

PISCES HUNGARICI

A MAGYAR HALTANI TÁRSASÁG
IDŐSZAKI KIADVÁNYA

TOMUS XII



**Magyar Haltani Társaság
Debrecen - Tiszafüred
2018**

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

Szerkesztő:
HARKA Ákos, *harkaa2@gmail.com*

Társszerkesztő:
ORBÁN László
PINTÉR Károly

Pisces Hungarici
a periodical of the Hungarian Ichthyological Society

Editor:
Ákos HARKA

Co-editor:
László ORBÁN
Károly PINTÉR

Technikai szerkesztő/Technical editor:
ANTAL László
NYESTE Krisztián

A borító fotóit készítette/Cover photos made by:
NYESTE Krisztián és SALLAI Zoltán

Szerkesztőbizottság/Editorial Board:

ANTAL László	KOŠČO, Ján	PEKÁRIK, Ladislav
BÍRÓ Péter	MÜLLER Tamás	PINTÉR Károly
ERŐS Tibor	NAGY Sándor Alex	SÁLY Péter
GYÖRE Károly	NOWAK, Michal	SPECZIÁR András
HARKA Ákos	ORBÁN László	TAKÁCS Péter
JUHÁSZ Lajos		WILHELM Sándor

A kötet azon lektorai, akik hozzájárultak nevük közléséhez:

ANTAL László	JUHÁSZ Lajos	SALLAI Zoltán
CSÖRGITS Gábor	LEHOCZKY István	SÁLY Péter
ERŐS Tibor	NAGY Sándor Alex	SPECZIÁR András
FERINCZ Árpád	NYESTE Krisztián	SZALÓKY Zoltán
HALASI-KOVÁCS Béla	ORBÁN László	SZEPESI Zsolt
HARKA Ákos	PINTÉR Károly	WILHELM Sándor
	RÓNYAI András	

Magyar Haltani Társaság
Debrecen – Tiszafüred
2018

Tartalom

SALLAI Z., KISS B., MÜLLER Z., POLYÁK L.: A Velencei-tó 2017-es vizsgálatának halfaunisztikai eredményei	5
CSIPKÉS R., KONCZ D.: Kisvízfolyások halfaunájának helyzete a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság működési területén	21
CZEGLÉDI I., BOROS G., PREISZNER B., SPECZIÁR A., TAKÁCS P., VITÁL Z., ERŐS T.: Halfaunisztikai vizsgálatok a Sió-csatornán	33
BRAUN Á., TATÁR S., TÓTH B., URBÁNYI B., MÜLLER T.: A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram keretében folytatott tóvizsgálat eredményei, valamint a széles kárász (<i>Carassius carassius</i>) ivadékok ketreces nevelésének lehetősége állománymegsegítés céljából	37
SZENDŐFI B., BÉRCES S., CSÁNYI B., GÁBRIS V., GÁL B., GÖNYE Zs., RÉPÁS E., SEPRÓS R., TÓTH B., A. KOUBA, J. PATOKA, WEIPERTH A.: Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein	47
NYESTE K., GYÖNGY M., ANTAL L.: A feketeszájú géb [<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)] terjedése a Tisza vízgyűjtőjén	53
SZABÓ I.: Az Ér folyó csatornáinak aktuális halközössége	57
TAKÁCS P.: Megjegyzések a Magyarországon előforduló, <i>Gobio</i> genusba tartozó küllők taxonómiai helyzetével és névhasználatával kapcsolatban	63
TAKÁCS P., BÁNÓ B., CZEGLÉDI I., FERINCZ Á., KERN B., PREISZNER B., STASZNY Á., VITÁL Z., WEIPERTH A., ERŐS T.: Hány csukafaj él a Kárpát-medencében?	67
GÁL B., GÁBRIS V., CSÁNYI B., CSER B., DANYIK T., FARKAS A., FARKAS J., R. GEBAUER, RÉPÁS E., SZAJBERT B., A. KOUBA, J. PATOKA, L. PÁRVULESCU, WEIPERTH A.: A vörös mocsárrák <i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára	71
VITÁL Z., CZEGLÉDI I., PREISZNER B., SPECZIÁR A., TAKÁCS P., KERN B., ERŐS T., BOROSS N.: A folyami géb (<i>Neogobius fluviatilis</i>) balatoni állományának testhosszeloszlása, szaporodásbiológiája, valamint a ligulózis hatása a gonado-szomatikus indexük értékére	77
MOLNÁR K., NYESTE K., SZÉKELY Cs.: Parazitológiai bizonyítékok az ezüstkárász (<i>Carassius auratus gibelio</i> Berg, 1932) eredetéről	87
HORVÁTH L., MÉZES M., BODNÁR Á., CSORBAI B., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Az édesvízi angolnák (<i>Anguilla</i> sp.) szaporodásának környezeti szabályozása	95
MARODA Á., SÁLY P.: Középhegységi patakok halainak testhossz-függő mikroélőhely-használata	111
UDVARI Zs., GYÖRE K., POÓR Cs.: A magyar államot megillető halgazdálkodási jog felértékelésének módszertana a Ráckevei (Soroksári)-Duna példáján	123
A Magyar Haltani Társaság 2017. évi működéséről	139
Útmutató a Pisces Hungarici szerzői részére	141

Contents

SALLAI Z., KISS B., MÜLLER Z., POLYÁK L.: Results of fish faunistic survey of Lake Velence in 2017	5
CSIPKÉS R., KONCZ D.: The state of streams' fish fauna in the area of Bükk National Park Directorate	21
CZEGLÉDI I., BOROS G., PREISZNER B., SPECZIÁR A., TAKÁCS P., VITÁL Z., ERŐS T.: Investigation of the fish fauna of the Sió-canal	33
BRAUN Á., TATÁR S., TÓTH B., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Pond monitoring and cage rearing of crucian carp (<i>Carassius carassius</i>) in pilot study of European mudminnow conservation program	37
SZENDŐFI B., BÉRCES S., CSÁNYI B., GÁBRIS V., GÁL B., GÖNYE Zs., RÉPÁS E., SEPRÓS R., TÓTH B., A. KOUBA, J. PATOKA, WEIPERTH A.: Occurrence of exotic fish and crayfish species in Barát and Dera creeks and their adjacent section of the River Danube	47
NYESTE K., GYÖNGY M., ANTAL L.: Spreading of the round goby, <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814) in the water system of Tisza River	53
SZABÓ I.: The Actual Fish Community in the Ér/Ier River	57
TAKÁCS P.: Notes on the taxonomic position and naming problems of the Hungarian stream dwelling gudgeons (<i>Gobio</i>)	63
TAKÁCS P., BÁNÓ B., CZEGLÉDI I., FERINCZ Á., KERN B., PREISZNER B., STASZNY Á., VITÁL Z., WEIPERTH A., ERŐS T.: How many Pike (<i>Esox</i>) species live in the Carpathian Basin?	67
GÁL B., GÁBRIS V., CSÁNYI B., CSER B., DANYIK T., FARKAS A., FARKAS J., R. GEBAUER, RÉPÁS E., SZAJBERT B., A. KOUBA, J. PATOKA, L. PÄRVULESCU, WEIPERTH A.: Present distribution of the invasive red swamp crayfish <i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852) and its effects on the fish fauna assemblages in some tributaries of the Hungarian section of the River Danube	71
VITÁL Z., CZEGLÉDI I., PREISZNER B., SPECZIÁR A., TAKÁCS P., KERN B., ERŐS T., BOROSS N.: Length-frequency and reproductive biology of monkey goby (<i>Neogobius fluviatilis</i>) in Lake Balaton and the effect of ligulosis on their gonado-somatic index	77
MOLNÁR K., NYESTE K., SZÉKELY Cs.: Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the gibel carp (<i>Carassius auratus gibelio</i> Berg, 1932)	87
HORVÁTH L., MÉZES M., BODNÁR Á., CSORBAI B., URBÁNYI B., MÜLLER T.: Environmental regulation of reproduction of freshwater eels (<i>Anguilla</i> sp.)	95
MARODA Á., SÁLY P.: Size dependent microhabitat use of fishes in sub-mountain streams	111
UDVARI Zs., GYÖRE K., POÓR Cs.: Methodology for the valuation of the state-owned fisheries rights on the example of the Ráckeve branch of the Danube	123
Activity of the Hungarian Ichthyological Society in 2017	139
Guide for authors of the Pisces Hungarici	141



A Velencei-tó 2017-es vizsgálatának halfaunisztikai eredményei

Results of fish faunistical survey of Lake Velence in 2017

Sallai Z.¹, Kiss B.², Müller Z.², Polyák L.²

¹ Vaskos csabak Bt.

² BioAqua Pro Kft.

Kulcsszavak: természeti érték, funkcionális guildok, szikestó

Keywords: natural value, functional guilds, alkaline lake

Abstract

Data were collected on the ichthyofauna of the Lake Velence from 38 sampling sites, on 9 sampling days during 2017 June. The data were collected by using battery operated electric fishing gears working with pulsating direct current, from boat and wading in the water. After the identification of the species all individuals were released, specimen collection was not implemented. The exact sites of the sampling were identified by GPS, the obtained EOV coordinates were processed using a commercial spatial analyst software. The analysis of the faunistical data was carried out using the Access data base management software. The number of individuals and the geocoordinate data were registered on site using a digital dictaphone. During our survey 11.928 fish specimen were caught and identified, representing 19 species. One of the 19 species (Weatherfish – *Misgurnis fossilis*) is protected at national level in Hungary, while two species (*Asp - Leuciscus aspius*; Weatherfish – *Misgurnis fossilis*) are listed in the Appendices of the Habitat Directive. The occurrence of the invasive alien species black bullhead (*Ameiurus melas*) is completely new information, since recently the presence of the species was not mentioned by the previous papers from the Lake. Based on the number of species determined, the absolute ($T_A: 37$) and relative ($T_R: 1,276$) conservation values of the fish fauna were expressed.

Kivonat

2017 júniusában összesen 9 terepnapon, 38 mintahelyről gyűjtöttünk adatokat a Velencei-tó halfaunájáról. A faunisztikai adatok gyűjtését akkumulátoros üzemű, pulzáló egyenáramot előállító halászgépekkel végeztük, csónakból és vízben gázolva. A kifogott halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A mintavételi helyeket GPS segítségével mértük be, a kapott EOV-koordinátákat egy asztali térinformatikai szoftverrel dolgoztuk fel. A faunisztikai adatok feldolgozását Access adatbázis-kezelő programmal végeztük. A fajonkénti egyedszámok, valamint a geokoordináták rögzítésére digitális diktafont használtunk. Saját vizsgálataink során 11928 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 19 faj képviseltek. Az összesen kimutatott 19 faunaelemből 1 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – réticsík (*Misgurnus fossilis*) – továbbá 2 faj az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben is megtalálható – balin (*Leuciscus aspius*), réticsík (*Misgurnus fossilis*). Egy inváziós faj, a fekete törpeharcsát (*Ameiurus melas*) újként sikerült kimutatnunk, melyet a korábbi szakirodalmi források nem jeleztek a tóból. A megállapított fajszám alapján kifejeztük a halfauna abszolút ($T_A: 37$) és relatív természeti értékét ($T_R: 1,276$).

Bevezetés

A Velencei-tó hazánk harmadik legnagyobb természetes tava. A vízügyi szakembereknél ez a tó sem esett ki az érdeklődés központjából, az elmúlt 250 évben több terv is született a lecsapolására. 1974-ig rendszeresen volt halászat a tavon, azonban 1974-ben teljes mértékben horgászkezelésbe került. Több átgondolatlan halasítás miatt a tó eredeti halfaunája jelentősen átalakult. A főváros közelsége miatt meglehetősen népszerű nemcsak a horgászok körében, ami nem kis környezeti terhelést jelent a tónak. 2017-ben a tervezett újabb fejlesztések miatt a tó negyven pontját jelöltük ki, hogy adatokat gyűjtsünk halállományának minőségi és mennyiségi összetételéről. Halfaunája szegényesebb más, nagyobb állóvizeinkhez (Balaton, Fertő) képest, ami vizének magas sótartalmával is

összefüggésbe hozható. A halászatokat nyári időszakban végeztük, egyszeri alkalommal, a felmérés eredményeit a soron következőkben foglaltuk össze.

Irodalmi áttekintés

A legkorábbi írásos adatok a Velencei-tó halairól Fényes (1836, 1847) munkáiban jelentek meg, aki a következőket írta: „*Benne csuka, ponty, sügér, kárász bőven találtak*” illetve „*Halakkal bővelkedik a velencei tó: fognak benne csukát, pontyot, sügért és igen jó kárászt.*”

Herman (1887) nagybecsű művében a fajok leírásánál Petényi adataira hivatkozva 11 faj esetében jelölte meg a Velencei-tavat lelőhelyként, melyet népies elnevezések alapján további két fajjal egészített ki, a sügérrel és a balinnal. Így együttesen 13 halfajt sorolt fel a tóból.

Herman (1890) az angolna velencei-tavi megkerüléséről számolt be.

Kohaut (1900-1901) több esetben hivatkozik Herman (1887), illetve Petényi adataira, új fajt nem közölt a korábbiakhoz képest.

Vutskits (1904) *A Magyar Birodalom halrajzi vázlat*a című összefoglaló munkájában Herman (1887) adatait vette át, 13 fajt sorolt fel a tóból. A Faunakatalógusban (Vutskits, 1918) a 13 fajból álló fajlistát kiegészítette a Hermantól (1890) átvett angolna előfordulással, így összesen a két fajlista alapján 14 faj esetében jelölte meg a Velencei-tavat lelőhelyként.

Polgár (1914) 4 faj – a ponty, a kárász, a sügér és a csuka – előfordulását említi, továbbá pontos faj megnevezés nélkül a „*keszeget*”.

Répássy (1914) a tóról egy részletes áttekintést közölt, melyben beszámolt arról, hogy helyeztek ki a tóba pontyot, compót és süllőt. Ezen kívül előadja, hogy a lehalászás során a „*ponty mellett csuka, kárász, keszeg s csík került elő*”.

Benda (1914) az őszi nagyhálós halászat eredményeiről számolt be. A *Halászat* hasábjain közölt levelében leírta, hogy a csuka elszaporodott a tóban, és a lehalászás során már egy-egy süllő is mutatkozott. Ez volt a süllő első Velencei-tóról leírt adata, ahová telepítés révén került be.

Unger (1919) mindössze 3 fajról és egy hibridről, a pontykárászról gyűjtött népies elnevezést a tó környékéről, új fajt nem tartalmaz a műve a korábbiakhoz képest.

Homér (1933) szinte szó szerint vette át Répássy (1914) által leírt fajokat.

Egy népszerűsítő horgászkiadványban (Anonym 1940) név szerint 7 fajt említ a szerző, továbbá azt írta: „*Képviseelve vannak a keszegfélék is csaknem az összes válfajukkal*”.

Sédi (1944) a Herman (1887) fajlistáját vette át, de megjegyzi, hogy a szennyezések miatt a balin és a vágódurbincs kipusztult a tóból, így 11-re tette az előforduló fajok számát.

Solymos (1952) a halászoktól gyűjtött adatokat, elmondásuk alapján 13 fajt ismertek a tóból. A felsorolásból egyetlen faj bizonytalan: Solymos a „*piroszszárnyú keszeg*”-hez a *Leuciscus rutilus* tudományos nevet rendelte, ami a bodorka korábbi tudományos elnevezése, bár mindkét fajról van korábbi adat a tóból, valószínűsítjük, hogy a halászok a „*piroszszárnyú keszeg*” alatt a *Scardinius erythrophthalmus* fajt érthették.

Mihályi (1954) múzeumi revíziójában 11 faj esetében nevezte meg a Velencei-tavat gyűjtési helyként.

Ismeretlen szerző (Anonym 1959) egy őszi halászat eredményeiről számolt be, melynek során mindössze néhány gazdaságilag hasznosított halfajt sorolt fel: ponty, csuka, harcsa, süllő.

Vásárhelyi (1959) néhány korábbi angolna előfordulási adatot közölt a tóról.

Khín (1960) sorolta fel az eddigi legtöbb fajt a tóból, összesen 20-ra teszi a tóban előforduló halfajok számát.

Vásárhelyi (1961) vélhetően Herman (1887) adatait vette át, összesen 11 fajnál szerepeltette a Velencei-tavat lelőhelyként.

Ribiánszky és Woynarovich (1962) könyvükben a Velencei-tó halászatáról is említést tettek. A táblázatból kitűnik, hogy a harcsa 1937-től, a süllő 1938-tól van jelen a halászsákmányban. Összesen 7 halfajt említettek meg név szerint.

Berinkei (1972) a Természettudományi Múzeum halgyűjteményének az 1956-os megsemmisülését követő időszakban gyűjtött halakat vette lajstromba, melynek során 3 halfaj esetében szerepel a Velencei-tó, mint gyűjtési hely.

Pénzes (1973, 1974) az ázsiai eredetű amur és busafajok betelepítését követően végzett halfaunisztikai felmérést a tavon. A korábbi faunalistákat kiegészítette a saját eredményeivel, így összesen 24 halfaj jelenlétét rögzítette a tóból. Figyelemre méltó, hogy a szivárványos öklét ő említette elsőként.

Radetzky (1975) ismeretterjesztő cikkében azt írta, hogy a „*Természettudományi Múzeum 14 őshonos halfajt őriz a Velencei-tóból*”. A fajsámra vonatkozó kijelentését azért furcsálljuk, mert az addig megjelent 3 múzeumi revízióban (Károli 1879, Mihályi 1954, Berinkei 1972) összesen 11 halfaj szerepel a tóból. Név szerint az angolna és az amur betelepítését, valamint a ponty és a csuka meglétét említette meg.

Pappné Schullert (1975) az 1969 és 1973 közötti halászatbiológiai vizsgálat eredményeit foglalta össze. Publikációjában 13 faj fogásáról számolt be.

Fábián (1977) az 1930-as évek elejétől összefoglalta a halász- és horgászsákmány alakulását. Elsősorban a gazdaságilag fontos halfajokat tárgyalta, ezért faunisztikai szempontból kevésbé vehető figyelembe a dolgozata. Beszámolt továbbá arról, hogy az első compótelepítések 1974-ben, míg az első balintelepítések 1975-ben történtek, összesen 11 halfajról tett említést.

Botta és munkatársai (1980, 1984) a tóból mindössze 3 halfaj (bodorka, vörösszarnyú keszeg, küsz) egyedeiből fogtak, azonban a vízrendszerhez tartozó Dinnyés-Kajtori-csatornából további 12 faj egyedeiből gyűjtöttek.

Kácsor (1984) könyvében 17 halfajt ismertet a tóból.

Solymos (1996) könyvében a halászkótlól gyűjtött korábbi fajlistáját (Solymos 1952) két fajjal egészítette ki, a kárászal és az angolnával. Valószínűsíthető, hogy a csík alatt a réticsíkot érti, ugyanis korábbi dolgozatában a faj tudományos nevét is közölte.

Harka (1997) 27 halfaj esetében szerepeltette a Velencei-tavat lelőhelyként, a korábbi fajlistákhoz képest újként hozta a kősüllőt.

Györe és munkatársai (2002) a tavon végzett halfaunisztikai és ivadékvizsgálatai során 21 halfaj jelenlétét igazolták. A fenékjáró küllőt (dunai küllőt) új fajként mutatták ki a korábbi fajlistákhoz képest.

Szító és munkatársai (2004) összesen 15 faj megkerüléséről számoltak be dolgozatukban.

Harka és Sallai (2004), valamint a Harka (1997) könyvében közreadott fajlisták között nem találtunk eltérést.

Nieuwenhuis és munkatársai (2005) a VKI felmérések keretében, az ECOSURV projektben 3 mintavételi egységben halásztak a Velencei-tavon. Kéziratos kutatási jelentésük alapján 15 halfaj jelenlétét mutatták ki.

Sevcsik és Erős (2008a) kéziratos kutatási jelentésükben a Velencei-tóról és vízrendszerének halfaunájáról gyűjtött adatokat foglalták össze. Összesen 20 halfaj egyedeiből fogtak, de az 1. táblázatba csak a Velencei-tavi adatokat foglaltuk bele („a” betűjellel), ugyanis a vízrendszerben több olyan halfaj él, ami magában a tóban nem fordul elő, pl. domolykó, lápi póc, stb. és dolgozatunk tárgya magára a tó halfaunájára korlátozódik. Vizsgálataik során a mocsári-lápi élőhelyeken összesen 12 faj egyedeiből gyűjtöttek. A szerzőpáros a múzeumi revíziójában 10 faj esetében jelölte meg a Velencei-tavat lelőhelyként (ezeket a fajokat a táblázatban „b” betűjelzéssel szerepeltettük), a két fajlistát egybevetve összesen 15 faj előfordulását írták le a tóból.

