	-	-	0,59	84	-	-	-	-
33	<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
	Fajszám/N of species	3	13	6	14	16	20	9	16	14	19
	Egyedszám/N of individ.	9	597	39	159	255	1837	195	2101	105	450

4. táblázat. A kisvízfolyásokból kimutatott halfajok egyedsűrűsége (ind./100m) és gyakorisága (F) – folytatás
Table 4. The density and frequency (F) of the fish species detected in the brooks – continued

	Vízfolyás/stream	Jenői-patak		Lókos-patak					Derék-patak			F %
	Kód/code	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1	<i>Abramis ballerus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
2	<i>Abr. bjoerkna</i>	-	-	-	-	-	-	42	-	-	424,52	35
3	<i>Abr. brama</i>	-	-	-	-	-	8,13	30	-	1,08	62,58	35
4	<i>Alb. bipunctatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,67	-	-	-	10
5	<i>Alb. alburnus</i>	-	-	-	-	-	34,38	101,33	0,48	-	98,06	55
6	<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
7	<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	2,5	0,67	-	-	3,23	35
8	<i>Bar. barbatula</i>	1	-	1,54	-	-	0,63	-	0,48	-	1,29	40
9	<i>Car. carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
10	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	2,31	1,71	0,83	34,38	32	17,62	8,11	5,16	85
11	<i>Cho. nasus</i>	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	5
12	<i>Co. elongatoides</i>	-	0,56	-	10,29	0,83	3,75	16,67	2,86	4,32	344,52	80
13	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	32,5	29,33	-	-	1,29	60
14	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	0,63	2	1,43	-	4,52	50
15	<i>Gob. albipinn.</i>	-	-	-	-	-	-	9,33	-	-	4,52	20
16	<i>Gob. gobio</i>	5	13,89	11,54	16	33,33	6,25	1,33	-	28,11	1,29	70
17	<i>Gym. baloni</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,29	5
18	<i>Gym. cernuus</i>	-	-	-	-	-	1,88	-	-	-	-	5
19	<i>Lep. gibbosus</i>	-	-	-	0,57	-	0,63	-	-	-	-	25
20	<i>Leu. delineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
21	<i>Leu. cephalus</i>	-	-	-	-	-	5,63	16,67	-	8,11	5,16	55
22	<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-	-	-	0,63	-	-	-	2,58	40
23	<i>Leu. leuciscus</i>	-	-	-	-	-	5	17,33	1,9	4,86	8,39	55
24	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	0,63	3,33	-	-	10,32	35
25	<i>Misgurn. fossilis</i>	-	-	-	-	-	-	1,33	-	-	14,84	35
26	<i>Perca fluviatilis</i>	7	2,78	-	3,43	-	12,5	4,67	-	-	-	60
27	<i>Prot. marmor.</i>	-	-	-	-	-	15,63	75,33	-	2,16	32,26	30
28	<i>Pseudor. parva</i>	-	0,56	0,77	10,86	2,5	-	-	-	-	-	30
29	<i>Rhod. sericeus</i>	-	-	-	-	-	41,25	126	-	-	58,06	50
30	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	17,5	34,67	0,48	0,54	158,06	65
31	<i>San. lucioperca</i>	-	-	-	-	0,83	4,38	-	-	-	-	20
32	<i>Scard. eryth.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,23	15
33	<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
Fajszám/N of species		3	4	4	6	5	20	20	7	8	21	
Egyedszám/N of individ.		13	32	21	75	46	366	823	52	106	1930	

A vizsgált kisvízfolyásokra vonatkozó irodalmi adatok és az általunk végzett felmérés eredményei prezencia/abszencia szerint összefoglalva az 5. táblázatban láthatók.

Irodalmi adatok a Dobroda-patak, a Ménes-patak, a Fekete-víz és a Lókos-patak halfaunájáról állnak rendelkezésünkre (Botta et al., 1984; Keresztessy, 1993; Koščo et al., 2001; Balázs, 2006). A korábbi vizsgálatok e vízfolyásokat csupán egy-egy mintavételi ponton, jellemzően a torkolat közelében érintették.

Kutatásunk során több helyszínen is vizsgáltuk a patakok halfaunáját, ami – mint ahogy az 5. táblázatban is látható – nagy számú új előfordulási adatot eredményezett. A legnagyobb fajszám növekedés a Fekete-víz esetében volt tapasztalható: a korábbi 7 faj helyett 23 faj előfordulását regisztráltuk a vízfolyásban (+328%). Szintén jelentős eredménynek értékeljük, hogy míg a Lókos-patakon korábban 8 halfaj előfordulását jelezték, vizsgálataink eredményeként ennek több mint háromszorosát, 26 halfaj jelenlétét igazoltuk (+325%). A Dobroda-patakban 7, míg a Ménes-patakban 5, eddig még nem említett halfaj előfordulását regisztráltuk. A korábban nem vizsgált Hollókői-patakban 14, a Darázsdói-patakban 16, a Szentlélek-patakban 20, míg a Jenői-patakban 5 halfaj jelenlétét mutattuk ki.

5. táblázat. Az irodalmi adatok és a recens eredmények összehasonlítása
Table 5. Comparison of the literary data and the recent results

Fajok/species	Vízfolyás/stream		Dobroda-patak		Ménés-patak		Fekete-víz		Lókos-patak		
	2001	2011	2001	2011	2001	2011	2001	2011	1988-1992	2001	2011
<i>Abramis ballerus</i>		+									
<i>Abramis bjoerkna</i>		+					+			+	+
<i>Abramis brama</i>							+				+
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		+									+
<i>Alburnus alburnus</i>	+						+	+			+
<i>Ameiurus melas</i>							+				
<i>Aspius aspius</i>							+		+		+
<i>Barbatula barbatula</i>	+	+					+		+		+
<i>Carassius gibelio</i>		+			+		+	+			+
<i>Chondrostoma nasus</i>	+										+
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	+				+		+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>		+			+		+				+
<i>Esox lucius</i>					+		+				+
<i>Gobio albipinnatus</i>							+				+
<i>Gobio gobio</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>											+
<i>Lepomis gibbosus</i>							+				+
<i>Leuciscus cephalus</i>	+	+					+	+	+	+	+
<i>Leuciscus idus</i>					+		+				+
<i>Leuciscus leuciscus</i>		+					+				+
<i>Lota lota</i>					+		+				+
<i>Misgurnus fossilis</i>							+				+
<i>Perca fluviatilis</i>					+	+	+				+
<i>Proterorhinus marmoratus</i>							+				+
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+	+								+
<i>Rhodeus sericeus</i>	+	+	+				+	+	+	+	+
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+				+	+		+	+
<i>Sander lucioperca</i>							+				+
<i>Vimba vimba</i>	+										

Értékelés

A mintavételi helyszínek minősítésére elvégeztük azok ökológiai állapotának az értékelését, amihez a Víz Keretirányelv (VKI) elvárásai alapján kidolgozott EQR rendszert használtuk (Halasi-Kovács, 2009; Halasi-Kovács et al., 2009). Az EQR értékek kalkulációja során „Az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK sz. „Az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén” c. irányelvben 2005. március 22.-ei határidővel előírt „Jelentés a Duna vízgyűjtőterület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről” c. Nemzeti Jelentés 2. mellékletében (Felszíni víztestek adatai) meghatározott víztipológiai besorolásokat vettük alapul (KVVM, 2005).

Ez alapján az Ipoly magyarországi szakasza a „Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza” csoportba tartozik (4. csoport). A csoport karakter halfajai: *Abramis sapa*, *Sabanejewia aurata*, *Zingel zingel*. A kisvízfolyások forrásrégióhoz közelebb eső szakaszai a „Középhegységi kisvízfolyások” típusba kerültek besorolásra (1. csoport), ezek karakterfajai: *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula barbatula*, *Salmo trutta fario*. A kisvízfolyások torkolatközei szakaszai a „Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók” csoportba tartoztak (2. csoport). E csoport karakter halfajai: *Gobio gobio*, *Cobitis elongatoides*.

A minősítés eredményeként az Ipoly minden mintavételi szelvénye közepes besorolást kapott, míg a kisvízfolyások esetében a 29 mintavételi szelvény közül 3 rossz, 5 gyenge, 17 közepes, 4 pedig jó minősítési kategóriába tartozott. A mintavételi szelvényekre számított minősítési kategóriák a 6. táblázatban láthatók.

A vizsgált kisvízfolyásokra a hivatalos víztipológia szerint megállapított víztípusok több esetben is eltérnek a helyszíni tapasztalataink (pl. földrajzi helyzet, mederesés, mederanyag összetétele stb.) alapján vélelmezett víztípusoktól. A „Középhegységi kisvízfolyások” típusba sorolt vízfolyások közül biotikus és abiotikus jellegét tekintve több inkább a „Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók” típusba tartozik, ezért e kategória szerint is elvégeztük a mintavételi helyek ökológiai minősítését (6. táblázat „Tapasztalt” megjelölés). Ennek eredményeként minden esetben az EQR-érték jelentős emelkedését és pozitív irányú kategóriaváltozást tapasztaltunk. A javulás oka nem az antropogén hatásokra (pl. mesterséges mederszerkezet) bekövetkező, jellemzően alsószakasz irányú élőhelyi adottság eltolódás eredménye, hanem az, hogy a hivatalosan megállapított vízfolyás típusok nem minden esetben fedik a valós természeti állapotokat. A tipológia meglátásaink szerint egyes esetekben fenntartásokkal kezelendő, ezért a vízfolyások ökológiai minősítéséhez az EQR minősítésben meghatározott kritériumokat és a terepi tapasztalatokat javasoljuk figyelembe venni. Ennek megfelelően a minősítési kategóriákban a „Tapasztalt” jelleg alapján elvégzett értékelés eredményeit tartjuk helytállóknak.

6. táblázat. A mintavételi szelvények ökológiai állapota a VKI szerint
Table 6. The ecological quality of the sampling sites

Vízfolyás (stream)	Kód (code)	Vízfolyás típusa (type of water body)		Minősítés (ecological quality)	
		Hivatalos (official)	Tapasztalt (observed)	Hivatalos (official)	Tapasztalt (observed)
Dobroda-p.	1	1		Jó-Good	
	2	1	2	Közepes-Moderate	Jó-Good
Ménes-p.	3	1	2	Rossz-Bad	Gyenge-Poor
Hollókői-p.	4	1	2	Közepes-Moderate	Jó-Good
Darászdói-p.	5	1	2	Közepes-Moderate	Jó-Good
Szentlélek-p.	6	2		Közepes-Moderate	
	7	2		Gyenge-Poor	
	8	2		Közepes-Moderate	
	9	2		Közepes-Moderate	
Fekete-víz	10	2		Jó-Good	
	11	1	2	Gyenge-Poor	Gyenge-Poor
	12	1	2	Rossz-Bad	Gyenge-Poor
Lókos-p.	13	1	2	Gyenge-Poor	Közepes-Moderate
	14	1	2	Rossz-Bad	Gyenge-Poor
	15	2		Gyenge-Poor	
	16	2		Jó-Good	
	17	2		Jó-Good	
Derék-p.	18	1	2	Gyenge-Poor	Közepes-Moderate
	19	1	2	Közepes-Moderate	Közepes-Moderate
	20	1	2	Közepes-Moderate	Jó-Good
Ipoly	21	4		Közepes-Moderate	
	22	4		Közepes-Moderate	
	23	4		Közepes-Moderate	
	24	4		Közepes-Moderate	
	25	4		Közepes-Moderate	
	26	4		Közepes-Moderate	
	27	4		Közepes-Moderate	
	28	4		Közepes-Moderate	
	29	4		Közepes-Moderate	

A 2010. év rendkívül csapadékos időjárása következtében az Ipolyon és a folyó vízgyűjtőjén található kisvízfolyásokon is több árhullám alakult ki az év során. Az elhúzó áradások miatt az ártér hosszú hetekig maradt víz alatt, így egyes pontyfélék (*Cyprinidae*) kitűnő ivási lehetőséghez jutottak a szárazföldi növényzeten, valamint az ivadékok is könnyen megerősödvé juthattak vissza a mederbe a visszahúzó vízzel. Ezzel magyarázható többek között a karikakeszeg (*Abramis bjoerkna*), a ponty (*Cyprinus carpio*) és a vágócsík (*Cobitis*)

elongatoides) kiemelkedő aránya a halállományon belül, melyet az ivadékok nagy aránya is bizonyít (a karikakeszeg fogott egyedeinek a 99,1%-a, a pontyok 60,6%-a, míg a vágócsíkok 51,2%-a tartozott az egygyaras korcsoportba).

A vizsgálatok során az Ipoly mintavételi helyszíneinek abiotikus és biotikus környezeti adottsága, élőhelyi jellege és a jellemző mikrohabitatok területi megoszlása nem mutatott nagymértékű eltéréseket, ezért feltételeztük azok halközösségének hasonlóságát is. E feltételezésünk vizsgálatára a Sørensen-index (QS) értékek felhasználásával távolság mátrixot szerkesztettünk, amelynek értékei a 7. táblázatban láthatók.

7. táblázat Az Ipoly mintavételi helyeinek hasonlósága QS értékekkel kifejezve
Table 7. The similarity of the sampling sites of the Ipoly expressed in QS rates

Kód/code	21	22	23	24	25	26	27	28
22	72,45							
23	83,59	82,35						
24	89,16	70,59	82,35					
25	81,58	78,19	78,19	85,29				
26	93,18	78,21	88,64	88,64	77,27			
27	81,14	68,63	74,35	74,35	62,5	85,86		
28	81,14	62,91	80,07	80,07	62,5	85,86	77,78	
29	81,14	62,91	74,35	74,35	69,44	80,81	83,33	77,78

Feltételezésünk helytállóan bizonyult, mivel az értékek a mintavételi helyszínek nagy hasonlóságát mutatják. A Sørensen-indexek átlaga $78,08 \pm 7,84$ (\pm S.E. min. 62,5, max. 93,18).

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunk kivitelezéséhez nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai, akiknek segítségét ezúton is köszönjük. Köszönet illeti a BioAqua Pro Kft. minden munkatársát a terepi mintavétel és az irodai adatfeldolgozás során nyújtott segítségért – különösképpen Szabó Tamást. Harka Ákosnak az anyag feldolgozásához és a dolgozat megformálásához adott tanácsait köszönjük.

Irodalom

- Balázs P. (2006): Újabb adatok Nógrád megye halfaunájának ismeretéhez. In *Kutatási eredmények a történelmi Nógrád megye területén*. Karancs-Medves Természetvédelmi Alapítvány, Salgótarján, 61-67. pp.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39-50. pp.
- Halasi-Kovács B. (2009): Ökológiai állapotleíró index fejlesztése a vízi makroszkópikus gerinctelen fauna alapján. In: Szilágyi F. (szerk.) A felszíni vizek biológiai minősítésének továbbfejlesztése, kézirat (összefoglaló jelentés, háttéranyag) 139 pp.
(<http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/A%20felsz%C3%ADni%20vizek%20biol%C3%B3giai%20min%C4%B1s%C3%ADt%C3%A9s%C3%A9nek%20tov%C3%A1bbfejleszt%C3%A9se.pdf>)
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z. (2009): Összefoglaló jelentés a KEOP8 és KEOP5 projekt keretén belül végzett munkáról: Halak. Kézirat, 98. pp.
(<http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/sszefoglal%C3%B3%20HAL%20jelent%C3%A9s.pdf>)
- Halasi-Kovács B., Erős T., Harka Á., Nagy S. A., Sallai Z., Tóthmérész B. (2009): A magyarországi folyóvizek halközösség alapú minősítése. *Pisces Hungarici* 3: 47-58. p.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. 269. pp.
- Guti G., Potyó I. (2010): Az emberi tevékenység hatása a halfauna alakulására az Ipoly alsó (magyarországi) szakaszán. *Tájökológiai Lapok* 8. évf. 3: 591-599. pp.
- Keresztessy K. (1993): A Börzsöny halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 86. évf. 2: 67-68. pp.
- Koščo J., Balázs P., Harka Á. (2001): Adatok néhány Nógrád megyei vízfolyás halfaunájának ismeretéhez. *Halászat* 94. évf. 2: 77-80. pp.
- Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2005): Jelentés a Duna vízgyűjtőkerület magyarországi területének jellemzőiről, az emberi tevékenységek környezeti hatásairól és a vízhasználatok gazdasági elemzéséről. (<http://www.kvvm.hu/index.php?pid=4&sid=74&hid=1029>)
- Weiperth A., Gaebler T., Potyó I., Gutí G. (2010): A halfaunában bekövetkezett változások az Ipoly hazai szakaszán. In: Centri Cs., Bodnár Á., Jung I., Falusi E. (szerk.): *Konferencia kiadvány*. ISBN: 978-963-269-186-2, Gödöllő, 244-252. pp.
- Weiperth A., Gaebler T., Potyó I., Gutí G. (2010): A magyarországi Ipoly szakasz halfaunisztikai kutatásának történeti áttekintése. *Hidrológiai Közöny*, 90. évf. 6: 164-166. pp.
www.termeszetelem.hu/ozonfajok-magyarorszagon (2011.03.17.)



Az Ipoly medre Nógrádszakálnál



Az Ipoly elöntött ártere Huguag térségében (Csipkés Roland felvételei)

A TARNA FELSŐ ÉS KÖZÉPSŐ VÍZGYŰJTŐJÉNEK PATAKI HALEGYŰTTESEI

STREAM FISH ASSEMBLAGES OF THE UPPER AND MIDDLE CATCHMENT OF RIVER TARNA, HUNGARY

SÁLY Péter, HÓDI Beáta Krisztina

Szent István Egyetem Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő,

Saly.Peter@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: víztározók hatása, élőhelyrombolás, parti növényzet, élőhely-helyreállítás

Keywords: effect of water reservoirs, habitat destruction, riparian vegetation, habitat restoration

Összefoglalás

A Tarna vízgyűjtő Kápolna feletti részén összesen 12 vízfolyás 22 felmérési helyszínén vizsgáltuk a halegyüttesek minőségi és mennyiségi összetételét 2010. évben. Vizsgálatunk célja a terület halfaunisztikai felmérésén túl a regionális halegyüttes-szerkezet leírása, a szakaszléptékű lokális halegyüttesek fajgazdagság és tömegességi szempontú, valamint kompozíciós összehasonlításai voltak. A területről összesen 13 halfajt mutattunk ki. Természetesen honos halfajaink közül ötnek (*Barbatula barbatula*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio*, *Alburnoides bipunctatus*, *Cobitis elongatoides*) volt számottevő jelentősége a regionális halállományban. A korábbi kutatások eredményéhez képest az idegenhonos ezüstkárász (*Carassius gibelio*) előfordulási gyakorisága és tömegessége egyaránt jelentősen nagyobbak bizonyult. Az egy felmérésre eső lokális fajgazdagság 2 és 11, a tömegesség 4.5 és 151 között változott. Kompozíciós hasonlóságuk alapján a lokális halegyüttesek hat csoportját azonosítottunk, melyeket a *Barbatula barbatula*, a *Cobitis elongatoides*, a *Squalius cephalus* – *Gobio gobio* – *Barbatula barbatula* együttes, a *Squalius cephalus*, az *Alburnus alburnus* dominanciája, illetve a *Carassius gibelio* magas relatív élőhely-helyreállításakor a hossz-szelvény mentén elszórta, fűzrszerűen elhelyezkedő patakszakaszok rehabilitációja is segítheti a dombvidéki halfajok regionális szintű állománystabilizációját.

Summary

The qualitative and quantitative composition of stream fish assemblages were investigated at 22 survey sites of 12 streams located on the upper and middle catchment of River Tarna, north-eastern Hungary. On the studied area, River Tarna and its tributaries are mainly highland type, and in a smaller part, submountain type watercourses. Aims were to (1) conduct a faunistic survey; (2) describe the structure of the fish assemblage at regional scale; (3) compare the species richness and abundance as well as (4) the composition of local fish assemblages at stream reach (150 m) scale. Altogether 13 fish species were caught. Five species (*Barbatula barbatula*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio*, *Alburnoides bipunctatus*, *Cobitis elongatoides*) had a considerable importance (both in frequency and in abundance) in the regional assemblage. The species richness of local assemblages ranged from 2 to 11, and local abundance varied between 4.5 to 151 specimen \times number of surveys⁻¹ among sites. The local assemblages were classified into six compositional groups based on Bray-Curtis distance measure. Five groups were characterized by the dominant abundance of *Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatoides*, *Squalius cephalus* – *Gobio gobio* – *Barbatula barbatula* simultaneous, *Squalius cephalus*, and *Alburnus alburnus*, whereas high but not dominant abundant of the non-native *Carassius gibelio* was a feature of one group. Our results demonstrate that (1) non-native fishes escaping from water reservoirs may alter notably the composition of stream fish assemblages; (2) the reach-scale diversity of regional fish assemblages is related to the reach-scale habitat diversity (forested vs. deforested riparian stream reaches) even in fish species poor systems. In strongly modified highland streams, the habitat rehabilitation of stream reaches (mainly restoration of riparian woody vegetation) positioned in a string-like pattern along the longitudinal profile of the stream may be a cost-effective and effectual way to stabilize the populations of highland stream fishes regionally.

Bevezetés

A Tarna a Zagyva bal oldali mellékfolyója mely Cered környékén ered és Jászfákóhalmánál torkollik a Zagyvába. Hossza 105 km, vízgyűjtőterülete 2116 km² (Lászlóffy 1982). A folyó a Mátra keleti és déli részének vizeit gyűjti össze. A vízgyűjtő

felső és középső részének határa Pétervásárára tehető, ahol jobbról az Ivádi-patak, és pár méterre alatta, balról a Leleszi-patak torkollik a Ceredi-Tarnába. A középső és alsó vízgyűjtő határa Tófalu és Kápolna között húzódik. A középső vízgyűjtő legjelentősebb mellékvíze a jobbról betorkolló Parádi-Tarna. Kápolna felett a Tarna és mellékpatakjainak többsége jellemzően dombvidéki vízfolyás, melyek partját eredendően bokorfűzes vagy puhafás társulás kíséri. Középhegységi jellegű patakok a vízgyűjtő magasabban fekvő (> 170 m) mátraalji részén található. Tipikus síkvidéki kisvízfolyások nincsenek a területen.

A Tarna vízrendszer átfogó, részletes halfaunisztikai vizsgálatai a Zagyva vízrendszerének halfaunisztikai kutatásával egybekapcsolva a '80-as években kezdődtek (Endes 1987a; Harka 1989), majd a 2000-es években folytatódtak (Harka et al. 2004; Szepesi & Harka 2006; Szepesi & Harka 2008). A Tarna Kápolna feletti vízgyűjtőjének vízfolyásaiból e vizsgálatok együttesen 21 halfajt mutattak ki.

A faunisztikai tanulmányokhoz képest a terület halállományának ökológiai szempontú vizsgálatával eddig kevesebben foglalkoztak. A Zagyva-Tarna halegyütteseinek Szepesi és Harka (2007a) a mederes halegyüttes-összetételre gyakorolt hatását vizsgálta, míg Erős et al. (2011) egy új szemléletű módszertani megközelítést (vízrajzhálózatok gráfelméleti alapú elemzése) mutatott be, ami nagyban növelheti a folyóvízi halegyüttesek természetvédelmi kezelésének hatékonyságát.

Vizsgálatunk a felső és középső Tarna-vízgyűjtő jelentősebb vízfolyásai halállományának alapvető állapotleírására irányult. Céljaink, konkrétan a terület (1) halfaunisztikai felmérése; (2) a regionális halegyüttes-szerkezet leírása; (3) a szakaszléptékű lokális halegyüttesek fajgazdagság és tömegességi szempontú, valamint (4) kompozíciós összehasonlításai voltak.

Anyag és módszer

Terepi felméréseinket 2010 májusában, augusztusában és novemberében, összesen 12 vízfolyás 22 felmérési helyszínén végeztük. A felmérési helyek közül halászati mintavételt csak 16 helyen végeztünk (*1. táblázat; 1. ábra*). A mintavétel kb. 150 m hosszú patakszelvény mentén, a folyásiránnyal szemben gázolva, elektromos kutató-halászgéppel (Hans-Grassl IG200-2; PDC 40–60 Hz, max. 10 kW) történt. A megfogott halakat faji azonosításuk után megfogásuk helyén visszaengedtük a vízbe. A felmérési helyek geokoordinátáit és tengerszint feletti magasságát GPS vevővel (Garmin eTrex Vista HCx) mértük be.

Kis ráfordítású mintavétel miatt a Tarna, Feldebrő (20) felmérési helyet az adatelemzésből kizártuk. Így az elemzéseket 15 hely (továbbiakban: mintavételi helyek) adatival végeztük.

A vizsgált terület regionális halegyüttes-szerkezetét a fajok előfordulás-tömegesség rendezésével írtuk le. A felmérések mintavételi helyenként eltérő száma miatt, a halfajok tömegességét a mintavételi helyenként egy felmérésre eső egyedszámuk összegével fejeztük ki.

A lokális halegyüttesek fajgazdagságát és tömegességét a mintavételi helyek fajsám-összegyedszám rendezésével vizsgáltuk. A felmérések mintavételi helyenként eltérő száma miatt, a mintavételi helyenként egy felmérésre jutó összegyedszámot tekintettük a lokális halállomány tömegességének.

A lokális halegyüttesek kompozíciós (fajkészlet és fajonkénti tömegesség) hasonlóságának vizsgálatához hierarchikus osztályozást alkalmaztunk (Podani 1997). Az osztályozáshoz, hogy kiszűrjük a helyi tömegességben levő különbségek (abundáns és csekély tömegességű helyek) hatását, a relatív tömegességi adatok helyek közti Bray-Curtis távolságát használtuk.

A hasonló lokális állományokkal rendelkező mintavételi helyekre jellemző halfajokat, a mintavételi helyek és fajok együttes ordinációjával azonosítottuk. Ehhez olyan nem metrikus

többdimenziós skálázást (NMDS) használtunk, amelynek eredményét főkomponens elemzéssel elforgatva lehetővé vált a mintavételi helyek és fajok közti kapcsolatrendszer együttes kifejezése (Minchin 1987; Oksanen et al. 2010). Az NMDS elemzés a relatív tömegességi adatok helyek közti Bray-Curtis távolságából indult (Podani 1997).

