



## Idegen halfajok a Duna magyarországi szakaszán – a problémák kezelésének stratégiai kérdései

### Alien fish species in the Hungarian section of the Danube - Strategic issues to address the problems

Guti G.

*MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest*

**Kulcsszavak:** DIAS, invazív idegenhonos faj, betelepítés, kockázat elemzés, Feketelista, Szürkelista, Fehérlista

**Keywords:** DIAS, invasive non-native species, introduction, risk assessment, Black list, Grey list, White list

#### Kivonat

Az invazív idegen fajok (IAS) egyre nagyobb veszélyt jelentenek a Duna vízrendszerének biológiai sokféleségre. Az EU Duna Régió Stratégia keretében egy nemzetközi szakértői munkacsoport alakult 2014-ben a dunai invazív fajok terjedésével kapcsolatban felmerülő feladatok koordinálására. Az együttműködés célja egy olyan stratégia kidolgozása, amely hatékony eszközt biztosít az invazív fajokkal összefüggő regionális problémák megelőzésére és kezelésére, különös tekintettel a már létező európai és globális IAS hálózatok tapasztalataira. A Dunában előforduló idegen halfajok társadalmi megítélése sokrétű. A halak példáján keresztül mutatjuk be a kérdéskörrel kapcsolatos problémákat, feladatokat és a kezdeti eredményeket.

#### Abstract

Invasive alien species (IAS) pose a growing threat on the biodiversity of the Danube river system. An international network of experts was established to coordinate tasks related to the spread of invasive species of Danube within the framework of the EU Strategy for the Danube Region in 2014. The aim of the multidisciplinary cooperation is to develop a strategy that provides an effective tool for prevention and treatment of regional problems related to invasive species, with special attention to the experience of existing European and global IAS networks. The social perception of alien species in the Danube is manifold. The paper presents some problems, tasks and initial results of this issue, through the example of fish.

#### Bevezetés

Az idegen fajok új helyeken történő meghonosodásának gyakorisága egyre gyorsabban növekszik (Lodge 1993, Facon et al. 2006) a globális kereskedelem, közlekedés és turizmus bővülésével, valamint az éghajlatváltozás következtében (Galil et al. 2007). Az idegen fajok egy része inváziós fajjává válva, káros hatást gyakorolhat a természetes biológiai sokféleségre, az ökoszisztémák működésére és bizonyos gazdasági tevékenységekre. Európában mintegy 12.000 idegen faj található, amelynek 10–15 %-át tekintik inváziós fajnak (EU 2014). A 20. század második felében az invazív idegen fajok (IAS) terjedése különösen felgyorsult, számuk 76%-kal nőtt Európában 1970 és 2007 között (Butchart et al. 2010). Európában az invazív fajok jelenlétével összefüggő károk, továbbá a védekezés dokumentálható költsége 12,5 milliárd euró évente, de a becsült teljes költség meghaladhatja a 20 milliárd eurót (Kettuen et al. 2009).

A folyami vízrendszerek különösen érzékenyek az idegen fajok tömeges megjelenésére, mivel a folyómedrek közvetlen migrációs útvonalat képeznek a megtelepedésre és

akklimatizálódásra alkalmas élőhelyek között, valamint az egyirányú vízáramlás jelentősen hozzájárul az idegen fajok gyors terjedéséhez. A Föld legnagyobb folyóinak többsége erősen módosítottá vált a 20. század végére (Dynesius & Nilsson 1994, Nilsson et al. 2005, Schneider et al. 2013) az egyre kiterjedtebb emberi tevékenység (mezőgazdaság, ipar, energiatermelés, urbanizálódás, közlekedés, stb.) következtében, és a konnektivitásukban is megváltozott vízrendszerekben újabb folyosók nyíltak az invazív fajok terjeszkedéséhez (Galil et al. 2007, Panov et al. 2009, Nunes et al. 2015).

Az invazív fajok terjedése és a biológiai inváziókkal kapcsolatos problémák egyre inkább a társadalom érdeklődésének előterébe kerültek az elmúlt évtizedben. A Duna, Európa második legnagyobb és leghosszabb (2850 km) folyója, meghatározó részét képezi az ún. dél-nyugati, vagy dél-európai vízi inváziós folyosónak, amely a Fekete-tenger medencéjét köti össze az Északi tengerrel, a Duna-Majna-Rajna-csatornán keresztül (Ketelaars 2004, Galil et al. 2007). A Duna-mentén elhelyezkedő tíz ország számára a folyó határokon átnyúló gazdasági, közlekedési és kulturális tengelyt jelent, amelynek hasznosításával, kezelésével és védelmével kapcsolatos kérdések megoldásában alapvető a nemzetközi kooperáció. Mindez hozzájárult ahhoz az invazív fajokkal foglalkozó interdiszciplináris együttműködéshez, amely a dunai országok szakértőinek kezdeményezésére jött létre az EU Duna Régió Stratégia (DRS) fejlesztési céljaihoz kapcsolódóan. Így alakult meg a DRS 6. cselekvési területe (a biodiverzitás, a táj, valamint a levegő- és talajminőség megőrzése) keretében, a *Danube Region Invasive Alien Species network* (DIAS) 2014-ben.

A DIAS tevékenységének egyik meghatározó célja egy átfogó stratégia kidolgozása, amely megfelel a DRS elvárásainak, valamint az EU invazív idegen fajok betelepítésének, vagy behurcolásának és terjedésének megelőzésére és kezelésére vonatkozó szabályozásának (EU 2014). A DIAS elemzései számos akvatikus élőlénycsoportra kiterjednek, amelyek között a halak kiemelt jelentőségűek. A jelen tanulmány keretében a magyarországi Duna-szakasz halfaunájának idegen fajairól készült kezdeti értékelésen keresztül mutatjuk be a dunai biológiai inváziók kezelésére kidolgozandó stratégia fő irányvonalait.

### **A DIAS stratégia fontosabb prioritási területei**

#### ***Az idegen fajok azonosítása, előfordulásuk, illetve terjedésük történeti áttekintése***

Az idegen fajokra irányuló cselekvési tervek kidolgozásának egyik alapvető feltétele az idegen fajok pontos azonosítása, valamint a fajokra vonatkozó elterjedési adatok és egyéb ismeretek áttekintése, kritikai értékelése és rendszeres felülvizsgálata. Általánosan elfogadott az a meghatározás, hogy az a faj, alfaj, vagy alacsonyabb rendszertani egység tekinthető idegennek (idegenhonosnak), amely emberi beavatkozás következményeként, telepítéssel, vagy behurcolással került a természetes előfordulási területén kívüli területre (EU 2014). Ezzel szemben őshonosnak nevezünk azokat a fajokat, amelyek az ember természetátalakító tevékenysége előtt is előfordultak az adott területen. Magyarországon a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény definíciója szerint „*Őshonosak mindazok a vadon élő szervezetek, amelyek az utolsó két évezred óta a Kárpát-medence természetföldrajzi régiójában - nem behurcolás vagy betelepítés eredményeként - élnek, illetve éltek.*”

Az őshonosság meghatározásakor fontos kérdés, hogy milyen földrajzi lépték (ökorégió, makrorégió, stb.) mellett értelmezzük azt. Például egy alsó-dunai, ponto-kaszpikus elterjedésű faj őshonosnak tekinthető a Duna vízrendszerében (makrorégió), de egy kisebb léptékű elemzés alapján már nem minősül őshonos fajnak, ha megjelenik a Közép-Duna térségében, vagy a Magyar Alföld ökorégióban.

A fentiek alapján nem tekinthető szinonim kategóriának a nem őshonos faj és az idegen faj. Egyes fajok a környezeti változásokra reagálva természetes módon vándorolnak, és ezért az elterjedési területük határai is változhatnak. A természetes jellegű folyamatok következtében, azaz emberi beavatkozástól függetlenül terjeszkedő fajokat az új elterjedési területükön bevándorló fajként minősítve célszerű megkülönböztetni az idegen és az őshonos fajoktól. Számos esetben viszont nehéz egyértelműen megállapítani, hogy egy újonnan megjelenő faj terjedését valóban nem befolyásolták közvetlenül az emberi tevékenység hatásai. Ha igazolható, hogy elsősorban emberi beavatkozás eredményeként jelent meg a faj az új elterjedési területén, akkor idegennek minősül.

Sajátos besorolású fajként célszerű kezelni a tógazdasági tenyészetekből kikerülő nemesített pontyfajtákat. A ponty (*Cyprinus carpio carpio*) az utolsó jégkorszakot követő évezredekben Közép-Ázsia felől terjeszkedve jelent meg Kelet-Európában és a Duna vízrendszerében. Természetes elterjedésének nyugati határa a Közép-Duna felső szakasza, de a faj vad populációi folyamatosan fogyatkoznak, a dunai szubpopuláció kritikusan veszélyeztetetté vált a 20. század végére. Az átfogó folyószabályozások mellett a tógazdaságokban nevelt és a természetes vizekbe rendszeresen, nagyobb mennyiségben telepített *Cyprinus carpio carpio morpha domestica* egyedeivel történő hibridizálódásra vezethető vissza a faj veszélyeztetettsége (Balon 1995, Kottelat 1996, Freyhof & Kottelat 2008). Mivel az ős-, illetve idegenhonosság fogalma a fajnál kisebb egységekre is értelmezhető, számos domesztikált pontytörzset idegennek kell tekintenünk a Duna vízrendszerében. A távol-keleti eredetű *Cyprinus carpio haematopterus* fajtaváltozatai és hibridjei pl. a koi ponty, vagy a tenyésztők által természetesvízi telepítésre ajánlott Szarvas P34 hibrid ponty (Bakos & Gorda 2001) idegen fajként értékelendők a Duna vízrendszerében.

#### ***A betelepítések és behurcolások, valamint a terjedések útvonalainak feltárása***

A fajok vándorlása, új területeken történő meghonosodása alapvetően természetes folyamat, amelynek sikerét több tényező is befolyásolja, mint a fajok migrációs képességének változása (populáció dinamikai folyamat), a környezeti változások (geomorfológiai, éghajlati folyamatok), valamint a fajok evolúciós változása (Facon et al. 2006). Az áruszállítással, illetve utazással járó emberi tevékenységek (mezőgazdaság, kereskedelem, turizmus) globalizálódásával viszont új és hatékony mechanizmusok jelentek meg a fajok terjedésében, amelyek lehetővé teszik, hogy a természetes elterjedési területtől távoli térségekbe is eljussanak a faj egyedei. Ez történhet szándékosan, ha valamilyen hasznosítási céllal (halászat, rekreáció, haltenyésztés, díszállat kereskedelem) szállítják a fajt új területre.

Az idegen fajok részben szándékosan, azaz gazdasági, esztétikai, rekreációs, stb. megfontolással, és gyakran nem kellően átgondolt betelepítés következtében jutnak el új területekre. Az idegen fajok jelentős hányada azonban nem szándékos tevékenység eredményeként kerül a természetes előfordulási területén kívüli helyekre, ezért megtelepedésük megelőzése érdekében különösen fontos kérdés a behurcolások és terjedések útvonalainak (földrajzi útvonalak, illetve folyosók ahol a fajok vándorolnak, valamint emberi tevékenységek, amelyek a fajokat áthelyezik) és a terjedés vektorainak (pl. közlekedési eszközök, áruszállítás) feltárása (Genovesi & Shine 2003).

1. táblázat. A kontinentális vizek halainak új területeken történő megjelenését és terjedését eredményező folyamatok és tevékenységek

Table 1. Processes and activities that led to appearance and spread of freshwater fishes in new areas

<p><b>1. Természetes változás következménye</b></p> <p>1.1 a környezet változása (klíma, ökoszisztéma, geológiai folyamat, ...)</p> <p>1.2 a faj/populáció migrációs képességének változása (populáció dinamika, ...)</p> <p>1.3 a faj tulajdonságainak változása (szelekció, evolúció, ...)</p> <p><b>2. Emberi tevékenység következménye</b></p> <p>2.1 <b>egyedek szállítása az elterjedési területen túl</b></p> <p>2.1.1 <b>szándékos szállítás</b></p> <p>2.1.1.1 hasznosítás természetes vizekben telepítés</p> <p>2.1.1.2 hasznosítás zárt rendszerben (akvakultúra, stb.) kiszökés (<i>nem szándékos</i>)</p> <p>2.1.1.3 díszállat kereskedelem eleresztés (<i>nem szándékos telepítés</i>)</p> <p>2.1.1.4 csalihal (horgászat) eleresztés (<i>nem szándékos telepítés</i>)</p> <p>2.1.2 <i>nem szándékos szállítás</i></p> <p>2.1.2.1 keveredés egyéb vízi élőlényrel, behurcolás</p> <p>2.1.2.2 kapcsolódás szállító eszközhöz (hajó, stb.), passzív terjedés</p> <p>2.2 <b>természetes migrációs akadály megszüntetése</b></p> <p>2.2.1 elkülönült vízgyűjtők, folyami vízrendszerek közvetlen kapcsolatának kialakítása</p>
--

A szakirodalmi adatok (Holčík et al. 1981, Pintér 1989, 2002, Koščo et al. 2010, Weipert et al. 2013, Guti & Pekarik 2016, Takács et al. 2017) alapján, a Duna magyarországi (a közös határszakaszon a szlovák oldali mederrésszel együtt) szakaszán eddig észlelt idegen halfajok száma meghaladja a harmincat (2. táblázat).

Ezeknek mintegy kétharmada valamilyen hasznosítási céllal, illetve szándékos szállítás következtében került a Duna térségébe. A szándékos szállításra visszavezethető megjelenés okai: telepítés természetes vizekbe, szökés zárt akvakultúrából és horgásztavakból, díszhalak és csalihalak eleresztése). A nem szándékos szállítással összefüggő megjelenés okai: a telepített haszonhalak közé történő keveredés, folyami hajózás (hajótesthez tapadva vagy annak üregeiben). Egyes halfajok (pl. a ponto-kaspikus gébek) folyami hajózással összefüggő terjedését számos közvetett bizonyíték alapján feltételezhetjük (Sokolov et al. 1994, Hirsch et al. 2016, Adrian-Kalchhauser et al. 2017)

Számos faj megjelenésének több oka is lehet, és nem minden esetben dönthető el egyértelműen, hogy melyik ok az elsődleges. Például a ponto-kaspikus eredetű gébfajok esetében feltételezhető a környezeti változásokra visszavezethető aktív terjeszkedés, és a folyami hajózással összefüggő passzív terjedés is. Néhány faj a Duna felső vízgyűjtőjén történt telepítés következtében, a folyón, mint inváziós folyosón keresztül jutott el a magyarországi szakaszra. Az idegen halfajok megjelenésének lehetséges okairól az 1. táblázat ad áttekintést.

Az idegen halfajok meghonosodásában, akklimatizációjában fontos szerepet tölthetnek be vízfolyásokhoz közvetlenül kapcsolódó állóvizek, többnyire a mesterségesen létrehozott víztározók, ahol a jobban felmelegedő és kevésbé áramló vízben, kedvezőbbek lehetnek a szaporodási feltételek egyes behurcolt fajok számára. Ezek a vizek a sajátos élőhelyi adottságaikkal, mint ún. lépegetőkövek (steeping stones) segíthetik az idegen halfajok megtelepedését és terjedését is.



2. táblázat. A Duna magyarországi és szlovákiai szakaszán észlelt idegen halfajok eredete, első észlelésének időpontja, megjelenésük lehetséges oka(i), megtelepedésük mértéke, és a terjedésük. Megjelenés oka: kódok magyartáztát lásd az 1. táblázatban. Megtelepedés mértéke: 1 túlélés természetességi környezetben, 2 szezonális-környezeti változások túlélése, 3 sikeres szaporodás, 4 önfennmarító lokális populáció, 5 aktív (invazív) terjedés. Terjedés módja: x nem terjed, 1 telepítés, 2 kiszökés, 3 elengedés, 4 behurcolás, 5 passzív terjedés, 6 aktív terjedés.

Table 2. Origin, first recording, reason of occurrence, degree of settlements and spreading mechanism of alien fish species observed along the Hungarian (Slovak) section of the Danube. Reason of occurrence: explanation of codes in Table 1. Degree of settlements: 1 survival in natural waters, 2 survival of the seasonal environmental changes, 3 successful reproduction, 4 self-sustaining local population, 5 active (invasive) spread. Spreading mechanisms: x does not spread, 1 introduction, 2 escape, 3 release, 4 unintentional introduction, 5 passive spread, 6 active spread.

Taxon	Eredet Origin	Első észlelés / First occurrence		Magyarország Hungary	Megjelenés oka <sup>1</sup> Reason of occurrence <sup>1</sup>	Megtelepedés mértéke Degree of settlements in Hungary	Terjedés módja Spreading mechanism	Forrás References
		Duna magyar szakasz mellékfolyók Danube and its tributaries in Hungary	Duna szlovák szakasz Slovakia					
<i>Acipenser baeri</i>	Szibéria	1996	2006	1982	2.1.1.2	(Hungary)	1 / 2 / 3	Pintér 2002, Košco 2010
<i>Polyodon spatula</i>	É-Amerika	2010		1986	2.1.1.2	2	2	Rónyai 2008
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	K-Ázsia	1966	1967	1963	2.1.1.1 / 2.1.1.2	3	1 / 2	Toth 1970, Balon 1968, Pintér 1989
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	K-Ázsia	1968	1968	1963	2.1.1.1 / 2.1.1.2	3	2	Pintér 1989, Holčík 1976
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	K-Ázsia	kb. 1968	1971	1963	2.1.1.2	3	2 / 4	Berinkéy 1966, Pintér 1989, Holčík és Gezafi 1973
<i>Pseudorasbora parva</i>	K-Ázsia	1963	1976	1963	2.1.2.1	5	6	Pintér 1989, Zitőn & Holčík 1976
<i>Carassius auratus gibelio</i>	Szibéria	1879 (1967)	1961	1879 (1954)	1.1 / 1.2 / 2.1.1.2	5	6	Margó 1879, Balon 1962, [Tóth 1977, Szalai 1954]
<i>Carassius auratus auratus</i>	K-Ázsia	1891	kb. 1900	1891	2.1.1.3	4	2 / 3	Wiesinger 1975, Košco 2010
<i>Cyprinus carpio carpio m. dom.</i>	K-Európa	?		19. sz.	x	5	1 / 2	Pintér 1989, Balon 1995
<i>Cyprinus carpio haematopterus</i>	K-Ázsia	1980		kb.1970	2.1.1.3	2	2 / 3	
<i>Ameletus nebulosus</i>	É-Amerika	1911		1902	2.1.1.1 / 2.1.1.2	5	6	Vatskíts 1912, Pintér 1989
<i>Ameletus melas</i>	É-Amerika	1995		1980	2.1.1.2	5	6	Pintér 1989
<i>Acheilurus punctatus</i>	É-Amerika	1984		1975	2.1.1.2	2	x	Botta et al. 1984, Pintér 1989
<i>Clarias gariepinus</i>	Afrika	2003		1986	2.1.1.2	1 / 2	2	Pintér 1989
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	É-Amerika	?		1885	2.1.1.1 / 2.1.1.2	3	1 / 2	Pintér 1989, Hontsy 2002
<i>Salvelinus fontinalis</i>	É-Amerika	1980		kb.1900	2.1.1.1 / 2.1.1.2	2	x	Hensel 1980, Pintér 1989
<i>Coregonus nascaena</i>	É-Európa	1960		1955	2.1.1.1	2	x	Berinkéy 1960, Bastl & Holčík 1971, Košco 2010
<i>Coregonus albus</i>	É-Európa	1972		1955	2.1.1.1	2	x	Tüll 1972, Pintér 1989
<i>Coregonus peled</i>	Szibéria		1974		2.1.1.1	2	x	Holčík et al. 1981, Košco 2010
<i>Lepomis gibbosus</i>	É-Amerika	1912		1905	2.1.1.3	5	6	Vatskíts 1913
<i>Mitropterus salmoides</i>	É-Amerika	1913		1909	2.1.1.1	4	1 / 2	Vatskíts 1913
<i>Morone saxatilis x M. chrysops</i>	É-Amerika	2010		2010	2.1.1.1 / 2.1.1.2	2	2	Dome & Móróczi, Sallai pers. com.
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	É-K-Európa	1956		1956	2.1.1.3 / 2.1.2.2	5	6	Sterbatz 1957
<i>Gasterosteus gymnaurus</i>	Ny-Európa	2010		2010	1.2 / 2.1.1.3	5	6	Harka & Szepesi 2010
<i>Praterhinus semilamaris</i>	K-Európa	1872		1872	1.1 / 2.1.2.2	5	6	Kriesch 1872
<i>Neogobius fluviatilis</i>	K-Európa	kb. 1970		1970	1.1 / 2.1.2.2	5	6	Bíró 1971
<i>Neogobius melanostomus</i>	K-Európa	2001		2001	1.1 / 2.1.2.2	5	6	Guti et al. 2003
<i>Ponticola kessleri</i>	K-Európa	1996		1996	1.1 / 2.1.2.2	5	6	Éris & Gut 1997
<i>Babka gymnotrachelus</i>	K-Európa	2004		2004	1.1 / 2.1.2.2	5	6	Guti 2005
<i>Percottatus glenii</i>	K-Ázsia	2012		1997	2.1.1.3 / 2.1.2.1	5	6	Takács & Vital 2012, Harka 1998
<i>Poecilia reticulata</i>	K-Amerika	1932		1932	2.1.1.3	1 (4)	3	Wiesinger 1975
<i>Platyctes brachyomus</i>	D-Amerika	2012		2012	2.1.1.3	1	x	Harka et al. 2017
<i>Colossoma macropomum</i>	D-Amerika	1991		1991	2.1.1.3	1	x	Pintér 1991

### ***Az invazív idegen fajok negatív hatásainak értékelése***

Az idegen fajok jelentős része nem okoz különösebb problémát, de számos faj meghonosodása és tömeges térhódítása komoly károkat eredményez. Az invazív idegen fajok megjelenése hátrányosan befolyásolhatja az őshonos fajok populációit (kompetíció, predáció, kórokozók behurcolása és terjesztése) és azok elterjedését, az ökoszisztémák szerveződését és dinamikáját, ami veszélyeztetheti a természeti értékek megőrzését, valamint az emberek jóllétét és egészségét, továbbá gazdasági és turisztikai érdekeket károsíthat (CBD 2000, Genovesi & Shine 2003).

Az invazív idegen fajok állományainak szabályozására irányuló intézkedések kidolgozásához fontos megkülönböztetni és rendszeresen aktualizált jegyzékekben megjeleníteni a veszélyesként minősíthető fajokat. A vonatkozó előírások szerint (EU 2014) tudományos bizonyítékok és megfelelően elvégzett kockázatelemzés alapján lehet veszélyesnek minősíteni egy invazív idegen fajt. A kockázatelemzés számos elemet tartalmaz, mint például:

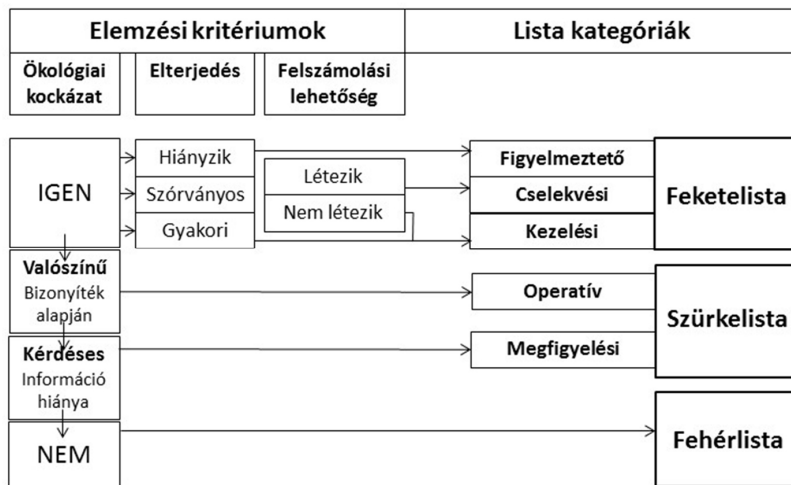
- a faj természetes és lehetséges előfordulási területének a meghatározása, továbbá a valószínű jövőbeli elterjedési területének előrejelzése
- a faj szaporodáshoz és az elterjedéshez szükséges környezeti feltételek vizsgálata
- a betelepítés és nem szándékos behurcolás, valamint terjedés lehetséges útvonalainak leírása
- a faj által érintett biogeográfiai régiókban való megtelepedés és elterjedés valószínűségének elemzése, tekintettel a jelenlegi körülményekre és az éghajlat várható változására
- a biológiai sokféleségre és az ökoszisztémákra (őshonos fajokra, védett területekre, veszélyeztetett élőhelyekre), valamint az emberi egészségre és a gazdaságra gyakorolt káros hatások bemutatása a rendelkezésre álló tudományos ismeretek alapján
- a faj jelenlétével összefüggően észlelt és a potenciális károk költségeinek értékelése
- a faj hasznosításának és az abból származó társadalmi és gazdasági előnyök leírása

Egy invazív idegen faj akkor tekinthető veszélyesnek, ha az általa okozott kár mértéke indokolttá teszi a károkat megelőző, vagy enyhítő intézkedések alkalmazását.

A kockázatelemzési folyamat eredményei lehetővé teszik az idegen fajok osztályozását és veszélyességi kategóriákba sorolását. A legelterjedtebb módszer a három veszélyességi szint szerint elkülönített ún. Fekete-, Szürke- és Fehérlisták összeállítása (Essl et al. 2011, Verbrugge et al. 2012). A *Feketelista* a igazolhatóan negatív hatású invazív fajokat foglalja magába, a *Fehérlista* fajainak nincs negatív ökológiai és gazdasági hatása és nem invazívak, míg a *Szürkelista* a potenciálisan veszélyes invazív fajokat tartalmazza, amelyeknek bizonytalan a besorolása az előbbi két lista egyikébe.

A magyarországi Duna-szakasz idegen halfajainak veszélyességi kategóriákba történő sorolását (3. táblázat) a német-osztrák feketelista rendszer (GABLIS) (Essl et al. 2011) eljárását követve végeztük el. A GABLIS a természetes biodiverzitás veszélyeztetése szempontjából értékeli a fajokat, a gazdasági vonatkozásokat nem veszi figyelembe. A Feketelistán és a Szürkelistán belül további három, illetve kettő alkategóriát különböztet meg. A Feketelista alkategóriái: A *Figyelmeztető (Warning) lista*, amelynek fajai nem fordulnak elő a vizsgált területen, de számítani lehet a jövőbeni megjelenésükre. A *Cselekvési (Action) lista* fajai néhány kisebb területen fordulnak elő, míg a *Kezelési (Management) lista* fajai széles körben elterjedtek a vizsgált területen. A Szürkelista alkategóriái: Az *Operatív (Operative) lista* fajai nagyobb valószínűséggel (bizonyítékon alapuló feltételezés), míg a

Megfigyelési (Watch) lista fajai kisebb valószínűséggel válhatnak invazívá. Az egyes listákba történő besorolás folyamatát az 1. ábra és a 3. táblázat szemlélteti.



1. ábra. Az idegen fajok inváziós kockázatának értékelése a GABLIS eljárás (Essl et al. 2011) alapján  
 Fig. 1. List categories used in the GABLIS (Essl et al. 2011) for risk assessment of invasiveness of alien species

3. táblázat. Kulcs az idegen fajok lista kategóriáinak meghatározásához a GABLIS eljárás (Essl et al. 2011) szerint  
 Table 3. Key for determination of list categories of the alien species according to the GABLIS (Essl et al. 2011)

<b>1a</b>	Idegen faj, amely nem veszélyezteti az őshonos fajokat és a természetes ökoszisztémák működését	= Fehérlista
<b>1b</b>	Idegen faj, amely veszélyezteti az őshonos fajokat, vagy a természetes ökoszisztémák működését	→ 2
<b>1c</b>	Idegen faj, amely a tudományos ismeretek alapján valószínűleg veszélyezteti az őshonos fajokat, vagy a természetes ökoszisztémák működését.	→ 4
<b>2a</b>	Invazív idegen faj, amely még nem fordul elő az adott területen, de a tudományos ismeretek alapján igen valószínű a jövőbeni megtelepedése.	= Feketelista - Figyelmeztető
<b>2b</b>	Invazív idegen faj, amely már előfordul az adott területen.	→ 3
<b>3a</b>	Invazív idegen faj, amely az invázió kezdeti szakaszában van és csak néhány helyen fordul elő, vagy ismeretlen a pontos elterjedése; az állomány szabályozására /felszámolására megfelelő eszközök léteznek. Gyors és fenntartható intézkedésekkel a faj további terjedése megakadályozható, vagy állománya megsemmisíthető az adott területen belül és megelőzhető a faj visszatelepedése.	= Feketelista - Cselekvési lista
<b>3b</b>	Invazív idegen faj, amely 1) az invázió kezdeti szakaszában van és csak néhány helyen fordul elő, de az állomány szabályozására/felszámolására megfelelő eszközök nem ismertek. 2) széles körben elterjedt az adott területen.	= Feketelista - Kezelési lista
<b>4a</b>	Invazív idegen faj, amely valószínűleg (bizonyítékon alapuló feltevés) közvetlenül veszélyezteti az őshonos fajokat, vagy közvetetten, az élőhelyek módosításával jelent veszélyt az őshonos fajokra.	= Szürkelista - Operatív lista
<b>4b</b>	Invazív idegen faj, amely esetleg különböző jelzések alapján) közvetlenül veszélyezteti az őshonos fajokat, vagy közvetetten, az élőhelyek módosításával jelent veszélyt az őshonos fajokra.	= Szürkelista - Megfigyelési lista

4. táblázat. A Duna magyarországi és szlovákiai szakaszán észlelt, idegen halfajok inváziós kockázatának értékelése öt kritérium alapján (I = igen, N = nem, V = valószínű, bizonyítékra alapozott feltételezés, K = kérdéses)

Table 4. Risk assessment of invasiveness of alien fish species by five criteria (I = yes, N = no, V = evidence-based assumption, K = questionable) along the Hungarian and Slovakian section of the Danube

Taxon	Kompetíció Competition	Predáció / növényevő Predation / herbivory	Hibridizáció Hybridization	Patogén terjesztés Disease dissemination	Neg. hatás ökosz. Neg. impact on ecosystem	Inváziós kockázat Risk of invasions		
						Feketelista Black list	Szürkelista Gray list	Fehérlista White list
<i>Acipenser baeri</i>	N	N	V	K	N		operatív	
<i>Polyodon spathula</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	N	I	N	I	I	kezelési		
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	V	N	N	K	K		operatív	
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	V	N	N	K	K		operatív	
<i>Pseudorasbora parva</i>	V	V	N	V	K		operatív	
<i>Carassius auratus gibelio</i>	I	N	N	V	V	kezelési		
<i>Carassius auratus auratus</i>	N	N	K	K	N		megfigyelési	
<i>(Cyprinus carpio carpio m. dom.)</i>	N	N	V	K	N		operatív	
<i>Cyprinus carpio haematopterus</i>	N	N	V	K	N		operatív	
<i>Ameiurus nebulosus</i>	K	K	N	K	N		megfigyelési	
<i>Ameiurus melas</i>	I	V	N	K	V	kezelési		
<i>Ictalurus punctatus</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Clarias gariepinus</i>	N	I	N	N	V	figyelmeztető		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Salvelinus fontinalis</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Coregonus maraena</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Coregonus albula</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Coregonus peled</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Lepomis gibbosus</i>	V	K	N	N	V		operatív	
<i>Micropterus salmoides</i>	N	V	N	N	N		operatív	
<i>Morone saxatilis x M. chrysops</i>	N	K	N	N	N		megfigyelési	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	K	K	N	N	N		megfigyelési	
<i>Gasterosteus gymnuris</i>	K	K	N	N	N		megfigyelési	
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	K	K	N	N	N		megfigyelési	
<i>Neogobius fluviatilis</i>	V	V	N	N	N		operatív	
<i>Neogobius melanostomus</i>	I	V	N	N	K	kezelési		
<i>Ponticola kessleri</i>	I	V	N	N	K	kezelési		
<i>Babka gymnotrachelus</i>	V	V	N	N	N		operatív	
<i>Percottus glenii</i>	I	I	N	N	N	figyelmeztető		
<i>Poecilia reticulata</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Piaractus brachypomus</i>	N	N	N	N	N			x
<i>Colossoma macropomum</i>	N	N	N	N	N			x

Az idegen halfajok biodiverzitást veszélyeztető hatásának átfogó értékelése öt kritérium alapján történik (4. táblázat). Az egyes kritériumokhoz rendelhető válaszok az „igen”, vagy a „nem”, ha azok tudományosan megalapozottnak tekinthetőek. Ha a rendelkezésre álló adatok alapján úgy tűnik, hogy a faj megfelel a kritériumnak, de ellentmondásos bizonyítékokra támaszkodik a feltételezés, akkor a válasz a „valószínű”. Ha faj értékeléséhez nincsenek megfelelő adatok, vagy csak nagyon hiányosak, akkor a kritériumra adandó válasz a „kérdéses”. A fajok besorolása az egyes kategóriákba az elővigyázatosság elvét követi. Ha a legalább egy kritérium esetében „igen” az értékelés, a faj a Feketelistára kerül. Ha minden kritériumra „nem” a válasz, a faj a Fehérlistára kerül. Ha legalább egy kritériumra „valószínű” a válasz és nincs mellette „igen”, akkor a faj az Operatív Szűrkelistára kerül. Ha legalább egy kritériumra „kérdéses” a válasz, és nincs mellette „igen”, vagy „valószínű”, akkor a faj a Megfigyelési Szűrkelistára kerül. A fajok kategorizálása nem tekinthető állandónak, azok változhatnak az újabb bizonyítékok függvényében, ezért a fajok újraértékelést célszerű elvégezni bizonyos időközönként.

#### ***Az invazív fajok korai észlelése és monitorozó rendszerének kialakítása***

Az invazív idegen halfajok elleni védekezés egyik fontos feltétele, hogy a veszélyt jelentő új, illetve már megtelepedett fajok jelenléte és elterjedési területe meghatározható legyen. Ennek érdekében egy felügyeleti rendszer keretében adatbázisban célszerű rögzíteni az invazív fajokra vonatkozó ismereteket (eredet, terjedési útvonal, a rendelkezésre álló elterjedési adatokat, jellegzetes élőhelyek, ökológiai és gazdasági hatások, stb.), további felmérések és monitorozások eredményeivel bővítve azokat. Az elemzéseknek lehetőleg fel kell használnia az EU VKI előírásai szerint működő monitorozó rendszerek, valamint a nemzeti biodiverzitás monitorozás által biztosított információkat. A felügyeleti rendszernek alkalmasnak kell lennie a veszélyt jelentő invazív idegen halfajok korai megjelenésének gyors észlelésére (EU 2014). A felügyeleti rendszer hosszúidejű működése lehetővé teszi továbbá a veszélyt jelentő invazív idegen halfajok populációdinamikájának, valamint az állományaik szabályozására irányuló intézkedések hatékonyságának értékelését.

#### ***A veszélyhelyzetek megelőzését és kezelését elősegítő intézkedések kidolgozása***

A Biológiai Sokféleség Egyezmény irányelvei egy háromlépcsős hierarchikus megközelítést javasolnak az invazív idegen fajokra irányuló cselekvési programok alapjául (UNEP CBD 2002, Genovesi & Shine 2003):

- Az invazív idegen fajok betelepítésének, behurcolásának megelőzését célszerű elérni, mert az sokkal költséghatékonyabb és környezetvédelmi szempontból kívánatosabb, mint invazív idegen fajok megtelepedését követően alkalmazott intézkedések.
- Ha egy invazív idegen faj mégis behurcolásra kerül, akkor ennek a korai felismerése és a gyors cselekvés alapvető fontosságú a megtelepedés megelőzésében: a megfelelő reakció ilyenkor rendszerint a szervezetek megsemmisítése, illetve kiirtása, amint lehetséges.
- Ahol a megsemmisítés megvalósíthatatlan, vagy az ahhoz szükséges források nem állnak rendelkezésre, lehetőleg el kell szigetelni az invazív fajt és hosszú-idejű ellenőrző intézkedéseket kell alkalmazni. Az egyszerű védekező jellegű megközelítéstől azonban tovább kell lépni az átfogóbb természetvédelmi rendelkezések felé, különös tekintettel a biológiai invázió által veszélyeztetett fajokat, természetes élőhelyeket és ökoszisztémákat védő, illetve helyreállító intézkedések kezdeményezésére.

Egy invazív idegen faj (elsősorban a Feketelista – Cselekvési listán megjelenített faj) kiirtására irányuló intézkedések alkalmazásakor az érintett faj állományának hatékony felszámolása mellett, figyelmet kell fordítani az emberi egészségre és a környezetre, valamint a célfajtól eltérő egyéb fajokra és élőhelyekre. Biztosítani kell továbbá, hogy az intézkedések ne okozzanak olyan szenvedést az állatoknak, amelynek elkerülésére adottak a lehetőségek. Az invazív idegen fajok felügyeleti rendszerét célszerű kiterjeszteni a kiirtásra irányuló intézkedések eredményességének ellenőrzésére és a nem célfajokra gyakorolt hatás értékelésére (EU 2014).

A halak populációinak felszámolására, illetve kiirtására számos eszköz és eljárás áll rendelkezésre (Donaldson & Cooke 2016), mint például vegyszerek, fizikai eltávolítás és biológiai módszerek. A vegyszeres irtás (pl. rotenon, fintrol) hatékonysága függ a környezeti feltételektől (víz hőmérséklet, vízmélység, pH, vízhozam, a célfaj tulajdonságai, az aljzat összetétele, stb.). A fizikai eltávolítás gyakrabban használt eszközei többek között a különféle csapdák, kopoltyúhálók, elektromos halászat, stb., míg a biológiai szabályozás során elsősorban predátorok, specifikus paraziták és patogének telepítésére kerülhet sor.

Egy invazív idegen faj kiirtására irányuló intézkedések alkalmazásától el lehet térni, ha egyértelmű tudományos bizonyítékok alapján igazolható többek között, hogy nem áll rendelkezésre elfogadható eljárás, mert az adott körülmények mellett alkalmazható módszerek súlyos káros hatást gyakorolnak az emberi egészségre, a környezetre vagy más fajokra (EU 2014).

A széles körben elterjedt invazív idegen halfajok teljes kiirtására gyakorlatilag nincs hatékony megoldás, ezért esetükben olyan kezelési intézkedéseket kell kidolgozni, amelyek lehetővé teszik a negatív hatások minimalizálását. A kezelési intézkedéseknek az idegen halfajok által a környezetre és az őshonos fajokra gyakorolt hatással arányosnak kell lenniük.

### **Összegzés**

A jelen tanulmány egy átfogó dunai cselekvési program fontosabb elemeit ismerteti a Duna magyarországi (és szlovák) szakaszán kimutatott idegen halfajok értékeléséből kiindulva, azzal a céllal, hogy a további szakmai egyeztetések után egy átfogó nemzetközi útmutató készüljön az invazív fajokkal kapcsolatos problémák kezelésére. A felvázolt módszerek a regionális alkalmazási lehetőségek mellett, a nemzeti szintű értékelési rendszerek kidolgozásban is hasznosak lehetnek. Az eddigi elemzések alapján a Duna magyarországi szakaszán kimutatott idegen halfajok harmadának nincs különösebb negatív hatása. Ezek az ún. fehérlistás fajok, amelyeknek általában nem alakult ki önfenntartó populációja a tanulmányozott vízterületen. Jelentős inváziós kockázattal jellemezhető ugyanakkor 9 feketelistás faj.

Az országok szerint lehatárolt Duna-szakaszokra összeállított fajlisták, valamint az egységes szempontok alapján kialakított értékelő rendszer és intézkedési tervek lehetővé teszik a dunai országok koordinált együttműködésének megvalósítását a veszélyt jelentő invazív idegen fajok tekintetében. Az együttműködés magába foglalhatja az információ- és adatcserét, az inváziós útvonalakra és mechanizmusokra vonatkozó megfigyelések, valamint a korai észlelések és monitorozások eredményeinek megosztását, továbbá az inváziós fajok kezelésére, szabályozására és kiirtására vonatkozó legjobb gyakorlatok megvitatását, illetve a társadalmi szemléletformáláshoz vagy tájékoztatáshoz kapcsolódó programok szervezését. Mindehhez megfelelő keretet biztosít a DIAS programjában szerveződő nemzetközi együttműködés.

## Irodalom

- Adrian-Kalchhauser, I., N'Guyen, A., Hirsch, P.E., Burkhardt-Holm, P. (2017): The invasive round goby may attach its eggs to ships or boats – but there is no evidence. *Aquatic Invasions* 12/2: 263–267.
- Bakos, J., Gorda, S. (2001): Genetic Resources of Common Carp at the Fish Culture Research Institute, Szarvas, Hungary. *FAO Fisheries Technical Paper* 417. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/docrep/005/Y2406E/y2406e04.htm#TopOfPage>
- Balon, E.K. (1962): Ökologische Bemerkungen über Standorte der Donaufische mit einer Beschreibung des Fundes des *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1783) und *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782). *Vest. Cs. spol. zool.* 26/4: 333–351.
- Balon, E.K. (1968): Fund eines Graskarpfens *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) in dem Hauptstrom der Donau beim km 1749. *Vest. Cs. spol. zool.* 32/2: 97–103.
- Balon, E.K. (1995): Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture* 129: 3–48.
- Bastl, I., Holčík, J. (1971): First find of the whitefish - *Coregonus lavaretus* Linnaeus, 1758 in the Danube river. *Vest. Cs. spol. zool.* 35/2: 81–84.
- Berinke, L. (1960): Ichthyological Notes I. *Verteb. Hung.* 2/1: 11–18.
- Berinke, L. (1966): Halak - Pisces. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 139.
- Bíró, P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* 17: 22–23.
- Botta, I., Keresztessy, K., Neményi, I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoh, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierny, M., Tyrrell, T.D., Vié, J-C., Watson, R. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168.
- CBD (2000): Global strategy on invasive alien species. – Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/9: 1–52.
- Donaldson, A.L., Cooke, S.J. (2016): The effectiveness of non-native fish eradication techniques in freshwater ecosystems: a systematic review protocol. *Environmental Evidence* 5: 12.
- Dynesius, M., Nilsson, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753–762.
- Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowszky, N., Nowack, C., Rabitsch, W. (2011): Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). *Journal for Nature Conservation* 19: 339–350.
- EU (2014): Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. *Official Journal of the European Union* L 317: 35–55.
- Erős, T., Guti, G. (1997): Kessler géb (*Neogobius kessleri* Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat* 90/2: 83–84.
- Facon, B., Genton, B.J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A., David, P. (2006): A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *TRENDS in Ecology and Evolution* 21/3: 130–135.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2008): *Cyprinus carpio*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T6181A12559362.
- Galil, B.S., Nehring, S., Panov, V.E. (2007): Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. p. 59–74. In: Nentwig, W. (ed.): *Biological Invasions. Ecological Studies* Nr. 193, Springer, Berlin.
- Genovesi, P., Shine, C. (2003): *European strategy on invasive alien species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention)*. Council of Europe Strasbourg, T-PVS, pp. 60.
- Guti, G. (2005): A csupasztorjú géb, *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 98/4: 161–162.
- Guti, G., Erős, T., Szalóky, Z., Tóth, B. (2003): A kerekfejű géb, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96: 116–119.
- Guti, G., Pekarik, L. (2016): A brief overview of the long-term changes of fish fauna in the Slovak-Hungarian section of the Danube River. *Opusc. Zool. Budapest* 47/2: 203–211.
- Harka, Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877). *Halászat* 91: 32–33.
- Harka, Á., Szepesi, Zs. (2010): Hány pikófaj él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101–103.

- Harka, Á., Szepesi, Zs., Nyeste, K. (2017): A pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon. *Pisces Hungarici* 11: 35–39.
- Hensel, K. (1980): The occurrence of brook trout – *Salvelinus fontinalis* in the main stream of the Danube river. *Vest. Cs. spol. zool.* 44/1: 39.
- Hirsch, P.E., Adrian-Kalchhauser, I., Flämig, S., N'Guyen, A., Defila, R., Di Giulio, A., Burkhardt-Holm, P. (2016): A tough egg to crack: recreational boats as vectors for invasive goby eggs and transdisciplinary management approaches. *Ecology and evolution* 6: 707–715.
- Hoitsy, Gy. (2002): A pisztráng tenyésztése és horgászata. Rosvig Kft. pp. 152.
- Holčík, J. (1976): On the occurrence of far east plantivorous fishes in the Danube river with regard to the possibility of their natural reproduction. *Vest. Cs. spol. zool.* 40/2: 88–103.
- Holčík, J., Bastl, I., Ertl, M., Vranowsky, M. (1981): Hydrobiology and ichthyology of the Czechoslovak Danube in relation to predicted changes after the construction of the Gabčíkovo-Nagymaros River Barrage System. *Práce Labora-toria rybárstva a hydrobiologie* 3: 19–158.
- Holčík, J., Geczó, V. (1973): First record of big head – *Aristichthys nobilis* (Richardson 1844) from the Váh river (Danube basin), Czechoslovakia. *Ibid* 37/4: 107–109.
- Ketelaars, H.A.M. (2004): Range extensions of Ponto-Caspian aquatic invertebrates in continental Europe. p. 209–236. In: Dumont, H.J., Shiganova, T.A., Niermann, U. (Eds.): *Aquatic Invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas*, Kluwer, Dordrecht.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P., Shine C. (2009): Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. Brussels: Institute for European Environmental Policy. pp. 131.
- Koščo, J., Košuthová, L., Košuth, P., Pekárik, L. (2010): Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia* 65/6: 1057–1063.
- Kottelat, M. (1996): *Cyprinus carpio* (River Danube subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T6180A12556019.
- Kreisch, J. 1872: Állattani utazási jelentések az 1870. és 1872-ik évről. *Math. és Természettud. Közl.* 10: 201–218.
- Lodge, D.M. (1993): Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* 8: 133–137.
- Margó, T. (1879): Budapest és környéke állattani tekintetben. Magyar Királyi Egyetemi Nyomda, Budapest, pp. 141.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C. (2005): Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* 308: 405–408.
- Nunes, A.L., Tricarico, E., Panov, V.E., Cardoso, A.C., Katsanevakis, S. (2015): Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions* 10: 359–370.
- Panov, V.E., Alexandrov, B., Arbačiauskas, K., Binimelis, R., Copp, G.H., Grabowski, M., Lucy, F., Leuven, R.S.E.W., Nehring, S., Paunović, M., Semenchenko, V., Son, M.O. (2009): Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5: 110–126.
- Pintér, K. (1989): Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 202.
- Pintér, K. (1991): Tambaki (*Colossoma macropodum*) a paksi melegvízcsatornából. *Halászat* 84/4: 158–160.
- Pintér, K. (2002): Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 222.
- Schneider, C., Laizé, C.L.R., Acreman, M.C., Flörke, M. (2013): How will climate change modify river flow regimes in Europe? *Hydrology and Earth System Sciences* 17: 325–339.
- Sokolov, L.I., Sokolova, V.A., Pegasov, M.I., Shatunovskii, M.I., Kistenev, A.N. (1994): The ichthyofauna of the Moscow River within the boundaries of the city of Moscow. *J. Ichthyol.* 34: 141–151.
- Sterbetz, I. (1957): Tüskés pikó a Dunában. *Halászat* 4: 75.
- Szalay, M. (1954): Új halfaj Magyarországon - ezüstkárász. *Halászat* 1: 16.
- Takács, P., Vitál, Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105: 16.
- Takács, P., Czeglédi, I., Ferincz, Á., Sály, P., Specziár, A., Vitál, Z., Weiperth, A., Erős, T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795: 1–22.
- Till, J. (1973): Jövevény maréna fajok a Duna magyarországi szakaszáról. *Búvár* 28: 162–165.
- Tóth, J. (1970): Fish fauna list from the Hungarian section of the river Danube. *Ann. Univ. Sci. Bp. Sect. Biol.* 12: 277–280.
- Tóth, J. (1977): A brief account on the presence on the silver crucian (*Carassius auratus gibelio* Bloch 1758) in the Hungarian section of the Danube. *Ann. Univ. Sci. Bp. Sect. Biol.* 18-19: 219–220.