Az eddigi legteljesebb történeti áttekintést Györe (2010) adta a tó halfaunájáról, kár hogy anyaga csak kéziratos formában érhető el. 21 publikáció alapján az eddig leírt halfajok számát 27-ben állapította meg, míg a recens fajsámot 24-re tette.

A feldolgozott forrásmunkák alapján a kezdetektől összesen 28 halfaj jelenlétét írták le a Velencei-tóból (1. táblázat), a leírt halfajok mindegyike a recens időszak szakirodalmában is szerepel (Solymos 1996, Harka 1997; Györe et al 2002, Harka és Sallai 2004, Sztító et al. 2004, Nieuwenhuis et al. 2005, Erős & Sevcsik 2008a, b).

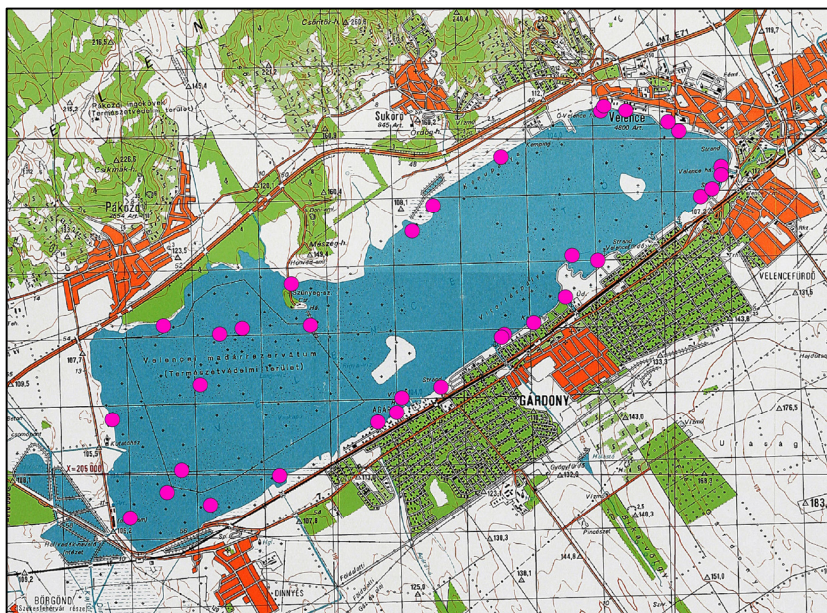
Anyag és módszer

2017 júniusában 9 terepnapon, összesen 38 mintahelyen tudtunk halfaunisztikai adatot gyűjteni. A faunisztikai adatok gyűjtését ukrán gyártmányú, SAMUS 725MP típusú pulzáló egyenáramot előállító, akkumulátoros rendszerű elektromos halászgépekkel végeztük csónakból, míg a sekély vizű, gázolható mintahelyeken vízben gázolva halásztunk. Halászgépeink semmilyen maradandó sérülést nem okoztak a kifogott halakban, azok rövid időn belül magukhoz tértek és elúsztak. A halakat a meghatározást követően szabadon engedték, begyűjtésre nem került sor. A fajlistánk teljesebbé tétele érdekében több esetben a horgászok zsákmányát is átvizsgáltuk.

A gyűjtési helyeket egy GARMIN GPSMAP64st típusú GPS segítségével mértük be, a koordinátákat egy asztali térinformatikai szoftver segítségével dolgoztuk fel. A mintaszakaszok közigazgatási hovatartozását az EOv-koordináták alapján határoztuk meg. A fajonkénti egyedszámok és a geokoordináták rögzítésére digitális diktafonokat használtunk. A diktafonos adatok lehallgatásánál a fajonkénti egyedszámokat mintahelyenként adatlapokon összegeztük, majd Access adatbáziskezelő szoftver segítségével töltöttük fel adatbázisba az adatokat. A terepi tájékozódásban az 1:25.000 méretarányú katonai térképek voltak segítségünkre. A vizsgált szakaszok felső és alsó pontján is megmértük a geokoordinátákat, melyeket térképen is ábrázoltunk (1. ábra).

Az alsó és felső pont megadásával viszonylag pontosan mérhető egy-egy mintavételi egység hossza. A mintavételeknél a halászgép hatótávolságát átlagosan 2 m szélességben állapítottuk meg, a mederhossz-szelvényre, illetve partéltre merőlegesen.

1. ábra. Mintahelyek a Velencei-tavon 2017-ben
Fig. 1. Sampling sites on the Lake Velence in 2017



A mintahelyek előzetes kijelölése légi fotó (Google Earth) alapján történt. A mintaszakaszokat úgy jelöltük ki, hogy minél változatosabb partszakaszokat mintázzunk, hogy eredményeink kellően reprezentatívak legyenek.

1. táblázat. A Velencei-tóból leírt halfajok
Table 1. Fish species from the Lake Velence by the scientific papers

Sorszám	Fajnév	Fényes 1836, 1844	Herman 1887, 1890	Vutskás 1904, 1918	Unger 1919	Anonym 1940	Solymos 1952	Mihályi 1954	Khin 1960	Vásárhelyi 1961	Ribánszky & Woynarovich 1962	Berinkev 1972	Pénzes 1973, 1974	Pappné Schullert 1975	Fábián 1977	Botta et al. 1980, 1984	Kácsor 1984	Solymos 1996	Harka 1997	Győre et al. 2002	Szűtő et al. 2004	Harka & Sallai 2004	Nieuwenhuis et al. 2005	Erős & Sevesik 2008a, b	
1.	<i>Anguilla anguilla</i>																								
2.	<i>Rutilus rutilus</i>																								a
3.	<i>Ctenopharyngodon idella</i>																								
4.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>																								a
5.	<i>Leuciscus aspius</i>																								
6.	<i>Leuciscus deloneatus</i>																								
7.	<i>Alburnus alburnus</i>																								b
8.	<i>Blicca bjoerkna</i>																								
9.	<i>Abramis brama</i>																								a, b
10.	<i>Tinca tinca</i>																								
11.	<i>Gobio obtusirostris</i>																								
12.	<i>Pseudorasbora parva</i>																								a, b
13.	<i>Rhodeus amarus</i>																								
14.	<i>Carassius carassius</i>																								a
15.	<i>Carassius gibelio</i>																								a, b
16.	<i>Cyprinus carpio</i>																								a
17.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>																								
18.	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>																								
19.	<i>Misgurnus fossilis</i>																								a
20.	<i>Cobitis elongatoides</i>																								
21.	<i>Ameiurus nebulosus</i>																								
22.	<i>Silurus glanis</i>																								b
23.	<i>Esox lucius</i>																								a, b
24.	<i>Lepomis gibbosus</i>																								a, b
25.	<i>Perca fluviatilis</i>																								b
26.	<i>Gymnocephalus cernua</i>																								a, b
27.	<i>Sander lucioperca</i>																								a, b
28.	<i>Sander volgensis</i>																								
	Fajszám	4	14	14	3	7	13	11	20	11	7	3	24	13	11	3	17	15	27	21	15	27	15	15	

Eredmények

Vizsgálataink során összesen 11.928 halegyedet fogtunk és határoztunk meg, melyek 19 faj képviseltek. A kimutatott 19 faunaelemből 1 faj élvezi a hazai természetvédelem oltalmát – réticsík (*Misgurnus fossilis*) –, 2 faj pedig az európai jelentőségű Élőhelyvédelmi Irányelv függelékeiben szerepel: a balin (*Leuciscus aspius*) és a réticsík (*Misgurnus fossilis*).

A soron következőkben a Nelson (1984) fejlődéstörténeti rendszere alapján, taxonómiai sorrendben ismertetjük az általunk kimutatott fajokat az előfordulási adatokkal. A fajok magyar elnevezésénél Harka (2011), míg a tudományos nevek esetében a Fishbase-ben (URL1) használt neveket tekintettük irányadónak, ami gyakorlatilag Kottelat és Freyhof (2007) munkáján alapul.

Az adatok közzétételénél a Dévai és munkatársai (1987) által javasolt faunisztikai adatközlés formái követelményeit vettük irányadónak, a gyűjtés helye és időpontja után az egyedszámot közöljük. A fajonkénti gyűjtési helyeket ABC-sorrendbe rendeztük. Az adatokat kiegészítettük a gyűjtő nevének és a gyűjtés módszerének a kódjával. A gyűjtők nevének rövidítésére az alábbi jelölést használtuk: Hentes Szabolcs – HSz, Kovács Zoltán (DINPI) – KZ, Lehoczky István – LI, Polyák László – PL, Sallai András – SA, Sallai Zoltán – SZ. Néhány

esetben a horgászok zsákmányát is átvizsgáltuk, ebben az esetben a gyűjtőket „ANONYM” jelzéssel láttuk el. Az elektromos halászgéppel gyűjtött adatokat „+EHG”, a horgászok által fogott adatok esetében „+HORG”, míg a vizuálisan megfigyelt elpusztult angolnát „+VIZ” kóddal jelöltük.

1. Angolna – *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758)

A faj első előfordulását Herman (1890) adta közre. 1962-ben kezdték meg a nagy mennyiségű telepítését, 1,3 millió pigmentált angolnát helyeztek ki, majd 1963-ban pedig 1,6 milliót. 1964-től már a zsákmányban is jelen volt (Fábián 1977). Mára veszélyeztetett fajjá vált, az IUCN vöröslistáján a kritikusan veszélyeztetett státuszba sorolták. A telepítések elmaradásával jelentősen csökkent számuk, igen ritkának találtuk.

Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +VIZ.

2. Bodorka – *Rutilus rutilus* (LINNAEUS, 1758)

Herman (1887) írta le elsőként. Stabil önfenntartó állománya él a Velencei-tóban, a legnagyobb egyedszámban került kézre. A zsákmány közel kétharmadát tette ki, igen gyakori faj.

Velencei-tó, Agárdi-Béke-utcai-öböl és VVSI 2. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 21, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 12, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 97, +EHG, Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 110, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 47, +EHG, 2017.06.14, PL & HSz, 75, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 20, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 3775, +EHG; Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 2175, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 4, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 5, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 7, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 53, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 29, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 266, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 13, +EHG, Velencei-tó, Kuti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 46, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 25, +EHG, Velencei-tó, Papréti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 11, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 39, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 62, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 23, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 15, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 33, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 11, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 17, +EHG.

3. Amur – *Ctenopharyngodon idella* (VALENCIENNES, 1844)

Érdekes tényként fogadtuk, hogy Fábián (1977) leírása alapján az első amurokat és busákat 1967-ben telepítették a tóba, de az amur a zsákmányban már 1964-ben megjelent! Jó sporthal lévén rendszeresen telepítik a zárt horgászkezelésű tavakba, és a törvény tiltása ellenére sajnálatosan a természetes vizekbe is, a ponttyal keverten. Minden bizonnyal jóval gyakoribb annál, mint ahogyan tapasztaltuk, ritkának találtuk.

Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG.

4. Vörösszárnyú keszeg – *Scardinius erythrophthalmus* (LINNAEUS, 1758)

Herman (1887) könyvében található az első velencei-tavi előfordulását a fajnak és az azóta elérhető forrásmunkák nagy részében találtunk rá utalást. Stabil, önfenntartó populációja él a tóban, a harmadik leggyakoribb fajnak találtuk.

Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 12, +EHG, Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 28, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 25, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 630, +EHG,

Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 13, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 114, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 4, +EHG, Velencei-tó, Kuti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 2, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 2, +EHG, Velencei-tó, Papréti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 6, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 5, +EHG.

5. Balin – *Leuciscus aspius* (LINNAEUS, 1758)

Európában veszélyeztetett fajként tartják számon, szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és V. függelékében. Ezt a fajt is Herman (1887) írta le elsőként a tóból, majd Fábrián (1977) közölte, hogy 1975-ben 35.000, míg 1976-ban 75.000 darab előnevelt balinivadékokat helyeztek ki a tóba. A tó sekély vize kevésbé elégti ki a faj ökológiai igényeit.

Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-vízisporttelep és VVSI 1. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 2, +EHG.

6. Kűsz – *Alburnus alburnus* (LINNAEUS, 1758)

A balinhoz hasonlóan ennek a fajnak is Herman (1887) volt az első velencei-tavi leírója. Közel egynegyedét adta fogásnak, stabil önfenntartó populációja él a tóban, igen gyakori faj.

Velencei-tó, Agárdi-Béke-utcai-öböl és VVSI 2. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 34, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 113, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-vízisporttelep és VVSI 1. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 35, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 50, +EHG, Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 766, +EHG, Velencei-tó, Csontréti-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 4, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 176, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 174, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 174, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 24, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 62, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 33, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 53, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 305, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 364, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 266, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 25, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.12, PL & HSz, 160, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 45, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 41, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 21, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 8, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 3, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 2, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 12, +EHG.

7. Karikakeszeg – *Blicca bjoerkna* (LINNAEUS, 1758)

Az első velencei példányait Mihályi gyűjtötte 1951-ben (Mihályi 1954). A recens idevágó szakirodalom nagy részében szerepeltették, igen ritkának mondható.

Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, ANONYM, 1, +HORG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, ANONYM, 1, +HORG.

8. Dévérkeszeg – *Abramis brama* (LINNAEUS, 1758)

Herman (1887) művében szerepel elsőként, a Velencei-tóra vonatkozó recens szakcikkek mindegyikében megtalálható. Az előző fajnál jóval nagyobb egyedszámban fogtuk, mérsékelten gyakorinak találtuk.

Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 7, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdonyi): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdonyi): 2017.06.13, PL & HSz, 8, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdonyi): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, ANONYM, 5, +HORG; 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 3, +EHG.

9. Compó – *Tinca tinca* (LINNAEUS, 1758)

A faj első velencei-tavi előfordulásáról Herman (1887) könyvében találtunk adatot. Fábrián (1977) leírása alapján 1974-ben 25, 1975-ben 15 mázsa 100 g átlagsúlyú compót helyeztek ki, ami sajnálatosan a fogási eredményeinkben nem jelentkezett, ritka fajként regisztráltuk.

Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG.

10. Ezüstkárász – *Carassius gibelio* (BLOCH, 1782)

Köztudott, hogy az ezüstkárászt korábban nem különítették el őshonos fajrokonától, a széles kárásztól (*Carassius carassius*), mindazok ellenére, hogy az ezüstkárász már az 1800-as évek elején jelen volt faunaterületünkön (Herzig et al. 1994). Elsőként Fábrián (1977) írta le nagyobb arányú megjelenését a tóból, az idevágó recens közlések közül egyedül Solymos (1996) könyvében nem találtunk utalást a faj velencei-tavi jelenlétére vonatkozóan. A negyedik legnagyobb egyedszámban került elő, gyakori halfaj.

Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 46, +EHG, Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 29, +EHG, Velencei-tó, Csontréti-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 9, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 60, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 15, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 7, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 97, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 156, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 20, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 5, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 5, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdonyi): 2017.06.13, PL & HSz, 8, +EHG, Velencei-tó, Hereföldi-csapás (Pákozd): 2017.06.25, SZ, 2, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 3, +EHG, Velencei-tó, Kuti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 8, +EHG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 18, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 6, +EHG, Velencei-tó, Papréti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 17, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, ANONYM, 1, +HORG; 2017.06.24, SZ & SA, 11, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 6, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 19, +EHG.

11. Ponty – *Cyprinus carpio* LINNAEUS, 1758

A ponty vad változatának (nyurga- és tőponty) a Duna vízrendszerében élő populációja az IUCN vörös listáján a sebezhető (vulnerable) kategóriában szerepel (URL2). Az első leírása a tóból Fényestől (1836) származik, a feldolgozott publikációk közül mindössze 3 esetben nem szerepeltették a fajlistán. Valamennyi idevonatkozó recens szakirodalomban megtalálható. A XX. század legelején még a vad változathoz tartozó, nyurgapontyok voltak a legnagyobb arányban a tóban (Unger 1917), a felmérésünk során többnyire a nemesített változathoz tartozó egyedekkel találkoztunk, mérsékelten gyakorinak mutatkoztak.

Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdonyi): 2017.06.14, PL & HSz, 4, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 5, +EHG, Velencei-tó, Csontréti-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ &

SA, 5, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 40, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 16, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízgyű-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 15, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 3, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 9, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 4, +EHG.

12. Réticsík – *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758)

Herman (1887) említi elsőként a tóból. Erős és Sevcsik (2008a) a tó nyugati oldalán lévő nádas, lápi, mocsári élőhelyeken több ponton megtalálták. A vizsgálat során egyetlen mintahelyről sikerült kimutatnunk jelenlétét, az igen ritka fajok közé soroltuk.

Velencei-tó, Kuti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 2, +EHG.

13. Fekete törpeharcsa – *Ameiurus melas* (RAFINESQUE, 1820)

Korábbi szakirodalmi adata nem volt ismert a Velencei-tóból, így új fajként regisztrálhattuk. Vélhetően mentett oldali vízfolyásból jutott be a tóba az adult egyed, ugyanis mindössze egy helyen talákoztunk vele, más mintahelyeken sehol nem sikerült megfognunk.

Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 1, +EHG.

14. Harcsa – *Silurus glanis* LINNAEUS, 1758

Az első szakirodalmi adata 1940-ből származik (Anonym 1940), bár Fábrián (1977) szerint a harcsa 1941-től jelentkezett a zsákmányban. Ezek alapján biztosra vehető, hogy a harcsa is telepítéssel került a tóba. A vizsgálataink alapján a ritka fajnak találtuk.

Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, ANONYM,, 1, +HORG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG.

15. Csuka – *Esox lucius* LINNAEUS, 1758

Az első rendelkezésre álló szakirodalomban már leírták, hogy jelen van a Velencei-tóban (Fényes 1836, 1844). Nagyon sokáig domináns ragadozóhala volt a tónak. Fábrián (1977) összefoglaló grafikonjából kitűnik, hogy a süllő 1941-től jelenik meg a zsákmányban, ekkor még a csuka a ponty mellett a legjelentősebb hajfaj volt, 1941-ben közel hétszerese volt a csuka mennyisége a süllőének. A rendszeres süllőtelepítéseknek az a lett a szomorú vége, hogy 1975-re a csuka teljesen eltűnt a zsákmányból (Fábrián 1977). Más hazai természetes vizeken is megfigyelhető hasonló tendencia, a süllő rendszeres telepítésével a csuka visszaszorul. Ezt a tendenciát felismerve a horgász hasznosítás kezdetével, 1974-től megkezdődtek a nagyobb mennyiségű csuka kihelyezések, de Fűrész (1987) leírása alapján mindezek ellenére nem sikerült a csuka állományát regenerálni. Saját vizsgálataink alapján mérsékelten gyakorinak mutatkozott.

Velencei-tó, Agárdi-Béke-utcai-öböl és VVSI 2. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-vízisporttelep és VVSI 1. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákozd): 2017.06.15, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákozd): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Göbőkúti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Meszegi-alsó-dűlő (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 8, +EHG, Velencei-tó, Papréti-csapás (Pákozd): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 3, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA,

1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 2, +EHG.

16. Naphal – *Lepomis gibbosus* (LINNAEUS, 1758)

A faj első velencei-tavi leírója Solymos (1952) volt. Az elmúlt 25 évben megjelent valamennyi idevonatkozó szakcikk leírta a tóból. Mérsékeltén gyakorinak találtuk, visszaszorításában nagyobb szerepet kaphatna a csuka.

Velencei-tó, Agárdi-Béke-utcai-öböl és VVSI 2. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 23, +EHG, Velencei-tó, Agárdi-vízisporttelep és VVSI 1. számú öböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 14, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 7, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 23, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákoz): 2017.06.15, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 10, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 6, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 13, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 3, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Göbölkúti-csapás (Pákoz): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 20, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 7, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákoz): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 6, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.12, PL & HSz, 8, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 9, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 9, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 6, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 7, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG.

17. Sügér – *Perca fluviatilis* LINNAEUS, 1758

A fajt elsőként Fényes (1836, 1844) írta le a Velencei-tóból. A felmérés során mérsékeltén gyakori fajnak tapasztaltuk.

Velencei-tó, Agárdi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Alapítványi-csónaköböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG, Velencei-tó, Áramlásjavító-árok (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Brajnovits-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.16, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 11, +EHG; 2017.06.14, PL & HSz, 2, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna (Pákoz): 2017.06.15, PL & HSz, 4, +EHG, Velencei-tó, Dinnyés-Kajtori-csatorna vége (Pákoz): 2017.06.14, PL & HSz, 6, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 2, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 4, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, 2017.06.14, PL & HSz, 25, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-vízügyi-öböl (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 5, +EHG, Velencei-tó, Kemping (Velence): 2017.06.25, SZ & SA, 7, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 3, +EHG, Velencei-tó, Német-tisztás (Pákoz): 2017.06.23, SZ, SA & KZ, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Gárdony): 2017.06.12, PL & HSz, 2, +EHG; 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, strand (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói "0" szelvényű öböl (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 4, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Óriási-nád (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 3, +EHG, Velencei-tó, Velencei-csónaköböl (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 8, +EHG.