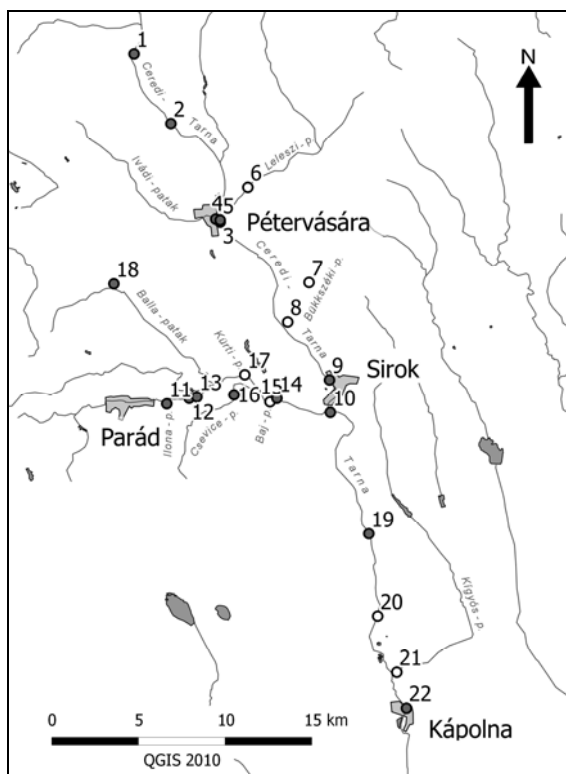
A Tarna verpeléti vizállásának adataihoz az Országos Vízügyi Informatikai Szolgálat honlapján (<http://www.ovisz.hu>) fértünk hozzá.

1. táblázat. A vizgált vízfolyások a felmérési helyek azonosítószámával, geokoordinátaival és a felmérések számával. A Mintavétel oszlop azt jelöli, hogy azt adott felmérési helyen volt-e halászati mintavétel: 1 igen, 0 nem. Table 1. The studied streams and the identifier, geographic coordinates and number of field surveys of the survey locations. In column 'Sampling' 1 means fish sampling was occurred, 0 means no fish sampling was done.

Azonosító-szám Identifier	Vízfolyás Stream	Felmérési hely Survey location	Felmérések száma N of surveys	Minta- vétel Sampling	EOV_lon	EOV_lat	Tszf. (m) altitude
1	Ceredi-Tarna	Istenmezeje felett	2	1	723955	307362	199
2	Ceredi-Tarna	Istenmezeje alatt	2	1	726088	303323	197
3	Ceredi-Tarna	Pétervására	1	1	728928	297625	174
4	Ivádi-patak	Pétervására	2	1	728666	297796	177
5	Leleszi-patak	Pétervására	1	1	728922	297723	175
6	Leleszi-patak	Bükkszenterzsébet alatt	1	0	730525	299619	179
7	Bükkszéki-patak	Bükkszék	1	0	734057	294123	182
8	Bükkszéki-patak	Bükkszék alatt	2	0	732825	291845	168
9	Ceredi-Tarna	Sirok	1	1	735227	288506	157
10	Tarna*	Sirok	1	1	735282	286615	156
11	Ilona-patak	Parádfürdő	2	1	725844	287115	204
12	Parádi-Tarna	Parádfürdő alatt	3	1	727132	287436	185
13	Parádi-Tarna	Recsk felett	2	1	727578	287514	183
14	Parádi-Tarna	Recsk alatt	1	1	732204	287427	165
15	Baj-patak	Recsk	1	0	731798	287228	166
16	Csevice-patak	Recsk	2	1	729717	287631	179
17	Kürti-patak	Recsk	2	0	730354	288801	177
18	Balla-patak	Mátraballa	1	1	722787	294045	206
19	Tarna	Verpelét	2	1	737501	279608	129
20	Tarna	Feldebrő	1	1	738014	274811	125
21	Kígyós-patak	Aldebrő – Tófalu határa	3	0	739108	271559	121
22	Tarna	Kápolna	1	1	739665	269503	112

* A 10-es felmérési helyen a mintavételi szakasz alsó fele a Parádi-Tarna torkolata alatt a Tarnán, felső fele a Parádi-Tarnán volt. At survey location 10, downstream half of the sampling reach located on River Tarna, and the upstream half on Parádi-Tarna.

A felmérési helyek térképi ábrázolását a QUNATUM GIS (QUNATUM GIS Development Core Team 2009) és az Inkscape (<http://inkscape.org>) programokkal, a statisztikai elemzéseket az R programcsomaggal (R Development Core Team 2009) végeztük. Az NMDS elemzés az R 'vegan' könyvtárban (Oksanen et al. 2010) hozzáférhető 'metaMDS' függvénnyel készült. A halfajok tudományos neveit a FishBase (<http://www.fishbase.org>) adatbázis szerint közöltük.



1. ábra. A felmérési helyek elhelyezkedése a vizsgált területen. A számok a felmérési helyek azonosítószámai, a pontos megnevezésekért ld. az 1. táblázatot. A teli karikákkal jelzett helyeken történt mintavétel, az üres karikákkal jelzett helyeken nem.

Fig. 1. Geographic positions of the survey locations. Numbers stand for the identifiers of the locations (see Table 1 for the exact names). Filled circles mean fish sampling was occurred, empty circles indicate no fish sampling was done.

Eredmények

A Leleszi-patak medre Bükkszenterzsébet alatt (azonosítószám: 6), valamint a Bükkszéki-patak medre Bükkszék alatt (8) a teljes nádborítás miatt halászhatatlan volt. A Bükkszéki-patak Bükkszéken vizsgált helyszínén (7) a közúti hídláb egy magas betonlépcsőt képezett. A híd felett a pataknak betonlapokkal kialakított csatornaszerű medre volt, csekély vízhozammal, a bővebb vízű alvízi részt pedig magántelkek határolták, ott nem lehetett hozzáférni a vízhez. Így mintavétel itt sem történt. A Kürti-patak torkolat feletti részén Recsknél (17) nyáron csekély mennyiségű vizet találtunk a mederben. A patak egy közúti vízáteresz közel 1 m mély betonlépcsőjével torkollik a Parádi-Tarnába, ezért a Kürti-patakon sem halásztunk. Recsknél a Baj-patak (15) torkolata felett szintén egy betonlépcsőt találtunk, mely felett a patak csekély vízhozamú, a meder a Bükkszéken tapasztaltnál hasonló, mesterséges kialakítású volt. A Kígyós-patak Aldebrő – Tófalú belterületének határán (21) évközben száraz volt, decemberben viszont a Verpeléti-tározóból engedett víz töltötte meg a medret.

A Tarna magas átlagmélysége Feldebrőnél (20) nem tette lehetővé a gázolást, és a meder meredek és mély bevágódása miatt a partról sem lehetett mintavételt végezni. Ezért ezen a helyen csupán a közúti híd alatt történt pár méternyi mintavétel, ami négy kövicsikót (*Barbatula barbatula*) és két domolykót (*Squalius cephalus*) eredményezett.

Vizgálatunk során összesen 13 halfaj (2. táblázat) 1978 egyedét azonosítottuk, melyek közt öt volt a védett (kövicsík, fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), halványfoltú küllő (*Romanogobio albipinnatus*)) és kettő az idegen halfajok (ezüstkárász (*Carassius gibelio*), razbóra (*Pseudorasbora parva*)) száma.

A megmintázott vízfolyásokból a következő halfajok kerültek elő. *Balla-patak*: fenékjáró küllő, kövicsík. *Ceredi-Tarna*: domolykó, ezüstkárász, fenékjáró küllő, kövicsík, sujtásos küsz, vágócsík. *Csevice-patak*: domolykó, fenékjáró küllő, kövicsík, küsz (*Alburnus alburnus*), sujtásos küsz. *Ivádi-patak*: domolykó, ezüstkárász, fenékjáró küllő, kövicsík, vágócsík. *Leleszi-patak*: ezüstkárász, fenékjáró küllő, kövicsík, vágócsík. *Ilona-patak*: domolykó, fenékjáró küllő, kövicsík. *Parádi-Tarna*: domolykó, fenékjáró küllő, kövicsík, sujtásos küsz, süllő (*Sander lucioperca*). *Tarna*: bagolykeszeg (*Ballerus sapa*), bodorka (*Rutilus rutilus*), domolykó, ezüstkárász, fenékjáró küllő, halványfoltú küllő, kövicsík, küsz, sujtásos küsz, sügér (*Perca fluviatilis*), razbóra, vágócsík.

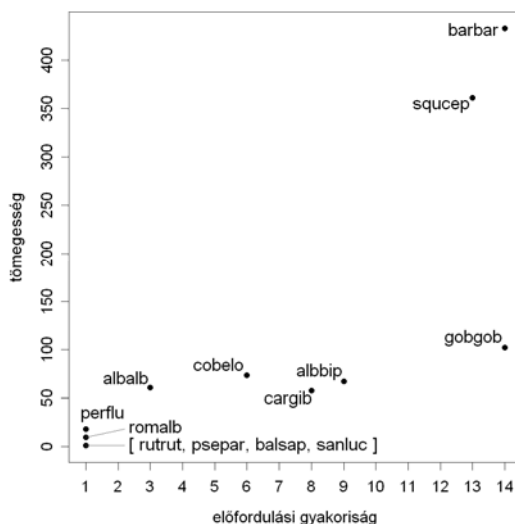
A kimutatott 13 halfaj (2. táblázat) közül a kövicsík, a fenékjáró küllő és a domolykó volt a három leggyakoribb előfordulású. Gyakori előfordulású volt a sujtásos küsz és az ezüstkárász, mérsékelten gyakori a vágócsík. A küsz ritka; míg a sügér, halványfoltú küllő, bodorka, razbóra, bagolykeszeg és süllő igen ritka előfordulásúak voltak, csupán egyetlen helyről kerültek elő (2. ábra; 2. táblázat).

A legtömegesebb halfajnak a kövicsíkot találtuk. Kisebb állományosságú, de még mindig tömeges volt a domolykó. A többi halfaj abundanciája lényegesen alacsonyabb volt e két fajhoz képest. A fenékjáró küllő mérsékelten tömegesnek bizonyult. Tőle nem sokkal maradt el a vágócsík, sujtásos küsz, küsz és az ezüstkárász tömegessége. Igen kis tömegességű volt a sügér és a halványfoltú küllő. A bodorkát, razbórát, bagolykeszeget és süllőt egy-egy példánnyal gyűjtöttük (2. ábra; 2. táblázat).

2. táblázat. A kimutatott halfajok és tömegességük a mintavételi helyeken. A mintavételi helyek pontos megnevezése az 1. táblázatban olvasható.

Table 2. Fish species caught during this study and their abundance (specimen \times number of field surveys⁻¹) in the sampling sites. The column 'rövid.' contains the abbreviation of the scientific names of the species. Last row contains the summed abundance (i.e. the local abundance of the sampling sites).

Species	rövid.	Mintavételi hely azonosítószáma – Identifier of sampling sites															
		1	2	3	4	5	9	10	11	12	13	14	16	18	19	22	
<i>Alburnus alburnus</i>	albalb												1		3.5	56	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	albbip			1			2	6		16.3	12	18	4		6	2	
<i>Ballerus sapa</i>	balsap															1	
<i>Barbatula barbatula</i>	barbar	4.5		27	56.5	18	15	8	110	48.3	57	28	27	26	4.5	3	
<i>Carassius gibelio</i>	cargib	1	3	4	2.5	2	3								28	14	
<i>Cobitis elongatoides</i>	cobelo		0.5	16	8	43	0	4								2	
<i>Gobio gobio</i>	gobgob	1.5		29	13	5	12	4	0.5	4.3	6.5	4	5	3	1.5	13	
<i>Perca fluviatilis</i>	perflu															18	
<i>Pseudorasbora parva</i>	psepar															1	
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	romalb															10	
<i>Rutilus rutilus</i>	rutrut							1									
<i>Sander lucioperca</i>	sanluc											1					
<i>Squalius cephalus</i>	squcep	2.5	1	18	11.5	0	10	20	21.5	48.3	60	41	44.5		52	31	
lokális tömegesség		9.5	4.5	95	91.5	68	42	43	132	117.3	135.5	92	81.5	29	95.5	151	



2. ábra. A vizsgálati terület regionális halegyüttes-szerkezete. A címkék a fajok tudományos nevéből képzett rövidítések. A fajok teljes elnevezése a 2. táblázatában olvasható. A tömegesség meghatározását ld. az Adatelemzés fejezetben.

Fig 2. The overall structure of the fish assemblage of the surveyed area. The abundance of fish species is plotted against the frequency occurrence of the fish species. Labels stand for the abbreviation of the scientific names of the fish species. See Table 2 for the full names.

A mintavételi helyek fajszáma kettő és 11 között változott. A legfajszegényebb helyek (két-három faj) a legmagasabban fekvő mintavételi helyek közül kerültek ki (azonosítószámok: 18, 2, 11). A mintavételi helyek többségére a négy-hat halfaj jelenléte volt jellemző. A többitől jelentősen eltérő, legmagasabb fajgazdagságot a legalacsonyabban fekvő 22-es helyen tapasztaltuk (3. ábra; 2. táblázat).

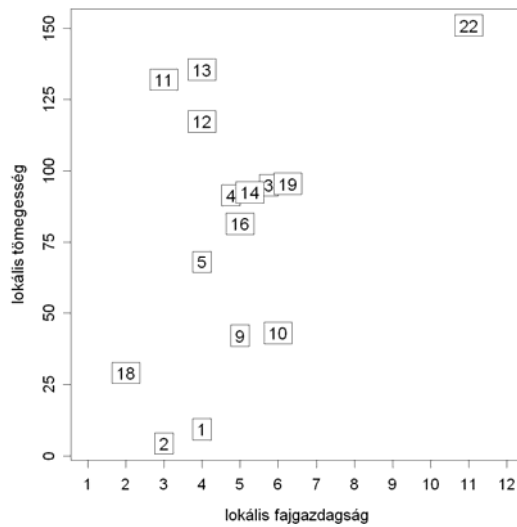
A lokális halegyüttesek tömegessége 4.5–151 egyed \times felmérés⁻¹ között lényegében egyenletesen változott. Igen alacsony lokális tömegességet (< 10 egyed \times felmérés⁻¹) észleltünk a 2-es és 1-es mintavételi helyeken. A legnépesebb halállománnyal a 22-es mintavételi helyen találkoztunk (3. ábra; 2. táblázat).

A mintázott helyi halállományok kompozíciós hasonlóságai szerint hat csoportot alkottak (4. ábra). Az első csoportba az alacsonyabb rendű patakokon levő azon helyek (4, 11, 8) tartoztak, melyeket a kövicsík dominanciája jellemezte (relatív tömegesség > 0.61) (5. ábra). A 4-es helyen az előforduló fajok száma magasabb, az egyedek fajok közti eloszlása egyenletesebb volt a 11-es és 18-as helyhez képest, és relatív tömegessége szerint szubdomináns faj volt a fenékjáró küllő (0.14) és a domolykó (0.13).

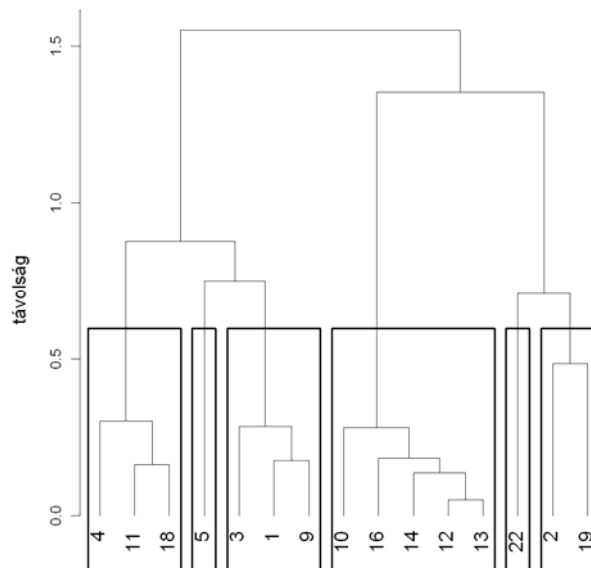
A második csoportba az 5-ös hely különült el (4. ábra), amelyet a vágócsík dominanciája (0.63) és a kövicsík szubdominanciája (0.27) jellemezte (5. ábra).

A harmadik csoportot a Ceredi-Tarnán levő 3-as, 1-es és 9-es helyek alkották (4. ábra). A mintázott helyek közül e három helyen volt a legszámottevőbb a fenékjáró küllő relatív tömegessége (> 0.16) (5. ábra). Halállományaikat a domolykó, fenékjáró küllő, kövicsík változó dominancia-sorrendű együttese jellemezték.

A negyedik csoportra (10, 16, 14, 12, 13 mintavételi helyek; 4. ábra) a domolykó dominanciája (relatív tömegesség: 0.41–0.55), és a kövicsík szubdominanciája (0.19–0.42) volt jellemző (5. ábra). Minden helyen előfordult a sujtásos kűsz, helyenként (10, 14, 12 helyek) számottevő relatív tömegességgel (0.14–0.20). Szintén minden helyen, de alacsony relatív tömegességgel (< 0.09) volt jelen a fenékjáró küllő.



3. ábra. A lokális halegyüttesek fajgazdagsága és tömegessége. A tömegesség meghatározását ld. az Adatelemzés fejezetben. (A 4-es és 14-es mintavételi helyek lokális fajgazdagsága 5-5 faj; a 3-as és 19-es helyeké 6-6 faj.)
 Fig. 3. The species richness and the abundance of the local fish assemblages. Numbers stand for the identifiers of the sampling sites (see Table 1 for the exact names). Note that sites 4 and 14 have the same species richness (5 species), as well as sites 3 and 19 do (6 species).

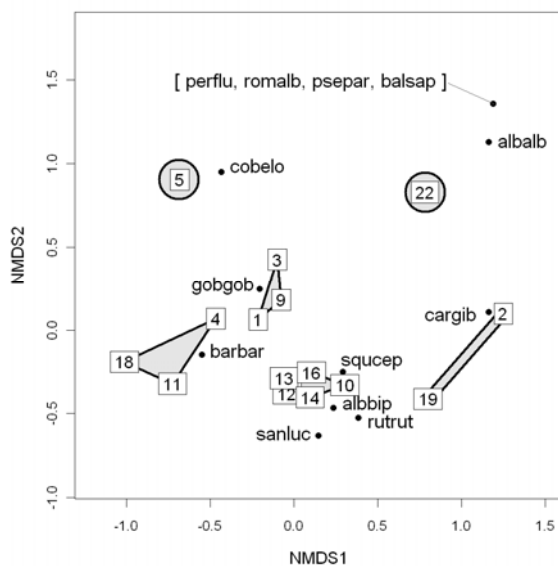


4. ábra. A lokális halállományok kompozíciós hasonlóság szerinti hierarchikus osztályozása (Bray-Curtis távolság, Ward-féle módszer). A dendrogram alján levő számok a mintavételi helyek azonosítószámai; a mintavételi helyek megnevezése az 1. táblázatban található. Az álló téglalapok az azonos csoportba tartozó mintavételi helyeket keretezik.

Fig. 4. The hierarchical clustering of the local fish assemblages according to Bray-Curtis distances of the abundance data (Ward method). Numbers stand for the identifiers of the survey locations (see Table 1 for the exact names). Rectangles enclose sites belonging to the same compositional group.

Az ötödik csoportot a legfajgazdagabb 22-es mintavételi hely képezte (4. ábra). Halállományában a küsz volt a domináns (0.37), a domolykó a szubdomináns (0.21) faj (5. ábra). Számottevő volt még a sügér mennyisége (0.12). Alacsony relatív tömegességű volt az ezüstkárász (0.09), és a fenékjáró valamint halványfoltú küllő. E két utóbbi faj hasonló arányban volt jelen (0.09, illetve 0.07).

A hatodik csoportba térben egymástól meglehetősen távol fekvő két hely került (2, 19 helyek) (4. ábra). Bár a halállományaik közti kompozíciós különbség meglehetősen nagynak adódott, az ezüstkárász magas aránya (a 2-es helyen 0.67, a 19-es helyen 0.29) egyaránt jellemző volt rájuk (5. ábra).



5. ábra. A lokális halállományok kompozíciós hasonlóságai szerinti nem metrikus ordinációja (Bray-Curtis távolság, stressz: 10.39%). A keretezett számok a mintavételi helyek azonosítószámai (a megnevezések az 1. táblázatban találhatóak). A hatetűs címkek a tudományos halnevek rövidítései (a teljes nevek a 2. táblázatban).

Fig. 5. The non-metric multidimensional scaling of local fish assemblages based on Bray-Curtis distances of abundance data (stress: 10.39%). Numbers stand for the identifier of survey locations (see Table 1. for the exact names). Labels stand for the abbreviation of the scientific names of the fish species (see Table 2 for the full names). Shaded plane figures separate sites having similar assemblage composition (see Fig. 4).

Értékelés

A 2010. év átlagosnál csapadékosabb időjárása még az év egyébként csapadékszegény időszakában is magas alapvízhozamot eredményezett a Tarnán. Az őszi felmérési napokon (november 5–7) az átlagos vízállás a verpeléti vízmércénél 73.3 (± 1.2 SD) cm volt. Ennél a vízállásnál a víz mélysége és ereje miatt a beszűkülő mederszelvények gázolása a Siroktól lefelé eső szakaszon már nem biztonságos. Összehasonlításképpen, 2005-ben azokon a napokon, amikor a Tarnát Siroknál és Verpelétnél biztonságosan gázolhatónak találtuk (július 24, 31; augusztus 2, 13; szeptember 4, 18; október 2, 7, 30; november 12) (Sály és Hódi nem publikált adatok), az átlagos vízállás 50.1 (± 5.9 SD) cm volt.

Az általunk kimutatott fajok száma a Kápolna feletti vízgyűjtő vízfolyásaiból eddig közölt fajok számától lényegesen elmarad. Ennek oka, hogy a korábbi vizsgálatok eredményiben több olyan halfaj is felbukkan, melyek a területen csupán átmeneti előfordulásúak (pl. balin (*Aspius aspius*), dévérkeszeg (*Abramis brama*), karikakeszeg

(*Blicca bjoerkna*), jáász (*Leuciscus idus*), széles kárász (*Carassius carassius*) naphal (*Lepomis gibbosus*)) (ld. Szepesi és Harka 2006; Szepesi és Harka 2008).

A Tarna felső-középső vízgyűjtőjének általánosan előforduló, legjellemzőbb halfajai a kövicsík, a domolykó és a fenékjáró küllő. Bár e három faj jelenlegi relatív tömegessége nagyon hasonló Harka et al. (2004) dolgozatában a Tarna vízgyűjtő Aldebrő feletti területéről közölt eredményekhez (kövicsík: 0.36, domolykó: 0.33, fenékjáró küllő: 0.11), a fenékjáró küllő előfordulási gyakoriságához képesti tömegessége feltűnően alacsony (vö. Sály et al. 2009). Ennek okát eddigi eredményeink alapján nem tudjuk magyarázni, de mivel ez a mintázat csak a fenékjáró küllőnél mutatkozik elképzelhető, hogy az utóbbi években valamilyen fajspecifikus betegség, kórokozó által csökkent a küllő szaporodási sikere.

A korábbi vizsgálatok eredményei szerint a sujtásos kűsz terjeszkedik a Tarna vízrendszerében (Szepesi és Harka 2007a, 2007b). Harka et al. (2004) legfelső észlelési helyként Sirokot, Szepesi és Harka (2006) már a Ceredi-Tarnán Terpest közli. Az általunk Pétervásáránál fogott ivadék példány megerősíti a terjeszkedés tényét. A faj jelenlegi relatív tömegessége azonban elmarad a korábitól (0.16, Harka et al. 2004, Aldebrő feletti mintavételi helyek). A csökkenést talán a 2010-es év gyakori, szélsőségesen magas vízhozamú áradásai miatti lesodródás okozta.

Az ezüstkárász jelenlegi előfordulási gyakorisága nagyobb, mint az elmúlt években volt. A Tarnából és mellékpatakjaiból a '80-as években Endes (1987a) és Harka (1989) nem közli a fajt, Endes (1987b) viszont említi a Gyöngyös- és Bene-patakából. Később, a 2000-es években a Tarna alsó vízgyűjtőjén több helyről is előkerült (Harka et al. 2004; Szepesi és Harka 2008), a középső vízgyűjtőn azonban csak verpeléti (Sály és Hódi nem publikált adatok) és terpesi (Szepesi és Harka 2006) előfordulásokról vannak adatok. Az ezüstkárászok minden bizonnyal víztározókból jutottak a Tarnába, ugyanis a helyi szaporulatra utaló 0+ példányokkal nem találkoztunk.

A kűsz ritka előfordulásához viszonyított magas tömegessége a faj csapatképző tulajdonságával magyarázható.

Az egyetlen mintavételi helyről előkerült, így igen ritka előfordulású halfajok részben olyan természetes komponensei a halállománynak, melyek az alföldi sügér zóna jellemző halai (pl. sügér, halványfoltú küllő) (Szepesi és Harka 2007a). Ritkaságuk pusztán abból adódik, hogy eltérően a többi mintavételi helytől, melyek halállománya egyértelműen a domolykózónába sorolható, a Tarna kápolnai szakaszának halállománya már átmenetet mutat a domolykózónából a sűrűzóna felé. Részben viszont olyan halfajok is közéjük tartoznak, melyek a patakokon létesített víztározókból kerülnek a vízfolyásokba (pl. süllő, bagolykeszeg). Az ilyen fajok, mint élőhely-idegen elemek átmenetileg színesítik a halállományt, de mivel ökológiai igényeik a kisvízfolyások által nyújtott feltételektől rendszerint lényegesen eltérnek, nem képesek hosszútávon integrálódni a pataki halegyüttesekbe. Ettől eltérően, a víztározókból hasonlóképpen kijutó idegen honos, sok esetben invázióra hajlamos, széles ökológiai toleranciájú halfajok (pl. ezüstkárász, razbóra), a patakokban megtelepedve táplálék és élőhely konkurenciát jelentenek pataklakó halaink számára. A különféle halfajok víztározókból, halastavakból ellenőrizetlen módon való kijutása országszerte, régóta ismert nem kívánatos jelenség (Endes 1987a; Szepesi és Harka 2001; Szepesi és Harka 2006, 2007a; Takács et al. 2007; Sály et al. 2009).