- UNEP CBD (2002): Guiding Principles for the prevention, introduction and mitigation of impacts of alien species that threaten ecosystems, habitats or species (annexed to Decision VI/23 adopted by the Conference of the Parties to the CBD, The Hague, April 2002)
- Verbrugge, L.N., van der Velde, G., Hendriks, A.J., Verreycken, H., Leuven, R. (2012): Risk classifications of aquatic non-native species: application of contemporary European assessment protocols in different biogeographical settings. *Aquatic Invasions* 7: 49–58.
- Vutskits, Gy. (1912): Al-dunai ichthüologiai tanulmányutam. *Földrajzi Közlemények* 40/7: 163–173.
- Vutskits, Gy. (1913): A pisztrángsügér és a naphal meghonosodása a Drávában. *Természettud. Közlöny* 748–749.
- Weiperth, A., Staszny, Á., Ferincz, Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 3–112.
- Wiesinger, M. (1975): *Akvarisztika*. Gondolat, Budapest. pp. 327.
- Zitňan, R., Holčík, J. (1976): On the find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. *Zool. listy*, 25/1: 91–95.

**Author:**

Gábor GUTI ([guti.gabor.7@gmail.com](mailto:guti.gabor.7@gmail.com))



## Az *Alburnus mento* fajcsoport dunai fajainak revíziója a magyarországi adatok alapján

### Revision of the Danubian species of *Alburnus mento* species group, based on Hungarian data

Halasi-Kovács B.

SCIAP Kft., Debrecen

**Kulcsszavak:** *Alburnus danubicus*, taxonómia, Duna  
**Keywords:** *Alburnus danubicus*, taxonomy, Danube

#### Abstract

Recent publications mention three species of shemayas is written from the Danube drainage: (1) *Alburnus mento* (Heckel, 1836); (2) *Alburnus danubicus* Antipa, 1909; (3) *Alburnus sarmaticus* Kottelat & Freyhof, 2007. The distribution of *A. mento* is restricted to the subalpine lakes of upper Danube-section, while *A. danubicus* and *A. sarmaticus* are two of the rare species of the lower, estuarine section of Danube, Dnepr and South-Bug. The distribution areas of the two latter species – at least – partly overlap. According to Freyhof and Kottelat *A. danubicus* extinct, and no specimen examined by Antipa or Drensky.

There are historical data available in the literature on the Hungarian occurrence of *Alburnus mento* species group. Additionally the Hungarian Natural History Museum (HNHM) hosts some alcoholic preserved specimens, partly from the Caspian-sea, partly from the lower Danubian localities. Taxonomic status of shemayas should be reevaluated in light of the discovery of a museum specimen (HNHM 58.315.1) that was collected and identified by Antipa in 1935.

In this paper I present the Hungarian distribution of shemayas, based on literature data. Additionally, I describe the examination of nine preserved specimens of HNHM, of which three, collected in the area of Caspian-sea basin, were identified as *A. chalcoides*. All the six specimens from the Danube drainage belong to *A. danubicus*. The specimen with catalogue number HNHM 58.315.1 can be designated as neotype of *A. danubicus*. In accordance with its meristic data I modified the diagnosis of the species. However it can be concluded that *A. sarmaticus*, described by Kottelat and Freyhof in 2007 is the synonym of *Alburnus danubicus* Antipa 1909.

#### Kivonat

A jelenkori szakirodalom a Duna vízrendszeréből három állas küsz fajt ír le. (1) *Alburnus mento* (Heckel, 1836); (2) *Alburnus danubicus* Antipa, 1909; (3) *Alburnus sarmaticus* Freyhof & Kottelat, 2007. Ezek közül az *A. mento* elterjedése a Duna felső szakaszának szubalpin tavaira korlátozódik, míg az *A. danubicus*, és a 2007-ben új fajként leírt *A. sarmaticus* a Duna, Dnyeper, és Déli-Bug Fekete-tengeri szakaszának ritka halai, melyek elterjedési területe – legalább részben – átfedő. Freyhof és Kottelat (2007) véleménye szerint az al-dunai állas küsz (*Alburnus danubicus*) mára kihalt, bizonyító példánya nem maradt fenn.

Az *A. mento* fajcsoport magyarországi előfordulásáról rendelkezünk történeti adatokkal. Emellett a Magyar Természettudományi Múzeum (MTM) Halgyűjteményében több alkoholos preparátum található. Ezek részben Kaszpi-tengeri, részben al-dunai lelőhelyekről származnak. A fajcsoport taxonómiájában bekövetkezett változások miatt időszzerű a rendelkezésre álló adatok értékelése. Ugyanakkor a HNHM 58.315.1 leltári számú, G. Antipa által 1935-ben gyűjtött és határozott példány alapján szükségszerű volt a két al-dunai faj – *A. danubicus* és *A. sarmaticus* – taxonómiai revíziója.

Jelen dolgozatban összegyűjtöttem a hazai szakirodalom alapján fellelhető magyarországi adatokat. Az MTM anyagának átvizsgálása alapján megállapítható volt, hogy a kilenc gyűjteményi példány között három Kaszpi-tengeri vízgyűjtőből fogott az *A. chalcoides* fajhoz tartozik. A dunai vízrendszerből gyűjtött hat példány mindegyike *A. danubicus*. A HNHM 58.315.1 leltári számú példány az *A. danubicus* neotípusaként értékelhető, ennek megfelelően a faj diagnózisát módosítottuk. Eredményeink alapján megállapítható az is, hogy a 2007-ben leírt *A. sarmaticus* az *A. danubicus* szinonimája.

### Bevezetés

Az *Alburnus* nemen belül az állas küszöket korábban önálló nembe (*Chalcalburnus* Berg) sorolták, amelynek alapját a rövid csupasz hasi él; a hosszú, tömött, valamint a felső (epibranchiale) és alsó (ceratobranchiale) kopoltyúív ág azonos hossza; a szilárdan beágyazott pikkelyek; az előreugró állkapocs, továbbá a nem, vagy gyengén fogazott garatfog adta (Berg 1964, Kottelat & Freyhof 2007). A határozó bélyegek variabilitása, illetve a két nem fajainál gyakran tapasztalható átfedések miatt Bogutskaya (1997); Bogutskaya & Naseka (2004); Freyhof & Kottelat (2007a) javaslata alapján jelenleg mindkét csoportot az *Alburnus* Rafinesque nembe sorolják.

Kottelat (1997, 1999), továbbá Kottelat és Freyhof (2007) véleménye szerint a kevésbé feltűnő mintázatú, ezüstös színű pelagikus halfajok taxonómiai diverzitásának alacsony szintje összefüggésbe hozható azzal a ténnyel, hogy ezek a fajok nehezebben különíthetők el egymástól, mint a színesebb, határozottabb eltéréseket mutató bentikus halak. Ezen megfontolás is hozzájárulhatott, hogy az elmúlt tíz év kutatási eredményeként az *Alburnus* nembe – ezen belül az állas küszök is – tartozó fajok száma megsokszorozódott, számuk jelenleg 44 (Froese & Pauly 2017). A XIX. és XX. században faj alatti kategóriákban leírt állas küszök (ld. Berg 1964, Bănărescu 1964) faji szintre emelésén túl, több új faj is leírásra került (Freyhof & Kottelat 2007a, 2007b, Özülug & Freyhof 2007, Mousavi-Sabet et al. 2015).

Az állas küszök elterjedési területe Közép- és Dél-Európa, valamint Nyugat-Ázsia (Berg 1964, Bănărescu 1964, Bănărescu 1992). Az állas küszökhöz tartozó fajok megtalálhatók a Fekete-tenger, a Kaszpi-tenger, Aral-tó, a Márvány-tenger, az Égei-tenger és a Perzsa-öböl vízgyűjtő területén. (Freyhof & Kottelat 2007b, Özülug & Freyhof 2007, Mohammadian-kalat et al. 2015). Jellemzően pelagikus életmódú, lakusztrín fajok, amelyek szaporodása a vízfolyásokhoz kötött, ugyanakkor léteznek állandó folyóvízi populációi is (Falahatkar et al. 2015, Csar & Gumpinger 2010). Az utóbbi időben leírt fajok között sok az egy-egy tóhoz, vagy tórendszerhez kötődő endemizmus (pl. *A. carinatus* (Manyas-, Ulubat-tó); *A. mandrensis* (Mandras-, Várna-ró); *A. vistonicus* (Vistoni-tó); *A. atropatenae* (Urmia-tó); *A. tarichi* (Van-tó); *A. volviticus* (Volvi-tavak, Koronia-tó); *A. belvica* (Prespa-tavak), *A. nicaeensis* (Iznik-tó) (részletesen ld. Freyhof és Kottelat 2007a).

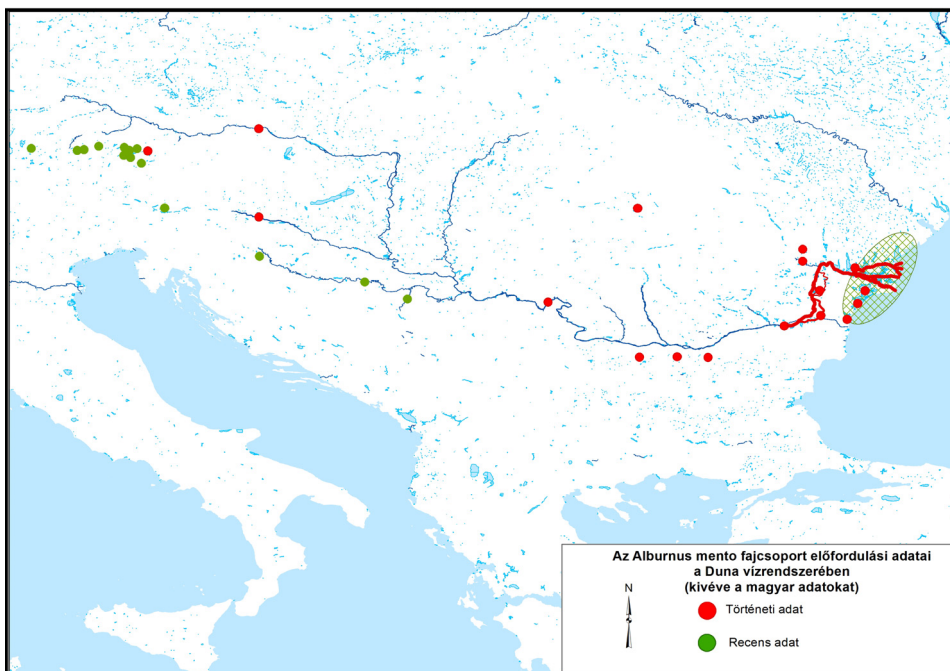
Az állas küszök elterjedésének nyugati határát a Duna vízrendszere jelenti. Az *Alburnus mento* fajt Heckel 1836-ban írta le a Duna vízrendszeréhez tartozó Traun folyóból a Gmundner-See (Traunsee) torkolatához közeli fogási helyről. A faj elterjedési területekét az Atter- és Gmundner-See, a Traun-folyó, és bajorországi vizeket említ (Heckel & Kner 1858). Antipa (1909) a Heckel által leírt fajt az *Alburnus chalcoides* szinonimájának tartja. Emellett *Alburnus chalcoides* *Güldenstaedt* var. *danubicus* Antipa 1909 néven a faj egy önálló variétását írta le a Duna-delta állóvízi élőhelyeiről, illetve a Duna legalsó szakaszáról. Berg (1964) ugyanezt *Chalcalburnus chalcoides danubicus* Antipa 1909 néven alfajként említi, szintén román és bolgár aldunai példányok alapján.

A jelenkori szakirodalomban Kottelat (1997) a *Chalcalburnus chalcoides* *Güldenstaedt*, 1772 faj szinonimájának tartotta mindkét alfajt, ugyanakkor bizonytalan taxonómiai státuszukra és a revízió szükségességére felhívta a figyelmet dolgozatában. Az *Alburnus mento* fajcsoport taxonómiai revízióját Freyhof és Kottelat (2007a) végezte el. Ők három önálló fajt írtak le a Duna vízrendszeréből: (1) *Alburnus mento* (Heckel, 1836); (2) *Alburnus danubicus* Antipa, 1909; (3) *Alburnus sarmaticus* Freyhof & Kottelat, 2007; ezzel faji rangra emelve az eredetileg változatként, később alfajként leírt *A. danubicus*-t is.

A recens (Halasi-Kovács & Harka 2012) szakirodalom alapján a dunai vízgyűjtőben az *A. mento* fajcsoport három nagyobb populációja különíthető el. Az első a Felső-Duna menti glaciális tavak és az ide torkolló vízfolyások [Attersee; Mondsee; Wörthersee; Halstattersee; Wolfgangsee; Fuschlsee; Irrsee; Starnberger-See; Chiemsee; Simssee; Wagingersee (Freyhof & Brunken 2004, Csar & Gumpinger 2010)]. A második a Száva vízrendszere [Száva, Kulpa, Boszna (Jelić et al. 2012)]. A harmadik a Duna alsó szakasza, illetve a Duna-delta (Bănăduc et al. 2016). Ořel (2007) szerint a két utolsó regisztrált adat 1997-ből származik a Duna-delta nyugati oldaláról. Freyhof és Kottelat (2007a) szerint az *Alburnus mento* elterjedése a

Duna felső szakaszának szubalpin tavaira korlátozódik, míg a Száva vízrendszerében, a Duna alsó szakaszán, ideértve a delta-vidéket az *Alburnus sarmaticus* populációi élnek. Ez utóbbi területen a faj eltűnt. Az *Alburnus danubicus*-t a merisztikus bélyegegben fennálló különbségek alapján – Antipa (1909) eredeti diagnózisát, és Drensky (1943) Szvistovnál (43°37'27,71"É; 25°21'09,82"K) gyűjtött dunai adatait figyelembe véve – kihalt fajnak tekintik, amelyről bizonyító példány nem maradt fenn.

A jelenkorinál a történeti adatok az állas küsz szélesebb körű dunai elterjedését jelzik. Így található adatok a Duna bécsi (Heckel 1836), zimonyi (44°51'36,12"É; 20°22'38,12"K) (Medič 1896), és bolgár (Kovačev 1923, Drensky 1943) szakaszáról. A Duna alsó szakaszáról Antipa (1909) Csernavoda (44°20'55,13"É; 28°01'31,29"K), vagy Ostrov (44°06'35,48"É; 27°22'03,93"K), Berg (1932, 1933) Izmail (45°19'17,36"É; 28°50'41,93"K) magasságáig jelzi. Antipa (1909) leírja az Al-Duna több állóvízéből, így a Zaton holtmederből (44°47'38,25"É; 28°01'03,48"K), valamint a delta félsós Razim (44°53'47,18"É; 28°57'45,54"K), Sinoe (44°35'41,83"É; 28°51'39,63"K) tavaiból, ezen túlmenően a Fekete-tengeri partvidéken található Siutghiol-tóból (44°15'10,09"É; 28°35'50,70"K). A Duna mellékfolyói közül vannak adatok a Mura (Povž & Sket 1990); Dráva, Száva, Lónya (Kispatič 1893); az Iskar, Osam, Yantra (Berg 1964), Szeret, Beszterce (Gyurkó 1972) lelőhelyeiről. Az állóvízi élőhelyek közül Herman (1887) a Maros vízrendszeréhez tartozó Mezőzáhi-tóból (46°37'50,48"É; 24°08'25,82"K) említi, bár Bielz (1888) Herman gyűjtését *Alburnus lucidus*-nak (*A. alburnus* szinonimája) tartja (1. ábra).



1. ábra. Az *Alburnus mento* fajcsoport elterjedési területe a Duna vízrendszerében a szakirodalom alapján, kivéve a magyar adatokat

Fig. 1. The distribution of *Alburnus mento* species group in the Danube drainage by published papers, except for the Hungarian data

Az *Alburnus mento* fajcsoport magyarországi előfordulására vonatkozóan kizárólag történeti szakirodalmi adatokkal rendelkezünk. A leírások mellett ugyanakkor a Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteménye több, részben Kaszpi-tengeri, részben al-dunai lelőhelyről származó állas küsz preparátumot őriz.

A munkánk célja egyrészt a hazai történeti adatok, másrészt a múzeumi preparátumok áttekintése és revíziója. Ez utóbbi munka eredménye szükségessé tette az *Alburnus mento* fajcsoport taxonómiai revízióját.

Jelen dolgozatban bemutatjuk a hazai szakirodalom alapján fellelhető magyarországi adatokat. Emellett beszámolunk a Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteményében található *Chalcalburnus* nemzetségbe sorolt példányok, ezzel együtt az *Alburnus mento* fajcsoport revíziójának eredményeiről.

### Anyag és módszer

A munka során összegyűjtöttük az *Alburnus mento* fajcsoport publikált magyarországi előfordulási adatait (1. táblázat), amelyeket térképen ábráztoltuk (2. ábra). Amennyiben az adathoz pontos lelőhely leírás is tartozott pontszerűen, míg ezek hiányában a teljes vízteret bejelöltük.

A szakirodalmi adatokon túl áttekintettük a Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteményében található *Chalcalburnus* nembe sorolt preparált példányokat (2. táblázat). A morfometriai jellemzőket digitális tolmérővel mértük. Vizsgáltuk a teljes testhosszt (TL). A standard testhosszt (SL) a szájnyílás csúcsától a jól fejlett pikkelyekkel borított faroknyél végéig, a testmagasságot (H) a hasúszó alapjától, a hát irányában a hal középvonala merőlegesen, míg a fejhosszt (lc) a szájnyílás csúcsa és a kopolyúfedél csontos részének legtávolabbi pontja között mértük (Holcik 1992). A merisztikus bélyegek közül vizsgáltuk az oldalvonal mentén található pikkelyszámot (LL). A számolást a legelső elkülöníthető pikkelytől a faroknyél utolsó pikkelyéig végeztük. Számoltuk a hátúszó (PD), valamint a farok alatti úszó (PA) osztott úszósugarainak számát. Az utolsó két osztott úszósugarat, amelyek az alapjuknál ágaznak el „1½” jelöléssel láttuk el mindkét úszó esetében, követve Freyhof és Kottelat (2007a) leírását. A kopolyútüskék számát nem volt módunk vizsgálni.

### Az *Alburnus mento* fajcsoport magyarországi előfordulási adatai

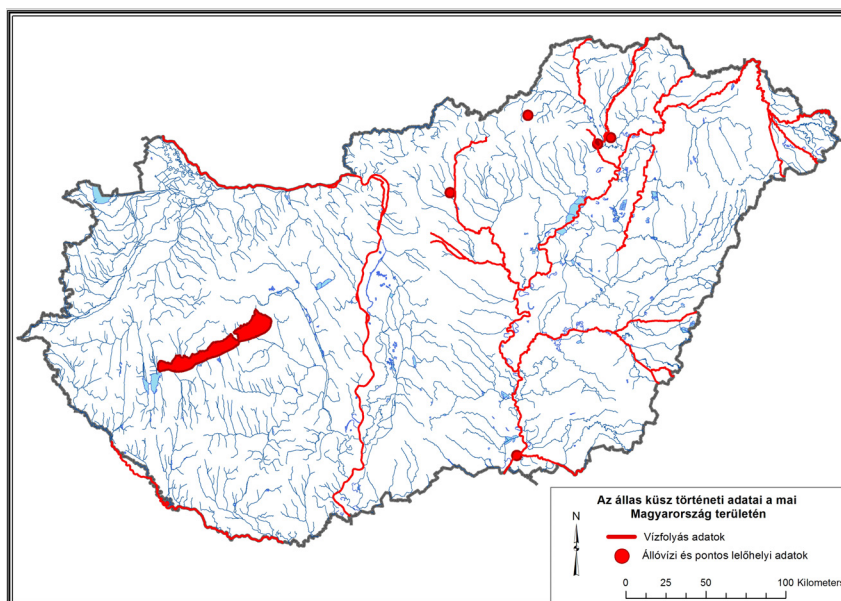
A hazai szakirodalom áttekintése során az *Alburnus mento* fajcsoportra vonatkozóan összesen 11 hivatkozást találtunk, amely alapján összesen 23 víztér, 25 lelőhely adatai állnak rendelkezésre (1. táblázat). A szakirodalomban kizárólag történeti adatok találhatóak, vagyis az utóbbi 25 évben nem volt Magyarországon igazolt adat. A bizonyosan a történelmi Magyarország területén található lelőhelyek száma négy.

A történeti irodalomban sokszor lelőhely információ nélkül, csak víztérre vonatkozó adatunk van (pl. Kispatič 1893, Kolosváry 1958, Vásárhelyi 1958, 1961). Nem minden esetben állapítható meg az sem, hogy saját, vagy mástól átvett, így duplikált adatról van-e szó (pl. Szilády 1925, Kolosváry 1958, Vásárhelyi 1961). Több adat többször is előfordul(hat) ugyanazon szerzőnél; Herman 1872. évi eredeti közlése és a Magyar halászat könyvében (Herman 1887) írt adat ugyanarra a lelőhelyre vonatkozik. Ugyanez a helyzet feltehetően Vásárhelyi 1958-ban, és 1961-ben publikált adataival is (Vásárhelyi 1958, 1961). A történeti szakirodalomban szereplő adatok egy része a történelmi Magyarország területére vonatkozik (Herman 1872, 1887, Kišpatič 1893, Medič 1896).

Leidenfrost (1915) a Pes-kő-barlangban (48°02'53"É; 20°25'25"K) talált pleisztocén leletek között mutatta ki az *A. mento* fajt, 5 db garatcsont (os pharyngeum inferius) alapján. A bükki lelőhely a mai Sajó vízrendszerének területéhez tartozik. A garatcsontok revíziója a munka következő állomását fogja jelenteni. A történeti adatok további revízióját a Vásárhelyi által gyűjtött, *Chalcalburnus chalcoides mento* alfajként határozott, és a miskolci Herman Ottó Múzeumban őrzött csontok teszik lehetővé. Itt három lelőhelyről – Lőrinci erőmű tava, Bócsi-tó, Hernád – származó 6db garatfog (os pharyngeum inferius) 1 db alapékcsont (parasphenoideum), 3 db alsó nyakszirtcsont (basioccipitale), 2 db otolit, 2 db fedélsont (operculum), 2db zárcsont (cleithrum), 1 db lapockacsont (scapula) található (Varga 1981). Ezek revíziója azért is fontos, mert a 23 víztér közül a kizárólag Vásárhelyi által közöltek száma 16.

1. táblázat. Az állas kűsz magyarországi előfordulására vonatkozó adatok  
Table 1. The Hungarian data of shemaya

Név Name	Előfordulás Occurrence	Leíró Descriptor	Évszám Year
<i>Alburnus mento</i>	Első hazai adat Mezőzáhi-tó (Maros-vízrendszer)	Herman	1872
<i>Alburnus mento</i>	Mezőzáhi-tó (Maros-vízrendszer)	Herman	1887
<i>Alburnus mento</i>	Dráva, Száva, Lónya	Kišpatic	1893
<i>Alburnus mento</i>	Duna/Zimony	Medič	1896
<i>Alburnus mento</i>	Tisza/Szeged	Gyórfy és Háy	1898
<i>Alburnus mento</i>	Pes-kő barlang (Sajó-vízrendszer)	Leidenfrost	1915
<i>Alburnus mento</i>	Tisza/Szeged	Szilády	1925
<i>Alburnus mento</i>	Tisza	Kolosváry	1958
<i>Alburnus mento</i>	Tápió; Bódva; Mályi-tó; Tisza; Hejő; Nyéki-tó; Kraszna; Szamos; Körösök; Maros; Hortobágy; Balaton; Bodrog; Zagyva; Hernád; Lőrinci erőmű tava	Vásárhelyi	1958
<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i>	Duna; Tisza; Dráva; Száva; Hernád; Bodrog; Bódva; Szamos; Kraszna; Hejő; Balaton; Mályi-tó; Nyéki-tó; Mezőzáhi-tó	Vásárhelyi	1961
<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i>	Bócsi-tó; Hernád; Lőrinci erőmű tava	Vásárhelyi in Varga	1981



2. ábra. Az állas kűsz magyarországi történeti adatai  
Fig. 2. The historic occurrence data of shemaya in Hungary

### A Magyar Természettudományi Múzeumban található *Chalcalburnus* nembe sorolt példányok revíziója

A Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteményében kilenc, *Chalcalburnus* nemzetségbe sorolt gyűjteményi példány található. Ezek közül három a Kaszpi-tenger, míg hat a Fekete-tenger vízgyűjtőjéből, azon belül a Duna vízrendszeréből származik (2. táblázat).

2. táblázat. A Magyar Természettudományi Múzeum halgyűjteményében található *Chalcalburnus* nembe sorolt példányok adatai

Table 2. The data of the *Chalcalburnus* genus in the Fish collection of Hungarian Natural History Museum (HNHM)

Leltári szám Catalogue number	Megnevezés* Scientific name	Gyűjtési hely; idő; gyűjtő/határozó Locality; Time of collecting; Determinor	Megjegyzés** Notice
HNHM 58.34.1 (819)	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> (Güldenst.)	Kaszpi-tenger, Asztrabad; 1904	Kaszpi expedíció
HNHM 58.107.1.1 (823)	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> (Güldenstadt)	Kurgaj-tó, Kumbasi, Lenkoranski járás, Bakui kormányzóság; 1909. II. 10; Patrikij szerzetes (gyűjtő?)	helyi név: Semaja
HNHM 58.107.1.2 (823)	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> (Güldenstadt)		
HNHM 58.315.1 (820)	<i>Chalcalburnus chalcoides</i> var. <i>danubicus</i>	Duna; 1935; coll. et det. Dr. Gr. Antipa	Bukaresti Antipa Múzeum ajándéka; Dr. Stiller Jolán fekete-tengeri gyűjtőútja
HNHM 60.79.1.1 (821)	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (Agassiz) (= <i>danubicus</i> ) (Antipa)	Lacus litor. Razelm; 1956. szeptember; leg. P. Bănărescu	
HNHM 60.79.1.2 (821)	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (Agassiz) (= <i>danubicus</i> ) (Antipa)		
HNHM 59.161.1.1 (822)	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (Agassiz) (= <i>danubicus</i> ) (Antipa)		
HNHM 59.161.1.2 (822)	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (Agassiz) (= <i>danubicus</i> ) (Antipa)	Duna-delta, Szulina-ág; 1959. IX.10-12; leg. P. Bănărescu	
HNHM 59.161.1.3 (822)	<i>Chalcalburnus chalcoides mento</i> (Agassiz) (= <i>danubicus</i> ) (Antipa)		

\*A megnevezésnél a halak mellett található címkefelirat szövege szerepel (the original name that is written on the label)

\*\* A címkéken található kiegészítő információ magyarra fordítva (the additional information from the label, in Hungarian)

A Kaszpi-tenger vízgyűjtő területéről származó példányok a merisztikus bélyegek alapján tipikusnak tekinthetők, azok *Alburnus chalcoides* fajként kerültek azonosításra. A morfológiai bélyegek közül a fej hossza a standard testhossz arányában méréseink alapján nagyobbak mutatkoztak, mint a Berg (1964) által közölt értékek. Az átlagos érték 23,15% volt (3. táblázat).

3. táblázat. A MTM gyűjteményi példányainak morfolometriai és merisztikus jellemzői  
 Table 3. The morphometric and meristic features of the preserved specimens in HHNM

Vízgyűjtő Basin	Jelzet Catalogue number	TL (mm)	SL (mm)	H (mm)	lc	lc/SL (%)	PD	PA	LL*
Kaszip-tenger	HNHM 58.34.1 (819)	286	228	59,38	51,84	22,74	8½	14½	58-59
	HNHM 58.107.1.1 (823)	196	161	35,7	39,76	24,70	8½	14½	55
	HNHM 58.107.1.2 (823)	213	173	39,82	38,1	22,02	8½	15½	61
Fekete-tenger (Duna)	HNHM 58.315.1 (820)	221	181	41,84	39,52	21,83	8½	15½	56-55
	HNHM 60.79.1.1 (821)	207	173	43,64	37,84	21,87	8½	17½	59
	HNHM 60.79.1.2 (821)	221	179	44,3	39,42	22,02	8½	16½	61-63
	HNHM 59.161.1.1 (822)	132	106	23,84	23,62	22,28	8½	15½	57
	HNHM 59.161.1.2 (822)	148	120	28,75	26,14	21,78	7½	16½	56-55
	HNHM 59.161.1.3 (822)	140	116	26,86	26,92	23,21	8½	15½	57

TL – teljes hossz/total length, SL – standard testhossz/standard length, H – testmagasság/height, lc – fejhossz/head length, PD – hátúszó sugárszáma/fin rays in dorsale, PA – anális úszó sugárszáma/ fin rays in anale, LL – oldalonvonal pikkelyszáma/scales on lin. lat.

\*ahol két szám szerepel, ott a jobb- és a baloldalon eltérő pikkelyt számoltunk. Több halnál előfordult pikkelyhiány (The specimen with two numbers, represent different scale number on the right and left side. There were scaleless area on several specimens)

A dunai példányok oldalonvonal mentén mért pikkelyszáma 55 és 63 között változott, a farok alatti úszó osztott sugarainak száma pedig 15½ és 17½ közötti értéket mutatott. A farok alatti úszó alapja 1½-2½ pikkellyel a hátúszó alapja mögött kezdődik. A standard testhosszhoz viszonyítva a fej hosszának átlagos értéke 22,17%-nak adódott. Ez a Bănărescu (1964) által regisztrált értékek között van. A múzeumi példányok fejhossz értékének átlaga kismértékben alacsonyabb, mint a kaszipi állás küsznél mért értékek. A merisztikus bélyegek alapján az összes vizsgált példány a Freyhof és Kottelat (2007a) által leírt *A. sarmaticus* bélyegeit tükrözik. Azonban a HHNM 58.315.1 jelű, a Dunából G. Antipa által gyűjtött példány jellemzői alapján felvetődik az *A. danubicus* és *A. sarmaticus* faj revíziójának szükségessége.

#### Az *Alburnus danubicus* és az *Alburnus sarmaticus* fajok revíziója

Freyhof és Kottelat (2007a) munkájában a Duna vízrendszerének alsó szakaszáról két állás küsz fajt közöl. Ezek közül az egyik az *A. danubicus*, amelyet Antipa (1909) eredeti leírása, valamint Drensky (1943) munkája alapján fajként határoztak meg. A faj legfontosabb elkülönítő bélyege a 17-20½ közötti farok alatti úszó osztott úszósugar száma, valamint a 68-70 közötti oldalonvonal pikkelyszám. Ennek a leírásnak némiképp ellentmond, hogy mind Antipa (1909), mind Drensky (1943) az oldalonvonal pikkelyszámát 67-68 között adta meg munkájában. Bănărescu (1961) véleménye szerint Antipa és Drensky korabeli fajleírása hibás volt, mivel a rendelkezésre álló összes adat azt bizonyítja, hogy a dunai példányok esetében a farok alatti úszó osztott úszósugar száma 14-17 között változik, azt nem haladja meg (Ő az utolsó osztott úszósugarat feltehetően egybe számította ld. Freyhof és Kottelat 2007a). Az oldalonvonal mentén található pikkelyszám viszonylag széles tartományban, 58-68 között változhat. Ennek ellenére Freyhof és Kottelat (2007a) deduktív módon arra a következtetésre jutottak, hogy a dunai vízrendszer alsó szakaszán két önálló faj létezett, legalábbis az 1940-es évek elejéig. Az *A. danubicus* mára kihalt, és a fajról



bizonyító példány – amelyet maga Antipa, vagy Drensky határozott – nem maradt fenn. Erre a fajra jellemző a nagyobb pikkelyszám az oldalvonal mentén, valamint a nagyobb számú osztott úszósugar a farok alatti úszóban. A dunai vízgyűjtő alsó szakaszáról származó azon – részben tartósított, részben recens adattal rendelkező – példányokat, amelyeknél a farok alatti osztott úszósugar-szám 15-17½ között változik, valamint az oldalvonal mentén a pikkelyszám 56-63 közötti, új fajként, *A. sarmaticus* néven írták le.

A Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteményébe 1957-ben került a bukaresti Grigore Antipa Múzeum ajándékaként Dr. Stiller Jolán fekete-tengeri gyűjtőútja után az a *Chalcalburnus chalcoides* var. *danubicus* néven azonosított példány, amelyet 1935-ben egy dunai lelőhelyen gyűjtött és határozott meg G. Antipa. A példány múzeumi azonosító száma: HNHM 58.315.1. (3. ábra). A faj eredeti leírásakor holotípus kijelölése nem történt meg, ezért ezt a példányt neotípusnak jelöljük ki. Erre alkalmassá teszi az a tény, hogy az egyedtet az eredeti leíró gyűjtötte és határozta meg *Chalcalburnus chalcoides* var. *danubicus* néven, amelynek jelenleg érvényes neve Freyhof és Kottelat (2007a) munkája alapján *Alburnus danubicus* Antipa 1909.



3. ábra. Az al-dunai állás küsz (*Alburnus danubicus* Antipa 1909) neotípusa (HNHM 58.315.1.)

Fig. 3. The neotype of *Alburnus danubicus* Antipa 1909 (HNHM 58.315.1.)

A neotípus leltári száma: HNHM 58.315.1. A példányt G. Antipa gyűjtötte és határozta meg *Chalcalburnus chalcoides* var. *danubicus* néven. Gyűjtési helyként a Duna van megadva. Az alkoholban tartósított gyűjteményi példány jó állapotú, a merisztikus és morfometriai bélyegek határozására alapvetően alkalmas. A hal adult példány, teljes testhossza (TL): 221 mm; standard testhossza (SL): 181 mm; magassága (H): 41,84 mm; a fej hossza (lc): 39,52 mm. A fej hossza a standard testhosszhoz viszonyítva (lc/SL): 21,83%, a vizsgált dunai példányok jellemző értékét mutatja. A hal pikkelyzete helyenként hiányos, azonban az oldalvonal pikkelyszáma meghatározható. A baloldalon 56, míg a jobboldalon 55 pikkelyt számoltunk. A hátúszó osztott úszósugarainak száma (PD): 8½, a farok alatti úszó osztott úszósugarainak száma (PA): 15½. A farok alatti úszó kezdete 1½ pikkellyel kezdődik a hátúszó mögött.

A neotípus alapján a korábbi fajdiagnózis módosításra szorul. Mivel az ma már nem állapítható meg egyértelműen, hogy Antipa leírása hibás volt-e vagy sem, emiatt az látszik elfogadhatónak, hogy a faj diagnózisakor a kijelölt neotípus jellemzői mellett, Antipa eredeti (1909) leírását is figyelembe vesszük.

Ezek alapján az *Alburnus danubicus* diagnózisát jelen ismereteink szerint a következőkben lehet megadni. Az al-dunai állás küsz (A. *danubicus*) a többi állás küsz fajtól elkülöníti, hogy a (1) a farok alatti úszó kezdete  $1\frac{1}{2}$ - $2\frac{1}{2}$  pikkelyvel kezdődik a hátúszó mögött. (2) A farok alatti úszó úszósugár képlete: III (14) 15-20 $\frac{1}{2}$ . (3) A hátúszó úszósugár képlete: (II) III 8-9 $\frac{1}{2}$ . (4) Az oldalvonal pikkelyszáma (55) 56-68 (70). A faj diagnózisával együtt megállapítható, hogy az *Alburnus sarmaticus* Freyhof & Kottelat 2007 érvénytelen név, mivel az az A. *danubicus* fiatal szinonimája.

Az al-dunai állás küsz elterjedési területe a Fekete-tenger vízgyűjtőjének észak-nyugati területe, az ide torkolló folyók – Duna, Déli-Bug, Dnyeszter, Dnyeper – alsó szakasza, valamint a tengermelléki állóvizek. A dunai vízgyűjtőn belül két nagyobb populáció azonosítható. Állománya a delta területén eltűnő, míg a Duna középső szakaszán a Száva vízgyűjtőjében egy stabilabb populáció található. Ezen a szakaszon a Dunában, esetleg a Dráva alsó szakaszán előfordulása várható.

A Magyar Természettudományi Múzeum Halgyűjteményében őrzött dunai állás küsz példányok revíziója alapján kijelenthető, hogy azok mindegyike az al-dunai állás küsz (A. *danubicus*) fajhoz tartozik.

#### Köszönetnyilvánítás

A Kutatást a SCIAP Kutatás-fejlesztési és Tanácsadó Kft. támogatta. A munka kapcsán köszönetet szeretnék mondani Sallai Zoltánnak, aki önzetlen segítséget nyújtott a hazai és nemzetközi irodalmi adatok felkutatásában.

#### Irodalom

- Antipa, G., (1909): *Fauna ichtiologică a României*. Publ. Fond. V. Adamachi, pp. 294.+XXXI.
- Bănăduc, D., Rey, S., Trichkova, T., Lenhardt, M. Curtean-Bănăduc, A. (2016): The Lower Danube River – Danube Delta – North West Black Sea: A pivotal area of major interest for the past, present and future of its fish fauna – A short review. *Science of the Total Environment* 545-546: 137–151.
- Bănărescu, P. (1961): Pozitia sistematica a lui *Chalcalburnus* (Pisces, Cyprinidae) din Dunarea inferioara. *Comunicarile Academiei Republicii Populare Romine* 11: 1489–1495.
- Bănărescu, P. (1964): *Fauna Republicii Populare Romine*. Vol. XIII. Pisces - Osteichthyes. Acad. R.P.R. București, p. 959.
- Bănărescu, P. (1992): *Zoogeography of Fresh Waters* Vol. 2. Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Berg, L. S. (1932): *Ryby presnykh vod SSSR i sopredel'nykh stran* (Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries). Leningrad, p. 478.
- Berg, L. S. (1933): *Ryby*. Marsipobranchii i pisces, III. No. 3. Fauna SSSR i sopredel'nykh stran (Fauna of the USSR and adjacent countries). Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR, Leningrad. p. 721.
- Berg, L. S. (1964): Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 2. Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Bielz, E. A. (1888): *Die Fauna der Wirbelthiere Siebenbürgens*. Hermannstadt.
- 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*. KMK Scientific Press, Moscow, p. 389.
- Bogutskaya, N. G. (1997): Contribution to the knowledge of leuciscine fishes of Asia Minor. Part 2. An annotated check-list of leuciscine fishes (Leuciscinae, Cyprinidae) of Turkey with description of a new species and two subspecies. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut* 94: 161–186.
- Csar, D., Gumpinger, C. (2010): *Die Migration der Fischfauna in Seeache und Zeller Ache unter besonderer Berücksichtigung der Natura 2000 Schutzgüter Perlfisch (Rutilus meidingeri) und Seelaube (Alburnus mento)*. Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz, p. 88.
- Drensky, P. (1943): *Chalcalburnus chalcoides* Güld. (Pisces) in Bulgarian. *Godishnik na Univ. Sofiya, Fiz-Mat. Fakultet*, XXXIX, No. 3. est. istor. 1942–1943, pp. 343–354.
- Jelić, D., Sučić, I., Žutinić, P., Jelić, M., Govedič, M., Šimunović, I., Novosel, L., Budimir, S., Rajković, I. (2012): Prilog poznavanju rijetkih i ugroženih vrsta slatkovodnih riba Hrvatske (Contribution to knowledge of rare and endangered freshwater fish of Croatia). *Zbornik sažetaka* 11. Hrvatskog biološkog kongresa / Jelaska, Sven D. ; Klobučar, Göran I.V. ; Šerić Jelaska, Lucija ; Leljak Levanić, Dunja ; Lukša, Žaklin (ur.). - Zagreb : Hrvatsko biološko društvo 1885, 2012. 198–199.
- Falahatkar, B., Amlashi, A. S., Eagderi, S., Mousavi-Sabet, H. (2015): Review on the Caspian Shemaya, *Alburnus chalcoides* (Güldenstädt, 1772). *International Journal of Aquatic Biology* 3/5: 323–330.

- Freyhof, J., Brunken, H. (2004): Erste Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Fischarten und Neunaugen des Süßwassers. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8: 133–144.
- Freyhof J., Kottelat M. (2007a): Review of the *Alburnus mento* species group with description of two new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18: 213–225.
- Freyhof J., Kottelat M. (2007b): *Alburnus vistonicus*, a new species of shemaya from eastern Greece, with remarks on *Chalcalburnus chalcoides macedonicus* from Lake Volvi (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18: 205–212.
- Froese, R., Pauly, D. (Eds.) (2017): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (22/06/2017).
- Gyurkó, I. (1972) *Édesvízi halaink*. „Ceres” Könyvkiadó. Bukarest, p. 187.
- Halasi-Kovács, B., Harka, Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Heckel, J., Kner, R. (1858): *Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie*. Leipzig, p. 388.
- Heckel, J., (1836): Über einige neue, oder nicht gehörig unterschiedene Cyprinen, nebst einer systematischen Darstellung der europäischen Gattungen dieser Gruppe. *Ann. Wien. Mus. Nat.* 1: 219–234.
- Herman, O. (1887): A magyar halászat könyve I-II. Kir. M. Természettudományi Társulat, Budapest. p. 860.
- Herman, O. (1872): A Mezőség 2. A Mező-Záh-Tóháti, továbbá Méhesi, Báldi és Mező-Sályi tóisorozat természetrajzi, jelesen állattani szempontból tárgyalva. *Az Erdélyi Múzeum-Egylet évkönyve* 6: 42–67.
- Holčík, J., Bănărescu, P., Evans, D. (1989): General introduction of fishes. In: Holčík, J. (ed.): *Freshwater Fishes of Europe*. Aula-Verlag Wiesbaden, pp. 18–147.
- Kispatič, M. (1893): *Ribe Privodoslovne i kulturne critice*. Zagreb.
- Kolosváry, G. (1958): Espèces animales intéressantes de la rivière Tisza dans la bassin Pannonien. In *Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 27e année, n°5, mai 1958. pp. 126-128.*
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. Pp. 646.
- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. *Biologia, Bratislava* 52/S5: 1–271.
- Leidenfrost (1915): Pleistocaen halmaradványok magyarországi barlangokból. *Barlangutató III:53–63.*
- Kovačev, V. T. (1923): *Sladkovodnata ikhtiologična fauna na Bulgaria*. Arhiv na Min. na zeml., III. (1922), Sofia, p. 165.
- Medič, M. (1896): *Ichtioloske biljeske*. Prestampano iz CXXVI. knjiga. Rad Jugoslavenske Akademije Znanosti i Umjetnosti. Zagreb.
- Mohammadian-kalat T., Aliabadian M., Esmaili H.R., Abdolmalaki S., Nejhad R.Z., Vatandoust S. (2015): Species list and distribution map of the genus *Alburnus* Rafinesque, 1820 (Cyprinidae: Leuciscinae) in Iran. *Check List* 11(5) 1743: 1–5.
- Mousavi-Sabet H., Vatandoust S., Khataminejad S., Eagderi S., Abbasi K., Nasri M., Jouladeh A., Vasil'eva E.D. (2015): *Alburnus amirkabiri* (Teleostei), a New Species of Shemaya from the Namak Lake Basin, Iran. *Journal of Ichthyology* 55/1: 40–52.
- Ōțel, V. (2007) *Atlasul Peștilor din Rezervația Biosferei Delta Dunării*. Editura Centrul de Informare Technologică, Tulcea. pp. 481.
- Özuluğ M., Freyhof J. (2007): Rediagnosis of four species of *Alburnus* from turkey and description of two new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18: 233–246.
- Povž, M., Sket, B. (1990): *Naše Sladkovodne Ribe*. Založba Mladinska knjiga. Ljubljana, p. 376.
- Szilády, Z. (1925): *Nagy Alföldünk állatvilága*. A Debreceni Tisza István Tudományos Társaság Honismertető Bizottságának Közleményei. I. kötet. 3. füzet. Tisza István Tudományegyetem Nyomdája. Debreczen, p. 148.
- Varga, A. (1981): Vásárhelyi István gyűjteménye a miskolci Herman Ottó múzeumban. III. Mollusca – Pisces. *Fol. Hist.-nat. Mus. Matr.* 7: 71–79.
- Vásárhelyi, I. (1958): Hol fordul elő az állas küsz? *Halászat* 1958/6: 110–111.
- Vásárhelyi, I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi szemle könyvtára, Miskolc, p. 134.

**Author:**

Béla HALASI-KOVÁCS (halasi1@t-online.hu)



## A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjedése a Zagyva vízrendszerében

### Spreading of the tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) and the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) in the water system of the River Zagyva (Northern Hungary)

Szepesi Zs.<sup>1</sup>, Harka Á.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Omega Audit, Eger*

<sup>2</sup>*Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred*

**Kulcsszavak:** terjedési sebesség, *Knipowitschia caucasica*

**Keywords:** spreading speed, *Knipowitschia caucasica*

#### Abstract

The River Zagyva belonging to the catchment area of the Tisza River is 179 km long, occupies a catchment area of 5560 km<sup>2</sup> and its average flow rate is 7 m<sup>3</sup>/sec. We examined the changes in the fish fauna of the water system regularly between 2003 and 2016, and during this time we spotted three goby species. The western tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*) emerged from the water system of the Tisza River in 1996, at the distance of 93 km from its mouth in the Tisza River. Taking into account the 8.5 km/year spreading speed of the species experienced in the middle section of the River Tisza, we assume that the western tubenose goby could have been present in the catchment area since about 1982, and in 2003 it already became domesticated everywhere on the lowland river sections of the water system. After more than 10 years it also penetrated into the hilly section of 2 water courses (bed slope 2.1–2.7 m/km). Its spreading speed is merely 0.7–1.4 km/year in the hilly regions.

In 2004 the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) was already present on the lower 54 km section of the River Zagyva. However, the weir constructed on the river near Jászberény (68 km) has obstructed its path, and it has not been able to get through it up until today. The species reached the border of the lowlands and hilly regions through the water system of the River Tarna, the biggest tributary of the River Zagyva by 2013, its spreading speed was 7.7±2.5 km/year.