18. Vágódurbincs – *Gymnocephalus cernua* (LINNAEUS, 1758)

A faj első velencei-tavi adatát Herman (1887) szolgáltatta. Az elmúlt két évtizedben kissé visszaszorult természetes vizeinkben. Az idevonatkozó recens publikációk mindegyikében megemlítik. A vizsgálat során mindössze három mintahelyről került meg, ritka.

Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG; 2017.06.25, SZ & SA, 4, +EHG, Velencei-tó, Mészegi-alsó-dűlő (Pákoz): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 5, +EHG.

19. Süllő – *Sander lucioperca* (LINNAEUS, 1758)

Bendétől (1914) származik az első idevágó adata a Velencei-tóból, Fábíán (1977) szerint 1942-től jelentkezik a zsákmányban. Felméréseink során mérsékeltén gyakorinak mutatkozott.

Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás déli rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, 2017.06.14, PL & HSz, 4, +EHG, Velencei-tó, Déli-kanyari-öböl és hajóállomás északi rész (Velence): 2017.06.12, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Dinnyési-Mohos-csónaköböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Északi-kanyari-öböl (Velence): 2017.06.24, SZ & SA, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-félsziget (Gárdony): 2017.06.13, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Gárdonyi-hajóöböl (Gárdony): 2017.06.14, PL & HSz, 1, +EHG, Velencei-tó, Sukorói-öböl, Kenupálya (Sukoró): 2017.06.24, SZ & SA, 3, +EHG, Velencei-tó, Szűnyog-szigeti csónaköböl (Pákozd): 2017.06.22, SZ, SA & LI, 4, +EHG.

Értékelés

A korábbi faunisztikai adatok értékelése

A soron következőkben azokat a fajokat tekintjük át, melyek szerepelnek korábbi szakirodalmi forrásokban, de saját vizsgálataink alapján nem sikerült jelenlétüket igazolnunk. A kurta baing (*Leucaspius delineatus*) több recens időszakra vonatkozó publikációban is szerepel (Harka 1997, Györe et al. 2002, Szító et al. 2004, Harka & Sallai 2004). Általában mocsári élőhelyeken fordul elő, de azt tapasztaltuk, hogy azokon az élőhelyeken, ahol jelen van, nem minden időszakban kimutatható. Vélhetően egy kisebb önfenntartó állománya él a Velencei-tó nyugati részén lévő mocsári élőhelyeken, de hiába kerestük a számára alkalmas helyeken, nem sikerült rábukkannunk. A dunai küllő (*Gobio obtusirostris*) egyedül Györe és munkatársainak (2002) a dolgozatában szerepel, melynek egyetlen ivadékát sikerült megfogniuk. Mindezek ellenére az a véleményünk, hogy a fajnak nem él önfenntartó állománya a tóban, valószínűsíthető, hogy a közeli befolyóból, a Császárvízből sodródott be, ahol Sevcsik és Erős (2008a) stabil önfenntartó állományát találták a fajnak. A szivárványos öklének (*Rhodeus amarus*) szintén nem él önfenntartó állománya a tóban. Harka (1997), valamint Harka és Sallai (2004) a Pénzes (1973, 1974) korábbi adatát vették át, aki vélhetően a befolyókból lesodródott egyedeivel találkozhatott a tóban. Györe (2010) leírása alapján a tó hidrogénkarbonátos vize kissé lúgos és ebben a víztípusban a puhatestűek alacsony faj- és egyedszámmal vannak jelen. Richnovszky (1969) és Varga (2006) szerint ebben a víztípusban, így a Velencei-tóban sem, semmiféle nagytermetű kagyló (*Anodonta*, *Unio*) nem tud megélni, ami az öklék szaporodásához elengedhetetlen. A széles kárász (*Carassius carassius*) erősen ritkulóban lévő mocsári faunaelemünk. A potenciális élőhelyeken szintén kerestük, de jelenlétét nem sikerült kimutatnunk. Sevcsik és Erős (2008a) kutatási jelentésükben azonban bizonyító fotót is közöltek az előkerült egyedről. A fehér (*Hypophthalmichthys molitrix*) és pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis*) nyíltvízi fajok, az elektromos halászgéppel történő felméréseknél viszonylag ritkán kerülnek kézre. Fennmaradt egyedei még a halászati hasznosítás idejéből származnak, amikor rendszeresen történtek kihelyezések. A vágócsík (*Cobitis elongatoides*) előfordulását szintén több idevágó publikáció megemlíti, de saját vizsgálataink során nem sikerült megtalálnunk. Sevcsik és Erős (2008a) kutatási jelentéséből tudjuk, hogy a Császárvízben stabil populációja él, így vélhetően a tóban esetlegesen megjelenő egyedei a befolyókból jutnak be. A törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*) természetesen vizeinkben visszaszorult, helyét legtöbb vizünkben fajrokonra, a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) vette át, melynek egy adult egyedét sikerült megfognunk. A kőszüllő (*Sander volgensis*) egyedül Harka (1997), valamint Harka és Sallai (2004) könyvében szerepel. Adatukat a horgászoktól származó információkra alapozták, ugyanis a Halászati Adattárban 1998 és 2006 között 4 és 251 kg közötti éves mennyiséggel minden évben szerepelt a zsákmányban.

Abundancia

A legnagyobb mennyiségben az euritóp bodorka (*Rutilus rutilus*) egyedeiből fogtunk, közel kétharmadát adta a zsákmánynak (58,7 %). A második leggyakoribb fajnak a küsz (*Alburnus alburnus*) bizonyult, az összfogás közel egynegyedét adták a kifogott egyedei (24,8 %). A harmadik legnagyobb egyedszámban a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) került kézre, 7,1 %-os gyakoriságban fogtuk. A vörösszárnyú keszeget százalékos arányban az adventív ezüstkárász (*Carassius gibelio*) követte (4,7 %), majd az ötödik leggyakoribb fajnak az adventív naphal (*Lepomis gibbosus*) bizonyult.

A fajonkénti összesített egyedszámokat és a százalékos arányait a 2. táblázatban és a 2. ábrán szemléltettük.

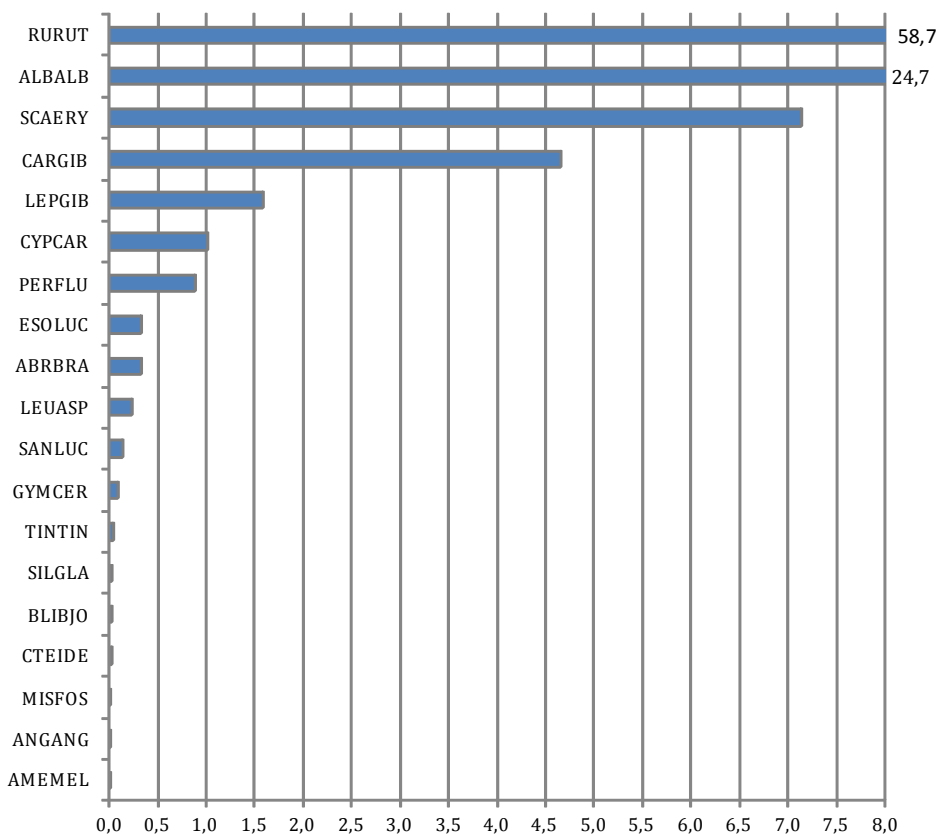
A fajok elnevezésénél rövidítéseket használtunk, amit a faj tudományos nevéből képeztünk, ez a nemzetség- és fajnevének első három betűjéből tevődik össze, pl. *Abramis brama*: ABRBRA, stb.

2. táblázat. A Velencei-tóból a vizsgálat során előkerült halfajok összesített egyedszáma és százalékos aránya
Table 2. Total and relative abundance of fish species detected during the survey from the Lake Velence

Fajnév	Összegyedszám	Százalékos arány
<i>Rutilus rutilus</i>	6997	58,66
<i>Alburnus alburnus</i>	2952	24,75
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	851	7,13
<i>Carassius gibelio</i>	555	4,65
<i>Lepomis gibbosus</i>	189	1,58
<i>Cyprinus carpio</i>	122	1,02
<i>Perca fluviatilis</i>	106	0,89
<i>Abramis brama</i>	39	0,33
<i>Esox lucius</i>	39	0,33
<i>Leuciscus aspius</i>	28	0,23
<i>Sander lucioperca</i>	17	0,14
<i>Gymnocephalus cernua</i>	11	0,09
<i>Tinca tinca</i>	6	0,05
<i>Blicca bjoerkna</i>	4	0,03
<i>Silurus glanis</i>	4	0,03
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	3	0,03
<i>Anguilla anguilla</i>	2	0,02
<i>Misgurnus fossilis</i>	2	0,02
<i>Ameiurus melas</i>	1	0,01
Összesen:	11928	100

A halfauna természeti értéke

Guti (1993) a hazai halfajok természetvédelmi státuszának kifejezésére az IUCN-kategóriák felhasználásával egy értékrendszert hozott létre. Az általa javasolt értékrendszer alapján a fajok természetvédelmi státuszával minősíthetjük természetes vizeinket, kifejezhetjük azoknak abszolút és relatív természeti értékét. Az elmúlt két évtizedben több új faj jelent meg vizeinkben, illetve bizonyos fajok gyakorisága jelentősen megváltozott. Ennek betudhatóan a korábban felállított értékrendszer revízióra szorult (Guti et al. 2014). A revízió megjelenését követően Antal és munkatársai (2015) egy szabad felhasználású alkalmazást adtak közre, mellyel viszonylag egyszerűen meghatározható a vízterek abszolút és relatív természeti értéke. A vízterek halfaunájának abszolút természeti értékét (T_A) a faunaelemek értékrendjeinek és az endemikus fajok számának az összege adja, a relatív természeti értéket (T_R) pedig úgy kapjuk, ha az abszolút természeti értéket (T_A) osztjuk az értékrenddel minősített faunaelemek számával (Guti 1993).



2. ábra. A Velencei-tóból a vizsgálat során előkerült halfajok százalékos megoszlása
 Fig. 2. Relative abundance of fish species detected during the survey from the Lake Velence

A faunák természeti értékének számszerűsítése során az abszolút természeti érték (T_A) elsősorban a veszélyeztetett halfajok mennyiségét jelzi, míg a relatív természeti érték (T_R) azok arányát tükrözi.

A TAR alkalmazás segítségével meghatároztuk a Velencei-tó abszolút (T_A) és relatív természeti értékét (T_R) (3. táblázat), melyhez a saját eredményeinken kívül a recens időszakra vonatkozó szakirodalmat is felhasználtuk.

Összehasonlításként, a Györe (1995) könyve, valamint Sallai és munkatársainak (2009) publikációja alapján feltüntettük néhány más hazai víztér halfaunájának abszolút (T_A) és relatív természeti értékét (T_R) (3. táblázat).

3. táblázat. Néhány nagyobb állóvizünk halfaunájának abszolút (T_A) és relatív (T_R) természeti értéke
 Table 3. Absolute (T_A) and relative (T_R) conservation values of the fish fauna of our larger standing waters

Víztér	Szerző	Természeti érték	
		Abszolút (T_A)	Relatív (T_R)
Tisza-tó	Györe (1995)	88	1,660
Balaton	Bíró (1993)	43	1,303
Fertő	Sallai és mtsai (2009)	39	1,345
Velencei-tó	Jelen publikáció alapján	37	1,276

A halfauna funkcionális guildek szerinti értékelése

Az utóbbi 25 év szakirodalmi adatai (Harka 1997, Györe et al. 2002, Szító et al. 2004, Harka & Sallai 2004, Nieuwenhuis et al. 2005, Sevcsik & Erős 2008a, b) és a saját vizsgálataink alapján a Velencei-tóból 29 halfaj jelenléte bizonyított. A tó recens halfaunáját a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) protokolljában (Sallai et al. 2008) felállított guildeknek megfelelően funkcionális csoportok szerint is értékeltük. A velencei-tavi halfauna 8 eleme (28 %) adventív eredetű. Oxigénhiány és ammóniátűrész szempontjából 1 fajt nevezhetünk intoleránsnak, 22 fajt toleránsnak. Élőhelyhasználat tekintetében 11 faj bentikus, 4 faj reofil, míg 10 faj a limnofil guildbe sorolható. A velencei-tavi faunaelemek közül 2 faj litofil, 11 faj a fitofil szaporodási guildbe tartozik. Az ívási szubsztrátummal szemben 22 faj (76 %) speciális igényű, míg 7 faj (24 %) kevésbé igényes az ívási aljzatra. Táplálkozási mód alapján a fajok 17 %-a (5 faj) predátor, 14 %-a (4 faj) predátor-invertivor, továbbá 31 %-a a fajoknak (9 faunaelem) omnivor. Vándorlási viselkedés alapján 1 faj diadrom és 4 faj potamodrom.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnék hálás köszönetet mondani Hentes Szabolcsnak, Kovács Zoltánnak, dr. Lehoczky Istvánnak és Sallai Andrásnak, akiknek a halászatokban nyújtott segítsége nélkülözhetetlen volt.

Irodalom

- Anonym (1940): *Horgásszon a Velencei-tavon*. Tóth Kálmán kiadása, Székesfehérvár, 16 pp.
- Anonym (1959): Októberben – a Velencei-tavon... *Halászat* 6/11: 217.
- Antal L., Harka Á., Sallai Z., Guti G. (2015): TAR: A halfauna természetvédelmi értékelésére használható szoftver. *Pisces Hungarici* 9: 71–72.
- Benda E. (1914): Halászat és vadászat a Velencei tavon. *Halászat* 15/20: 223.
- Berinkei L. (1966): *Halak - Pisces. Fauna Hungarica*. Akadémiai Kiadó, Budapest, XX. köt. 2. füz. 132 pp.
- Berinkei L. (1972): Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1980): Faunisztikai és akvarisztikai tapasztalatok az édesvízi akvárium üzembehelyezésével kapcsolatban. *Állattani Közlemények* 67: 33–42.
- Botta I., Keresztessy K., Neményi I. (1984.): Halfaunisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vizeinkben. *Állattani Közlemények* 71: 39–50.
- Dévai Gy., Miskolczi M., Tóth S. (1987): Javaslat a faunisztikai adatközlés és számítógépes adatfeldolgozás egységesítésére. I. rész: Adatközlés. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum közleményei* 6: 29–42.
- Fábián Gy. (1977): A Velencei-tó múltja és jelene. *Horgász Kalauz* '78 p. 28–38.
- Fényes E. (1836): *Magyar országnak, 's a hozzá kapcsolt tartományoknak mostani állapotja statistikai és geographiai tekintetben*. Első kötet. Kiadta Fényes Elek, Pesten, Trattner-Károlyi nyomtatása p. 64–102.
- Fényes E. (1847): *Magyarország leírása. I. rész*. Magyarország általánosan. Pesten nyomtatott Biemélnél p. 33–38.
- Fűrész Gy. (1987): A Velencei-tó halállományának alakulása. *XXIX. Georgikon Napok*, Keszthely p. 376–377.
- Guti G. (1993): A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. *Halászat* 86/3: 141–144.
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- Györe K. (1995): *Magyarország természetesvízi halai*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, 339 pp.
- Györe K. (2010): *A Velencei-tó halfaunája*. Kézirat, kutatási jelentés 29 pp.
- Györe K., Lengyel P., Kovács N. (2002): Halfaunisztikai és ivadékvizsgálatok a Velencei-tavon. *Halászatfejlesztés* 27: 63–69.
- Harka Á. (1997): *Halaink*. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, 175 pp.
- Harka Á. (2011): Tudományos halnevek a magyar szakirodalomban. *Halászat* 104/3–4: 99–103.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 pp.
- Herzig, A., Miksch, E., Auer, B., Hain, A., Wais, A., Wolfram, G. (1994): *Fischbiologische Untersuchung am Neusiedler See. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland*, Illmitz 81, 125 pp.
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 860 pp.
- Herman O. 1890. Ángolna a Balatonban és a Velencei-tóban. *Természettudományi Közöny* 22/255: 603–604.
- Homér J. 1933. Magyarország halászati földrajza. *Halászat* 34/3–4: 11–18, 34/5–6: 28–30; 34/7–8: 39–42; 34/9–10: 52–53; 34/15–16: 76–77.
- Kácsor L. 1984. *A Velencei-tó*. Gondolat, Budapest 169 pp.
- Károlyi J. 1879. *Kalauz a Magyar-nemzeti Museum halgyűjteményében*. Budapest 103 pp.

- Khín A. 1960. A Velencei-tó halászata. *Mezőgazdasági Múzeum Füzetei* 16. szám, 32 pp.
- Kohaut R. 1900-1901. Halaink. *Halászat* 1/18: 76–78, 2/1: 4–5, 2/4: 21–23, 3/1: 5–7.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany 646 pp.
- Mihályi, F. 1954: Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Természettudományi Múzeum Évkönyve* 6: 433–456.
- Nelson, J., S. 1984. *Fishes of the world*. John Wiley és Sons, New York, USA, 523 pp.
- Nieuwenhuis, R., Dennisoe, J., Dieperink, Ch., Juhász, P., Kiss, B., Müller, Z., Grigorszky, I., Halasi-Kovács, B., Maczalik, K. & Padišák, J. 2005. ECOSURV-Final Technical Report. *EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.*
- Pappné Schullert E. 1975. A Velencei-tó halászatbiológiai vizsgálata 1969-1973. *Halászat* 68/6: 176–177.
- Pénzes B. 1973. Halfajtagazdagságot a Velencei-tóban! *Halászat* 66/5: 158.
- Pénzes B. 1974. A Velencei-tó halfaunájának alakulása néhány új faj betelepítésével kapcsolatban. *Állattani Közlemények* 61: 110–116.
- Pintér, K. 1989. *Magyarország halai*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 202 pp.
- Polgár I. 1914. *A Velencei tó*. Közgazdasági tanulmány. Fejérvármegye tulajdona, Székesfehérvár, p. 31–33.
- Radetzky J. 1975. Hírek a Velencei-tó állatvilágáról. *Természet Világa – Természettudományi Közlöny* 106/7: 308–310.
- Répássy M. 1914. A Velencei tóról. *Halászat* 15/13: 145–147, 15/14:158–159, 15/15: 167–169.
- Ribiánszky M. & Woynarovich E. 1962. *Hal, halászat, halgazdaság*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest p. 139–140.
- Richnovszky A. 1969. Malakológiai vizsgálatok a Velencei-tavon. I. *Állattani Közlemények* 56: 117–120.
- Sallai Z., Györe K. & Halasi-Kovács B. 2009. A magyar Fertő halfaunája a múltbéli adatok és az utóbbi évek vizsgálatainak tükrében (2003-2008). *Pisces Hungarici* 3: 65–82.
- Sevcsik A. & Erős T. 2008a. Adatok a Velencei-tó és vízrendszere halfaunájához. Kutatási jelentés 14 pp.
- Sevcsik A. & Erős T. 2008b. 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.
- Sédi K. 1944. *Velencei-tó*. A Velencei-tavi Országos Szövetség Kiadása, Budapest, 110 pp.
- Solymos E. 1952. A Velencei tó halászáinak mesternyelve I. *Magyar Nyelvőr* 76/3: 214–219.
- Solymos E. 1958. *Rekesztő halászat a Velencei tavon*. István Király Múzeum Közleményei, Székesfehérvár, A. sorozat 6. sz. 47 pp.
- Solymos E. 1996. *A Velencei-tó halászata*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 127 pp.
- Szító A., Györe K. & Lengyel P. 2003. A különböző halfajok ivadékaiknak tápláléka a Velencei-tóban. *Hidrológiai Közlöny* 84: 156–159.
- Unger E. 1917. Hazai pontyok testarányai. *Halászat* 18/2: 13–16.
- Unger E. 1919. *Magyar édesvízi halhatározó*. Az Országos Halászati Egyesület kiadása, Budapest, 80 pp.
- Varga A. 2006. A Velencei-tó Mollusca faunájáról. *Malakológiai Tájékoztató* 24: 61–74.
- Vásárhelyi I. 1959. Angolna a magyar vizekben... *Halászat* 53/6: 120.
- Vásárhelyi I. 1961. *Magyarország halai írásban és képekben*. Borsodi Szemle Könyvtára, Miskolc, 134 pp.
- Vutskits Gy. 1904. *A Magyar Birodalom halrajzi vázlata*. A Keszthelyi Kath. Főgimnázium Értesítője az 1903-1904 évről, Keszthely 57 pp.
- Vutskits Gy. 1918. *Halak-Pisces*. Magyar Birodalom Állatvilága – Fauna Regni Hungariae, Budapest 43 pp.
- URL: Sallai Z., Erős T. & Varga I. 2008. Halközösségek monitorozása. II. PROJEKT: Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása. http://www.termesetvedelem.hu/user/browser/File/NBmR/Halak/2b_Halas%20protokoll_080826_vegl_honlapra%20helyek%20nélkül.pdf (Letöltve: 2017.09.21)
- URL1: www.fishbase.org (Letöltve: 2017.12.23)
- URL2: <http://www.iucnredlist.org/details/60344/0> (Letöltve: 2018.04.19)

Authors:

Zoltán SALLAI (csuka@akvapark.hu), Béla KISS (bkiss@bioaquapro.hu), Zoltán MÜLLER (mullerz@bioaquapro.hu), László POLYÁK (polyaklaszlo@googlegmail.com)



A Velencei-tó egyik öble (Sallai Zoltán felvétele)



Nyurgaponty a Velencei-tóból (dr. Lehoczky István felvétele)



Kisvízfolyások halfaunájának helyzete a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság működési területén

The state of streams' fish fauna in the area of Bükk National Park Directorate

Csipkés R.¹, Koncz D.²

¹ Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, Eger

² Szent István Egyetem, Gödöllő

Kulcsszavak: őshonos, idegenhonos, vízjárás, csapadék, klímaváltozás

Keywords: native, invasive, water flow, rainfall, climate change

Abstract

It is known that among wetlands the streams are one of the most sensitive aquatic habitats. One of the reasons is the climate change of which extremities become more and more common nowadays. In recent years the rainfall was constantly decreasing in summertime, however this period already used to be arid in Hungary. Besides of that every year brought a new heat record. The change in rainfall caused extreme fluctuation in water flow, and as a result of that a large number of streams became intermittent or ephemeral. The anthropogenic effects of which the water pollution and the loss of connectivity are the most important, have a significant impact on the wildlife of streams as well.