Szepesi és Harka (2006) szerint a nyúldomolykónak a Tarnában Aldebrő és Tarnaörs között található egy kis méretű, de időben stabil állománya. A szerzők az állomány erősödéséről, és a fajnak a Tarna felső szakaszán való jövőbeni esetleges megjelenéséről írnak. Eredményeink szerint azonban ez eddig nem történt meg, holott a nyúldomolykó számára a Tarna domolykózónája is kedvező életfeltételeket biztosít.

A lokális halegyüttesek fajgazdagságát többek közt a regionális fajgazdagság, a vízgyűjtőn belüli pozíció, az élőhely komplexitása és mérete befolyásolja (Angermeier és

Schlosser 1989; Matthews 1998, Jackson et al. 2001). Mivel a terület regionális fajgazdagsága eredendően kicsi, a helyi halállományokat is csak néhány faj alkotja. Ennek ellenére úgy tűnik, hogy a lokális fajgazdagság térbeli eloszlása illeszkedik ahhoz az általános összefüggéshez, miszerint a forrástól a torkolat felé haladva a halegyüttesek fajgazdagsága – és rendszerint népeisége is – növekszik (pl. Erős és Grossman 2005).

A lokális tömegesség térbeli eloszlásában a fajgazdagsághoz hasonló trend nem látszik. A forrásvidékhez közelebbi 11, 12, 13-as helyeknek az alvизibb helyzetű helyekhez (pl. 14, 10) képesti magas helyi tömegessége a kövicsík magas denzitására vezethető vissza.

Bár a vízgyűjtő felső részén található, a megmintázott patakszakaszok méretéhez viszonyítva feltűnően alacsony lokális tömegességet mutatnak a Ceredi-Tarnán az Istenmezeje felett és alatt levő mintavételi helyek. Úgy véljük, hogy a halállomány szokatlanul alacsony abundanciája kapcsolatban állhat a fás szárú parti növényzet degradációjával. Az Istenmezeje feletti mintavételi szakasz felső harmadát természetközeli bokorfüzes övezte, azonban az alsó kétharmad mindkét partját tarra vágták és tavasszal felégették. Az őszi felméréskor az Istenmezeje feletti helyen fogott halak egyetlen kövicsík kivételével a természetközeli felső harmadon kerültek kézre. Hasonlót tapasztaltunk a verpeléti mintavételi helyen is, melynek alsó részéről szintén hiányzott a természetes puha fás társulás: az alsó részhez képest a felső részen jóval magasabb volt a halak denzitása. Az Istenmezeje alatti szakaszon teljes hosszában volt kivágva a fás növényzet. Itt tavasszal csupán egy vágócsíkot, ősszel két domolykót és hat idegenhonos ezüstkárászot találtunk. E tarvágásos helyeken, különösen Istenmezeje alatt és Verpeléten, a meder eredetileg márgás-agyagos, finom kavicsos aljzatát több deciméter vastagságban borította a partról csapadékkal bemosódott felszíni talaj. Az eróziótól nem védett és a lombozat által már nem árnyékolt tarvágásos szakaszokon, az ismételt talajbemosódások, és huzamosabb aszályos időszakok együttes hatása kedvez a gyökerező vízinövények megtelepedésének (ld. Szepesi és Harka 2001; Szepesi és Harka 2006). Az így átalakuló élőhelyek már kevésbé alkalmasak a területre eredendően jellemző dombvidéki halfajok számára, viszont megfelelő életteret nyújtanak a környezeti tényezőkkel szemben sokkal toleránsabb invazív halfajoknak. A patakpartok fás szárú növényzetének teljes kivágása egyúttal lehetőséget nyit az ártéri gyomok (pl. nagy csalán (*Urtica dioica*), farkasalma (*Aristolochia clematitis*)), illetve invazív lágyszárúak (pl. japán keserűfű (*Fallopia spp.*), aranyvessző (*Solidago spp.*)) túlburjánzására, illetve megtelepedésére. Tehát a patakokat kísérő fás társulások nagy kiterjedésű kiirtása és megújulásának akadályozása idővel akár a pataki élőhelyek általános természeteti elértéktelenedéséhez is vezethet.

Egy vízgyűjtőterületen belül a hasonló megjelenésű patakszakaszokon rendszerint hasonló helyi halegyüttesek szerveződnek. Ennek megfelelően mutatkozott nagyfokú kompozíciós hasonlóság a Parádi-Tarna vízgyűjtőjén levő, középhegységi jellegű mintavételi helyek (nagy esés, változatos medermorfológia, köves-kavicsos aljzat) halállománya között.

Abban az esetben, ha csak egyetlen vízfolyást vizsgálunk, a patakszakaszok élőhelyi megjelenésének hasonlósága szoros összefüggésben áll a hossz-szelvény menti távolsággal: az élőhelyi hasonlóság a térbeli távolság növekedésével csökken (térbeli autokorreláció, ld. Legendre 1993). Ezért a hossz-szelvény mentén egymáshoz közel fekvő patakszakaszok halállományának nagy kompozíciós különbözősége, avagy a távoli patakszakaszok halegyütteseinek nagyfokú kompozíciós hasonlósága egyaránt valamiféle helyi anomáliára, sok esetben zavaró antropogén hatásra utalhat. Véleményünk szerint ezzel magyarázható, hogy a köztük levő, viszonylag nagy távolság ellenére hasonló a Ceredi-Tarna istenmezeje feletti, pétérvásárai és siroki szakaszainak halegyüttese, ugyanis Istenmezeje feletti részben, Pétérvásáran és Sirokban teljesen hiányzott a parti fás növényzet. Hasonlóképpen antropogén tényezőkön alapul a térben egymástól ugyancsak távoli Istenmezeje alatti és verpeléti hely

kompozíciós hasonlósága: mindkét helyen magas volt az idegenhonos ezüstkárász relatív tömegessége.

A kövicsík dominanciájával jellemzett mintavételi helyek élőhelyi adottságai meglehetősen eltértek egymástól. Az Ilona-patak középhegységi kisvízfolyás; az Ivádi-patak mintázott szakaszát korábban kotorták, felmérésünkön szegélynövényzettel, hínárfoltokkal tarkított dombvidéki jelleget mutatott; az eredendően szintén dombvidéki Balla-patakot is kotorták, tavasszal a felmérés idején lágy, üledékes aljzata volt rizómákkal. A faj opportunista élőhelyhasználatára utal, hogy ilyen változatos feltételek közt egyaránt magas volt a relatív tömegessége. Azonban a szóban forgó helyek között éles különbség volt a kövicsík tényleges tömegességében (ld. 2. táblázat), ami jól visszatükrözi az élőhelyi adottságok eltéréseit.

A Leleszi-patak torkolata feletti helyen a halegyüttes-összetétel egyedisége a többi mintavételi szakaszok elkülönülő élőhelyi habitusra vezethető vissza, ugyanis a patak itt egyaránt mutatott dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyásokra jellemző jegyeket is. Az aljzatot főként iszapos-homok, iszap keveréke alkotta, a meder jelentős részét nád borította, de emellett jelentékeny volt a vízáramlási sebesség. Ilyen élőhelyi adottságoknál a vágócsík nagy egyedsűrűségű állományt realizálhatott, s ezért különbözik annyira élesen a helyi halegyüttes összetétele még a térben hozzá nagyon közeli mintavételi helyek (3, 4-es helyek) halegyütteseitől is.

A Tarna torkolatához legközelebb fekvő, kápolnai mintavételi hely halegyüttesének egyedi összetételét a halállomány zónajellegének változása magyarázza. A nagyobb esésű dombvidéki szakaszokra jellemző domolykózóna, és a kisebb esésű alföldi szakaszokra jellemző sügérzóna (ld. Szepesi és Harka 2007a) hatása egyaránt érződött a halegyüttes kompozícióján (pl. a fenékjáró és a halványfoltú küllő hasonló tömegessége).

Következtetések és javaslatok

A 2010-es évhez hasonló csapadékos években a magas alapvízhozam miatt a Tarna középső szakasza csak helyenként, illetve részben gázolható. Ez korlátozza a vízfolyáson a lehetséges felmérési helyek körét, nehezíti a halegyüttesekről történő reprezentatív adatgyűjtést, azok monitorozását.

A Tarna felső és középső vízgyűjtője más dombvidéki vízfolyásainkhoz (vö. Erős és Sevcsik 2004) viszonyítva fajokban szegény.

Természetesen honos halfajaink közül mindössze ötnek (kövicsík, domolykó, fenékjáró küllő, sujtásos kűsz, vágócsík) van számottevő jelentősége a regionális halállományban.

A vizsgált területen jelentősen növekedett az idegenhonos ezüstkárász előfordulási gyakorisága és mennyisége. Ennek oka a halak víztározókból történő kijutása. A tógazdasági körülmények között tartott halfajok tározókból való kiszökése egyrészt átmenetileg színesíti a vízfolyások halállományát, másrészt segítheti a nem kívánatos idegen halfajok természetes vizeinkben való megtelepedését.

A vízfolyások mentén levő puha fás társulások tarra vágása kedvezőtlen a dombvidéki halfajok lokális fennmaradására nézve. Ezért a patakok élőhelyeinek a helyreállításakor a part természetes fás szárú növényzetének felújulása, szükség esetén telepítése elősegítheti a természetes dombvidéki halegyüttesek újrászerveződését.

A regionális halegyüttesek szakaszléptékű változatossága az alapvetően fajszegény vízrendszerekben is szorosan összefügg a patakok szakaszléptékű élőhelyi változatosságával. A vízrendezési munkák által homogén arculatúvá formált dombvidéki kisvízfolyások, csatornák teljes hosszukon való élőhely-rehabilitációja sok esetben korlátozott anyagi források és/vagy árvízvédelmi megfontolások miatt nem lehetséges. Ellenben a hosszszelvény mentén egymástól elszórtan található rövidebb patakszakaszok rehabilitációja kisebb anyagi ráfordítással jár, és megtöri a módosított vízfolyások élőhelyi egyhangúságát.

A hosszirányú átjárhatóság biztosítása mellett az ilyen fűzér-, vagy folt-rendszerű élőhely-helyreállítás hatékonyan hozzájárulhat a dombvidéki patakok halainak állománystabilizációjához, a regionális halegyüttesek szakaszléptékű változatosságának növeléséhez.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak a terepi munkához nyújtott segítségért Hódi Lászlónak és Csala Ferencnek. Az *I. ábra* elkészítéséhez nyújtott segítségéért Dr. Erős Tibornak.

Irodalom

- Angermeier, P.L., Schlosser, I.J. (1989): Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70(5):1450–1462.
- Endes M. (1987a): A Mátra és a Mátra-alja halfaunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 12:81–87.
- Endes M. (1987b): A Gyöngyös-Tarna hordalékkúp-síkság gerincesállat-világa. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 12:107–117.
- Erős T., Sevesik A. (2004): Halfaj-együttesek összetétele a Duna-Ipoly Nemzeti Park patakjaiban – hegyvidéki, dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások összehasonlítása. *Hidrológiai Közöny* 84(5–6):34–36.
- Erős, T., Grossman, G.D. (2005): Fish biodiversity in two Hungarian streams: a landscape-based approach. *Archiv für Hydrobiologie* 162(1):53–71.
- Erős, T., Schmera, D., Schick, R.S. (2011): Network thinking in riverscape conservation – A graph-based approach. *Biological Conservation* 144(1):184–192.
- Harka Á. (1989): A Zagyva vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75(1–4):49–85.
- Harka Á., Szepesi Zs., Košco J., Pavol B. (2004): Adatok a Zagyva vízrendszerének halfaunájához. *Halászat* 97(3):117–124.
- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., Olden, J.D. (2001): What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:157–170.
- Lászlóffy W. (1982): *A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp.610.
- Legendre, P. (1993): Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74(6):1659–1673.
- Matthews, W.J. (1998): *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, New York, pp.xxii+756.
- Minchin, P.R. (1987): An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69:89–107.
- Oksanen, J., Guillaume, F.B., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2010): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-4. URL <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, pp.412.
- Quantum GIS Development Team (2009): *Quantum GIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>.
- R Development Core Team (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Sály P., Takács P., Erős T. (2009): Halfaunisztikai vizsgálatok Borsod-Abaúj-Zemplén megye északi térségében. *Állattani Közlemények* 94(1):73–91.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2001): Adatok a Tarna, a Bene-patak és a Tarnóca halfaunájához. *A Puszta* 18(1):77–86.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2006): A Mátra és környéke halfaunája. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 30:263–283.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007a): A mederesés hatása a vízfolyások halegyütteseinek összetételére a Zagyva-Tarna vízrendszerén. *Pisces Hungarici* 1:45–53.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007b): Egy mesterséges kisvízfolyás, a mátraalji Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei, és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2:117–127.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2008): Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és a Tarna vízrendszerének alsó szakaszáról. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 32:201–213.
- Takács P., Bereczki Cs., Sály P., Móra A., Bíró P. (2007): A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny* 87(6):175–177.

A BARRAMUNDI (*LATES CALCARIFER*) MINT ÚJ HALFAJ A MAGYAR AKVAKULTÚRÁBAN

BARRAMUNDI (*LATES CALCARIFER*) AS A NEW FISH SPECIES IN HUNGARIAN AQUACULTURE

FEHÉR Milán¹, STÜNDL László¹, SZÜCS István¹, BORBÉLY Gyula², BÁRSONY Péter¹
¹Debreceni Egyetem AGTC, ²Jászkiséri Halas Kft.
feherm@agr.unideb.hu, stundl@agr.unideb.hu, szucsi@agr.unideb.hu

Kulcsszavak: termálvíz, recirkulációs rendszer, intenzív termelés, ágazati diverzifikáció
Keywords: thermal water, recirculation system, intensive farming, sectorial diversification

Összefoglalás

Az utóbbi száz év túlhalászatának következtében a természetesvízi és tengeri halállományok nagysága jelentős mértékben lecsökkent, ugyanakkor az egészséges élelmiszerek, ezenbelül is halhús iránti fogyasztói igények folyamatosan növekednek. A hazai haltermelés ezzel szemben igen kis intenzitású, ráadásul a legnagyobb mennyiségben megtermelt halfajunknak, a pontynak a hazai és európai piaca évek óta nem bővül. Az ágazat egyik kiugrási lehetősége olyan nagyértékű, jelentős exportpotenciállal rendelkező, melegvízi halfajok termelésében rejlik, melyek gazdaságos előállítására hazánk egyedülálló geotermikus adottságaira alapozható. Ezen halfajok közé tartozik a barramundi (*Lates calcarifer*), amely kiváló húsminőségének, szátkamentességének és gyors növekedésének következtében világszerte egyre keresettebb. Magyarországra egy 4 éves kutatási program keretében, 2010-ben érkezett az első barramundi állomány, azóta több kutatóintézetben, illetve egy gazdasági vállalkozásnál is megkezdődtek a halfaj nevelésével kapcsolatos kutatások.

Summary

A drastical decrease can be observed in the volume of fish stocks both in natural aquatic habitats and sea waters due to the significant overfishing of the last hundred years. Simultaneously the consumer demand for healthy foodstuffs including fish meat has been increasing continuously. Whereas Hungarian fish production has low intensity, and furthermore the european market of common carp, which is the fish species produced in the greatest volume in our country, has not grown wider. A great advance of this sector might lie in the production of precious, easily exportable warm-water fish species which can be produced economically based on the unique geothermal potentiality of the country. Barramundi (*Lates calcarifer*) ranks among these fish species that is getting much in demand due to its stringless, excellent flesh and rapid growth. The first stock arrived to Hungary in 2010 within the framework of a four-year research programme. Since then, research related to this fish species, have been started, in a hungarian fish farm and several native research institutes.

Bevezetés

Jelenleg az Európai Unió, illetve a világ halgazdálkodásának egyik legkritikusabb



1. ábra. A barramundi

problémája, hogy a természetesvízi halállományok a túlhalászat következtében végveszélybe kerültek (Alder et al., 2003), a halhús iránti igény azonban folyamatosan növekszik, amellyel az édesvízi és a tengeri halászat képtelen lépést tartani. A problémára a megoldást az akvakultúra fejlesztése jelentheti (Chamberlain és Rosenthal, 1995), amelyen belül a recirkulációs elven működő, intenzív haltermelő rendszerek egyre nagyobb szerepet kapnak.

A jelenlegi hazai haltermelés mindezekkel szemben igen kis intenzitású, ráadásul a legnagyobb

mennyiségben megtermelt halak (ponty és növényevők) hazai és európai piaca évek óta nem bővül. A hazai haltermelés kiugrásának egyik lehetősége az ország speciális adottságaiban rejlik, mivel Magyarország rendelkezik olyan geotermikus vízkészlettel, amely lehetővé teszi egyes melegigényes, egyben prémium minőségű és szálkamentes - így gyakorlatilag korlátlan exportpotenciállal rendelkező - halfajok magas intenzitású termelését, mint a barramundi (*Lates calcarifer*), amely a víztakarékos recirkulációs rendszerekben hazánkban is magas hatékonysággal termelhető.

A barramundival az „Exportképes halfajok (Barramundi; Vörös árnyékhal) termelés technológiájának komplex fejlesztése” című 4 éves kutatási projekt keretében végzünk tudományos kísérleteket. A konzorcium tagjai: a Jászkeséri Halas Kft. (konzorciumvezető), a Halászati és Öntözési Kutatóintézet, a Debreceni Egyetem, a Szent-István Egyetem, valamint az Unio SeaFood Kft.

A kutatás során vizsgáljuk a halfaj komplex ivadéknevelési technológiáját, beleértve a tartási- és takarmányozási rendszer optimalizálását. Mindemellett – egy másik kutatási projekt keretében – kiemelt figyelmet fordítunk az Észak Alföldi Régió egyedülálló termálvíz kincsének a barramundival, mint jelentős értéket képviselő halfajjal történő hasznosítási lehetőségeinek feltárására is.

A barramundi jelentősége

A barramundi (*Lates calcarifer*, BLOCH, 1790) a sügéralakúak rendjének tagja, széles körben elterjedt, nagytestű ragadozó halfaj a Csendes-óceáni térségben. A faj megtalálható Észak-Ausztráliában, természetes elterjedési területe északi irányban Délkelet-Ázsiáig, míg nyugati irányban a Perzsa-öböl tart (Katersky és Carter, 2007).

Iparszerű termelése az 1970-es években Thaiföldön vette kezdetét és hamar egész Délkelet-Ázsiára áttért. Növekvő gazdasági jelentőségét mutatja, hogy Ázsia és Ausztrália után Észak Amerikában, Izraelben és Európában is megjelentek az első barramundi farmok (Katersky és Carter, 2007). Napjainkban 40 ezer tonna barramundit állítanak elő évente (FAO), és a termelés volumene egyenletesen növekszik (Katersky és Carter, 2005).

Természetes elterjedési területén szinte mindenhol termelik, a térség akvakultúra termelésében a halfaj gazdasági jelentősége kiemelkedő (MacKinnon, 1989, Phromkunthong, 1997). Míg Délkelet-Ázsiában a termelés általában kisméretű gazdaságokban, polikultúrás népesítésben történik, addig Ausztráliában, ahol étkezési és horgászhalaként egyedülálló népszerűségnek örvend (McDougall, 2004), az európai akvakultúrához hasonlóan, elsősorban nagyméretű, intenzív farmokon termelik.

Népszerűségét kiváló húsminőségének, szálkamentességének, valamint igen kedvező növekedésének és húskihozatalának köszönheti. A piaci méretet, amely 350g (adaghal) vagy 3kg (filé) meglehetősen hamar, 6, illetve 12 hónap alatt eléri (Matthew, 2009).

A barramundi gyors térhódítása több egyéb okra is visszavezethető. A különböző környezeti tényezőkkel és termelés-technológiai elemekkel szemben igen ellenálló, a magas népesítési sűrűséget és a gyakori válogatást egyaránt tolerálja, nevelése száraz tápra alapozható. A barramundi a víz hőmérsékletével és sótartalmával szemben is igen ellenálló, a 15 és a 40°C-os vízhőmérsékletet egyaránt tolerálja, ugyanakkor termelése általában 22-35°C között történik (Katersky és Carter, 2007). Nevelése sós, félsós és édesvízben egyaránt lehetséges, mindemellett alkalmas a felszín alatti, magas só-tartalmú-, illetve termálvizek haltermelési célú hasznosítására is (Volvich és Appelbaum, 2001). Ezen tulajdonságának következtében a halfaj termelése hazánk kiemelkedő geotermikus potenciáljára alapozható.

A barramundi biológiája

A barramundi eurihalín halfaj, vagyis a víz só-tartalmának változásaival szemben viszonylag tág tűrőképességgel rendelkezik (McDougall, 2004). Természetes élőhelyén az

édes, a sós, illetve a félsós (brakk) vizekben egyaránt megtalálható. Életének első 2-3 évét édesvízben tölti, elsősorban olyan tavakban és folyókban, amelyek összeköttetésben állnak a tengerrel. A faj sajátossága, hogy protandrikus hermafrodita (Balston, 2009), tehát a halak tejesként válnak ivaréretté és csak később, egy részük alakul át ikrás egyedde. Természetes környezetben a folyamat igen lassú, akár a 100 cm-es testhossz eléréséig is eltarthat, mesterséges körülmények között, intenzív termelés során azonban ez lényegesen felgyorsul.

A barramundi katadróm halfaj, ezért az ivarérett egyedek 3-4 éves korukban a folyótorkolatokon keresztül a tengerekbe vándorolnak, ahol a szaporodás szempontjából a víz sótartalma optimális (30-32 ppt) (Rimmer és Russel, 1998). Az ivás ideje a földrajzi szélességtől és a tengervíz hőmérsékletétől függően különböző lehet, elsősorban a Hold ciklusaival, valamint az ár-áplály jelenséggel áll összefüggésben. A barramundi igen termékeny halfaj, egy ikrás egyed 30-40 millió ikra termelésére képes. A pelágikus ikrákat a dagály a folyók torkolatvidékére szállítja, ahol a kelést és a lárvafejlődést követően a fiatal ivadékok tovább vándorol a folyókon felfelé az édesvíz felé.

A kifejlett barramundi ragadozó, étrendjét elsősorban különböző rákok és halak alkotják. A fiatal egyedek ezzel szemben inkább mindenevők, a kisebb ízeltlábúak és halak mellett különböző planktonikus szervezeteket, algákat is fogyasztanak. Mivel azokat az élőhelyeket részesíti előnyben, ahol a vízhőmérséklet nem csökken 20°C alá, növekedése természetes környezetben is igen gyors (Matthew, 2009).

A barramundi termelése

A termelés során a legkritikusabb fázis a lárvanevelés időszaka. Mivel a barramundi szaporodása tengervízhez kötött, ezért a keltetés és a lárvanevelés mesterséges körülmények között is sós vízben történik (Partridge et al., 2008). Az első 15 napban a kedvező megmaradás érdekében a víz sótartalmát célszerű 20-28 ppt-n tartani, amely érték a halak növekedésével folyamatosan csökkenthető. A barramundi lárvanevelése során a másik kritikus környezeti tényező a víz hőmérséklete, amely kiemelt jelentőségű a hal növekedése, megmaradása és egészségi állapota szempontjából. A lárvanevelés során az optimális vízhőmérséklet 26 és 28°C közé esik (Barlow et al., 1995), amelynek néhány °C-os csökkenése jelentős elhullást eredményezhet (Boonyaratpalin, 1997).

A legtöbb ragadozó halfajhoz hasonlóan a barramundi is hajlamos a kannibalizmusra. A fiatal ivadékok gyakran esik áldozatul, amennyiben testtömege nem éri el nagyobb fajtársa méretének 61-67%-át. A kannibalizmus a lárvanevelés végén jelentkezik először és a 150mm-es testhossz eléréséig okoz jelentős károkat, a nagyobb halak esetében már kevésbé jellemző. A kannibalizmusból eredő veszteségek visszaszorítása érdekében szükséges az ivadékok folyamatos válogatása.

Az első osztályozást célszerű a lárva 12-15 napos korában elvégezni, majd a szétnevelés mértékének függvényében 3-5 naponta megismételni (Boonyaratpalin, 1997). Tapasztalataink szerint lényeges az állomány megfelelő egyöntetűségének mihamarabbi kialakítása, mivel a nagyobb testtömegű egyedek (> 100 g) lényegesen nehezebben viselik a válogatással járó stresszt, melynek következtében a takarmányfelvétel akár napokra megszűnik és a halak súlygyarapodása is csökken.

A lárva nevelése, takarmányozása során kulcsfontosságú szerepe van a különböző élő táplálékok etetésének (*Rotatoria*, *Artemia*), hiszen ezek a természetes táplálékszervezetek a lárva számára könnyebben emészthetők, enzimeik által pedig jótékony hatással vannak a halak emésztésére (Izquierdo és Fernandez-Palacios, 2001, Kolkovski, 2001).

Az általánosan elfogadott takarmányozási protokoll szerint a nevelés során a lárva a táplálkozás megkezdésétől számított 12 napig kerekeshéjűt, ezt követően 9 napig *Artemiát* fogyaszt, majd 21 napot követően válthatunk át száraz tápokra (Curnow et al., 2006). Kísérleti eredményeink azt mutatták, hogy az *Artemiával* történő etetés hamarabb, akár 7-8

napos korban is megkezdhető, ha frissen keltetett, kis méretű sórákot kínálunk a lárva számára. A lárva növekedése így felgyorsul, a száraz tápra való átszoktatás ideje lerövidül.