The caucasian dwarf goby (*Knipowitschia caucasica*) emerged in the River Zagyva in 2015 but for the time being it is present only near the mouth of the river.

#### Bevezetés

A ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) terjedése megállíthatatlan folyamatnak tűnik. Térhódításukat egyrészt nagy ugrások, másrészt a folyóinkban pontszerűen megjelenő állományok felfelé lassú, lefelé igen gyors terjeszkedései jellemzik. Ennek igazolására a Duna vízrendszerére vonatkozóan három gébfaj terjedése szolgál adatokkal.

Többen a kutatottság hiányára vezetnek vissza, hogy a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*), a kerekfejű vagy feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) és a csupasztorjú géb (*Babka gymnotrachelus*) hamarabb került elő az osztrák Duna-szakasról, mint a folyam hazai részéről. Az tény, hogy az 1990-es években a Duna és általában a magyarországi vízfolyások kutatottsága elmaradt a szomszédos országokhoz képest, de ezek a fajok horgokkal könnyen és jól foghatók. Több száz kilométeren és több ezer horgász közt aligha juthattak volna át észrevétlenül a magyar Duna-szakaszon.

A három gébfaj közül a legjobban dokumentált terjedési folyamat a kerekfejű gébé, amely a Duna szerbiai szakaszán (861 fkm, Vaskapu II.) 1997-ben jelent meg (Simonović et al. 1998). 2001-ben már a Vaskapu I. felett, de még a Tisza (1214 fkm) és a Száva (1171 fkm) torkolata alatt észlelték (Višnjić-Jeftić & Hegediš 2004, cit. Piria et al. 2011). Már ez sem tekinthető kis távolságnak, de közben 2000-ben Bécs mellett (1917 fkm, Wiesner et al. 2000) megfogták az első példányokat. 2001 és 2003 között több helyen is kimutatták a

Duna szlovák és magyar szakaszáról (Guti et al. 2003, Stráňai & Andreji 2004), majd 2004-ben a horvátországi Duna szakaszon (1355 fkm) került meg (Mustafić 2005 PhD-tézisei, cit. Piria et al. 2011). Roche és munkatársai (2013) azt feltételezik, hogy az osztrák/szlovák állomány népesíti be a horvát Duna szakaszt.

A kerekfejű géb vízfolyással szembeni terjedési sebessége az Oderán 3,9 km/év (Schomaker & Wolter 2014), a kanadai folyókon végzett modellszámítás szerint 7,1–9,3 km/év (Brownscombe et al. 2012), Roche és munkatársai (2015) szerint 1–15 km/év. Brownscombe és munkatársai (2012) megjegyzik, hogy a nagyon mozgékony egyedek akár 27 kilométert is megtehetnek évente, azonban véleményünk szerint a populációtól elszakadt egyedek hosszú éveken keresztül nem tarthatják ezt a tempót. Manné és társai (2013) szerint a Rajna felső, Strasbourg környéki szakaszát az alsó szakasz felől természetes úton, 67 km/év terjedési sebességgel népesítette be a kerekfejű géb. Az előző értékek tükrében ezt az adatot azonban fenntartással kell kezelni, ugyanis Amszterdam és Strasbourg között napi rendszerességgel közlekednek áru- és személyszállító hajók, ezért sokkal valószínűbb, hogy a gyors térhódításban ezek játszották a főszerepet.

A fenti terjedési értékekkel számolva a kerekfejű géb 1997 és 2000 között semmiképp nem tehetette meg a Prahovo és Bécs közötti 1056 km-es távot. Sokkal valószínűbb, hogy a horvát állomány is a bécsi állományból származott, mint az, hogy alulról, Szerbia felől érkezett volna. Előbbi esetben lefelé évi 141 km-es, utóbbi esetben felfelé évi 71 km-es sebességgel terjedt. Míg a gyors lefelé terjedésre más gébfajknál is van példa, a felfelé terjedés sebessége még Manné és munkatársai (2013) adatát is meghaladja. Ráadásul, ha alulról érkezett volna Horvátországba, akkor ilyen tempóval 2011-re a Száván nem csak a 302-es fkm-ig jutott volna el (Piria et al. 2011), a Tiszán pedig már Tokaj felett is jelen kellett volna lennie. Az a tény, hogy három gébfaj is hamarabb került elő az osztrák Duna szakaszról, mint a folyam magyar szakaszáról, nem a kutatottság hiányára, hanem emberi közreműködéssel történő nagy ugrásra vezethető vissza.

Folyami áruszállítás korábban is volt, ezért vélhetőleg a XIX. században és előtte is történtek nagy ugrások a ponto-kaszpius gébek esetében, csak az akkori környezeti viszonyok mellett a feljutott példányok nem tudtak életképes állományt kialakítani. Ez utóbbit a duzzasztók létesítése, a partvédő kövezések nagyobb arányú kiépítése és főként a vízfolyások XX. században bekövetkezett felmelegedése segítette elő. A Duna átlagos vízhőmérséklete Budapestnél 1954 és 2003 között 10,2 °C-ról 11,5 °C-ra (Harka & Bíró 2007), a Rajna alsó szakaszán az átlagos vízhőmérséklet az 1925 előtti 10,8 °C-ról 1985 után 12,6 °C-ra nőtt (Uehlinger et al. 2009).

Dolgozatunk – az előzőekben vázoltak figyelembe vételével – a 2003 és 2016 között gyűjtött adatok alapján tekinti át a gébek terjedését a Zagyván és mellékvízfolyásain.

A Zagyva vízrendszerében, miként a Tisza hazai szakaszán is, a gébek három faja jelent meg eddig. Első volt közülük a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), ezt követte a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), majd a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*). Közülük azonban csak az első kettővel foglalkozunk részletesen, mert a Magyarországon elsőként 2009-ben észlelt kaukázusi törpegéb (Halasi-Kovács & Antal 2011, Halasi-Kovács et al. 2011), amely 2012 és 2015 között a Tisza-tóból lefelé terjedve Szerbiába is eljutott (Harka et al. 2012, Harka et al. 2013, Harka et al. 2015b), a Zagyvában csupán 2015-ben jelent meg (Szepesi & Harka 2016), és még ma is csak a folyó néhány kilométeres torkolati szakaszán van jelen.

### Anyag és módszer

A Zagyva vízrendszerét 2003-tól vizsgáljuk rendszeresen, ettől az időponttól rendelkezünk folyamatosnak tekinthető adatsorokkal. Gyűjtőeszközként 6 milliméteres szembőségű és 3,7 méter széles kétközhálót használtunk. A mintavételek hossza a helyszín adottságaitól függően 30 és 200 m között változott, általában 150 m volt. A fogott halakat azonosításuk után visszaengedtük. 2003 és 2016 között a Zagyvából és mellékvízfolyásaiból összesen 47 halfaj 103368 egyedét fogtuk. A gébek közül 3 faj került elő: 2269 db tarka géb,

2980 folyami géb és 3 kaukázusi törpegéb. Elfogadva a Víz Keretirányelv (VKI) besorolását és szakaszolását, a víztesteket 3 csoportra osztottuk: sík-, domb- és hegyvidéki szakaszokra.

### Eredmények és értékelés

A Zagyva vízrendszerén ugyanaz a három gébfaj található, mint a Tisza magyarországi szakaszán. Közülük eddig kettőnek a terjeszkedése volt jelentős, ezek megjelenését és terjedését a megtelepedésük időrendjében tárgyaljuk.

#### Tarka géb – *Proterorhinus semilunaris*

A Zagyva vízrendszerében először a tarka géb jelent meg, melynek első észlelése 1996-ban a Tarna kompolti szakaszán történt (Dicházi István: A Tarna halfaunájának változása és halfauna szerinti zonációja. Pécs, 1999, kézirat, diplomamunka). A diplomamunkából az is kiderül, hogy ugyanott 1995-ben még nem került elő tarka géb, ellenben 1996-1997-ben többször is. 1997-ben a Tarna káli és a Tarnóca nagyúti szakaszán is kimutatták a fajt (leg.: Ambrus A. és Kovács T.). A kompolti lelőhely a Tiszától 93 fkm-re van, tehát a Zagyva alsó szakaszán jóval korábban meg kellett jelennie.

A Tiszában 1957-ben Szegednél (173 fkm) gyűjtötték először a fajt (Berinkei 1972). A kompolti lelőhely ettől 255 fkm-re található. Ha egyenletes terjedést feltételezünk, akkor 39 év alatt 6,5 km/év terjedési sebességgel jutott el a kompolti lelőhelyig. Ezzel a terjedési sebességgel visszaszámolva azt kapjuk, hogy a Zagyva szolnoki szakaszán 1982-ben már jelen kellett lennie a tarka gébnek. Ez a terjedési sebesség kisebb, mint a Tiszán tapasztalt 7,1–8,5 km/év érték (Harka et al. 2015a), viszont nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy az 1970-es években a Zagyva jóval szennyezettebb volt, mint a Tisza. Valószínű, hogy Szolnoknál több évig is eltartott, míg behatolt a Zagyvába. Úgy tűnik tehát, hogy a tarka géb nagy ugrás nélkül, saját erejéből, egyenletes tempóban jutott el a Tarnáig.

2003-ban, vizsgálataink kezdetén a tarka géb a Zagyvában Lőrinciig, a Tarnában Aldebrőig, a Gyöngyös-patakban Jászárokszállásig, a Bene-patakban Ludasig, a Tarnócában Nagyútig fordult elő. Ezek a vízfolyásszakaszok mind síkvidéki területen vannak (magasság 108–125 m, mederesés 1,08–1,44 m/km között). A következő 10 évben mindössze annyi változott, hogy Gyöngyös-patakban Vámosgyörkig, a Bene-patakban Detkig kimutattuk, és előkerült a Rédei-patak Atkár feletti szakaszáról is. Sokáig úgy tűnt, hogy a nagyobb vízsebességű dombvidéki szakaszok alkalmatlan élőhelyek számára. 2006-ban ugyan megtelepedett a Cseh-árok dombvidéki szakaszán, de ezt arra vezettük vissza, hogy a télenyáron 16 Celsius-fokos rétegvízzel táplált vízfolyásban az egyenletes vízhőmérséklet olyan előnyt jelentett számára, amely kompenzálta a vízsebesség növekedését (Szepesi & Harka 2006). A Cseh-árok dombvidéki szakasza mindössze 5 km-re van a torkolattól (mederesés 4,4 m/km), azaz nem nagy távot kellett hozzá megtenni, de a jobb úszóképességű küsz (*Alburnus alburnus*) bodorka (*Rutilus rutilus*) és halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) a mai napig nem jutott el ideig.

2003 és 2014 között a tarka géb elterjedése nem változott a Zagyva vízrendszerén, továbbra is csak a síkvidéki szakaszokat népesítette be. 2014-ben, azaz a vámosgyörki (14 fkm, 1,38 m/km mederesés) észlelését követően 8 év elteltével került elő 2 példány a Gyöngyös-patak gyöngyöshalászi (21 fkm, 2,74 m/km), már dombvidéki szakaszáról. 2015–2016-ban ezen a lelőhelyen és a Vámosgyörkig terjedő szakaszon több példányt is fogtunk, így ma már állandó fajnak tekinthetjük. 2015-ben a Zagyva szurdokpüspöki (126 fkm; 1,74 m/km) és pásztói (133 fkm; 2,11 m/km) szakaszán mutattunk ki 6 illetve 1 példányt. A Laskóban 2003-ban Mezőtárkányig (19 fkm, 1,42 m/km) fordult elő, és sokáig nem jutott ennél feljebb, de 2016-ban sikerült Kerecsendnél is kimutatni (31 fkm, 2,68 m/km). A 12 km-es távot 13 év alatt tette meg.

Az előző három példa azt mutatja, hogy nagyjából 10–12 év kellett ahhoz, hogy a tarka géb a síkvidéki szakaszról átlépjen a dombvidékire. A távolság mindössze pár kilométer, de a víz mozgási energiája – és ezáltal a vízsebesség is – jelentősen nő. Bár nem lehetetlen, de a 10–12 év kevésnek tűnik ahhoz, hogy a domb- és síkvidék határán lévő állományból

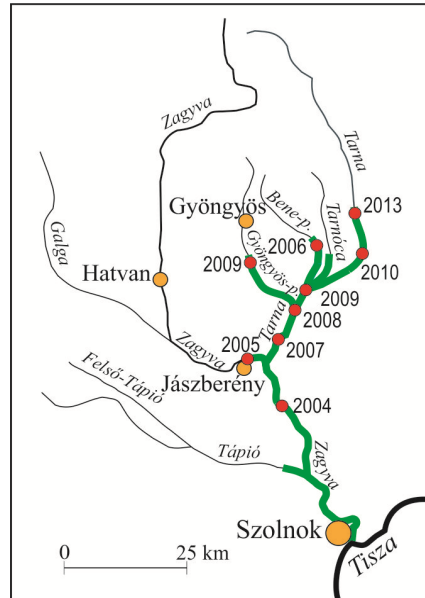


kialakuljanak olyan egyedek, melyek alkalmazkodni tudtak a nagyobb vízsebességhez. Valószínűbb, hogy a populációs nyomás készítetett egyes egyedeket a mostohább körülményeket nyújtó dombvidéki szakaszokra. A dombvidéki szakaszon a terjedés lelassult 0,7–1,4 km/év közé, és vélhetőleg nem egyenletes tempóban, hanem kisebb megugrásokkal haladt felfelé.

### Folyami géb – *Neogobius fluviatilis*

Zagyvai megjelenésének előzményeként a folyami géb két nagy ugrással népesítette be a Tiszát. Az első nagy ugrása 1993-ban volt, amikor valamiképpen megjelent a Tiszatóban, ahonnan felfelé 16 év alatt 90 km-t megtéve Tiszalökiig jutott el. A második nagy ugrás a Szamos Dés környéki szakaszán történt, ahol 2013-ban került elő (Cocan et al. 2014). Innen lefelé 2 év alatt 360 kilométert megtéve egészen Tokajig benépesítette a Szamos és a Tisza közbenső szakaszát (Harka et al. 2015a).

A folyami géb 2004-ben a Zagyvából Szolnok és Jásztelek (54 fkm) között több helyről is előkerült. 2005-ben már Jászberény alatt is kimutattuk, de a jászberényi fenékküszöb (68 fkm) felett a mai napig (2016) nem került elő (1. ábra). Az árvízveszély csökkentése érdekében 1941-ben a Zagyvának új medret készítettek, mely megkerüli Jászberényt. A fenékküszöböt azért hozták létre, hogy a Zagyva várost átszelő eredeti medrébe is juttassanak vizet. Közepes vízhozamnál a fenékküszöb alvize és a felvize között több mint egy méter a szintkülönbség, ami egyelőre leküzdhetetlen akadályt képez a folyami géb számára (2. ábra).



1. ábra. A folyami géb terjedése

Fig. 1. Spreading of the monkey goby



2. ábra. Fenékküszöb a Zagyva jászberényi szakaszán (68 fkm)

Fig. 2. Bottom dike on the section in the Zagyva River at Jászberény (68 rkm)

A Tarna vízrendszeréből az első két példányt Jásztelektől 34 fkm-re, a Bene-patak detki szakaszán (11 fkm) 2006-ban fogtuk ki. A vízrendszer méretéhez képest ez nagy ugrásnak számít, de nem feltételezünk emberi közreműködést, vélhetőleg csak igen mozgékony egyedekről van szó, melyekből egy stabil, de elszigetelt populáció alakult ki. A Gyöngyös-patakon is előfordult, hogy néhány egyed nagyobb távolságot is megtett. 2009-ben egy példányt fogtunk a Vámosgyörki szakaszon (14 fkm), miközben stabil állomány még csak a tarnai torkolat közelében volt. Itt nem alakult ki egy kisebb populáció, ugyanis 2010–2011-ben 3 mintavétel során egy példány sem került elő. Valójában 2012-re tehető e folyószakasz benépesedése, amikortól folyamatosan egyre nagyobb számban került elő.

Más invazív fajoknál is akadnak mozgékony egyedek, melyek 10–30 km-re eltávolodnak a törzsállománytól, de nem biztos, hogy tartósan kolonizálni tudják az adott szakaszt. A Zagyva szászberekai szakaszán (29 fkm) 2009-ben fogtunk egy cifrarákot (*Orconectes limosus*), amikor még csak Szolnoknál a Tiszában fordult elő. Következő észlelése, egyben stabil populáció kialakulása 2013-ban volt, amikor az alulról 15 km/év terjedési sebességgel megérkeztek a kolonizáló egyedek (Szepesi & Harka 2014).

A néhány egyed által sikeresen kolonizált Bene-patak detki szakaszán 2007–2008-ban mintavételenként 1–5 folyami gébet fogtunk, de 2009 májusában már 21 (dominancia: D=16%), 2010 májusában 75 példányt (D=25%), amivel a második leggyakoribb halfajjá vált a sujtásos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*) után. Ez az erős állomány már kiindulópontja lehetett a további terjedéshez. Felfelé 10 év alatt 2 km-t haladva Halmajugra alatt is előkerült, de azt nem lehet tudni, hogy Ludasnál (7 fkm) a Bene-patakot 2010-ben felülről vagy alulról érkezett példányok népesítették-e be.

A Tarnában 2007-ben Jászdózsánál (6 fkm) fogtuk az első példányokat, de valószínűleg már 2005-ben megjelent a torkolati szakaszon, hiszen ekkor a Zagyvában már a Tarna torkolata felett is jelen volt. A folyami géb a Tarnán 2010-ig viszonylag egyenletes tempóban jutott el Kálig (33 fkm), majd a következő 3 évben a terjedés sebessége jelentősen lelassult, melyben szerepet játszhat a vízsebesség növekedése és a Kápolna felett található esészsökkenő műtárgy is. A Tarna vízrendszerében a folyami géb terjedési sebessége – figyelmen kívül hagyva a Bene-patak detki lelőhelyét – átlagosan  $7,7 \pm 2,5$  km/év, tehát valamivel nagyobb, mint amelyet a Tisza Tisza-tó és Tokaj közti szakaszán tapasztaltunk (5,6 km/év). A faj Tarna vízrendszerében végbement terjedéséről az 1. táblázat szolgál adatokkal.

1. táblázat. A folyami géb terjedési sebessége a Tarna vízrendszerén

Table 1. The spreading speed of the monkey goby in the water system of the River Tarna

Vízfolyás Stream	Helyszín (fkm) Locality (rkm)	Dátum (év, hónap) Date (year, month)	Megtett út (fkm) Distance traveled (rkm)	Időtartam (hónap) Period of time (month)	Sebesség (fkm/év) Speed (rkm/year)
Tarna (Jászdózsza)	6	2007. 08	0	0	0
Tarna (Tarnaörs)	11	2008. 09	5	13	4.6
Tarna (Zaránk)	20	2009. 05	14	21	8.0
Tarna (Kál)	33	2010. 07	27	35	9.3
Tarna (Aldebrő)	40	2013. 10	34	74	5.5
Bene-patak (Nagyfüged)	1	2009. 05	14	21	8.0
Bene-patak (Ludas)	7	2010. 07	20	35	6.9
Bene-patak (Detk)	11	2006. 05	34*	20*	20,4*
Gyöngyös-patak (Visznek)	3	2009. 05	11	21	6.3
Gyöngyös-patak (Vámosgyörk)	14	2009. 05	22	21	12.6

\*Jásztelektől mért távolság/ the distance measured from Jásztelek



## Irodalom

- Berinke L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Brownscombe, J.W., Masson, L., Beresford, D.V., Fox, M.G. (2012): Modeling round goby *Neogobius melanostomus* range expansion in a Canadian river system. *Aquatic Invasions* 7: 537–545.
- Cocan, D., Mireșan, V., Oțel, V., Păpuș, T., Lațiu, C., Coșier, V., Constantinescu, R., Răducu, C. (2014): First Record of the Pontian Monkey Goby *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in the Someș River, Transylvania – Romania. *BioFlux ProEnvironment* 7: 240–246.
- Guti G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B. (2003): A kerekfejű géb, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96/3: 116–119.
- Halasi-Kovács B., Antal L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104/3–4: 120–128.
- Halasi-Kovács B., Antal L., Nagy S.A. (2011): First record of a Ponto-caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Harka, Á., Bíró, P. (2007): New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies - a result of global warming and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* 3/1: 1–14.
- Harka Á., Papp G., Nyeste K. (2012): A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *Halászat* 105/2: 17.
- Harka Á., Šanda, R., Halasi-Kovács B. (2013): Egy új invazív gébfaj, a kaukázusi törpegéb [*Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916)] megjelenése a Tiszában, valamint a populáció morfológiai és genetikai vizsgálatának első eredményei. *Pisces Hungarici* 7: 5–11.
- Harka Á., Szepesi Zs., Sallai Z. (2015a). A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 9: 19–30.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Bajic, A. Sipos, S. (2015b): First record of the invasive Caucasian dwarf goby – *Knipowitschia caucasica* (Berg, 1916) – in Serbia. *Pisces Hungarici* 9: 89–92.
- Manné, S., Poulet, N., Dembski, S. (2013): Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 411: 02.
- Piria, M., Šprem, N., Jakovlić, I., Tomljanović, T., Matulić, D., Treer, T., Aničić, I., Safneret, R. (2011): First record of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Sava River, Croatia. *Aquatic Invasions* 6: 153–157.
- Roche, K.F., Janač, M., Jurajda, P. (2013): A review of Gobiid expansion along the Danube-Rhine corridor – geopolitical change as a driver for invasion. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 411: 1–23.
- Roche, K., Janáč, M., Šlapanský, L., Mikl, L., Kopeček, L., Jurajda, P. (2015): A newly established round goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416: 1–33.
- Schomaker, C., Wolter, C. (2014): First record of the round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas 1814) in the lower River Oder, Germany. *BioInvasions Records*. 3: 185–88.
- Simonović, P., Valković, B., Paunović, M. (1998): Round goby *Neogobius melanostomus*, a new Ponto-Caspian element for Yugoslavia. *Folia Zoologica* 4764: 305–312.
- Stráňai, I., Andreji, J. (2004): The first report of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pisces, Gobiidae) in the waters of Slovakia. *Folia Zoologica*. 53/3: 335–338.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2006): Tarka géb (*Proterorhinus marmoratus*) a domolykőzónában. *Halászat* 99/1: 26
- Szepesi Zs., Harka Á. (2014): A cifrarák (*Orconectes limosus*) terjedése a Zagyva alsó szakaszán. *Folia Historica Naturalia Musei Matraensis* 38: 23–25.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2016): Megjelent a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Zagyva szolnoki szakaszán. *Halászat* 109/1: 15.
- Uehlinger, U., Wantzen, K.M., Leuven, R.S.E.W., Arndt, H. (2009): The Rhine River. In: Tockner, K., Robinson, C.T., Uehlinger, U. (Eds.): Rivers of Europe. Oxford: *Elsiver /Academic Press*. 199-245.
- Višnjić-Jeftić, Z., Hegediš, M. (2004): New data of the distribution of the gobies (gen. *Neogobius*, fam Gobiidae) in Serbian course of the Danube River. In: *Proceedings of XI European Congress of Ichthyology, Tallin*. Toomas Saat (ed), Abstract volume, Tallin, 5–9 September 2003, pp. 76.
- Wiesner, C., Spolwind, R., Waidbacher, H., Guttmann, S., Doblinger, A. (2000): Erstnachweis der Schwatzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. *Österreichs Fischerei* 53: 330–331.

## Authors:

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



## A pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon

## First record of pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)] in a natural water body of Hungary

Harka Á.<sup>1</sup>, Szepesi Zs.<sup>2</sup>, Nyeste K.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

<sup>2</sup>Omega Audit, Eger

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

**Kulcsszavak:** morfometriai bélyegek, merisztikus bélyegek, összehasonlítás, azonosítás, illegális betelepítés

**Keywords:** morphometric characteristics, meristic characteristics, comparison, identification, illegal introduction

### Abstract

A piranha-like fish was caught in a quarry pond in north-eastern Hungary in 2016. Based on the appearance and the teeth of the fish, it was classified as a member of pacu (*Serrasalminidae* family). Since three pacu species, *Piaractus brachypomus*, *P. mesopotamicus* and *Colossoma macropomum*, are common in the aquarium fish trade, characteristics of presently studied specimen were compared with their relevant data from the literature. The comparison of morphometric and meristic characteristics showed the highest level of similarity with the pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)]. Only the number of lateral line scales was in the interval of *P. mesopotamicus*, but according to the number of scales above lateral line, this specimen cannot belong to the species *P. mesopotamicus*, but based on the phenotypic markers we cannot exclude the possibility of hybridization. Higher number of lateral line scales was specific to fishes which were caught in Slovakia and Croatia also, that revealed that the imported Middle European stocks of *Piaractus brachypomus* probably genetically distinguished from the native populations.

### Bevezetés

2016 júliusában a Magyar Haltani Társaság Facebook-oldalán értesültünk arról, hogy P. K. egy számára ismeretlen halat fogott az Abaújkér és Gibárt településeket összekötő műút mellett fekvő bányatóból (koordinátái: 48°18'45,00"É, 21°10'31,28"K). A horgász beszámolójából kiderült, hogy három sikertelen próbálkozása is volt, ugyanis ha nem kellő gyorsasággal húzta partra a megakasztott halat, az még a kiemelés előtt rendre elharapta a horgászszinórt. A kifogott példányt ezt követően egy kis kerti tóba került, ahol néhány nap múlva elpusztult, kérésünkre azonban mélyhűtőben lefagyasztva tárolták érkezésünkig.

### Anyag és módszer

Vizsgálati anyagunkat a bevezetésben említett lefagyasztott, majd kiolvastott példány képezte. Az arasznyinál nagyobb méretű hal külső jellegzetességeit és merisztikus jellemzőit szabad szemmel is biztonsággal meg lehetett állapítani. A standard (SL) és a teljes testhosszát (TL) mm beosztású mérőszalaggal, a testtömegét (W) g pontosságú digitális mérleggel, a morfológiai testparamétereket milliméteres beosztású tolmérő segítségével állapítottuk meg. Egyidejűleg a halról egész alakos és részleteket bemutató fényképeket is készítettünk, amelyek az észleléskor feljegyzett adatok utólagos ellenőrzését is lehetővé tették. Ezt követően eltávolítottuk a kopolyúfedőt, megszámláltuk az első kopolyúíven elhelyezkedő kopolyútüskéket, majd a zsigeri szervek megtekintése céljából feltártuk a

hasüregét. (Mellékesen említjük meg, hogy a hal gyomrát zömmel kukoricadara töltötte ki, amit feltehetőleg horgászok szórtak etetőanyagként a vízbe.)

A faj azonosításához Géry (1977), Goulding és Carvalho (1982), Géry és munkatársai (1987), Hensel (2004), Čaleta és munkatársai (2011), valamint Nico és munkatársai (2017) leírásait vettük figyelembe.

### Eredmények és értékelés

A hal (1. ábra) standard testhossza (SL) 318 mm, a teljes hossza (TL) 398 mm, a testtömege (W) pedig 950 g volt. A Serrasalmidae családba tartozó hasonló fajok (Ortí et al. 2008) kizárása céljából megvizsgáltuk a hal legfontosabb morfológiai bélyegeit.

Noha a fiatal ragadozó és gyümölcsevő piráják külső megjelenésre hasonlítanak egymásra (Ortega & Vari 1986), a fogazat alapján megállapítható, hogy halunk a gyümölcsevő piráják csoportjába tartozik. A ragadozó piráják szájában ugyanis a fogak metszőfog típusúak, és csupán egyetlen sort alkotnak, míg az általunk vizsgált példány esetén két sorba rendeződnek, és zápfog jellegűek. Mivel a gyümölcsevő piráják (pakuk) közül a *Piaractus brachypomus*, a *P. mesopotamicus* és a *Colossoma macropomum* díszhalkereskedésekben kapható, utóbbi pedig a paksi atomerőmű meleg vizű csatornájából is előkerült (Pintér 1991), a faji hovatartozás eldöntése érdekében e három faj adataival vetettük össze a vizsgált példány alaktani és merisztikus jellemzőit (1–3. táblázat).

1. táblázat. A standard testhossz százalékában kifejezett morfológiai jellegek összehasonlítása  
Table 1. Comparison of morphological characteristics expressed as a percentage of standard length

Jellegzetesség Characteristics	Jelen vizsgálat Present study	<i>Piaractus brachypomus</i>			<i>P.</i> <i>mesopotamicus</i>	<i>Colossoma</i> <i>macropomum</i>
		Čaleta et al. 2011	Hensel 2004	Machado- Allison 1982	Géry et al. 1987	Machado- Allison 1982
Fejhossz Head length	29,2	29,1–29,6	29,0	26,9–45,0	37,0–37,7	31,5–44,2
Predorzális távolság Predorsal distance	48,1	58,5–59,1	56,3	55,2–65,7	–	57,6–67,8
Preventrális távolság Preventral distance	41,5	53,4–53,7	51,1	47,0–61,3	–	51,9–69,6
Preanális távolság Preanal distance	70,1	75,4–77,1	76,1	69,8–81,3	–	72,8–81,0
Hát- és zsírúszó közötti távolság Distance dorsal-apidose fin	15,7	16,1–16,7	15,6	8,6–26,9	–	7,3–14
Faroknyél hossza Caudal peduncle length	14,8	10,8–11,7	10,0	8,7–12,8	–	8,8–13,7
Testmagasság Body depth	45,3	53,3–55,6	50,9	47,5–67,4	55,6–62,5	45,0–67,6
Faroknyél magassága Caudal peduncle depth	12,3	11,3–11,7	12,0	9,7–12,9	–	9,6–12,8
Hátúszó hossza Dorsal fin length	20,4	21,7–22,2	20,9	18,9–24,9	–	17,9–24,5
Anális úszó hossza Anal fin length	22,3	26,0–27,8	24,3	22,8–31,0	–	20,7–33,5
Mellúszó hossza Pectoral fin length	23,6	21,9–22,2	21,5	17,2–26,4	–	10,6–24,8
Hasúszó hossza Ventral fin length	20,4	18,4–20,1	18,7	15,9–23,5	–	12,4–23,1
Zsírúszó hossza Apidose fin length	5,0	2,8–3,1	3	2,0–5,5	–	4,1–7,5
Hátúszó magassága Dorsal fin depth	19,8	25,7–26,1	22,5	18,6–30,9	–	14,8–30,6
Anális úszó magassága Anal fin depth	17,6	21,0–23,3	16,5	13,7–29,3	–	21,0–36,3
Az egyezések száma Number of matches	–	1	–	10	–	8

A szürke cellák az egyezéseket emelik ki. / Matching values are labeled with gray background.

2. táblázat. A fejhossz százalékában kifejezett morfológiai jelek összehasonlítása  
Table 2. Comparison of morphological characteristics expressed as a percentage of head length

Jellegzetesség Characteristics	Jelen vizsgálat Present study	Piaractus brachypomus			P. mesopotamicus	Colossoma macropomum
		Čaleta et al. 2011	Hensel 2004	Machado- Allison 1982	Géry et al. 1987	Machado- Allison 1982
Preorbitális távolság Preorbital distance	18,3	28,0–28,5	31,6	18,0–38,6	29,0–29,4	17,5–33,8
Szemátmérő Eye diameter	17,2	23,5–23,9	20,8	16,3–29,8	-	14,4–31,1
Posztorbitális távolság Postorbital distance	55,9	53,4–53,7	53,8	47,9–57,5	-	46,8–67,5
Interorbitális szélesség Interorbital width	38,7	46,3–47,1	52,7	34,2–53,5	47,6	37,0–55,6
Szorbitális magasság Suborbital depth	24,7	15,4–15,5	16,2	5,71–25,1	-	2,3–25,8
Fejmagasság (a szem közepénél) Head depth (eye level)	69,9	84,2–84,5	89,5	63,1–89,8	-	55,4–75,9
Maxilla hossza Maxilla length	20,4	21,4–22,7	22,9	18,1–26,3	22,0–23,0	14,6–22,9
Az egyezések száma Number of matches	-	-	-	7	-	7

A szürke cellák az egyezéseket emelik ki. / Matching values are labeled with gray background.

3. táblázat. A merisztikus jellemzők összevetése  
Table 3. Comparison of the meristic counts

Jellegzetesség Characteristics	Jelen vizsgálat Present study	Piaractus brachypomus			P. mesopotamicus	Colossoma macropomum
		Čaleta et al. 2011	Hensel 2004	Machado- Allison 1982	Géry et al. 1987	Machado- Allison 1982
Hátúszó sugárszáma Dorsal fin rays	III 14	III 14	III 14	II–III 13–15	12–13	II–IV 13–14
Anális úszó sugárszáma Anal fin rays	III 22	III 22–24	III 22	III–IV 21–24	21	II–IV 21–24
Hasúszó sugárszáma Ventral fin rays	17	17	17	17	-	17
Mellúszó sugárszáma Pectoral fin rays	I 14	I 14–16	I 14	I 15–18	-	I 15–18
Kopoltyútüskék száma Gill rays	36	33–34	36	33–39	-	<b>95–136</b>
Hasél csontszerű pikkelyeinek száma Ventral scutes	52	57–61	53	46–63	<b>62–69</b>	39–58
Oldalvonal fölötti pikkelysorok száma Scales above lateral line	30	-	33	22–30	<b>50–60</b>	<b>16–23</b>
Oldalvonal pikkelyszáma Lateral line scales	106	96–99	104	70–89	100–125	<b>66–78</b>
Oldalvonal alatti pikkelysorok száma Scales below lateral line	26	-	37	22–33	<b>45–55</b>	19–27
Az egyezések száma Number of matches		4	5	7	1	4

A szürke cellák az egyezéseket, a félkövér számok a jelentős eltéréseket emelik ki. / Matching values are labeled with gray background, whereas substantial differences are with bold.

Amint a táblázatok szürke háttérrel kiemelt adatai mutatják, a morfometriai és merisztikus jellemzők legtöbb esetben (24) a *Piaractus brachypomus* irodalomban fellelhető adataival mutatnak egyezést, de sok esetben beleesnek a *Colossoma macropomum* fajra megadott intervallumokba is. Ennek ellenére az utóbbi faj kizárható a lehetőségek közül, mert a kopoltyútüskéinek a száma hozzávetőlegesen háromszor annyi, mint a vizsgált példányé, az oldalvonal pikkelyeinek és a fölötté lévő pikkelysoroknak a száma ellenben sokkal kevesebb az általunk számoltnál. De még ezeknél is jelentősebb kizáró ok, hogy a *C. macropomum* zsírúszóját úszósugarak merevítik (Nico et al. 2017), míg az általunk vizsgált példánynál ilyenek nem voltak.

A *P. mesopotamicus* fajra vonatkozóan meglehetősen kevés adatot találtunk az általunk elérhető szakirodalomban. Ez magyarázza, hogy csupán az oldalon lévő pikkelyek számában találtunk egyezést. Géry és munkatársai (1987) szerint a 100 fölötti pikkelyszám már a *P. mesopotamicus* jellemzője, márpedig mi a vizsgált példányon 106 pikkelyt számoltunk. Ennek ellenére kizártuk a lehetőségek közül, mert az oldalon fölött és alatt húzódó hosszanti pikkelysorainak a száma közel kétszerese a vizsgált példányénak, és a hasélen sorakozó csontszerű pikkelyek száma is lényegesen nagyobb, mint a mi halunkon.

Megtélésünk szerint a vizsgált gyümölcsevő pirája – kizárásos alapon – a *Piaractus brachypomus* faj képviselője. Azért állítjuk ezt az oldalon lévő pikkelyek nagyobb száma (106) ellenére is, mert nem egyedi esetről van szó. A 3. táblázatból kiderül, hogy a Szlovákia és Horvátország természetes vizeiből előkerült és *P. brachypomus* fajként azonosított gyümölcsevő pirájákat is hasonlóan magas pikkelyszámok (96, 99, 104) jellemezték (Hensel 2004, Čaleta et al. 2011), szemben a faj eredeti, dél-amerikai areáján Machado-Allison (1982) által megállapított értékekkel (70–89). Valószínű tehát, hogy a *P. brachypomus* Közép-Európába importált állománya bizonyos mértékig genetikailag is eltér az őshonos állományoktól. Ennek hátterében a tenyésztői tevékenység állhat, beleértve a hibridizáció lehetőségét is, ugyanis a latin-amerikai akvakultúra a gyümölcsevő pirák körében számos hibridet állított elő, melyek pontos azonosítása csak molekuláris módszerekkel lehetséges (Nirchio et al. 2003, Hashimoto et al. 2011, 2014).

Magyarországon már korábban is fogtak gyümölcsevő pirákat, de faji azonosításra csupán két egyednél került sor. Az egyik, amelyet Pintér (1991) írt le a paksi erőmű csatornájából, tambakinak (*Colossoma macropomum*) bizonyult, a jelen vizsgálat tárgyát képező másik példány pedig vöröshasú pakunak vagy másként pirapitingának (*Piaractus brachypomus*). Mindkét alkalommal felelőtlen, jogszabályellenes betelepítés történt.

A pirapitinga hőmérséklet-tűrésének az alsó határa Więcaszek és munkatársai (2016) szerint kb. 13 °C, tehát valószínűleg nem fog megtelepedni vizeinkben. Kihelyezése azonban akkor is veszélyt rejt magában, ha nem éli túl a telet, mert hordozhat olyan kórokozókat, amelyek az őshonos faunára veszélyesek lehetnek. A hasonló esetek elkerülése érdekében az eddigieknél is többször kell szóvá tennünk, hogy az ilyen cselekmények a kihelyezett halra és a környezetre egyaránt károsak és kockázatosak.



1. ábra. A vizsgált halpéldány (SL = 318 mm)

Fig. 1. The examined specimen (SL = 318 mm)

### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Póta Krisztiánnak a vizsgálati példány rendelkezésünkre bocsátásáért, dr. Pintér Károlynak, dr. Guti Gábornak és dr. Müller Tamásnak a segítő konzultációkért. Külön köszönjük dr. Nagy Sándor Alexnek, hogy a Brazíliában szerzett személyes tapasztalatainak megosztásával segítette munkánkat, valamint dr. Orbán Lászlónak néhány nehezen elérhető forrásmunka megküldését.

Nyeste Krisztiánt az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

### Irodalomjegyzék

- Čaleta, M., Tutman, P., Buj, I., Zanella, D., Mustafić, P., Marčić, Z., Mrakovčić, M., Duličić, J. (2011): How was a Pirapitinga, *Piaractus brachypomus* (Serrasalminae) introduced in Croatian freshwaters? *Cybium* 35/3: 259–261.
- Géry, J. (1977): *Characoids of the world*. Tropical Fish Hobbyist Publications, Neptune City, New York, USA, pp. 672.
- Géry, J., Mahnert, V., Dlouchy, C. (1987): Poissons Characoïdes non Characidae du Paraguay (Pisces, Ostariophysii). *Revue suisse de Zoologie* 94/2: 357–464.
- Hashimoto, D.T., Mendonça, F.F., Senhorini, J.A., de Oliveira C., Foresti, F., Porto-Foresti, F. (2011): Molecular diagnostic methods for identifying Serrasalminid fish (Pacu, Pirapitinga, and Tambaqui) and their hybrids in the Brazilian aquaculture industry. *Aquaculture* 321: 49–53.
- Hashimoto, D.T., Senhorini, J.A., Foresti, F., Martínez, P., Porto-Foresti, F. (2014): Genetic Identification of F1 and Post-F1 Serrasalminid Juvenile Hybrids in Brazilian Aquaculture. *PLoS ONE* 9/3: e89902.
- Hensel, K. (2004): First record of the pirapitinga *Piaractus brachypomus* (Actinopterygii: Serrasalminae) in Slovakia. *Biologia* 59/15: 205–210.
- Machado-Allison, A. (1982): Estudio sobre la subfamilia Serrasalminae (Teleostei, Characidae). Prte 1. Estudio comparado de los juveniles de las "cachamas" de Venezuela (generos *Colossoma* y *Piaractus*). *Acta Biologica Venezuelica* 11/3: 1–101.
- Nico, L., Fuller, P., Neilson M. (2017): *Piaractus brachypomus*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=427> [Letöltve: 2017.02.20.]
- Nirichio, M., Fenocchio, A.S., Swarça, A.C., Pérez, J.E., Granado, A., Estrada, A., Ron, E. (2003): Cytogenetic characterization of hybrids offspring between *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) and *Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1817) from Caicara del Orinoco, Venezuela. *Caryologia* 56/4: 405–411.
- Ortega, H., Vari, R.P. (1986): Annotated checklist of the freshwater fishes of Peru. *Smithsonian Contributions to Zoology* 437: 1–25.
- Ortí, G., Sivasundar, A., Dietz, K., Jégu, M. (2008): Phylogeny of the Serrasalminidae (Characiformes) based on mitochondrial DNA sequences. *Genetics and Molecular Biology* 31/1: 343–351.
- Pintér K. (1991): Tambaki (*Colossoma macropomum*) a paksi melegvíz-csatornából. *Halászat* 84/4: 158–160.
- Więcaszek, B., Keszka, S., Dziaman, R., Górecka, K., Dąbrowski, J. (2016): *Piaractus brachypomus* (Characiformes, Serrasalminidae) – an incidental alien species in Polish and world waters? *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis* 330/40: 187–198.

### Authors:

Ákos HARKA (harkaa2@gmail.com), Zsolt SZEPESI (szepesizs@hotmail.com), Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu)



## Fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat kapcsolata fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) populációkban

### Relationship between fluctuating asymmetry and land use in populations of gudgeon (*Gobio gobio*)

Maroda Á.<sup>1</sup>, Takács P.<sup>2</sup>, Sály P.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem TTK, Hidrobiológiai tanszék, Pécs

<sup>2</sup>MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

**Kulcsszavak:** fejlődési instabilitás, környezeti stressz, morfometria, urbanizáció

**Keywords:** developmental instability, environmental stress, morphometry, urbanization

#### Kivonat

Magyarországi fenékjáró küllő populációkban (16 mintavételi hely) feltártuk és összehasonlítottuk a morfológiai aszimmetria jellemzőket, valamint megvizsgáltuk a populációk fluktuáló aszimmetriája és a lelőhely körüli vízgyűjtő tájhasználat közötti összefüggést. A vízgyűjtő tájhasználatát CORINE 2006 változókkal, és egy nemrég kifejlesztett urbanizációs indexszel kvantifikáltuk. A halak (242 példány) aszimmetriáját a szemátmérő, orr–szem távolság, bajusz hossz, mellúszó-hossz, mellúszó úszósugárszám, és az oldalvonal mentén levő pikkelyek száma morfológiai bélyegekből képzett aszimmetria indexekkel jellemeztük. Eredményeink szerint nemdirekcionális aszimmetria és antiszimmetria nem jellemző a vizsgált populációkra. Azonban a fluktuáló aszimmetria mértékében gyenge különbségek tapasztalhatók a populációk között. E különbségek elsősorban a szemátmérő és az orr–szem távolság aszimmetriájából erednek. A fluktuáló aszimmetria és táji változók között gyenge, trend jellegű kapcsolatokat találtunk. A fluktuáló aszimmetria mértéke az urbanizált területek vízgyűjtőn belüli arányával enyhén növekedni, míg a természetközeli területek vízgyűjtőn belüli arányával enyhén csökkenni látszott. A küllők fluktuáló aszimmetriájának kialakításában feltételezhetően más, általunk nem vizsgált tényezők (pl. vízkémiai tulajdonságok) is számottevő szerepet játszhatnak. A kutatás e tényezőkre történő kiterjesztése és a populáción belüli mintanagyságok növelése várhatóan mélyebb betekintést hozhat a fluktuáló aszimmetria és a környezeti hatások kapcsolatrendszerébe.

#### Abstract

Nature of morphological asymmetry, and relationship between fluctuating asymmetry and land use of catchment area were studied in sixteen gudgeon (*Gobio gobio*) populations in the Carpathian basin (Hungary). Land use of the catchment area was quantified by the area of CORINE 2006 patches within circle buffer zones of 250, 500, 750 m diameters, and was also quantified by a recently developed urbanization index. Asymmetry of fish (242 individuals in total) was characterized by asymmetry indices of the eye diameter, distance from posterior nare to eye, length of barbel, length of pectoral fin, number of fin rays of the pectoral fin, and scale number along the lateral line. Results showed no directional asymmetry and antisymmetry. However, weak differences were found between the populations in the measure of the fluctuating asymmetry. It seemed that asymmetry of eye diameter and distance from posterior nare to eye drive this fluctuating asymmetry. We found only weak trend-like relationships between land use and fluctuating asymmetry. Fluctuating asymmetry appeared to increase with urban areas of the catchment area, and decrease with the semi-natural areas of the catchment area. It is probable that other factors such as water chemistry also play a significant role in shaping fluctuating asymmetry of stream fishes. Therefore, including these factors into further investigations with increased sample sizes of populations would probable yield deeper insight into the relationship between environmental stress and fluctuating asymmetry of stream fishes.

#### Bevezetés

Emberi társadalmunk egyre kiterjedtebben és erősebben változtatja meg környezetét. A vízfolyások mint összekapcsolt hálózatjellegű (Campbell et al. 2007), dinamikus táji elemek (Benda et al. 2004, Fagan et al. 2009), különösen ki vannak téve a természetátalakító



tevékenység hatásának. A folyók, patakok szabályozottsága, különféle keresztműtárgyak létesítése, a mederkotrások, a part mederanyagának megváltoztatása (kőszórások, betonozások), a part menti fás társulások irtása a folyóvízi élőhelyek radikális átalakulását és a folyóvízi közösségek módosulását eredményezik (Allan & Flecker 1993; Allan 2004).

A vízfolyásokat közvetlenül érintő emberi hatások mellett, a vízgyűjtő terület tulajdonságai a parti tájék közvetítésén keresztül szintén számottevően befolyásolják a vízi életközösség életfeltételeit (Pusey & Arthington 2003). A vízgyűjtő felszínborításában a természetes növénytakarójú és a lefolyástalan területek aránya, az intenzív mezőgazdasági hasznosítású és ipari területek, a településekkel történő beépítettség, a települések infrastrukturális fejlettsége (csatornázottság, szennyvíztisztítás, talajburkolatok) egyaránt módosítják a vízfolyások vízjárásának szeszélyességét (Poff et al. 1997), a víz által szállított lebegtetett hordalék mennyiségét és a víz fizikai-kémiai jellemzőit (Donohue et al. 2006).

A kedvezőtlen hatások által érintett fajok természetvédelmi megőrzése szempontjából fontos a veszélyeztetettség szint felmérése és nyomon követése. Korszerű molekuláris biológiai módszerek lehetőséget nyújtanak többek között elszigetelt populációk filogenetikai kapcsolatainak feltárására (pl. Takács et al. 2015), beltenyésztettség szint becslésére (O'Brien 1994).