Bevezetés

A kisvízfolyásokat érő hatások igen sokrétűek, hiszen klimatikus és antropogén hatások egyaránt befolyásolják a vizek ökológiáját. Éppen e szerteágazó, több irányból érkező behatások miatt sorolják a kisvízfolyásokat a legsérülékenyebb vizes élőhelyek közé (Malmqvist & Rundle 2002). Emiatt fontos az is, hogy minél több és frissebb információval rendelkezünk ezekről a vizekről és élővilágukról.

A hétköznapi nyelven globális felmelegedésként emlegetett klímaváltozás egyike a kisvízfolyásokra ható környezeti tényezőknél. A folyamat erejét jelzi, hogy a Magyarországra készült regionális modellek a 21. századra intenzív melegedést és a nyári csapadékmennyiség csökkenését jósolják (Bartholy et al. 2011). Ezzel párhuzamosan várhatóan gyakoribbá válnak az aszályos időszakok (Mika 2007, Bartholy et al. 2007, Szépszó 2008), sőt századunk második felére hosszabb, összefüggő száraz periódusok kialakulása is elképzelhető (Gálos et al. 2007). Újabb klímamodellek eredményei alapján a 2071 és 2100 közötti időszakokra a nyári hónapok átlaghőmérséklete akár 3–3,5 °C-kal is emelkedhet, a csapadékösszeg csökkenése pedig akár a 35 %-ot is elérheti az 1961–1990-es időszakhoz képest (Gálos et al. 2012). Az előrejelzésekkel egybecsengenek az Országos Meteorológiai Szolgálat adatai is, miszerint az 1981–2016 közötti időszakban a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság (BNPI) működési területén 1,5–1,7 °C-kal emelkedett az éves középhőmérséklet, míg az éves csapadékösszeg az 1961–2016 közötti időszakban csupán enyhe eltérést mutat (URL1).

A klímaváltozásnak ugyanakkor a közvetett hatásai is jelentősek. Elég csak az erdőkre gyakorolt hatásokra gondolnunk, hiszen egyes fajok eltűnése, vagy állományuk ritkulása a medrek árnyékoltságát és a talaj vízvisszatartó képességét is meghatározza (Szalai & Mika 2007). Az újabb és újabb idegenhonos fajok megjelenése szintén klimatikus tényezőkkel is magyarázható (Rahel & Olden 2008) – nem meglepő, hogy persze az emberi közvetítő szerepről sem.

A kisvízfolyások esetében további komoly problémát jelent a vízszennyezés, illetve az öntözési célú legális, vagy illegális vízkivétel is (Vörösmarty et al. 2010). Előbbi példaként háztartási és vegyi hulladékok teljes tárházával találkoztunk a mintavételek során, míg utóbbi az egyébként is erősen ingadozó vízjárású patakok esetében különösen veszélyes. A nem megfelelően kialakított eséscsökkentő műtárgyak szintén károsak a halállományra, mivel barriert képezve akadályozzák a halak vándorlását (Katano et al. 2006). A kisvízfolyások medrét szegélyező fák kivágása szintén károsnak tekinthető, még ha a munkálatok mederrekonstruktív célokkal zajlanak is. Az árnyékoltság megszűnése és a vizekben többnyire bőven rendelkezésre álló nitrogén miatt a vízi makrovegetáció – főként a nád (*Phragmites australis*) – gyors terjedése figyelhető meg a kisvízfolyásokban, ami az eredeti élőhelyek teljes átalakulását okozza.

A kisvízfolyások és élőviláguk kiváló indikátorai a környezeti folyamatoknak, éppen e tulajdonságuk, illetve sérülékenységük miatt kerültek az érdeklődésünk középpontjába, mivel egyes esetben nem rendelkezünk korábbi adatokkal halfaunájuk állapotáról, illetve kíváncsiak voltunk, hogy jelenlegi helyzetük milyen jövőképet fest elénk.

Anyag és módszer

A felmérés tervezésekor törekedtünk arra, hogy a vizsgálandó kisvízfolyások reprezentatív képet mutassanak a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság (BNPI) működési területén található vizek helyzetéről. Ennek megfelelően 90 kisvízfolyás összesen 229 mintavételi szelvényében kíséreltünk meg mintavételt, ezek közül azonban csupán 53 víztér 116 mintavételi szakaszán volt eredményes a halászat. 19 esetben, bár volt víz a mederben, nem sikerült kimutatnunk halak jelenlétét. 43 esetben a dús makrovegetáció (jellemzően nád, gyékény) lehetetlenné tette a mintavételt. Részleges vízborítás 7 esetben volt jellemző a mintavételi helyekre, míg 44 esetben a vizsgálni tervezett mederszakasz teljesen száraz volt. A mintavételi szelvények földrajzi megoszlását az 1. ábra tartalmazza.

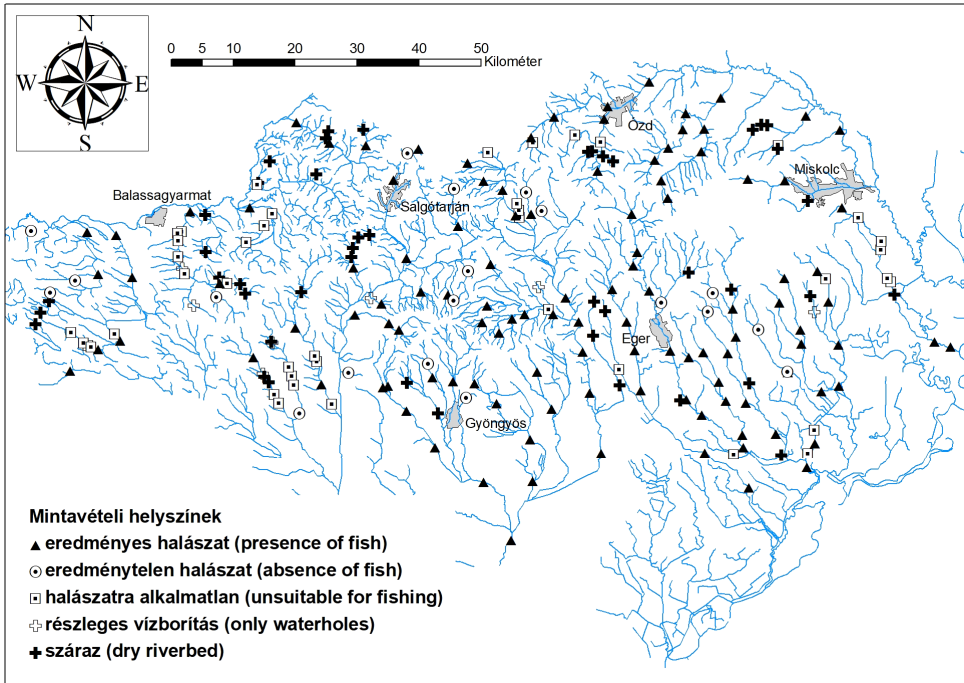
A vizsgálatok során a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszernek (NBmR) a halfauna felmérésére vonatkozó ajánlái alapján jártunk el. A mintavételeket minden esetben vízben gázolva végeztük, sodrásiránnyal szemben haladva. A halászatához egy akkumulátorral üzemelő SAMUS 725 MS típusú egyenáramú elektromos halászgépet használtunk. A mintavételi szelvények hossza minden esetben rögzítésre került, a szakasz alsó és felső koordinátájának megadásával (EOV koordináta rendszerben). A lehalászott szakaszok hossza $166,8 \pm 55,1$ méter (átlag \pm SD, $n=116$) volt. A fogási adatokat diktafonon rögzítettük, míg a mintavételi területek biotikus és abiotikus háttérváltozóit terepi jegyzőkönyvben vételeztük fel.

A felmérést 2017. március 16. és 2017. október 10. közötti időszakban végeztük.

Mint az 1. ábrán is látható, a mintavételi területek aktuális állapota jelentősen eltért a különböző földrajzi régiókban. Míg a Mátrából és a Bükkből lefutó patakokon a mintavételek szinte kivétel nélkül eredményesek voltak, addig a BNPI nyugati régiójában jóval kedvezőtlenebb a helyzet. Bár megkülönböztettünk három állapotot (száraz meder, részleges vízborítás, valamint halászatra alkalmatlan terület), az utóbbi csoportba sorolt vizek nagy részében a vegetáció hiánya esetén sem tudtunk volna halászni a vízhiány miatt.

Eredmények

A felmérés eredményeként 37 halfajnak összesen 21940 példányát azonosítottuk. Az észlelt halfajok közül 10 védett (*Alburnoides bipunctatus*, *Barbatula barbatula*, *Cobitis elongatoides*, *Gobio gobio*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Leuciscus leuciscus*, *Misgurnus fossilis*, *Rhodeus amarus*, *Romanogobio vladkovii*), 2 fokozottan védett (*Barbus carpathicus*, *Umbra krameri*). Idegenhonos halak közül 7 faj (*Ameiurus melas*, *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*, *Neogobius fluviatilis*, *Perccottus glenii*, *Proterorhinus semilunaris*, *Pseudorasbora parva*) egyedeit regisztráltuk.



1. ábra. Mintavételi szelvények
Fig. 1. Sampling sites

A kimutatott halfajok listáját az alábbi felsorolás tartalmazza, vízfolyások szerinti bontásban. A mintavételek során megkülönböztettünk juvenilis és adult korcsoportot, ezeket azonban cikkünkben összevontan kezeljük a nyolc hónapot felölelő mintavételi időszak miatt. A felsorolásban a kisvízfolyások nevét a mintavételi szelvények súlyponti koordinátája követi (EOV X, EOV Y, tszf.), a halfajok denzitását pedig 100 méterre vonatkoztatott egyedyszámmal adjuk meg (CPUE, ind./100m).

- Áldozó-patak** (721428, 288833; 245 m): *Barbatula barbatula* 102,86; *Squalius cephalus* 0,95
Bábony-patak (778359, 317179; 121 m): *Alburnoides bipunctatus* 0,67; *Barbus barbus* 1,33; *Barbus carpathicus* 6; *Chondrostoma nasus* 0,67; *Gobio gobio* 6; *Rhodeus amarus* 8; *Squalius cephalus* 16
Balla-patak (721957, 295527; 218 m): *Barbatula barbatula* 1,82
Bán-patak (756015, 313711; 238 m): *Salmo trutta* 4,67; *Squalius cephalus* 1; (756445, 317337; 200 m): *Alburnus alburnus* 103,4; *Gobio gobio* 1,28; *Perca fluviatilis* 102,13; *Salmo trutta* 0,85; *Squalius cephalus* 27,66; (759156, 322381; 160 m): *Alburnoides bipunctatus* 0,38; *Barbatula barbatula* 0,38; *Barbus carpathicus* 2,69; *Cobitis elongatoides* 0,38; *Gobio gobio* 7,31; *Squalius cephalus* 25,77
Bárna-patak (716762, 301661; 248 m): *Carassius gibelio* 1,3
Bene-patak (719397, 276330; 310 m): *Barbatula barbatula* 3,91; *Salmo trutta* 0,43; (723002, 273100; 170 m): *Barbatula barbatula* 0,71; *Squalius cephalus* 11,43; (728387, 267256; 112 m): *Alburnoides bipunctatus* 41,11; *Alburnus alburnus* 25,56; *Ameiurus melas* 1,11; *Barbatula barbatula* 2,22; *Carassius gibelio* 5,56; *Gobio gobio* 2,22; *Lepomis gibbosus* 1,11; *Leuciscus leuciscus* 1,11; *Neogobius fluviatilis* 7,78; *Pseudorasbora parva* 4,44; *Rhodeus amarus* 121,11; *Rutilus rutilus* 7,78; *Squalius cephalus* 25,56; (728795, 260366; 100 m): *Alburnoides bipunctatus* 11,61; *Alburnus alburnus* 25,81; *Chondrostoma nasus* 1,94; *Cobitis elongatoides* 6,45; *Esox lucius* 0,65; *Gobio gobio* 3,23; *Leuciscus leuciscus* 10,97; *Neogobius fluviatilis* 9,68; *Proterorhinus semilunaris* 0,65; *Pseudorasbora parva* 3,87; *Rhodeus amarus* 81,29; *Rutilus rutilus* 58,06; *Squalius cephalus* 66,45
Bér-patak (683733, 280508; 180 m): *Barbatula barbatula* 77,33; *Squalius cephalus* 89,33
Csernely (748523, 312310; 273 m): *Barbatula barbatula* 0,67; *Rhodeus amarus* 139,33; *Barbatula barbatula* 19,05; *Barbus carpathicus* 26,67; *Rhodeus amarus* 5,71; *Squalius cephalus* 30,48; (752990, 317237; 235 m): *Barbatula barbatula* 75; *Barbus carpathicus* 5; *Carassius gibelio* 0,83; *Gobio gobio* 10,83; *Rhodeus amarus* 3,33; *Squalius cephalus* 37,5; (753481, 319881; 208 m): *Alburnus alburnus* 7,14; *Barbatula*

- barbatula* 16,43; *Barbus carpathicus* 75; *Gobio gobio* 41,43; *Lepomis gibbosus* 1,43; *Perca fluviatilis* 1,43; *Rhodeus amarus* 7,86; *Squalius cephalus* 96,43
- Csincse** (774737, 294382; 143 m): *Carassius gibelio* 6,09; *Pseudorasbora parva* 167,83; (776481, 289456; 126 m): *Barbatula barbatula* 3,33; *Cobitis elongatoides* 1,67; *Gobio gobio* 3,33; (778097, 282550; 105 m): *Alburnus alburnus* 4,21; *Ameiurus melas* 0,53; *Barbatula barbatula* 0,53; *Carassius gibelio* 13,68; *Cobitis elongatoides* 7,37; *Perca fluviatilis* 1,05; *Pseudorasbora parva* 0,53; *Romanogobio vladikovii* 9,47; *Rutilus rutilus* 4,74; *Squalius cephalus* 16,84; (778217, 275885; 95 m): *Alburnus alburnus* 37,33; *Ameiurus melas* 6; *Carassius gibelio* 9,33; *Esox lucius* 0,67; *Percottus glenii* 0,67; *Pseudorasbora parva* 4; *Rhodeus amarus* 88; *Rutilus rutilus* 12; *Squalius cephalus* 1,33 (774362, 266597; 93 m): *Abramis brama* 2; *Alburnus alburnus* 74; *Ameiurus melas* 4; *Blicca bjoerkna* 6; *Cobitis elongatoides* 4; *Leuciscus idus* 10; *Rhodeus amarus* 48; *Rutilus rutilus* 58; *Scardinius erythrophthalmus* 2; *Squalius cephalus* 10
- Csőrgő-patak** (707233, 284998; 400 m): *Salmo trutta* 0,61
- Danka-patak** (705424, 275924; 222 m): *Barbatula barbatula* 13,08; *Carassius gibelio* 21,54; *Squalius cephalus* 3,85
- Derek-patak** (658695, 293886; 154 m): *Abramis brama* 0,61; *Cobitis elongatoides* 12,12; *Gobio gobio* 0,61; *Lepomis gibbosus* 6,06; *Perca fluviatilis* 9,09; *Sander lucioperca* 2,42; (656908, 300733; 135 m): *Alburnus alburnus* 0,44; *Cobitis elongatoides* 2,67; *Leuciscus leuciscus* 1,78; *Misgurnus fossilis* 0,44; *Proterorhinus semilunaris* 0,89; *Rhodeus amarus* 16,89; *Squalius cephalus* 0,44
- Dobroda-patak** (701911, 314691; 216 m): *Barbatula barbatula* 8,57; *Gobio gobio* 0,95; (695950, 315063; 177 m): *Barbatula barbatula* 19,29; *Cobitis elongatoides* 30; *Gobio gobio* 3,57; *Rhodeus amarus* 147,86; (690693, 318374; 165 m): *Alburnus alburnus* 26,36; *Carassius gibelio* 5,45; *Chondrostoma nasus* 1,82; *Cobitis elongatoides* 31,82; *Gobio gobio* 53,64; *Leuciscus leuciscus* 16,36; *Pseudorasbora parva* 15,45; *Rhodeus amarus* 528,18; *Romanogobio vladikovii* 15,45; *Sander lucioperca* 2,73; *Squalius cephalus* 154,55
- Domoszlói-patak** (729495, 278199; 215 m): *Barbatula barbatula* 32,22; (731810, 272216; 127 m): *Barbatula barbatula* 21,82
- Eger-patak** (744737, 303651; 283 m): *Barbatula barbatula* 19,2; *Squalius cephalus* 0,8; (745629, 297486; 258 m): *Barbatula barbatula* 1,95; *Gobio gobio* 61,95; *Squalius cephalus* 2,93; (745040, 295314; 225 m): *Barbatula barbatula* 55,65; *Gobio gobio* 20,43; *Squalius cephalus* 15,65; (747610, 291271; 190 m): *Barbatula barbatula* 9,09; *Gobio gobio* 26,67; *Squalius cephalus* 65,45; (750992, 281596; 147 m): *Barbatula barbatula* 28,8; *Gobio gobio* 22,4; *Squalius cephalus* 187,6
- Fekete-víz** (678319, 292470; 184 m): *Cobitis elongatoides* 10; *Pseudorasbora parva* 14,55; (672255, 294788; 167 m): *Carassius gibelio* 2; *Cobitis elongatoides* 14; *Pseudorasbora parva* 10; *Rutilus rutilus* 86; *Sander lucioperca* 2; (673531, 303993; 145 m): *Gobio gobio* 4,76; *Proterorhinus semilunaris* 5,71; *Rhodeus amarus* 84,76
- Galya-patak** (714687, 292490; 352 m): *Barbatula barbatula* 60
- Garadna** (763525, 309279; 215 m): *Salmo trutta* 6,42
- Gyöngyös** (715974, 276625; 255 m): *Barbatula barbatula* 83; *Squalius cephalus* 10,5
- Hangony** (728576, 315983; 224 m): *Carassius gibelio* 2,76; (732226, 319248; 200 m): *Barbatula barbatula* 3,33; *Carassius gibelio* 27,78; *Cobitis elongatoides* 5,56; (740905, 320984; 166 m): *Alburnus alburnus* 0,57; *Ameiurus melas* 0,57; *Barbatula barbatula* 0,57; *Carassius gibelio* 144; *Cobitis elongatoides* 35,43; *Gobio gobio* 118,86; *Lepomis gibbosus* 4; *Pseudorasbora parva* 1,71; *Rhodeus amarus* 1,71; *Scardinius erythrophthalmus* 0,57; *Squalius cephalus* 129,71; (747590, 324926; 154 m): *Alburnoides bipunctatus* 12; *Alburnus alburnus* 27,43; *Barbatula barbatula* 1,14; *Carassius gibelio* 9,14; *Cobitis elongatoides* 2,86; *Gobio gobio* 20; *Lepomis gibbosus* 0,57; *Rhodeus amarus* 4; *Squalius cephalus* 96
- Harica** (772862, 319467; 134 m): *Alburnus alburnus* 0,57; *Barbatula barbatula* 0,57; *Barbus carpathicus* 34,29; *Gobio gobio* 10,86; *Squalius cephalus* 115,43
- Hejő** (778703, 304655; 121 m): *Alburnus alburnus* 2,93; *Barbus barbus* 2,44; *Barbus carpathicus* 2,44; *Gobio gobio* 13,17; *Lepomis gibbosus* 4,88; *Perca fluviatilis* 5,85; *Rhodeus amarus* 33,17; *Squalius cephalus* 130,24; (793615, 283004; 93 m): *Cobitis elongatoides* 13,04; *Percottus glenii* 5,22; *Proterorhinus semilunaris* 0,87; *Umbra krameri* 1,74; (796217, 282212; 91 m): *Carassius carassius* 0,59; *Cobitis elongatoides* 1,76; *Esox lucius* 1,18; *Leuciscus idus* 0,59; *Misgurnus fossilis* 3,53; *Percottus glenii* 7,65; *Umbra krameri* 100,59
- Hódos-patak** (739267, 310561; 213 m): *Barbatula barbatula* 20; *Lepomis gibbosus* 1,21; (740330, 318962; 171 m): *Barbus carpathicus* 6,67; *Cobitis elongatoides* 96; *Gobio gobio* 57,33; *Squalius cephalus* 149,33
- Hór-patak** (761101, 288382; 196 m): *Barbatula barbatula* 126; *Gobio gobio* 1,5; (761534, 283820; 158 m): *Ameiurus melas* 1,29; *Carassius gibelio* 7,74; *Gobio gobio* 5,81; *Lepomis gibbosus* 2,58; *Rutilus rutilus* 0,65; *Squalius cephalus* 46,45
- Hosszú-völgyi-patak** (728562, 303642; 210 m): *Abramis brama* 2,5; *Perca fluviatilis* 0,5
- Ilona-patak** (725438, 286750; 218 m): *Alburnoides bipunctatus* 0,48; *Barbatula barbatula* 111,9; *Squalius cephalus* 44,29
- Kácsi-patak** (768619, 289329; 149 m): *Gobio gobio* 23,04; *Rhodeus amarus* 17,83; *Squalius cephalus* 14,35; (772129, 282709; 120 m): *Alburnoides bipunctatus* 8,21; *Ameiurus melas* 1,03; *Barbatula barbatula* 50,77; *Cobitis elongatoides* 1,54; *Gobio gobio* 1,54; *Pseudorasbora parva* 12,82; *Rhodeus amarus* 12,82;