Az átszoktatási periódust követően a barramundi takarmányozása kereskedelmi forgalomban kapható keverék-takarmányokra alapozható, amelyek kedvező takarmányértékesítést és gyors növekedést tesznek lehetővé. Tapasztalataink szerint azonban ezeknek a tápoknak különböző, kedvező biológiai-életteni hatású kiegészítővel történő dúsításával, vagyis a takarmány finomhangolásával, a receptúra optimalizálásával az eredmények tovább javíthatók és a termelés biztonságosabbá tehető.

Az eddigi tapasztalataink alapján kijelenthető, hogy az előnevelt ivadék már nem érzékeny a sótartalomra, rövid átszoktatást követően (1-2 nap) édes vízben is nevelhető. Az áruhal-termelés utolsó szakaszában a halak számára optimális vízhőmérséklet 25-26°C, míg 19-20°C-os víz esetében a takarmány-felvétel lényegében megszűnik. Mivel a barramundi számos kedvező tulajdonságának köszönhetően a recirkulációs elven működő haltermelő rendszerekben nagy intenzitással termelhető (Katersky és Carter, 2005), melyekben nem ritka az akár 60 kg/m³-es népesítési sűrűség sem (laboratóriumunkban jelenleg 45kg/m³-es népesítési sűrűség mellett neveljük a halakat), a kritikus vízminőségi paraméterek (NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, O₂) folyamatos ellenőrzése a nevelés minden szakaszában kulcsfontosságú.

Irodalom

- Alder D.P.J., Bennett E., Christensen V., Tyedmers P., Watson R., 2003. The future for fisheries. *Science*, 302. 1359-1361.
- Balston, J., 2009. An analysis of the impacts of long-term climate variability on the commercial barramundi (*Lates calcarifer*) fishery of north-east Queensland, Australia. *Fisheries Research* 99, 83–89.
- Barlow, C., G., Pearce M., G., Rodgers, L., J., Clayton, P., 1995. Effects of photoperiod on growth, survival and feeding periodicity of larval and juvenile barramundi *Lates calcarifer* (Bloch). *Aquaculture* 138, 159-168.
- Boonyaratpalin, M., 1997. Nutrient requirements of marine food fish cultured in Southeast Asia. *Aquaculture* 151, 283-313.
- Chamberlain, G., Rosenthal, H., 1995. Aquaculture in the next century, opportunities for growth, challenges of sustainability. *World Aquaculture* 26, 21–25.
- Curnow, J., King, J., Bosmans, J., Kolkovski, S., 2006. The effect of reduced Artemia and rotifer use facilitated by a new microdiet in the rearing of barramundi (*Lates calcarifer*) (BLOCH) larvae larvae . *Aquaculture Nutrition* 12. 247–255.
- Izquierdo, M., Fernandez-Palacios, H., 2001. Nutritional requirements of marine fish larvae and broodstock, *CIHEAM – Options Mediterr.*, 243–264.
- Kolkovski, S., 2001. Digestive enzymes in fish larvae and juveniles - implications and applications to formulated diets. *Aquaculture* 200. 181–201.
- Katersky, R. S., Carter, C. G., 2005. Growth efficiency of juvenile barramundi, *Lates calcarifer*, at high temperatures . *Aquaculture* 250, 775-780.
- Katersky, R. S., Carter, C. G., 2007. A preliminary study on growth and protein synthesis of juvenile barramundi, *Lates calcarifer* at different temperatures. *Aquaculture* 267, 157–164.
- MacKinnon, M., R., 1989. Status and potential of Australian *Lates calcarifer* culture. Advances in tropical aquaculture. Tahiti, feb 20 - march 4 . 7989. *Aquacop ifremer actes de colloque* 9. 713-727.
- Matthew, G., 2009. Taxonomy, identification and biology of Seabass (*Lates calcarifer*). http://eprints.cmfri.org.in/6062/1/7_Gra.pdf
- McDougall, A., 2004. Assessing the use of sectioned otoliths and other methods to determine the age of the centropomid fish, barramundi (*Lates calcarifer*) (Bloch), using known-age fish. *Fisheries Research* 67.129–141.
- Partridge, G. J., Lymbery, A. J., Bourke, D. K., 2008. Larval rearing of barramundi (*Lates calcarifer*) in saline groundwater. *Aquaculture* 278. 171–174.
- Phromkunthong, W., Boonyaratpalin, M., Storch, V., 1997. Different concentrations of ascorbyl-2-monophosphate-magnesium as dietary sources of vitamin C for seabass, *Lates calcarifer*. *Aquaculture*, 151, 1-4, pp. 225-243.
- Rimmer, M., A., Russel, D., J., 1998. Aspects of the Biology and Culture of *Lates Calcarifer*. *Tropical Mariculture* pp. 449-476.
- Volvich, L., Appelbaum, S., 2001. Length to weight relationship of Sea Bass *Lates calcarifer* (BLOCH) reared in a closed recirculating system. *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgah* 53. (3-4) 158-163.
- www.fao.org/fishery/culturedspecies/Lates_calcarifer/en

A MARCAL MELLÉKPATAKJAINAK HALFAUNISZTIKAI VIZSGÁLATA

INVESTIGATION ON THE FISH FAUNA ON THE SIDE STREAMS OF MARCAL RIVER (WEST HUNGARY)

HARKA Ákos¹, SZEPESI Zsolt²

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa2@gmail.hu

²Omega Audit Kft., Eger, szepesizs@freemail.hu

Kulcsszavak: fajgazdagság, diverzitás, hasonlóság, vörösiszap-katasztrófa, regenerálódás
Keywords: species richness, diversity, similarity, red mud catastrophe, regeneration

Összefoglalás

2008 és 2010 között ivadékhálós mintavételekkel 55 ponton vizsgáltuk a Marcal 11 jelentősebb mellékvízfolyásának a halfaunáját. Ezek között volt a Torna-patak is, amelynek élővilága a 2010 őszi bekövetkezett vörösiszap-katasztrófa következtében teljesen megsemmisült.

61 mintavétel során összesen 32 faj 7262 egyedét azonosítottuk. A 11 vízfolyást tekintve öt faj dominanciája ért el 5 százalékos vagy annál magasabb értéket (*Rutilus rutilus*, *Phoxinus phoxinus*, *Gobio gobio*, *Rhodeus amarus* és *Alburnus alburnus*), frekvencia tekintetében 16 lépte át az 50 százalékos határt. Kedvezőtlen, hogy az utóbbi fajok negyede idegen eredetű (*Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus semilunaris*). Natív halaink közül a *Phoxinus phoxinus* és az *Alburnoides bipunctatus* néhány korábbi lelőhelyről eltűnt, ezzel szemben az adventív *Gasterosteus gymnurus*, a *Neogobius fluviatilis* és a *N. melanostomus* terjed.

A Torna-patak élővilágát az erősen lúgos vörösiszap gyakorlatilag teljesen kipusztította. A regenerálódás esélyei ennek ellenére sem rosszak, ugyanis a víz pH-értéke helyreállt, a vörösiszap vízben oldódó nehézfém-tartalma csekély, két mellékpatakjában pedig megtalálhatók az újranépesítéshez szükséges fajok. Ugyanakkor számítani lehet a *Neogobius*-fajok elszaporodására, ami natív halaink, köztük ragadozók telepítését indokolhatja.

Summary

The fish fauna of 11 major tributaries of River Marcal were studied by fry net sampling on 55 sites between 2008 and 2010. One of these tributaries was the Torna stream, which suffered a complete loss of aquatic life as a result of the red mud disaster in autumn of 2010.

A total of 7262 individuals belonging to 32 species were identified during the 61 sampling events. In the 11 waterflows, the dominance of five species reached a value of 5 percent or more (*Rutilus rutilus*, *Phoxinus phoxinus*, *Gobio gobio*, *Rhodeus amarus* and *Alburnus alburnus*). As to frequency, 16 species were over the 50 percent limit. It is unfavourable that a quarter of the latter species is of foreign origin (*Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus semilunaris*). Of the native fish species, *Phoxinus phoxinus* and *Alburnoides bipunctatus* have disappeared from some previous habitats, while the adventive *Gasterosteus gymnurus*, *Neogobius fluviatilis* and *N. melanostomus* are spreading.

The wildlife of the Torna stream was virtually eliminated by the highly alkaline red mud. In spite of this, the chances for regeneration are not bad, as the pH value of water has been restored, the water-soluble heavy metal content of red mud is low, and two of the tributaries preserve the species for recolonization. However, an increase in the abundance of *Neogobius* species can be expected, which may justify stocking of native fishes, including predatory ones.

Bevezetés

2010. október 4-én átszakadt az ajkai timföldgyár egyik zagytározójának a gátja, s egymillió köbméter erősen lúgos vörösiszap zúdult a Torna-patakba, majd abból a Marcalba. A két vízfolyás érintett szakaszán az élővilág szinte teljesen megsemmisült, ezért az innen gyűjtött korábbi adatok hirtelen érvényüket veszítették, ugyanakkor azonban felértékelődtek, hiszen az újranépesülés folyamata ezek alapján válik értékelhetővé.

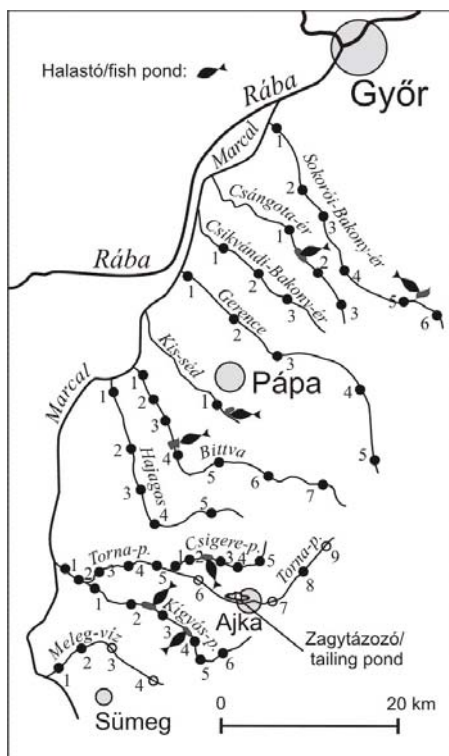
A Torna-patak és a Marcal felső szakaszára vonatkozó, valamint a betorkolló mellékvizekből származó biotikai adatok ugyancsak fontossá váltak, mert az életközösség elsősorban ezekből regenerálódhat. Tekintettel az ügy jelentőségére, a Marcalról publikált halfaunisztikai észleléseinken túl (Harka et al., 2009) azokat a még publikálatlan adatainkat is az illetékes természetvédelmi szerv rendelkezésére bocsájtottuk, amelyeket 2010-ben gyűjtöttünk a mellékpatakokról. Dolgozatunk nagyrészt ez utóbbi vizsgálat eredményeiről számol be.

A vizsgálatok helye, ideje és módszere

A Sümeg határában eredő Marcal – mintegy 100 folyamkilométer megtétele után – Győr közelében torkollik a Rábába. Saját forrása csekély hozamú, bal oldali mellékvizei jelentéktelenek, vizének zömét a jobb oldali, Bakony felől érkező patakok adják. Utóbbiak közül a Csigere- és Kígyós-patak vizét is befogadó Torna-patak a legnagyobb, amelynek közepes vízhozama a torkolatnál 1,2 m³/s (Ádám et al., 1984).

A vizsgált vízfolyások és mintavételei helyek, amelyek földrajzi fekvése az 1. ábra térkép-vázlatán feltüntetett víznevek és kódszámok alapján azonosítható, a következők voltak.

- a) *Sokorói-Bakony-ér*: 1 – Koroncó, 2 – Felpéc, 3 – Kajárpéc, 4 – Lovászpataka, 5 – Gic, 6 – Bakonygyirót fölött.
- b) *Csángota-ér*: 1 – Gyömöre, 2 – Lovászpataka, 3 – Bakonyzentiván.
- c) *Csikvándi-Bakony-ér*: 1 – Csikvánd, 2 – Gecse, 3 – Vanyola.
- d) *Gerence*: 1 – Malomsok, 2 – Takácsi, 3 – Csót, 4 – Bakonykoppány, 5 – Bakonybél alatt.
- e) *Kis-séd*: 1 – Pápa (Kéttornyúlak).
- f) *Bittva*: 1 – Békás, 2 – Mihályháza, 3 – Nyárad, 4 – Dáka, 5 – Kup, 6 – Ganna, 7 – Bakonyjákó fölött.
- g) *Hajagos*: 1 – Vinár, 2 – Dabrony, 3 – Vid, 4 – Somlószőlős, 5 – Noszlop.
- h) *Torna-patak*: 1 – Karakó, 2 – Kisberzseny, 3 – Apácatorna, 4 – Somlójenő, 5 – Somlóvásárhely, 6 – Devecser fölött, 7 – Ajka fölött, 8 – Városlőd alatt, 9 – Csehánya.
- i) *Csigere-patak*: 1 – Borszörcsök, 2 – Devecsertől északra, 3 – Devecser, víztározó fölött, 4 – Ajka (Lerénd-pusztá), 5 – Ajka (Bakonygyepes).
- j) *Kígyós-patak*: 1 – Veszprémgalsa, 2 – Káptalanfa, 3 – Nyírad alatt (tározó fölött), 4 – Nyírad, 5 – Nyírad fölött.
- k) *Meleg-víz*: 1 – Zalagyömörő, 2 – Csabrendek, 3 – Gyepükaján, 4 – Nyírad.



1. ábra. Mintavételei helyek
Fig. 1. Sampling sites

Adatainkat 2008. június 19. és 2010. szeptember 24. között gyűjtöttük. A felmérés során hétezernél több halpéldányt azonosítottunk. Fogóeszközként minden esetben 3,5 x 2 méteres, 6 mm szembőségű ivadékhalót (kétközháló) használtunk. A fajok és egyedszámok feljegyzését követően a halakat a helyszínen szabadon engedték. A diagramokat a Microsoft Office Excel 2003 program segítségével készítettük, az adatok elemzéséhez a PAST PAleontological STatistic programcsomagját alkalmaztuk. A lelőhelyek táblázatainkban szereplő földrajzi szélességét és hosszúságát (fok, perc, másodperc) a Google Earth program térképei alapján állapítottuk meg.

Eredmények

Helyszíni mintavételeink több mint 90 százaléka eredményesen zárult, azaz sikerült halat fognunk, 5 esetben azonban – a Torna-patak és a Meleg-víz felső szakaszán – hiába próbálkoztunk. Ezeket a mintavételei helyszíneket üres karikák jelzik az 1. ábrán. A 61 mintavétel során összesen 32 faj 7262 egyedét azonosítottuk (1-5. táblázat).

Pisces Hungarici 5 (2011)

1. táblázat. A Sokorói-Bakony-érből és a Csángota-érből azonosított halpéldányok száma
Table 1. Number of fish specimens identified from Sokorói-Bakony-ér and Csángota-ér streams

Vízfolyás/stream	S o k o r ó i - B a k o n y - é r						C s á n g o t a - é r			
Lelőhely/locality	Koroncó	Felpéc	Kajárpéc	Lovászpatona	Gic	Bakonygyirót f.	Gyömöre	Lovászpatona	Bakony-szentiván	
Kód/code	1	2	3	4	5	6	1	2	3	
Magasság/altitude (m)	115	123	128	139	150	174	129	144	176	
N ^o '"	47.35.30	47.31.13	47.29.36	47.26.26	47.25.32	47.24.36	47.28.57	47.25.54	47.22.29	
E ^o '"	17.31.29	17.35.30	17.36.57	17.39.39	17.44.41	17.48.02	17.33.50	17.37.45	17.39.56	
Faj/species	Dátum/date	2008.06.21.	2008.06.21.	2010.07.31.	2010.07.31.	2010.07.31.	2010.07.31.	2010.09.11.	2010.09.11.	2010.09.11.
<i>Rutilus rutilus</i>		44	10	4	52	34	-	123	114	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		1	-	-	1	-	-	3	21	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>		32	-	14	-	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>		43	8	-	-	3	-	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspius aspius</i>		1	-	3	-	-	-	-	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>		28	-	14	1	2	-	39	-	-
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>		-	1	6	1	-	-	31	-	-
<i>Abramis brama</i>		-	-	3	-	-	-	1	-	-
<i>Vimba vimba</i>		-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Barbus barbus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>		-	22	1	12	35	-	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>		34	1	3	6	25	-	-	7	1
<i>Rhodeus amarus</i>		12	-	5	1	-	-	35	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>		-	-	3	-	2	-	-	-	-
<i>Carassius carassius</i>		-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>		-	-	8	14	34	-	-	4	-
<i>Misgurnus fossilis</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>		10	2	14	15	15	-	-	1	-
<i>Barbatula barbatula</i>		-	-	-	4	32	11	-	-	-
<i>Ameiurus melas</i>		-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>		-	-	-	-	-	-	1	1	-
<i>Gasterosteus gymnurus</i>		-	25	42	-	-	-	-	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>		-	5	1	-	-	-	3	4	-
<i>Sander lucioperca</i>		-	-	5	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>		-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>		19	12	6	-	-	-	-	-	-
<i>Neogobius melanostomus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Proterorhinus semilunaris</i>		3	2	2	-	-	-	-	-	-
Σ		227	88	137	107	183	11	238	152	5
Fajsám/N of species		11	10	9	10	10	1	9	7	2
Összes faj/all N of species		23						12		

Pisces Hungarici 5 (2011)

2. táblázat. A Csikvándi-Bakony-érből, a Gerencéből és a Kis-sédből azonosított halpéldányok száma
Table 2. Number of fish specimens identified from Csikvándi-Bakony-ér, Gerence and Kis-séd streams

Vízfolyás/stream	Csikvándi-Bakony-ér			G e r e n c e					Kis-séd	
Lelőhely/locality	Csikvánd	Gecse	Vanyola	Malom-sok	Takácsi	Csót	Bakony-koppány	Bakony-bél alatt	Pápa Kéttornyú-lak	
Kód/code	1	2	3	1	2	3	4	5	1	
Magasság/altitude (m)	119	131	155	119	127	163	217	254	137	
N ° ' "	47.27.54	47.26.27	47.23.32	47.25.56	47.24.16	47.21.02	47.19.04	47.15.47	47.18.06	
E ° ' "	17.26.10	17.31.49	17.36.00	17.23.35	17.28.08	17.34.34	17.41.14	17.43.02	17.27.02	
Faj/species	Dátum/date	2010.09.11.	2010.09.11.	2010.09.11.	2008.06.19.	2008.06.21.	2010.07.31.	2010.07.31.	2010.07.31.	2010.09.10.
<i>Rutilus rutilus</i>	3	-	-	13	-	2	-	-	10	
<i>Scardinius erythrophth.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	23	
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	-	-	7	-	-	-	-	-	
<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	16	59	5	-	-	-	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	367	112	129	122	-	
<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Leucaspilus delineatus</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Alburnus alburnus</i>	51	-	-	2	-	-	-	-	-	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Blicca bjoerkna</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	3	
<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gobio gobio</i>	-	-	-	48	43	23	12	-	-	
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Rhodeus amarus</i>	58	-	-	251	53	-	-	-	9	
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Carassius gibelio</i>	3	-	-	-	1	-	1	-	38	
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cobitis elongatoides</i>	1	-	-	20	34	-	-	-	-	
<i>Barbatula barbatula</i>	-	1	5	-	37	8	13	6	-	
<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Gasterosteus gymnurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gymnocephalus cern.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Neogobius fluviatilis</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	-	
<i>Neogobius melanost.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Proterorhinus semilun.</i>	-	-	-	-	7	-	-	-	3	
Σ	119	1	5	360	604	150	155	128	88	
Fajszám/N of species	7	1	1	8	11	5	4	2	7	
Összes faj/all N of sp.	8			15					7	

Pisces Hungarici 5 (2011)

3. táblázat. A Bittvából és a Hajagosból azonosított halpéldányok száma
Table 3. Number of fish specimens identified from Bittva and Hajagos streams

Vízfolyás/stream	B i t t v a								H a j a g o s				
Lelőhely/locality	Bé- kás	Mi- hály- háza	Nyá- rád	Nyá- rád	Dáka	Kup	Gan- na	Ba- kony- jákó f.	Vinár	Dab- rony	Vid	Somló- szőlős	Nosz- lop
Kód/code	1	2	3	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5
Magasság/altitude (m)	122	127	133	133	150	180	210	276	123	134	138	147	185
N ° ' "	47. 20.26	47. 18.32	47. 17.37	47. 17.37	47. 15.14	47. 14.44	47. 14.04	47. 13.48	47. 18.18	47. 14.24	47. 12.44	47. 10.39	47. 11.16
E ° ' "	17. 19.22	17. 21.11	17. 22.12	17. 22.12	17. 23.59	17. 28.06	17. 31.52	17. 35.40	17. 17.35	17. 19.28	17. 19.60	17. 21.42	17. 27.31
Faj/ species	Dátum/ date	2008. 06.19.	2010. 09.10.	2008. 06.21.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.	2010. 07.30.
<i>Rutilus rutilus</i>	78	35	2	98	28	7	-	-	74	5	7	2	-
<i>Scardinius erythrophth.</i>	4	5	-	3	-	-	-	-	33	5	16	2	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	7	1	-	-	-	-	-	-	2	21	1	8	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	19	59	47	-	-	-	-	19
<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i>	1	1	-	-	-	6	1	-	1	1	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	22	199	-	2	1	-	-	-	15	-	11	-	-
<i>Alburnoides bipunct.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Abramis bjoerkna</i>	15	13	-	-	-	-	-	-	11	9	132	-	-
<i>Abramis brama</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vimba vimba</i>	4	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>	-	7	-	-	-	1	11	-	4	74	30	36	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	2	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-
<i>Rhodeus amarus</i>	67	195	18	10	-	-	-	-	178	2	-	7	-
<i>Cyprinus carpio</i>	-	11	-	-	-	-	-	-	108	-	-	-	-
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	-	29	1	-	-	-	-	-	113	1	4	1	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	-	1	23	6	-	1	4	8	138
<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Gasterosteus gymn.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	9	1	4	6	15	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cern.</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>	2	12	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
<i>Neogobius melanost.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-
<i>Proterorhinus semil.</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Σ	216	533	25	119	45	35	95	53	557	119	205	69	157
Fajszám/N of species	14	16	4	5	4	6	5	2	16	9	8	10	2
Összes faj/all N .of sp.	23								21				

Pisces Hungarici 5 (2011)

4. táblázat. A Torna- és a Csigere-patakban azonosított halpéldányok száma
Table 4. Number of fish specimens identified from Torna-patak and Csigere-patak streams

Vizfolyás/stream	T o r n a - p a t a k									C s i g e r e - p a t a k				
Lelőhely/locality	Kar- kó	Kis- ber- zseny	Apá- ca- torna	Som- ló- jenő	Som- ló- vásár- hely	De- ve- cser f.	Ajka f.	Vá- ros- löd a.	Cseh- bánya	Bor- ször- csók	Deve- cserfő- É-ra	Deve- cser f. tó főlött	Ajka Lerend- puszta	Ajka Ba- kony- gyepes
Kód/code	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1	2	3	4	5
Magasság/altitude (m)	130	135	138	148	154	180	243	272	371	162	174	192	198	219
N ° ' "	47. 07.14	47. 06.10	47. 06.60	47. 07.09	47. 06.54	47. 05.55	47. 07.00	47. 07.56	47. 10.40	47. 07.06	47. 08.16	47. 07.32	47. 07.44	47. 08.15
E ° ' "	17. 12.27	17. 16.00	17. 17.23	17. 21.19	17. 23.06	17. 28.08	17. 35.03	17. 37.44	17. 41.20	17. 25.22	17. 26.49	17. 29.11	17. 30.28	17. 33.33
Faj/ species	Dátum/ date	2008. 06.20.	2010. 09.10.	2008. 06.20.	2010. 09.10.	2008. 06.20.	2008. 06.20.	2010. 09.24.	2010. 09.24.	2010. 09.24.	2010. 09.24.	2010. 09.24.	2010. 09.24.	2010. 09.24.
<i>Rutilus rutilus</i>	22	18	31	21	28	-	-	-	-	30	23	357	-	-
<i>Scardinius erythrophth.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	2	1	10	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-
<i>Squalius cephalus</i>	12	4	12	2	6	-	-	-	-	1	22	2	59	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	46	122
<i>Aspius aspius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	8	19	13	104	52	-	-	-	-	3	16	2	-	-
<i>Alburnoides bipunctat.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	-	-	1	5	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Barbus barbus</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	1	-	-	16	-	-	-	1	1	-
<i>Rhodeus amarus</i>	175	-	5	9	27	-	-	-	-	3	30	-	-	-
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carassius carassius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	1	6	-	-	-	-	2	3	1	-	-
<i>Misgurnus fossilis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	2	1	2	1	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Ameiurus melas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gasterosteus gymmurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	-	1	-	1	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-
<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cern.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neogobius fluviatilis</i>	36	14	4	18	-	-	-	-	-	6	8	-	-	-
<i>Neogobius melanost.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Proterorhinus semilun.</i>	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Σ	266	59	71	173	137	0	0	16	0	57	106	366	106	123
Fajszám/N of species	7	7	9	11	11	-	-	1	-	10	8	7	3	2
Összes faj/all N of sp.	17									16				

Pisces Hungarici 5 (2011)

5. táblázat. A Kígyós-patakból és a Meleg-vízből azonosított halpéldányok száma
Table 5. Number of fish specimens identified from Kígyós-patak and Meleg-víz streams

Vizfolyás/stream	K í g y ó s - p a t a k						M e l e g - v í z				
Lelőhely/locality	Veszprém - galsa	Káptalanfa	Pusztamiske	Nyírád a. tó fölött	Nyírád	Nyírád f.	Zalagyömörő	Csabrendek	Gyepükaján	Nyírád	
Kód/code	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	
Magasság/altitude (m)	136	151	164	185	195	205	138	146	158	193	
N ° ' "	47.05.48	47.04.05	47.02.55	47.01.02	47.00.25	47.00.55	47.00.31	47.02.23	47.02.44	46.59.32	
E ° ' "	17.15.59	17.21.05	17.25.00	17.26.44	17.27.19	17.28.34	17.14.56	17.17.34	17.19.45	17.24.58	
Faj/species	Dátum/date	2010.09.10.	2010.09.10.	2010.09.10.	2010.09.24.	2010.09.24.	2010.09.10.	2010.09.10.	2010.09.10.	2010.09.24.	
<i>Rutilus rutilus</i>		195	31	14	67	-	-	55	-	-	
<i>Scardinius erythrophth.</i>		6	1	-	1	3	-	-	-	-	
<i>Leuciscus leuciscus</i>		6	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Squalius cephalus</i>		7	6	-	-	-	2	-	-	-	
<i>Phoxinus phoxinus</i>		-	-	-	-	36	113	-	-	-	
<i>Aspius aspius</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Leucaspis delineatus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Alburnus alburnus</i>		105	6	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>		-	3	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Blicca bjoerkna</i>		18	-	31	1	-	-	-	-	-	
<i>Abramis brama</i>		-	-	2	-	-	-	-	-	-	
<i>Vimba vimba</i>		1	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Barbus barbus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gobio gobio</i>		-	1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Pseudorasbora parva</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rhodeus amarus</i>		19	9	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Cyprinus carpio</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Carassius carassius</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Carassius gibelio</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Misgurnus fossilis</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cobitis elongatoides</i>		2	-	-	1	2	1	-	-	-	
<i>Barbatula barbatula</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ameiurus melas</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Esox lucius</i>		-	-	-	-	-	2	-	-	-	
<i>Gasterosteus gymnurus</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Lepomis gibbosus</i>		-	-	-	-	-	3	4	-	-	
<i>Perca fluviatilis</i>		16	-	2	3	1	-	-	-	-	
<i>Sander lucioperca</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gymnocephalus cern.</i>		-	-	-	2	-	-	-	-	-	
<i>Neogobius fluviatilis</i>		9	9	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Neogobius melanost.</i>		-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Proterorhinus semilun.</i>		-	-	-	-	-	3	-	-	-	
Σ		384	66	49	75	42	116	64	4	0	
Fajszám/N of species		11	8	4	6	4	3	5	1	-	
Összes faj/all N of sp.		16						5			

Értékelés

A Marcal mellékpatakjai halfaunisztikai szempontból sokáig fehér foltnak számítottak. A Bakonyi Természettudományi Múzeumban ugyan találhatóak ezekből gyűjtött halpéldányok (Bartha, 1996), de túlnyomó részük a Bakony területére eső felső szakaszokról származik. Kivételt egyedül a Bittva jelent, amelyből Nagy Lajos 19 fajt azonosított (személyes közlés), köztük sebes pisztrángot is (*Salmo trutta*), amelyet mi nem észleltünk.