A molekuláris biológiai módszerek mellett az egyedek szimmetriatulajdonságainak vizsgálata is lehetőséget adhat a veszélyeztetettség felmérésére (Leary & Allendorf 1998, Leung et al. 2000; Graham et al. 2010). A szimmetriaviszonyokkal foglalkozó morfológiai vizsgálatok a bilaterálisan szimmetrikus élőlények testének jobb és bal oldalán leírt testméretek különbségeinek eloszlása alapján, a vizsgált populációkban három aszimmetria típust különböztetnek meg: a direkcionális aszimmetriát, az antiszimmetriát és a fluktuáló aszimmetriát (Van Valen 1962; Palmer & Strobeck 1986, 1994, Tomkins & Kotiaho 2001). A direkcionális aszimmetria (DA) esetében a vizsgált testméret egyik oldali várható értéke kisebb, mint a test ellen oldali várhatóértéke. Így a jobb mínusz bal testoldali értékek gyakorisági eloszlása nem nulla körül centralizálódó ferde eloszlást mutat. Az antiszimmetria (AS) esetében a jobb mínusz bal oldali értékek gyakorisági eloszlása nullára szimmetrikus, de az adatokból becsült paraméterekkel rendelkező, elméletileg várható normál eloszláshoz képest laposabb, extrém esetben kétcsúcsú. A fluktuáló aszimmetria (FA) a tökéletes bilaterális szimmetriától való kismértékű, random eltérések együttese, mely esetben a jobb mínusz bal testoldali értékek gyakorisági eloszlása szintén nullára szimmetrikus, az adatokból becsült paraméterekkel rendelkező, elméletileg várható normál eloszlást közelítő, avagy attól csúcsosabb.

A direkcionális aszimmetria és az antiszimmetria genetikailag kontrollált és így feltételezhetően adaptív jelentőséggel bír. A fluktuáló aszimmetria viszont a morfogenezis során fellépő környezeti hatások eredményeként kialakuló fejlődési instabilitás mértékeként értelmezhető, ami az ideális körülmények között zajló ontogenetikus fejlődés estén várt tökéletes kétoldali szimmetriától való eltérés populációs mértékét jelzi (Tomkins & Kotiaho 2001).

Halakon különféle kontextusokban vizsgálták már a fluktuáló aszimmetria jelentőségét. Hechter és munkatársai (2000) tuskés pikók termékenysége és a mellúszók aszimmetriája közötti kapcsolatot tanulmányozták. Sheridan és Pomiankowski (1997) hím guppik színfoltjainak fluktuáló aszimmetriája és az állomány beltenyésztettsége között keresett kapcsolatot. Gosses (2002) két Észak-Amerikában őshonos kisméretű pontyfélén (*Campostoma anomalum* és *Notropis chrysocephalus*) a pataki élőhely fragmentáltsága által okozott környezeti stressz és a FA kapcsolatát kutatta. Pecínková és munkatársai (2007) fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) egyedek morfológiai abnormalitásai, az egyedeken levő ektoparaziták abundanciája és a FA közti viszonyokat vizsgálták. Hasonlóképpen, Almeida és munkatársai (2008) fogságban nevelt pontyféléken vizsgálták a FA és az ektoparazitáltság által okozott környezeti stressz kapcsolatát.

Az eddigi FA kutatások fókuszpontjában a beltenyésztettség, a genetikai diverzitás és a közvetlen környezeti stressz hatása szerepelt. Ismereteink szerint az élőhely vízgyűjtőjének



táji jellemzői és a halak fluktuáló aszimmetriája közötti viszony vizsgálata eddig elkerülte a kutatók figyelmét, holott kételtű lárvák esetén már végeztek hasonló vizsgálatot (Eterovick et al. 2015). Így nem tudjuk, hogy vajon a vízgyűjtő antropogén módosítottága esetén várható-e a patakban élő halállományban fokozott fluktuáló aszimmetria. Jelen tanulmányban 1) megvizsgáltuk, hogy a hazai fenékjáró küllő populációkban tapasztalható-e fluktuáló aszimmetria, 2) összehasonlítottuk annak mértékét a populációk között, és 3) megvizsgáltuk, hogy a populációkban becsült fluktuáló aszimmetria mértéke kapcsolatban áll-e az élőhely körüli vízgyűjtő antropogén befolyásoltságával.

A fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) a hazai dombvidéki kisvízfolyásaink finom kavicsos, homokos aljzatú szakaszainak tipikus fenéklakó hala. A felnőtt egyedek testhossza 10–15 cm (Harka & Sallai 2004), ami alapján a faj mozgáskörzetének területe Minns (1995) modellje szerint kb. 100–184 m<sup>2</sup>-re becsülhető. Ezt a mozgáskörzetet 3–5 méter átlagos szélességű kisvízfolyások esetén kb. 20–60 méter hosszúságú patakszakasz biztosíthatja. A becsült mozgáskörzet és a random térbeli sodródást figyelembe véve feltételezzük, hogy a küllők teljes életciklusa legfeljebb néhány száz méternyi szakaszon belül zajlik, és így a halak lelőhelyét övező vízgyűjtő jellege releváns hatású lehet az egyedfejlődésre.

## Módszerek

### 1. Vizsgált populációk

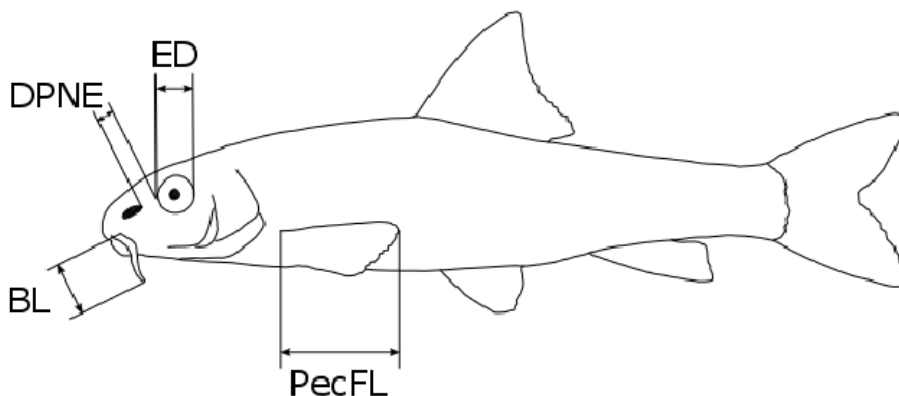
A halak begyűjtése akkumulátorról üzemelő, háton hordozható elektromos mintavételi eszközzel (Hans-Grassl IG 200/2B, PDC) 2009 és 2012 között történt 16 helyszínről (populációból) (*F1 függelék*). A kifogott halakat a morfológiai mérések megkezdéséig 3%-os formalinban tartósítottuk (Takács et al. 2014).

### 2. Morfometriai változók és mérések

A morfológiai adatok gyűjtését összesen 242 tartósított példány testének jobb és bal oldalán is két-két ismétlésben végeztük. A metrikus változók tolmérommel történő kézi, illetve digitális fényképek alapján történő szoftveres mérési módszerének mérési pontosságát összehasonlító előzetes vizsgálat (Maroda et al. 2016) szerint, a kézi tolméroms mérésnek kisebb a mérési hibája, mint a fényképek görbületes torzítása miatt megnövekedett pontatlansággal alkalmazható digitális méréseknek. Ezért a metrikus méréseket digitális tolmérommel, kézzel végeztük el. A vizsgált metrikus változók a következők voltak: orr–szem távolság (DPNE), szemátmérő (ED), bajuszhossz (BL) és a mellúszó hossza (PecFL) (*1. ábra*). A mért mennyiségeket milliméterben, két tizedes pontossággal mértük. A vizsgált merisztikus változók a mellúszó összes úszósugár-száma (PecFR), az oldalon levő pikkelyek száma (SNLL), az oldalon és a hátúszó között levő pikkelysorok száma (SNALL), és az oldalon és a hasúszó között levő pikkelysorok száma (SNBLL) voltak (Kottelat & Freyhof 2007).

A morfológiai adatok gyűjtését egyetlen személy (MA) végezte. Hogy a metrikus változók mérését, illetve a merisztikus változók leszámítását a test ellen oldalon lemért, illetve leszámolt értékei, valamint az ismételt mérések esetén a korábban mért, számolt értékek ne befolyásolják, az adatgyűjtés az első és a második mérési sorozat esetén is először a halak jobb oldaláról, majd bal oldaláról történt úgy, hogy a vizsgálati példányok véletlen sorrendben követték egymást.

Az adatgyűjtés kezdetén a metrikus változók mérési hibájának csökkentése végett, három véletlenszerűen kiválasztott populáció egyedein egy harmadik mérést is végeztünk. Így a metrikus változókról e három populáció egyedei esetén három ismételt mérést kaptunk. A három ismételt mérésből kiszámított szórással megbecsültük a változók mérési pontosságát minden metrikus változó esetén. Ezt követően a többi populáció egyedeit már csak kétszer mértük le, és összehasonlítottuk a két ismételt mérés különbségét az adott változó háromszori ismételt méréséből becsült szórással. Amennyiben a két mérés közti különbség nagyobbak adódott, mint a szórás, az adott példány adott változóját harmadjára is megmértük. Végül az adott példányról a két egymáshoz közelebb eső értéket rögzítettük.



1. ábra. A vizsgált metrikus morfológiai bélyegek. ED – szemátmérő, DPNE – orr-szem távolság, BL – bajusz hossz, PecFL – mellúszó hossza.

Fig. 1. Studied metric morphological characters. ED – eye diameter, DPNE – distance from posterior nare to eye, BL – barbel length, PecFL – length of pectoral fin.

A morfometriai adatgyűjtést asztali lámpás preparálónagyító, valamint sztereo fénymikroszkóp (Olympus Sz51) segítségével végeztük.

### 3. Tájhasználati változók

A mintavételi helyek körüli vízgyűjtő felszínborítását a CORINE felszínborítási adatbázis (Steenmans & Büttner 2006) adatait, valamint a Pannon Egyetem által kifejlesztett urbanizációs indexet (Czúni et al. 2012; Seress et al. 2014) felhasználva számszerűsítettük.

A CORINE felszínborítási adatokat a mintavételi helyek körül kijelölt 250, 500 és 750 méter sugarú körön belül válogattuk le, melyeket hét felszínborítási változóba (clc1–clc7) rendeltünk (*1. táblázat*). Böhmer és munkatársai (2004) nyomán a clc1 és clc2 változókból egy kombinált tájhasználati indexet (*land use index*, LUI) képeztünk, mely egyesíti magában a mezőgazdasági területek és a mesterséges felszínnek hatását (lásd még Bossard et al. 2000; Birk & Hering 2009):  $LUI = 2 \times clc1_{mesterséges\ felszín} + 1 \times clc2_{mezőgazdasági\ területek}$ .

Az urbanizációs index értékét a mintavételi helyek geokoordinátája körüli, négyzet alakú, 1 km<sup>2</sup> területű ortofotó alapján egy félautomata algoritmus segítségével határoztuk meg (Czúni et al. 2012). Az eljárás kezdetén az algoritmus számára az ortofotókon tipikus emberi létesítményeket, valamint tipikus természetes felszínt jelölő tanító pontokat jelöltünk ki. Ezt figyelembe véve az algoritmus elvégezte a képek teljes vizsgálatát. Az eljárás eredményként minden mintavételi helyre kaptunk egy értéket, ami a terület fotó alapján becsült urbanizáltsági fokának egy természetes–urbanizált gradiens mentén történő elhelyezkedésre utaló pontbecslésnek tekinthető.

## 4. Adatelemzés

### 4.1. Felderítő adatelemzések

A külőpopulációk aszimmetriájának átfogó vizsgálatát a morfológiai változók jobb és bal testoldali értékeiből képzett különbségek (R–L) empirikus gyakorisági eloszlásainak hisztogramokkal és dobozdiagramokkal történő vizuális értékelésével, és leíró statisztikai jellemzésével végeztük (*F2 függelék*).

1. táblázat. CORINE 2006 felszínborítási adatbázisból leválogatott változók és leírásuk

Table 1. CORINE land use variables. Three-digit code of the patches used to compile a variable can be found in column Description. Area (m<sup>2</sup>) of each land use variable was determined in buffer zones around the sampling sites. Circles with 250 m, 500 m, and 750 m were used as buffer zones of the sampling sites. E.g. 111–142 denotes CORINE patches compiled to quantify artificial area within the three buffer zones.

Land use variable	Description
clc1_mesterséges felületek (artificial surfaces)	111–142 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc2_mezőgazdasági területek (agricultural areas)	211–244 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc3_erdők (forests)	311–313 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc4_cserjés, lágyszárú vegetáció (shrubby and herbaceous vegetation)	321–324 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc5_kevés növényzettel fedett területek (areas with little or no vegetation)	331–335 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc6_vizes élőhelyek (wetlands)	411–423 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.
clc7_víztestek (water bodies)	511–523 kódú foltok összevont, egységes területe (m <sup>2</sup> ) a hely 250m/500m/750m sugarú kör alakú pufferzónáján belül.

A fluktuáló aszimmetria vizsgálatához előzetesen szükséges a morfológiai változóban esetlegesen fennálló direkcionális aszimmetria (DA) jelenlétének feltárása, illetve a nemdirekcionális aszimmetria és a véletlen mérési hiba mértékének összehasonlítása. A direkcionális aszimmetria rendszerint genetikailag meghatározott jelenség, így az ilyen aszimmetriával rendelkező bélyegek nem alkalmasak a környezeti hatásokból eredő fejlődési instabilitás vizsgálatára. Továbbá, ha a morfológiai változók jobb és bal testoldali értékei közötti különbségek várható értékének abszolút nagysága kisebb, mint a véletlen mérési hibából fakadó eltérés mértéke, akkor az adott adatok szintén alkalmatlanok a fluktuáló aszimmetria vizsgálatára (Palmer & Strobeck 2003).

Ezért a morfológiai változóknál esetlegesen fennálló direkcionális aszimmetriát mintavételi helyenként és változónként (összesen 16 × 6 eset) egymintás t-próbákkal teszteltük (Palmer & Strobeck 2003). A tesztek nullhipotézise szerint az (R–L) különbségek eloszlásának várható értéke nulla.

A mérési hiba (random hatás) és a nemdirekcionális aszimmetria (szisztematikus hatás) mértékének összehasonlítását a metrikus változók ismételt mérési adatainak felhasználásával kevert lineáris modellel (mixed ANOVA) vizsgáltuk. A modellben szisztematikus hatásként a testoldal, random hatásként pedig az egyedek szerepeltek (Palmer & Strobeck 2003, Raz et al. 2011, Hata et al. 2013). A testoldalak közti különbségekben rejlő mérési hiba és a tényleges testoldalbeli eltérés hatásnagyságának megítélése, a modell által becsült random és szisztematikus hatásból fakadó variancia összehasonlítása alapján történik.

Amennyiben a morfológiai változók (R–L) különbségeinek eloszlásában a DA jelenléte kizárható, és a nemdirekcionális aszimmetria mértéke nagyobb, mint a mérési hiba, szükséges megvizsgálni a nemdirekcionális aszimmetria jellegét. Ha az (R–L) különbségek

eloszlása lényegesen laposabb, mint az eloszlásból becsült paraméterekkel rendelkező normál eloszlás, akkor a tapasztalt nemdirekcionális aszimmetria vélhetően antiszimmetria jellegű. A direkcionális aszimmetriához hasonlóan az antiszimmetria is alapvetően genetikailag determinált (Tomkins & Kotiaho 2001), így az ilyen eloszlású változók szintén nem használhatók a környezeti stressz vizsgálatára.

Az esetleges antiszimmetria feltáráshoz a változók (R–L) eloszlásainak csúcosságát mintavételi helyenként és változónként (összesen  $16 \times 6$  eset) egyoldalú Anscombe–Glynn próbával (Trawinski et al. 2012) teszteltük. A tesztek nullhipotézise szerint az (R–L) különbségek eloszlásának csúcossági paramétere (*kurtosis*) három, míg az egyoldalú alternatív hipotézis szerint a csúcosság értéke kisebb, mint három.

A t-próbákat és az Anscombe–Glynn próbákat csak a négy metrikus változó (BL, DPNE, ED, PecFL), és két merisztikus (PecFR, SNLL) változó esetén végeztük el, mivel a többi változó alacsony varianciája a tesztek alkalmazását nem tette lehetővé.

#### 4.2. Aszimmetria indexek

Az egyedek közti testméretbeli különbségek kiküszöbölése érdekében a metrikus változók esetében a Palmer & Strobeck (2003) által javasolt FA2-es indexet alkalmaztuk a fluktuáló aszimmetria számszerűsítésére:

$$FA2 = \frac{|R - L|}{(R + L)/2}$$

ahol FA2 egy adott egyednek egy szóban forgó metrikus változóra vonatkozó aszimmetria értéke; *R* és *L* a szóban forgó metrikus változónak az egyed jobb és bal oldalán lemerített értéke.

A merisztikus változók esetében a fluktuáló aszimmetria számszerűsítését az FA1-es indexszel végeztük (Palmer & Strobeck 2003):

$$FA1 = |R - L|$$

ahol FA1 egy adott egyednek egy szóban forgó merisztikus változóra vonatkozó aszimmetria értéke; *R* és *L* a szóban forgó merisztikus változónak az egyed jobb és bal oldalán számolt értéke.

A fejlődési instabilitásból eredő általános fluktuáló aszimmetria az egy morfológiai változóra kiszámított indexek alkalmazásával szemben, a több morfológiai változó adatait felhasználó, ún. kompozit indexekkel hatékonyabban detektálható (Leung et al. 2000). Így az egyedi változókra kiszámított indexek mellett, a halak fluktuáló aszimmetriáját a Palmer és Strobeck (2003) által FA14-el jelölt kompozit indexszel is elvégeztük. Ez az index megegyezik Leung és munkatársai (2000) által alkalmazott CFA2 indexszel (Leary & Allendorf 1989; Garrido & Pérez-Mellado 2014):

$$CFA2 = \sum_{i=1}^k \frac{|R - L|}{\text{mean}(|R - L|)}$$

ahol CFA2 az egy adott egyedre kiszámított kompozit aszimmetria index értéke; *R* és *L* az egyednek a *i* morfológiai változóra lemerített, illetve leszámolt jobb és bal oldali értéke;  $\text{mean}(|R-L|)$  az adott *i* morfológiai változó  $|R-L|$  különbségeiből számolt átlag; *k* pedig az index számításához felhasznált egyedi morfológiai változók száma. A kompozit indexet az ED, DPNE, BL, PecFL, PecFR és SNLL morfológiai változókból képeztük. A CFA2 index alkalmazásának előnye, hogy kiküszöböli a morfológiai változók közötti méretkülönbségeket (Palmer & Strobeck 2003).

### 4.3. Fő adatelemzések

#### 4.3.1. A helyek közötti aszimmetria-különbségek vizsgálata

A fluktuáló aszimmetria populációk közötti különbségeit egyváltozós és többváltozós megközelítésben is vizsgáltuk. Az egyváltozós megközelítésben egytényezős ANOVA modellt alkalmazva teszteltük a CFA2 kompozit indexszel számszerűsített aszimmetria mintavételi helyekre becsült várható értékei közti különbségeket. A mintavételi helyek közti páronkénti különbségeket Tukey post-hoc teszttel vizsgáltuk. Mivel az összehasonlítandó helypárok száma vizsgálatunkban magas ( $16 \times 15 \times 0.5 = 120$ ), a többszörös összehasonlításokban általánosan alkalmazott p-érték korrekciós eljárások (pl. Bonnferroni, Holm, *false discovery rate*) az ilyen esetekben meglehetősen konzervatívak, azaz nem érzékenyek a tényleges különbségekre. Ezért a post-hoc összehasonlítások során csak a  $p \leq 0.01$  szignifikancia értékű különbségeket tekintettük szignifikánsan különbözőnek.

A többváltozós megközelítés során a mintavételi helyek szignifikáns elkülönülését a hat morfológiai változóra (ED, DPNE, BL, PecFL, PecFR, SNLL) kiszámított FA index és a kompozit index (CFA2) által együttesen definiált hétdimenziós térben többváltozós varianciaanalízissel (MANOVA) teszteltük. Ezt követően lineáris diszkriminancia elemzést (LDA) alkalmazva vizsgáltuk meg az egyes aszimmetria indexek szerepét a mintavételi helyek elkülönülésében (Podani 1997).

#### 4.3.2. A tájhasználat és az FA összefüggésének vizsgálata

A fluktuáló aszimmetria tájhasználattal való kapcsolatát szintén egyváltozós és többváltozós megközelítésben vizsgáltuk. Az előbbi esetén az aszimmetria indexek mintavételi helyeken belüli átlagai és a táji változók mintavételi helyekre meghatározott értéke között Pearson-féle korrelációanalízist végeztünk.

A többváltozós esetben a mintavételi helyek LDA elemzésben meghatározott első és második diszkriminancia tengelyre eső koordinátáinak átlaga, valamint a táji változók mintavételi helyekre meghatározott értéke között alkalmaztunk Pearson-féle korrelációanalízist.

A CORINE adatok leválogatását a QGIS (QGIS Development Team 2016) szoftverrel végeztük; a statisztikai adatelemzések R környezetben történtek (R CORE TEAM 2015). A kevert lineáris modellhez az *lme4* (Bates et al. 2015), az Anscombe–Glynn tesztekhez a *moments* (Komsta & Novomestky 2015), míg a többváltozós elemzésekhez a *vegan* (Oksanen et al. 2016) csomagot használtuk.

## Eredmények

### 1. Felderítő adatelemzések

A lemért küllők közül a BL, illetve PecFR változókra adódott kiugró értékek miatt, a Diszel mintavételi helyhez tartozó két egyedat a további adatelemzésből kizártunk. Alacsony variancia miatt az elemzésből kizártuk az oldalvonal és a hátúszó közötti pikkelysorok száma (SNALL), és az oldalvonal és a hasúszó közötti pikkelysorok száma (SNBLL) morfológiai változókat. Így a továbbiakban csak a szemátmérő (ED), az orr-szem távolság (DPNE), a bajusz hossz (BL), a mellúszó hossza (PecFL), a mellúszó összes úszósugárszáma (PecFR), valamint az oldalvonal mentén levő pikkelyszám (SNLL) változókat vizsgáltuk. A táji változók közül szintén alacsony variancia miatt kizártuk a clc3, clc4, clc5, clc6 és clc7 változókat (*F3 függelék*).

A morfológiai változók (R–L) különbségeinek eloszlásvizsgálata alapján a vizsgált változókra nem jellemző a direkcionális aszimmetria jelenléte, habár néhány esetben a t-próbák eredménye  $\alpha = 0.05$  szignifikancia szint mellett ennek ellentmondott (*F4 függelék*). Tekintettel a t-próba mintaelemszám érzékenységére (a mintanagyságaink minden esetben  $< 30$ ), az SNLL és PecFR változók diszkrét eloszlására, illetve arra, hogy a mintavételi helyeken többségében a tesztek a nullhipotézist támogatták, ezek az esetek feltehetően a kis

mintaelemszámból adódó műtermékek, amit a változók eloszlásának vizuális értékelése is alátámasztott.

A testoldalak közti különbségből adódó variancia mind a négy metrikus morfológiai változó esetén nagyobb volt, mint a mérési hibából adódó variancia (2. táblázat).

2. táblázat. A lineáris kevert modell (mixed ANOVA) varianciákat tartalmazó eredménytáblázata: egyedek közötti variancia ( $s^2.ind$ ), egyedeken belüli variancia ( $s^2.ind:side$ , a nemdirekcionális aszimmetriából származó variancia), reziduális variancia ( $s^2.me$ , a mérési hibából – ME – eredő variancia), a testoldal-hatás becslése (sideEff) és annak szórása (std.err). ED – szemátmérő, DPNE – orr-szem távolság, BL – bajusz hossz, PecFL – mellúszó hossza

Table 2. Results of the mixed ANOVA.  $s^2.ind$  – variance between individuals,  $s^2.ind:side$  – variance within individuals (estimation of non-directional variance),  $s^2.me$  – residual variance (estimation of measurement error), sideEff – estimation of the body side-effect and its standard error (std.err.). ED – eye diameter, DPNE – distance from posterior nare to eye, BL – barbel length, PecFL – length of pectoral fin.

	$s^2.ind$	$s^2.ind:side$	$s^2.me$	sideEff	std.err.
ED	0.397	0.022	0.006	-0.047	0.014
DPNE	0.245	0.010	0.005	0.028	0.010
BL	1.732	0.117	0.018	0.138	0.032
PecFL	11.350	0.107	0.015	-0.032	0.032

A nemdirekcionális aszimmetriára becsült variancia és a mérési hibára becsült variancia aránya a szemátmérőnél 3.852-nek, az orr-szem távolságnál 2.289-nek, a bajusz hosszánál 6.663-nak és a mellúszóhossznál pedig 7.101-nek adódott.

A morfológiai változók (R–L) különbségeinek eloszlása két kivétellel megegyezett vagy nagyobb volt, mint az adatokból becsült normál eloszlás csúcossága ( $F2$  függelék). Tehát a vizsgált változókra nem jellemző az antiszimmetria.

## 2. Fő adatelemzések

### 2.1. Helyek közötti aszimmetria különbségének vizsgálata

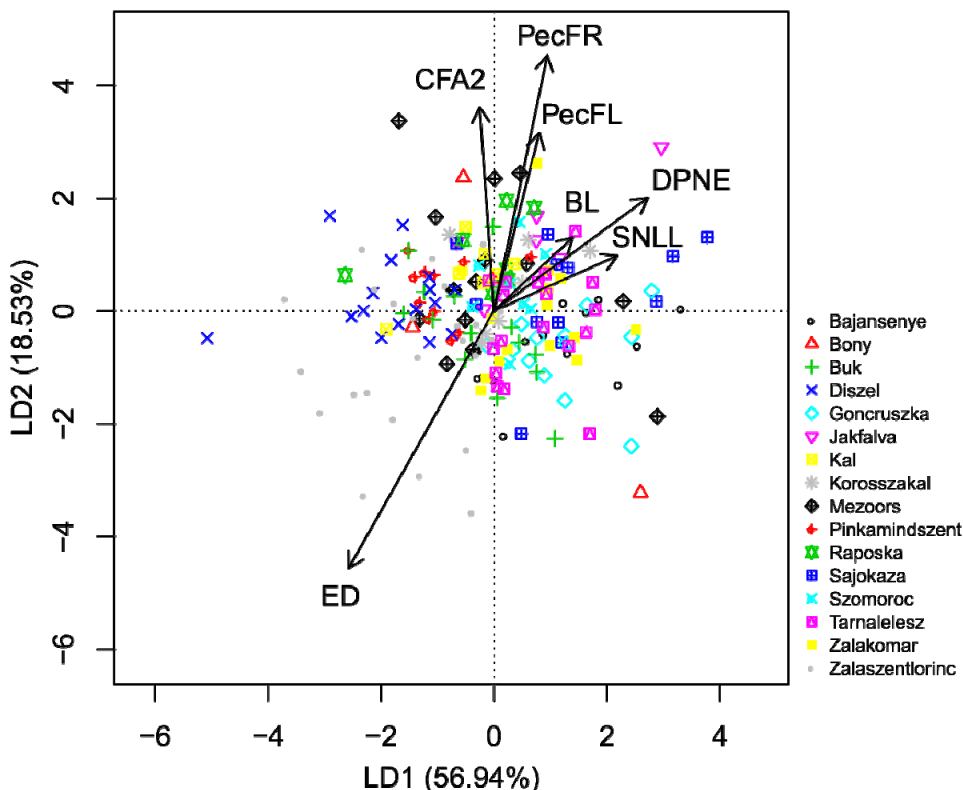
A kompozit index (CFA2) várható értéke kis mértékben, de  $\alpha = 0.05$  szinten szignifikánsan különbözött a mintavételi helyek között (ANOVA,  $F = 1.737$ ,  $df = 15$  és  $224$ ,  $p = 0.045$ ,  $R^2 = 10.4\%$ ). A mintavételi helyek páronkénti összehasonlítása hat helypár esetén fedett fel  $\alpha = 0.01$  szinten szignifikáns különbséget (3. táblázat). E helypárok alapján a CFA2 indexszel mért aszimmetria helyek közti különbségének átlagos értékét és szórását  $2.845 \pm 0.345$ -nek becsültük.

3. táblázat: Tukey-féle posthoc tesztek eredményei a hat szignifikáns helypárra ( $\alpha = 0.01$ ). (Estimate – a helyek átlagos aszimmetria értéke közötti különbség várható értéke, SD – standard deviáció).

Table 3. Results of the Tukey post-hoc tests for the pairs of sampling sites with significantly different fluctuating asymmetry ( $\alpha = 0.01$ ). (Estimate – expected value of the difference between the average asymmetry values of the sampling sites, SD – standard deviation of the difference.)

Pair of sampling sites	Estimate	SD	t-value	p-value
Jákfalva–Bajánsenye	3.37	1.09	3.10	0.002
Raposka–Bajánsenye	2.75	0.92	2.98	0.003
Sajókaza–Bajánsenye	2.65	0.99	2.66	0.008
Jákfalva–Bük	3.18	1.09	2.92	0.003
Raposka–Bük	2.56	0.92	2.78	0.005
Raposka–Göncruszka	2.56	0.97	2.63	0.009

A többváltozós varianciaelemzés eredménye szintén a helyek közti gyenge elkülönülésre utalt (MANOVA, Wilks-féle lambda = 0.226, df = 15,  $p < 0.001$ ). A diszkriminancia elemzésből származtatott első két diszkriminancia tengely együttesen a teljes variancia 75.47%-át magyarázta (2. ábra).

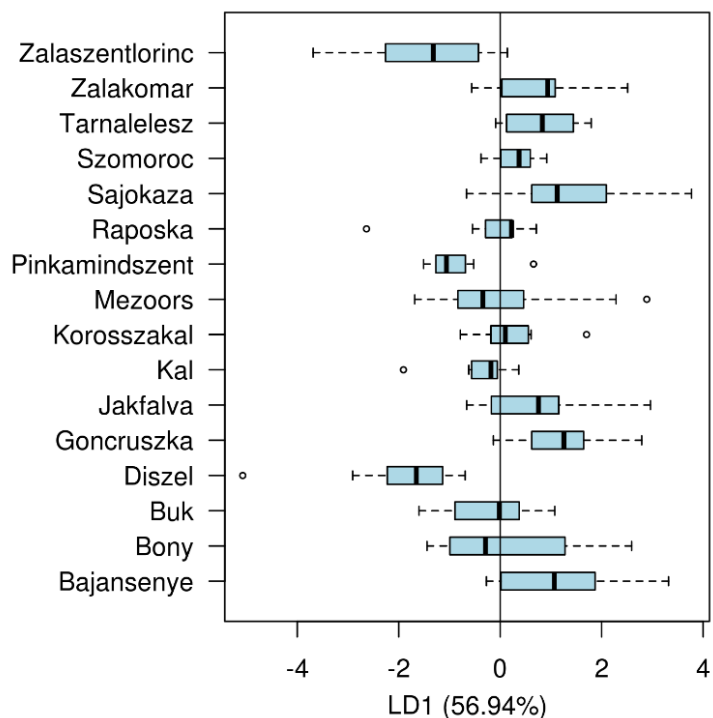


2. ábra. A mintavételi helyek aszimmetria index alapján készített lineáris diszkriminancia analízise (LDA). A szimbólumok az egyedeket jelölik; a szimbólumok típusa az azonos mintavételi helyről származó egyedeket kódolja. A nyilak a morfológiai változókból számított aszimmetria változókat reprezentálják. ED – szemátmérő; DPNE – orr-szem távolság; BL – bajusz hossz; PecFL – mellúszó-hossz; PecFR – mellúszó úszósugarainak száma; SNLL – pikkelyek száma az oldalvonal mentén; CFA2 – kompozit index.

Fig. 2. Linear discriminant analysis of the sampling sites according to the asymmetry indices of the morphometric characters. Symbols stand for the individuals; symbol types classify individuals belonging to a certain sampling site. Arrows represent the asymmetry variables of the morphometric characters. ED – eye diameter; DPNE – distance from posterior nare to eye; BL – barbel length; PecFL – length of pectoral fin; PecFR – number of fin rays in the pectoral fin; SNLL – scale number along the lateral line; CFA2 – composite asymmetry index (see Leung et al. 2000).

A helyek közti elkülönülés az első diszkriminancia tengely (LD1) mentén negatív irányban a szemátmérő szerint, pozitív irányban az orr-szem távolság alapján, míg a második diszkriminancia tengely (LD2) mentén negatív irányban szintén a szemátmérő, pozitív irányban a mellúszó hossza és úszósugárszáma, valamint a kompozit index szerint magyarázható az elkülönülés (4. táblázat). Az LD1 mentén nagy negatív értékekhez Diszel és Zalaszentlőrinc asszociálódott, míg a nagy pozitív értékekhez Bajansenye, Göncruszka, és Sajókaza társult (3. ábra). Az LD2 mentén nagy negatív értékekhez Bajansenye és Zalaszentlőrinc, nagy pozitív értékekhez Jákfalva és Raposka asszociálódott (4. ábra), ami részben összhangban volt CFA2 értékek alapján a post-hoc tesztelt helypárok közti különbségekkel.

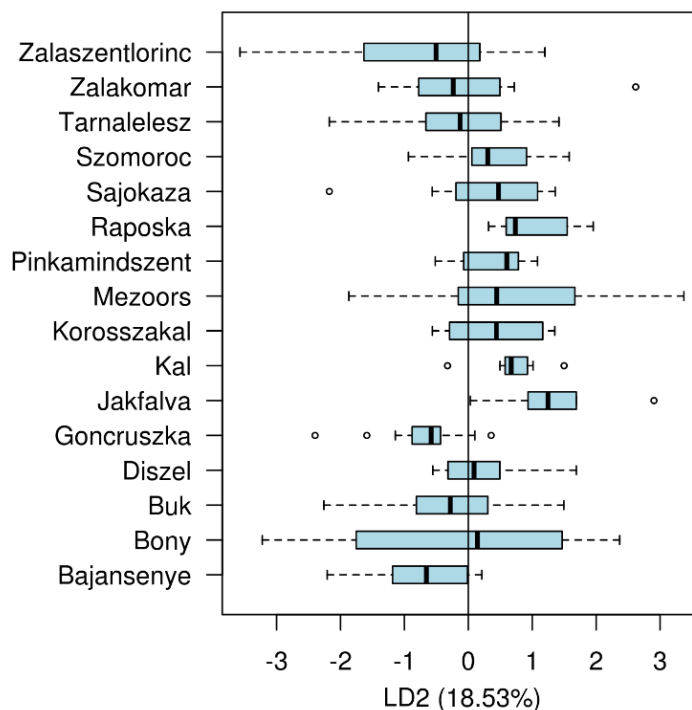




3. ábra. Az egyedek aszimmetria jellemzők szerinti eloszlása az LDA elemzés első diszkriminancia tengelye mentén, mintavételi helyek (populációk) szerinti csoportosításban. Negatív irányba a szemátmérőnek (ED), pozitív irányba az orr–szem távolságnak (DPNE) az aszimmetriája növekszik. A dobozdiagramokban levő vastag vonal a mediánt jelöli. Az üres karikák az eloszlás kiugró értékeit reprezentálják. A bajuszok a kiugró értékek nélküli adatok minimumát és maximumát jelzik.

Fig. 3. Distribution of gudgeon individuals according to their asymmetry along the first discriminant axis. Asymmetry of eye diameter (ED) increases to the negative pole, and asymmetry of distance from nare to eye increases to positive pole. The thick vertical line in the boxes represents the median value of the distribution. Circles denote the outliers. Whiskers show the minimum and maximum values of the distribution when the outliers are excluded.





4. ábra. Az egyedek aszimmetria jellemzők szerinti eloszlása az LDA elemzés második diszkriminancia tengelye mentén, mintavételi helyek (populációk) szerinti csoportosításban. Negatív irányba a szemátmérőnek (ED), pozitív irányba a mellúszó hosszának (PecFL), a mellúszó úszósugár számának aszimmetriája, illetve a kompozit indexsel mért aszimmetria növekszik. A dobozdiagramokban levő vastag vonal a mediánt jelöli. Az üres karikák az eloszlás kiugró értékeit reprezentálják. A bajuszok a kiugró értékek nélküli adatok minimumát és maximumát jelzik.

Fig. 4. Distribution of gudgeon individuals according to their asymmetry along the second discriminant axis. Asymmetry of eye diameter (ED) increases to the negative pole, and asymmetry of distance from nare to eye increases to positive pole. The thick vertical line in the boxes represents the median value of the distribution. Circles denote the outliers. Whiskers show the minimum and maximum values of the distribution when the outliers are excluded.

4. táblázat: A morfometriai bélyegekhez tartozó struktúr koefficiensek értékei az első és második diszkriminancia tengelyek tekintetében. (ED – szemátmérő, DPNE – orr-szem távolság, BL – bajuszhossz, PecFL – mellúszó hossza, PecFR – mellúszó úszósugár száma, SNLL – pikkelyek száma az oldalvonal mentén, CFA2 – kompozit index értéke, LD1 – a lineáris diszkriminancia analízis első tengelye, LD2 – a lineáris diszkriminancia analízis második tengelye)

Table 4. Structure coefficients of the morphometric asymmetry variables on linear discriminant axes LD1 and LD2. ED – eye diameter, DPNE – distance from posterior nare to eye, BL – barbel length, PecFL – length of pectoral fin, PecFR – fin ray number of pectoral fin, SNLL – scale number along lateral line, CFA2 – composite asymmetry index (see Leung et al. 2000)

	ED	DPNE	BL	PecFL	PecFR	SNLL	CFA2
LD1	-0.33	0.35	0.18	0.10	0.12	0.28	-0.03
LD2	-0.59	0.26	0.17	0.41	0.58	0.13	0.46

2.2. A tájhasználat és az aszimmetria közötti összefüggés vizsgálata

A kompozit index (CFA2) és a táji változók között  $\alpha = 0.05$  szignifikancia szint mellett jelentős lineáris kapcsolat nem volt. Azonban a CFA2 a 250, 500, és 750 méteres pufferzóna esetén egyaránt konzisztens mintázatot mutatott a clc1 (mesterséges felszínek) és clc2 (mezőgazdasági felszínek) változókkal: előbbivel gyenge, de nem szignifikáns pozitív, utóbbival gyenge, de nem szignifikáns negatív kapcsolat mutatkozott (5. táblázat).

5. táblázat. A táji változók és az aszimmetria indexek átlagértéke közötti Pearson-féle korrelációvizsgálat korrelációs koefficiensei ( $r$ ) és  $p$ -értékei ( $p$ -value) (egyváltozós megközelítés). (ED – szemátmérő, DPNE – orrszem távolság, BL – bajuszhossz, PecFL – mellúszó hossza, UI – urbanizációs index, clc1–2 – a CORINE felszínborítási változók 250, 500 és 750 méteres sugarú körhöz, LUI – Land use index 250, 500 és 750 méteres sugarú körhöz)

Table 5. Correlation between the land use variables and fluctuating asymmetry index of the studied metric variables; (ED – eye diameter; DPNE – distance from posterior nare to eye; BL – barbel length; PecFL – length of pectoral fin, UI – urbanization index (see Czúni et al. 2012), LUI – land use index, clc1–2 – values of CORINE land cover variables;  $r$  – Pearson correlation coefficient,  $p$ -value – significant value)

	ED		DPNE		BL		PecFL	
	$r$	$p$ -value	$r$	$p$ -value	$r$	$p$ -value	$r$	$p$ -value
UI	0.29	0.28	-0.53	0.04	-0.22	0.41	-0.01	0.96
clc1.250m	1.19	0.48	-0.21	0.44	-0.03	0.93	0.17	0.53
clc2.250m	-0.25	0.36	0.41	0.12	-0.25	0.34	-0.05	0.85
LUI.250m	0.06	0.83	0.06	0.83	-0.25	0.35	0.19	0.48
clc1.500m	0.19	0.49	-0.25	0.35	0.05	0.86	0.15	0.59
clc2.500m	-0.24	0.38	0.43	0.09	-0.41	0.12	0.03	0.92
LUI.500m	0.05	0.87	0.02	0.95	-0.24	0.37	0.19	0.47
clc1.750m	0.22	0.42	-0.19	0.49	0.01	0.98	0.18	0.50
clc2.750m	-0.31	0.25	0.40	0.13	-0.39	0.14	0.14	0.60
LUI.750m	-0.02	0.93	0.10	0.72	-0.25	0.35	0.25	0.36

Az LDA elemzésből származtatott diszkriminancia tengelyek közül az egyedül az LD1 és az urbanizációs index (UI) között volt gyenge, trend jellegű, marginálisan szignifikáns ( $p = 0.09$ ) kapcsolat (2. ábra, 3. ábra, 6. táblázat).

6. táblázat. A táji változók és a LDA származtatott változók (LD1 és LD2) közötti Pearson-féle korrelációvizsgálat korrelációs koefficiensei ( $r$ ) és  $p$ -értékei ( $p$ -value) (többváltozós megközelítés). (UI – urbanizációs index, clc1–2 – a CORINE felszínborítási változók 250, 500 és 750 méteres sugarú körhöz, LUI – Land use index 250, 500 és 750 méteres sugarú körhöz)

Table 6. Correlation between the land use variables and LD1–2 variables. UI – urbanization index (see Czúni et al. 2012, clc1–2 – values of CORINE land cover variables, LUI – land use index;  $r$  – Pearson correlation coefficient,  $p$ -value – significant value)

	LD1		LD2	
	$r$	$p$ -value	$r$	$p$ -value
UI	-0.44	0.09	-0.09	0.73
clc1.250m	-0.17	0.54	0.04	0.90
clc2.250m	0.19	0.47	0.01	0.98
LUI.250m	-0.06	0.81	0.06	0.84
clc1.500m	-0.19	0.48	0.07	0.80
clc2.500m	0.18	0.51	-0.01	0.97
LUI.500m	-0.10	0.72	0.08	0.77
clc1.750m	-0.04	0.88	-0.03	0.93
clc2.750m	0.08	0.76	0.12	0.69
LUI.750m	0.02	0.94	0.06	0.82

### Értékelés

Kutatásunkban fenékjáró küllő populációkban feltártuk és összehasonlítottuk a morfológiai aszimmetria jellemzőket, továbbá megvizsgáltuk a populációk fluktuáló aszimmetriája és a lelőhely körüli vízgyűjtő tájhasználat közötti összefüggést. Ismereteink szerint korábban a tájhasználat és a pataki halak fluktuáló aszimmetriája közötti összefüggés feltárására irányuló vizsgálatot még nem végeztek. Patakökológiai szempontból vizsgálatunkban újszerű módszertani megközelítésnek mondható az eredetileg madarak viselkedésokológiai kutatásához kifejlesztett urbanizációs index (Bókony et al. 2012) alkalmazása. Tapasztalatunk szerint az urbanizációs index – a gyakran erre célra használt CORINE adatbázissal szemben, avagy azzal kiegészítve – hatékony eszköz lehet a gázolható kisvízfolyások tájökölógiai kutatásában, azonban az e téren való alkalmazhatóságát a program jövőben flexibilisebb felhasználási lehetőségei (a vizsgálati terület alakjának és területének felhasználó általi megválasztása) nagymértékben segíthetnék.

Eredményeink szerint a vizsgált változókra vonatkozóan a küllőpopulációkban a nemdirekcionális aszimmetria, azon belül a fluktuáló aszimmetria lelhető fel. A populációkra jellemző fluktuáló aszimmetria mértéke populációnként változhat. A tapasztalt elkülönülésben elsősorban az orr–szem távolság és a szemátmérő aszimmetriájának volt szerepe, a mellúszó hossza és az úszósugár számának aszimmetriája kisebb mértékben járult ehhez hozzá. Az eredményekben tapasztalt gyenge elkülönülés oka feltehetően a viszonylag alacsony mintaelemszámából adódhatott.

Meglátásunk szerint a tájhasználati jellemzők és a fluktuáló aszimmetria kapcsolatának megbízhatóbb jellemzése ugyancsak nagyobb mintaelemszámot igényelt volna. Az általunk használt viszonylag kis mintanagyság mellett is találtunk azonban kapcsolatot a FA és a lelőhely körüli vízgyűjtő urbanizáltsági foka között. Azonban a jelenleg feltárt összefüggés némileg ellentmondásos: az urbanizáltabb, kevésbé természetközeli élőhelyeken a szemátmérő FA-jának mértéke nagyobb, az orr–szem távolság FA-ja kisebb, mint a kevésbé urbanizált, természetközeli élőhelyeken, ahol a szemátmérő FA-jának mértéke alacsony, ugyanakkor magas az orr–szem távolság FA-ja. Feltételezésünk szerint a tapasztalt ellentmondás oka lehet, hogy a populációk FA-ját a táji változókon kívüli más, általunk nem vizsgált változók (pl. vízkémiai jellemzők) is befolyásolhatják.

A patakok vízgyűjtőjének emberi módosítottága környezeti stresszhatásokon keresztül befolyásolhatja a patakokban élő küllőpopulációk életképességét, amely a populációk fluktuáló aszimmetriájának növekedését eredményezheti. Ez az összefüggés azonban a hazai viszonyok esetén meglehetősen gyenge mértékűnek mutatkozott. További stresszre utaló környezeti változók bevonásával, és megnövelt mintanagysággal a vizsgálat folytatása mélyebb betekintést hozhat a környezeti stressz és a fluktuáló aszimmetria viszonyának megértésében.

### Köszönetnyilvánítás

Az MTA ÖK BLI munkatársainak a vizsgált halak és a méréseikhez szükséges feltételek, eszközök rendelkezésre bocsátásáért, Dr. Seress Gábornak és Lipovits Ágnesnek az urbanizációs index értékek meghatározásában és a szoftver futtatásában nyújtott segítségükért mondunk köszönetet.

### Irodalom

- Allan, J.D. (2004): Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257–284.
- Allan, J.D., Flecker, A.S. (1993): Biodiversity conservation in running waters: Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *BioScience* 43/1: 32–43.
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G.G., Elvira, B. (2008): Fluctuating asymmetry, abnormalities and parasitism as indicators of environmental stress in cultured stocks of goldfish and carp. *Aquaculture* 279: 120–125.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67/1: 1–48.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M. (2004): The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54/5: 413–427.