- Rutilus rutilus* 3,59; *Squalius cephalus* 3,08; (775403, 275038; 96 m): *Alburnoides bipunctatus* 24,29; *Alburnus alburnus* 15,71; *Ameiurus melas* 11,43; *Carassius gibelio* 27,86; *Cobitis elongatoides* 85,71; *Esox lucius* 4,29; *Gymnocephalus cernuus* 4,29; *Neogobius fluviatilis* 12,14; *Perca fluviatilis* 0,71; *Percottus glenii* 2,14; *Proterorhinus semilunaris* 4,29; *Pseudorasbora parva* 2,14; *Rhodeus amarus* 4,29; *Rutilus rutilus* 117,86; *Squalius cephalus* 25,71
- Kánya-patak** (760244, 281159; 158 m): *Barbatula barbatula* 73,89; *Gobio gobio* 2,78; (763194, 273139; 110 m): *Barbatula barbatula* 0,48; *Carassius gibelio* 1,43; *Lepomis gibbosus* 0,48; *Misgurnus fossilis* 0,48; (768036, 268175; 96 m): *Barbatula barbatula* 7,5; *Cobitis elongatoides* 9,38; *Esox lucius* 0,63; *Misgurnus fossilis* 0,63; *Neogobius fluviatilis* 0,63; *Rutilus rutilus* 0,63; *Squalius cephalus* 0,63
- Kis-Zagyva** (699865, 294970; 190 m): *Carassius gibelio* 2,29; *Gobio gobio* 1,14; *Lepomis gibbosus* 1,71; *Pseudorasbora parva* 4
- Kövicses-patak** (705587, 285995; 325 m): *Salmo trutta* 0,4; *Squalius cephalus* 244,8; (700068, 287394; 188 m): *Barbatula barbatula* 40; *Gobio gobio* 5,37; *Squalius cephalus* 258,54
- Külső-Mérge-patak** (720839, 260216; 103 m): *Abramis brama* 2,94; *Alburnus alburnus* 26,47; *Blicca bjoerkna* 0,59; *Cobitis elongatoides* 25,88; *Esox lucius* 2,35; *Leuciscus leuciscus* 1,18; *Misgurnus fossilis* 1,76; *Neogobius fluviatilis* 2,94; *Proterorhinus semilunaris* 17,65; *Pseudorasbora parva* 0,59; *Rhodeus amarus* 62,35; *Rutilus rutilus* 67,65; *Scardinius erythrophthalmus* 0,59; *Squalius cephalus* 55,29
- Laskó** (741625, 291512; 200 m): *Barbatula barbatula* 88,64; *Lepomis gibbosus* 0,45; (743977, 286221; 168 m): *Alburnus alburnus* 51,11; *Barbatula barbatula* 153,33; *Perca fluviatilis* 1,11; *Squalius cephalus* 61,67; (745283, 281648; 149 m): *Alburnus alburnus* 16,3; *Ameiurus melas* 2,96; *Barbatula barbatula* 1,48; *Carassius gibelio* 6,67; *Gobio gobio* 2,22; *Perca fluviatilis* 0,74; *Rhodeus amarus* 217,78; *Rutilus rutilus* 8,89; *Squalius cephalus* 34,07; (746214, 275195; 133 m): *Alburnus alburnus* 17,5; *Ameiurus melas* 1,88; *Barbatula barbatula* 10,63; *Gobio gobio* 21,88; *Rhodeus amarus* 78,75; *Rutilus rutilus* 12,5; *Squalius cephalus* 114,38; (756588, 265076; 103 m): *Alburnus alburnus* 0,95; *Ameiurus melas* 6,67; *Barbatula barbatula* 6,19; *Carassius gibelio* 0,95; *Cobitis elongatoides* 3,81; *Gobio gobio* 4,29; *Leuciscus aspius* 1,43; *Misgurnus fossilis* 0,95; *Pseudorasbora parva* 1,9; *Rhodeus amarus* 0,48; *Rutilus rutilus* 0,48; *Tinca tinca* 0,95; (763699, 259321; 93 m): *Barbatula barbatula* 10; *Carassius gibelio* 5; *Cobitis elongatoides* 3; *Cyprinus carpio* 2; *Gobio gobio* 2; *Proterorhinus semilunaris* 1; *Rutilus rutilus* 175; *Sander lucioperca* 2
- Lengyendi-patak** (710777, 291115; 285 m): *Barbatula barbatula* 32
- Lókos-patak** (658684, 281817; 188 m): *Barbatula barbatula* 7,27; *Cobitis elongatoides* 1,82; *Gobio gobio* 0,91; (662199, 283141; 181 m): *Barbatula barbatula* 9,73; *Cobitis elongatoides* 22,7; *Gobio gobio* 7,57; *Rutilus rutilus* 16,22; (664144, 293457; 148 m): *Alburnus alburnus* 1,11; *Blicca bjoerkna* 2,22; *Cobitis elongatoides* 2,22; *Esox lucius* 1,11; *Gobio gobio* 4,44; *Leuciscus leuciscus* 17,78; *Proterorhinus semilunaris* 2,22; *Rhodeus amarus* 136,67; *Rutilus rutilus* 5,56; *Squalius cephalus* 25,56; (661586, 300210; 138 m): *Alburnoides bipunctatus* 13,13; *Alburnus alburnus* 70; *Barbatula barbatula* 13,13; *Barbus barbus* 35,63; *Barbus carpathicus* 1,25; *Chondrostoma nasus* 28,75; *Cobitis elongatoides* 11,25; *Esox lucius* 11,25; *Gobio gobio* 6,88; *Leuciscus leuciscus* 26,88; *Perca fluviatilis* 1,25; *Proterorhinus semilunaris* 31,25; *Pseudorasbora parva* 1,25; *Rhodeus amarus* 18,13; *Romanogobio vladykovi* 40; *Rutilus rutilus* 6,25; *Squalius cephalus* 46,88
- Lósi-patak** (654148, 278310; 168 m): *Barbatula barbatula* 2,11
- Novaji-patak** (756316, 281310; 153 m): *Barbatula barbatula* 20; *Cobitis elongatoides* 5,52; *Gobio gobio* 1,38; *Squalius cephalus* 2,76; (758862, 276576; 135 m): *Barbatula barbatula* 1,18; *Cobitis elongatoides* 0,59; *Gobio gobio* 1,76; *Squalius cephalus* 2,35
- Ostoros-patak** (753990, 280477; 160 m): *Barbatula barbatula* 46,52; *Cobitis elongatoides* 3,48; *Gobio gobio* 5,65; *Squalius cephalus* 0,43; (759933, 273499; 118 m): *Barbatula barbatula* 1,58; *Cobitis elongatoides* 0,53; *Gobio gobio* 6,32; *Squalius cephalus* 6,32; (762643, 267968; 100 m): *Barbatula barbatula* 4; *Gobio gobio* 24; *Squalius cephalus* 38
- Parádi-Tarna** (720628, 286175; 300 m): *Barbatula barbatula* 1,11; *Gobio gobio* 0,37; *Squalius cephalus* 5,56; (727480, 287481; 187 m): *Alburnoides bipunctatus* 92,43; *Barbatula barbatula* 142,7; *Gobio gobio* 17,3; *Squalius cephalus* 138,38; (732122, 287465; 164 m): *Alburnoides bipunctatus* 27,89; *Alburnus alburnus* 0,53; *Barbatula barbatula* 43,16; *Gobio gobio* 10,53; *Squalius cephalus* 67,37
- Rédei-Nagy-patak** (704617, 275645; 200 m): *Abramis brama* 4,74; *Alburnus alburnus* 54,74; *Barbatula barbatula* 43,68; *Blicca bjoerkna* 0,53; *Gobio gobio* 4,74; *Perca fluviatilis* 0,53; *Squalius cephalus* 25,79; (708457, 271906; 170 m): *Abramis brama* 20,67; *Alburnus alburnus* 3,33; *Blicca bjoerkna* 2; *Carassius gibelio* 31,33; *Cobitis elongatoides* 0,67; *Cyprinus carpio* 1,33; *Pseudorasbora parva* 0,67; *Rhodeus amarus* 10; *Scardinius erythrophthalmus* 2,67; (713047, 265990; 119 m): *Alburnus alburnus* 1,82; *Barbatula barbatula* 2,73; *Proterorhinus semilunaris* 5,45; *Rhodeus amarus* 12,73; *Squalius cephalus* 3,64
- Rima** (753564, 273762; 125 m): *Alburnus alburnus* 1,5; *Barbatula barbatula* 5; *Gobio gobio* 2; *Squalius cephalus* 137,5; (756039, 271217; 113 m): *Alburnus alburnus* 1; *Barbatula barbatula* 3,5; *Gobio gobio* 13; *Leuciscus leuciscus* 0,5; *Neogobius fluviatilis* 0,5; *Squalius cephalus* 135; (762799, 265941; 99 m): *Alburnus alburnus* 1,46; *Barbatula barbatula* 8,29; *Cobitis elongatoides* 0,98; *Gobio gobio* 3,41; *Leuciscus idus* 1,95; *Neogobius fluviatilis* 4,88; *Rutilus rutilus* 0,98; *Squalius cephalus* 46,34; (773043, 262632; 89 m): *Alburnus alburnus* 135; *Ameiurus melas* 3,57; *Blicca bjoerkna* 3,57; *Carassius gibelio* 1,43; *Cobitis elongatoides* 4,29;

- Esox lucius* 2,86; *Gymnocephalus baloni* 0,71; *Gymnocephalus schraetser* 0,71; *Leuciscus aspius* 2,86; *Neogobius fluviatilis* 2,86; *Perca fluviatilis* 0,71; *Romanogobio vladkyovi* 10,71; *Rutilus rutilus* 2,14; *Sander lucioperca* 1,43; *Squalius cephalus* 1,43;
- Sályi-patak** (769368, 293303; 174 m): *Barbatula barbatula* 1,82; (771959, 284960; 125 m): *Carassius gibelio* 10; *Cobitis elongatoides* 15,71; *Pseudorasbora parva* 204,29; *Rhodeus amarus* 65,71; *Scardinius erythrophthalmus* 1,43
- Szálajka** (750611, 306229; 365 m): *Salmo trutta* 152
- Szandaváraljai-patak** (674105, 288797; 202 m): *Barbatula barbatula* 6,4
- Szentlélek-patak** (683105, 304703; 149 m): *Leuciscus leuciscus* 1,05
- Szilás-patak** (720830, 308980; 227 m): *Barbatula barbatula* 9,33
- Szilvás-patak** (749528, 309036; 320 m): *Barbatula barbatula* 9,06; *Salmo trutta* 6,04
- Szinva** (769527, 308998; 215 m): *Salmo trutta* 21,45
- Szuha-patak** (690501, 285290; 170 m): *Barbatula barbatula* 120,54; *Gobio gobio* 34,59; *Rhodeus amarus* 49,19; *Squalius cephalus* 87,57; (694720, 276138; 137 m): *Cobitis elongatoides* 1,18; *Proterorhinus semilunaris* 8,24; *Squalius cephalus* 0,59
- Tardi-ér** (769947, 278063; 112 m): *Ameiurus melas* 3,75; *Barbatula barbatula* 4,17; *Carassius gibelio* 0,83; *Cobitis elongatoides* 10,42; *Gobio gobio* 0,83
- Tarján-patak** (706331, 309112; 275 m): *Barbatula barbatula* 129,44; (708445, 296535; 190 m): *Gobio gobio* 12,22; *Rhodeus amarus* 1,67; *Squalius cephalus* 8,33
- Tarna** (718303, 311889; 250 m): *Barbatula barbatula* 1,67; (723968, 307484; 210 m): *Barbatula barbatula* 19,17; *Cobitis elongatoides* 1,67; *Gobio gobio* 34,17; (726002, 303407; 198 m): *Alburnoides bipunctatus* 0,8; *Barbatula barbatula* 12; *Gobio gobio* 81,6; *Squalius cephalus* 16; (734089, 290128; 160 m): *Abramis brama* 1,18; *Alburnoides bipunctatus* 98,24; *Barbatula barbatula* 124,12; *Cobitis elongatoides* 5,29; *Gobio gobio* 14,71; *Pseudorasbora parva* 3,53; *Squalius cephalus* 139,41; (736187, 286271; 151 m): *Alburnoides bipunctatus* 20; *Alburnus alburnus* 2,16; *Barbatula barbatula* 12,43; *Carassius gibelio* 0,54; *Esox lucius* 0,54; *Gobio gobio* 12,97; *Pseudorasbora parva* 0,54; *Squalius cephalus* 181,08; (736863, 281403; 140 m): *Alburnoides bipunctatus* 89,14; *Alburnus alburnus* 6,29; *Barbatula barbatula* 32; *Cobitis elongatoides* 0,57; *Gobio gobio* 2,29; *Squalius cephalus* 118,29; (737977, 274748; 128 m): *Alburnoides bipunctatus* 14,74; *Alburnus alburnus* 1,58; *Barbatula barbatula* 63,16; *Gobio gobio* 8,42; *Rhodeus amarus* 2,63; *Squalius cephalus* 51,58; (739841, 264981; 113 m): *Alburnoides bipunctatus* 17,37; *Alburnus alburnus* 46,32; *Barbatula barbatula* 0,53; *Cobitis elongatoides* 54,74; *Gobio gobio* 1,58; *Leuciscus leuciscus* 6,84; *Neogobius fluviatilis* 8,42; *Proterorhinus semilunaris* 2,63; *Pseudorasbora parva* 5,79; *Rhodeus amarus* 23,68; *Rutilus rutilus* 1,58; *Squalius cephalus* 124,74; (725278, 250891; 94 m): *Abramis brama* 0,65; *Alburnoides bipunctatus* 3,87; *Alburnus alburnus* 78,06; *Blicca bjoerkna* 0,65; *Chondrostoma nasus* 0,65; *Cobitis elongatoides* 7,1; *Esox lucius* 5,16; *Leuciscus aspius* 0,65; *Leuciscus idus* 1,94; *Neogobius fluviatilis* 1,94; *Proterorhinus semilunaris* 7,1; *Rhodeus amarus* 35,48; *Rutilus rutilus* 65,81; *Sander lucioperca* 0,65; *Squalius cephalus* 43,23
- Toka-patak** (712661, 277279; 275 m): *Barbatula barbatula* 1,33; *Carassius gibelio* 2,67; *Squalius cephalus* 100
- Víz-patak** (723397, 284486; 350 m): *Barbatula barbatula* 29,13

Az alábbi felsorolásban azok a kisvízfolyások szerepelnek, ahol a biotikus, vagy az abiotikus környezeti feltételek (pl. száraz meder, halak hiánya, dús makrovegetáció) miatt egyetlen szelvényben sem tudtuk kimutatni halak jelenlétét:

- Aranyos-patak** (650768, 289567, 240 m)
- Bujáki-patak** (691175, 271492, 137 m); (690268, 275964, 150 m); (689945, 277431, 155 m); (689466, 278875, 159 m); (686818, 282866, 187 m); (686589, 283049, 187 m)
- Búzás-patak** (731354, 288158, 170 m); (729756, 291794, 188 m)
- Csevice-patak** (702729, 290071, 180 m)
- Csitári-patak** (647807, 300872, 144 m)
- Csitári-patak** (675917, 303480, 145 m); (676051, 297457, 180 m)
- Darázs-patak** (730200, 304138, 226 m)
- Darázsdói-patak** (686810, 303601, 158 m); (685499, 301710, 166 m); (682617, 299003, 185 m)
- Eger-csatorna** (768907, 264657, 93 m); (761283, 264731, 98 m); (752588, 273544, 126 m)
- Geszti-patak** (774227, 287787, 125 m); (773640, 290399, 138 m)
- Görbe-patak** (650891, 290947, 250 m)
- Gyepes-patak** (738360, 313728, 205 m); (737773, 313651, 207 m)
- Hagymás-patak** (693867, 309988, 182 m)
- Iványi-patak** (718373, 294371, 235 m)
- Izra-patak** (740195, 312882, 198 m); (741783, 312131, 224 m)
- Kígyós-patak** (742812, 275969, 149 m); (738545, 283955, 179 m); (738742, 289512, 205 m)
- Morgó-patak** (648575, 285808, 239 m)
- Nagy-patak** (678216, 293333, 200 m)

Nagy-völgyi-patak (695439, 315848, 178 m); (695802, 316939, 179 m)
Nyerges-patak (684346, 308261, 150 m); (684541, 308606, 151 m); (686385, 312072, 165 m)
Szána-patak (750960, 307941, 375 m)
Szanda-patak (677725, 290174, 191 m)
Szentgyörgyi-patak (739768, 315175, 185 m); (735672, 316293, 215 m)
Szóláti-patak (742786, 278523, 151 m); (740495, 287961, 199 m)
Szoros-patak (757880, 290867, 243 m)
Szurdok-patak (699095, 278007, 160 m)
Szurdok-patak (691430, 291027, 236 m)
Tarján-patak (713519, 271436, 152 m); (708480, 276382, 270 m)
Tárkányi-patak (749498, 289359, 179 m); (753996, 294147, 250 m)
Tatár-árok (773194, 305688, 185 m)
Utás-patak (721556, 313441, 238 m)
Vaskapu-patak (708577, 313357, 335 m)
Vermes-patak (726639, 303048, 196 m); (726587, 304185, 210 m); (726243, 305262, 225 m)

Értékelés

A felmérés során kisebb részben olyan vízfolyásokat vizsgáltunk, ahonnan korábbról nem állt rendelkezésünkre hal előfordulási adat, a vizsgált szelvények nagy többsége azonban olyan vízfolyáson került kijelölésre, ahol korábban – az elmúlt legfeljebb három évtizedben legalább egy alkalommal – már történt sikeres mintavétel és a fellelt halak faj- és egyedszáma is eusztatikus vízre utalt. Ennek ellenére a felmért kisvízfolyásoknak csupán alig több mint felében (58,9%-ban) tudtuk kimutatni hal(ak) jelenlétét. Ha a mintavételi szakaszokat vizsgáljuk, úgy még kedvezőtlenebb a halak számára alkalmas élőhelyek aránya (50,7%).