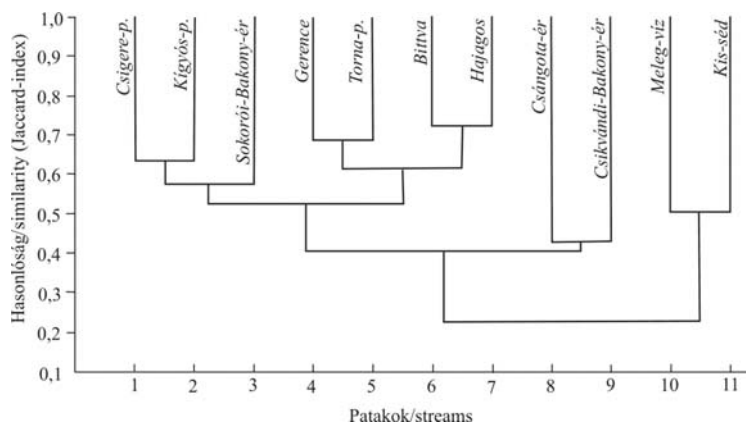
Vizsgálataink során a legtöbb faj a Sokorói-Bakony-érből és a Bittvából került elő (23-23), melyeket a Hajagos követett (21). Közepes fajgazdagság jellemezte a Torna- (17), a Kígyós- és a Csigere-patakot (16-16), valamint a Gerencét (15) és a Csángota-eret (12). Legszegényebbnek a Csikvándi-Bakony-ér (8), a Kis-séd (7), és a felső szakaszán vízhiánytól szenvedő Meleg-víz (5) mutatkozott (6. táblázat).

6. táblázat. A patakok halfaunájának fajgazdagsága és diverzitása
Table 6. Species richness and diversity of the fish fauna in the streams

Paraméter	Sokorói-Bakony-ér	Bittva	Hajagos	Torna-p.	Kígyós-p.	Csigere-p.	Gerence	Csángota-ér	Csikvándi-Bakony-ér	Kis-séd	Meleg-víz
Fajszám (<i>n of species</i>)	23	23	21	17	16	15	15	12	8	7	5
Sorrend (<i>ranking</i>)	1-2	1-2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Simpson-index	0,9077	0,8275	0,8852	0,7949	0,7499	0,6428	0,5998	0,5994	0,6144	0,7190	0,3322
Sorrend (<i>ranking</i>)	1	3	2	4	5	7	9	10	8	6	11

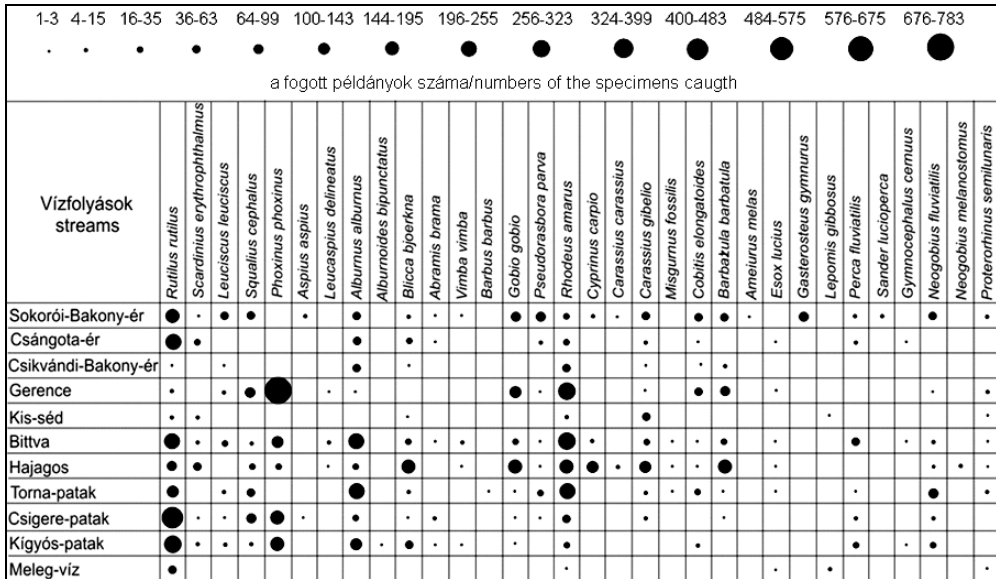
Hasonló a sorrend a vízfolyások Simpson-féle diverzitása alapján is. Az élen ugyanaz a három patak áll, mint fajszám alapján, bár némileg más sorrendben. A Sokorói-Bakony-ér (0,9077) itt is első, a második helyre azonban a Hajagos (0,8852) lépett elő, amely e tekintetben megelőzi a Bittvát (0,8275). A középmezőnyt is ugyanaz a két vízfolyás vezeti, mint fajszám szerint, a Torna- (0,7949) és a Kígyós-patak (0,7499). Egyedül a Kis-séd került lényegesen előrébb diverzitás terén, mint fajszám alapján. A legkisebb értékek azonban mindkét vonatkozásban ismét ugyanazt a vízfolyást, a Meleg-vizet jellemzik.

A fajok jelenlétét vagy hiányát figyelembe vevő Jaccard-index alapján a Bittva és a Hajagos (72%), a Gerence és a Torna-patak (68%) valamint a Csigere- és a Kígyós-patak (64%) faunája mutat nagy hasonlóságot (2. ábra).



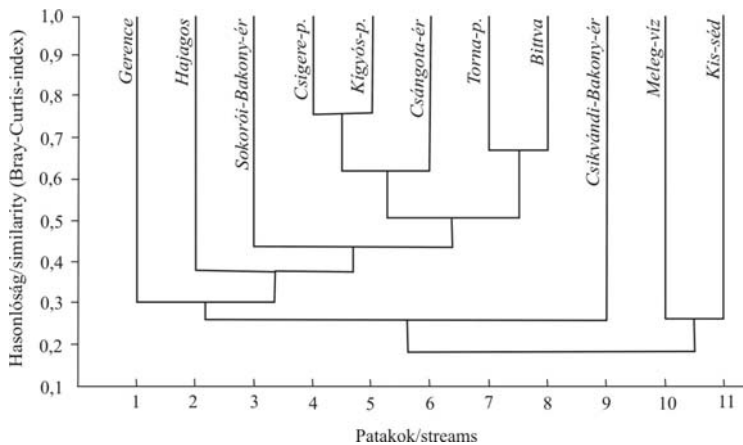
2. ábra. A patakok hasonlósága a fajok jelenléte alapján
Fig. 2. Similarity of the streams according to the presence of species

A fajok tömegessége a Sály és munkatársai (2009) mintája szerint készített 3. ábra segítségével tekinthető át, amely szemléletesen ábrázolja az előkerült fajok abundanciáját.



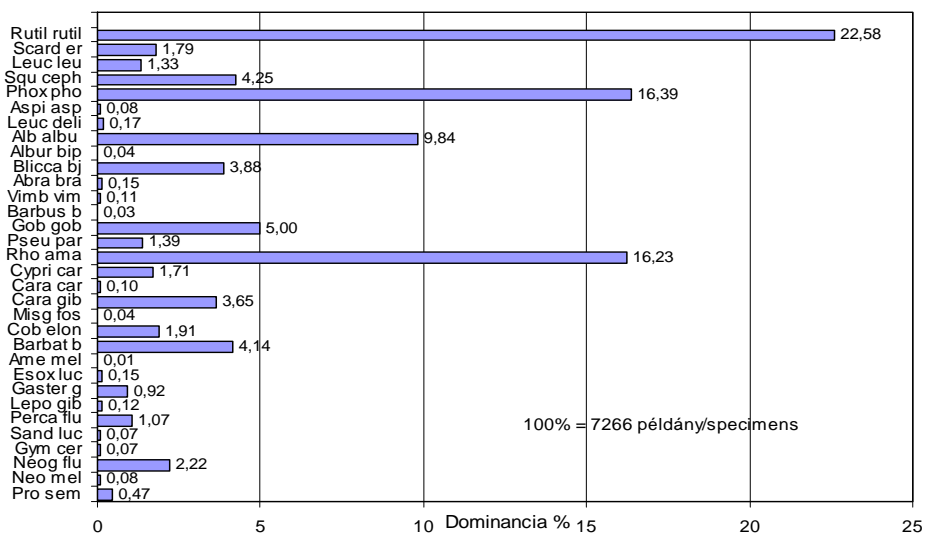
3. ábra. A fajok tömegessége az egyes vízfolyásokban (A körlapok területe arányos a fogott egyedek számával)
Fig. 3. Abundance of the species in each stream (The circles' area is proportional to the number of fish caught)

Az abundanciát is figyelembe vevő Bray-Curtis-index szerint a Csigere- és a Kígyós-patak hasonlósága kiemelkedő (74%), míg a Torna-patak leginkább a Bittvával mutat egyezést (64%), jelentősen eltávolodva a fajkészlet szerint hozzá legközelebb álló Gerencétől (4. ábra).



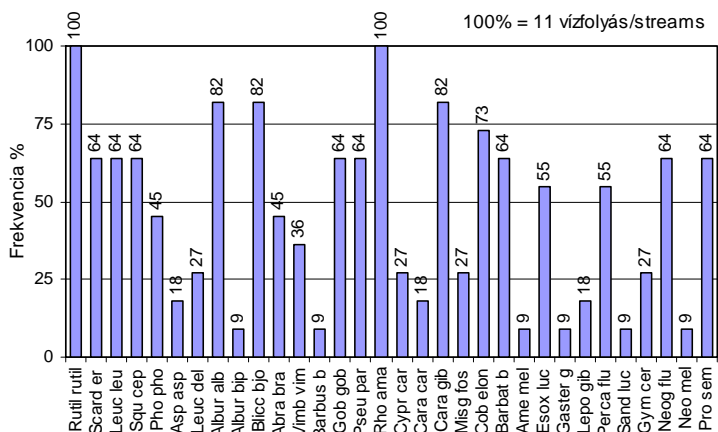
4. ábra. A patakok hasonlósága a fajok tömegessége alapján
Fig. 4. Similarity of the streams according to the abundance of species

A mellékpatakból azonosított 32 fajból négynek a dominanciája volt kiemelkedő (*Rutilus rutilus*, *Phoxinus phoxinus*, *Rhodeus amarus* és *Alburnus alburnus*), öt ért el 3-5%, további hét 1-3% közötti értéket, a többi 16 faj aránya 1% alatt maradt (5. ábra).



5. ábra. A fogott fajok dominanciája
Fig. 5. Dominance of the fish species caught

A fajok frekvenciáját tekintve viszonylag egységes a mellékpatakok rendszere, hiszen a 32 fajból 16 a vízfolyások több mint felében kimutatható volt, s közülük két faj, a bodorka (*Rutilus rutilus*) és az ökle (*Rhodeus amarus*) mindegyik vízfolyásból előkerült (5. ábra). Kedvezőtlen viszont, hogy e fajok negyede idegen eredetű (*Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Neogobius fluviatilis*, *Proterorhinus semilunaris*).



6. ábra. Az előkerült fajok frekvenciája
Fig. 6. Frequency of the detected fish species

Megfelelő adatok híján a vízfolyások múltbeli halfaunájáról nincs átfogó képünk, a jelenlegi halállomány alapján pedig merészség lenne állást foglalni eredeti faunájukat illetően. Az idők folyamán ugyanis számos olyan hatás érte e vizeket, amely módosította halállományukat, de nem tudhatjuk, hogy a medermódosítás, a halastavak létesítése, a bányavizek bevezetése, az ipari szennyezés vagy a kommunális szennyezés mikor hatott inkább a fajok jelenlétére, és mely esetben inkább a tömegességi viszonyokra.

Eredetileg például a fűrge cselle (*Phoxinus phoxinus*) nagy valószínűséggel megtalálható volt a Torna-patakban is. Erre azonban csak mellékvizei, a Csigere- és Kígyós-patak faunája alapján következtetünk, mert a szennyezések hatására a felső 25 km-es szakasza gyakorlatilag halmentessé vált (egyedül a rendkívüli tűrőképességű kínai razbóra – *Pseudorasbora parva* – került elő innen). A Csigere- és Kígyós-patak hígító hatásának köszönhető, hogy a Torna-patak alsó szakaszán 17 halfaj került elő. Eredményeink azt mutatják, hogy a Torna-patak a vörösiszap-katasztrófa előtt is folyamatos szennyezésnek volt kitéve.

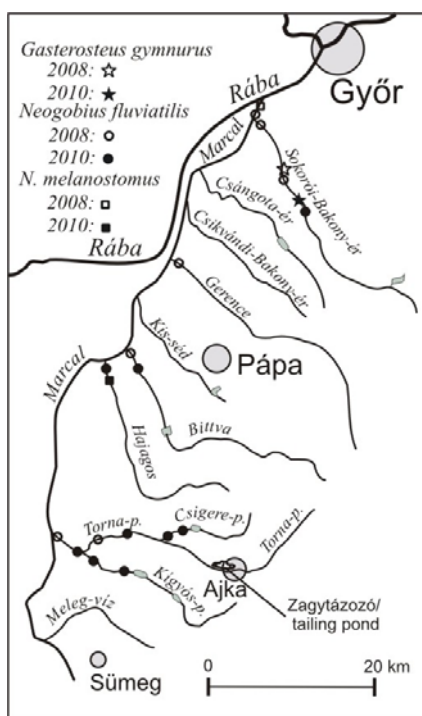
A zirci Bakony Múzeum munkatársai a Gerence és a Bittva mellett korábban a Csángota-érből is kimutatták a fűrge csellét (Barta, 1996), de az utóbbi helyen mi nem észleltük. Elterjedésének változása jól példázza a patakokon létesített víztározók hatását. A víztározó nélküli Gerencében majdnem a torkolatig megtalálható a faj, viszont ahol tározót létesítettek, ott visszaszorult a hegyvidékre, s a tározók alatti állomány felmorzsolódott.

Hajdan sujtásos küsz (*Alburnoides bipunctatus*) is több vízfolyásban élt, Barta (1996) korábban még a Gerencéből és a Meleg-vízből is jelezte előfordulását, de ma már csak a Kígyós-patak torkolatközei szakaszán találtuk meg néhány példányát. A fűrge csellel szemben a sujtásos küsz inkább a patakok középső szakaszára jellemző halfaj, épp ott, ahová a víztározókat építették. Az Északi-középhegységben az utóbbi évtizedben jelentősen megerősödött az állománya, s újabb területeket hódított meg (Szepesti & Harka 2007, Sály et al. 2009). Ezzel szemben kérdés, hogy a Kígyós-patakban talált töredékpuláció egyáltalán fenn tud-e maradni.

Miközben őshonos halaink visszaszorulnak, több invazív faj is terjed a Marcal vízrendszerében. A nyugati pikó (*Gasterosteus gymnurus*), amelyet korábban a tuskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) csekély vétezetű változataként tartottak nyilván (Paepke, 2001), Ausztria felől, a Bécs környékén telepített állományból érkezetett (Kottelat & Freihof, 2007). A Rába alsó szakaszán, a Marcal torkolata közelében 1992-ben észleltük először (Harka, 1992), a Sokorói-Bakony-érben 2008-ban találtuk meg (Felpéc). Két évvel később néhány kilométerrel följebb is előkerült (Kajárpéc) a vízfolyásból, de viszonylagosan kis mozgékonyaságából adódóan a térhódítása nem jelentős.

Lényegesen gyorsabb egyes gébfajok előnyomulása. A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) például, amely a Rábából 1999-ben került elő (Harka & Bíró, 2006), 2008-ra a Torna-patak torkolati szakaszáig jutott fel a Marcalon (Harka et al., 2009), ami évente mintegy 10 km távolság megtételét jelenti. Ugyanezen évben a Sokorói-Bakony-érben Felpécig, a Torna-patakban Apácatornáig hatolt fel, míg a Gerencében és a Bittvában csak a torkolat közelében sikerült kimutatnunk. A Torna vízrendszerében hasonló nagyságú, 7-10 km/év terjedési sebességet tapasztaltunk.

A feketeszájú vagy kerekfejű géb (*Neogobius melanostomus*) a Rábából 2005-ben



7. ábra. Az invazív fajok terjedése
Fig. 7. Spreading of the invasive species

került elő (Keresztessy, 2007). A Marcal torkolatközei részén 2008-ban észleltük, de nagy gyakoriságából további gyors terjedésére lehetett következtetni (Harka et al., 2009). Ez be is következett, ugyanis 2010-ben már a Hajagosban észleltük, tehát évente mintegy 20 kilométert haladt fölfelé a Marcalon.

A vízrendszer és halfaunája ismerete a 2010 őszi környezeti katasztrófát szenvedett Torna-patak és Marcal revitalizációjával kapcsolatban is lehetőséget ad bizonyos szintű előrejelzésre. Feltevésünk szerint meglepően gyors lehet az élővilág regenerálódása, ugyanis a károsodott vízfolyások egy olyan vízrendszer részei, amely túlnyomórészt érintetlen maradt. A Marcal adottságai ebből a szempontból különösen kedvezők. Legalább 8-10 olyan mellékpatak táplálja, amely egyrészt menedéket nyújthatott a mérgezés elől menekülő halaknak, másrészt ezek nagyjából egyenletesen oszlanak el a folyó mentén, ezért annak teljes hosszán egyidejűleg indulhat meg az élővilág vissza- és betelepülése. Biztató, hogy a mellékpatakokban minden olyan halfaj megtalálható, amely a Marcal érintett szakaszát korábban jellemezte, a torkolata pedig a Rábából népesülhet be.

Hasonlóképpen regenerálódhat a Torna-patak, ugyanis halfajai szinte hiánytalanul megtalálhatók az északról betorkolló Csigere- és a délről érkező Kígyós-patakban. A forrástól Kolontárig terjedő, korábban is hal nélküli felső szakaszon azonban csak akkor várható változás, ha ott is megszűnik a szennyezés.

A vízi életközösség és a belőlük szerveződő tápláléklánc újraépüléséhez azonban időre van szükség. Nagy hiba lenne halakat telepíteni a vízfolyásokba addig, amíg a nekik táplálékláncot szolgáló szervezetek nem szaporodnak el tömegesen. Az ilyen beavatkozás csak rontana a helyzetet, hiszen a halak a szűkös tápláléklánc egykettőre kifálnak, hátráltatva a megfelelő mértékű elszaporodásukat. Egy-két év múlva azonban, ha a vizsgálatok eredményei alapján már nem kell attól félni, hogy a jó szándék visszajára fordul, telepítésekkel is javítani lehet a halállomány összetételén. Szükség is lehet erre, mert a pusztulás nyomán kiüresedett élőhelyeket olyan igénytelen, jól alkalmazódó, nagy szaporaságú, de csekély értékű jövevényfajok foglalhatják el. Velük szemben a ponty és a dévérkeszeg, majd a csuka, süllő és harcsa telepítésére kerülhet sor.

Az ország gazdasági helyzetéből adódóan nem valószínű, hogy a közeli jövőben több jutna vizeinkre annál, mint amennyit a katasztrófa előtti állapot visszaállítása kíván. Távolról azonban ennél sokkal többre van szükség. A Marcalt, amely tisztított, de kellő mértékben meg nem tisztult szennyvizeket szállító csatornává degradálódott, vissza kell alakítani igazi folyóvá, amely változatos élőhelyeket kínál a különböző igényű fajoknak.

Irodalom

- Ádám L., Marosi S., Szilárd J. (szerk.) 1987. *A Dunántúli-középhegység, A) Magyarország Tájjelképe 5.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 500.
- Bartha Z. 1996. *A Bakonyi halai.* Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc, pp. 42.
- Harka Á. 1992. A Rába halfaunája. *Halászat* 85(4): 154-158.
- Harka Á., Bíró P. 2006. Ponto-kaszpikus halfajok jelenkori terjeszkedése Közép-Európában. *Halászat* 99(1): 33-41.
- Harka Á., Szepesi Zs., Nagy L. 2009. A Marcal halállományának faunisztikai felmérése. *Pisces Hungarici* 3. 27-32.
- Hammer, O. 1999-2010. PAST Paleontological Statistics Version 2.04. www.nhm.uio.no/norges/past/past
- Keresztessy K. 2007. Halfaunisztikai kutatások a Rábán. *Pisces Hungarici* 1. 19-25.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes.* Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, p. 646.
- Paepke, H.-J. 2001. *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758. In Banarescu, P. & Paepke H.-J. (ed): *The freshwater fishes of Europe.* Vol. 5. Cyprinidae 2 Part III: Carassius to Cyprinus, Gasterosteidae. Aula-Verlag. (pp. 305): 209-256.
- PAST Paleontological Statistics. <http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- Sály P., Erős T., Takács P., Kiss I., Bíró P. 2009. Kisvízfolyások halegyüttéstípusai és karakterfajai a Balaton vízgyűjtőjén: élőhelytípus-indikátorok és fajegyüttes-indikátorok. *Pisces Hungarici* 3. 133-146.
- Sály P., Takács P., Erős T. 2009. Halfaunisztikai vizsgálatok Borsod-Abaúj-Zemplén megye északi térségében. *Állattani közlemények* 94(1). 73-91.
- Szepesi Zs., Harka Á. 2007. Egy mesterséges kisvízfolyás, a mátraalji Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei, és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2. 117-127.

THE ICHTHYOLOGICAL ASPECTS OF THE CONTAINMENT OF INLAND WATERS IN THE KÉK-KÁLLÓ-VALLEY

A BELVÍZI VÉSZTÁROZÁS HALTANI VONATKOZÁSAI A KÉK-KÁLLÓ-VÖLGYBEN

JUHÁSZ Lajos

University of Debrecen, Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, Department of Nature Conservation Zoology and Game Management
juhaszl@agr.unideb.hu

Kulcsszavak: belvízi vésztározó, halközösség, Nyírség, Natura 2000

Keywords: reservoir for inland waters, fishfauna, East-Hungary, Natura 2000

Összefoglalás

A Debrecentől keletre futó Kék-Kálló-völgyben kialakított időleges belvízi tározó és a vízfolyás aktuális halközösségét vizsgáltuk 2010 nyarán. A jelentős vízmennyiség haltani hatásai mellett a védett területen a Natura 2000-es „jelölő” fajok mennyiségi viszonyait is felmértük. Megállapítottuk, hogy a régióban szokatlanul nagy vízmennyiség nem járt együtt a halközösség sokféleségének jelentős növekedésével, inkább az inváziós fajok (pl.: *Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*) állományának növekedését tapasztaltuk. Az összesen kimutatott 10 faj közül 3 védett (*Gobio gobio*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*) faj került elő, amelyek közül 2 faj a Natura 2000-es program „jelölő” faja is (*Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*).

Summary

During our research in the summer of 2010 we were focusing on the fish fauna inhabiting in the Kék-Kálló-vale's reservoir for inland waters located east from Debrecen. Besides the enormous effect of the water on the living standards of fish, we assessed the quantity of the Natura 2000 „indicator” species. It can be concluded that the amount of water in this region does not necessarily induce diversity in the fish fauna, what we experienced is the growing amount of invasive species (e.g. *Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*). All in all 10 species have been assessed of which three (*Gobio gobio*, *Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*) are protected, two of them are “indicator” species (*Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*).