- Birk, S., Hering, D. (2009): A new procedure for comparing class boundaries of biological assessment methods: A case study from the Danube Basin. *Ecological Indicators* 9/3: 528–539.
- Bókonyi, V., Seress, G., Nagy, Sz., Lendvai, Á.Z., Liker, A. (2012): Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and Urban Planning* 104/1: 75–84.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C.K., Biss, R., Hering, D. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 34/4: 416–432.
- Campbell Grant, E.H., Lowe, W.H. Fagan, W.F. (2007): Living in the branches: Population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* 10/2: 165–175.
- Czúni, L., Lipovits, Á., Seress, G. (2012): Estimation of urbanization using visual features of satellite images. *Multidisciplinary Research on Geographical Information in Europe and Beyond, Proceedings of the AGILE 2012 International Conference on Geographic Information Science* pp. 233–238. [https://agile-online.org/conference\\_paper/cds/agile\\_2012/proceedings/papers/paper\\_czuni\\_estimation\\_of\\_urbanization\\_using\\_visual\\_features\\_of\\_satellite\\_images\\_2012.pdf](https://agile-online.org/conference_paper/cds/agile_2012/proceedings/papers/paper_czuni_estimation_of_urbanization_using_visual_features_of_satellite_images_2012.pdf) [Letöltve: 2017.04.21.]
- Donohue, I., McGarrigle, M.L., Mills, P. (2006): Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water research* 40: 91–98.
- Eterovick, P.C., Bar, L.F.F., Souza, J.B., Castro, J.F.M., Leite, F.S.F., Alford, R.A. (2015): Testing the relationship between human occupancy in the landscape and tadpole developmental stress. *PlosONE* 10(3): e0120172.
- Fagan, W.F., Campbell Grant, E.H., Lynch, H.J., Unmack, P.J. (2009) Riverine landscapes: ecology for an alternative geometry. p. 85–100. In: Cantrell, S., Cosner, C., Ruan, S.: *Spatial Ecology*. Chapman and Hall/CRC
- Garrido, M., Pérez-Mellado, V. (2014): Assessing factors involved in determining fluctuating asymmetry in four insular populations of the Balearic lizard *Podarcis lilfordi*. *Salamandra* 50/3: 147–154.
- Gosses, M.W. (2002): The effects of habitat fragmentation on fish developmental stability. MSC thesis, Eastern Illinois University, Charleston, Illinois, USA <http://thekeep.eiu.edu/theses/1511> [Letöltve: 2017.04.21.]
- Graham, J.H., Raz, S., Hel-Or, H., Nevo, E. (2010): Fluctuating asymmetry: Methods, theory, and applications. *Symmetry* 2/2: 466–540.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Hata, H., Yasugi, M., Takeuchi, Y., Takahashi, S., Hori, M. (2013): Measuring and evaluating morphological asymmetry in fish: distinct lateral dimorphism in the jaws of scale-eating cichlids. *Ecology and Evolution* 3/14: 4641–4647.
- Hetcher, R.P., Moodie, P.F., Moodie, G.E.E. (2000): Pectoral fin asymmetry, dimorphism and fecundity in the brook stickleback. *Culaea inconstans*. *Behaviour* 137/7: 999–1009.
- Komsta, L., Novomestky, F. (2015): Moments, cumulants, skewness, kurtosis and related tests. R package version 0.14. <https://CRAN.R-project.org/package=moments>
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. *Maurice Kottelat (privately published)*. pp. 646.
- Leary, R.F., Allendorf, F.W. (1989): Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: Implications for conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* 4/7: 214–217.
- Leung, B., Forbes, M.R., Houle, D. (2000): Fluctuating Asymmetry as a bioindicator of stress: Comparing efficacy of analyses involving multiple traits. *The American Naturalist* 155/1: 101–115.
- Minns, C.K. (1995): Allometry of home range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52/7: 1499–1508.
- Maroda Á., Takács P., Sály P. (2016): Kisméretű halak manuális és szoftveres morfometriai mérési pontossága. *Hidrológiai Közlöny* 96: 56–58.
- Palmer, R., Strobeck, C. (1986): Fluctuating asymmetry: Measurement, analysis, patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 391–421.
- Palmer, R. (1994): Fluctuating asymmetry analyses: A primer. p. 335–364. In: Markow, T.A. (ed.): *Developmental Instability: Its Origins and Evolutionary Implications*.
- Palmer, R. & Strobeck, C. (2003): Fluctuating asymmetry analyses revisited. p. 279–319 In: Polak, M.: *Developmental Instability (DI): Causes and Consequences*.
- Pecínková, M., Vollestad, L.A., Koubková, B., Huml, J., Jurajda, P., Gelnar, M. (2007): The relationship between developmental instability of gudgeon *Gobio gobio* and abundance or morphology of its ectoparasite *Paradiplozoon homoion* (Monogenea). *Journal of Fish Biology* 71/5: 1358–1370.
- Pusey, B.J., Arthington, A.H. (2003): Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54/1: 1–16.
- O'Brien, S.J. (1994): A role for molecular genetics in biological conservation. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91/3: 5748–5755.
- Oksanen, J., F., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs E., Wagner, H. (2016). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- Poff, N.L., Allan, D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C. (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47/11: 769–784.
- QGIS Development Team (2016): *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://www.qgis.org/>
- R CORE TEAM (2015): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Raz, S., Graham, J.H., Hel-Or, H., Pavlíček, T., Nevo, E. (2011): Developmental instability of vascular plants in contrasting microclimates at 'Evolution Canyon'. *Biological Journal of the Linnean Society* 102/4: 786–797.
- Seres G., Lipovits Á., Czúni L. (2014): Quantifying the urban gradient: A practical method for broad measurements. *Landscape and Urban Planning* 131: 42–50.
- Sheridan, L., Pomiakowski, A. (1997) Fluctuating asymmetry, spot asymmetry and inbreeding depression in the sexual coloration of male guppy fish. *Heredity* 79/5: 515–523.
- Steenmans, C., Büttner, G. (2006): Mapping land cover of Europe for 2006 under GMES. p. 202–207 In: Braun, M. (ed.): *Proceedings of the 2nd Workshop of the EARSeL SIG on Land Use and Land Cover*. The European Association of Remote Sensing Laboratories and the Center for Remote Sensing of Land Surfaces at the Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Takács, P., Bihari, P., Erős, T., Specziár, A., Bíró, P., Csoma, E. (2014): Genetic heterogeneity reveals on-going speciation and cryptic taxonomic diversity of stream-dwelling gudgeons (Teleostei, Cyprinidae) in the Middle Danubian hydrosystem (Hungary). *PLOS ONE* 9/5: e97278.
- Takács, P., Erő T., Specziár A., Sály P., Vitál Z., Ferencz Á., Szabolcsi Z., Molnár T., Csoma E., Bíró P. (2015): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi állományainak populációgenetikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 9: 5–17.
- Trawinski, B., Smetek, M., Telec, Z., Lasota, T. (2012): Nonparametric statistical analysis for multiple comparison of machine learning regression algorithms. *International Journal of Applied Mathematics and Computer Science* 22/4: 867–881.
- Tomkins, J.L., Kotiaho, J.S. (2002): Fluctuating Asymmetry. *Encyclopedia of Life Sciences*. DOI: 10.1038/npg.els.0003741
- Van Valen L. (1962): A study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16/2: 125–142.

**Authors:**

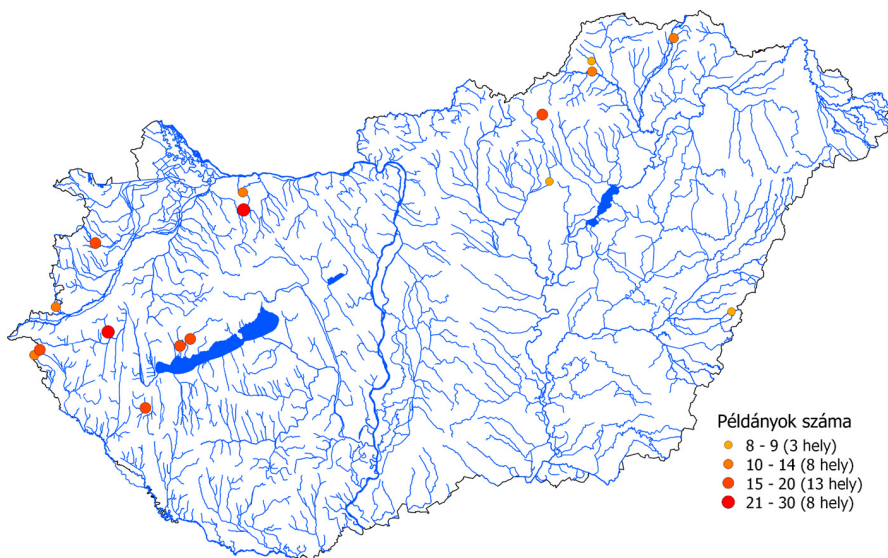
Ágnes MARODA, Péter TAKÁCS, Péter SÁLY ([psaly@gamma.ttk.pte.hu](mailto:psaly@gamma.ttk.pte.hu))

## Függelékek

### F1

A mintavételi helyek (vizsgált populációk,  $n = 16$ ) elhelyezkedése Magyarország területén. A szimbólumok mérete és színintenzitása a lokális mintanagysággal, azaz a vizsgált külőegyedek számával arányos.

*Location of sampling sites (i.e. studied populations,  $n = 16$ ) within Hungary. Size and color intensity of the symbols are proportional to the number of fish individuals caught per sample site (see legend).*



A mintavételi helyhez legközelebb eső település neve, a mintázott vízfolyás, a mintavételi pont geokoordinátái és a fogott egyedek száma ( $n$ ).

*Name of settlements positioning next to the sample sites, name of the sampled streams, geocoordinates of the sample sites (in HD72 reference system), and number of the caught individuals ( $n$ ).*

Site name	Stream name	EOV_Y	EOV_X	n
Bajánsenye	Kerka	445114	66370	16
Böny	Chuhai-bakony-ér	562326	257537	11
Bük	Répcse patak	477215	228161	16
Diszel	Egervíz	531961	172629	20
Göncruszka	Gönci-patak	811112	346863	13
Jákfalva	Szuha-patak	763669	333549	9
Kál	Tarna	739326	263837	9
Körösszakál	Sebes-Körös	844512	188441	8
Mezőörs	Cuhai-bakony-ér	562757	247378	26
Pinkamindszent	Pinka	454383	191167	12

Site name	Stream name	EOV_Y	EOV_X	n
Raposka	Tapoka-patak	526022	168633	16
Sajókaza	Sajó	764021	327478	12
Szomoróc	Kerca	441957	163320	10
Tarnalelesz	Leleszi-patak	735256	302609	20
Zalakomár	Kiskomáromi-csatorna	506079	132677	20
Zalaszentlőrinc	Sárvíz	484528	176683	24

*F2*

Az egyes morfometriai változók szempontjából a jobb és bal oldal közötti különbségek eloszlásának leíró statisztikái. Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici* honlapján:

[http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda\\_et.al\\_Pisces.Hungarici\\_2017\\_F2.pdf](http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda_et.al_Pisces.Hungarici_2017_F2.pdf)

*F3*

A táji változók (CORINE felszínborítási változók, urbanizációs index, tájhasználati index) értékei a mintavételi helyeken. Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici* honlapján:

[http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda\\_et.al\\_Pisces.Hungarici\\_2017\\_F3.pdf](http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda_et.al_Pisces.Hungarici_2017_F3.pdf)

*F4*

A morfológiai változók jobb és bal oldali értékeiből képzett különbségek (R–L) eloszlásának a ferdeségét tesztelő t-próbák eredményei. Elektronikus formában elérhető a *Pisces Hungarici* honlapján:

[http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda\\_et.al\\_Pisces.Hungarici\\_2017\\_F4.pdf](http://haltanitorsasag.hu/ph11/Maroda_et.al_Pisces.Hungarici_2017_F4.pdf)



Elektronikus függelék **Maroda Á., Takács P., Sály P. (2017): Fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat kapcsolata fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) populációkban. *Pisces Hungarici* 11: 41–57.** című közleményéhez.

Electronic appendix for **Maroda, Á., Takács, P., Sály, P. (2017): Relationship between fluctuating asymmetry and land use in populations of gudgeon (*Gobio gobio*). *Pisces Hungarici* 11: 41–57.**

A vizsgált morfolometriai változók jobb és bal testoldal közti különbségeinek (R – L) eloszlását leíró statisztikák a mintavételi helyek szerinti bontásban. n – vizsgált egyedek száma; Mean – átlag; SD – standard deviáció; Median – medián; IQR – interkvartilis terjedelem; Skewness – ferdeség; Kurtosis – csúcsosság; ED – szemátmérő; DPNE – orr-szem távolság; BL – bajuszhozsa; PecFL – mellúszó hossza; PecFR – mellúszó úszósugár száma; SNLL – pikkelyek száma az oldalvonal mentén.

\*A mintából becült paraméterekkel rendelkező normál eloszlás csúcsosságát háromnak tekintettük. Az ettől szignifikánsan nagyobb értékek csúcsos eloszlást jeleznek.

*Descriptive statistics of the distribution of the (R – L) differences of the studied morphological characters for each sampling site (population). n – number of the caught individuals; SD – standard deviation; IQR – interquartile range. ED – eye diameter; DPNE – distance from posterior nare to eye; BL – barbel length; PecFL – pectoral fin length; PecFR – pectoral fin rays; SNLL – scale number lateral line.*

*\*Kurtosis of a normal distribution with parameters estimated from the sample was considered three. Kurtosis values greater than three indicate a leptokurtic distribution.*

Bajánsenye							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	16	-0.06	0.16	-0.11	0.16	1.42	5.52
DPNE	16	0.01	0.08	0.00	0.09	0.51	2.12
BL	16	0.10	0.42	0.11	0.76	0.14	1.74
PecFL	15	0.08	0.35	0.06	0.36	-0.08	4.01
PecFR	15	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	7.50
SNLL	15	-0.07	0.80	0.00	1.50	0.12	1.69

Bőny							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	11	-0.04	0.21	0.04	0.25	-0.38	2.56
DPNE	11	0.05	0.12	0.04	0.14	-0.03	2.19
BL	10	0.08	0.23	0.08	0.21	-0.18	3.33
PecFL	8	0.14	0.52	0.26	0.71	-0.77	2.49
PecFR	8	0.00	1.20	0.00	0.50	0.00	2.72
SNLL	8	-0.63	0.52	-1.00	1.00	0.52	1.27

Bük							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	16	-0.09	0.20	-0.08	0.26	-0.23	2.77
DPNE	16	0.05	0.09	0.07	0.12	-0.77	2.24
BL	16	0.24	0.39	0.17	0.56	0.52	2.48
PecFL	15	-0.09	0.36	-0.07	0.44	-0.41	2.34
PecFR	16	-0.38	0.89	0.00	1.00	-1.58	6.01
SNLL	16	0.06	0.25	0.00	0.00	3.62	14.07

Diszel							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	18	-0.06	0.30	-0.15	0.22	1.67	5.60
DPNE	18	-0.03	0.14	0.02	0.12	-1.18	3.74
BL	18	0.02	0.58	-0.06	0.83	0.00	2.10
PecFL	16	-0.15	0.49	-0.28	0.67	-0.07	2.70
PecFR	18	-0.11	0.68	0.00	0.00	-1.05	5.07
SNLL	18	-0.06	0.73	0.00	0.00	1.03	5.01

Göncruszka							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	13	-0.07	0.13	-0.08	0.14	0.51	3.63
DPNE	13	-0.02	0.09	-0.02	0.11	-0.04	2.16
BL	13	0.27	0.30	0.13	0.26	0.87	2.85
PecFL	13	-0.15	0.27	-0.06	0.37	0.09	2.07



Göncruszka							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
PecFR	13	-0.15	0.38	0.00	0.00	-1.92	4.68
SNLL	13	0.23	0.93	0.00	1.00	0.19	2.21

Jákfalva							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	9	-0.01	0.16	0.03	0.15	-1.15	3.39
DPNE	9	0.04	0.22	0.12	0.25	-1.11	3.02
BL	9	0.22	0.64	0.06	0.64	0.04	2.77
PecFL	7	0.05	0.55	0.04	0.63	0.18	2.20
PecFR	7	-0.86	1.07	-1.00	1.00	0.60	2.36
SNLL	7	-0.43	1.40	0.00	1.50	-0.75	2.67

Kál							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	9	-0.03	0.10	-0.04	0.08	-0.33	3.26
DPNE	9	-0.04	0.26	-0.03	0.32	-0.37	2.34
BL	9	0.00	0.57	0.17	0.49	-1.05	3.21
PecFL	9	-0.13	0.47	-0.03	0.78	-0.53	1.87
PecFR	9	-0.33	0.71	0.00	1.00	0.50	2.25
SNLL	7	-0.14	0.38	0.00	0.00	-2.04	5.17

Kőröszakál							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	8	0.01	0.17	0.01	0.06	1.27	4.29
DPNE	8	0.03	0.14	0.03	0.17	-0.53	2.41
BL	8	0.05	0.64	-0.15	0.54	0.89	3.36
PecFL	8	0.05	0.40	-0.02	0.31	1.11	3.56
PecFR	8	-0.38	0.75	-0.50	1.00	0.66	2.26
SNLL	8	-0.75	0.89	-0.50	1.25	-0.49	1.63

Mezőörs							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	26	-0.01	0.16	0.05	0.14	-0.83	4.22
DPNE	26	0.03	0.15	0.04	0.11	-2.18	9.77
BL	26	0.16	0.64	0.23	0.61	-0.39	2.98
PecFL	17	-0.20	0.63	-0.17	0.71	0.74	4.03
PecFR	26	0.00	1.10	0.00	2.00	0.37	3.64
SNLL	21	-0.29	0.64	0.00	1.00	-0.85	3.90

Pinkaminszent							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	12	-0.12	0.17	-0.13	0.16	0.40	2.79
DPNE	12	-0.03	0.24	0.01	0.28	-0.91	3.49
BL	12	0.18	0.31	0.28	0.33	-0.64	2.25
PecFL	12	0.17	0.46	0.19	0.72	0.24	1.85
PecFR	11	0.27	0.65	0.00	1.00	-0.25	2.38
SNLL	12	-0.33	0.49	0.00	1.00	-0.71	1.50

Raposka							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	16	-0.06	0.18	-0.06	0.25	0.33	2.56
DPNE	16	0.04	0.20	0.04	0.20	0.44	2.96
BL	13	0.22	0.64	0.35	0.66	0.56	2.70
PecFL	16	0.16	0.64	0.19	0.89	0.01	1.90
PecFR	15	0.73	0.88	1.00	1.00	-0.10	2.29
SNLL	10	-0.20	0.79	0.00	1.00	0.34	1.85

Sajókaza							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	12	-0.02	0.17	0.00	0.19	-0.36	2.15
DPNE	12	0.11	0.18	0.10	0.27	-0.17	1.94
BL	12	-0.01	0.50	0.13	0.71	-0.37	2.13
PecFL	12	-0.04	0.44	-0.04	0.46	0.07	2.22
PecFR	12	-0.17	1.03	0.00	0.50	-0.71	2.53
SNLL	12	-0.25	1.06	0.00	1.25	-0.45	2.14

Szomoróc							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	10	-0.03	0.10	0.00	0.12	-0.69	2.13
DPNE	10	0.10	0.16	0.15	0.19	-0.07	1.78
BL	10	0.02	0.54	-0.02	0.76	-0.19	2.39
PecFL	10	-0.08	0.25	-0.13	0.29	0.88	2.61
PecFR	8	-0.25	0.71	0.00	1.00	0.32	2.22
SNLL	9	-0.22	0.67	0.00	1.00	0.21	2.38

Tarnalelesz							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	20	-0.01	0.22	-0.08	0.20	0.49	2.88
DPNE	20	0.07	0.14	0.10	0.18	-0.56	2.50
BL	20	0.21	0.29	0.16	0.39	0.81	2.83
PecFL	20	-0.19	0.45	-0.17	0.55	-0.67	4.48
PecFR	19	-0.37	0.90	0.00	1.00	-0.17	2.36
SNLL	19	-0.37	0.68	0.00	1.00	-0.49	3.15

Zalakomár							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	20	-0.08	0.16	-0.08	0.26	0.04	2.31
DPNE	20	0.02	0.15	0.02	0.20	0.35	3.12
BL	20	0.14	0.54	-0.01	0.65	0.74	3.02
PecFL	20	-0.01	0.60	-0.04	0.44	0.63	4.99
PecFR	17	0.41	0.71	0.00	1.00	0.32	2.92
SNLL	19	-0.11	0.81	0.00	0.50	-0.46	2.93

Zalaszentlőrinc							
	n	Mean	SD	Median	IQR	Skewness	*Kurtosis
ED	24	-0.12	0.43	-0.09	0.56	0.55	3.19
DPNE	24	0.06	0.14	0.06	0.17	0.50	2.81
BL	24	0.16	0.44	0.28	0.66	-0.31	1.92
PecFL	24	-0.01	0.35	-0.06	0.43	0.44	3.47
PecFR	24	-0.08	0.50	0.00	0.00	-0.18	3.94
SNLL	24	0.08	0.72	0.00	0.00	0.61	3.74

Elektronikus függelék **Maroda Á., Takács P., Sály P. (2017): Fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat kapcsolata fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) populációkban. *Pisces Hungarici* 11: 41–57.** című közleményéhez.

Electronic appendix for **Maroda, Á., Takács, P., Sály, P. (2017): Relationship between fluctuating asymmetry and land use in populations of gudgeon (*Gobio gobio*). *Pisces Hungarici* 11: 41–57.**

A mintavételi helyeket övező vízgyűjtő terület táji jellemzőit leíró változók. clc – CORINE változók; LUI – kombinált tájhasználati index; UI – urbanizációs index. Részletek a cikkben olvashatók.

*Values of land use variables characterizing the land cover of the catchment area. CORINE variables were measured within circle-shaped buffer zones of 250, 500, 750 m diameters around the sampling sites. clc – CORINE variables; LUI – land use index; UI – urbanization index. See the article for details.*

Sample site	clc1.250m	clc1.500m	clc1.750m	clc2.250m	clc2.500m	clc2.750m
Bajánsenye	0.00	0.00	107980.50	105947.80	411609.40	879178.70
Bóny	0.00	42497.04	189454.40	195990.90	741466.40	1574463.00
Bük	57277.71	281292.10	614308.90	138713.20	502671.40	1149609.00
Diszel	140145.20	463400.70	612193.30	55845.64	320562.80	1105944.00
Göncruszka	0.00	0.00	38918.24	195990.90	783963.50	1725000.00
Jákfalva	1135.50	65412.99	188591.40	194855.40	663223.00	1348329.00
Kál	0.00	0.00	0.00	195990.90	783963.50	1763918.00
Körösszakál	0.00	59039.98	163257.10	107335.40	539809.60	1314518.00
Mezőörs	63534.83	265269.40	455314.80	132456.00	518694.10	1308603.00
Pinkaminszent	0.00	1315.61	86930.84	195990.90	782647.90	1653354.00
Raposka	68578.58	177878.20	254761.10	0.00	167270.10	758129.20
Sajókaza	50649.89	258903.60	521620.60	145341.00	525059.90	1242297.00
Szomoróc	0.00	0.00	0.00	177297.80	518819.80	996551.50
Tarnalelesz	119944.30	304970.20	621260.20	76046.53	478993.20	1129254.00
Zalacomár	105256.20	285746.20	464990.70	66107.09	366089.60	1026750.00
Zalaszentlőrinc	0.00	39157.38	114070.60	112098.10	428373.20	876553.20
minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	7566.00	98861.00
alsó kvartilis	0.00	10704.00	112548.00	63542.00	362067.00	878522.00
medián	13848.00	122644.00	215020.00	129472.00	508387.00	1133490.00
átlag	43851.34	164715.80	330133.80	117619.40	481337.70	1104425.00
szórás	59087.37	184888.10	357634.40	67534.31	206239.20	409031.60
felső kvartilis	64796.00	260495.00	457734.00	176464.00	630419.00	1357383.00
maximum	195991.00	776398.00	1665056.00	195991.00	783964.00	1763918.00

Sample site	clc3.250m	clc3.500m	clc3.750m	clc4.250m	clc4.500m	clc4.750m
Bajánsenye	90043.10	354239.50	696256.80	0.00	0.00	0.00
Bóny	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Bük	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diszel	0.00	0.00	45780.49	0.00	0.00	0.00
Göncruszka	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Jákfalva	0.00	55327.52	226997.80	0.00	0.00	0.00
Kál	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Körösszakál	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mezőörs	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pinkaminszent	0.00	0.00	23594.83	0.00	0.00	0.00
Raposka	0.00	0.00	0.00	127412.30	438815.20	751027.50
Sajókaza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Szomoróc	18693.11	230687.00	464710.80	0.00	0.00	0.00
Tarnalelesz	0.00	0.00	13403.71	0.00	0.00	0.00
Zalacomár	0.00	0.00	41046.31	24627.63	132127.60	231130.90
Zalaszentlőrinc	83892.76	300742.00	687069.10	0.00	15690.96	86224.92
minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
alsó kvartilis	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
medián	0.00	0.00	26556.00	0.00	0.00	0.00
átlag	15144.98	64807.23	170125.40	13714.67	56466.35	121641.30
szórás	35842.80	130639.70	285212.00	36750.61	133207.20	281003.80
felső kvartilis	50.91	48396.00	233895.00	0.00	15285.00	104734.00
maximum	144308.77	521592.00	1299875.00	127412.00	527036.00	1325128.00

Sample site	cl5.250m	cl5.500m	cl5.750m	cl6.250m	cl6.500m	cl6.750m
Bajánsenye	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Böny	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Bük	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diszel	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Göncruszka	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Jákfalva	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kál	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Körösszakál	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mezőörs	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Pinkamindszent	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Raposka	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sajókaza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Szomoróc	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tarnalelesz	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zalacomár	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zalaszentlőrinc	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
alsó kvartilis	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
medián	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
átlag	0.00	0.00	0.00	2890.05	9208.71	16675.23
szórás	0.00	0.00	0.00	16348.57	48445.69	80431.74
felső kvartilis	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
maximum	0.00	0.00	0.00	92481.00	273934.00	449939.00

Sample site	cl7.250m	cl7.500m	cl7.750m	LUI.250	LUI.500	LUI.750	UI
Bajánsenye	0.00	18114.55	0.00	0.54	0.53	0.62	-1.88
Böny	0.00	0.00	0.00	1.00	1.05	1.11	0.03
Bük	0.00	0.00	0.00	1.29	1.36	1.35	2.68
Diszel	0.00	0.00	0.00	1.72	1.59	1.32	3.59
Göncruszka	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.02	-2.06
Jákfalva	0.00	0.00	0.00	1.01	1.01	0.98	-1.59
Kál	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	-1.87
Körösszakál	88655.48	185113.90	0.00	0.55	0.84	0.93	-0.31
Mezőörs	0.00	0.00	0.00	1.32	1.34	1.26	1.34
Pinkamindszent	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.04	-1.68
Raposka	0.00	0.00	0.00	0.70	0.67	0.72	-1.42
Sajókaza	0.00	0.00	0.00	1.26	1.33	1.30	-1.02
Szomoróc	0.00	0.00	0.00	0.90	0.69	0.68	-1.30
Tarnalelesz	0.00	0.00	0.00	1.61	1.39	1.34	0.73
Zalacomár	0.00	0.00	0.00	1.41	1.20	1.11	-0.13
Zalaszentlőrinc	0.00	0.00	0.00	0.57	0.65	0.63	-0.76
minimum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.08	-4.18
alsó kvartilis	0.00	0.00	0.00	0.85	0.82	0.81	-1.46
medián	0.00	0.00	0.00	1.00	1.01	1.00	-0.39
átlag	2770.48	6350.89	11457.65	1.05	1.04	1.00	-0.13
szórás	15672.22	32777.17	52103.31	0.46	0.40	0.37	2.33
felső kvartilis	0.00	0.00	0.00	1.30	1.23	1.18	0.30
maximum	88655.00	185114.00	286143.00	2.00	1.99	1.94	8.66

Elektronikus függelék **Maroda Á., Takács P., Sály P. (2017): Fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat kapcsolata fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) populációkban. *Pisces Hungarici* 11: 41–57.** című közleményéhez.

Electronic appendix for **Maroda, Á., Takács, P., Sály, P. (2017): Relationship between fluctuating asymmetry and land use in populations of gudgeon (*Gobio gobio*). *Pisces Hungarici* 11: 41–57.**

A vizsgált morfolometriai változók jobb és bal testoldali értékeiből képzett különbségek (R – L) eloszlásának ferdeségét tesztelő egymintás t-próbák eredményei mintavételi helyek szerint. df – szabadsági fokok száma; mean – eloszlás átlaga; CI 95%low – az eloszlás átlagbecsléséhez tartozó 95%-os konfidencia intervallum alsó határa; 95%up – az eloszlás átlagbecsléséhez tartozó 95%-os konfidencia intervallum felső határa. ED – szemátmérő; DPNE – orr-szem távolság; BL – bajuszhozsz; PecFL – mellúszó hossza; PecFR – mellúszó úszósugár száma; SNLL – pikkelyek száma az oldalvonal mentén.

*One sample t-tests of the (R – L) differences of the studied morphological characters for each sampling site (population). df – degree of freedom; CI 95%low – lower limit of the 95% confidence interval of the mean; CI 95%up – upper limit of the 95% confidence interval of the mean. ED – eye diameter; DPNE – distance from posterior nare to eye; BL – barbel length; PecFL – pectoral fin length; PecFR – pectoral fin rays; SNLL – scale number lateral line.*

Bajánsénye	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-1.37	15	0.19	-0.06	-0.14	0.03
DPNE	0.63	15	0.54	0.01	-0.03	0.05
BL	1.00	15	0.33	0.10	-0.12	0.32
PecFL	0.92	14	0.37	0.08	-0.11	0.28
PecFR	0.00	14	1.00	0.00	-0.21	0.21
SNLL	-0.32	14	0.75	-0.07	-0.51	0.38

Bőny	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.59	10	0.56	-0.04	-0.18	0.10
DPNE	1.43	10	0.18	0.05	-0.03	0.13
BL	1.11	9	0.29	0.08	-0.08	0.24
PecFL	0.78	7	0.46	0.14	-0.29	0.58
PecFR	0.00	7	1.00	0.00	-0.99	0.99
SNLL	-3.42	7	0.01	-0.63	-1.06	-0.19

Bük	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-1.78	15	0.09	-0.09	-0.19	0.02
DPNE	2.24	15	0.04	0.05	0.00	0.09
BL	2.47	15	0.03	0.24	0.03	0.45
PecFL	-0.99	14	0.34	-0.09	-0.29	0.11
PecFR	-1.69	15	0.11	-0.37	-0.85	0.09
SNLL	1.00	15	0.33	0.06	-0.07	0.20

Diszel	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.78	17	0.44	-0.06	-0.20	0.09
DPNE	-0.98	17	0.34	-0.03	-0.10	0.04
BL	0.15	17	0.89	0.02	-0.27	0.31
PecFL	-1.21	15	0.25	-0.15	-0.41	0.11
PecFR	-0.70	17	0.50	-0.11	-0.45	0.23
SNLL	-0.32	17	0.75	-0.06	-0.42	0.31

Göncruszka	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-1.98	12	0.07	-0.07	-0.15	0.01
DPNE	-0.91	12	0.38	-0.02	-0.08	0.03
BL	3.22	12	0.01	0.27	0.09	0.44
PecFL	-2.02	12	0.07	-0.15	-0.31	0.01
PecFR	-1.48	12	0.17	-0.15	-0.38	0.07
SNLL	0.90	12	0.39	0.23	-0.33	0.79

Jákfalva	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.15	8	0.89	-0.01	-0.13	0.11
DPNE	0.54	8	0.60	0.04	-0.13	0.20
BL	1.05	8	0.32	0.22	-0.27	0.72
PecFL	0.24	6	0.82	0.05	-0.46	0.56
PecFR	-2.12	6	0.08	-0.86	-1.85	0.13
SNLL	-0.81	6	0.45	-0.43	-1.72	0.86

Kál	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.85	8	0.42	-0.03	-0.11	0.05
DPNE	-0.43	8	0.68	-0.04	-0.24	0.16
BL	-0.02	8	0.99	0.00	-0.44	0.43
PecFL	-0.86	8	0.41	-0.13	-0.49	0.22
PecFR	-1.41	8	0.20	-0.33	-0.88	0.21
SNLL	-1.00	6	0.36	-0.14	-0.49	0.21

Körösszakál	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	0.23	7	0.83	0.01	-0.13	0.16
DPNE	0.64	7	0.54	0.03	-0.08	0.15
BL	0.20	7	0.85	0.05	-0.49	0.58
PecFL	0.36	7	0.73	0.05	-0.28	0.39
PecFR	-1.43	7	0.20	-0.38	-0.99	0.25
SNLL	-2.39	7	0.05	-0.75	-1.49	-0.01

Mezőörs	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.28	25	0.78	-0.01	-0.07	0.06
DPNE	1.12	25	0.27	0.03	-0.03	0.09
BL	1.27	25	0.22	0.16	-0.10	0.42
PecFL	-1.29	16	0.21	-0.20	-0.52	0.13
PecFR	0.00	25	1.00	0.00	-0.44	0.44
SNLL	-2.03	20	0.06	-0.29	-0.58	0.01

Pinkamindszent	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-2.40	11	0.04	-0.12	-0.22	-0.01
DPNE	-0.36	11	0.72	-0.03	-0.18	0.13
BL	1.99	11	0.07	0.18	-0.02	0.37
PecFL	1.28	11	0.22	0.17	-0.12	0.47
PecFR	1.40	10	0.19	0.27	-0.16	0.70
SNLL	-2.35	11	0.04	-0.33	-0.65	-0.02

Raposka	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-1.32	15	0.21	-0.06	-0.15	0.04
DPNE	0.76	15	0.46	0.04	-0.07	0.14
BL	1.22	12	0.25	0.21	-0.17	0.60
PecFL	1.02	15	0.32	0.16	-0.18	0.50
PecFR	3.21	14	0.01	0.73	0.24	1.22
SNLL	-0.80	9	0.44	-0.20	-0.76	0.36

Sajókaza	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.48	11	0.64	-0.02	-0.13	0.08
DPNE	1.99	11	0.07	0.11	-0.01	0.22
BL	-0.08	11	0.94	-0.01	-0.33	0.30
PecFL	-0.35	11	0.73	-0.04	-0.32	0.23
PecFR	-0.56	11	0.59	-0.17	-0.82	0.49
SNLL	-0.82	11	0.43	-0.25	-0.92	0.42

Szomoróc						
	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.91	9	0.39	-0.03	-0.10	0.04
DPNE	2.09	9	0.07	0.10	-0.01	0.21
BL	0.14	9	0.89	0.02	-0.36	0.41
PecFL	-1.03	9	0.32	-0.08	-0.26	0.10
PecFR	-1.00	7	0.35	-0.25	-0.84	0.34
SNLL	-1.00	8	0.35	-0.22	-0.73	0.29

Tarnalelesz						
	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-0.27	19	0.79	-0.01	-0.12	0.09
DPNE	2.30	19	0.03	0.07	0.01	0.14
BL	3.24	19	0.00	0.21	0.07	0.35
PecFL	-1.84	19	0.08	-0.19	-0.40	0.03
PecFR	-1.79	18	0.09	-0.37	-0.80	0.06
SNLL	-2.35	18	0.03	-0.37	-0.70	-0.04

Zalakomár						
	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-2.04	19	0.05	-0.07	-0.15	0.00
DPNE	0.52	19	0.61	0.02	-0.05	0.09
BL	1.17	19	0.26	0.14	-0.11	0.39
PecFL	-0.06	19	0.95	-0.01	-0.29	0.27
PecFR	2.38	16	0.03	0.41	0.05	0.78
SNLL	-0.57	18	0.58	-0.11	-0.50	0.28

Zalaszentlőrinc						
	t-value	df	p-value	Mean	CI 95%low	CI 95%up
ED	-1.31	23	0.20	-0.12	-0.30	0.07
DPNE	2.02	23	0.06	0.06	0.00	0.11
BL	1.74	23	0.10	0.16	-0.03	0.34
PecFL	-0.11	23	0.92	-0.01	-0.16	0.14
PecFR	-0.81	23	0.43	-0.08	-0.30	0.12
SNLL	0.57	23	0.57	0.08	-0.22	0.39



## A halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) terjedése és a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) visszaszorulása a Zagyva vízrendszerében

### The spread of Danube whitefin gudgeon (*Romanogobio vladykovi*) and the retreat of Carpathian gudgeon (*Gobio carpathicus*) in the water system of the River Zagyva (Northern Hungary)

Szepesi Zs.<sup>1</sup>, Harka Á.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Omega Audit, Eger

<sup>2</sup>Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

**Keywords:** change of abundance, competition, hybridization, exchange of species

**Kulcsszavak:** egyedszámváltozás, kompetíció, hibridizáció, fajváltás

#### Abstract

Until the end of the 60s, from among the gudgeon species it was only the *Gobio carpathicus* (it used to be called *Gobio gobio*) that lived in the water system of the River Zagyva, but in 1981 only the *Romanogobio vladykovi* could be found on the lower 40-km section of the River Zagyva. By the middle 1990s the latter species had already spread to many places in the water system of the river on the Great Hungarian Plains whereas the *Gobio carpathicus* had disappeared from these regions. We tracked the further spread of the *Romanogobio vladykovi* in two water courses between 2003 and 2016, and stated that its speed rate is about 3 km/year on the middle section of the River Zagyva. The reduction of the *Gobio carpathicus* must have several various reasons, but we suppose that the competition of the two species with similar environmental demands plays a determining role in it, as a result of which the *Romanogobio vladykovi* becomes the dominant species in the slow water courses of low land. On the sections of the river where the two species live together transitional forms, which suggest hybridization, also occur. Their rate – probably due to the fewer drinking places and the greater density of individuals – is small, it is considerably bigger in the 4-6-m-wide water courses than in the bigger, 40-50-m-wide rivers. The Carpathian gudgeon is nowadays a rarity on the lowland sections whereas it is still the dominant species in the water courses of hilly regions, where the Danube whitefin gudgeon has not got to.

#### Bevezetés

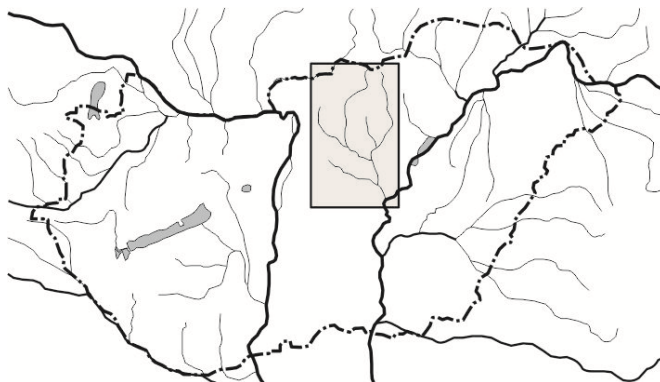
Halfaunánk jelenkori változásaiban – beleértve a halközösségek struktúrájának módosulásait is – kiemelkedő szerepet játszanak a már szinte sorozatban megjelenő idegenhonos halfajok. Meghonosodásukkal a fajszám látszólag nő, de mivel eközben egyes őshonos fajok kiszorulnak az élőhelyekről, összességében kevésbé változik. Ritkábban ugyan, de őshonos halaink körében is megfigyelhető, hogy egy-egy faj állománygyarapodása és terjeszkedése jelentőst hatást gyakorol az újonnan elfoglalt víztestekre.

Az 1960-as évekig Magyarországon csupán két küllőfaj volt ismert, a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) és a felpillantó küllő (*Gobio uranoscopus*). Megkülönböztetésük fő ismérve a hát- és a farokúszó erős pettyezettsége vagy gyenge pigmentáltsága volt, ezért olyan vizekből is leírták a felpillantó küllőt (pl. a Balatonból), amelyekben ez a kifejezetten reofil faj nem élhetett (Harka 1986a). A halványfoltú küllő (*Gobio albipinnatus*) és a homoki küllő (*Gobio kessleri*) hazai vizekből történt kimutatásával időközben négyre emelkedett küllőfajaink száma (Berinkei 1961, 1966; Botta et al. 1984; Harka 1986b).

Az ezt követő faunisztikai vizsgálatok, valamint a felpillantó küllő előfordulására vonatkozó hazai adatok ökológiai alapon történő revíziója (Harka 1996) nyomán tovább tisztult e négy faj elterjedésére vonatkozó kép. Újabb bonyodalmat a fenékjáró küllő genetikai alapon történő több fajra bontása jelentett, melynek értelmében Magyarországon a Tisza vízrendszerében a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*), ettől nyugatra pedig a dunai küllő (*Gobio obtusirostris*) él (Kottelat & Freyhof 2007).



Dolgozatunk a Zagyva és mellékvízfolyásainak rendszerén mutatja be, a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*, régebben használt nevén *Gobio albipinnatus*) és a tiszai küllő (*Gobio carphaticus*, korábbi nevén fenékjáró küllő, azaz *Gobio gobio*) által benépesített vízszakaszok kiterjedésének az utóbbi évtizedekben bekövetkezett tendenciózus változását.



1. ábra. Magyarország fontosabb vízfolyásai, kiemelve a Zagyva vízrendszere

Fig. 1. More important water courses of Hungary, indicating the water system of the Zagyva

### Anyag és módszer

A Zagyva vízrendszerének néhány pontjáról 1973 óta vannak észlelési adataink, a vízrendszer egészéről azonban csak 2003-tól rendelkezünk folyamatosnak tekinthető adatsorokkal. Gyűjtőeszközként 6 milliméteres szembőségű és 3,7 méter széles kétközhálót használtunk (2. ábra), amely hatékony szerszámnak bizonyult. A mintavételek hossza a helyszín adottságaitól függően 30 és 200 m között változott, a fogott halakat azonosításuk után visszaengedtük.



2. ábra. Halfogás kétközhálóval a Tarnán, Kál határában

Fig. 2. Catching fish with a seine net on the River Tarna, near the town of Kál

2003 óta a Zagyvából és mellékvízfolyásaiból összesen 47 halfaj 103 368 egyedét fogtuk. Küllőfajaink közül a tiszai küllő és a halványfoltú küllő került elő. Az előbbiből összesen 3104, az utóbbiból 3592 példányt jegyeztünk fel. A két faj jellegzetességeit vegyesen hordozó hibrideket külön nem listáztuk, abba a fajba soroltuk be, amelyhez a végbélnyílás helyzete és egyéb külső bélyegek alapján nagyobb hasonlóságot mutattak.

### Korábbi faunisztikai adatok

A Zagyvában és mellékvízfolyásaiban honos két küllőfaj 2003 előtti előfordulására vonatkozó információink a következőkben foglalhatók össze.

Tiszai küllő – *Gobio carpathicus* Vladykov, 1925

A korábbi szakmunkákban fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) néven tárgyalt fajról Vásárhelyi (1961) külön felsorolás nélkül azt írja, hogy az ország minden vízfolyásában előfordul. Ugyancsak Vásárhelyi Istvánnak A Zagyva halfaunája című kézírata szerint a fenékjáró küllő végig előfordul a folyóban (az 1960 táján keletkezett dokumentum megőrzése Sallai Zoltánnak köszönhető).



1973 és 1975 között a Bene-patak (Ludas), a Tarnóca (Nagyút) és a Rédei-patak (Nagyréde alatt) síkvidéki területein csak tiszai küllőt fogtunk. 1981-ben a Zagyva alsó, Alattyán (44 fkm) alatti szakaszáról már csak halványfoltú küllőt sikerült gyűjteni, a Jászberényi szakaszon mindkét faj előkerült, viszont Jászberény (72 fkm) felett csak a fenékjáró küllő volt jelen (Harka 1989). A Tarnából – a torkolati szakaszáról 1981-ben fogott két halványfoltú küllőn kívül – csak fenékjáró küllő került elő. Az 1980-as évek elején tehát a Zagyva vízrendszerén a tiszai küllő volt az általánosan elterjedt faj, de az alsó szakaszon már megjelent a halványfoltú küllő is.

Az 1990-es évek közepére a Tarna vízrendszerének síkvidéki szakaszán a halványfoltú küllő jelentős előretörését tapasztaltuk, miközben a fenékjáró küllő kezdett visszaszorulni a dombvidékre. 1996-tól a Bene-patak (Ludas) és 1998-tól a Tarnóca (Nagyút) korábbi lelőhelyein az 1970-es évekkel ellentétben már csak halványfoltú küllő fordult elő. Dicházi István 1995-1997 közötti gyűjtései is ezt erősítik meg: a Tarnában Kápolnánál tiszai küllő, a Tarnócában Nagyútnál halványfoltú küllő került elő (A Tarna halfaunájának változása és halfauna szerinti zonációja, Pécs, 1999, kézirat, diplomamunka).

A Tápióban és mellékvizeiben (Alsó-Tápió, Felső-Tápió, Hajta) az 1980-as évek elején még mindenütt jelen volt a tiszai küllő (Endes 1987b, Harka 1989), 2003-ban azonban már csak az Alsó-Tápióban találtuk meg.

A Zagyva vízrendszerének síkvidéki részein 2003-ban már ritkaság volt tiszai küllő, a vízfolyásoknak csak a felső szakaszain észleltük: a Zagyvában Jászberény, a Tarnában Tarnabod, a Bene-patakban Detk, a Tarnócában Nagyút felett (Harka et al. 2004). Ez alól egyedül az akkor még igen szennyezett Gyöngyös-patak jelentett kivételt, melynek a síkvidéki szakaszán is jelentős számban fogtuk a szervesanyag-szennyezést jól tűrő tiszai küllőt.

Halványfoltú küllő – *Romanogobio vladykovi* (Fang, 1943)

Vásárhelyi István A Zagyva halfaunája címmel ránk maradt kéziratában megemlíti, hogy Jászberénynél 1904-ben fogott egy szokatlan kinézetű küllőt, melyet természetrajzszakos tanárával felpillantó küllőnek határoztak meg. Ez az adat azonban valószínűtlen, mert a hal a folyónak egy védettebb öbléből került elő, ami a kifejezetten reofil felpillantó küllő élőhelyének nem felel meg. Nem kizárt, hogy halványfoltú küllő lehetett, de még valószínűbb, hogy csupán egy szokatlan mintázatú fenékjáró, azaz tiszai küllő volt. Ez utóbbi mellett szól, hogy 1961-ben kiadott könyvében a szerző sem a Zagyvát, sem a Tiszát nem említi más küllőfaj lelőhelyeként (Vásárhelyi 1961), és a fennmaradt gyűjteményében sincs



ilyen adat a vízrendszerből (Varga 1981). Joggal feltételezhető tehát, hogy 1960 előtt halványfoltú küllő nem élt a Zagyva vízrendszerében.

A faj első, múzeumban őrzött és utólag azonosított példányát 1967-ben gyűjtötték a vízrendszerből, a Tápói tápióbicskei szakaszán (Sevcsik & Erős 2008), de el nem szaporodhatott, ugyanis a későbbiekben a folyónak csak a Zagyvához közeli, torkolati szakaszáról sikerült kimutatni.

A Zagyva alsó szakaszán (Alattyánig) 1981-ben már jelentős számban fordult elő a halványfoltú küllő, 2 példánya pedig a Tarna Jászfákóhalma alatti szakaszán is előkerült (Harka 1989).