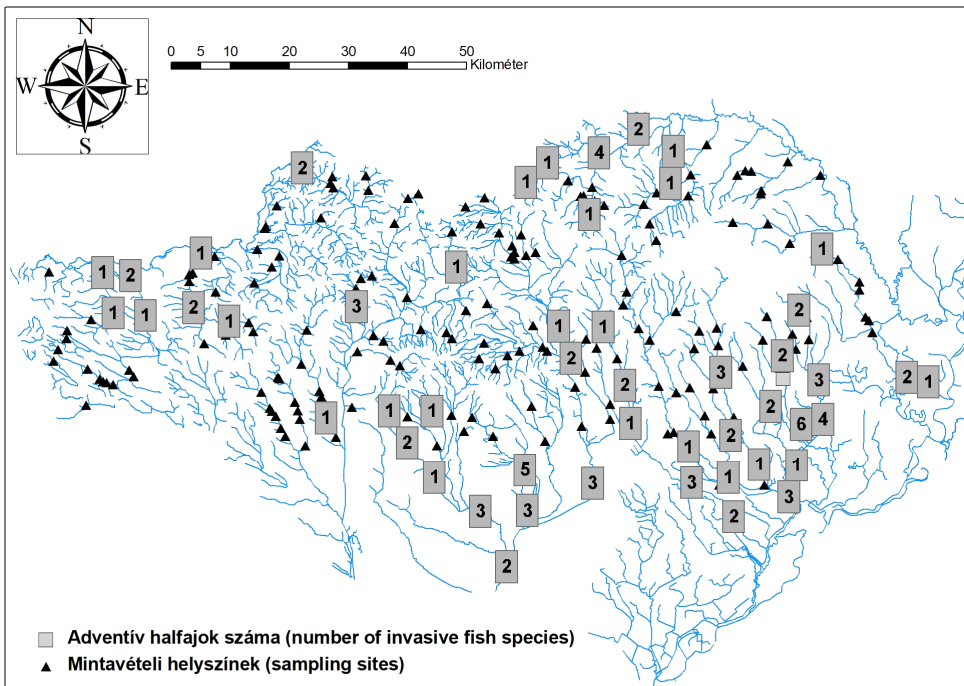
A kutatás alapján úgy tűnik, hogy a legnagyobb vízhiány Nógrád megye vizeit érinti. Nógrád megyében 90 mintavételi szelvényből mindössze 29 esetben volt eredményes a halászat (32,2%), míg közel ugyanennyi, összesen 27 esetben száraz, vagy részleges vízborítás jellemezte a mintavételi területet. Heves megyében 71 szelvényből 49 esetben történt sikeres mintavétel (69%), száraz, vagy részleges vízborítás csupán 9 esetben tapasztaltunk. Borsod-Abaúj-Zemplén megyének csak kis része érinti a BNPI működési területét, ezért megyei vonatkozású megállapításokat nem tudunk tenni. Az általunk vizsgált 67 mintavételi szakaszból azonban csupán 37 volt halak számára alkalmas élőhely (55,2%), míg 15 helyen teljes, vagy részleges volt a vízhiány. A hevesi kisvízfolyások kedvező állapota minden bizonnyal a mátrai térség csapadékoságával magyarázható, a nógrádi vizek vízhiánya és a lehullott csapadék között ugyanakkor nem látszik összefüggés (URL2). Az éves középhőmérséklet eltérése a sokéves átlagtól szintén nem mutat eltérést a többi térséghez képest (URL3).

Tekintve, hogy a vizsgált vízfolyások többsége a dombvidéki régióban található, nem meglepő, hogy a leggyakoribb halfaj a szinttáj névadó faja (Bănărescu 1964), a domolykó (*Squalius cephalus*) volt – a kifogott 21940 példány 31,66%-át ez a faj tette ki. A kövicsík (*Barbatula barbatula*) és a szívárványos ökle (*Rhodeus amarus*) együttesen érték el ezt az arányt – előbbi az észlelt egyedek 19,4%-át, míg utóbbi a 12,11%-át alkotta. 10 halfaj aránya nem érte el a 10%-ot (*Gobio gobio*, *Alburnus alburnus*, *Rutilus rutilus*, *Alburnoides bipunctatus*, *Cobitis elongatoides*, *Carassius gibelio*, *Pseudorasbora parva*, *Salmo trutta*, *Perca fluviatilis*, *Barbus carpathicus*), míg további 24 faj aránya 1% alatt maradt (*Umbra krameri*, *Proterorhinus semilunaris*, *Leuciscus leuciscus*, *Romanogobio vladkovi*, *Neogobius fluviatilis*, *Ameiurus melas*, *Barbus barbatus*, *Abramis brama*, *Chondrostoma nasus*, *Esox lucius*, *Lepomis gibbosus*, *Percottus glenii*, *Blicca bjoerkna*, *Misgurnus fossilis*, *Leuciscus idus*, *Sander lucioperca*, *Leuciscus aspius*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Gymnocephalus cernuus*, *Cyprinus carpio*, *Tinca tinca*, *Carassius carassius*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*).

A leggyakoribb előfordulású (frekvenciájú) halfajok a kövicsík (*Barbatula barbatula*), a domolykó (*Squalius cephalus*) és a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) volt – sorrendben a vizsgált szelvények 67,2%-ban, 58,6%-ban és 50,9%-ban voltak megtalálhatók.

Figyelemre méltó, hogy bár a kövicsík (*Barbatula barbatula*) a halak számára alkalmas mintavételi szelvények több mint kétharmadában előfordult, egyedszámát tekintve a teljes mintának csak kevesebb mint ötödét alkotta. Terepi felméréseink során a faj állományának folyamatos csökkenését észleltük a BNPI működési területén, amit a 2017. évi kutatásunk eredményei is alátámasztanak. Hasonló a helyzet a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) esetében is, hiszen annak ellenére, hogy a mintavételi helyek mintegy felében megtalálható volt, a faj az észlelt egyedeknek csupán a 6,35%-át alkotta.

A vizsgálatok eredményeként a BNPI működési területén 7 idegenhonos halfaj került elő, ezek részesedése a fajlistából 18,9%. Az adventív fajok összesített egyedszáma ettől jóval kevesebb, részesedésük csupán 6%, arányuk azonban mégsem elhanyagolható. E fajok térbeli eloszlására jellemző, hogy legnagyobb számban a déli lefutású vízfolyásokban vannak jelen (pl. a Bükkből a Tisza-tó irányába futó patakokban, vagy a Mátrából délre tartó kisvízfolyásokban), az Ipolyba, vagy a Sajóba torkolló vizek kevésbé fertőzöttek az idegenhonos fajok által (2. ábra).



2. ábra. Az idegenhonos halfajok megoszlása a vizsgált vízfolyásokban
Fig. 2. Distribution of invasive fish species

A halfauna összetételében bekövetkező változások megfigyeléséhez több forrást is feldolgoztunk (Vásárhelyi 1961, Endes 1987, Harka 1992, Szepesi & Harka 2003, Harka & Szepesi 2005, Szepesi & Harka 2006, Harka & Sallai 2007, Harka & Szepesi 2007, Szepesi & Harka 2007, Takács 2007, Szepesi & Harka 2008, Csipkés & Szatmári 2011, Sály & Hódi 2011, Szepesi & Harka 2012, Harka & Szepesi 2013, Csipkés et al. 2014, Harka et al. 2014, Fazekas et al. 2016), valamint a BNPI adatbázisát is felhasználtuk. A források összegzése alapján összesen 36 vízfolyásról tudunk előfordulási adatokat gyűjteni, ezek alapján 2017. évi felmérésünk legfontosabb eredményei a következők:

- A Bábonypatakban a Sajóecseg-Sajókeresztúr közötti közúti híd fölött történt a mintavétel, a patak torkolatától mintegy 400 méterre. A Sajótól ilyen távolságban korábban még egyáltalán nem sikerült halakat észlelni.
- A Bene-patakban két olyan halfaj volt, amelyek korábbi előfordulására nem találtunk irodalmi utalást: a paduc (*Chondrostoma nasus*) és a sebes pisztráng (*Salmo trutta*)
- A Csincse-patakban az amurgéb (*Perccottus glenii*) új fajként került elő
- A Csörgő-patakból irodalmi források nem említik a sebes pisztráng (*Salmo trutta*) jelenlétét, noha a faj telepítése ismert
- Nincs korábbi említés az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és a domolykó (*Squalius cephalus*) előfordulásáról a Danka-patakban, 2017-ben azonban mindkét faj előkerült a vízfolyásban
- A Hór-patakban a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) és a naphal (*Lepomis gibbosus*) megjelenése is új adat
- A Kácsi-patakban új fajként észleltük az amurgébet (*Perccottus glenii*)
- A Kánya-patakban előkerült a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*), amit irodalmi források eddig nem említettek
- A Külső-Mérges-patak medrében a mintavételi szakaszon a Gyöngyös-patak vize folyik, a réticsík (*Misgurnus fossilis*) előfordulása azonban mindkét vízfolyás esetében új észlelésnek számít
- A Lókos-patakban két, korábban még nem észlelt halfajt azonosítottunk: a márnát (*Barbus barbus*) és a kárpáti márnát (*Barbus carpathicus*)
- A vágócsík (*Cobitis elongatoides*) jelenléte a Novaji-patakban szintén új adat, korábbi kutatások nem jelezték a faj jelenlétét a vízfolyásban
- A Rédei-Nagy-patakban talált fiatal pontyok (*Cyprinus carpio*) a szomszédos halastavak egyikéből juthattak a patakba, előfordulásuk korábban nem volt ismert a vízfolyásban
- A nyúldomolykó (*Leuciscus leuciscus*) új faunaelem a Rimában, továbbá megerősítettük a selymes durbincs (*Gymnocephalus schraetser*) egy korábbi észlelését
- A Toka-patakban általunk fellelt kövicsík (*Barbatula barbatula*) és ezüstkárász (*Carassius gibelio*) előfordulásáról sem találtunk korábbi észlelési adatot
- A Fekete-víz halfaunája a harmadára csökkent 2011-hez képest (24 faj → 8 faj), miközben új fajként megjelent a vízben a razbóra (*Pseudorasbora parva*)
- A Derék-patakban észlelt halfajok száma is mintegy felére csökkent 2011-hez képest (21 faj → 12 faj)
- A Szentlélek-patak halállománya gyakorlatilag eltűnt 2011-re: Szécsény alatt mindössze egy adult nyúldomolykót (*Leuciscus leuciscus*) találtunk a korábban jelzett 20 halfaj helyett
- A Garadnában és a Szinva Miskolc feletti szakaszán kizárólag sebes pisztráng (*Salmo trutta*) egyedeket észleltünk, noha irodalmi források más halfajok előfordulását is jelezték e patakokban (pl. *Barbatula barbatula*, *Gobio gobio*)

A halfajok nagyszámú csökkenésére a nógrádi patakokban (pl. Derék-patak, Fekete-víz) magyarázat lehet a 2010-es év rendkívül csapadékos időjárása, ekkor ugyanis a jóval magasabb vízállás miatt a vízfolyások befogadójából, az lpolyból olyan fajok is könnyedén eljuthattak az adott vizekbe, amelyeknek azok nem is elsődleges élőhelyei. A Szentlélek-patak esetében – a helyszíni tapasztalatok alapján – a szécsényi szennyvíz okozta szervesanyag-terhelés, illetve egy korábbi mederkoztás tehető felelőssé a halfajok eltűnéséért. A Garadna és a Szinva esetében a halfajok eltűnése a pisztrángtelepítésekkel hozható összefüggésbe.

Irodalmi adatokkal összevetve a 2017-es kutatás eredményeit kitűnik, hogy a dombvidéki fajok közül a kövicsík (*Barbatula barbatula*) hat vizsgált vízfolyásból hiányzik, a domolykó (*Squalius cephalus*) négyből, a fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) pedig nyolcból. Az élőhelyek átalakulása, vagy eltűnése azonban nem csupán a domolykó zóna halfajait veszélyezteti: a réticcsík (*Misgurnus fossilis*) kilenc, míg a halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*) 11 korábbi lelőhelyről (patakából) nem került elő. Ezek önmagukban nem óriási számok, összességében nézve azonban ijesztő a folyamat, aminek még csak az elején járunk. Ha helyesnek bizonyulnak az előrejelzések, e fajok elterjedési területének további csökkenése várható.

A kisvízfolyások jövőbeli kilátásait tovább rontja, hogy az 1901 és 2016 közötti időszakban az országos átlagos tavaszi csapadékösszeg szignifikáns módon, mintegy ötödével mérséklődött (17,2%-os csökkenés), így a patakok sok esetben a nyári, csapadékban szegényebb időszaknak már eleve kisebb vízhozammal vágnak neki (URL1).

2017. évi felmérésünk rámutat, hogy a klímaváltozás okozta szélsőséges időjárás, valamint a felelőtlen emberi tevékenység (pl. vízszennyezés, de akár az átgondolatlan haltelepítés is) milyen mértékű változást képes okozni egy kisvízfolyás halfaunájában.

A kisvízfolyásokat érő hatások egymásra épülők, sőt egymás hatásait erősítik és csak nehezen visszafordíthatók, ha egyáltalán van rá lehetőség. A vízi élővilág regenerálódását nehezíti, hogy a nagyobb vízhozamú patakok vízjárása is egyre ingadozóbbá válik – ha pedig kiszáradnak, akkor a halaknak már nincs honnan visszatérniük a kisebb patakokba.

Köszönetnyilvánítás

A terepi felmérés anyagi feltételeit a Földművelésügyi Minisztérium által támogatott „Országos Rákállomány Felmérés” tárgyú projekt biztosította.

Irodalom

- Bănărescu, P. (1964): *Pisces – Osteichthyes. Fauna Republicii Populare Romîne*. Editura Academiei RPR, București, 969 pp.
- Bartholy J., Pongrácz R., Gelybó Gy. (2007): Regional climate change expected in Hungary for 2071–2100. *Applied Ecology and Environmental Research* 5: 1–17.
- Bartholy J., Bozó L., Haszpra L. (2011): *Klímaváltozás – 2011. Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére*. A Magyar Tudományos Akadémia és az Eötvös Loránd Tudományegyetem Meteorológiai Tanszéke, Budapest, pp. 281.
- Csipkés R., Szatmári L. (2011): Adatok az Ipoly magyarországi felső szakaszának és mellékpatakjainak halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 5: 73–82.
- Csipkés R., Szatmári L., Szepesi Zs., Harka Á. (2014): Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8: 61–68.
- Endes M. (1987): A Mátra és a Mátra-alja halfaunája. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* 12: 81–85.
- Fazekas G., Abonyi T., Nyeste K., Antal L. (2016): A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése. *Pisces Hungarici* 10: 63–70.
- Gálos B., Lorenz, Ph., Jacob, D. (2007): Klímaváltozás – szélsőségesebbé válnak száraz nyaraink a 21. században? p. 57–67. In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és klíma V*. NYME, Sopron.
- Gálos B., Mátyás Cs., Jacob, D. (2012): Az erdőtelepítés szerepe a klímaváltozás hatásainak mérséklésében. *Erdészettudományi Közlemények* 2: 35–45.
- Harka Á. (1992): Halfaunisztikai megfigyelések a Bükk hegység déli előterének vízfolyásain. *A Természet* 43: 108–109.
- Harka Á., Sallai Z. (2007): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2005): A Laskó és az Eger-patak vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Halászat* 98: 112–119.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2007): A Hejő patak vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici* 1: 113–117.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2013): A halfauna vizsgálata a kelet-magyarországi Eger-patak vízrendszerén. *Pisces Hungarici* 7: 85–96.
- Harka Á., Szepesi Zs., Csipkés R. (2014): A Heves–Borsodi-dombság és az Upponyi-hegység halfaunisztikai vizsgálata. p. 133–152. In: Diczházi I., Schmotzer A. (szerk.): *Apoka – A Heves–Borsodi-dombság és az Upponyi-hegység élővilága*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- Katano, O., Nakamura, T., Abe, S., Yamamoto, S., Baba, Y. (2006): Comparison of fish communities between above- and below-dam sections of small streams; barrier effect to diadromous fishes. *Journal of Fish Biology* 68: 767–782.

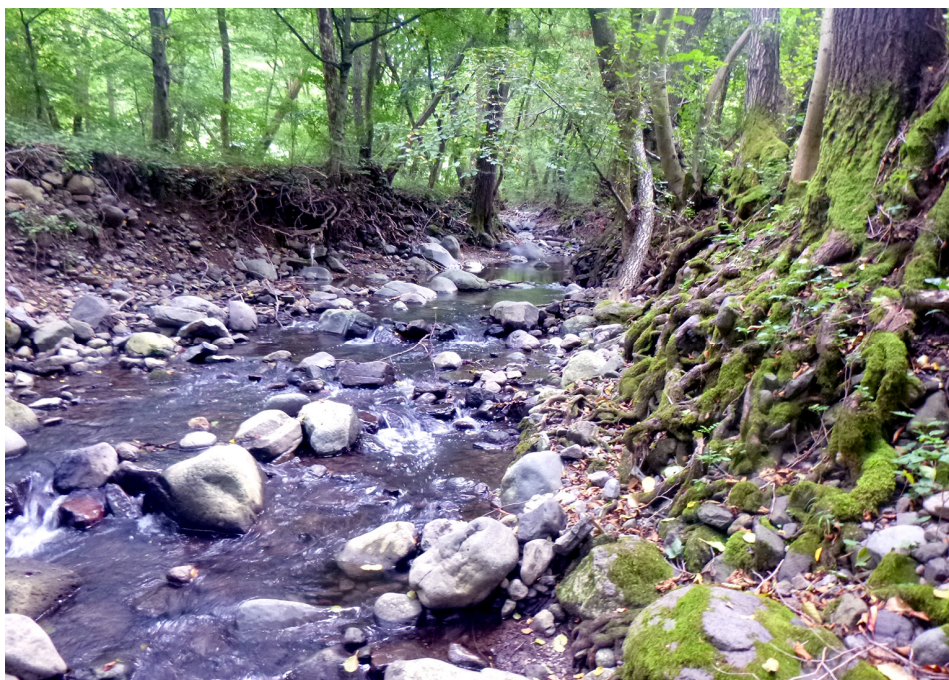
- Malmqvist, B., Rundle, S. (2002): Threats to running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134–153.
- Mika J. (2007): Új eredmények és összevetések a klímaváltozás hazai sajátosságairól. p 13–29. In Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és klíma V*. NYME, Sopron.
- Rahel, F. J., Olden, J. D. (2008): Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology* 22: 521–533.
- Sály P., Hódi B. K. (2011): A Tarna felső és középső vízgyűjtőjének pataki halegyüttese. *Pisces Hungarici* 5: 83–94.
- Szalai S., Mika J. (2007): A klímaváltozás és időjárási anomáliák előrejelzése az erdőtakaró szempontjából fontos tényezőkre. p. 133–143. In Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és klíma V*. NYME, Sopron.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2003): Adatok a Tarna, Bene-patak és a Tarnóca halfaunájához. *A Puszta* 2001: 77–86.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2006): A Mátra és környéke halfaunája. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* 30: 263–283.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2007): A mederesés hatása a vízfolyások halegyütteseinek összetételére a Zagyva-Tarna vízrendszerén. *Pisces Hungarici* 1: 45–53.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2008): Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és a Tarna vízrendszerének alsó szakaszáról. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* 32: 201–213.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2012): Árvizek hatása egy kis folyó, a Tarna halközösségére. *Pisces Hungarici* 6: 39–46.
- Szépszó G. (2008): Regional change of climate extremes in Hungary based on different regional climate models of the PRUDENCE project. *Időjárás* 112: 265–283.
- Takács P. (2007): Dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyások halállományainak összehasonlító vizsgálata. *Pisces Hungarici* 1: 54–59.
- Vásárhelyi I. (1961): Magyarország halai írásban és képekben. Természettudományos Ismeretterjesztő Társulat Borsod megyei Szervezete, Északmagyarországi Horgász Egyesület, Miskolc, pp. 134.
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R. B. (2000): Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289: 284–288.
- URL1: http://www.met.hu/eghajlat/eghajlatvaltozas/megfigyelt_valtozasok/Magyarország/ (2018. 03. 07.)
- URL2: https://www.metnet.hu/terkepek?map=prec_y&date=2017 (2018. 03. 07.)
- URL3: https://www.metnet.hu/terkepek?map=tanom_y&date=2017 (2018. 03. 07.)