Introduction

The value of the protected natural areas is determined by the groups of the inhabiting species and also by other (geological, hydrological, landscape and culture-historical) values. Nationally some species have significant natural value and deserved to be protected or highly protected. Not only these, but other species mean an overriding importance to the European Community as well. From these species some of them called “indicator species” and their presence requires and justifies designation of Sites of Community Importance (e.g. NATURA 2000).

Several species of the freshwater fish have become scarcer in Europe, therefore gained endangered status and got protection under the European Union law. Those habitats that house these species could be gain outstanding protection. One of the purposes of this sampling is to verify that „indicator” and protected fish species can be found in the waters of the NATURA 2000 protected and High Nature Value landscape (HVN), the Kék-Kálló-valley. During our research we examined the ichthyological aspects of the consequences of the heavy load of the waterfall in the inland waters.

The literatures dealing with the fish fauna of the Nyírség in depth are scarce. The researchers of the fish fauna have not been devoted their attention to this area, mainly because of the limited expanse of the surface water and the lack of natural abounding river water. The composition of the fish fauna of this lake system has been settled in the 1970s with predetermined species and shaped by immigrant species connecting through channels. These processes have not been researched, thus only a few publications are available about the fish fauna of the Nyírség, mainly about the South-Nyírség Erdőpuszta's species. We

only managed to collect professional texts older than 150 years about the fish fauna of this area.

Kovács (1882) enumerates 24 fish species from the neighbouring waters of Debrecen and was first to mention the appearance of *Umbra krameri* from this region. Varga's (1882) list of species contains a mere 7 fish species for the Hajdú-Bihar county. Hankó (1925) reports in the fishery part of Szilády's (1925) essay about 59 species from the Great Plain. His list of species contains the fish living in the reaches of the Danube and Tisza river with the all the other rivers emptying into them. Nagy (1924) gives an account of the presence of 9 species in the region of Nyíregyháza and adds that the waters of the region are unexplored in context of fish fauna aspects. Nagy (1931) mentions 14 fish species from the neighbouring waters of Debrecen.

In his essay of the Original Animal World of Alföld Hankó (1933) proves the existence of 31 fish species dating back to the 16th century. Although the essay of Kiss (1943) doesn't have fish fauna aspects, yet clearly verifies the wealth of fish in the region of the Nyírség. It discusses the fishing waters from village to village, giving a list of the most common fish. It mentions the *Misgurnus fossilis* to be found nearly every village, altogether 11 species from the waters of the Nyírség. Székessy (1953) registered 3 fish species from Bátorliget area.

Borsy (1961) literally recites the data from Nagy (1924) and Kiss (1943). The short essay of Keresztessy (1992) pertain to Bátorliget, demonstrating the appearance of 6 species. The publication of Dudás & Sándor (1993) contains a contemporary list of species. In their work they registered the existence of 21 species. From their list of species outstands the *Leuciscus leuciscus* which has not been mentioned before. Juhász & Szendrei's (1993) study about the birdlife of the Reservoir of Haláp touch upon the storks consuming *Misgurnus fossilis*. The remains of the prey of the *Pandion haliaetus* - the ones that visits the reservoir - accertained to be *Carassius gibelio*. *Ardea cinerea* eating *Scardinius erythrophthalmus* has been documented as well. Endes (1997) disclosed 3 species from Brook Tóóc. Juhász (1996) gives the whole list of fish living in the Lake Fancsika in his essay dealing with the natural value of this lake. Juhász (1997, 2000) stresses the importance of some species of the Reservoir of Haláp. An article of 2002 states the results of the in-depth study of a 3 years' work carried out by Juhász & Sallai in field of fish waters.

Material and methods

The observations took place in 9 and 18 June 2010 and 20 June. Before the actual sampling we took tours to designate the typical sampling point, which represented the waters observed by us (*Figure 1.*) In that time the main part of the area is used to contain water for inland flood. The maximum amount of rainfall is in late spring and early in summer. Meaning a significant supply of water to the natural depression vale running in an artificial bed of the Kék-Kálló-vale, (2nd mainflow). The inland water container is protected with round dam, from this water can be controlled by sluice in direction to the flow-through waters. The bed has been filled with huge amount of water. This area represented one of the sampling points.

After wandering over to the other parts of the waterflow we indicated an additional of two sampling points with regard to the bed and the peculiarity of the natural area of the waters. Altogether 3 sampling points have been arranged. The distance between the two farthest points of the waterflow is 4 km. The third one was close to a construction works, a characteristic dam, which gives perfect place to several species.

The sampling was carried out with a hand framed close-woven fishing net and also with a handle landing net used for research. The captured fish were packed into buckets for documentation purposes and after that they had been release back to the water. The research has not been caused death to any of the fish directly.

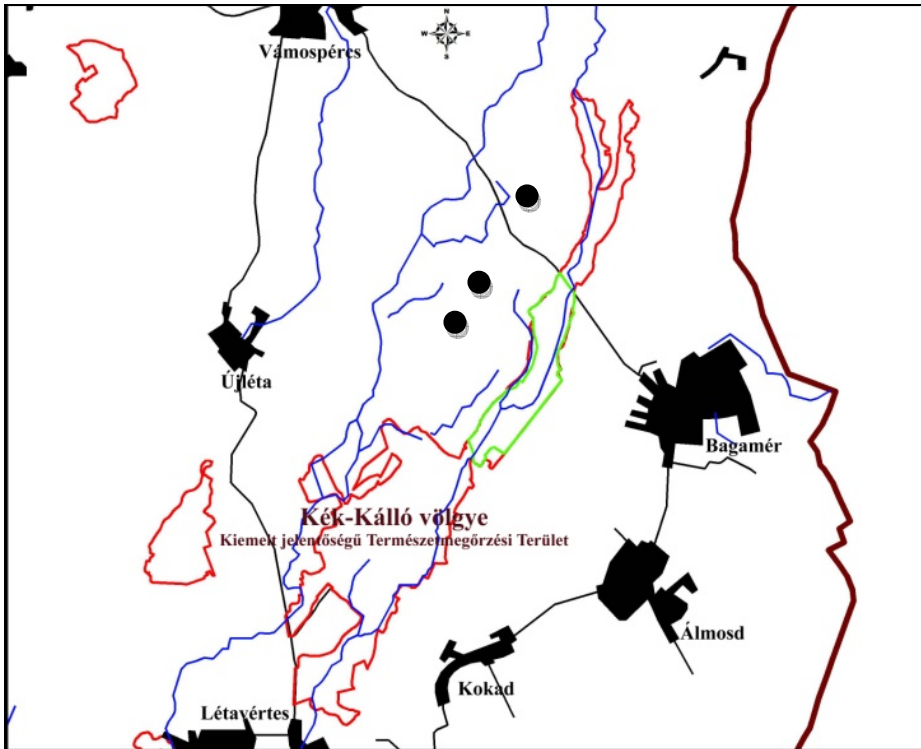


Fig. 1. The NATURA 2000 land of Kék-Kálló-valley, ●: sampling points
1. ábra. A Natura 2000-es terület a Kék-Kálló-völgyben, ●: mintavételi pontok

Results

Using different types of research methods 10 species of fish, approximately 350 specimens have been captured at the three sampling points (Table 1.). The taxonomy is the follows 3 order 4 family:

CYPRINIFORMES

CYPRINIDAE

1. *Rutilus rutilus*
2. *Scardinius erythrophthalmus*
3. *Tinca tinca*
4. *Gobio gobio*
5. *Pseudorasbora parva*
6. *Rhodeus sericeus*
7. *Carassius gibelio*

COBITIDAE

8. *Cobitis elongatoides*

ESOCIFORMES

ESOCIDAE

9. *Esox lucius*

PERCIFORMES

CENTRARCHIDAE

10. *Lepomis gibbosus*

The only common species is the *Carassius gibelio*, of which mature specimens spawned in ideal conditions in the warming reservoir in June. Among the captured fish numerous were mature coming from the water of the reservoir. A huge number of the offsprings from this species gathered on both side of the sluice. Some *Cobitis elongatoides* turned up in the entrance of both sides of the tubes crossing the gate of the sluice at the 1st sampling point. At the second sampling we were unable to verify with measurement the presence of this species, due the shallow level of water.

Table 1. The distribution of the captured fish species by sampling points
1. táblázat. Az egyes mintavételi pontokon megfogott halfajok mennyiségi viszonyai

Species	1st sampling point	2nd sampling point	3rd sampling point
<i>Rutilus rutilus</i>	2	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	3
<i>Tinca tinca</i>	1	-	-
<i>Gobio gobio</i>	16	3	-
<i>Pseudorasbora parva</i>	25	5	11
<i>Rhodeus sericeus</i>	-	18	4
<i>Carassius gibelio</i>	235	-	-
<i>Cobitis elongatoides</i>	6	-	-
<i>Esox lucius</i>	1	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	23	-	-
Species altogether	8	3	3

From the shallow reservoir and at the brink of the bed we found one specimen of *Tinca tinca* and one specimen of *Esox lucius*. From the water coming out of the sluice we found invasive species (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*, *Carassius gibelio*). Apart from them elderly (living their second summer) specimens of *Rutilus rutilus* have identified.

At the second sampling point from the lower part of the water flowing from the barrage a lot of *Rhodeus sericeus* turned up. The reason for this is can be explained with the existence of rich vegetation, the harder basis and also with the fact that the water of the swift flowing river contains more oxygen.

At the third sampling point (where the bridge span over the bed) in front of the bridge the bed is paved and after it as well and also it is paved under the bridge. This part of the bed has not been ruled by the vegetation that much and the basis haven't silted. From this part derives new species as the *Scardinius erythrophthalmus*, the *Rhodeus sericeus* and the *Pseudorasbora parva*.

Discussion

From the restricted time given we had for the research of fish fauna we can only gain data about the actual presence of the fish fauna that can be found in real time. General conclusions cannot be drawn from the results, it requires monitoring. It can be seen that the vast majority of the fish is gathering around the construction works, because only a few species are able to bear and live with the full coverage of vegetation and the silting bed. During the research we expected to come across with the *Misgurnus fossilis*, but no specimen have occurred. The reason for this could be explained with the possible error in the applied method or else this species is generally extinct from this area indeed. On the other hand this species is reported (Juhász, Sallai, 2002) from several part the South-Nyírség previously. All in all it can be pointed out that two indicator species of the NATURA 2000 (*Rhodeus sericeus*, *Cobitis elongatoides*), and three nationally protected species (*Gobio gobio*,

Rhodeus sericeus, *Cobitis elongatoides*) have turned up within this limited time of examination. Besides these four indigenous and three non-native species (*Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*) consisted the fish fauna in the Kék-Kálló, during that specific time.

We have to add that at the 1st sampling point two interesting specimen of the amphibian species (larvae and fully developed) have been captured and identified. Numerous larvae of the *Triturus dobrogicus* have been collected, both larvae in developing process and fully developed larvae as well. The several specimens we found there are indigenous in the Carpathian adding even more value to this area. The *Pelobates fuscus* deserves attention with its numerous tadpoles. This species also requires special protection on European level and is a subject of several international treaties. The breeding places of this species in this region are not well-known, this research proved the existence of a wide-spread population.

In order to get to know the fish fauna in depth it is inevitably necessary to take more samplings on several occasions. It can be determined that the fauna is vulnerable, since in some years the stream bed entirely dries up, in the following years it's abounding in water. The rescue of the species of the actual fauna is to prevent them being dry out and this is the present task of the nature and environmental protection. If the inland water reservoirs would be flooded for a longer time that would mean perfect conditions for spawning for several species. The barrage that partly supply the Daru wetland with water should be converted into a more fish friendly one, to continuously provide way through for the fish. It would be reasonable in time of the abundance of water that the rampant vegetation should be thinned out. That would allow easier movement for fish.

References

- Dudás M., Sándor, I. (1993): Gerinces állatok: halak, kétéltűek, hüllők, emlősök. In Gyarmathy I. (szerk.): *A Hajdúsági Tájvédelmi Körzet*. Debrecen, 59-62.
- Endes M. (1997): A Tóció-patak völgyének gerinces faunája. In Orosz G. T. (szerk.): *A Tóció-völgy környezeti állapota és természeti értékei*. Magyar Humánökológiai Társaság, Debrecen, 135-144.
- Hankó B. (1925): Halak - Pisces. In Szilády Z. (szerk.): *Nagy Alföldünk állatvilága. A Debreceni Tisza István Tudományos Társaság Honismertető Bizottságának Közleményei*, Debrecen, p.145-150.
- Hankó B. (1933): A hajdani Alföld ősi állatvilága. *A Debreceni Tisza István Tudományos Társaság Honismertető Bizottságának Közleményei*, Debrecen, 8. 29. 1-83.
- Juhász L., Szendrei L. (1999): Madárvilág a Halápi tározón. *Debreceni Déri Múzeum Évkönyve*, 5-37.
- Juhász L. (1997): Vízivilág az Erdőpusztán. *Calandrella*, XI/1-2: 62-71.
- Juhász L., Sallai Z. (2002): A Dél-Nyírség halfaunája. *Debr. Déri MúzeumTud. Évk. 2000-2001/-es kötet.*, 17-45.
- Keresztessy K. (1992): The fishes of Bátorliget Nature Reserves. *Misc. Zool. Hungarica*, 7: 79-80.
- Kovács J. (1882): Állattani ösmertetés. In Zelizy D. (szerk.): *Debreczen Sz. Királyi Város Egyetemes Leírása*. Debreczen, p. 166-180.
- Nagy J. (1931): 2. Állatvilág - Halak. In Kiszely Gy. (szerk.): *Debreczen Sz. Kir.Város Magyarország városai és vármegyéi*, Vármegyei Könyvkiadó, Budapest, 218-220.
- Székessy V. (1953): Bátorliget hal-faunája. Pisces. In Székessy V. (szerk.): *Bátorliget élővilága*, Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 430.
- Varga G. szerk. (1882): A megye állatvilágának rövid áttekintése. In: Varga G. (szerk.): *Hajdumegye leírása. A Magyar Orvosok és Természetvizsgálók 1882. Debreczenben tartott XXII-dik Nagy Gyűlésének alkalmából*, Debreczen, p.142-145.



Feltöltött vésztározó a Kék-Kálló völgyében 2010. június elején



A vésztározó apadó vize június közepén (Juhász Lajos felvételei)

ICHTHYOFAUNA OF THE SLOVAK PART OF RIVER BODROG

A BODROG SZLOVÁKIAI SZAKASZÁNAK HALFAUNÁJA

Ján KOŠČO¹, Ladislav PEKÁRIK², Lenka KOŠUTHOVÁ³, Michal NOWAK⁴

¹Department of Ecology, University of Prešov, SR; ²Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, SR; ³Inst. of Breeding and Diseases of Game and Fish, Univ. of Vet. Medicine in Košice, SR; ⁴Dept. of Ichthyobiology and Fisheries, University of Agric. in Krakow, Poland; *kosco_j0@unipo.sk, ladislav.pekarik@savba.sk, kosuthova@uvm.sk, michal.nowak@ur.krakow.pl*

Keywords: lowland river, long-term changes, ecological groups, South-East Slovakia
Kulcsszavak: alföldi folyó, hosszú távú változások, ökológiai csoportok, DK-Szlovákia

Summary

In Slovak part of the River Bodrog, we confirmed the occurrence of 31 fish species by using the methods of beach seining and electro fishing. We found that *Romanogobio vladkovi* (20.72%), *Alburnus alburnus* (18.14%) and *Rutilus rutilus* (15.06%) were the dominant species. More than one half of the ichthyocenosis consisted of species consuming not specific kind of animal food (Ca.1 – 58.1%); most abundant were litophil, species spawning on the open substrate (A.1.3 – 32.4%) and 30% of species were from some group of phytophil species. In relation to the current, the occurrence of neutral and limnophil species was rather high. Index of geographic integrity was 0.90. About one third of the species found is protected by the European and national legislation.

Összefoglalás

Az utóbbi 11 év során elektromos halászgéppel és kerítőhálóval 31 halfaj jelenlétét állapítottuk meg a Bodrog szlovákiai szakaszán. Domináns faj volt a *Romanogobio vladkovi* (20,72%), az *Alburnus alburnus* (18,14%) és a *Rutilus rutilus* (15,06%). A halak több mint felét olyan egyedek alkották, melyek nem speciális állati táplálékot fogyasztottak (Ca.1 – 58,1%), a legnagyobb mennyiségben nyílt aljzaton ivó, litofil fajok egyedei fordultak elő (A.1.3 – 32,4%), továbbá az egyedek majd 30%-a a fitofilek valamelyik csoportjából került ki. Az áramlás viszonylatában aránylag nagy mennyiségben fordultak elő neutrális és limnofil fajok. A geográfiai integritás indexe 0,90-ot ért el. Az egyedek körülbelül harmada az európai és a nemzeti törvények értelmében védett.

Introduction

River Bodrog is very interesting by its spring; it arises at the confluence of two large rivers, Ondava and Latorica. Its length in Slovakia is only about 15 km but it dewater a large area in Medzibodrožie region. Beside the main stream and system of artificial channels, high number of old Tisa dead arms (Tice) with its typical fauna and flora and numerous sand or clay pits are also inhabited by many fish species. These habitats are interconnected with the main stream during the floods.

Preliminary data of the fish fauna of Bodrog are available in the papers of Mocsáry (1878) and Chyzer (1882) that are cited by Vutskits (1918) and later by Vásárhelyi (1960). The more recent data comes from Kirka et al. (1980), Mariassy et Saban (1985), Harka et al. (2000), Koščo et Košuth (2004), Koščo (2008). Ichthyofauna of Hungarian part of the R. Bodrog basin was studied by Harka (2002). The present work supplements these data and summarizes the recent knowledge about the Bodrog fish species.

Material and Methods

Fish were caught mainly by beach seining and electro fishing. Results of the paper represent the summary of our 11 year (1999 - 2009) ichthyological survey in R. Bodrog basin. Structural and quantitative assemblage-characteristics were evaluated based on Losos et al. (1985), the conservation status of fish species was defined by Slovakian red list (Koščo et Holčík 2008) and by national and international legislations, and fish were classified to the ecological guilds by Holčík (1998). The number of native species to the total species number (index of geographical integrity) was calculated by the method of Bianco (1990).

Results

In the course of the survey, 26 samplings were carried out on 8 locations of the main stream of R. Bodrog. In total, 2311 fish belonging to the 31 species were caught. The number of species in each sampling varied from 2 to 14. The eudominant species in the river were Danube whitefin gudgeon *Romanogobio vladykovi* (20.72%), bleak *Alburnus alburnus* (18.14%) and roach *Rutilus rutilus* (15.06%). The values of dominant species were reached by pikeperch *Sander lucioperca*, bream *Abramis brama* and silver bream *Blicca bjoerkna*. 19 species (61.3%) were subprecedent. The highest values of frequency (more than 50%) were achieved by all of the eudominant species and also by dominant pikeperch, followed by Danube spined loach *Cobitis elongatoides* that was present in half of the catches. Up to 9 species (34.6%) we catch only once. (frequency 3.8%) (Tab. 1).

Table 1. Dominance and frequency of individual fish species in Slovak part of Bodrog Rive
1. táblázat. A fajok abszolút és relatív abundanciája és gyakorisága

Species	Total	Frequency	D (%)	F (%)
<i>Abramis brama</i>	171	10	7,40	38,46
<i>Abramis sapa</i>	82	13	3,54	50,00
<i>Acipenser ruthenus</i>	7	1	0,30	3,85
<i>Alburnus alburnus</i>	419	21	18,14	80,77
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	3	2	0,13	7,69
<i>Aspius aspius</i>	67	12	2,90	46,15
<i>Barbus barbus</i>	2	2	0,09	7,69
<i>Blicca bjoerkna</i>	128	8	5,53	30,77
<i>Carassius gibelio</i>	13	6	0,56	23,08
<i>Chondrostoma nasus</i>	1	1	0,04	3,85
<i>Cobitis elongatoides</i>	33	13	1,43	50,00
<i>Esox lucius</i>	5	2	0,22	7,69
<i>Gobio carpathicus</i>	1	1	0,05	3,85
<i>Gymnocephalus baloni</i>	12	5	0,52	19,23
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	59	8	2,55	30,77
<i>Leuciscus cephalus</i>	2	2	0,09	7,69
<i>Leuciscus idus</i>	1	1	0,04	3,85
<i>Leuciscus leuciscus</i>	39	6	1,69	23,08
<i>Lepomis gibbosus</i>	6	2	0,26	7,69
<i>Perca fluviatilis</i>	96	12	4,16	46,15
<i>Perccottus glenii</i>	3	1	0,13	3,85
<i>Rhodeus amarus</i>	9	3	0,39	11,54
<i>Romanogobio vladykovi</i>	479	20	20,72	76,92
<i>Rutilus rutilus</i>	348	18	15,06	69,23
<i>Rutilus virgo</i>	5	4	0,22	15,38
<i>Sabanejewia balcanica</i>	12	6	0,52	23,08
<i>Sander lucioperca</i>	189	19	8,18	73,08
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1	0,04	3,85
<i>Silurus glanis</i>	1	1	0,05	3,85
<i>Vimba vimba</i>	2	1	0,09	3,85
<i>Zingel zingel</i>	6	1	0,26	3,85

From the ecological guild point of view we recorded 5 feeding groups in River Bodrog. Proportion of non-specific carnivorous species was more than 50% (Ca.1 – 58.1%), followed with euryphagous species (Eu – 25.8%), three species were piscivorous (Ca.2.1), the rest two species were phytophagous (Tab.2). Totally we recorded up to 10 reproductive guilds. The most abundant were species spawning on the open substrate: lithophil species (A.1.3 – 32.4%) and phytolithophil and phytophil (A.1.4 a A.1.5 – for 19.4%). Notable was that 30% of species were from some group of phytophil species (A.1.5, B.1.4, B.2.5) (Tab. 2). It is related with temporary continuity with alluvial waters, and with slow current, too. It was

confirmed with considerable occurrence of eurytopic species (22.6%), and with three limnophil species, too. There were equable values of reophil A and B group (Tab. 2).

Table 2. The ecological guilds and conservation status of fish species in Slovak part of Bodrog River
2. táblázat. Az előkerült fajok ökológiai guildjei és természetvédelmi státusza

Species	Ecological guilds				Conservation status			
<i>Abramis brama</i>	Ca. 1	A.1.4	rB	Li	LC			
<i>Abramis sapa</i>	Ca. 1	A.1.3	rA	Re	NT		Bern 3	
<i>Acipenser ruthenus</i>	Ca. 1	A.1.2	rA	Re	LC	HD 5	Bern 3	
<i>Alburnus alburnus</i>	Ca. 1	A.1.4	e	Et	LC			
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Ca. 1	A.1.3	rA	Re	LC		Bern 3	4b, 6b
<i>Aspius aspius</i>	Ca.2.1	A.1.3	rB	Re	LC	HD 2,5	Bern 3	4b
<i>Barbus barbus</i>	Ca. 1	A.1.3	rA	Re	LC	HD 5		
<i>Blicca bjoerkna</i>	Eu	A.1.5	rB	Et	LC			
<i>Carassius gibelio</i>	Eu	A.1.5	e	Et				
<i>Chondrostoma nasus</i>	He.2.2	A.1.3	rA	Re	NT		Bern 3	
<i>Cobitis elongatoides</i>	Eu	A.1.5	rA	Re	LC	HD 2	Bern 3	4b
<i>Esox lucius</i>	Ca.2.1	A.1.5	e	Et	LC			
<i>Gobio gobio</i>	Ca. 1	A.1.6	rA	Et	LC			
<i>Gymnocephalus baloni</i>	Ca. 1	A.1.3	rB	Re	VU	HD 2,4	Bern 3	4b, 6b
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Ca.1	A.1.3	rB	Re	VU	HD 2,5		4b, 6b
<i>Leuciscus cephalus</i>	Eu	A.1.3	e	Re	LC			
<i>Leuciscus idus</i>	Eu	A.1.4	rB	Et	NT			
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Ca. 1	A.1.3	rA	Re	NT			
<i>Lepomis gibbosus</i>	Ca. 1	B. 2.2	e	Li				
<i>Perca fluviatilis</i>	Ca. 1	A.1.4	e	Et	LC			
<i>Perccottus glenii</i>	Ca. 1	B. 2.2	l	Li				
<i>Rhodeus amarus</i>	Eu	A. 2.5	l	Et	LC	HD 2	Bern 3	4b
<i>Romanogobio vladkyovi</i>	Ca. 1	A.1.6	rA	Et	NT	HD 2	Bern 3	4b
<i>Rutilus rutilus</i>	Eu	A.1.4	e	Et	LC			
<i>Rutilus virgo</i>	Ca. 1	A.1.4	rB	Re	VU	HD 2,5	Bern 3	4b, 6b
<i>Sabanejewia balcanica</i>	Ca.1	A.1.5	rA	Re	NT	HD 2	Bern 3	4b, 6b
<i>Sander lucioperca</i>	Ca.2.1	B.2.5	rB	Et	LC			
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	He.2.1	A.1.5	l	Li	LC			
<i>Silurus glanis</i>	Ca. 1	B.1.4	rB	Li	LC		Bern 3	
<i>Vimba vimba</i>	Eu	A.1.3	rB	Re	NT		Bern 3	
<i>Zingel zingel</i>	Ca.1	A.2.3	rB	Re	EN	HD 5	Bern 3	4b, 6b

Native – all fish species ratio was 0.90%, only three species were non-native. The index of integrity was 0.90. From the native fish species one species was endangered (zingel *Zingel zingel*), three belongs to vulnerable (Danube ruffe *Gymnocephalus baloni*, yellow pope *Gymnocephalus schraetser*, cactus roach *Rutilus virgo*) and 7 (22.6%) belonged to near threatened (Tab. 2). More than third of the species found were from the Annex (II., IV. and V.) to the Council Directive No. 92/43/EEC, much more were protected by the Bern convention and about one third of the species found is protected by the national legislation of Slovakia (Tab. 2).