Nem tudni, hogy az alsó szakaszon a halványfoltú küllő milyen sebességgel terjedt, de 2003 és 2015 között a Lőrinci és Mátraverebély közötti 32 km-es szakaszon legalább évi 2,7 km/év sebességgel haladt fölfelé. Ez a szakasz azonban már dombvidéki területet is érint, ezért feltehető, hogy az alsó szakaszon évente 5 kilométert is megtehetett. Alátámasztja ezt, hogy a hasonló méretű és ökológiai igényű folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) 5–7 km/év sebességgel terjedt a Zagyva vízrendszerében (Harka et al. 2015). Mivel a halványfoltú küllő 1985-ben már a Bene-patak nagyfügedi szakaszán (a Tiszától 79 fkm) is jelen volt (Harka 1989), a faj az 1970-es évek elején hatolhatott be a Zagyvába a Tiszából.

Endes (1987a) 1982 és 1986 között a Zagyvából Szurdokpüspökínél egy halványfoltú küllőt fogott, viszont az alsóbb folyószakaszon csak tiszai küllőket talált (Endes 1987b). A szurdokpüspöki adat meglepő, ugyanis 60 folyamkilométerrel följebb esik Jászberénynél, s nekünk csak 2015-ben sikerült itt halványfoltú küllőt fognunk. Ez azonban nem zárja ki azt, hogy egy-egy példány ilyen jelentős utat hamarabb is megtegyen.

1996-ban a Bene-patakban (Ludas) és 1998-ban a Tarnócában (Nagyút), ahol 20 évvel korábban tiszai küllők éltek, már csak halványfoltú küllőket fogtunk. A faj 2003-ban a Zagyvában már a torkolattól Lőrinciig, a Tarnán Aldebrőig, a Bene-patakon Detkig, a Tarnócán Nagyútig hatolt fel (Harka et al. 2004), de az akkor még erősen szennyezett Gyöngyös-patakból csak a tarnai torkolatnál fogtuk.

Összegezve: a Zagyva vízrendszerén az 1960-as évekig egyedül a tiszai küllő volt honos. A halványfoltú küllő vélhetőleg az 1970-es évek elején jelent meg a Zagyvában, 1980-ra jutott el a Tarna torkolataig, az 1990-es évek közepére pedig már a Tarna vízrendszere síkvidéki szakaszának több lelőhelyéről is előkerült. Ezzel szemben a tiszai küllő állománya 2003-ra a síkvidéki vízfolyásokban megritkult, a domb- és hegyvidéki szakaszokon azonban továbbra is ez maradt az egyedüli küllőfaj.

### Eredmények

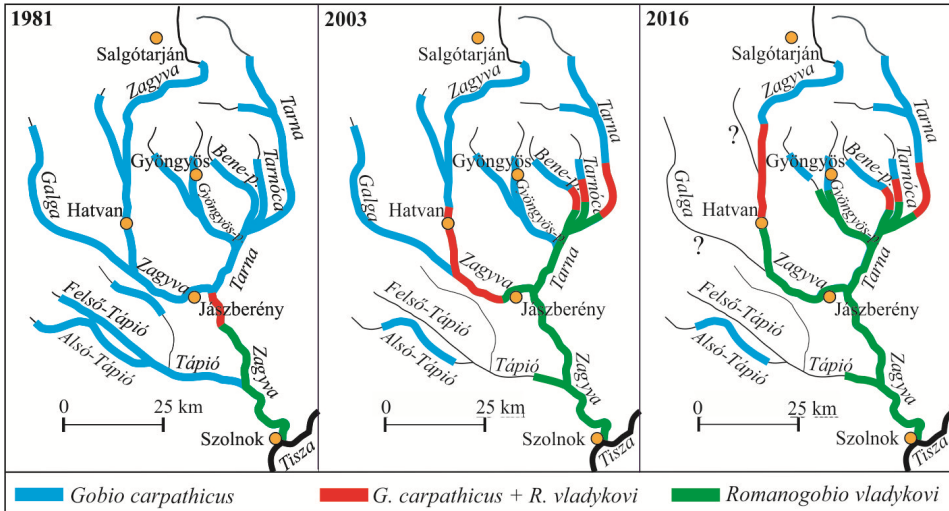
2003 és 2016 között a Zagyva vízrendszeréből 47 halfajt mutattunk ki, melyek között minden évben ott volt a két küllőfaj is. A Zagyván és a Gyöngyös-patakon mintavételként fogott egyedszámokból, illetve a jelenlét-hiány adatokból a rövid távú populációdinamikai változások mellett a halványfoltú küllő jelentős térnyerése is kiolvasható. A folyamat nyomon követhető a 3. ábra 2003. és 2016. évi helyzetet bemutató térképvázlatainak az összevetésével, a fajok egyedsűrűségének változására pedig az 1. táblázat adataiból lehet következtetni.

2003-ban a halványfoltú küllő már Lőrinciig (114 fkm) hatolt fel a Zagyván, bár jelentős állományai csak a tiszai torkolattól a Jászberény feletti szakaszig voltak. 2015-re viszont már Mátraverebélyig (146 fkm) jutott fel folyóban.

A tiszai küllő időközben eltűnt a Zagyva alsó szakaszáról. Bár 2006-ban Kerekudvarnál (79 fkm) még fogtunk egy példányt, de 2007-ben már itt sem találtuk meg. Szentlőrincátánál (86 fkm) 2010-ig még jelentős állománya volt, de 2015-re már a Hatvan (104 fkm) feletti szakaszra szorult vissza. Jelenleg Hatvan és Mátraverebély között a két faj együtt fordul elő, a Maconkai-tározó felett azonban csak a tiszai küllő él.

A Tarnán a halványfoltú küllő 2003-ban Aldebrőig fordult elő, és jelenleg sem jutott feljebb. Az utóbbi 13 évben a tiszai küllő legsős észlelése a Tarnában Tarnabodnál volt (2007, 2 példány). Az ez alatti 31 kilométeres szakasról a vizsgált időszakban már csak

halványfoltú küllő került elő. A két faj Kál és Aldebrő között együtt fordul elő, Aldebrő felett csak tiszai küllő található.



3. ábra. A halványfoltú küllő terjedése a Zagyva vízrendszerén

Fig. 3. The spread of the Danube whitefin gudgeon in the water system of the River Zagyva

A Gyöngyös-patakból 2003-ban csak a tarnai torkolatnál került elő halványfoltú küllő, még a jászárokszállási szakaszon is csak a tiszai küllő élt. Ebben jelentős szerepe lehetett annak, hogy a Gyöngyös-patak a Tarna vízrendszerének legszennyezettebb vízfolyása volt, amit ez a faj jobban tolerált. 2006 nyarára korszerűsítették a gyöngyösi szennyvíztelepet, így 2008-tól a halványfoltú küllő Vámosgyörkig jutott fel. Tiszai küllő ma már csak Vámosgyörk felett fordult elő a patakban.

1. táblázat. A küllőfajok egy mintavételre vonatkozó átlagos egyedszáma a Gyöngyös-patakban és a Zagyvában ( $\bar{N}$ : felfelé kerekítve)

Table 1. The average number of individuals of the gudgeon species in one sampling carried out in the Stream Gyöngyös and the River Zagyva ( $\bar{N}$ : rounded up)

Gyöngyös-patak (Vámosgyörk, 14 fkm/rkm)		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Gobio carpathicus</i>	$\bar{N}$	8	2	3	2	4	6	23	3	0	3	4	0	0	0
<i>Romanogobio vladykovi</i>	$\bar{N}$	0	0	2	0	0	21	112	14	4	18	16	3	9	2
egyéb fajok/other species	$\bar{N}$	158	70	135	335	116	96	317	345	35	417	329	162	340	164
mintavételek száma/n.of sampling		1	1	1	1	1	8	1	2	1	1	3	3	2	2

Zagyva (Szentlőrincváros, 86 fkm/rkm)		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Gobio carpathicus</i>	$\bar{N}$	-	-	23	34	6	2	7	-	1	-	2	-	0	-
<i>Romanogobio vladykovi</i>	$\bar{N}$	-	-	19	78	26	67	34	-	17	-	98	-	112	-
egyéb fajok/other species	$\bar{N}$	-	-	315	419	275	216	233	-	275	-	180	-	332	-
mintavételek száma/n.of sampling		0	0	2	1	1	1	2	0	2	0	1	0	1	0



A Zagyva vízrendszerén a vizsgált időszakban két mintavételi helyen is megfigyelhettük (Zagyva: Szentlőrinc-káta, Gyöngyös-patak: Vámosgyörk), hogy a tiszai küllő a halványfoltú küllő elszaporodását követően 5-7 év alatt eltűnik a mintavételi helyről (1. táblázat).



4. ábra. A Zagyva Szentlőrinc-kátánál

Fig. 4. The River Zagyva near Szentlőrinc-káta

A fajváltás a Zagyván jelenleg Pásztó környékén folyik, ahol 2015-ben már a fogott küllők számának mintegy a felét tette ki a halványfoltú küllő.

### Értékelés

A tiszai küllő visszaszorulására és a halványfoltú küllő terjedésére már rég felfigyeltek a síkvidéki folyókon. A Tisza-tavi folyószakaszon az 1980-as évek közepén a két faj még fele-fele arányban volt jelen, a 90-es évek közepén viszont már alig akadt tiszai küllő (Harka 1996), az utóbbi években pedig már egyetlen példánya sem került elő (Papp et al. 2014).

A Hortobágy-Berettyó esetében hasonlóak a tapasztalatok. Sallai (1996) 1982 és 1994 között gyűjtött adataiból kitűnik, hogy a halványfoltú küllő 1985. évi megjelenését követően csökkent a tiszai küllő egyedszáma, 1991 után pedig a fajnak mindössze egyetlen példánya került elő.

A Zagyván fölfelé terjedő halványfoltú küllő 1981-re már elérte a Tarnát, majd később ennek vízhálózatán is egyre följebb hatolt (3. ábra). A 90-es évek közepére a Bene-patak és a Tarnóca torkolathoz közeli (síkvidéki) területeiről eltűnt a tiszai küllő, az utóbbi 14 év során pedig a Tarna-vízrendszer más síkvidéki szakaszain is ritkasággá vált, inkább csak a domb- és síkvidék határán kerül elő egy-egy példány.

2. táblázat. A Kál mellett fogott egyedek száma 2003 és 2016 között

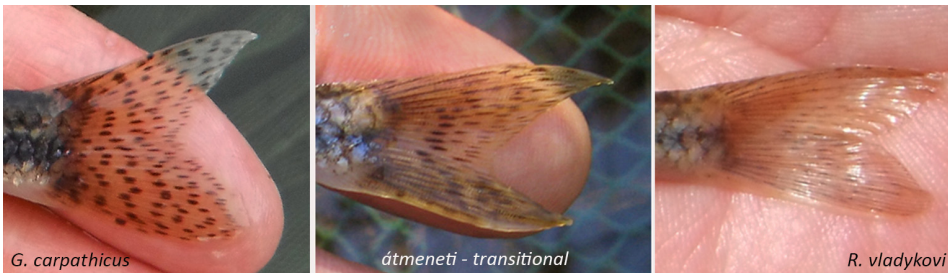
2. táblázat. The number of individuals caught near the town of Kál between 2003 and 2016

Tarna (Kál, 33 fkm/rkm)	2003- 2007	2008			2009							2010	2011- 2013	2014- 2016	
		04	08	09	04	05	06	07	08	09	10				
Hónap/month															
<i>Gobio carpathicus</i>	N	9	0	0	0	0	0	2	6	8	5	7	2	48	21
<i>Romanogobio vladykovi</i>	N	76	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	26	111	0
Mintaszám/n.of sampl.		13	1	1	5	1	4	4	5	2	2	3	5	23	14

A 2. táblázatból kitűnik, hogy ha a halványfoltú küllő valamilyen okból eltűnik a korábban elfoglalt vízszakaszról, a tiszai küllő kb. egy éven belül visszafoglalja a felszabaduló élőhelyet. 2007 után a halványfoltú küllő másfél évig nem volt jelen a mintavételi helyen. Ezt használta ki a tiszai küllő, amely 2005. évi észlelését követően 2009 júniusában ismét előkerült. Ekkor ugyan még csak 2 ivadékát fogtuk, de szeptemberben már adult példányait is (az arány 28:2 volt tiszai küllők javára). Ebből arra következtünk, hogy a fajváltást nem a tiszai küllő visszaszorulása, hanem a halványfoltú küllő térhódítása váltotta ki.

A tiszai küllő visszaszorulásának valószínűleg több oka is van, de köztük minden bizonnyal fontos szerepet játszik a kompetíció, amely táplálék, élőhely és ívóhely vonatkozásában egyaránt fennáll a két faj között. Nyilván ebben az esetben is igaz a Gauzelev, miszerint két azonos környezeti igényű faj nem élhet tartósan egyazon élőhelyen.

Az is szerepet játszhat a kiszorítás folyamatában, hogy a mindössze 4–6 m széles vízfolyásokon a két faj feltehetőleg gyakran összeívik. Ahol együtt fordulnak elő, ott a halványfoltú küllő egyedeinek döntő többségén a hát és farokúszó mintázata átmeneti jellegűt mutat, hát- és farokúszójuk mintázata jelentősen eltér a tipikus példányokétól (5. ábra). A vékony sötét vonalkák sokszor 4–5 harántsvárat is alkotnak a farokúszón, némelyik példányt ez alapján meg se lehetne különböztetni a tiszai küllőtől. Ritkán olyan tiszai küllő is előkerül, melynek oldalvonalát kettős pontsor kíséri, pedig ez a *Romanogobio* fajokra jellemző. Egyéb külső jellegzetességeik alapján ezek az egyedek is besorolhatók valamelyik fajba, de érdemes lenne genetikai vizsgálatokkal is tisztázni a helyzetet. A Zagyva alsó szakaszán, ahonnan már több mint 30 éve kiszorult a tiszai küllő, a halványfoltú küllő hát- és farokúszójának mintázata a tipikus példányokéval megegyező.



5. ábra. A farokúszók mintázata (*Romanogobio vladykovi*)  
Fig. 5. The pattern of the caudal fins (*Romanogobio vladykovi*)

A nagyobb, 30–50 m széles folyókon (Sajó, Hernád) még akkor is ritkán kerülnek elő átmeneti mintázatú példányok, ha a két faj együtt fordul elő. Ennek oka az lehet, hogy vélhetőleg a meder keresztmetszélyében is külön élő- és ívóhelyeket találnak.

Érdekes a Tápió vízrendszerének helyzete, itt ugyanis a tiszai küllő visszaszorulása nem hozható összefüggésbe a halványfoltú küllő terjedésével. Habár az utóbbi fajnak 1967-ben egy utólag azonosított múzeumi példánya előkerült a tápióbicskei szakaszcson (Sevcsik & Erős 2008), elszaporodását senki nem észlelte, és az utóbbi 13 évben csak a Tápió zagyvai torkolatánál fogtunk néhány példányt. 2011-ben és 2012-ben alaposan megvizsgáltuk a Hajta patakot is, de egyetlen küllőt sem fogtunk (Harka & Szepesi 2012). A Tápió vízrendszerén 2011-ben végzett átfogó vizsgálat is csak az Alsó-Tápióból mutatott ki tiszai küllőt, halványfoltú küllő pedig nem került elő (Tóth et al. 2012). A szerzők a tiszai küllő visszaszorulását a vízfolyások vízhozamának jelentős csökkenésével magyarázzák.

A halványfoltú küllő a Tarnán már 2003-ban elérte a sík- és dombvidék határát, feljebb eső szakaszcson azóta sem került elő, és a mindössze 7 km hosszú Cseh-árokban is csak az alsó egy kilométeres síkvidéki szakaszt népesítette be (Szepesi & Harka 2007). Ennek oka – Bănărescu (1956) Fekete-Körösön szerzett tapasztalatai szerint – a felső szakaszokon jellemző, erősebb vízáramlás lehet.

### Irodalom

- Bănărescu, P. (1956): Importanța speciilor de *Gobio* ca indicatori de zone biologice in riuri. *Buletinul Institutului de Cercetari Piscicole* 15/3: 53–56.
- Berinke L. (1961): On a New Fish Species of our Fauna. *Vertebrata Hungarica* 3/1-2: 1–26.
- Berinke L. (1966): *Halak – Pisces*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 140.
- Botta, I., & Keresztessy K., Neményi I. (1984): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Endes M. (1987a): A Mátra és a Mátra-alja halfaunája. *Folia Historica Naturalia Musei Matraensis* 12: 91–95.
- Endes M. (1987b): A Tápió-Galga-Zagyva hordalékkúp-síkság gerincesállat-világa. *Folia Historica Naturalia Musei Matraensis* 12: 119–127.
- Harka Á. (1986a): Vizeink küllőfajai. *Halászat* 32/6: 180–182.
- Harka Á. (1986b): Újabb adatok a *Gobio kessleri* Dybowski, 1862 (Pisces, Cyprinidae) magyarországi előfordulásáról és élőhelyi viszonyairól. *Állattani Közlemények* 73: 125–127.
- Harka Á. (1989): A Zagyva vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75: 49–58.
- Harka Á. (1996): A küllőfajok hazai elterjedése. *Halászat* 89/3: 95–98.
- Harka Á., Szepesi Zs., Kosco J., Balázs P. (2004): Adatok a Zagyva vízrendszerének halfaunájához. *Halászat* 97/3: 117–124.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2012): A Hajta-patak halfaunisztikai felmérése. *Halászat* 105/3: 23–26.
- Harka Á., Szepesi Zs., Sallai Z. (2015): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 9: 19–30.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Papp G., Péter G., Halasi-Kovács B. (2014): A halközösség struktúrájának sajátosságai a Tisza-tó különböző élőhelyein. *Pisces Hungarici* 8: 51–60.
- Sallai Z. (1996): A Hortobágy-Berettyó halai. *A Puszta* 13: 58–72.
- Sevcsik A., Erős T. (2008): A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 100: 331–383.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007): Egy mesterséges kisvízfolyás, a Mátraaljai Cseh-árok halfaunájának jellegzetességei, és az *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) helyi populációjának vizsgálata. *Pisces Hungarici* 2: 117–127.
- Tóth B., Nagy A., Sevcsik A., Erős T. (2012): Adatok a Tápió-Hajta vízrendszer halfaunájához. In Vidra T. (ed.) *Természetvédelem és kutatás a Tápió-vidéken. Rosalia* 7: 505–542
- Varga A. (1981): Vásárhelyi István gyűjteménye a miskolci Herman Ottó Múzeumban III. Mollusca – Pisces. *Folia Historica Naturalia Musei Matraensis* 7: 71–79.
- Vásárhelyi I. (1961): *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, pp. 134.

### Authors:

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



## Az amurgéb (*Perccottus glenii*) egy hazai populációjának növekedési sajátosságai

### Growth features of a Hungarian population of Amur sleeper (*Perccottus glenii*)

Nyeste K., Kati S., Nagy S. A., Antal L.

*Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen*

**Keywords:** age, sex, condition, von Bertalanffy equation

**Kulcsszavak:** kor, nem, kondíció, Bertalanffy-egyenlet

#### Abstract

Although the Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) is one of the most invasive alien freshwater fish species in Eurasia, the ecology of the species is under-represented in the literature. In this study we investigated the growth features of population of Amur sleeper in Rakamazi–Nagy-morotva. Our study sample consisted of 1239 individuals (628 males + 611 females) collected from 2013 to 2015. The length, weight, age structure, sex-dependent growth rate, and the condition factor of the collected specimens were determined. According to the length frequency analysis and the annuli of scales there were seven age groups, but due to small number of individuals of 5+ and 6+ age groups, these data were removed from the statistical analysis. The length–weight relations (SL–W) were allometrically negative for the males ( $W = 3.2 \times 10^{-5}SL^{2.960}$ ), females ( $W = 3.8 \times 10^{-5}SL^{2.921}$ ), and both sexes ( $W = 3.5 \times 10^{-5}SL^{2.940}$ ). The von Bertalanffy growth equations were  $L_t = 138,87(1 - e^{-0.21(t+0,54)})$  for males,  $L_t = 174,21(1 - e^{-0.17(t+0,33)})$  for females, and,  $L_t = 154,01(1 - e^{-0.19(t+0,45)})$  for both sexes. The observed growth rate of the sexes were significantly different due to unequal investment to reproduction. The growth rate of Amur sleeper population in Rakamazi–Nagy-morotva was slower than that of the populations reported in the literature, because *P. glenii* exhibit more opportunistic reproduction strategy (e.g., earlier maturation, longer spawning period, etc.) in newly colonized habitats.

#### Bevezetés

A biodiverzitás csökkenésének fő oka az élőhelyek degradációja és a klímaváltozás mellett az inváziós fajok térnyerése (Vilà et al. 2010). Egy inváziós faj térhódítása jelentős hatással lehet az adott élőhelyen élő őshonos faunaelemekre (Copp et al. 2005). Ezen folyamatok megértése és kockázatelemzése érdekében fontos az idegenhonos fajok ökológiai sajátosságait minél részletesebben tanulmányozni (Erős 2005, Grabowska & Przybylski 2015, Ferincz et al. 2016).

Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) Eurázsia egyik legszélesebb körben elterjedt inváziós halfaja (Reshetnikov 2003, Reshetnikov & Ficetola 2011), recens áréája az Amur folyó vidékétől (Berg 1949) egészen a Duna bajor szakasza mentéig terjed (Reshetnikov & Schliewen 2013). A Duna vízgyűjtőjén először 1997-ben találták meg a Tisza-tó tiszafüredi szakaszán (Harka 1998), ám a tapasztalt nagy egyedszám, illetve a több korcsoport jelenléte évekkal korábbi megtelepedését valószínűsíti. A későbbi kutatási eredményekből kiderült, hogy a faj a Tisza teljes magyarországi szakaszán jelen van (Harka et al. 2003), azt követően pedig kimutatták a Duna mentén (Takács & Vitál 2012), a Balaton (Erős et al. 2008), illetve a Dráva vízgyűjtőjén (Takács et al. 2015) is.

A széleskörű térhódításának ellenére, az újonnan megtelepedett amurgéb populációk ökológiai sajátosságai nem kellően ismertek. Például Európában a faj növekedését eddig mindössze a Bodrog szlovák szakaszán (Koščo et al. 2003), a Visztulában (Grabowska et al. 2011), és a Közép-Tisza vidék szórványos lelőhelyein (Harka et al. 2012) vizsgálták. Jelen



dolgozatunkban a Közép-Tisza vidék levő egyik legnagyobb amurgéb populáció növekedési sajátságainak három éven át folytatott kutatási eredményeiről számolunk be. Kitérünk a populáció korösszetételére, valamint az ivarok növekedési ütemének és kondíciójának összehasonlítására.

### Anyag és módszer

Vizsgálati anyagként a Rakamazi–Nagy-morotvból (továbbiakban RNM; koordináták: 48.0959° N, 21.4627° E) 2013, 2014 és 2015 novemberében elektromos halászgép segítségével begyűjtött, összesen 1239 (az egyes években rendre 409, 420 és 410) amurgéb egyed szolgált. Az egyedeket a helyszínen szegfűszegolajjal túltattuk, majd 5%-os formaldehid oldatban konzerváltuk.

A halegyedek standard (SL) és teljes testhosszát (TL) digitális tolómérővel, testtömegüket (W) pedig digitális táramérleggel mértük. Ezt követően minden egyedet felboncoltunk a nem meghatározása céljából, illetve a kor megállapítása érdekében pikkelyeket vettünk le a halak oldalsó részéről.

A nemek arányát a nőtények relatív gyakoriságával fejeztük ki (nőtények száma ÷ (nőtények száma + hímek száma)), melynek a hipotetikus 1:1 aránytól való eltérését khí-négyzet próbával vizsgáltuk. A standard és a teljes testhossz viszonyát lineáris regresszió segítségével fejeztük ki. A standard testhossz és a testtömeg viszonyát leíró exponenciális egyenlet paramétereit a logaritmizált adatokkal elvégzett lineáris regresszió segítségével határoztuk meg (Le Cren 1951). Az allometria exponens értékét a Student-féle *t*-próbával teszteltük. Kovariancia-analízis (ANCOVA) segítségével vizsgáltuk, hogy a két nem SL–W összefüggését leíró görbéi eltérnek-e egymástól.

A halak korát testhosszgyakoriság alapján, Petersen módszerével becsültük, illetve becsléseinket a pikkelyek növekedési gyűrűinek száma alapján pontosítottuk (Tesch 1968, Bíró 2011). Az egyes korcsoportok leíró statisztikáit a Bhattacharya-féle eljárással (Bhattacharya 1967), a FiSAT II nevű program segítségével (Gayanilo et al. 2005) határoztuk meg. Kétutas variancia-analízist (ANOVA) alkalmaztunk a hímek és a nőtények koronkénti eloszlásának vizsgálatára. A halak kondícióját a Fulton-féle kondíció faktoriall jellemeztük (Froese 2006).

A növekedés matematikai leírására a Bertalanffy-féle modellt (Bertalanffy 1934, Ricker 1975) alkalmaztuk, a FiSAT II nevű program segítségével (Gayanilo et al. 2005). A hímek és a nőtények esetén számított Bertalanffy-féle egyenleteket a reziduális eltérésnégyzet-összeg elemzéssel (*analysis of the residual sum of squares*, ARSS) hasonlítottuk össze (Chen et al. 1992). Az ARSS kifejezetten nem lineáris összefüggések (mint a Bertalanffy görbe) összevetésére alkalmas módszer hasonlítottuk össze (Chen et al. 1992), mely módszer kifejezetten a nem lineáris összefüggések (mint a Bertalanffy görbe) összevetésére alkalmas.

Az adatcsoportok statisztikai elemzéséhez a Past 3.03 (Hammer et al. 2001), IBM SPSS Statistics (Version 20.0), és a Microsoft Excel 2013 programokat alkalmaztuk.

### Eredmények

A vizsgálatunk során begyűjtött 1239 egyedből 628 volt hím, 611 pedig nőtény, ami 0,49-es ivararányt jelent, ez az érték pedig nem különbözik szignifikánsan a teoretikus 1:1 ivararánytól (khí-négyzet próba,  $\chi^2 = 0,75$ , DF = 1,  $P > 0,05$ ). A hímek esetén a standard testhossz (SL) 23,5 és 115,6 mm, a teljes testhossz (TL) 30,6 és 140,2 mm, a testtömeg pedig 0,4 és 43,5 g között változott. A nőtények testparamétereit rendre SL = 20,7–127,71 mm; TL = 27,3–149,0 mm; W = 0,3–75,8 g közötti intervallumokba estek. A kétféle testhossz közötti lineáris regresszió paramétereit az 1. táblázat mutatja be. Az SL és a W viszonyát leíró összefüggések paramétereit a 2. táblázat mutatja be.

1. táblázat. A hím és a nőtény amurgébek testhossz–testtömeg összefüggéseit leíró egyenletek paraméterei.  
*a = tengelymetszet, b = meredekség.*

Table 1. Length–weight relation parameters for male and female *Perccottus gleni*.  
*a = intercept, b = slope of the regression.*

Nem/Sex	Egyedszám/Number of individuals	a	b	R <sup>2</sup>	P
hímek/males	625	1,428	1,207	0.996	< 0.01
nőtények/females	608	2,013	1,191	0.996	< 0.01
hímek+nőtények/males+females	1233	1,721	1,199	0.996	< 0.01

2. táblázat. A hím és a nőtény amurgébek testhossz–testtömeg összefüggéseit leíró egyenletek paraméterei.  
*a = tengelymetszet, b = meredekség.*

Table 2. Length–weight relation parameters for male and female *Perccottus glenii*.  
*a = intercept, b = slope of the regression.*

Nem/Sex	Egyedszám/Number of individuals	a	b	R <sup>2</sup>	P
hímek/males	625	0.000032	2.960	0.989	< 0.01
nőtények/females	608	0.000038	2.921	0.988	< 0.01
hímek+nőtények/males+females	1233	0.000035	2.940	0.989	< 0.01

A hatványkitevők (*b*) értéke minden esetben szignifikánsan alacsonyabb volt, mint 3,0 (Student-féle *t*-próba, hímek: *t*-student =  $-3.077$ ,  $n = 625$ ;  $P < 0.05$ ; nőtények: *t*-student =  $-6.077$ ,  $n = 608$ ;  $P < 0.05$ ; összes egyed: *t*-student =  $-6.667$ ,  $n = 1233$ ;  $P < 0.05$ ) (2. táblázat), ami hipo-allometrikus növekedést jelent, tehát a testhossz növekedése lassabb, mint ami a testtömeg gyarapodásából következne, az egyedek soványabbak, vékonyabbak, mint az izometrikus növekedés ( $b = 3.0$ ) esetén (Froese et al. 2011). A hímek és a nőtények SL–W exponenciális görbéi között nem volt szignifikáns különbség (ANCOVA,  $F = 3.237$ ,  $DF = 1$ ,  $P > 0.05$ ).

A testhosszgyakoriság alapján összesen hét korcsoportot azonosítottunk, amelyeket a pikkelyalapú kormeghatározás eredményei is alátámasztottak. Mivel mindkét nem esetén az 5+ és a 6+ csoportokat mindössze 1–2 egyed alkotta, így ezek eredményeit kivontuk a további statisztikai értékelésből, azok adatait mindössze tájékoztató jelleggel tüntettük fel. Az első öt korcsoport leíró statisztikáit az 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat. A hím és a nőtény amurgébek Bhattacharya-féle eljárással azonosított méretcsoportjainak leíró statisztikái. Arány: az adott korcsoportba tartozó egyedek relatív gyakorisága. 2,0-nál nagyobb szeparációs index az egymást követő csoportok szignifikáns elkülönülését jelzi.

Table 3. Descriptive statistics of age groups of males and females of Amur sleeper identified by the Bhattacharya method. Rate: relative frequency of individuals found in each age group by sexes. There is a significant difference between consecutive groups if separation index is higher than 2.0.

Nem/Sex	Korcsoport/ Age group	Arány/ Rate (%)	Standard hossz/length (átlag/mean $\pm$ S.D., mm)	Konfidencia intervallum/ Confidence interval (95%)	Szeparációs index/ Separation index
Hímek/ Males	1 (0+)	50.26	36.45 $\pm$ 5.76	35.80–37.10	—
	2 (1+)	35.93	60.60 $\pm$ 5.30	59.89–61.31	2.62
	3 (2+)	9.79	72.82 $\pm$ 3.21	71.99–73.65	2.11
	4 (3+)	2.27	82.76 $\pm$ 1.68	81.78–83.74	2.13
	5 (4+)	1.74	90.33 $\pm$ 3.40	87.99–92.67	2.06
Nőtények/ Females	1 (0+)	49.30	35.69 $\pm$ 5.99	35.01–36.37	—
	2 (1+)	41.93	56.76 $\pm$ 5.90	56.03–57.49	2.44
	3 (2+)	6.29	76.81 $\pm$ 4.75	75.25–78.37	2.30
	4 (3+)	1.39	92.69 $\pm$ 1.49	91.48–93.90	2.24
	5 (4+)	1.09	101.00 $\pm$ 2.37	98.69–103.31	2.09

Mindkét nem esetén az egynyaras egyedek (0+) voltak jelen legnagyobb arányban, a hímek esetén az egyedek 50,26, a nőstényeknél pedig 49,30%-a volt ivadékkorú (3. táblázat). Mind a hímek, mind a nőstények esetén a kor előrehaladtával csökkent az egyes csoportokba tartozó egyedek relatív gyakorisága (3. táblázat). A kétutas varianciaanalízis (ANOVA) a nemek között szignifikáns eltéréseket mutatott a koreloszlás tekintetében (kor:  $F = 4997.9$ ,  $DF = 4$ ,  $P < 0.05$ ; nem:  $F = 18.2$ ,  $DF = 1$ ,  $P < 0.05$ ; kor  $\times$  nem:  $F = 34.3$ ,  $DF = 4$ ,  $P < 0.05$ ).

Nemenként az egyes korcsoportok átlagos standard testhosszainak változását az 1. ábra, az évenkénti lineáris növekmények alakulását a 2. ábra, a csoportonkénti átlagos kondíciófaktor értékeit pedig a 3. ábra mutatja be.

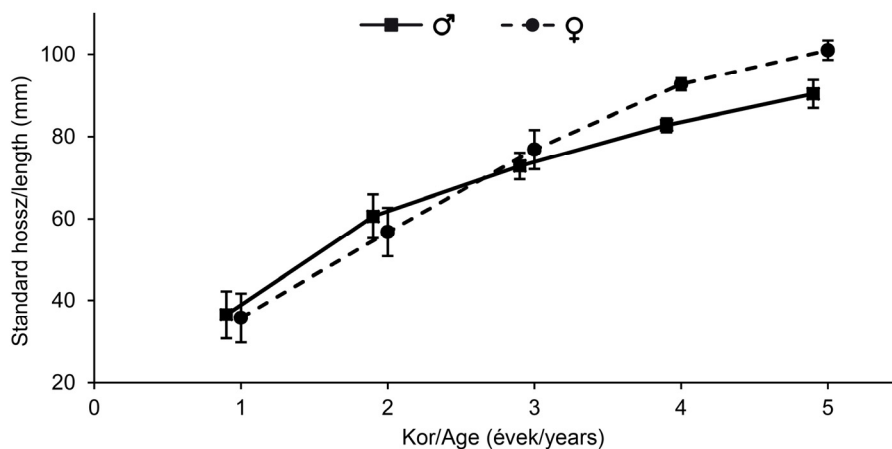
A testhosszgyakoriság elemzése, illetve a pikkelyalapú kormeghatározás segítségével nemenként és a teljes rakamazi populáció adataira illesztve meghatároztuk az amurgéb növekedésének Bertalanffy-féle egyenletének paramétereit a 4. táblázat foglalja össze.

4. táblázat. A hím és a nőstény amurgégek Bertalanffy-féle egyenleteinek paramétereit.  $L_{\infty}$  = aszimptotikus testhossz,  $k$  = növekedési állandó,  $t_0$  = zérus testhosszhoz tartozó életkor.

Table 4. Parameters of von Bertalanffy growth equation for male and female *Percottus glenii*.  $L_{\infty}$  = asymptotic length,  $k$  = rate at which the asymptotic length is approached,  $t_0$  = origin of the growth curve.

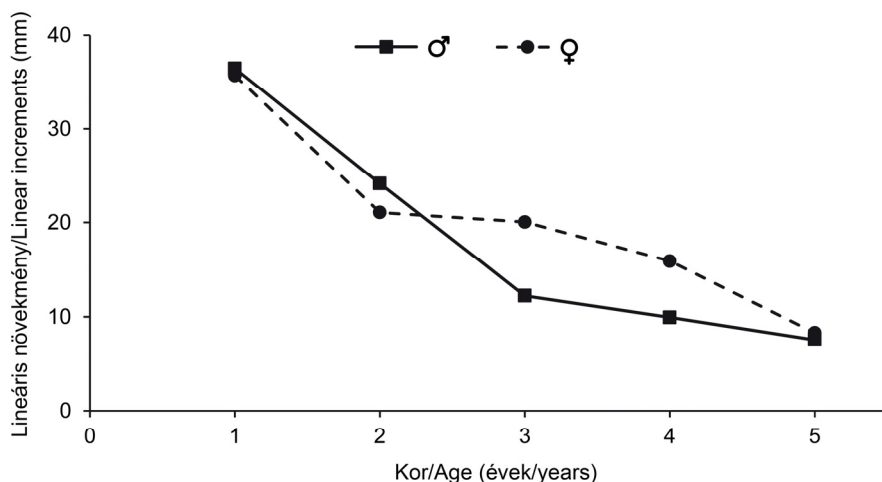
Nem/Sex	$L_{\infty}$	$k$	$t_0$
hímek/males	138.87 $\pm$ 26.60 mm	0.21 $\pm$ 0.10	-0.54 $\pm$ 0.06
nőstények/females	174.21 $\pm$ 30.24 mm	0.17 $\pm$ 0.06	-0.33 $\pm$ 0.03
hímek+nőstények/males+females	154.01 $\pm$ 24.54 mm	0.19 $\pm$ 0.01	-0.45 $\pm$ 0.04

Az ARSS eljárás nem mutatott szignifikáns különbséget a két nem Bertalanffy-féle görbéi között ( $F = 1.028$ ,  $P > 0.05$ ).

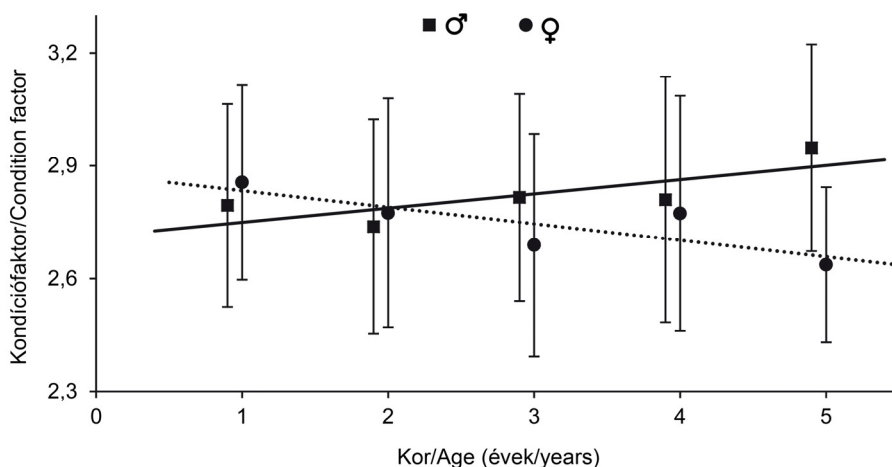


1. ábra. A hím és a nőstény amurgégek standard testhosszának növekedése. A függőleges sávok az átlagos SL szórását jelölik.

Fig. 1. Observed standard length at age for males and females of Amur sleeper. Vertical lines indicate the standard error of the mean of SL.



2. ábra. A hím és a nőstény amurgégek lineáris növekményének évenkénti változása  
Fig. 2. Annual linear increments for males and females of Amur sleeper



3. ábra. A hím és a nőstény amurgégek kondíciófaktorának évenkénti változásai és azok trendvonala  
(hímek:  $K = 0.0377 t + 2.7117$ ,  $R^2 = 0.599$ ,  $p < 0.05$ ; nőstények:  $K = -0.0439 t + 2.8774$ ,  $R^2 = 0.6701$ ,  $p < 0.05$ ).  
A függőleges vonalak az átlagértékek szórásait jelzik.

Fig. 3. Annual alterations of condition factors and its tendency for males and females of Amur sleeper  
(males:  $K = 0.0377 t + 2.7117$ ,  $R^2 = 0.599$ ,  $p < 0.05$ ; females:  $K = -0.0439 t + 2.8774$ ,  $R^2 = 0.6701$ ,  $p < 0.05$ ).  
The vertical lines indicate the standard error of mean values.

### Értékelés

Az amurgéb nem őshonos elterjedési területén lévő populációinak növekedési sajátosságait elsősorban a volt Szovjetunió területén vizsgálták, a közép-európai vízterek e tekintetben viszonylag alulvizsgáltak. Az eddigi legnagyobb amurgébet az oroszországi Glubokoe-tóból regisztrálták, a maga 250 mm-es teljes testhosszával (Reshetnikov 2003), ami a jelen vizsgálatban közölt SL–TL összefüggés alapján kb. 207 mm standard testhossznak felel meg. Közép-Európában a legnagyobb hímeket (SL = 130 mm, 6+) és a legnagyobb nőstényeket (SL = 142 mm, 6+) is a Visztula folyóból írták le (Grabowska et al.

2011). Jelen vizsgálatunk legnagyobb példányai valamelyest elmaradnak ettől, ugyanis az általunk fogott legnagyobb hím 115,6 mm (6+), a legnagyobb nőstény pedig 140,2 mm (6+) hosszú (SL) volt.

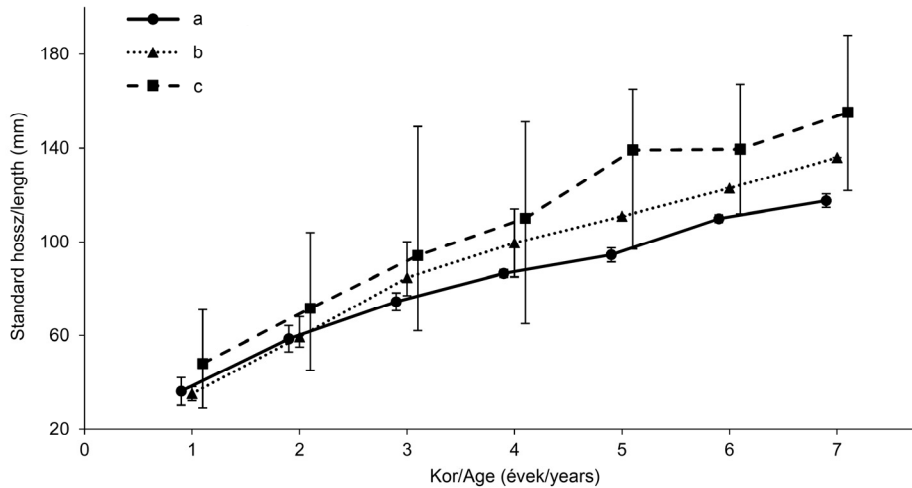
Jelen vizsgálatunkban mindkét nem esetén hipo-allometrikus ( $b < 3,0$ ) növekedést tapasztaltunk a SL-W összefüggések alapján. Hipo-allometrikus növekedés esetén az egyedek testtömegének gyarapodása elmarad attól, mint ami a testhossz növekedéséből következne, így ezek a példányok vékonyabbak, gyengébb kondíciójúak, mint az izometrikus ( $b = 3,0$ ) növekedés esetén. Grabowska és munkatársai (2011) a Visztula folyóból az amurgéb izometrikus növekedését írták le. A különbség oka az lehet, hogy a Rakamazi-Nagy-morotva a Tisza egyik sekély holtmedre, mely időszakos és zsilip által szabályozott ösztököttesben van a Tiszával, így az ottani környezeti feltételek eltérőek a Visztulához képest.

A növekedési adatok alapján (1. táblázat, 1. ábra) látszik, hogy a hímek növekedése az első két évben gyorsabb, mint a nőstényké, azt követően azonban elmarad attól. Ennek oka feltételezéseink szerint a két nem eltérő szaporodási jellemzőivel magyarázható. Az őshonos területeken mind a hímek, mind a nőstények kb. 2+ és 3+ korukban válnak ivaréretté (Bogutskaya & Naseka 2002). Ezzel szemben a biológiai invázió során elfoglalt területeken, a mielőbbi sikeres kolonizáció érdekében a nőstények már 1+ korban ivaréretté válnak (Spanovskaâ et al. 1964, Grabowska et al. 2011). Jelen vizsgálatunk során az egyedek boncolásakor a legtöbb esetben fejlett, ikrákkal teli petefészkeket találtunk a kétgyaras (1+ korú) nőstényeknél, mely alapján a nőstények korai ivarérését a rakamazi populációnál is feltételezzük. Ezzel szemben a hímek a frissen kolonizált élőhelyen is mindössze 2+ és 3+ korban lesznek ivarérették (Spanovskaâ et al. 1964, Grabowska et al. 2011), amit a vizsgálati anyagunkat jelentő hímek heréinek vizsgálatai is alátámasztanak. Mindez azt jelenti, hogy a biológiai invázió során elfoglalt területeken a nőstények a korai ivarérés miatt az első két évben a hímeknél nagyobb mennyiségű energiát fektetnek a szaporodásba (az ivarszerv és az ivarsejtek fejlődésébe). Mivel a szomatikus növekedés és a szaporodás között energetikailag egy csereviszony (*trade-off*) áll fenn (Roff 1983, Kozłowski 2006), a szaporodásba történő többletenergia-befektetés a szomatikus növekedés hátrányára történik, így a nőstények az első két évükben lassabban nőnek a hímekekhez képest. A harmadik évtől (2+) kezdődően azonban ez a tendencia megfordul. Ekkortájt a hímek zöme ugyanis ivaréretté válik, ám a hímek ezt követően jóval több energiát fektetnek a szaporodásba, ugyanis amíg a nőstények mindössze megérik, majd lehelyezik ikráikat, addig a hímek nemcsak a megtermékenyítésben, hanem a fejlődő embriók őrzésében is szerepet vállalnak (Bogutskaya & Naseka 2002). Ekkor a hímek agresszívan őrzik a fészket, mellúszóikkal pedig friss, oxigénben gazdag vízzel igyekeznek ellátni utódaikat, s ez idő alatt nem táplálkoznak (Bogutskaya & Naseka 2002). A fent ismertetett csereviszony tekintetében mindezek a hímek lassabb posztmaturációs növekedéséhez vezetnek.

Az évenkénti lineáris növekmény (2. ábra) vizsgálata is alátámasztja megfigyeléseinket. A 2. ábrán jól látszik, hogy az első két évben még a hímek növekedése intenzívebb, a harmadik évtől kezdve – mikor azok nagy része ivaréretté válik – drasztikusan lecsökken a növekedési ütemük. Mindez a nőstényeknél is megfigyelhető, de a csökkenés lassabban következik be.

A kondíciófaktor korcsoportonkénti változásai (3. ábra) is alátámasztják eddigi eredményeinket. Megfigyelhető, hogy a hipo-allometrikus növekedés következtében, amely nem esetén az adott évi lineáris növekmény (2. ábra) nagyobb, ott a kondíciófaktor kisebb lesz (3. ábra). Mindemellett a hímek által mutatott kondíciónövekedés a szaporodásban betöltött szerepük minél sikeresebb voltát is magyarázza. Egyrészt a magasabb kondíciófaktorú, robusztus egyedek a párválasztás során könnyebben találhatnak velük szaporodni kívánó nőstényeket, másrészt ezek a hímek sokkal hatékonyabb fészekőrzők, és jobban átvészelik az utódgondozás során fellépő hosszantartó éhezést is. (Ridgway et al. 1991, Fessehaye et al. 2006, Wotton & Smith 2014).

Végezetül populációs szinten összehasonlítottuk jelen eredményeinket a szakirodalomban fellelhető adatokkal (4. ábra). Az őshonos elterjedési területről Yakovlev (1925), Kirpichnikov (1945) és Nikolskij (1956), az idegenhonos területekről pedig Spanovskaâ és munkatársai (1964), Kuderskiy (1982), Litvinov és O’Gorman (1996), Baklanov (2001), Koščo és munkatársai (2003), Boznak (2004), Dgebuadze és Skomorokhov (2005), Bolonev és Pronin (2005), illetve Grabowska és munkatársai (2011) növekedési adatait vettük figyelembe.



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

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

Fig. 4. Growth of the Amur sleeper population from the Rakamazi–Nagy-morotva (present results) in comparison with the average values of SL at age from native and other introduced range. Vertical lines indicate minimum and maximum SL at age.