Authors:

Roland CSIPKÉS (csipkes.roland@gmail.com), Dávid KONCZ



A Lengyendi-patak (Csipkés Roland felvétele)



A Kövicses-patak (Csipkés Roland felvétele)



Halfaunisztikai vizsgálatok a Sió-csatornán

Investigation of the fish fauna of the Sió-canal

Czeglédi I., Boros G., Preiszner B., Specziár A., Takács P., Vitál Z., Erős T.
 MTA ÖK, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

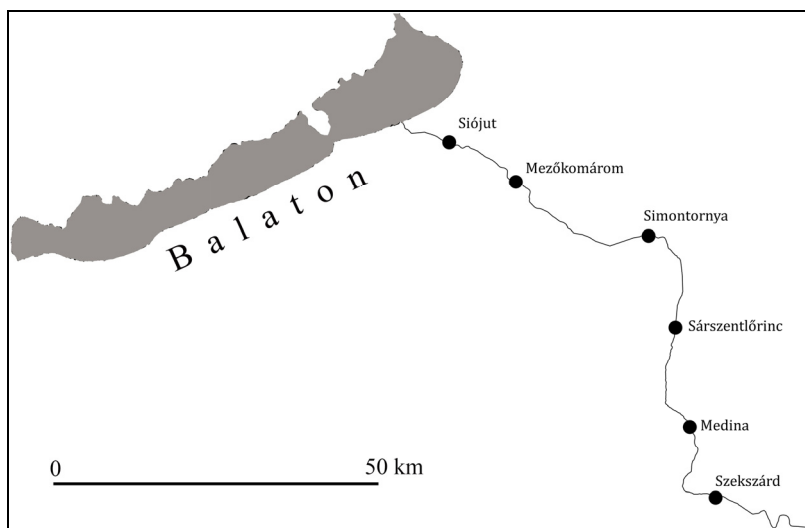
Kulcsszavak: gébfélék, inváziós fajok, terjedés, monitoring

Keywords: goby species, invasive species, spreading, monitoring

Abstract

Sió-canal is an artificial watercourse for controlling water level of Lake Balaton and connecting the lake with the Danube River. Fish assemblages of the canal were investigated in 2015 and 2018. Eight of the 27 species caught are non-native in Hungary, and individuals of these non-native species constituted more than 25 % of the total catch. Moreover we firstly reported the occurrence of two invasive goby species, round goby (*Neogobius melanostomus*) and racer goby (*Babka gymnotrachelus*) from the Sió-canal. These species colonized the canal from the Danube River and their upstream expansion towards Lake Balaton is expected to continue.

A Sió-csatorna a Balaton vízszintjének szabályozására és Dunával való összeköttetésére szolgáló mesterségesen létrehozott vízfolyás (1. ábra). Jelentőségének, illetve számottevő hosszának (120,8 km) ellenére azonban a csatorna halfaunájáról hiányosak az ismereteink (ld. Harka 1992, Harka & Sallai 2004).



1. ábra. A Balaton fölös vizét elvezető Sió-csatorna térképvázlata a mintavételi helyekkel
 Fig. 1. The Sió-canal, which drains surplus water of Lake Balaton, with the sampling sites (black dots)

Harka (1992) a Kapos halait vizsgálva a befogadó Sió-csatorna Kapos-torkolathoz közeli részéről is gyűjtött adatokat, de ez a mintavétel a csatornának csupán egy 150 méteres

szakaszát foglalta magába, Ozora település közelében. A mintavétel során a vízből összesen 5 faj (bodorka *Rutilus rutilus*, ezüstkárász *Carassius gibelio*, küsz *Alburnus alburnus*, razbóra *Pseudorasbora parva*, vágócsík *Cobitis elongatoides*) egyedei kerültek elő, míg a parton a korábbi áradás után mederbe vissza nem jutó domolykó (*Squalius cephalus*), bodorka, vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), ezüstkárász, ponty (*Cyprinus carpio*) és sügér (*Perca fluviatilis*) tetemei voltak fellelhetők.

2015-ben és 2018-ban 6 mintavételi helyen végeztünk kutatói halászatokat a vízfolyáson (1. ábra). A mintavételeket mindkét alkalommal késő tavasszal-nyáron végeztük Siójut (EOV X: 171222, EOV Y: 581027), Mezőkomárom (164975, 591514), Simontornya (156447, 612395), Sárszentlőrinc (142079, 616620), Medina (126439, 618883) és Szekszárd (115259, 622938) település közelében. A halászatokat az NBmR protokoll szerint, gázolva vagy csónakból végeztük a vízmélység függvényében, akkumulátoros elektromos halászgép segítségével (Hans Grassl IG200/2B).

A vizsgálatok során összesen 27 faj, 7010 egyedét gyűjtöttük (1. táblázat). A Sió-csatornán való halászatok hatékonysága nagyban függ az aktuális vízállástól, melyet nagyban befolyásol a Balaton vízeresztésének a mértéke és Duna visszaduzzasztó hatása. Mindazonáltal a két mintázási időszakban a vízállás hasonló volt, így eredményeink összevethetőek egymással.

A Balatonhoz legközelebb eső mintavételi helyen, Siójut község közelében, a két mintavételi alkalom során fogott fajok prezencia-abszencia és abundancia adatai is jelentősen eltértek. Míg 2015-ben csupán 7, addig 2018-ban 15 faj jelenlétét igazoltuk ezen a szakaszon.

A megemelkedett fajszaómot elsősorban azzal magyarázzuk, hogy 2018-ban nem nyáron, hanem tavasz végén, a Sió-zsilip fokozatos zárását követően került sor a mintavételre. Ekkor ugyanis még számos, Balatonból származó, illetve oda feljutni igyekvő hal mozgott a csatorna kezdeti szakaszán, így például a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*), és a halványfoltú küllő, amelyek a fajszaó mellett a halsűrűség növekedéséhez is hozzájárultak.

A mezőkomáromi szakaszon hasonló volt a fajösszetétel a két évben. A 2015-ben fogott vágódurbincs (*Gymnocephalus cernua*) és karikakeszeg 2018-ban nem került elő, ám ezek a fajok 2015-ben is csak egy-egy egyeddel képviselték magukat. Itt kell azonban megemlítenünk, hogy 2018-ban az egész Sió, a korábbi mintavételhez képest nagyobb számban fogtuk a csuka 0+ korosztályú egyedeit, ami a faj sikeresebb ívására utalhat.

A simontornyai mintavételi szakaszon, bár a fajszaó közel azonos volt, a halegyüttes összetétele eltért egymástól a két évben. A 2015-ben fogott dévér- és karikakeszeg jelenlétét 2018-ban nem detektáltuk, azonban kimutattuk a réti csíkot (*Misgurnus fossilis*). A hazánkban védettséget élvező faj számára minden bizonnyal nem optimális a Sió-csatorna mint élőhely, hiszen növényzetben és búvóhelyben meglehetősen gyér. A simontornyai szakasz igen erős szennyvízszagot árasztott, mely intenzív szennyezésre utal.

A sárszentlőrinci szakaszon mindkét évben 11-11 fajt sikerült kimutatnunk, azonban az előző szakaszhoz hasonlóan a fajösszetétel eltérő volt. A csak egyik évben kimutatott fajok közül a legtöbb azonban egy-egy egyeddel képviseltette magát.

A medinai mintavételi helyen szintén hasonló volt a fajszaó a két évet összevetve, az eltérést a fajkompozícióban főleg a ritkán, egy-egy egyeddel előkerülő fajok okozták.

A Dunához legközelebb eső szekszárdi szakaszon az előzőekhez hasonlóan közel azonos volt a fajszaó a két évben. Míg 2015-ben azonban kimutattuk a jászkeszeg (*Leuciscus idus*) és a balin (*Leuciscus aspius*) egyedeit (jelezve a Duna közelségét), addig 2018-ban nem gyűjtöttük e fajokat. Továbbá szintén nem mutattuk ki 2015-höz képest a halványfoltú küllőt, mely fajt 2018-ban csak a siójudi mintavételi szakaszon fogtuk meg. E bentikus faj minden bizonnyal jelen van a csatornában, azonban mivel nem tömeges, gyűjtése igen nehézkes a gyakran erősen zavaros vízben.

1. táblázat. A vizsgálat során fogott fajok egyedszámai
Table 1. Number of individuals of caught fishes by sampling sites and dates

Helyszín	Sióút		Mező- komárom		Simon- tornya		Sárszent- lőrinc		Medina		Szekszárd		
	Dátum	2015.08.13	2018.05.30	2015.08.13	2018.05.30	2015.08.13	2018.05.30	2015.08.13	2018.05.30	2015.08.13	2018.05.30	2015.07.14	2018.05.30
Fajnév													
<i>Abramis brama</i> L.	-	101	-	-	11	-	2	1	4	-	2	-	-
<i>Alburnus alburnus</i> L.	180	755	82	260	135	270	80	150	90	191	317	121	
<i>Ameiurus melas</i> Rafinesque, 1820	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
<i>Babka gymnotrachelus</i> Kessler, 1857	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	
<i>Barbus barbus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Blicca bjoerkna</i> L.	-	40	1	-	3	-	4	-	5	3	14	4	
<i>Carassius gibelio</i> Bloch, 1782	375	305	165	24	24	31	37	6	11	11	1	-	
<i>Cyprinus carpio</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	-	-	
<i>Esox lucius</i> L.	1	4	-	6	-	5	-	12	-	1	1	7	
<i>Gymnocephalus cernua</i> L.	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Lepomis gibbosus</i> L.	-	23	20	14	-	-	-	-	-	-	-	17	
<i>Leuciscus aspilus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	4	-	
<i>Leuciscus idus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	
<i>Misgurnus fossilis</i> L.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
<i>Neogobius fluviatilis</i> Pallas, 1814	150	21	2	2	35	1	13	-	14	2	11	2	
<i>Neogobius melanostomus</i> Pallas, 1814	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Perca fluviatilis</i> L.	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	1	-	
<i>Proterorhinus semilunaris</i> Pallas, 1814	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	
<i>Pseudorasbora parva</i> Temminck & Schlegel, 1842	105	250	45	25	-	30	-	1	-	10	-	2	
<i>Rhodeus sericeus</i> Pallas, 1776	575	152	205	110	150	150	25	75	45	93	47	142	
<i>Romanogobio vladykovi</i> Fang, 1943	-	11	-	-	-	-	4	-	10	-	13	-	
<i>Rutilus rutilus</i> L.	-	4	-	-	27	7	22	26	6	1	40	7	
<i>Sander lucioperca</i> L.	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	2	
<i>Sander volgensis</i> Gmelin, 1788	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.	-	2	1	9	-	4	1	-	-	1	-	1	
<i>Silurus glanis</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
<i>Squalius cephalus</i> L.	32	175	-	-	63	50	1	15	2	2	8	4	
Fajszám	7	15	9	8	10	11	11	11	12	11	15	14	

A 2018-as felmérés során a szekszárdi szakaszon új fajként írtuk le a Sióból a pontokaszpius eredetű csupasztorjú gébet (*Babka gymnotrachelus*) és a feketeszájú vagy kerekfejű gébet (*Neogobius melanostomus*), melyek a Dunából kolonizálják a csatornát (Erős

et al. 2005, 2008). Érdekeség azonban, hogy míg e vizsgálat keretein belül mi kizárólag a szekszárdi, Dunához legközelebb eső mintavételi szakaszon mutattuk ki a feketeszájú gébet, addig Weiperth (2018) 2017-ben végzett varsás és elektromos halászgéppel történő mintavételei során igazolta a faj jelenlétét a Sió legfelső szakaszáról (Siófok belterülete). Ugyancsak Weiperth (2018) azt is megemlíti, hogy a horgászok elmondása szerint a faj egyedeit, melyeket más vízterületekről hoznak, csalihalként használják a Balatonnál. Bár nem valószínű, hogy a Sió felső részén jelenleg tömeges lenne a feketeszájú géb, a faj jelenléte ezen a szakaszon felveti a lehetőségét annak, hogy akár mindkét irányból kolonizálhatja a Siót a jövőben. Ettől függetlenül mind a feketeszájú géb, mind pedig a csupasztorkú géb Dunából Balaton felé történő terjedése várható a következő években.

A Sió-csatorna, jellegét tekintve, meglehetősen egyedi más vízfolyásokhoz képest. Míg felső szakaszán a Balaton vízszintjének zsilip általi szabályozása, addig alsó szakaszán a Duna visszaduzzasztó hatása erősen befolyásolja a csatorna vízszintjét. A halállomány szerkezetét a gyakran jelentősen ingadozó vízszint és vízhozam, valamint magának a Balatonnak és a Dunának a fajkészlete és abundancia-viszonyai is meghatározzák, számottevő időbeli és térbeli változatosságot létrehozva a rendszerben.

A két felmérés alapján a Sióból kimutatott 27 faj közül 8 idegenhonos, egyedszámban pedig több mint 25%-át adják a halaknak. Legnagyobb egyedszámban közülük az ezüstkárász, a razbóra és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) fordult elő. Ezek mellett a jövőben várható a két újonnan kimutatott gébfaj állománynövekedése is. A Sió – élőhelyi tulajdonságait figyelembe véve – sajnos a csatornajellegének megfelelő. A partot csak elszórtan kísérik fák, közvetlenül kiteve a halakat az UV sugárzásnak. A meder hosszú szakaszokon szinte teljesen homogén, a halak búvóhelyeül elszórtan nagyobb sziklák, néhány bedőlt fa szolgál. A Sió-csatorna további halfaunisztikai monitorozása szükséges az idegenhonos fajok terjedésének, valamint a teljes halfauna változásának nyomon követéséhez.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a GINOP-2.3.2.-15-2016-00004 támogatta.

Irodalom

- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 350–357.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A., Schmera D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93/1: 88–105.
- Harka Á. (1992): Néhány adat a Kapos halairól. *Halászat* 85/1: 38.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas 269 pp.
- Weiperth A. (2018): A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) első észlelése a Balatonban. *Halászat* 111/3 (in print)

Authors:

István CZEGLÉDI (mullercega@gmail.com), Gergely BOROS, Bálint PREISZNER, András SPECZIÁR, Péter TAKÁCS, Zoltán VITÁL, Tibor ERŐS



A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram keretében folytatott tóvizsgálat eredményei, valamint a széles kárász (*Carassius carassius*) ivadékok ketreces nevelésének lehetősége állománymegsegítés céljából

Pond monitoring and cage rearing of crucian carp (*Carassius carassius*) in pilot study of European mudminnow conservation program

Braun Á.¹, Tatár S.², Tóth B.³, Urbányi B.¹, Müller T.¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

²Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Veresegyház

³Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest

Kulcsszavak: őshonos, veszélyeztetett, állománypótlás, *Carassius carassius*, lápi póc
Keywords: native, vulnerable, stock enrichment, *Carassius carassius*, mudminnow

Abstract

Due to water control in XVIII.-XIX. century, population of Crucian carp (*Carassius carassius*) considerably decreased, however, once they could be found in large numbers in Hungary. Increase of non-native Silver carp (*Carassius gibelio*) had a negative effect on the remaining population of Crucian carp. For this reason introduction was justified in the interest of natural stock maintenance. Our aim was to develop a novel rearing technology in swimming cage, where the offsprings can growth in target introduction habitat in near future. Hence the rearing experiment was carried out in Szada Pilot Area of European mudminnow and further aims were to investigate the water quality parameters in order to contribute the various monitoring data to further successful program. Four small rearing cages were introduced in No. 1. Illés pond including own propagated larvae (n=2), and juveniles (n=2). Water quality parameters, zooplankton, sonar bottom mapping and GoPro camera investigation were carried on this pond. At the end of the rearing experiment 40 fingerling and 60 pnenursed juveniles were introduced into Illés ponds, and the changes of hydrobiological and morphological were followed of 1st Illés pond.

Kivonat

A 18-19. századi vízrendezések következtében a hazai széles kárász, állományai jelentősen lecsökkentek, valamint a megmaradt populációk is nagymértékben fenyegetettek az ezüstkárász agresszív terjeszkedése miatt. Emiatt indokolt telepítésekkel megerősíteni a természetes védett (izolált) helyen meglévő állományait. Célunk volt egy olyan nevelési eljárás alkalmazása (lebegő ketrec), ahol az utódok védett körülmények között, de abban a közegben nevelkednek, ahová később kihelyezésre kerülnek. Mivel a kísérlet a Lápi Póc Fajvédelmi Mintaprogram szadai mintaterületén terveztük, további célunk volt különböző monitoring adatokkal hozzájárulni a program további sikeres működéséhez. Összesen 4 nevelőketrec került kihelyezésre az 1. sz. Illés-tóba, amelyből kettőben egynyaras ivadékokat, kettőben a saját szaporításból származó fiatal lárvákat neveltünk. Havi rendszerességgel végeztünk vízminőség- és zooplankton vizsgálatokat a tavon, a monitoringot szonáros mederfenék térképezéssel és GoPro kamerás megfigyelésekkel egészítettük ki. A kísérlet végén összesen 40 előnevelt és 60 fiatal ivadék került kitelepítésre az Illés-tavakba, valamint nyomon követtük a tóban bekövetkező változásokat a nevelés ideje alatt.

Bevezetés és célkitűzések

Lápi póc (*Umbra krameri*) állományok fenntartásában a legjobb módszer a kis területű, változatos élőhelyek megőrzése, de segítséget nyújthat mesterséges szaporításuk és

telepítésük ahol a faj eltűnt vagy már csak alkalmasszerűen fordul elő (Bíró és Paulovits, 1995). Ilyen megfontolásból indította el a Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület 2008-ban a „Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogramot” a Szadai Mintaterületen, ahol új, helyettesítő élőhelyeket (1-10. sz. Illés-tavak) hoztak létre lápi halak és növényfajok számára az elmúlt évtizedben. Az elért főbb eredményeket több alkalommal publikáltuk (Tatár et al., 2010; 2017). A mintaprogramon belül, célul tűztük még ki a lápi póccal (*Umbra krameri*) együtt élő társ-halak, úgymint a réticsík (*Misgurnus fossilis*) és a széles kárász (*Carassius carassius*) állományainak megsegítését is, illetve az újonnan létrehozott tavakban új állományok létrehozását (Müller et al., 2007; Demény et al., 2009; Müller et al., 2011). Ezekkel a munkákkal párhuzamosan folyamatosan nyomon követjük a tavak változásait, mellyel adatokat szerzünk más programok megsegítésére.

Anyag és módszer

2017-ben a Szadai Mintaterület talajvíz táplálta 1. sz. Illés-taván végeztünk monitoring vizsgálatokat. A víztestet 2008 júliusában hozták létre.

Víz- és monitoring vizsgálatok

Vízminőség-vizsgálat: Havi rendszerességgel, összesen 4 mérési időpontban (június 21., július 20., augusztus 23., szeptember 16.) végeztünk méréseket. A mérések során a vízhőmérsékletet, az oldott oxigén tartalmat, a vezetőképességet és a pH értéket digitális műszerekkel (INSA Multimet MFD 79, Sorex SAM-1 Smart Aqua Meter/SAM1-1500 Smart TDS/ Conductivity Sensor Bundle), míg a foszfát-, ammónium-, nitrát- és nitrit szintet egy analízáló koffer segítségével (Macherey-Nagel Fotometer PF-12 Plus, Visocolor) végeztük. A mérések mindig a délelőtti órákban történtek, két vízmélységben (5 cm, 60 cm).

Zooplanktonvizsgálat: Minden alkalommal 100-100 liter vizet szűrünk át egy 100 µm szemméretű planktonhálón. Mennyiségi vizsgálat céljából a formaldehiddel előlt zooplankton szervezeteket kalibrált kémcsőben mértük. A gyakori fajokról digitális képeket készítettünk, és morfológiai jegyeik alapján később azonosítottuk.

GoPro vizsgálatok: A képfelvételek rögzítéséhez GoPro Hero 3+ kamerát használtunk, amelyet a 20 cm-es lebegő nyél felszerelése után úsztattunk alkalmanként 1,5-2,5 óráig. A felvételeket később számítógépre letöltve elemeztük.

Mederfenék vizsgálatok: A vizsgálatához Deeper Smart Sonar Pro+ „bedobható hangradart” használtunk. Az eszközben GPS vevő van, melynek segítségével medertérképeket tud készíteni (Deeper Smart Sonar Version 6.3.9 szoftver), illetve rögzíti a mederfenék kontúrjának jellegzetességeit a méréssel egy időben. Összesen 5 alkalommal végeztünk medertérképezést. Minden alkalommal ugyanabban a sávban történt az adatok felvétele, így azok összevethetővé váltak egymással. A kapott adatokból mértük a vízoszlop magasságot és a lágyiszap vastagságát, valamint egy elméleti víztérfogatot a következő képlet alapján:

$$V = 1/3 \pi ([r_1]^2 + [r_1 r_2 + r_2]^2) h;$$

ahol r_1 = a tófenék átmérője, r_2 = a kalkulált vízszint átmérő és h = a vízoszlop magasság.