Discussion

In comparison with preliminary data (Mocsáry 1878, Chyzer 1882, Vutskits 1918) we note the decreasing of species richness in River Bodrog in the second half of the last century. According to Vásárhelyi (1960) this fact is connected with establishment of industrial companies, mainly in the Slovak part of river basin. Harka (1992) resume long-time results from the Hungarian part of Bodrog basin and state; the decreasing of fish species was not so enormous there. He concluded that the dam at Tiszalök have more impact than pollution. New species were recorded by Hoitsy (1995), too (Tab. 3).

Table 3. Fish species detected from Bodrog river in the last 2 decades
 3. táblázat. A Bodrogból az utóbbi 2 évtizedben kimutatott halfajok

Species	Hungarian part of Bodrog				Slovak part of Bodrog				Present data
	Harka, 1992	Hoitsy, 1995	Harka et al., 2000	Harka et Csipkés, 2009	Kirka et al., 1980	Mariássy et Saban, 1985	Harka et al., 2000	Koščo et Košuth, 2004	
<i>Acipenser ruthenus</i>	+								+
<i>Anguilla anguilla</i>	+					+			
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Rutilus virgo</i>								+	+
<i>Scardinius erythrophth.</i>		+	+			+	+	+	+
<i>Leuciscus leuciscus</i>	+	+		+		+			+
<i>Leuciscus cephalus</i>	+	+	+	+	+		+		+
<i>Leuciscus idus</i>	+	+	+	+	+			+	+
<i>Aspius aspius</i>	+	+	+	+	+			+	+
<i>Leucaspis delineatus</i>	+							+	
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alburnoides bipunctatus</i>									+
<i>Blicca bjoerkna</i>	+		+	+	+		+	+	+
<i>Abramis brama</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Abramis ballerus</i>	+	+	+			+		+	
<i>Abramis sapa</i>	+	+	+		+	+	+		+
<i>Vimba vimba</i>	+				+				+
<i>Chondrostoma nasus</i>	+	+		+	+				+
<i>Tinca tinca</i>	+	+						+	
<i>Barbus barbus</i>	+		+	+	+				+
<i>Gobio carpathicus</i>					+				+
<i>Romanogobio vladykovi</i>	+		+	+	+		+		+
<i>Romanogobio kesslerii</i>		+							
<i>Pseudorasbora parva</i>								+	
<i>Rhodeus amarus</i>	+	+	+	+				+	+
<i>Carassius carassius</i>	+	+		+		+		+	
<i>Carassius gibelio</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cyprinus carpio</i>	+	+				+		+	
<i>Misgurnus fossilis</i>						+		+	
<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	+	+				+	+
<i>Sabanejewia balcanica</i>	+		+	+					+
<i>Silurus glanis</i>	+			+		+		+	+
<i>Ameiurus nebulosus</i>	+	+			+	+		+	
<i>Ameiurus melas</i>								+	
<i>Umbra krameri</i>			+					+	
<i>Esox lucius</i>	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Lota lota</i>	+		+						
<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+	+	+			+	+	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Gymnocephalus baloni</i>		+	+	+				+	+
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	+	+	+		+	+	+		+
<i>Sander lucioperca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sander volgense</i>	+								
<i>Zingel zingel</i>									+
<i>Perccottus glenii</i>								+	+
<i>Proterorhinus marmoratus</i>				+					
Total	34	26	25	24	20	19	14	28	31

Whole River Bodrog – both Hungarian and Slovak part, was evaluated by Harka et al. (2000); the authors mentioned about 42 fish species, part of them were not catches by authors, but represents the data from Hungarian fishermen. We note only species catches by

authors in overall summary (Tab. 3). The recent data about fish fauna of Hungarian part of River Bodrog were presented by Harka and Csipkés (2009) (Tab. 3).

The list of fish species in Slovak part of Bodrog River (Koščo 2008) we enriched about four new species (sterlet *Acipenser ruthenus*, spirlin *Alburnoides bipunctatus*, Balkan golden loach *Sabanejewia balcanica*, zingel). We did not record brown bullhead, (*Ameiurus nebulosus*) the species common in past, and ruffe (*Gymnocephalus cernuus*), so as. The tubenose goby (*Proterorhinus marmoratus*), the species noted by Harka and Csipkés (2009) (Tab. 3). There are 47 fish species in Bodrog River, according to recent data (Tab. 3). We can confirm the similarity of Hungarian and Slovak parts of Bodrog River. The differences were in occurrence of some reophilous species (cactus roach, spirlin, Carpathian gudgeon, zingel) in Slovak part of river. The Volga pikeperch *Sander volgense*, burbot *Lota lota*, sand gudgeon *Romanogobio kesslerii* and tubenose goby, spreading in the river in the last years were recorded in Hungarian part of Bodrog River (Tab. 3). The differences with comparison with older data are connected with decreasing of some species (sterlet, European eel *Anguilla anguilla*, sun bleak *Leucaspis delineatus*, tench *Tinca tinca*, crucian carp *Carassius carssius*, brown bullhead, European mudminnow *Umbra krameri*), or with spreading of new species (black bullhead *Ameiurus melas*, pumpkinseed *Lepomis gibbosus*, Amur sleeper *Perccottus glenii*, tubenose goby). Most of the fish species in River Bodrog are common in Hungarian and Slovak part of the river.

Acknowledgement

This study is the result of the projects implementation: Excellence Centre of Animal and Human Ecology supported by the Research & Development Operational Programme funded by the ERDF (ITMS: 26220120023, ITMS: 26220120041). The study was funded by the Slovak Grant Agency VEGA projects No. 1/0125/10 and SRDA (APVV)-0154-07.

References

- Bianco, P., G. (1990): Vanishing freshwater fish in Italy. *Journal of Fish Biology* 37 (suppl. A): 235-237.
- Chyzer K. (1882): Die Fische des Zempliner Kommitates. *Jahrb. d. Ungarn Karpaten Ver.* 9, 12 - 25.
- Harka Á. (1992): Adatok a Bodrog vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78, 41–46.
- Harka Á. (2002): Rieka, ktorá nemá prameň. *Polovníctvo a rybárstvo* 54, 5: 32-33.
- Harka Á., Koščo J., Wilhelm S. (2000): Kiegészítés a Bodrog halfaunájával foglalkozó tanulmányhoz. *Halászat*, 93, 4: 182-184.
- Harka Á., Csipkés R. (2009): Adatok a Bodrog magyar szakaszának halfaunájához. *Pisces Hungarici*, 3: 59–64.
- Hoitsy Gy. (1995): A Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai felmérése. *Halászat* 88, 3, 100-104.
- Holčík, J. (1998): *Ichtyológia*. Príroda, Bratislava, 320 s.
- Kírka, A., Vranovský, M., Mészáros J., Nagy Š., Šporka F. (1980): *Ichtyologický prieskum riek Východoslovenského kraja*. Záverečná správa etapy, Laboratórium rybárstva a hydrobiológie, Bratislava, 78 pp.
- Koščo, J. (2008): Ryby povodia Bodrogu (I. stav k roku 1990). *Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity v Prešove*, Prešov, Grafotlač s.r.o., 146.
- Koščo, J., Holčík, J. (2008): Anotovaný Červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska – verzia 2007. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* (VII): 119–132.
- Koščo, J., Košuth, P. (2004): Ichtyofauna navrhovanej Ramsarskej lokality Bodrog – Latorica – Tisa a návrh manažmentu starostlivosti z hľadiska ichtyofauny. In A. Šimková (ed.): *Zborník príspevkov z regionálneho seminára Ochrana a starostlivosť o medzinárodné mokrade*. ŠOP, SCHKO Latorica, Trebišov, 28. 11. 2003, 58-74.
- Kováč, V., Hensel, K., Černý, J., Kautman, J., Koščo, J. (2007): Invázne druhy rýb v povodiach Slovenska – aktualizovaný zoznam 2006. *Chránené územia Slovenska* 73/2007, 30.
- Losos, B., Gulíčka, J., Lellák, J., Pelikan, J. (1985): *Ekologie živočichů*. SPN, Praha, 372.
- Mariassy, J., Saban, Š. (1985): Výsledky činnosti ichtyologickej podsekcie. In *Prehľad odborných výsledkov, IX*. Vsl. TOP, Borša - 1985, Trebišov, 98 - 102.
- Mocsáry S. (1878): Adatok Zemplén-és Ung megyék faunájához. *A. MagyTud. Akad. kiadv.*, Budapest, 131 - 185.
- Vásárhelyi I. (1960): Adatok Magyarország halfaunájához II. A Bodrog, Kraszna és a Szamos halfaunája. *Vertebrata Hungarica* 2: 163-174.
- Vutskits G. (1918): *Classis Pisces*. In *Fauna Regni Hungariae*. Pars I. Vertebrata. Regia Soc. Scient. Nat. Hungarica, Budapest, 1-42.



A Bodrog Klin nad Bodrogom határában (Ján Koščo felvétele)



A Bodrog Sárospataknál (Harka Ákos felvétele)

THE OCCURRENCE OF CARPATHIAN BROOK LAMPREY *EUDONTOMYZON DANFORDI* REGAN 1911 (PETROMYZONTES, PETROMYZONTIDAE) IN THE UPPER TISA TRIBUTARIES FROM NORTHERN ROMANIA

A TISZAI INGOLA *EUDONTOMYZON DANFORDI* REGAN 1911 (PETROMYZONTES, PETROMYZONTIDAE) ELŐFORDULÁSA A FELSŐ-TISZA ÉSZAK-ROMÁNIAI MELLÉKFOLYÓIBAN

Ilie C. TELCEAN, Diana CUPȘA

Dep. of Biology, University of Oradea, Romania, *itelcean@uoradea.ro, dcupsa@uoradea.ro*

Keywords: mountain brooks, mining, human impact, spawning areas, Maramureș County

Kulcsszavak: hegyi patakok, bányászat, humán hatások, ivóterületek, Máramaros megye

Summary

Recent studies carried out on the upper Tisa and its left hand tributaries from north Romania, Vișeu, Iza, Săpânța and Runc rivers, reveals the present distribution of this species. The data show that the Carpathian Brook Lamprey *Eudontomyzon danfordi* occurs only in headwaters of five rivers or brooks and in some of these they have also the spawning areas. The species is extinct in numerous sub-tributaries which are affected mainly by the mining activities and also retain its populations in others localities despite of the apparent human impact.

Összefoglalás

Az utóbbi időben számos tanulmány jelent meg a Felső-Tisza romániai mellékfolyóinak (Visó, Iza, Szaplonca, Runc) halfaunájáról, feltárva a tiszai ingola (*Eudontomyzon danfordi*) elterjedését e területen. Az adatok szerint csupán öt vízfolyás felső szakaszán fordul elő, ivóhelye pedig mindössze három ismert. A faj számos másodrendű mellékpatakából kihalt, főként azokból, amelyek a bányászati tevékenység következtében szennyeződtek, de néhány helyen az emberi hatás ellenére is életképes populációval rendelkezik.

Introduction

The Carpathian brook lamprey *Eudontomyzon danfordi* is besides the congener *Eudontomyzon mori* one of the few predator lampreys sedentary in rivers. Most of the others predatory lamprey are anadromous species (migratory) and all of the non-predatory species (*Eudontomyzon vladykovi*, *E. mariae* and *E. hellenicus*) are sedentary (Bănărescu, 2002-a). Recently, the congener *E. mariae* (Ukrainian brook lamprey) was recorded from the upper tributaries of Bug and Volga river basins, thus the *Eudontomyzon* genus are the most distributed in Europe (Levin & Holčík, 2006).

Until the present, the data regarding to the occurrence of *E. danfordi* in the upper Tisa and tributary are scarce and inconsistent. The first record of the species in the upper Tisa belongs to Vladykov (1931). He mentions the species in the upper Tisa and in the tributaries Teresovka, Tereblia and Ricka (from the Ukrainian drainage of the river). The first data on the occurrence of *Eudontomyzon danfordi* from the Romanian tributary of Tisa are pertaining to Bănărescu, who mention the species as generally distributed in the upper Tisa and its tributary including the southernmost Timiș River drainage (Bănărescu et al. 1960, Bănărescu, 1969). From the main channel of Tisa, the species is recorded from their uppermost brooks Black Tisa and White Tisa, thereafter between the localities Rahiv and Hust (on the Ukrainian territory). It becomes a very rare species downstream, close to the Hungarian border, at Tiszabecs and Tiszacséce (Harka et al. 1999, Harka & Sallai 2004). *Eudontomyzon danfordi* is presumed to live also in the Cerna River, a direct Danube tributary from south-western Romania (Bănărescu, 2002-a). Further recent records of species are referring to the singular brooks which are tributary or sub-tributary from the upper Tisa River system. From the upper Iza tributary, the species is recorded close to the source area (Bacalu, 1997). Two specimens of *Eudontomyzon danfordi* are mentioned in the year 1999 from the sub-tributary Mara River (Györe et al. 1999) which belongs to the drainage of Iza

River. The species was recorded also from the main tributaries Vișeu, Iza and their sub-tributaries Mara and Ruscova (Harka et al. 2002).

Observations regarding to the distribution of *Eudontomyzon danfordi* on the upper Tisa and in the Romanian tributaries prove that it has underwent a strong numerical decline and must be considered endangered (Bănărescu, 2002-b). Our recent investigations try to find out the present distribution of this lamprey species, the remaining spawning areas from the mountain brooks, and to identify the major threats.

Material and methods

During the period 2007-2010 samples of Carpathian brook lamprey *Eudontomyzon danfordi*, both adults and ammocoetes were obtained from the upper Tisa River and its direct tributary Vișeu, Iza, Săpânța and Runc rivers. Supplementary studies were conducted on the sub-tributaries brooks in the Vișeu River drainage (Cisla, Bălăsâna, Vaser, Ruscova, Repedea, Frumușeăua and Bistra) and also those from the drainage of Iza River system (Mara, Cosău and Baicu).

The fishing methods used both electro-narcosis and the fishing net. A stationary electro-fisher type FEG 5000 (manufactured by EFKO- Germany) was used in the deep section of the rivers. In the wade able rivers was helpful the small portable device type IUP 12 supplied by 12V accumulator. The fishing net with small meshes (6mm) was successful employed to retain the lampreys hauled downstream. All the captured specimens of *Eudontomyzon danfordi* was counted at the sampling sites and then released at the same places alive. The specimens sampled comprise both adults and ammocoetes stages. No specimens were preserved.

Results

The distribution of *Eudontomyzon danfordi* in the drainage area of direct tributaries of Tisa River has a pronounced discontinuous character (Fig. 1). This fact is on a certain contradiction of adult specimens' mobility. The less number of brooks and rivulets in which the species was captured proved the numerical decline of this species.

The main tributaries in which the species is distributed are those from the right riverside of the Vișeu River and those on the left riverside of Iza River (Fig.1). Another direct tributary of Tisa in which the species live is the rivulet Runc located close to the Ukrainian border. The lamprey is scarce also in the main channel of Tisa River and its adjacent ponds connected directly to the river. Two adult specimens were captured in such of ponds or backwaters near the villages Sarasău and Remeți (downstream Sighetu Marmației).

The Vișeu drainage:

Upstream to the river sources the populations of *Eudontomyzon danfordi* are probably extinct because of the effect of the mining waste waters that spill into the river. The sub-tributaries Cisla and Valea Vinișoru located near locality Borșa have the same situation. The entire aquatic fauna is extinct from there.

Eudontomyzon danfordi maintains its populations only in four locations (Tab.1) from Vișeu drainage:

- The proper Vișeu River -upstream the locality Vișeu de Sus
- The sub-tributaries Vaser, Ruscova, Repedea and Frumușeăua.

A special remark is necessary for the latter sub-tributary (brook) Frumușeăua near the village Crasna Vișeuului where is one of the only three spawning areas identified on the tributaries drainage. There was captured five ammocoetes of *E. danfordi* in a short stretch of the brook and probably the number of it in the area is larger.

The Iza drainage:

The populations of *Eudontomyzon danfordi* is surviving in the main channel of Iza River only in the spring area (upstream the village Săcel). There were captured also adults and ammocoetes, thus the locality being the second spawning area identified. It is also occurred in the drainage of Mara River including the sub-tributary Cosău River (Tab.1). The species was not found in the tributary Baicu (Fig.1) because of the negative influences of some derelict mines from the drainage area.

Regarding to the distribution of the species in the Mara River system we suppose that it is the largest drainage area in which the species are distributed and spawn. Here is the third spawning area and probably the most important regarding the number of ammocoetes observed. The entire system of rivulets and mountain brooks that belongs to the Igniș Mountain is suitable for *Eudontomyzon danfordi*.

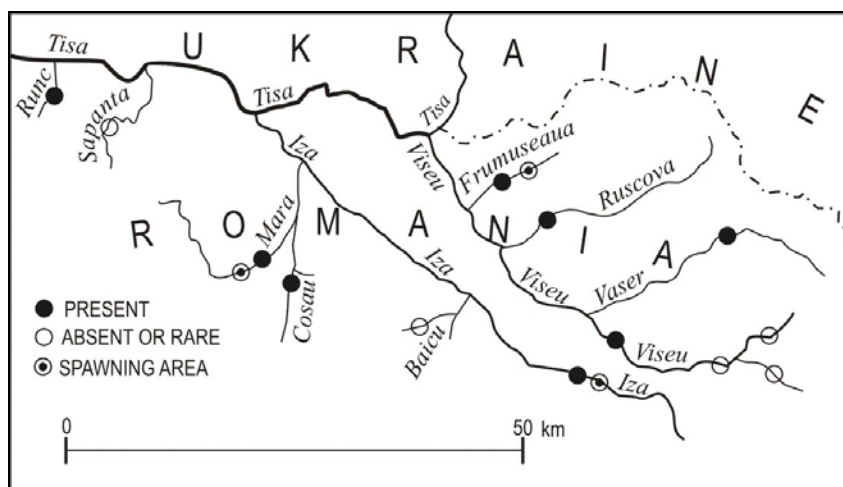


Fig. 1. Distribution of *Eudontomyzon danfordi* in the upper Tisa tributaries from Maramureș
1. ábra. A tiszai ingola elterjedése a Felső-Tisza máramarosi mellékfolyóiban

Notes on the abundance and ecology

As generally survey on the distribution and abundance of *Eudontomyzon danfordi* in the tributaries of the upper Tisa River, the discontinuity of distribution is prevailing. The local populations of lampreys comprise a less number of specimens, excepting the case of the upper Iza River (upstream village Săcel) and the Mara River. Another remarks necessary regarding to the evaluation of lamprey population density is referring to its life specific behavior. The predator adults are always solitary and the number of specimens captured is generally less than the real number that exists. The larva and ammocoetes live usually as small communities close to the spawning area. As a rule observed in such of spawning areas is the presence of thickness layer of sediments on the bottom and slow flow of the water. In all the rivulet and brooks in there the adults was observed, the stone surfaces was clear, bereaved by plants or other algal layer.

A less number of specimens were encountered in Vișeu River near locality Vișeu de Sus and also in the Vaser River. In both of cases the human impact is generating the population decline. The extraction of gravel directly from the riverbed is a usually practice along these rivers which affecting the aquatic fauna. There exist some rivers in which the species was not captured. The Săpânța River has apparently suitable conditions for this species and contrary of expectations it doesn't found there. Another case is the sub-tributary Bistra, a rivulet in the

lower stretch of Vişeu River located close to the Frumuşeaua brook in which the lampreys are present.

Regarding to the miss-samples of *Eudontomyzon danfordi* from the direct tributary Săpânta it is presumably that the specimens from there are quite rare. It is supported by the natural conditions from there in which the longitudinal connectivity of the river is interrupted by a waterfall. Additionally, close upstream the village Săpânta a trout-farm act as a lamprey-trap. The adults able to spawn probably are attracted here and then are destroyed by the farmers. Whatever can be the explanation, the species seems doesn't live on this river.

Table 1. Samples of *Eudontomyzon danfordi* on the upper Tisa tributaries from Maramureş
1. táblázat. A tiszai ingola észlelési adatai a Felső-Tisza máramarosi mellékfolyóiban

Drainage of Vişeu River				
	Locality	Adults	Ammocoetes	Observations
Main channel of Vişeu River	Borşa	-	-	Extinct
	Vişeu de Sus	+	-	Previous samples (1995)*
Sub-tributaries	Cisla and Bălăsâna	-	-	Extinct
	Vaser	+	-	Previous samples (1995)*
	Ruscova and Repedea	+	-	Previous samples (1995)*
	Frumușeaua	+	+	Spawning area
	Bistra	-	-	Probably extinct
Drainage of Iza River				
Main channel of Iza River	Upstream village Săcel	+	+	Previous data for ammocoetes (spawning area)
	Baicu	-	-	Extinct
Sub-tributaries	Mara	+	+	Spawning area
	Cosău	+	-	Previous samples
Drainage of Săpânta River				
Main channel of River	Upstream village of Săpânta	(?)	-	No previous data
Sub-tributaries	Mireş	-	-	No previous data
	Săpâncioara	-	-	No previous data

+ present; - absent; (?) ambiguous data – need confirmation; (*) data refers to the anterior studies of the same author

Discussion

The Carpathian brook lamprey *Eudontomyzon danfordi* was classified as a sensitive species which is adapted to a specific habitat restricted to the mountain brooks and rivulets (Telcean & Bănărescu, 2002). Our recent results sustain this classification because in almost all the cases of population regress is correlated with a modification of its specific habitat. The regress of populations which affecting *E. danfordi* can be observed in the entire upper Tisa basin. For instance, the former data regarding to the presence of *Eudontomyzon danfordi* (Vladykov, 1931) in the tributary Tereblia (Ukraine) was not confirmed by recent investigations (Harka et al. 1999) and probably the population from there has underwent a drastically numerical decline or quite it is extinct. The formerly records of the species from the tributary Vişeu, Vaser and Ruscova (Telcean & Györe, 2000) was confirmed by recent surveys with remarks of loss abundance of the population distributed in Vaser River.

Contrary of the previous ascertains we observe a tendency of survival of some lamprey populations that live in river stretches affected by human activities. This case is that of *E. danfordi* from the upper Iza near the village Săcel. The riversides on this stretch are covered by sawdust which occasionally falls into the river. In the same area are deposited by local people other wastes. On spite of these detrimental factors the local population of lampreys still survives. Therefore of the absence of gravel extraction from the riverbed the species retain its population there.

There is a singular case in which the human activity has a positive effect upon the population of *E. danfordi*. It was observed in the Mara River on a stretch in which the riverbed was dredged and the slow waters favored the sediments accumulation. In this place the lamprey has found a suitable spawning site in which was observed the largest number of ammocoetes than the other similar river stretches. However the human implication on the natural habitats remains destructive in the majority of case. The *E. danfordi* populations from Mara River drainage need to be protected especially against the habitats modification.

Acknowledgement

The collecting trip was supported partially by the Cross Border Cooperation grant România - Ucraina RO-2005/017-539.01.01.

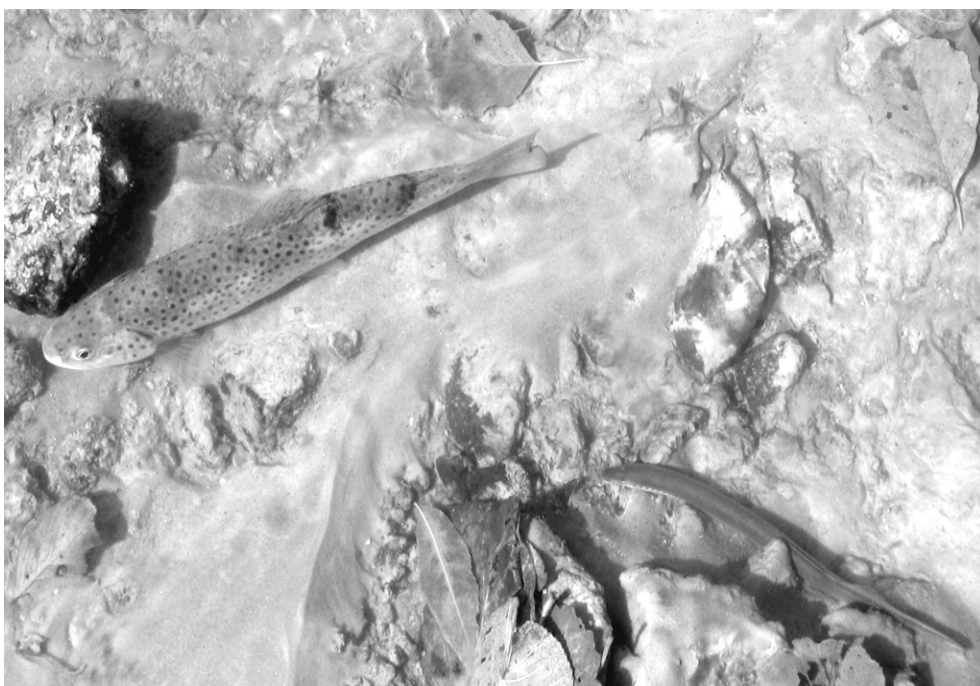
We are grateful to "Green Valley" association in Maramureş (Sighetu Marmatiei) and especially to Dr. Peter Lengyel who has the generous initiative to organize a series of collecting trips even in some of quite less accessible areas of Maramureş. Therewith the authors wish to thank to the other people which facilitate the studies along the rivers

References

- Bacalu, P., (1997): The fishfauna of the Iza River, Maramures (Romania), *Travaux Mus. Hist. nat. "Grigore Antipa"* Bucharest 37, 205-212.
- Bănărescu, P. (1969): *Cyclostomata et Chondrichthyes, Fauna R.P.R.*, vol. 12. Ed. Acad., Bucureşti, pp. 104.
- Bănărescu, P. (1994): The present-day conservation status of the fresh water fishfauna of Romania. *Ocotirea Naturii si a Mediului Inconjurator*. 38:5-20.
- Bănărescu, P. (2002-a): Species and subspecies of fish and lampreys endemic or almost endemic to the drainage area of the Tisa River. *Tiscia Monograph Series* 6:167-172.
- Bănărescu, P. (2002-b): Rare and Endangered fishes in the drainage area of the middle and lower Danube basin. *Revue Roumain de Biol.* 47, 1-2: 9-19.
- Bănărescu, P., Müller G., Nalbant T. (1960): New contributions o the study of the freshwater fish fauna of the Romanian P. R. (in Romanian), *Comun. Zool., Soc. St. Nat. Geogr.*, 1: 111-126.
- Györe K., Sallai Z., Csikai Cs., (1999): Data to the fish fauna of River Tisa and its tributaries in Hungary and Romania. *Tiscia Monograph Series* IV: Szeged, Hungary, 455-470.
- Harka Á., Bănărescu P., Telcean I., (1999) Fish fauna of the Upper Tisa. *Tiscia Monograph Series*, Hamar J., & Sárkány-Kiss E. eds. Szeged, Hungary, pp 439-454.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. pp. 269.
- Harka Á., Sallai Z., Wilhelm A., (2002): A Felső-Tisza romániai mellékfolyóinak (Szaplónca /Săpânța, Iza, Visó/ Vişeu) halfaunája. *Halaszat* 95(4): 173-179
- Levin, B., A., Holčík, J., (2006): New data on the geographic distribution and ecology of the Ukrainian brook lamprey, *Eudontomyzon mariae* (Berg, 1931) *Folia Zool.* 55(3): 282-286
- Telcean, I., Bănărescu, P. (2002): Modifications of the fish fauna in the upper Tisa River and its southern and eastern tributaries. *Tiscia monograph series*, 6: pp. 179-186. Szolnok-Szeged-Tg. Mures.
- Telcean, I., Györe K. (2000): The Antropogenic Impact on the Fishfauna from the Vişeu River Valley. *Studii și Cercetări, Universitatea Bacău*, Noiembrie 2000. Biologie, 5:231-237.
- Vladykov, V. (1931): Poissons de la Russie Sous-Carpathique (Tchecoslovaquie) *Mem. Soc. Zool. De France*, Paris. 363 pp.