Abbreviations: a – Rakamazi–Nagy-morotva (present results), b – native, c – introduced

Általánosságban elmondható, hogy az amurgéb növekedése különböző környezeti feltételek mellett plasztikusan változhat, melyet akváriumi kísérletek is bebizonyítottak (Bogutskaya & Naseka 2002). A nem őshonos területen élő, de már stabilnak mondható kelet-európai és ázsiai populációk növekedése sokszor jóval intenzívebb, mint az őshonos területeken (4. ábra). Ezzel ellentétben, a relatíve frissen kolonizált élőhelyeken, mint a Rakamazi-Nagy-morotván, az amurgéb növekedése különösképp a második évtől kezdődően (mikor mindkét nem zömmel ivaréretté válik) elmarad mind az őshonos, mind a keletibbi nem őshonos populációkhoz képest (4. ábra). Ez az ezen élőhelyeken mutatott opportunistá életmenet sajátosságokkal magyarázható, melyek nemcsak az alvógébfélék közé tartozó amurgébre, hanem a közel rokon valódi gébfélékre (Gobiidae) is jellemzők, mint pl. a kis testméret, rövid életciklus, korai ivaréérés, elhúzódó szaporodási időszak, alacsony fekunditás és utódgondozás (Erős 2005, Grabowska et al. 2009, Grabowska et al. 2011, Grabowska & Przybylski 2015). Mindezek jellemzők az amurgéb Kárpát-medencei populációira is, például amíg az őshonos elterjedési területhez tartozó Amur folyó vidékén az ívási időszak május végétől júniusig tart (Nikolskij 1956), addig a Közép-Tisza vidéki, gyorsan felmelegedő sekély állóvizekben áprilistól szeptemberig is találkozhatunk nászruhás hímekkel, ami az elhúzódó szaporodást bizonyítja. Az amurgéb frissen kolonizált élőhelyein mutatott opportunistá stratégiája, a szaporodásba fordított nagy mennyiségű

energia nemcsak az ivartermékek képzését, hanem például a korai ivaréret és az elhúzódo szaporodást is jelentik. Végző soron mindezek csökkentik azt az energiamennyiséget, melyet a növekedésbe tudnak fektetni.

Összefoglalásként elmondható, hogy az amurgéb esetén adott élőhelyen belül a nemek, illetve a különböző populációk növekedési és szaporodásbeli sajátosságaiban jelentős eltérések mutatkozhatnak, ám mindezek hozzájárulnak az igen sikeres terjedésükhöz, melyet jelenkorunk egyik legjelentősebb állatföldrajzi eseményeként értékelhetünk. Az ilyen egyszerűbb és alaputatásnak tekinthető növekedésvizsgálatok is ráirányítják a figyelmet arra, hogy az inváziós fajok ökológiai jellemzőit minél részletesebben meg kellene ismernünk ahhoz, hogy a biodiverzitás megőrzése érdekében minél hatékonyabban léphessünk fel.

#### Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Abonyi Tamásnak, dr. Bácsi Istvánnak, dr. Czeglédi Istvánnak, Dobronoki Dalmának, Fazekas Dorottyának, Fazekas Georginának, dr. Harka Ákosnak, Kovácsné Gábor Anikónak, Tamás Vikornak és dr. Török Péternek a munkánk során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Köszönet illeti még a Tiszanagyfalui Horgászegyesületet, az amurgéb egyedek begyűjtésének engedélyezéséért.

Nyeste Krisztiánt az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

#### Irodalomjegyzék

- Baklanov, M.A. (2001): Goloveshka-rotan *Perccottus glenii* Dyb. v vodoemakh Permi [*Perccottus glenii* Dyb. in water bodies of the city of Perm]. *Vestnik Udmurtskogo Universiteta. Biology* 5: 29–41.
- Berg, L.S. (1949): *Ryby presnyh vod SSSR i sopredel'nyh stran.* [*Fishes of the USSR and adjacent countries.*] Moskva–Leningrad, Akademii Nauk. SSSR, III: pp. 1381.
- Bertalanffy, L. (1934): Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeit des Wachstums. I. Allgemeine Grundlagen der Theorie; mathematische und physiologische Gesetzmäßigkeiten des Wachstums bei Wassertieren. *Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen* 131: 613–652.
- Bhattacharya, C. G. (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23/1: 115–135.
- Bíró P. (2011): Vizsgálati módszerek és értékelő eljárások a halbiológiában. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen. pp. 272.
- Bogutskaya, E.P., Naseka, A.M. (2002): *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. In: Bogutskaya, E.P., Naseka, A.M. (eds.) *Freshwater fishes of Russia.* Zoological Institute, Russian Academy of Sciences.
- Bolonev, E.M., Pronin, N.M. (2005): Osobennosti razmernowozrastnoy i polovoy struktury lokalnykh populyatsiy rotana *Perccottus glenii* Dybowski (Perciformes: Eleotridae) v vodoemakh i vodotokakh basseyna ozera Baikal. *Vestnik BGU Seria Biologiya, Izdatielstvo Buriatskogo gosuniversita, Ulan-Ude* 7: 138–144.
- Boznak, E.I. (2004): Goloveshka-rotan *Perccottus glenii* (Eleotridae) iz basseyna reki Vyhegda [The Amur Sleeper *Perccottus glenii* (Eleotridae) from the Vyhegda River Basin]. *Voprosy Ikhtologii* 44: 712–713.
- Chen, Y., Jackson, D.A., Harvey H.H. (1992): A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modelling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49/6: 1228–1235.
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Erős T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Penáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I.C., Stakénas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* 21/4: 242–262.
- Dgebuadze, Y.Y., Skomorokhov, M.O. (2005): Nekotorye dannye po obrazu zhizni rotana *Perccottus glenii* Dyb. (Odontobutidae, Pisces) ozernoy i prudovoy populyatsii [Some data on the mode of life of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dyb. (Odontobutidae, Pisces) of lacustrine and pond populations]. *Trudy Gidrobiologichnoy stantsii na Glubokom ozere* [Proceedings of Hydrobiological Station “Lake Glubokoe”]. *KMK, Moscow* 9: 212–231.
- Erős T. (2005): Life-history diversification in the middle Danubian fish fauna—a conservation perspective. *Archiv für Hydrobiologie* 16/S158: 289–304.
- Erős T., Takács P., Sály P., Specziár A., György Á.I., Bíró P. (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. *Halászat* 101/2: 75–77.
- Ferincz Á., Staszny Á., Weiperth A., Takács P., Urbányi B., Vilizzi L., Paulovits G., Copp G.H. (2016): Risk assessment of non-native fishes in the catchment of the largest central-European shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* 780/1: 85–97.
- Fessehaye, Y., El-bialy, Z., Rezk, M.A., Croojimans, R., Bovenhuis, H., Komen, H. (2006): Mating systems and male reproductive success in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in breeding hapas: A microsatellite analysis. *Aquaculture* 256/1-4: 148–158.

- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22/4: 241–253.
- Froese, R., Tsikliras, A.C., Stergiou, K.I. (2011): Editorial note on weight-length relations of fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 41/4: 261–263.
- Gayaniilo, F.C. Jr., Sparre, P., Pauly, D. (2005): *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FISAT II)*. Revised version. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, FAO, Rome, pp. 168.
- Grabowska, J., Grabowski, M., Pietraszewski, D., Gmur, J. (2009): Non-selective predator—the versatile diet of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Vistula River (Poland), a newly invaded ecosystem. *Journal of Applied Ichthyology* 25/4: 451–459.
- Grabowska, J., Pietraszewski, D., Przybylski, M., Tarkan, A.S., Marszał, L., Lampart-Kałużniacka, M. (2011): Life-history traits of Amur sleeper, *Perccottus glenii*, in the invaded Vistula River: Early investment in reproduction but reduced growth rate. *Hydrobiologia* 661/1: 197–210.
- Grabowska, J., Przybylski, M. (2015): Life-history traits of non-native freshwater fish invaders differentiate them from natives in the central European bioregion. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25/1: 165–178.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.
- Harka Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glehni* Dybowski, 1877). *Halászat* 91/1: 32–33.
- Harka Á., Antal L., Mozsár A., Nyeste K., Szepesi Zs., Sályi P. (2012): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Közép-Tisza vidékén. *Pisces Hungarici* 6: 55–58.
- Harka Á., Sallai Z., Koščo J. (2003): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *A Puszta* 2001 18: 49–56.
- IBM Corp. Released (2011): *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0*. Armonk, NY: IBM Corp.
- Kirpichnikov, V.S. (1945): Biology of *Perccottus glehni* Dyb. (Eleotridae) and possibilities of its utilization in the control of encephalitis and malaria. *Bull MOIP* 50: 14–27.
- Koščo, J., Manko, P., Ondrej, I. (2003): Vek a rast býčkovca hlavateho (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) v inundačných vodách Bodrogu. [Growth of Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the inundation waters of the Bodrog River.] *Natura Carpatica* 44: 267–274.
- Kozłowski, J. (2006): Why life histories are diverse. *Polish Journal of Ecology* 54/4: 585–605.
- Kuderskiy, L. A. (1982): *Perccottus glehni* in ponds of Leningrad region. *Sbornik Nauchnykh Trudov Gosudarstvennyi Nauchno-Issledovatel'skiy Institut Ozerogo i Rechnogo Rybnogo Khozyaystva* 191: 70–75.
- Le Cren, E.D. (1951): The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal Animal Ecology* 20/2: 201–219.
- Litvinov, A.G., O'Gorman, R. (1996): Biology of Amur Sleeper (*Perccottus glehni*) in the Delta of the Selenga River, Buryatia, Russia. *Journal of Great Lakes Research* 22/2: 370–378.
- Nikolskij, G.V. (1956): *Ryby bassejna Amura. Itogi Amurskoj ihtiologičeskoj ěkspedicii 1944–1949. [Fishes of Amur River basin. Results of Amur ichthyological expedition of 1944–1949.]* Izdale'stvo Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad.
- Reshetnikov, A.N. (2003): The introduced fish, rotan (*Perccottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). *Hydrobiologia* 510/1: 83–90.
- Reshetnikov, A.N., Ficetola, G.F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. *Biological Invasions* 13/12: 2967–2980.
- Reshetnikov, A.N., Schliwen U.K. (2013): First record of the invasive alien fish rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae) in the Upper Danube drainage (Bavaria, Germany). *Journal of Applied Ichthyology* 29/6: 1367–1369.
- Ricker, W.E. (1975): *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada No. 191.
- Ridgway, M.S., Shuter, B.J., Post, E.E. (1991): The relative influence of body size and territorial behaviour on nesting asynchrony in male smallmouth bass, *Micropterus dolomieu* (Pisces: Centrarchidae). *Journal of Animal Ecology* 60/2: 665–681.
- Roff, D.A. (1983): An allocation model of growth and reproduction in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40/9: 1395–1404.
- Spanovskaá, V.D., Savvaitova, K.A., Potapova, T.L. (1964): Ob izmjenčivosti rotana (*Perccottus glehni* Dyb., fam. Eleotridae) pri akklimatizaciji. [Variation of Amur sleeper (*Perccottus glehni* Dyb., fam. Eleotridae) in acclimatization.] *Voprosy Ihtiologii* 4/4: 632–643.
- Takács P., Vitál Z. (2012): Amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) a Duna mentén. *Halászat* 105/4: 16.
- Takács P., Czeplédi I., Ferincz Á. (2015): Amurgéb (*Perccottus glenii*) a Dráva vízgyűjtőjéről. *Halászat* 108/1: 15.
- Tesch, F.W. (1968): Age and growth. pp. 93–123. In: Ricker, W.E. (ed.): *Methods for assessment of fish production in freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.



- Vilà, M., Basnou, C., Plšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roque, A., Roy, D., Hulme, P.E., DAISIE partners (2010): How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment. *Frontiers of Ecology and Environment* 8/3: 135–144.
- Wotton, R.J., Smith, C. (2014): *Reproductive biology of teleost fishes*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Yakovlev, B.P. (1925): K Biologii *Perccottus glehni* Dybowski basseyrna r. Sungari [The biology of the *Perccottus glehni* Dybowski inhabiting the basin of the Sungari River]. *Sungaree River Biological Station Harbin* 1: 30-41.

**Authors:**

Krisztián NYESTE ([nyeste.krisztian@science.unideb.hu](mailto:nyeste.krisztian@science.unideb.hu)), Sára KATI, Sándor Alex NAGY, László ANTAL ([antal.laszlo@science.unideb.hu](mailto:antal.laszlo@science.unideb.hu))



## Halélőhelyek sulyomkaszállással történő fenntartása a Tisza-tavon Maintainig fish habitats by water chestnut mowing at Lake Tisza

Papp G., Nagy G.

*Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft., Tiszafüred*

**Kulcsszavak:** sulyom, zooplankton, oldott oxigén, halélőhely

**Keywords:** water chestnut, zooplankton, dissolved oxygen, fish habitat

### Abstract

The Tisza II. reservoir created by deploying Kisköre Dam flooded pastures, plough fields, fruit-grower fields. Lake Tisza eventually is an artificial wetland. Flooded areas became ideal for reproducing and had enough nutriment for fish larvae to growing. But due to benthonic eutrophication euhydrophyte vegetation spreaded. Besides deposition of sediment in the reservoir causes decreasing of living spaces. Tisza-tavi Sporthorgász Kft. trying to change this biological process by mowing euhydrophyte vegetation, what happend 800 hectares in 2016. According to our opinion that kind of interference have positive effects for water nutrition cycles. As a result zooplankton stuck growing, living spaces broadening, moreover low dissolved oxygen levels in summer eliminated. To monitoring the effects of water chestnut mowing, we creadted a sampling protokoll in the summer of 2016. In the mowing area we monitored the levels of dissolved oxygen, quantity of zooplankton, water chestnut's crops and experimental purposes we let off carp spawnns.

### Bevezetés

A tározótér elárasztását követő években elindult a mocsári- és hínárnövényzet térnyerése a nyíltvizés területek rovására. A terjedés üteme 1984. és 1994. között volt a leggyorsabb, évente 1,2 – 1,3 %-kal nőtt a növényállomány területe (KÖTIKTVF, 2007). 1998-ra lassult a növekedés, ekkorra mintegy 4400 hektárt foglalt el a mocsári- és hínárnövényzet a tározótérben. A néhány évente bekövetkező áradások alkalmával azonban a térségbe kerülő hordalék fokozatosan feltöltötte a mélyebb fekvésű területeket, ezzel fokozva a szervesanyag felhalmozódást és csökkentve a vízmélységet. A 2010-es áradás időszakosan ugyan jelentősen csökkentette a hínár vegetáció kiterjedését, ezt követően azonban megindult a növények visszatelepődése (KÖTIVIZIG, 2012). A sekély, könnyen felmelegedő víztér ideális teret biztosít a mocsári növények elszaporodásához, melyek évente a vegetációs periódus végén elpusztulva tovább erősítik a feltöltődés ütemét. Ilyen feltételek mellett a tározóban zajló anyagfoglalmi folyamatok túlnyomórészt a növényállomány fejlődését szolgálják a halakkal és azok táplálékszervezeteivel szemben. Halgazdálkodási szempontból tehát kedvezőbb, ha a vízben oldott tápanyagok a haltáplálékszervezetek gyarapodásához járulnak hozzá a mocsári- és hínárnövényzet térnyerésével szemben. Ideális esetben erre a helyzetre a mederkotrás jelenti a megoldást, jelenleg azonban a lehetőségeink arra elegendőek, hogy a hínárnövényzet kaszálásával csökkentjük az állomány kiterjedését. A Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft. számára fontos, hogy a lehető legtöbb módon segítse az őshonos halállomány utánpótlását, ezért nyomon kell követnünk azt, hogy a kaszálás összességében valóban pozitív hatással van-e a tározó élőlényközösségére?

### Anyag és módszer

A Tisza-tó esetében a leginkább a sulyom (*Trapa natans*) homogén területeinek kaszálásával érhető el a kívánt eredmény. Itt került kidolgozásra az úgynevezett sávos

kaszálási módszer: a homogén sulyommezőbe 15-20 m szélességben sávokat vágunk, és a sávok között meghagyjuk sulyom egy részét (1. ábra).



1. ábra. Légi felvétel a Tisza-tó egyik sávosan kaszált sulyommezőjéről  
Fig. 1. Aerial shot of a water chestnut field after mowing at Lake Tisza

A sulyom növény sajátossága, hogy azon egyedei, melyek a homogén mező szegélyterületein helyezkednek el, több termést érlelnek be (ún. fényformák). A zárt állomány belsejében előforduló egyedeknek ugyanakkor csökkent a reprodukciós képességük (ún. árnyékformák), kevesebb termést hoznak létre (Böloni et al. 2007). A Tiszavon alkalmazott sávos hínárkaszálás alkalmazása nyomán a sávok mentén jelentősen nő a szegélyterületek aránya, ami hatással lehet a beérlett termések számára is. Végeredményben a sávos kialakítás hozzájárulhat a sulyom további térnyeréséhez. Ezen elmélet felderítésére mintavételi protokollt dolgoztunk ki, melyet 2016 nyarán kaszált és nem kaszált területeken alkalmaztunk.

A sulyommal teljesen fedett területek szélső illetve középső területén 1-1 mérési pontot jelöltünk ki, ahol rendszeresen mintákat vettünk. A pontok GPS koordinátáit rögzítettük. Itt egységnyi területen vizsgáltuk az anyanövények számát, valamint a beérő termések mennyiségét. A vizsgált egységek méretét egy a vízfelületen úszó 1 m<sup>2</sup> területű léckerettel jelöltük ki. A keretet elhelyeztük a sulyommezőben és az általa közrefogott növényeket megszámláltuk. Ezután az egyes növényeken érlelt terméseket vettük számba, majd meghatároztuk az egy négyzetméterre eső növények és termések számát, valamint a növényenkénti átlagos termésmennyiséget. A sulyom termésének számlálását július, augusztus és szeptember hónapokban bonyolítottuk le több alkalommal. Mindegyik mérés a Tiszavalki-medencében történt egy kaszátlan sulyommezőben és egy kaszált sáv szegélyében. A termésszámlálások minden esetben a délelőtti órákban zajlottak és közben a háttérváltozókat is megmértük: feljegyeztük a víz oldott oxigéntartalmát, relatív oxigéntartalmát és hőmérsékletét. A koordináták rögzítéséhez egy Garmin GPSMAP 62s típusú GPS-t, az oldott oxigén és vízhőmérséklet méréséhez egy Hach-Lange HQ 40d típusú terepi mérőeszközt használtunk.

Véleményünk szerint a sávos sulyomkaszálás megfelelő életteret biztosít a zooplankton szervezetek számára, melyeknek a vízben oldott tápanyagokat hasznosító algák jelentenek táplálékbazist. Elméletünk bizonyítására mintavételi protokollt állítottunk össze, melynek keretében július 5. és szeptember 9. között heti rendszerességgel zooplankton mintát vettünk egy kaszált víztér (Apota) két pontján és egy kaszátlan területen (Liliomos), valamint a Tiszában. A mintavételi pontok helyét GPS készülék segítségével rögzítettük. A mintavételre 150 µm szembőségű planktonhálót használtunk. A planktonhálón vödör

segítségével 100 liter vizet szűrtünk át. A vízből kiszűrt zooplanktont 5 %-os formalin oldattal tartósítottuk. A mérőedény aljára leszálló plankton mennyisége ezután meghatározhatóvá vált. Fajösszetételt nem vizsgáltunk, mert jelen vizsgálat során a halivadék számára táplálékként hozzáférhető zooplankton mennyiségét kívántuk meghatározni. Az Apotán kijelölt mintavételi pontok a P1 és a P2, a Liliomoson kijelölt pont a P3, a tiszai pont a P4 (2. ábra).



2. ábra. A zooplankton mintavételi helyei a Tiszavalki-medencébe.

Fig. 2. Zooplankton sampling points at Tiszavalk basin

## Eredmények

A kaszálás május utolsó harmadában kezdődött, amikor a fiatal sulyomnövények hajtásainak többsége elérte a vízfelszín, és már hatékonyan lehetett végezni a tevékenységet. A tározó négy medencéjében egy-egy lengőkaszás egység dolgozott.

### 1. A természéslálás eredményei

#### Első mintavétel:

Az első természéslálásra július 21-én került sor. A Tiszavalki-medencében elhelyezkedő Liliomos nevű víztér sulyommezejéből vettünk mintákat. A területen sávos kaszálás zajlott, így a fényformának tekintett egyedek vizsgálatához a meghagyott sáv széléből gyűjtöttünk növényeket. Az árnyékformák monitorozásához a víztéren belül olyan területet választottunk, ahol nem történt kaszálás, tehát a homogén sulyommezőt monitoroztuk.

A szegélyterületen az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 33 volt, melyekről összesen 128 db termést gyűjtöttünk. Eszerint a növényenkénti átlagos természéslálás 3,87 volt. Az egybefüggő sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 37 volt, mely növényeken 137 db termést számoltunk. A növényenkénti átlagos természéslálás így 3,7.

Az első mintavétel szerint nincs számottevő különbség sem a fényformák és árnyékformák egyed száma, sem pedig az általuk érlelt termések számát illetően.

#### Második mintavétel:

A második mintavétel augusztus 8-án volt szintén a Liliomos nevű víztér sulymosaiban. A szegélyterületen az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 22 volt, melyekről összesen 168 db termést gyűjtöttünk. Eszerint a növényenkénti átlagos természéslálás 7,6 volt. Az egybefüggő

sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 25 volt, mely növényeken 172 db termést számoltunk. A növényenkénti átlagos termésszám így 6,9.

A második mintavétel eredményében az látszik, hogy az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám csökkent a júliusihoz képest. Ez abból adódik, hogy a növények növekedésével egy-egy sulyom példány több helyet foglal el, így egységnyi területen kevesebb egyed fér el. Ebből következik, hogy a növénytakaró területe is növekszik. Az idő múlásával a termések is kezdenek beérni, ami a leszámolt magokon is látszik: mindkét esetben átlagosan kétszer annyi termés volt, mint korábban.

Az augusztusi első mintavétel ugyanazt a képet mutatja, mint a júliusi. Nincs számottevő különbség sem a fényformák és árnyékformák egyedszáma, sem pedig az általuk érlelt termések számát illetően.

*Harmadik mintavétel:*

Augusztus 19-én ismét vizsgálatot végeztünk a termésszámokat illetően, szintén a Liliomosban. A kaszált szegélyben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 31 volt, melyekről összesen 277 db termést gyűjtöttünk. Ezúttal kiválogattuk a már beérett vagy érés közeli állapotban lévő terméseket is. Ezeknek a magvaknak a száma 101 volt. A növényenkénti átlagos termésszám tehát 8,9 volt, és növényenként átlagosan 3,3 érett termést regisztráltunk.

Az egybefüggő sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 42 volt, mely növényeken 285 db termést számoltunk, melyek közül 107 volt beérett vagy érés közeli állapotban. A növényenkénti átlagos termésszám így 6,8 volt és növényenként átlagosan 2,6 érett termést regisztráltunk.

Az augusztusi második mintavétel szinte ugyanazt a képet mutatja, mint az eddigiek. Fontos eltérés viszont, hogy a kaszált sulyomszegélyben 11-el kevesebb volt a tőszám, mint a homogén mezőben. Az általuk érlelt termések számát illetően azonban nincs lényeges különbség az árnyék- és fényformák között.

*Negyedik mintavétel:*

A következő mintavételre a Liliomosban augusztus 25-én került sor. A kaszált szegélyben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 34 volt, melyekről összesen 318 db termést gyűjtöttünk. A beérett vagy érés közeli állapotban lévő termések száma 108 volt. A növényenkénti átlagos termésszám 9,4 volt és növényenként átlagosan 3,2 érett termés figyelhető meg.

Az egybefüggő sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 25 volt, mely növényeken 226 db termést számoltunk, melyek közül 81 volt beérett vagy érés közeli állapotban. A növényenkénti átlagos termésszám így 9 volt és növényenként átlagosan 3,2 érett termést regisztráltunk.

Az negyedik mintavétel eredményében látható, hogy a homogén sulyommezőben lévő növények és termések száma csökkenő tendenciát mutat, azonban az átlagos termésszámokban nem tapasztalható számottevő különbség az előző vizsgálatokhoz képest. A kaszált szegélyben szinte ugyanaz lett az eredmény, mint egy héttel korábban. A terepi tapasztalatok szerint a homogén sulyomos területen a termések beérése előrehaladottabb, mint a szegélyterületen lévőké. Előbbi területen a sulyom növények már elkezdtek lerohadni, töredezni és a terméseiket is szórják. Ebből adódik a termésszám csökkenése.

*Ötödik mintavétel:*

A következő mintavételre augusztus 31-én került sor a Liliomoson. A sávban az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 24 volt, melyekről összesen 216 db termést gyűjtöttünk. A beérett vagy érés közeli állapotban lévő termések száma 84 volt. Így a növényenkénti átlagos termésszám 9 volt és növényenként átlagosan 3,5 érett termés figyelhető meg.

Az egybefüggő sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 34 volt, mely növényeken 154 db termést számoltunk, ezek közül 32 volt beérett vagy érés közeli állapotban. A növényenkénti átlagos termésszám így 4,5 volt és növényenként átlagosan 0,9 érett termést regisztráltunk.

A mostani vizsgálat megerősítette, amit a legutóbbi alkalommal tapasztaltunk. A homogén területen előrehaladottabb a termések érése, tehát a termések jó része már lehullott a növényekről. Ezt támasztja alá az összes termésszám (augusztus 25-én 226,

31-én 154), a növényenkénti átlagos termésszám (augusztus 25-én 9, 31-én 4,5) és a növényenkénti érett termékek átlagos számának (augusztus 25-én 3,2, 31-én 0,9) drasztikus csökkenése.

*Hatodik mintavétel:*

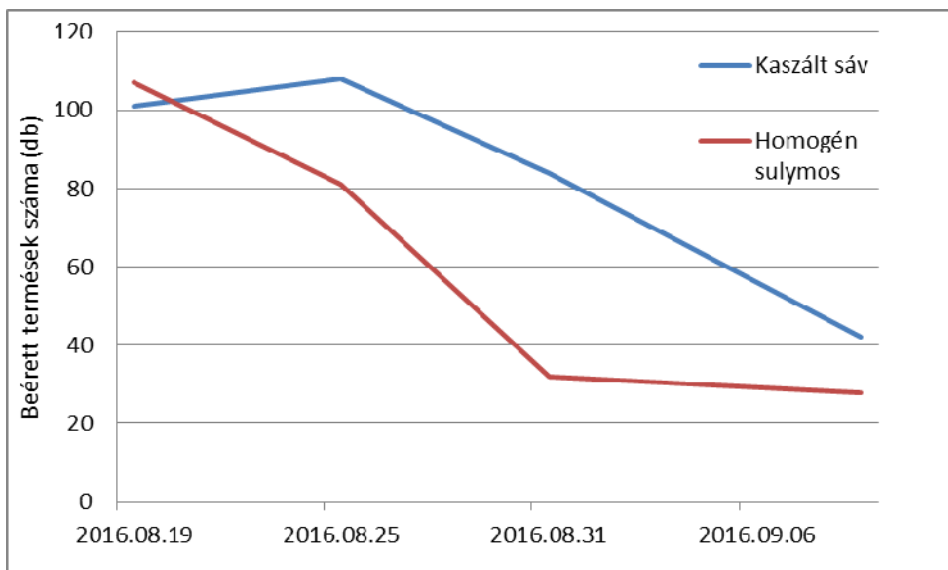
Az utolsó vizsgálatot szeptember 9-én végeztük el a már ismert helyszínen. A kaszált sávban az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 21 volt, melyekről összesen 87 db termést gyűjtöttünk. A beérett vagy érés közeli állapotban lévő termékek száma 42 volt. Így a növényenkénti átlagos termésszám 4,1 volt és növényenként átlagosan 2 érett termésvolt megfigyelhető.

Az egybefüggő sulyommezőben az 1 m<sup>2</sup>-re eső tőszám 29 volt, ezeken 67 db termést számoltunk, közülük 28 volt beérett vagy érés közeli állapotban. A növényenkénti átlagos termésszám így 1,3 volt, és növényenként átlagosan 0,9 érett termést regisztráltunk.

Az utolsó vizsgálat eredménye alapján azonos következtetést vonhatunk le, mint az előzőekben: A homogén területen előrehaladottabb a termékek érése, mint a kaszált sávokban, tehát a termékek jó része már lehullott a növényekről. Ezt támasztja alá mind az összes termésszám (homogén: 67, sáv: 87), a növényenkénti átlagos termésszám (homogén: 1,3, sáv: 4,1) és a növényenkénti érett termékek átlagos számának (homogén: 0,95, sáv: 2) további drasztikus csökkenése is.

A kapott termésszámokat diagramokon ábrázoltuk a jobb áttekinthetőség érdekében, ezeket az alábbiakban tárgyaljuk részletesen.

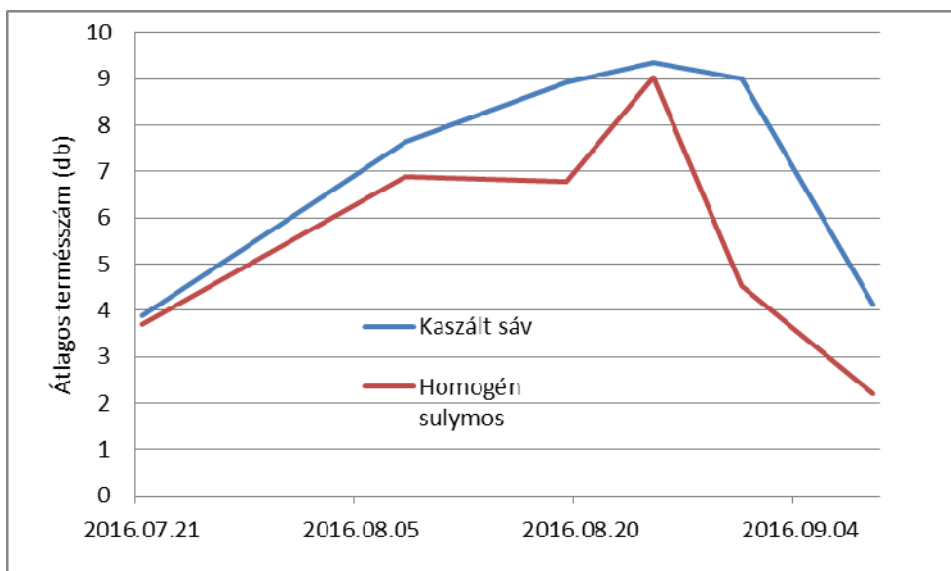
Elsőként az 1 m<sup>2</sup>-re eső beérett termékek számának változását vizsgálatuk a kaszált szegély- és a homogén területeken (3. ábra).



3. ábra. Az 1 m<sup>2</sup>-en beérett termékek számának alakulása a kaszált szegélyben és homogén sulyommezőben  
Fig. 3. Number comparison of mature corps of water chestnut in 1 square meter homogeneous field and border area

Látható, hogy a homogén területen már a mérés kezdete óta csökkenő tendenciát mutat a beérett termékek száma, míg a kaszált szegélyben először enyhe emelkedés volt megfigyelhető. Ezt követően szintén folyamatos csökkenést regisztráltunk a termésszámban. Ennek az a magyarázata, hogy a homogén területen korábban következett be a termékek érése, mint a szegélyben, így a termésszám hamarabb kezdett el csökkenni.

Fontos része a vizsgálatnak a növényenkénti átlagos termésszám meghatározása a kaszált szegélyben és homogén sulyommezőben. A diagram szerint (4. ábra) a két helyszínen hasonlóan alakul a termékek számának változása.

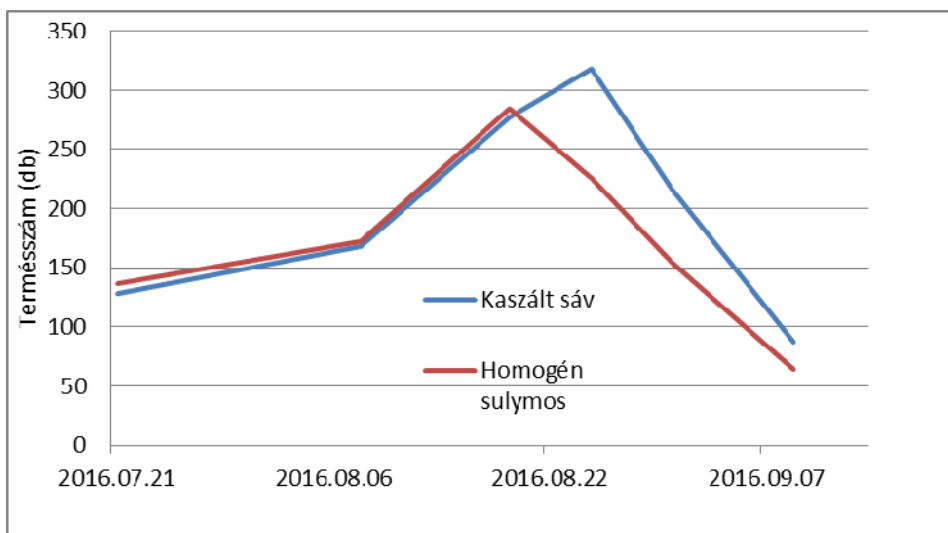


4. ábra. A növényenkénti átlagos termésszám alakulása a kaszált szegélyben és a homogén sulyommezőben

Fig. 4. Number comparison of average corp quantity per plant in 1 square meter homogeneous field and border area

A homogén mezőhöz tartozó görbe felfutó szakaszában ugyan tapasztalható némi megtorpanás, ezt követően azonban közel azonos csúcserőket (9,04) ér el, mint a kaszált sáv eredménye (9,35). Az átlagos termésszám ezután rohamos csökkentést mutat mindkét esetben, de a kaszált terület esetében nagyjából egyhetes késés figyelhető meg.

Mindezek mellett a legfontosabb és legszemléletesebb eredményt az 1 m<sup>2</sup>-re eső termésszám változásának vizsgálata adja, mely során a kaszált szegélyben és homogén sulyommezőben (5. ábra) megjelenő termékek mennyiségét hasonlítottuk össze. Itt ugyanis megfigyelhető, hogy a két görbe lefutása azonos, csak a csúcserőekben figyelhető meg némi eltérés (sáv: 318, homogén: 285). Ami ebben az esetben is látszik az az, hogy a homogén területen lévő növények esetében a termékek beérése hamarabb megtörténik. Ezzel együtt azonban kijelenthető, hogy vizsgálatunk szerint nincs jelentős eltérés a kaszált szegélyben és a homogén sulyommezőben lévő növények által beérlelt termékek számát illetően.



5. ábra. Az 1 m<sup>2</sup>-re eső termésszám alakulása a kaszált szegélyben és homogén sulyommezőben

Fig. 5. Number comparison of corps of water chestnut in 1 square meter homogeneous field and border area

Vizsgálatunk folytán figyelemmel kísértük az 1 m<sup>2</sup>-en megtalálható növények számát is. Eredményeink szerint a kaszált szegélyben átlagosan 26,4 növény volt megtalálható, míg a homogén területen 33,1. Az egybefüggő sulyommezőben tehát körülbelül 6-tal több növény van jelen, mint a szegélyterületen. Ha ezt az eredményt összevetjük az átlagos termésszámokkal, akkor valóban helytálló a kijelentés, miszerint a szegélyterületen élő egyedek (fényformák) több termést érlelnek, mint a homogén területen lévőek (árnyékformák). Nekünk azonban nem individuum szinten kell vizsgálnunk a kérdést, hanem komplex képet kell alkotunk a helyzetről. A sulyom térnyerését nem az árnyék- és fényformák egyedei által külön létrehozott termések száma határozza meg, hanem az, hogy egységnyi területen mennyi termés keletkezik a két helyszínen. Ebben pedig a korábban részletezett eredmények szerint nincs számottevő különbség.

A mérési eredményekből könnyen meg lehet határozni azt is, hogy hektáronként körülbelül mennyi a növények és az általuk beérlelt termések száma (1. táblázat).

1. táblázat. A kaszált szegélyben és a homogén sulymosban fejlődő növények és az általuk érlelt magok becsült száma

Table 1. Evaluated number of water chestnut plants and corps in 1 square meter homogeneous field and border area

	Növényegyedek becsült száma hektáronként	Magok becsült száma hektáronként
Kaszált szegély	132 150	462 525
Homogén sulymos	331 400	739 022
Eltérés	40 %	63 %

Adatainkból kiderül, hogy a homogén sulymos területeken átlagosan 33,14 növényegyed van négyzetméterenként, melyek egyenként átlagosan 2,23 érett termést hoznak létre. A két szám szorzata adja meg, hogy mennyi termés kerül 1 m<sup>2</sup>-re: 73,9. Ebből már meghatározható a hektáronként előforduló növények száma és a hektáronkénti termésszám. Tehát a homogén sulyommezőben hektáronként átlagosan 331 400 növény van, melyek 739 022 termést érlelnek.

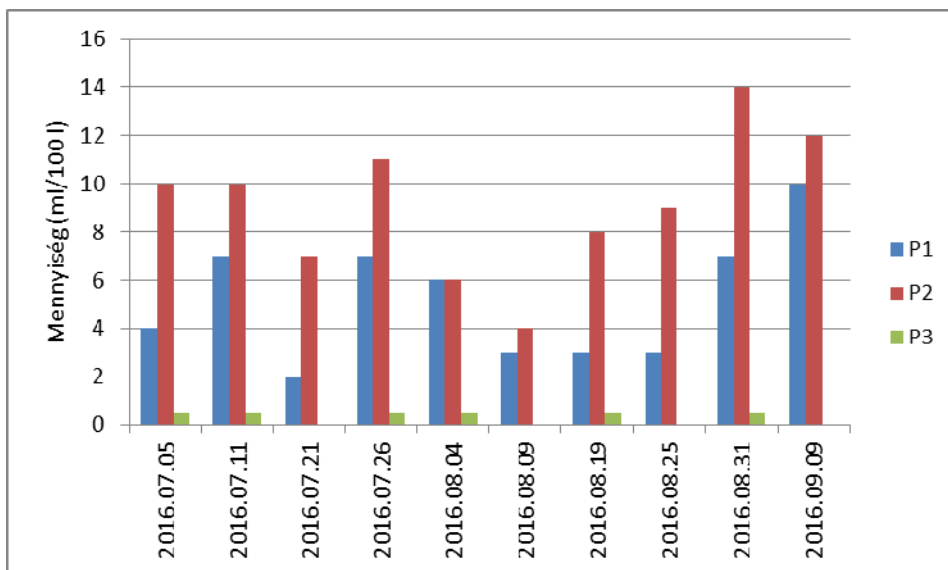


A kaszált sávokban négyzetméterenként 26,43 db sulyom van, melyek egyedenként átlagosan 3,5 termést érlelnek. Ebből kiderül, hogy a sávokban négyzetméterenként átlagosan 92,5 db mag keletkezik. Hektáronként tehát 264 300 növényegyed és 925 050 termés keletkezik. Azonban sávos kaszálásról van szó, amely során 1 hektárnyi homogén sulymosnak nagyjából a fele kivágásra kerül. Így az előbbi értékeknek szintén a felével kell számolnunk, hiszen a kikaszált területen nem keletkezik termés. A sávosan kaszált területeken tehát hektáronként 132 150 db növény és 462 525 mag jön létre. A sávosan kaszált vízfelületen így hektáronként 40 %-kal kevesebb sulyom egyed és 63 %-kal kevesebb mag jön létre.

## 2. A hínárkaszálás hatása a zooplankton mennyiségére

Ahogy a korábban részleteztük, a sulyomállomány túlzott térnyerése halgazdálkodási szempontból nem a kívánt irányba vezeti a vízi anyagforgalmi utat. A vízben oldott tápanyagok a haltáplálék-szervezetek helyett a növényállomány gyarapodását szolgálják, így a sulyommal homogénen borított területek rendkívül szegények az olyan méretű táplálékban, mely a halivadékok számára megfelelő lehetne.

A következő diagramban a kapott eredményeket ábrázoltuk ml/100 l egységben (6. ábra). Az eredmények között csak azok az élőlénycsoportok szerepelnek, melyek méretüknél fogva a halivadék fogyaasztani képes (alsóbbrendű rákok). A jobb áttekinthetőség miatt a Tiszán mért eredményeket kihagytuk a diagramból, mert a folyóvíz sajátságából adódóan alig volt kimutatható benne zooplankton. Látható, hogy az Apota kaszált területein kijelölt pontokon (P1, P2) rendszeresen magas, sok esetben a tógazdaságokban mérhető értékek voltak jellemzőek.



6. ábra. A zooplankton mennyisége a kaszált (P1, P2) és a kaszátlan (P3) területeken  
 Fig. 6. Comparison of zooplankton volume at mown (P1, P2) and homogeneous field (P3)

A P1 mintavételi pont értékei általában alacsonyabbak voltak, mint a P2-n mérték. Ez a pontok elhelyezkedésének tudható be, ugyanis a P1 pont délebbre helyezkedik el a P2-höz képest, így az uralkodó szélirány (ÉK) meghajtási hossza nagyobb, ami nagyobb hullámokat eredményez. A vízmozgás hatására pedig a zooplankton mélyebbre húzódik, ami megnehezíti a mintavételt is. Szemrevételezéssel megállapítható volt, hogy az Apotán

előforduló zooplanton elsősorban evezőlábú rákokból (Copepoda) állt. Ez az élőlénycsoport ilyen mennyiségben teljes mértékben fedezi a víztér halivadékainak táplálékszükségletét.

A Liliomoson, a homogén sulyommező alatt mért zooplankton-értékek sohasem haladták meg a 0,5 ml/100 l-t. A fajösszetételt vizsgálva ez az élőhely ugyan diverzebbnek tekinthető mint az apotai, azonban ha a halivadék számára megfelelő méretű szervezetekre szűkítjük a kört, lényegesen rosszabb a helyzet, ahogyan azt a diagram is szemlélteti. A P3 mintavételi ponton gyűjtött mintákban elsősorban vízipoloskák (Nepomorpha), szitakötőlárva (Odonata), árvaszúnyog lárva (Chironomidae), felemáslábú rákok (Amphipoda) és vízi csigák (Gastropoda) voltak jelen a csekély mennyiségű zooplankton mellett. A felsorolt élőlénycsoportok nem jöhetnek számításba a halivadék táplálkozásával kapcsolatban.

### 3. Kísérleti haltelepítés

A hínárkaszás pozitív hatása legegyszerűbben úgy bizonyítható, hogy megvizsgáljuk a térségben élő halak növekedését. Ebből a célból 80.000 db előnevelt tükrös pontyivadékat helyeztünk ki az Apotába. Azért a tükrös változat mellett döntöttünk, mert a Tisza-tóba évek óta kizárólag pikkelyes ponty került kihelyezésre. Habár a ponty szaporodása a tározóban rendkívül csekély, az esetlegesen itt világra jött utódgenerációtól egyértelműen elkülöníthetővé válnak az általunk kihelyezett egyedek. 2016. július 14-én, 2 grammos átlagsúllyal telepítettük a pontyot. A visszafogásra több kísérletet tettünk, melyhez 20 mm szembőségű törpeharcsa csapdát használtunk. Szeptember 23-án sikerült fognunk egy egyedét (7. ábra). A kifogott példány standard testhossza 105 mm, súlya 43 gramm volt.



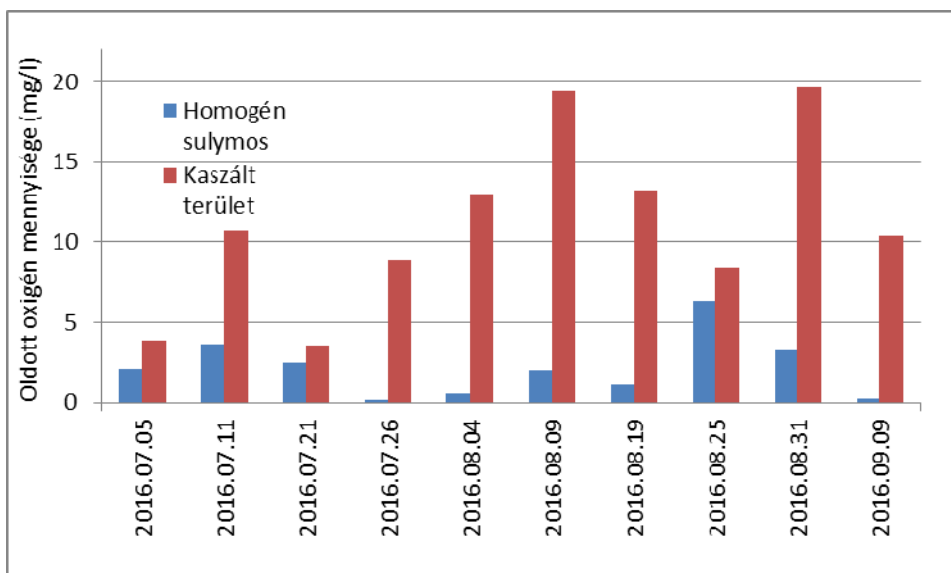
7. ábra. A visszafogott, 10 cm-t meghaladó pontyivadék

Fig. 7. Exceeding 10 cm standard body length juvenile of carp

Látható, hogy a pontyivadék a kihelyezést követő időszakban mintegy húszszorosára növelte a testsúlyát, ami alapján kijelenthető, hogy a rendelkezésre álló természetes táplálék mennyisége és fajösszetétele megfelelő volt. A korábban részletezett zooplankton-mérési eredmények tükrében ez megalapozott. A kifogott pontyivadék mérete megfelel a tógadassági elvárásoknak is.

### 4. Oxigénviszonyok

Az oxigénháztartás tekintetében lényeges különbségeket tapasztaltunk a kaszált és kaszálatlan területek között. Az elvégzett mérések eredményeit az alábbi ábra (8. ábra) szemlélteti:



8. ábra. A homogén sulymosban és a kaszált sávban mért oldottoxigén-értékek

Fig. 8. Comparison of dissolved oxygen levels at mown and homogeneous field

Látható, hogy a homogén sulyommező alatt a legtöbb esetben kritikus értékeket mértünk, míg a kaszált területen minden mérés alkalmával megfelelő eredményeket kaptunk, ráadásul több esetben oxigén túltelítettség jelentkezett. A meghagyott sulyomsávok (8. ábra) alatt szintén kedvező oxigénviszonyok alakultak ki, általában 5 mg/l körüli értékeket tapasztaltunk, ami teljes mértékben kielégíti a vízi élőlényközösség oxigénszükségletét. Ezek alapján egyértelműen kijelenthető, hogy a sulyomkaszálas pozitív hatással van a vízterek oxigénháztartására.

### Következtetések

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a sávos sulyomkaszálasnak több pozitív élőhelyi hatása is van. A kialakított sávoknak köszönhetően lényegesen nagyobb területen érvényesülhetnek a növényzet és nyílt víz határterületeinek a vízi élőlényközösségekre gyakorolt pozitív hatásai (szegélyhatás). A felszabdalt területen kiegyenlítődnek az oxigénviszonyok, tehát az épen hagyott sulyom sáv és a mellette lévő nyílt víz oldott oxigéntartalma egyformán magas. Az egyenletes fényellátottság következtében megnő a fitoplankton sűrűsége. Ebből ered, hogy a gazdag fitoplankton állomány alapul szolgál a zooplankton elszaporodásának, ami a halivadék számára nélkülözhetetlen táplálékot jelent. Nem elhanyagolható szempont az sem, hogy a sulyom kaszálása általánosságban jótékony hatással van a tározó áramlási viszonyaira is.

A sulyomkaszálas ezek alapján egyértelműen hozzájárul a halállomány fejlődéséhez, ezért társaságunk továbbra is elkötelezett a tevékenység folytatása mellett.

### Irodalom

- Böloni, J., Kun, A., Molnár, Zs. (szerk.) (2003): Élőhely-ismereti Útmutató. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.  
 Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (2007): A Tisza-tó 2006. évi állapotfelmérése. *Vízminőségi tájékoztató* 14/2: 5-6.  
 Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság, (2012): A vegetáció terjedésének, a növényfedettség alakulásának vizsgálata a Tisza-tó területén. *A Tisza-tó 2012. évi állapotfelmérése*. 141-156.

### Authors:

Gábor PAPP (papp.gabor@sporthorgasz.eu), Gábor NAGY (gabor.aranyponty@gmail.com)



## Milyen szerepe lehet a folyami gébnek (*Neogobius fluviatilis*) a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) visszaszorulásában?

## What kind of role can the monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) play in the decline of the whitefin gudgeon (*Romanogobio vladykovi*)?

Harka Á.<sup>1</sup>, Szepesi Zs.<sup>2</sup>,

<sup>1</sup>Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

<sup>2</sup>Omega Audit Kft., Eger

**Kulcsszavak:** kis folyók, szűk élőhely, táplálékkonkurencia, predáció

**Keywords:** small rivers, narrow habitat, food competition, predation

### Abstract

Between 2007 and 2016 in the section below Jászberény of the small River Zagyva the number of the previously abundant whitefin gudgeon (*Romanogobio vladykovi*) decreased significantly while in the same time it did not change above this section. The reason for it might be the fact that in the lower river section the *Neogobius fluviatilis* – a species still spreading in the water system – has been proliferated but its proceeding is impeded by the bottom sill constructed at Jászberény. The Spearman's analysis of the two process of alteration in the number of individuals showed strong negative correlation ( $r_s = -0.78$ ). Decline of the *R. vladykovi* may be caused by the food competition of the *N. fluviatilis* and also by the predation of its larger specimens. These effects may be much stronger in a narrow habitat than in large rivers.

A halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) az 1980-as években nagymértékben elszaporodott a Közép-Tiszán (Harka 1986), további két évtized alatt pedig nemcsak a nagyobb folyókban, hanem a kisebb síkvidéki vízfolyásokban is gyakorivá vált.

A Zagyva Szolnok és Jászberény közötti alsó szakaszán az általunk használt 6 mm szembőségű kétközhálóval fogott halványfoltú küllők mintavételenkénti átlagos egyedszáma a kb. 150 méteres folyószakaszokon 2003 és 2006 között már meghaladta az ötvenet ( $N = 51$ ), de följebb, Jászberény és Hatvan között is harminc fölött volt ( $N = 34$ ). Az 1. táblázat frekvenciaadatai (FO%) pedig azt mutatják, hogy a faj az alsó szakaszon a minták 92, fölötté pedig mind a 100 százalékában jelen volt.

1. táblázat. A két faj átlagos egyedszáma mintavételenként ( $N$ ) és előfordulási gyakoriságuk (FO%)  
Table 1. Average number of individuals ( $N$ ) in the samples and their frequency of occurrence (FO%)

Zagyva-szakasz Section of the River Zagyva	Szolnok–Jászberény (0–68 fkm/rkm)				Jászberény–Hatvan (69–104 fkm/rkm)				
	Időtartam (év) Period of time (year)	2003- 2006	2007- 2009	2011- 2013	2014- 2016	2003- 2006	2007- 2009	2010- 2013	2014- 2016
Mintavételek száma Number of the samplings		12	12	18	16	8	10	3	3
<i>Neogobius fluviatilis</i>	N	2	11	14	39	0	0	0	0
<i>Romanogobio vladykovi</i>		51	5	2	3	34	67	44	68
<i>Neogobius fluviatilis</i>	FO%	58	67	67	100	0	0	0	0
<i>Romanogobio vladykovi</i>		92	58	39	31	100	100	100	100

2007-től azonban arra figyeltünk föl, hogy a halványfoltú küllő abundanciája a folyó alsó szakaszán erősen csökken, miközben Jászberény fölött alig változik. A különbözőség okát abban a fenékküszöbben véltük megtalálni, amely Jászberénynél közepes vízállás esetén is egyméteres szintkülönbséget tartva, komoly akadályt képez a fölfelé igyekvő halak útjában. A Tisza felől terjedő folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) ugyanis emiatt nem jutott el

mindeddig Jászberény fölé, pedig a mintavételekenti átlagos egyedszáma időközben 2-ről 39-re, előfordulási gyakorisága pedig 58-ról 100 százalékra nőtt a Zagyva alsó szakaszán. A halványfoltú küllő átlagos egyedszáma viszont ez idő alatt 51-ről 3-ra, mintavételekenti előfordulási aránya 92-ről 31 százalékra csökkent.

A két folyamat összefüggését Spearman-féle rangkorrelációval igyekeztünk tisztázni (Hammer et al. 2001). A folyami géb egyedszámváltozását 12 gyakori halfajával vetve össze egyedül a halványfoltú küllő mutatott, ha nem is szignifikáns, de a többihez képest erős negatív ( $r_s = -0,78$ ) korrelációt ( $df (n-2) = 6$ ;  $CV = 0,80$ ;  $p < 0,05$ ).

A halványfoltú küllő visszaszorulásának több oka is lehet, de úgy látjuk, hogy a folyami géb elszaporodása igen fontos szerepet játszik benne. A Tarnán és a Bene-patakon szerzett tapasztalataink is megerősítik ezt. A Bene-patak detki szakaszán 2003 és 2016 között 23 alkalommal vettünk mintát, s ezek során a halványfoltú küllő átlagos egyedszáma a 2010 előtti 7-ről 3-ra, előfordulási gyakorisága 100%-ról 67%-ra csökkent, miközben a folyami géb 2010 után az egyik leggyakoribb domináns fajjává vált ( $N = 24$ ,  $D = 23\%$ ,  $FO = 100\%$ ).

A folyami géb táplálékát alapvetően vízi rovarlárvák alkotják (Bíró 1995, Harka & Jakab 2001), ezért táplálékosztózatának hatással lehet a hasonló táplálékban élő halványfoltú küllőre is (Specziár 2010). A nagyrészt azonos táplálékbázis mellett a predáció sem hagyható figyelmen kívül, hiszen a 60 mm standard testhossz feletti folyami gébek ikrát és halivadékot (Bíró 1995), a 100 mm feletti egyedek pedig jelentős mennyiségű halat is fogyasztanak (Borcherding et al. 2013). Ez ugyan a Balatonban nem jelentős, mert a parti övében nagyon ritka a halványfoltú küllő (Bíró 1995, Erős et al. 2008a), ám az 1980-as években még gyakori volt (Harka publikálatlan adata), és valószínű, hogy a folyami géb tömeges elszaporodásának ott is szerepe volt a megritkulásában.

Ellentétben az előzőekkel a halványfoltú küllő a hazai Duna-szakasz litorális zónájában (Tóth et al. 2007:  $FO = 67\%$ ,  $D = 3,4\%$ ; Erős et al. 2008b:  $FO = 89\%$ ,  $D = 6,5\%$ ) és a teljes folyam bentikus zónájában is (Szalóky et al. 2015:  $FO = 55\%$ ,  $D = 13,7\%$ ) az egyik leggyakoribb halfaj, noha több gébfajjal is osztoznia kell az élőhelyen. Az eltérést feltehetőleg a víztestek méretbeli különbsége okozza, ugyanis minél szélesebb egy vízfolyás, annál nagyobb az esély a fajok térbeli elkülönülésére, így az egymásra gyakorolt közvetlen hatások mértéke csökken.

#### Irodalom

- Bíró P. (1995): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas) növekedése és tápláléka a Balaton parti övében. *Halászat* 88: 175–184.
- Borcherding, J., Dolina, M., Heermann, L., Knutzen, P., Krüger, S., Matern, S. (2013): Feeding and niche differentiation in three invasive gobies in the Lower Rhine, Germany. *Limnologica* 43: 49–58.
- Erős T., Specziár A., Bíró P. (2008a): Halegyüttesek szerkezete a Balaton nádasiban – az elektromos halászgép és a kopoltyúháló összehasonlítása *Hidrológiai Közlemény* 86/6: 51–54.
- 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.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4/1: 9.
- Harka Á. (1986): Vizeink küllőfajai. *Halászat* 32/6: 180–182.
- Harka Á., Jakab T. (2001): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas) egynyaras ivadékanak növekedése és tápláléka a Tisza-tóban. *Halászat* 94/2: 161–164.
- Specziár A. (2010): A Balaton halfaunája: A halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina Oecologica Hungarica* 23. pp 185.
- Szalóky, Z., Bammer, V., György, Á. L., Pehlivanov, L., Schabuss M., Zorning, H., Weiperth, A., Erős T. (2015): Offshore distribution of invasive gobies (Pisces: Gobiidae) along the longitudinal profile of the Danube River. *Fundamental and Applied Limnology*. 187/2: 123–133.
- Tóth B., Sevcsik A., Erős T. (2007): NATURA 2000-es halfajok előfordulása a Duna hazai szakaszán. *Pisces Hungarici* 2: 83–94.

#### Authors:

Ákos HARKA ([harkaa2@gmail.com](mailto:harkaa2@gmail.com)), Zsolt SZEPESI ([szepesizs@hotmail.com](mailto:szepesizs@hotmail.com))



## A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében

### First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Water System of Tisza River

Nyeste K.<sup>1</sup>, Nyíri K.<sup>2</sup>, Molnár J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

<sup>2</sup>Debreceni Egyetem IK, Debrecen

<sup>3</sup>Szent István Egyetem MKK, AKI, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

**Kulcsszavak:** Nagykunsági-főcsatorna, gébfélék, inváziós halfaj, terjedés

**Keywords:** Nagykunság Main Channel, Gobiidae, invasive fish species, spreading,

#### Abstract

In the Carpathian Basin, up to now the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) was known only in Danube River and its tributaries, but there was no occurrence data in Water System of Tisza River. In 13 August 2017 two specimens of round goby were caught with hook and line in Nagykunság Main Channel near the sluice of the Lake Tisza (404 rkm). The occurrence of the round goby in the Middle Tisza may have been the result of introduction, because it was not detected during the systematic ichthyological monitoring of the Tisza River and its tributaries in previous years. According to the pattern of spreading of other gobies, fast expansion of the populations of round goby can be expected along the Tisza River and its tributaries. Due to the irreversible influence of expanding invasive fish on native species, the continuous and systematic monitoring of spreading and ecology of the non-native species should have a priority.

Közép-Európában az utóbbi évtizedek egyik legérdekesebb állatföldrajzi eseménye a ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) folyamatos terjeszkedése (Harka et al. 2008, 2015). Jelenlegi ismereteink szerint a Kárpát-medencében összesen hat fajuk él (Halasi-Kovács & Harka 2012), a korábban is itt élő tarka géb (*Protherorhinus semilunaris*) mellé a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), a Kessler-géb (*Ponticola kessleri*), a feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*), a csupasztorjú géb (*Babka gymnotrachelus*), valamint a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) is betelepült. A Tisza vízrendszeréből közülük csak a tarka géb, a folyami géb és a kaukázusi törpegéb volt ismert, a többi a Dunában és annak mellékfolyásaiban élt (Harka et al. 2015).

2017. augusztus 13-án a Tisza-tó Abádszalóki-medencéjéből (404 fkm) eredő Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszán (koordinátái: N47°28'27.25", E20°33'36.17") horgászva két adult feketeszájú gébet (1. ábra) fogtunk. A két egyed testparaméterei a következők voltak: SL = 71 mm, TL = 86 mm, W = 15 g, valamint SL = 88 mm, TL = 102 mm, W = 25 g.



1. ábra. Feketeszájú géb a Nagykunsági-főcsatornából  
Fig. 1. Round goby from the Nagykunság Main Channel

A feketeszájú gébet Magyarországon elsőként 2001-ben a Duna gödi szakaszáról regisztrálták (Guti et al. 2003), ám pár évvel később a teljes magyarországi Duna szakaszról előkerült, mára pedig a Duna egyik legtömegesebb halfaja lett (Szalóky et al. 2014). A faj a Kárpát-medencében mindaddig a Dunából, s annak mellékvízeiből, többek közt a Rábából, az Ipolyból és a Drávából volt ismert (Keresztessy 2007, Weiperth et al. 2010, Sallai 2016).

Vizeink ökológiai állapotának folyamatos változásával, elsősorban azok fokozatos melegeedésével szinte összhangban történik a ponto-kaszpikus gébfélék terjedése (Harka & Bíró 2007, Halasi-Kovács & Antal 2011, Halasi-Kovács et al. 2011). Ez az expanzió azonban csak részben vezethető vissza spontán okokra, ugyanis a viszonylag lassú és egyenletes ütemű haladás mellett gyakran ugrások is előfordulnak benne (Takács et al. 2017). Ez volt tapasztalható a folyami géb esetén is, mely idehaza először 1970-ben a Balatonban jelent meg, az oda vezető hazai Duna-szakaszról azonban csak 1984-ben (Harka et al. 2015). Ezt követően 1993-ban úgy került elő a Tisza-tóból, hogy annak nem volt előzménye (Harka et al. 2015). A feketeszájú géb Nagykunsági-főcsatornából történő megjelenése is hasonló ugrással történhetett, ugyanis 2015-ben a SCIAP Kutatás-fejlesztési és Tanácsadó Kft. (Halasi-Kovács & Nyeste nem publikált adata), 2017-ben pedig a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke (Antal & Nyeste nem publikált adata) végzett haltani felmérést a Közép- és Alsó-Tiszán, továbbá több mellékfolyóján, ám a faj egyszer sem fordult elő. Ugyancsak nem került elő a Közép-Tiszán 2016 során elektromos bentikus keretes húzóháló segítségével végzett haltani kutatás során sem (Sallai Zoltán személyes közlése). Ugyancsak ezt bizonyítja az, hogy a Nagykunsági-főcsatorna felső szakaszán elektromos halászgéppel végzett 2016-os felmérés során sem került elő (Nyeste et al. 2017). Az ugrás mikéntje azonban eddig ismeretlen, nagy valószínűséggel valamilyen halszállítmány révén, esetleg csalihalként kerülhetett a Nagykunsági-főcsatornába.

A tarka géb, a folyami géb és a kaukázusi törpegéb Tisza vízrendszerében mutatott terjedési mintázatai (Harka et al. 2015) alapján várható, hogy az említett fajoknál nagyobbra növekvő és agresszívebb gébféle a Tisza-tótól lefelé eső folyószakaszok felé viszonylag gyorsabban, felfelé azonban lassabban, de szinte biztosan elterjed. A dunai tapasztalatoknak megfelelően (Szalóky et al. 2014) az egyik legdominánsabb bentikus fajjává válhat, mely elsősorban kisebb vízfolyásaink őshonos halállományára jelenthet veszélyt (Harka & Szepesi 2017). A faj további terjeszkedésének nyomon követése a közeljövő feladata.

#### Köszönetnyilvánítás

Nyeste Krisztiánt az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

#### Irodalom

- Guti G., Erős T., Szalóky Z., Tóth B. (2003): A kerekfejű géb, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat* 96/3: 116–119.
- Halasi-Kovács B., Antal L. (2011): Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében - a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat* 104/3-4: 120-128.
- Halasi-Kovács B., Antal L., Nagy S. A. (2011): First record of Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybius* 35/3: 257–258.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Harka Á., Bíró P. (2007): New patterns in Danubian distribution of Ponto-Caspian gobies - a result of global warming and/or canalization? *Electronic Journal of Ichthyology* 3/1: 1–14.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2017): Milyen szerepe lehet a folyami gébnek (*Neogobius fluviatilis*) a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) visszaszorulásában? *Pisces Hungarici* 11: 87–88.
- Harka Á., Szepesi Zs., Antal L. (2008): A folyami géb [*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)] és a tarka géb [*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)] terjedése a Közép-Tisza vidékén. *Hidrológiai Közöny* 88/6: 73-75.
- Harka Á., Szepesi Zs., Sallai Z. (2015): A tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) és a kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) terjedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 9: 19–30.
- Keresztessy K. (2007): Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) a Rábában. *Halászat* 100/4: 181.
- Nyeste K., Dobronoki D., Molnár J. (2017): A Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszának halai. *Halászat* 110/1: 14.
- Sallai Z. (2016): Inváziós gébfajok megjelenése a Drávában. *Halászat* 109/2: 14.
- Szalóky Z., György Á. I., Weiperth A., Erős T. (2014): Bentikus élőhelyek halbiológiai vizsgálatai a 3. Nemzetközi Duna-expedícióban. *Pisces Hungarici* 8: 9–18.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia* 795/1: 1–22.
- Weiperth A., Gaebele T., Guti G. (2010): Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) az Ipolyban. *Halászat* 103/1: 13.

#### Authors:

Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu), Krisztián NYÍRI, József MOLNÁR





## The effect of the barrage at Ginta (Gyanta) on the upper Crisul Negru River upon the distribution of potamodromous and small-sized fish species

### A Gyantánál (Ginta) létesített duzzasztógát hatása a Fekete-Körös felső szakaszán élő potamodrom és kis termetű halfajok megoszlására

I. C. Telcean<sup>1</sup>, D. Cupsa<sup>1</sup>, A. Togor<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Biology, University of Oradea, Oradea, Romania

<sup>2</sup>Aqua Crisius Anglers Association, Oradea, Romania

**Keywords:** fish fauna, barrage, river continuum, migrations, potamodromous fishes

**Kulcsszavak:** halfauna, duzzasztógát, biológiai kontinuitás, migráció, potamodrom halak

#### Abstract

We have studied the effects of aquatic habitat connectivity interruption upon the fish fauna in the riverbed of the upper sector of Crisul Negru River (ROSCI 0049). Earlier, a small barrage was built in that area, and we have analyzed its effects onto the species distribution of local fish fauna. Sampling of nine km sections each of the river above and below the barrage in 2015 yielded the total of 28 fish species. We have noticed that species were not affected evenly by the habitat fragmentation caused by the barrage. The population size of small-sized fish species (*Sabanejewia balcanica*, *Romanogobio kessleri*, *R. uranoscopus*, *Gobio carpathicus* (sin. *Gobio gobio*) and *Zingel streber*) and also potamodromous species (*Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba* and *Barbus barbus*) has affected by biotope fragmentation in the barrage region. The increased number of specimens below the barrage is caused principally by their inability to pass this barrier. In addition, reduction of the water speed and the resulting increase in sediment accumulation upstream the barrage has favored population overgrowth of several exotic invasive species, including *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio* and *Lepomis gibbosus*.

#### Kivonat

Munkánk során azt tanulmányoztuk, hogy egy korábban épült, a hosszanti átjárhatóságot akadályozó duzzasztógát milyen hatást gyakorolhat a Fekete-Körös felső szakaszának (ROSCI 0049) halfaunájára. Vizsgálatunkat 2015-ben műtárgy alatt és felett egyaránt egy-egy 9 km hosszú szakaszon végeztük, mely során összesen 28 halfajt azonosítottunk. Eredményeink arra utalnak, hogy ezen halfajok nem egyformán reagáltak a gát élőhely-fragmentáló hatására. A kisebb méretű (*Sabanejewia balcanica*, *Romanogobio kessleri*, *R. uranoscopus*, *Gobio carpathicus* (sin. *Gobio gobio*) és *Zingel streber*) és a potamodrom halfajok (*Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba* és *Barbus barbus*) populáció felszaporodtak a gát alatti területen, feltehetően az élőhely kettéválasztása miatt. Ezzel szemben a felvízi duzzasztott szakaszon, ahol a víz sebességének lecsökkenése miatt megnőtt az üledék felhalmozódása, nagymértékben elszaporodtak az idegenhonos inváziós halfajok, mint a *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio* és a *Lepomis gibbosus*.

#### Introduction

The fish fauna of numerous rivers from the Tisa (Tisza) River system is affected by human activities mainly by dam constructions and water pollution (Harka 1996, 2006, Telcean et al. 2006). Aquatic biotopes of the rivers are continuously connected and species occupy these biotopes according to their specific adaptations. Thus, the River Continuum Concept (Vannote et al. 1980) explains why the species do not spread equally along the entire river and why the entire river channel is important to maintain biodiversity and biological integrity of that water body. The connectivity of the river habitats also seems to play an important role for maintenance of ichthyofauna diversity and fish population density. When the river connectivity is affected, the population size for most of fishes tends



to decrease and new species assemblages are established (Telcean 1997, Telcean & Bănărescu 2002, Telcean et al. 2006). Some discrete influences are affecting the fish species according to their size and migration tendency. The majority of fishes from the rivers manifests a tendency of rheophilic mobility during the seasons and also is influenced by water debit fluctuations. The irregular movement of shoals, especially those formed by small-sized fishes, can be considered as an adaptive process and it contributes to an efficient foraging and exploitation of the entire river habitat. On the other hand, we have observed regulated movements of those shoals that consist of medium or large size fishes (*Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus* and *Vimba vimba*). Fish migrations generally not exceeding their own river system are called potamodromous, a subcategory of diadromous migrations (Myers 1949). To date we do not have a comprehensive list of potamodromous fish species, primarily due to species peculiarities that are induced by numerous conditions in each river system. Such potamodromous species are the subject of our long-term studies in the middle stretch of river Crisul Negru/Fekete-Körös.

Along the majority of the dammed rivers, which do not have a reservoir, species migration is blocked even if facilities permitting the passing of the fishes are present (Telcean and Cupsa 2015). Altogether, the species occupy the downstream riverbed section where their populations tend to decrease continuously during the following years. Fluctuations in water level and temperature are both harming the fish populations downstream to the barrage also in the Crisuri (Körös) rivers system (Telcean 1997, Györe et al. 2013). A different evolution occurs in the rivers affected by small barrages or overflow dams without reservoirs. These structures retain the water partially and during major increases of debits the water exceeds the barrage level and passes through them forming waterfalls. Such barrage was built on the main channel of Crisul Negru/Fekete-Körös river near Ginta (Gyanta) in 1980 and the present study was focusing onto its harmful effects on the fishes.

### Material and methods

The study was carried out on the affected site of a barrage on the main channel of Crisul Negru/Fekete-Körös River, close to the locality Ginta (Gyanta) (Bihar County). The river section from there pertains to upper N2000 ROSCI 0049 site. The fish samples were collected on the 15<sup>th</sup> of July and 2<sup>nd</sup> of September 2015. Our observations were focused on the occurrence of fish species along the riverbed to a distance of 9 km upstream and downstream of the small barrage and also in a small lateral pond. This small biotope characterized by standing water and muddy bottom differs from the others in upper side of the dam and also it is connected to the river. The species occurrence close to the barrage construction (along to 30 m) was registered separately in order to observe which species are forming agglomerate groups in the proximity of the barrage. Samples were collected using an electro fishing gear type Samus and a supplementary fishing net (mesh size 0.5 cm). The sampling methods were adapted each to the local biotope and did not involve a fishing boat. The riverbed of the studied area consisted exclusively of gravels and pebbles. The water flow was predominantly fast and the depth ranged between 0.5 and 1.5 m, corresponding to epipotamal habitat type (Illies & Botosaneanu 1963).

The collected fish specimens were identified at the sampling site and immediately released. The occurrence of species was registered using a voice recorder, thus the final counting of specimens was performed later, after the sampling procedure. The percentage of fish specimens upstream and downstream the barrage was also calculated in order to investigate potential changes and harmful effects of river habitat disconnection. Specimens sampled from the lateral pond are considered to pertain to the sample from upper side of the dam (*Figure 2* marked 3P) because of the connectivity to the river.

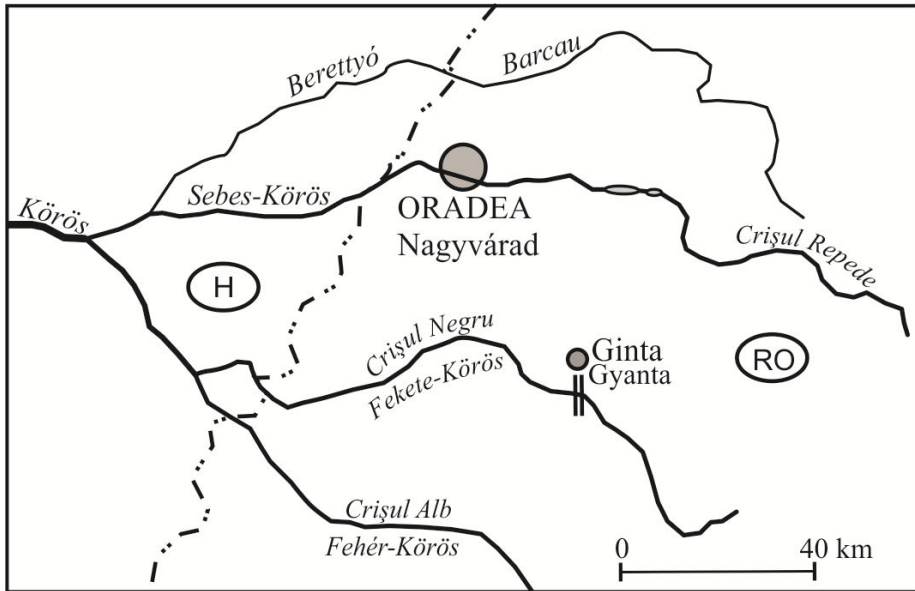


Fig. 1. The barrage localization in Crisul Negru/Fekete-Körös River  
 1. ábra. A duzzasztógát elhelyezkedése a Crisul Negru/Fekete-Körös folyón

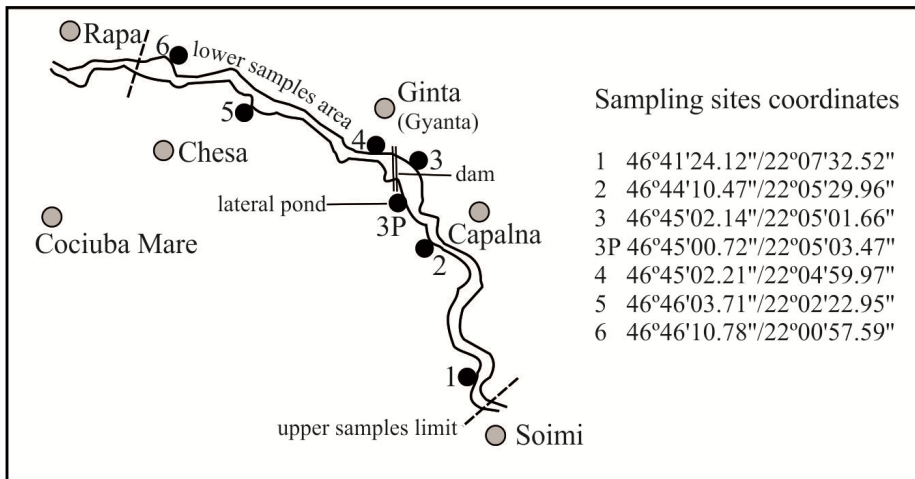


Fig. 2. Detail on the sampling area.  
 2. ábra. A mintavételi terület helyszínrajza

### Results

Altogether, 28 fish species were identified in the sampling area consisting ca. 9 km upstream and 9 km downstream section of the river Crisul Negru /Fekete-Körös around the Ginta (Gyanta) barrage during July and September 2015 (Table 1). Ten of these species were rare and protected and an additional four were exotic invasive. On the proper barrage site (Fig. 1 and 2) on the each side we collected only 18 fish species.

The percentages of these species on the two sides of the barrage were quite different. This proved that the habitat interruption and modifications in the upper reach are influencing those species (Table 2).

Table 1. Fish species collected from the barrage area from the river Crisul Negru/Fekete-Körös  
1. táblázat. Fogott halfajok a Crisul Negru/Fekete-Körös duzzasztógátja közeléből

Species Faj	Upstream Gát fölött	Downstream Gát alatt	Pond Tó	Total Összesen
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	39 (11)	176 (42)	2 (2)	217
<i>Alburnus alburnus</i>	2(2)	51 (8)	1 (1)	54
<i>Ameiurus melas</i>	0	1	0	1
<i>Barbatula barbatula</i>	4	0	0	4
<i>Barbus barbus</i>	(1)	21 (5)	0	22
<i>Barbus biharicus (B. carpathicus)*</i>	1	5 (2)	0	6
<i>Carassius gibelio</i>	(11)	2	(6)	19
<i>Chondrostoma nasus</i>	9	188 (18)	(1)	198
<i>Cobitis elongatoides</i>	1	4	0	5
<i>Cyprinus carpio</i>	(1)	0	(4)	5
<i>Esox lucius</i>	0	3	0	3
<i>Gobio carpathicus</i>	3 (2)	8	(1)	12
<i>Lepomis gibossus</i>	(1)	0	(1)	2
<i>Leuciscus aspius</i>	0	5	0	5
<i>Leuciscus leuciscus</i>	(1)	7	0	8
<i>Perca fluviatilis</i>	0	3	(1)	4
<i>Pseudorasbora parva</i>	(2)	0	(2)	4
<i>Rhodeus amarus</i>	36 (35)	83 (1)	(38)	157
<i>Romanogobio kessleri</i>	6 (2)	20 (6)	(1)	27
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	6	9 (1)	0	15
<i>Romanogobio vladykovi</i>	3	16	0	19
<i>Rutilus rutilus</i>	0	30	0	30
<i>Sabanejewia balcanica</i>	0	5 (2)	0	5
<i>Silurus glanis</i>	0	10	0	10
<i>Squalius cephalus</i>	46 (17)	51 (8)	(27)	124
<i>Vimba vimba</i>	0	4	(1)	5
<i>Zingel streber</i>	0	14	0	14
<i>Zingel zingel</i>	0	8	0	8

\* Based on Antal et al. 2016; ( ) Specimens number collected in the immediate vicinity of barrage site. Pond - corresponds to samples collected in the lateral pond at the upstream side of barrage.

The majority of fish species were cyprinids which are typical for the hilly rivers characterized by rocky bottoms and fast running waters (Fig. 3 and 4). The barrage affected the species unequally. Two representatives of the perk family, *Zingel streber* and *Z. zingel*, showed a scarce presence and they were distributed downstream of the barrage (Table 1). Similarly, the small tailed gudgeon species (*Romanogobio uranoscopus*, *R. kessleri* and *R. vladykovi*) were distributed predominantly downstream to the barrage with low number of specimens. Our findings upon these species reveals their preferences for rheophilic unaffected habitats.

Upstream migration of potamodromous species, e.g. *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus* and *Vimba vimba*, was presumably blocked by the construction. Thus, the number of their specimens encountered upstream of the barrage was either smaller or some of them were lacking entirely (Table 2). Balcan spined loach, *Sabanejewia balcanica*, was detected only in small numbers downstream, where the natural conditions in the river habitats remained unchanged.

Table 2. Relative percentage of fish species from upstream and downstream the barrage  
2. táblázat. A halfajok százalékos gyakorisága a duzzasztógát fölött és alatt

Species Faj	Upstream Gát fölött (%)	Downstream Gát alatt (%)	Remarks Mjegyzések
<i>Cyprinus carpio</i>	100	0	Introduced species
<i>Lepomis gibossus</i>	100	0	Exotic/Invasive
<i>Pseudorasbora parva</i>	100	0	Exotic/Invasive
<i>Carassius gibelio</i>	89.5	10.5	Exotic/Invasive
<i>Squalius cephalus</i>	58.9	41.1	very common /nagyon gyakori
<i>Rhodeus amarus</i>	47.2	52.8	protected /védett
<i>Romanogobio uranoscopus</i>	40	60	protected /védett
<i>Romanogobio kessleri</i>	25.9	74.1	protected /védett
<i>Gobio carpathicus</i>	25	75	very common /nagyon gyakori
<i>Vimba vimba</i>	25	75	
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	18.9	81	
<i>Barbus biharicus (B. carpathicus)*</i>	16.7	83.3	protected /védett
<i>Leuciscus leuciscus</i>	12.5	87.50	rare /ritka
<i>Alburnus alburnus</i>	5.5	94.5	very common /nagyon gyakori
<i>Chondrostoma nasus</i>	5	95	very common /nagyon gyakori
<i>Barbus barbus</i>	4.5	95.5	
<i>Sabanejewia balcanica</i>	0	100	protected /védett
<i>Zingel streber</i>	0	100	protected /védett

\*Based on Antal et al. 2016

Although the representatives of invasive exotic species (*Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibossus* and *Carassius gibelio*) were encountered on both side of barrage, their populations showed increased numbers upstream where the slow flowing waters favored the deposition of sediment. Another fish species with increased numbers upstream of the barrage was *Rhodeus amarus* (47.2% upstream and 52.8% downstream). This cyprinid fish prefers the non-rheophilic habitats like those upstream of the barrage.

The very common cyprinids fishes, *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus* and *Alburnoides bipunctatus*, were largely distributed on both sides of the barrage. *Squalius cephalus* became more frequent due to its opportunistic habits, considering the supplementary food resources and shelters over there. The last two species were also present in large number downstream where the water had increased levels of oxygen saturation. In addition, their inability to pass the barrage is caused their increased occurrence downstream.

The small biotope offered by the lateral pond accommodated 13 species, mainly the exotic invasive ones (*Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva* and *Lepomis gibossus*), ubiquitous (*Alburnus alburnus*, *Squalius cephalus*) and juveniles of potamodromous *Chondrostoma nasus* and *Vimba vimba*. Numerous specimens of *Rhodeus amarus* were also encountered.



*Fig. 3. Barrage area at summer*  
*3. ábra. A gát környéke nyáron*



*Fig. 4. Barrage area at winter in a overflow period*  
*4. ábra. A gát környéke télen áradáskor*

### **Discussion**

Our research findings showed that the fish species are unequal affected by barrage, especially because of their specific ecological requirements and body size. Occurrence of species upstream and downstream the barrage site argued the conclusion regarding to the barrage effect on fishfauna. The river habitat connectivity interruption is affecting mainly the small sized fishes and the potamodromous species, which are not able to pass the dam

and to reach the upper stretches of the river. Modified habitat at the upper side of the dam has encouraged the ubiquitous and exotic invasive species which responded by increased numbers.

The population segregation on both sides of barrage was most dramatic in case of *Chondrostoma nasus* and *Vimba vimba*. Their percentage on the upstream attains only 5% for *Ch. nasus*, and 25% for *Vimba vimba*. On the other hand, the percentages rose to 95% and 75%, respectively downstream. In this context it should be noted that *Vimba vimba* is one of the recent identified intruders in the Cris/Körös river system (Bănărescu, 1981). It seems that its advancing along the upper rivers of the system is now negatively affected by damming and regulation of the rivers. Another potamodromous fish species, *Barbus barbus* showed a similar trend with 95.5% of its specimens from downstream (Table 2). The drastic reduction of its numbers in the upstream region is most likely due to a presence of transverse barrier.

Potential disruption of fish spawning by transverse barriers was a subject of numerous studies and it is considered one of the most harming effects on the freshwater fish populations. Spawning alteration and progressive depopulation are associated phenomena in these rivers (Peňáz 1996, Keckeis, 2001, Heggenes & Röed 2006). Similarly to river damming, river regulation is also harmful to the fish fauna (Bănărescu 1994, Harka 2006).

The three most common species, namely *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus* and *Alburnoides bipunctatus*, were apparently not affected by river damming. However, these species seem to have larger populations downstream the barrage than upstream. *Alburnoides bipunctatus* is a representative of sensitive species and habitat specialist species category as well (Telcean & Banarescu 2002). A recent study carried out on the fish fauna along the Crisuri/Körös rivers system revealed the same abundance for *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus* and *Alburnoides bipunctatus* (Györe et al. 2013).

Exotic and invasive *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio* and *Lepomis gibossus* are present also in the upper stretch of the river and probably they found an opportunity in the changed biotope characterized by slow waters and rich sediment deposits. The native species *Rhodeus sericeus*, which spawns only in bivalve mollusks was encouraged here by silt deposits and submerged vegetation. The occurrence of juvenile specimens of *Cyprinus carpio* is a curiosity and we suppose that they were introduced here by local anglers.

A discrete influence was observed regarding the distribution of small-sized fish species which occupy the barrage area (*Romanogobio kessleri*, *R. uranocopus*, *Sabanejewia balcanica*). These are affected by the presence of the transverse structures and their inability to cross the barrage area. Our results showed reduced population sizes of these species upstream to the barrage.

The rheophilic *Zingel zingel* and *Z. streber* were not encountered on the barrage site, although they form stable populations in well-conserved biotopes along the river Crisul Negru/Fekete-Körös. However, these species usually form disperse populations characterized by smaller number of individuals (Bănărescu 1994), and our findings suggest that they are well represented in this river.

#### References

- Antal, L., László, B., Kotlík, P., Mozsár, A., Czeglédi, I., Oldal, M., Kemenesi, G., Jakab, F., Nagy, S.A. (2016): Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 96: 187–194.
- Bănărescu, P. (1981): Ihtiofauna Crișurilor în cadrul general al ihtiofaunei bazinului Dunării. (The fish fauna of the Criș Rivers within the general framework of the Danube basin fish fauna. - in Romanian). *Nymphaea – Folia Naturae Bihariae*, (Oradea) 8-9: 475–481.
- Bănărescu, P. (1994): The present-day conservation status of the fresh water fish fauna of Romania (in English), *Ocrot. Nat.Med. Înconj.* 38/1: 5–20.
- Bănărescu, P., Telcean, I., Bacalu, P., Harka, Á., Wilhelm, S. (1997): The fish fauna of the Cris/Körös rivers. p. 301–325. In: Hamar, J., Sarkany-Kiss, A. (eds.): *The Cris/Körös Rivers Valleys, Tiscia-Monograph series Szolnok–Szeged–Tg. Mureș*.



- Györe, K., Józsa, V., Gál, D., Lengyel, P. (2013): Fish faunal studies in the Körös river system. *AAFL Bioflux* 6/1: 34–41.
- Harka, Á. (1996): A Körösök halai. (Fishes of the Körös river system –in Hungarian). *Halászat* 89/4: 144–148.
- Harka, Á. (2006): Changes in the fish fauna of the River Tisza. *Tiscia* 35: 65–72.
- Heggenes, J., Röed, K.H. (2006): Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river. *Ecology of Freshwater Fish* 15/4: 366–375.
- Illies, J., Botosaneanu, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologiques des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. (*Problems and methods on classification and ecological zoning in flowing waters from the faunistical point of view* – in French). *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und angewandte Limnologie* 12: 1–57.
- Keckeis, H. (2001): Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). *Archiv für Hydrobiologie Supplement band. Large rivers* 12/2-4: 341–356.
- Myers, G.S. (1949): Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia* 1949/2: 89–97.
- Peňáz, M. (1996): *Chondrostoma nasus* - its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline – a review. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*, ALS Advances in Life Sciences 1996: 279–285.
- Telcean, I.C. (1997): Influența barajelor și amenajărilor hidrotehnice asupra ihtiofaunei bazinului Crișurilor (The influence of the river damming and of hydrotechnical modifications upon the fishfauna from the Crișuri basin – in Romanian). *Univ. of Oradea, Scientifically Annals, Fascicle of Biology* 5: 64–75.
- Telcean, I., Bănărescu, P. (2002): The fish fauna changes in the upper Tisa and its southward and eastward tributaries. p. 173–187. In: Sarkany-Kiss, A, Hamar, J. (eds.): *Ecological aspects of the Tisa River Basin, Tiscia-monograph series Szolnok-Szeged-Tg. Mureș*.
- Telcean, I., Cupșa, D., Covaciu-Marcov, S.D., Sas, I. (2006): The fish fauna of the Crișul Repede River and its threatening major factors. *Pisces Hungarici* 1: 13–19.
- Telcean, I.C., Cupșa, D. (2015): Captive populations of fishes in the Crișul Repede River (Tisa River Basin) *Pisces Hungarici* 9: 75–80.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37/1: 130–137.

**Authors:**

Ilie C. TELCEAN ([itelcean@uoradea.ro](mailto:itelcean@uoradea.ro)), Diana CUPȘA ([dcupsa@uoradea.ro](mailto:dcupsa@uoradea.ro)), Andrei TOGOR ([andreitogor@yahoo.com](mailto:andreitogor@yahoo.com))

## A Magyar Haltani Társaság 2016. évi működéséről

Egyesületünk taglétszáma az év végén ugyanúgy 130 volt, mint az előző évben. A szavazati joggal bíró rendes tagok száma 119, a pártoló tagoké 11. Működésünk anyagi, tárgyi és személyi feltételei biztosítottak, az egyesületi feladatokat minden tagunk önkéntesen, díjazás nélkül látja el.

Az évet – miként az már megszokott – az „év hala” választás eredményének január elsejei közzétételével kezdtük. Sajtóközleményünket számos médium átvette, s ennek következtében több rádió- és televízió-riportban nyílt lehetőségünk őshonos halaink népszerűsítésére. Erre vonatkozó ismeretterjesztő cikkeinket egyebek mellett a Természetbúvár, az Élet és Tudomány, a Honismeret, valamint a Magyar Horgász és az újvidéki Magyar Szó is közölte.

Társaságunk ez évben három ismeretterjesztő előadást tartott, s ugyanilyen céllal folyamatosan működött a honlapunk „Mit fogtam?” oldala és rejtvényrovata. Mindkettőre rendszeresen hivatkozunk a Facebook-oldalunk bejegyzéseiben, így onnan is sokan látogatnak el a weboldalunkra. Az év legjelentősebb ismeretterjesztő akciójaként október elején hirdettük meg a 2017-re vonatkozó „év hala” választást, amelyre ötezernél több szavazót sikerült mozgósítanunk.

Tudományos téren az év legfontosabb eseményét a XII. Magyar Haltani Konferencia jelentette számunkra, melyet a tiszafüredi Hableány Hotel konferenciatermében rendeztünk meg a helyi önkormányzat támogatásával. A kétnapos rendezvényen 25 előadás és 5 szóbeli poszterbemutató hangzott el. A mintegy hetven főnyi hallgatóság zöme a hazai szakemberek köréből került ki, de voltak szlovákiai és romániai vendégeink is. A bemutatott előadások anyagából számos dolgozat készült. A lektorok által közlésre alkalmasnak minősített kéziratok a Pisces Hungarici 10. kötetében jelentek meg. A részben magyar, részben angol nyelvű kiadványt – társaságunk tagjain túlmenően – mintegy 50 közintézmény és könyvtár címére is ingyenesen juttattuk el.

Munkatervünkben további két kiadványt is terveztünk erre az évre, de a Woynárovich- emlékkötet kiadásához sajnos nem gyűlt össze elegendő anyag. Arról viszont örömmel számolhatunk be, hogy Wilhelm Sándor paducról írt kismonográfiája a társaságunk gondozásában megjelent. Ez a kötet – túl azon, hogy átfogó és részletes ismereteket közöl egy különleges halunkról – az erdélyi magyar haltan egyik kiemelkedő alakjának, a szerző egykori tanárának, a paduczónát elsőként leíró, immáron bő negyedszázada elhunyt Gyurkó István professzornak is méltó emléket állít.

Egyesületünkre két fontos szervezeti feladat is várt ebben az évben: a kötelezően előírt alapszabály-módosítás, valamint az elnökség újraválasztása. Jogban jártas segítőinknek köszönhetően, ha nehézségekkel küzdve is, de mindkettőt sikeresen abszolváltuk. Új alapszabályunk határidőre elkészült és jogerőre emelkedett, az újabb öt évre megválasztott elnökség pedig továbbra is a korábbi, változatlan összetételben látja el feladatát. Ennek keretében – szakértőnk közreműködésével – ez évben is minden halakkal kapcsolatos jogszabálytervezetet véleményeztünk, amelyre a Földművelésügyi Minisztérium felkért bennünket.

Elnökségünk értékelése szerint halaink és a velük kapcsolatos témák még ma sem kapják meg a társadalomtól azt a figyelmet, amelyet jelentőségük indokolna. Erre tekintettel társaságunk kezdeményezte, hogy 2017-től minden év március 20-a legyen a halak napja. Javaslatunkkal az FM illetékes főosztálya, a Mohos, a Mahal, a MASZ és az akvaristák országos egyesülete is egyetértett, s mindannyian társként vesznek részt a programok szervezésében. Ennek jegyében társaságunk a jövőben mindig a március 20-i dátumhoz kötődve kívánja megrendezni éppen aktuális haltani konferenciáját, amelyen természetesen a halak jelentősége is mindig megfelelő hangsúlyt fog kapni.

Dr. Harka Ákos elnök



## Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(mintaként a Pisces Hungarici legutóbbi kötete szolgál)

Bővebb tájékoztató itt érhető el: [http://haltanitarsasag.hu/pisceshungarici\\_hu.php](http://haltanitarsasag.hu/pisceshungarici_hu.php)

### Formai előírások

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

### A dolgozat felépítése

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

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

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

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

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

### Abstract

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

### Kivonat

Az Abstract magyar nyelven. Csak az angol nyelvű cikkekhez kötelező. Az Abstract és a Kivonat együtt sem lehet több annál, mint amennyi **ráfér az első oldalra**. (8-as betűméret)

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

### Bevezetés vagy Introduction

### Anyag és módszer vagy Material and methods

### Eredmények vagy Results

### Értékelés vagy Discussion

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

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

**Szövegközi hivatkozás:** 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), Tóth és mtsi. (2009) vagy (Tóth et al., 2009) formában történjék.

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

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

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

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

### **Köszönetnyilvánítás vagy Acknowledgement**

Legfeljebb 5 sor (8-as betűméret).

### **Irodalom vagy References**

**Az irodalomjegyzékben kizárólag nyomtatásban vagy elektronikus úton publikált dolgozatok szerepelhetnek. Közülük is csak azok, amelyekre a dolgozat szövegében hivatkozunk.** Az idézett munkák szoros ábécérendben, ezen belül időrendben, sorszámozás nélkül kövessék egymást. (8-as betűméret, 0,63 cm függőbehúzás)

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

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

Mintaként a továbbiak szolgálnak.

#### **Tudományos közlemény (tanulmánykötetből, folyóiratból):**

Bănărescu, P. M., Telcean, I., Bacalu, P., Harka Á., Wilhelm S. (1997): The fish fauna of the Cris/Körös river basin. In Sárkány-Kiss, A., Hamar, J. (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 Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 p.

#### **Könyvrészlet:**

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

#### **Internetről letölthető anyag:**

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

#### **Ha szerző, esetleg cím sincs megadva:**

URL1: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) (zárójelben a letöltés dátuma)

URL2: [www.edkvtf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/w\\_felszini.html-30k](http://www.edkvtf.zoldhatosag.hu/tartalom/vizved/w_felszini.html-30k)

#### **Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:**

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

#### **A dolgozat legvégén**

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

#### **A kéziratok benyújtása**

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