A máramarosi Mára folyó (Harka Ákos felvétele)



Pisztrángra leső tiszai ingola (Antal László felvétele)

RÉGI-ÚJ IRÁNYELVEK A BALATON HALGAZDÁLKODÁSÁBAN

OLD-NEW GUIDELINES FOR FISHERIES MANAGEMENT OF LAKE BALATON

VARGA László, *varga_laszlo0055@t-online.hu*

Kulcsszavak: horgászat, rekreáció, ökoturizmus, természetvédelem,

Keywords: fishing, recreation, ecotourism, nature protection,

Összefoglalás

A Balatonon folyó – a horgászati igényeket is magában foglaló – halgazdálkodással kapcsolatos elvárások az utóbbi évtizedekben alapvetően átalakultak. A társadalomban a „rekreáció – ökoturizmus – természetvédelem” hármasság került előtérbe, mellyel összhangban a korábbi nyereségorientált halászat helyett a hangsúly az ökológiai szemléletű halgazdálkodás és a horgászat felé tolódott. A halgazdálkodás elsődleges célja tehát az, hogy a tó halállományát – az idegenhonos halfajok szelektív halászatával és az őshonos halfajokat előnyben részesítve – megfelelő összetételben és a tó haleltartó képességhez igazodva alakítsa ki. További feladatot jelent a rekonstruált halállomány kezelése, a horgászat, halászat, madárkár, természetes mortalitás és orvhalászat révén bekövetkező állománycsökkenés pótlása, valamint az őshonos állomány minőségi és mennyiségi helyreállítása. Ennek érdekében rendbe kell hozni a még meglévő természetes ivóhelyeket, a berkek és a Kis-Balaton igénybevételével halbölcsőket kell létesíteni.

Summary

Requirements concerning the fisheries management of Lake Balaton - including angling requirements as well - have undergone significant change in the last decades. The triple principle of "recreation - ecotourism - nature conservation" came into the focus of the society, and, accordingly, the accents shifted from the previous commercial to a more ecologically aware fisheries and angling. Thus, the principal objective of fisheries is to control the lake's fish stocks - by selectively fishing exotic fish species and preferring indigenous ones - aiming at an adequate composition suited to the carrying capacity for fish in the lake. Other tasks include the management of the restored fish stocks, compensating for the stock decreases caused by angling, fishing, bird damage, natural mortality and poaching, as well as the qualitative and quantitative rehabilitation of the indigenous stocks. In order to promote this, the still-existing natural spawning sites need to be restored and fish nurseries should be created making use of the "groves" and the Kis-Balaton.

Bevezetés

A 60 ezer hektáros Balatonon folyó szervezett halászati tevékenységhez az 1888. évi halászati törvény adott jogi keretet. Az halászbokrok összefogásával 1899-ben megalakult a Balatoni Halászati Rt., amelynek stratégiája és feladatai sok tekintetben a mai kor által támasztott követelményeknek is megfeleltek. Napjainkban a Balatoni Halászati Rt.-ből kivált és annak jogutódjaként 2009-ben létrehozott Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. (BHNp. Zrt.) a halászati jog birtokosa, amely a Balaton mellett a Kis-Balaton halászati hasznosítója is. A társaság vagyonkezelője a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, amely ökológiai szemléletű gazdálkodást vár el a vezetéstől.

Ökológiai halgazdálkodás

A 19. század végéig összesen 34 halfaj előfordulását jegyezték fel a Balatonból, az utóbbi évtizedekben azonban csak 31 került elő (Bíró 2002). Közülük 20–24 többé-kevésbé gyakori, de a fogásokban csak 15–17 faj szerepel (Bíró 1981, 1994). Jelenleg a tóban 23 faj önfenntartó állománya valószínűsíthető (Specziár 2010).

A halállományt csökkentő tényezők

A Balaton partján élők és az ide látogató vendégek horgászati igényei a hatvanas évektől kezdődően egyre magasabbak. A horgászattal zsákmányolt halak pótlása a nagyüzemi halászat visszaszorulása mellett is egyre komolyabb feladat. A horgászat a hatvanas évektől felfutott, jelenleg inkább stagnálás vagy némi csökkenés tapasztalható. Ennek több oka is van, de elsődlegesen a horgászat költségeinek drasztikus növekedésére vezethető vissza.

Emellett a horgászok utánpótlása is csökken, egyre kevesebb fiatal hódol ennek a rekreációs tevékenységnek. A horgászat halkivétele évente mintegy 600-800 tonnára tehető, figyelembe véve, hogy a fogási naplók vezetése és leadása nagyon alacsony színvonalú. A horgásztábor tekintetében nem mennyiségi, hanem elsősorban minőségi változásra lenne szükség.

Az orvhalászat elleni küzdelem különösen fontos feladat. Az elharapódzott hallopás igen nagy károkat okoz, hiszen a legértékesebb halfajok (süllő, ponty, harcsa, csuka) szaporodásra legalkalmasabb, kifejlett egyedek ritkítják, ami nemcsak az aktuális, hanem a későbbi állomány tekintetében is veszteség. Szinte nagyüzemi módszerekkel, megrendelésre rabolják a tóból a nemes halakat. Halászati őrünk 2010-ben több mint 14000 méter állított hálót, 1500-nál több pottyantó- és sorhorgot szedtek fel, továbbá 33 személyt fogtak el, akik közül 11-et – az elkövetés értékére való tekintettel – a vízi rendőrségnek adtak át.

Mivel az orvhalászok nagyrészt ugyanazokat a fajokat zsákmányolják, mint a horgászok, a nemes halak állományára aránytalanul nagy terhelés jut, aminek a következménye szélsőséges esetben akár az állomány összeomlása is lehet. Az okozott kár mértéke egyes becslések szerint milliárdos tétel lehet, de a valósághoz közelebb állhat a 300-500 millió Ft.

A hatékonyabb halászati őrzés mellett jelentős társadalmi összefogásra is szükség van az ilyen mértékű természetkárosítás ellen. Ebbe a munkába igyekszik a társaság bevonni a tóparti önkormányzatokat és a különböző társadalmi csoportokat is. A vízi rendőrség munkája mindig nagy segítséget jelentett. A halászati törvény következetesebb alkalmazása mellett azonban szigorításokra is szükség lenne. Például arra, hogy az elkövetéshez használt eszköz elkobozható legyen, tekintet nélkül annak értékére.

A madarak által okozott kár a halfogyasztó madarak elszaporodásával rohamosan növekedik. Különösen nagy kárt okoznak a kárókatonák, amelyek a tógazdaságok őszi lehalászása után tömegével lepik el a Kis-Balaton és a Balaton ivadéokban gazdagabb vizeit, kérdésessé téve a magas költséggel és nehéz munkával elért az állománygyarapítás sikerét. A kártétel nemcsak az elfogyasztott halmennyiségben jelentkezik, hanem a telelő állomány zavarásában, a halak megsebzéséből következő tavaszi elhullásban is.

Bizonyos mértékű elhullással az egészséges, jó kondícióban tartott állományokban is számolni kell (természetes mortalitás), de rossz körülmények és fertőzések következtében rendkívüli méreteket ölthet a veszteség. Éppen ezért maximálisan törekedni kell az optimális feltételek biztosítására, az állategészségügyi rendszabályok maradéktalan betartására.

A rendelkezésünkre álló állománybecslések meglehetősen bizonytalanul, igen tág határok között valószínűsítik a halállomány nagyságát, de az adatokból úgy tűnik, hogy a Balaton jelenlegi halállománya kb. 60 százaléka a hetvenes évekének. További kedvezőtlen változás, hogy a korábbiakhoz képest jelentősen nagyobb arányt képviselnek benne az idegenhonos fajok.

Az 1075/2003. (VII.30.) és 1033/2004. (IV.19.) sz. kormányhatározatok már a Balatoni Halászati Rt. számára is ökológiai szemléletű halgazdálkodást írtak elő, amely természet- és környezetvédelmi, valamint rekreációs feladatokat is magába foglal. A jogutód Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. hasonló szellemben végzi munkáját, melynek néhány fontosabb részterülete a következőkben vázolható.

Idegenhonos halfajok szelektív halászata

Sajnos a rendelkezésünkre álló eszköztár meglehetősen szegényes. A nagytermetű busák fogására a 130 és 150 mm szembőségű állított háló hatékony eszköz, de alkalmazásának költségeit a zsákmány árbevétele nem fedezi. További gond, hogy a busaállomány folyamatosan pótlódik, amit a viszonylag állandó éves halászati hozam bizonyít. Az ok nem ismert, illetve feltételezések szerint kettő is lehet. Az egyik a tóban lévő állomány alkalmankénti szaporodása, amit Tátrai és mtsai. (2005) nem tartanak valószínűnek. A másik

pótlási lehetőséget a Balaton befolyói adják, amelyek busaneveléssel foglalkozó halastavakkal is kapcsolatban állnak.

A halgazdálkodó a jelenlegi felszereltségével és az alkalmazott technológiával évente 350 tonna busa lehalaszására képes. A tóban fellelhető busa termelését és a pótlódást is figyelembe véve, az állomány lehalasztása évek sora alatt sem oldható meg. A fogási technológia fejlesztése mellett az utánpótlást is meg kell akadályozni.

Az ezüstkárász, az amur és a törpeharcsa elektromos hálóval vagy varsával fogható ugyan, de egyik eszköz sem hatékony, alkalmazásuktól érdemleges eredmény nem remélhető.

Az angolna nyárelőn, a küsz ívása idején varsával is fogható, de a Sió-zsilipnél elhelyezett angolnacsapda üzemeltetése (feltétele a vízeresztés) lényegesen hatékonyabb módszer. Pozitívum, hogy az angolna halászatával elérhető árbevétel fedezi a halászatához és a hal manipulálásához kapcsolódó költségeket, tehát rentábilis. A kilátások is kedvezőek, hiszen utánpótlás híján az angolnaállomány folyamatosan csökken Balatonban.

Állománypótlás mesterséges szaporítással

A telepítésekhez szükséges halmennyiség biztosítására a társaság 2010-ben mintegy 440 hektár nagyüzemi tógazdaságot vett haszonkölcsönbe a még regnáló anyacégtől, s ezzel nagymértékben csökkentette a beszerzés költségeit, valamint a nemkívánatos halfajok és betegségek behurcolásának veszélyét. Ez a tófelület teljes egészében nem fedezi az igényeket, ezért a szabadpiacról is vásárolni kell évi 50-80 tonna halat. A buzsáki tógazdasággal azonban egy uniós regisztrációval bíró halkeltető állomás is a társaság kezelésébe került.

A halgazdálkodási tervben rögzített haltelepítési kötelezettség a következő:

- kettő- illetve háromnyaras ponty 350 tonna/év,
- előnevelt csukaivadék 250 ezer db/év,
- előnevelt süllőivadék 1 millió db/év,
- egynyaras compóivadék 10 ezer db/év,
- egynyaras süllőivadék 50 ezer db/év.

A pontytelepítés a jelenlegi formában és összetételben elsősorban a horgászok igényét hivatott kiszolgálni. A haljelölési és visszafogási adatok szerint a telepített pontyok 90 százaléka egy éven belül horogra akad.

A természetes szaporulat elősegítése

Egy Balaton méretű természetes víz halállományának a pótlását nem lehet kizárólag külső forrásból megoldani, ezért a természetes szaporulat elősegítése kiemelten fontos feladat. Sajnos a természetes ivóhelyek egy része megsemmisült vagy sérült, a valamikori berkek leválasztásával pedig megszűnt a kapcsolat a tó és a kiváló ivó- és ivadéknemelő helyek között is.

A Kis-Balaton I. tározója (3200 ha) jelenleg halászati vízterület, amelyből 1800 ha tartozik a BHNp Zrt. kezelésébe. A vízterület tápanyag-ellátottsága funkciójából következően jó, sekély vize gyorsan felmelegszik, szaporodásra és ivadéknemelésre kiválóan alkalmas. A nemkívánatos halakat leszámítva nagyon jó genetikai hátteret biztosít a Balaton őshonos halállományának helyreállításához, pótlásához. Az innen leválogatott tenyészhalak a buzsáki keltetőben jól szaporíthatók, a genetikai sokszínűségük hozzájárul a diverzitás megőrzéséhez.

Alkalmas időszakban a szelektáló halászati eszközökkel megfogott állomány leválogatásával a Balaton tenyészhal-utánpótlását is segíteni lehet. 2010 évben az állomány sérülésmentes szelektáló halászatára alkalmas hálórendszert hoztunk be Lengyelországból. Ez az eszköz szinte azonos a nálunk lassan feledésbe merülő vejszéval, s a folyóvizek

torkolatvidékein most is használnak hasonlókat. Alkalmazásához nagy reményeket fűzünk, értékelhető kísérleti üzemeltetése 2011-ben kerülhet sor.

Nagyon fontos feladat a nádasok védelme és rendszeres vágása, hogy az elpudvásodott, korhadt törmelék ne zárja el a nádtorzszak között áramló víz útját, s a felhalmozódó szerves anyag rothadása ne rontsa a víz minőségét. A vágás – amellett, hogy nádas növekedését és fejlődését elősegíti – a növényzetre ívó halfajok szaporodási és ivadéknevelési esélyeit is nagymértékben javítja. A nádasok kezelése nem tartozik a halgazdálkodási társasághoz, így csak passzív szemlélője a történéseknek, pedig valamilyen kompromisszumos megoldást kellene találni e fontos kérdésben.

A társaság a jogelőd gyakorlatát folytatva a süllőívás időszakában minden évben süllőfészkeket helyez ki a hiányzó vagy nem megfelelő ivóhelyek pótlására. A módszer igen eredményes, jelentősen hozzájárul a süllőállomány szaporodási feltételeinek javításához.

A halállomány manipulálása bonyolult kérdés. Ahhoz, hogy ebben döntést lehessen hozni, legalább két dologgal kellene tisztában lenni. Az egyik a Balaton haleltartó képessége, a másik az állomány fajösszetétele. E téren a kutatók és a területkezelő szoros együttműködése szükséges.

Végül érdemes megemlíteni, hogy a társaság jogelődje korábban több halkeltető állomást működtetett a Balaton mellett. Ezekből egy maradt fenn Keszthelyen, a halászati telep közelében, de jelen állapotában ez sem működtethető. A tóparti halkeltetők kérdését véleményem szerint újra kellene gondolni, mert általuk nemcsak keltetést, hanem a biztonságos ivadéknevelés kérdését is meg lehetne oldani. Az eredményes szaporításból származó ivadékokat az arra alkalmas természetes környezetben, vagyis magában a Balatonban vagy a Kis-Balatonban kellene felnevelni. Lehet, sokan felhőrdülnek erre, és azonnal sorolják a problémákat és tiltásokat, hogy hogyan és miért nem lehetséges. A felvetésem azonban kivitelezhető, akár tóparti, akár párakamrás keltetéssel párosítva, a tóban tó rendszer elméleti alapjait felhasználva.

Az első eredmények

A Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. gazdálkodása a megalakulását követő tört évben még nem volt, nem lehetett sikeres, mivel a haltelepítési költségeket nem lehetett ellentételezni. A 2010-es esztendő volt a tulajdonképpeni indulás éve, amelyben egy új céget kellett felépíteni, miközben a feladatokat is el kellett végezni. A kemény munkának és a halászzerencsének köszönhetően ezt az évet már pozitív eredménnyel sikerült zárni. Amennyiben az elkövetkező években a társaság a közhasznú feladatok ellátásához kellő állami segítséget kap, s ha az idén megnyíló pályázati lehetőségek kihasználásával a természetközeli beruházásokat és az élőhely-rekonstrukciókat sikerül megvalósítani, akkor a nonprofit cég gazdálkodása is kiszámíthatóbb, stabilabb lesz.

A gyakorlati szakemberek és a tudomány képviselőinek szoros együttműködésével, a Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. jó gazdája lehet a rábízott halászati vízterületek halállományának.

Irodalom

- Bíró P. 1981. A Balaton halállományának strukturális változásai. In Kárpáti I. (szerk.): *A Balaton kutatás újabb eredményei* II. Veszprém, MTA VEAB, pp. 239-275.
- Bíró P. 1994. A Balaton halprodukciója – múlt, jelen és jövő. *Halászat* 87(4): 180-186.
- Bíró P. 2002. A Balaton halállományának hosszúidejű változásai. *Állattani Közlemények* 87. 63-77.
- Specziár A. 2010. *A Balaton halfaunája: A halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere*. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 23, p. 185.
- Tátrai, I., György, Á., Józsa, V. és Szabó, I. (2005) A busa biológiai szerepének és hatásának vizsgálata a Balatonban. In Mahunka S. és Banczerowski J.-né (szerk.): *A Balaton kutatásának 2004. évi eredményei*, MTA Budapest, pp. 93-101.

A Magyar Haltani Társaság 2010. évi működése

Taglétszámunk az év folyamán 80-ról 88-ra nőtt. A létszámból 1 fő tiszteletbeli tag, 80 fő rendes tag, 7 jogi személy pedig pártoló tagunk. Tárgyi feltételeinkben nem történt változás, de működésünk zavartalan volt. Ez annak a 100 ezer forintnak is köszönhető, amelyet a Nemzeti Civil Alapprogram pályázatán nyertünk működési költségeink támogatására. Az összeget internet-, posta- és útiköltségeink részbeni fedezésére, valamint számítástechnikai kellékek beszerzésére fordítottunk.

Legjelentősebb tudományos programunk 2010-ben a Tiszafüredi Halas Fórum megszervezése és lebonyolítása volt. A városi önkormányzat támogatásának köszönhetően a rendezvényt ideális feltételek között tarthattuk. Az előadóülés és az azt követő szakmai eszmecsere a helyi Tisza Balneum Hotel egyik jól felszerelt konferenciatermében folyt, ebéddel a szálló étterme szolgált. A tanácskozás anyagának publikálása az idén már nem okozott gondot. Taglétszámunk növekedésének, pártoló tagjaink jelentősebb áldozatvállalásának és támogatóink befizetéseinek köszönhetően a nyomdai munkálatok költségei rendelkezésünkre álltak, így a Pisces Hungarici 4. kötetét viszonylag rövid határidővel sikerült megjelentetnünk.

Az új kötet – nagyrészt a DE TTK Hidrobiológiai és a DE AGTC Állattani Tanszéke segítségével köszönhetően – néhány héten belül eljutott tagjainkhoz, s mások mellett küldtünk belőle nemzeti parkjainknak, környezetvédelmi felügyelőségeinknek, a vízügyi igazgatóságoknak, valamint az agrár-felsőoktatási, a biológus- és biológiatanár-képző intézmények könyvtárainak is. Kiadványunk tartalmáról a Matarka internetes portál, a Halászat c. szaklap és az Állattani Közlemények mellett a Tiscia is rendszeresen tájékoztatja olvasóit, 2010-ben pedig az angliai Zoological Record is fölvette az ismertetett kiadványok listájára. Saját honlapunkon a dolgozatok teljes terjedelemben elérhetők.

Szakmai vonatkozásban két téma emelhető ki, amelyben társaságunk véleményt nyilvánított. Az egyik a Torna-patakot és a Marcalt sújtó ökológiai katasztrófa, amelynek kapcsán az elhamarkodott, könnyen visszajára forduló lépésektől óvott, hangsúlyozva, hogy az elsőrendű cél a szennyezések megszüntetése, ám ezt a Marcal renaturalizációjának kell követnie. A másik téma, amelyben hangját hallatta, az év rendkívüli, országosan sok-sok milliárd forintnyi halszaporulata, amely nemzeti érték, és amelynek sikeres áttelelését minden lehetséges eszközzel és eljárással elő kell segítenie a vizek kezelőinek és hasznosítóinak.

Ismeretterjesztés terén hatékony lépésnek bizonyult az év hala cím bevezetése, amelyet 2010-re a nyúldomolykó kapott meg. Az MTI sajtószolgálatának leadott hírünket, amely rövid ismertetőt és fényképet is tartalmazott a fajról, számos hírsztor, napilap és horgászportál vette át – köztük felvidéki és erdélyi médiumok – sokszorosára növelve az általunk elérhető célközönséget. Annak érdekében azonban, hogy a nagyközönség passzív befogadóból aktív közreműködővé váljék, 2011-re a honlapunk már internetes szavazást kínált arról, hogy a megadott három faj közül melyik legyen az év hala.

Folyamatosan frissítettük a honlapunkat, és a Halászat folyóiratban lévő rovatunkat is elláttuk hírekkel, bár anyagtorlódás miatt az év négy lapszámából csak kettőben szerepeltünk. Ismeretterjesztő előadásokat is tartottunk az év során. Egyiket általános iskolás gyerekeknek a vizes élőhelyek világnapja alkalmából (180 fő), másikat a kárpát-medencei református iskolák tanárainak magyarországi találkozásánál (50 fő), harmadikat – ugyancsak felnőttek részére – a magyar tudomány ünnepére időzítve (50 fő).

Munkatervi feladatainkat maradéktalanul teljesítettük, sőt azokon felül újabbakat is megoldottunk, tehát elmondható, hogy 2010-ben is eredményes évet zártunk.

Dr. Harka Ákos
elnök

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(a kevésbé gyakorlott szerzők tájékoztatása érdekében evidenciákat is említve)

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

Formai előírások

(mintaként a Pisces Hungarici jelen kötete szolgál)

Szöveg. A dolgozatokat **Word doc** formátumban, **B5-ös oldalbeállítással, mindenütt 2,5 cm margóval** készítsük, Times New Roman betűtípussal, szimpla sorközzel és sorkizárással. **A betűméret 10 pontos legyen, kivétel ez alól az összefoglalás, a köszönetnyilvánítás és az irodalomjegyzék, ahol 8-as.** A szöveges részben a bekezdések első sorának behúzása 0,63 cm, az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be ugyanilyen értékre. A sor beljebb kezdését eredményező **Tab** és a nagybetűkre átváltó **Caps Lock** billentyűt **ne használjuk!** A címet is **kisbetűvel írjuk be**, utána változtassuk át nagybetűsre.

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

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

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

A dolgozat elkészítése

Az ábrákat és táblázatokat is tartalmazó, maximum 20–22 oldal terjedelmű dolgozat összeállítását a következők szerint kérjük:

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

Szerző(k). A szerző(k) **vezetéknevét KISKAPITÁLIS** betűvel emeljük ki **(10-es betűméret)**. A nevek alatt a **munkahely neve (vagy a postacím)** legyen elől, majd a 3. szerzőig az **e-mail elérhetőség. (10-es betűméret, középre)**

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

Összefoglalás (Summary)

Angol és magyar nyelven is foglalja össze, hogy mikor, hol, mit vizsgált a szerző, mutassa be a legfontosabb eredményeket és következtetéseket, de **mindez férjen rá az első oldalra. Irodalmi hivatkozások nem szerepelhetnek az összefoglalásban. (8-as betűméret, dőlt betűkkel)**

Bevezetés (Introduction)

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

Anyag és módszer (Material and methods)

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

Eredmények (Result)

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

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

Értékelés (Discussion)

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

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

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

A dolgozatok itt vázolt tagolása az esetek túlnyomó többségében kielégíti mind a szerzők, mind az olvasók igényeit. Indokolt esetben azonban – ha a dolgozat mondanivalója más formát kíván (pl. egy tudományterület áttekintése, egy könyvismertetés vagy egy rövid közlemény) – a megadott alcímektől el lehet, és el is kell térni.

Köszönetnyilvánítás (Acknowledgement)

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

Irodalom (References)

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

Tudományos közlemény (tanulmánykötetből, folyóiratból):

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

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

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

Könyv:

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

Könyvrészlet:

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

Internetről letölthető anyag:

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

Megjegyzés: a fenti hivatkozásoknál megadott, zárójelbe tett évszám és kettőspont helyett zárójel nélküli évszám plusz pont is alkalmazható. A (2005): helyett pl. a 2005. változat.

Ha szerző és cím nincs megadva:

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

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

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

A **szöveg közbeni hivatkozás** módja: Tóth (1998) vagy (Tóth 1998), esetleg (Tóth, 1998), illetve Tóth (1998, 1999), két szerző esetén Tóth, 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, Szabó 2001, 2002) vagy a (Tóth, 1999; 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,c,d). A Tóth (in print) jelölés csak a már közlésre elfogadott, tényleges nyomdai előkészítés alatt álló munkák esetében használható.

A kéziratok benyújtásának módja

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