Szaporítás és nevelés

A ketreces nevelési kísérleteket kétféle méretű hallal végeztük, saját szaporításból származó, kelés után éppen elúszó lárvákkal (szaporítási mód: ld. Müller et al., 2007) és előnevelt ivadékokkal (beszerzési hely: Nagykörű). 2017. június 30-án tepítettük ki a halakat az 1. sz. Illés-tóba. A nevelőketrecek kialakítását Tóth et al. (2016) alapján állítottuk össze: IKEA Fyllen összecukukható szennyestartó kosár, magassága: 50 cm, átmérője: 45 cm, térfogata: 79 L. A ketrecet 1 mm lyukbőségű háló fedi, felülről tépőzáras tetővel zárható. Mivel az 1. sz. Illés-tó vízmélysége folyamatosan változik, ezért a kosár felső karimájára habszivacs csőszigetelő-héj került, hogy a kosár követni tudja a vízszint mozgását (1. ábra).



1. ábra. A nevelőketrecek és tartozékai (balra) nevelőketrecek az 1. sz. Illés-tóban (jobbra)
 Fig. 1. Rearing cages and those accessories, rearing cages in No. 1. Illés pond

Összesen 4 darab ketrecket használtunk a kísérlet során. Minden terepi vizsgálatkor kosaranként legalább 10 egyed hosszúnövekedését követtük nyomon digitális fénykép és ImageJ program segítségével. A kísérlet végén a halakat az 1., 8. és 9. sz Illés-tavakba telepítettük ki.

Eredmények és értékelés

Vízminőség

A rögzített vízminőségi adatokat az 1. táblázat mutatja be. A tó vízhőmérséklete rendkívül kiegyenlítettnek bizonyult, csak a júliusi kánikula idején végzett méréskor mutatott rétegzettséget, de még a nagy meleg ellenére is rendkívül alacsony értékeket produkált (maximum 16,5 °C). A rétegzettség hiányát a tápláló talajvíz alacsony hőmérséklete, a parti tájék dús vegetációja, és a fehér fűz vízbe hulló termése által okozott teljesen árnyékoltság okozta (ahogy az, az 1. ábra felvételén is jól látható). Ez a lápi póc sikeres szaporodásának szempontjából nem jelent gondot, hiszen 12-16,5 °C-os vízben kezdődik meg a szaporodása (Wanzenböck 1995). Valószínűleg az alacsony vízhőmérséklet a magyarázata annak is, hogy a tóban a rétcsik nem szaporodik, hiszen ahhoz tartósan 20 °C feletti vízhőmérsékletre lenne szükséges (Buza et al. 2014).

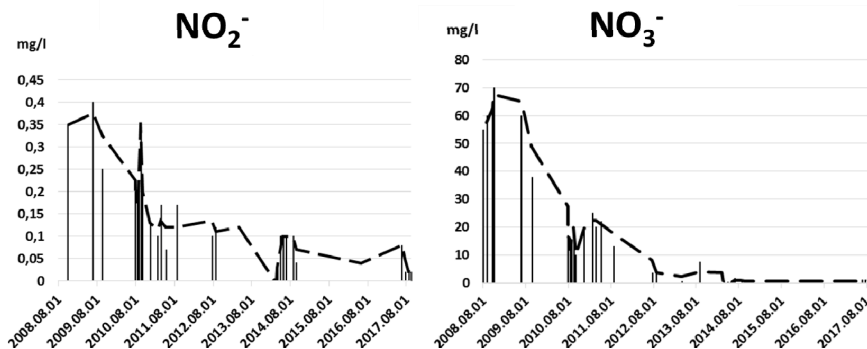
Annak ellenére, hogy a víz hőmérséklete alacsony volt, az oldott oxigén tartalmat tekintve is igen alacsony értékeket mértünk, főképpen az alsóbb vízrétegekben. A szeptemberi méréskor az oxigéntartalom tekintetében is kiegyenlített az alsóbb és a felszíni vízréteg, ami arra utal, hogy a lecsökkent vízmennyiségű tóban teljes keveredés megy végbe. Az alacsony oxigénszint valószínűleg szintén a partszéli nagy növényborítottságnak tudható be (kis megvilágítási hossz), valamint a lecsökkent vízmennyiségű tóban a gerinces fauna és a makrogerinctelenek jelentős mértékű oxigén felvételének. A kis oxigénszint egyik halfajra nézve sem jelent komoly problémát, ugyanis a lápi póc és a rétcsik is képes a légköri levegő hasznosítására, a széles kárász pedig híres arról, hogy képes akár az iszapban is túlélni (Buza et al. 2014, Wilhelm 2008).

1. táblázat. Az 1. sz. Illés-tó vízminőségi paramétereinek változása, *valószínűleg mérési hiba
Table 1. Changes of water quality parameters in No. 1. Illés pond, *probably a measurement error

1. sz. Illés-tó No. 1. Illés pond	Máj. 19.	Jún 21.	Július 20.		Augusztus 23.			Szep.16.
	Vízmélység (Water depth)							
	5 cm	5 cm	5 cm	60-80 cm	5 cm	60-80 cm	5 cm	60-80 cm
Víz hőmérséklet (°C)	13,3	12,0	16,5	13,9	13,4	13,3	12,5	12,3
Oldott oxigén tartalom (mg/L, (%))			3,60-4,21 (38,0-43,8)	0,50-0,52 (4,5-4,9)	1,22 (12,0)	0,5-0,71 (5,0-7,0)	1,2 (11,9)	1,06 (10,2)
Vezetőképesség (µS)	810	1006	857	886	772	770	724	723
pH	7,86	7,52	7,46	7,03	7,33	7,31	7,27	7,37
NO ₂ (mg/L)	0,01	0,08	0,02	0,04	<0,02	0,02	<0,02	0,03
NO ₃ (mg/L)	0	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PO ₄ -P (mg/L)	0,3	<0,6	4,9*	7,4*	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
NH ₄ (mg/L)	0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

A víz vezetőképessége június és szeptember között csökkenő tendenciát mutatott, minden mintavételkor alacsonyabb értéket mértünk, mint az azt megelőző alkalommal. Az augusztusi és a szeptemberi mérések idején már ez az érték is kiegyenlített képet mutatott az alsóbb és felszíni vízrétegek között. A pH nagyon szűk tartományon belül mozgott, folyamatosan enyhén csökkent a vizsgált időszakban (7,03-7,52). Az ammónium értéke a vizsgálat ideje alatt végig alacsonyan maradt. A korábbi vizsgálati eredmények alapján a tó foszfát-tartalma mindig is ingadozó volt (Tatár 2018). A nitrogénformák értékei alacsony szinten mozogtak, a tó összességében nitrogénszegénynek mondható. Valószínűleg az alacsony szintre csökkent nitrát- és ammónium tartalomnak köszönhető az, hogy az érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum*) háttérbe szorulását követően a nitrogén szükségletét gerinctelen makrofaunából fedező közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) vált a tó uralkodó hínárfajává.

Az Illés-tavak esetében általánosan megfigyelt trend, hogy a talajvíz táplálta vízterek kezdetben magas oldott szeretlen nitrogén vegyületek (DIN: nitrát, nitrit és ammónium) tartalma az algák, baktériumok és a magasabbrendű növények meglepedésével, illetve tápanyagfelvétellel idővel jelentősen csökken. A kezdeti magas DIN- és foszfát-tartalom fő forrása, illetve a talajvíz szennyezettségének oka a Szadai Mintaterület tágabb térségében (és általában Magyarországon) a korábban évtizedekig megoldatlan szennyvízcsatornázás, a műtrágyázás és a közlekedésből származó légszennyezőanyagok légköri ülepedése (Tatár 2018). A mélyebb rétegekben mért magasabb nitrit koncentráció (és egy alkalommal ammónium-ion tartalom) elsősorban az anaerob lebontó folyamatokból eredeztethető, de nem érték el azt a koncentrációt, ami már veszélyeztetné a tó élővilágát. A foszfátból olyan mértékű túlkínálat van, hogy az algák, baktériumok és a magasabb rendű vegetáció tápanyag-felvétele nincs rá érdemi hatással. Habár a cianobaktériumok egy része a levegőből képes nitrogénmegkötésre, az 1. sz. Illés-tó egyéb sajátosságai (nagy parti növényborítottság, vízfelület fűzfa virág/termés teljes fedése miatti nem optimális fényviszonyok/megvilágítás, közönséges rence allelopatikus hatása) megakadályozza a „kékalgák” elszaporodását.



2. ábra. Az 1. sz. Illés-tó nitrit és nitrát változásai 2008 – 2017 között, (Tatár 2017, Fekete 2014 és saját adatok alapján)

Fig. 2. Changes of water nitrate and nitrite between 2008-2017 in No. 1. Illés pond (Tatár 2017, Fekete 2014 and recent data)

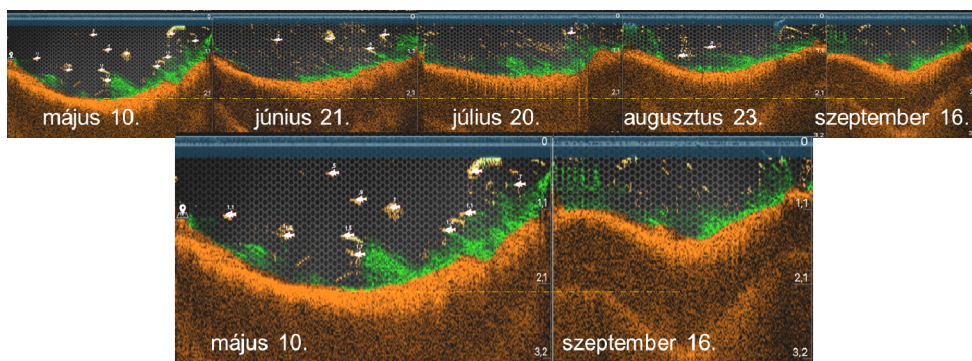
Medertérképezés

A talajvízszint jelentős csökkenésével a tó víz szintje is lecsökkent a vizsgált időszakban (ld.: 2. táblázat, 3. ábra). A korábbi több éves megfigyelés szerint késő ősszel a talajvízszint ismét növekvő tendenciát fog mutatni, és a legnagyobb vízszint tavasz közepén várható (Tatár 2017). A lecsökkent vízszint a tó halállományára nézve rendkívül kedvezőtlen, hiszen egy kisebb víztér kisebb eltartó képességgel is rendelkezik. Ez a víztömegcsökkenés is közrejátszhatott az alacsony oxigénszint kialakulásában, hiszen a halállomány és a makrogerinctelenek fogyasztása nagyjából megegyezett a korábbival, viszont ősze harmadannyi víz állt csak rendelkezésükre (május és szeptember között az 1. sz. Illés-tó térfogata harmadára, az oldott oxigén koncentrációja pedig a negyedére csökkent).

2. táblázat. A tó legmélyebb pontjának és kalkulált vízmennyiségének alakulása.

Table 2. Changes of the deepest point of the pond and calculated volumetric water mass

	május 10.	június 21.	július 20.	augusztus 23.	szeptember 16.
Legmélyebb pont (m)	2,2	1,7	1,6	1,5	1,4
Becsült víz térfogat (m ³)	48,4	27,0	21,8	18,8	16,1
	(100%)	(55,8%)	(45%)	(38,8%)	(33,3%)



3. ábra. Fent: keresztmetszeti medertérkép az 1. sz. Illés-tó hosszvonalában

Lent: az első és az utolsó felvétel kinagyítva

Cross section map of 1st Illés pond (above), the first and last measurement are magnified (below)

A medertérkép vizsgálata alapján fontos még kiemelni a mederfenék alján látható világossárga réteget, ami a lágyiszap vastagságát mutatja. Ebben az agyagmedrű tóban a lágyiszap vastagsága 30 cm körül alakul, amiből aktív biológiai körforgást feltételezhetünk, hiszen a tó körül lévő növényi anyagok (fűz termés és levelek folyamatos hullása, nád, stb.) folyamatosan terhelik a vizet, mégsem jelentkezik jelentős mértékű feliszapolódás. Megállapítható, hogy a tó még biológiai értelemben fiatalnak tekinthető. A szonárképen látható zöld jelek alámerült növényzetet jeleznek. Ennek legnagyobb részét közönséges rence, kisebb részét pedig érdes tócsagaz telepek alkották.

Víz alatti felvételek

A júniusi felvételeken a tó vize gazdag zooplankton állományt mutatott (elsősorban Cladocera és Copepoda fajokkal), azonban a szeptemberi felvételtől szinte teljesen hiányoztak. Jelentős mennyiségű plankton, valamint szúnyoglarva volt megfigyelhető a nevelő kettecek belsejében is (szintén csak a júniusi felvételeken), ami azt jelenti, hogy a kettecek szemmérete megfelelő volt ahhoz, hogy ezek a fontos táplálékszervezetek be tudjanak jutni. A nyíltvízi felvételeken halak nem voltak megfigyelhetők, ellenben a hínáros részekben felvett anyagokban számos lápi póc és széles kárász ivadék jelent meg (4. ábra). Mivel a közelmúltban nem történt ivadéktelepítés a tóba (Tatár 2017), ez arra enged következtetni, hogy a lápi póc és széles kárász állomány továbbra is szaporodik, és a természetes szaporulatból származó egyedeket sikerült megfigyelni.



4. ábra. Ásóbéka lárvá (fent) és elúszó lápi póc ivadék (lent) a GoPro kamera felvételein
Fig. 4. European common spadefoot larva (above), European mudminnow (below) in GoPro

Továbbá láthatók voltak még a felvételeken hanyattúszó poloskák és csikbogarak is, melyek jelentős predátorok lehetnek az 1. sz. Illés-tóban (indokolt az ivadékok illetve a lárvák védett környezetben történő előnevelése a kitelepítés előtt). Ezen kívül az is jól

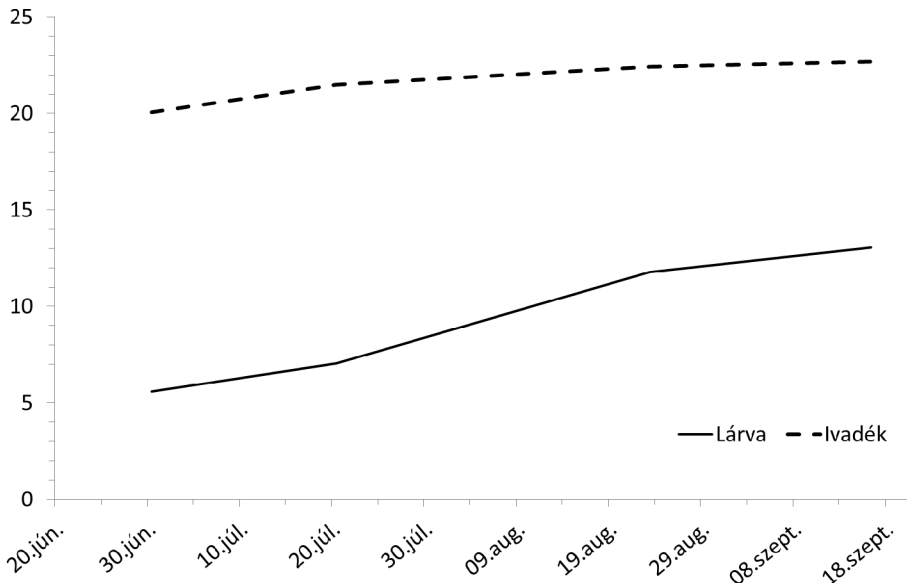
látható volt a víz alatti felvételeken, hogy a vízfelszínen összegyűlő fűz termés mennyire leárnyékolja a tavat (4. ábra).

Planktonvizsgálat

A zooplankton vizsgálatok alátámasztották azt a GoPro felvételek alapján tett megállapítást, hogy a nyáron még jelentős zooplankton állomány ősre szinte teljesen eltűnt. A július 20-i vizsgálat alkalmával a zooplankton össz mennyiség 0,8 mL/100 L volt, ami augusztus 23-ra 0,01 mL/100 L-re, majd szeptember 16-ára már mL-ben nem is lehetett mérni, hiszen alig 30 egyed tartalmazott a minta. Ez a jelentős csökkenés valószínűleg a halfauna fogyasztásának volt betudható, ami a víztömeg csökkenésének köszönhetően annyira megritkította a zooplankton állományt, hogy az utána már nem tudott eredményesen felszaporodni. Ezen kívül a zooplankton szervezetek gyérítésében fontos szerepet játszhatott a nagytömegű renceállomány is. A vizsgálatok során a leggyakoribb fajok az ágascápú rákok (Cladocera) közül a *Daphnia curvirostris*, a kerekesszék (Rotatoria/Rotifera) közül a *Keratella testudo* valamint *Polyarthra* sp. fajok voltak. Nagy számban figyeltünk meg evezőlábú rákokat (Copepoda) is, ám a mintákban kifejlett egyedek hímjén meghatározása még genus szinten sem sikerült. Ezentúl teleszkópszemű kérészlárvák (*Baetis* sp.), illetve üvegszúnyog lárvák (*Chaoborus* sp.) fordultak elő a szűrt mintában.

Ketreces halnevelés

A nevelőketrecek hálórészét a 2. hónaptól eltömítették az algák, ennek köszönhetően a ketrec belsejében lévő víz feltehetően sokkal lassabban tudott csak kicserélődni, valamint valószínűleg kevesebb táplálék is került a kosáron belülre, mint amennyi potenciálisan juthatott volna. A 2-2 ketrecbe feltelepített 51 egynyaras ivadékból és 617 frissen kelt lárvából, szeptember 16-ára összesen 40 egynyaras- (megmaradás 78,43 %) és 60 fiatal ivadék (megmaradás) 9,72 % maradt életben. A növekedési vizsgálatoknál jelentős eltérés mutatkozott a saját nevelésű lárvák és az egynyaras ivadékok között (5. ábra).



5. ábra. A kísérlet során nevelt széles kárászok növekedése
Fig. 5. Growth rate of Crucian carp juvenile and larvae

Az ivadékok a júniusi betelepítéstől a szeptemberi kitelepítésig csak nagyon kis mértékben növekedtek, így megállapítható, hogy az 1. sz. Illés-tó környezeti feltételei mellett nem javasolt ezek ketreces nevelése. Valószínűleg a ketrecekben nem volt elég táplálék ahhoz, hogy a nagyobb testű halak jelentősen növekedni tudjanak. A frissen kelt lárvák ellenben az első, de különösen a második hónapban szépen növekedtek, utána, valószínűleg a zooplankton állomány drasztikus csökkenésének köszönhetően, jelentősen csökkent a növekedésük üteme.

A széles kárászok növekedését Demény et al (2012) vizsgálta laboratóriumi körülmények között, ahol élő eleségen (*Artemia salina* frissen kelt lárvák) etetéskor 5,6-6,9 mm kezdeti testhosszról 17,5-18 m testhosszt értek el 21 nap alatt 24,5-25,0 °C-on. Ettől a vizsgált halaink jóval elmaradtak. 19,1 mm-es kiinduló átlag testhosszban 80 nap alatt élő eleségen etetett széles kárász ivadékok 38 mm-es átlag befejező testhosszt értek el. Ki kell hangsúlyozni azonban, hogy az 1. sz. Illés-tóban a hőmérsékleti tartomány, valamint az élő eleség ellátás jelentős mértékben különbözött az ellenőrzött körülmények között nevelt társaikéhoz képest. Tavi körülmények között 140 napos tenyésztő alatt Müller et al (2007) 2,6 cm-t, szeptember 11-ig (161 napos tenyésztő), 3,4 cm-t értek el széles kárásznál. Pintér (1989) szerint a növekedési ütem viszonylag lassú, az első évben maximum 2-3 cm-es nagyságot érnek el, és rendszerint a második év végére sem nőnek 10 cm-nél nagyobbra. A széles kárász ivadéknak el kell érnie 25-27 mm-t, ahhoz hogy biztonsággal vészelje át a telet (Disler, 1971 nyomán Müller et al., 2007). A kísérlet keretében összesen 40 darab egynyaras és 60 darab fiatal előnevelt ivadékot sikerült nevelni, amelyeket 2017. szeptember 16-án kivétel nélkül kitelepítettünk az 1., 8. és 9. sz. Illés-tavakba (13-13-14 fiatal + 20-20-20 előnevelt példányt).

Következtetések és javaslatok

Az utóbbi időben elburjánzott part menti növényzet, valamint a vízfelszínen összegyűlő fűz termés nagyon nagymértékben leárnyékolja a tavat, melynek hatására a víz még a nagy meleg idején sem képes jelentősen felmelegedni. Célszerű lenne az eddig érintetlen part menti növényzet ritkítása, - szem előtt tartva a természetvédelmi szempontokat - annak érdekében, hogy a víz megvilágítását (hínárnövényzet fotoszintézisének elősegítése) és hőmérsékletét növelni lehessen. Úgy véljük, hogy az alacsony vízhőmérséklet az egyik fő oka annak, hogy - szemben a széles kárással és lápi póccal - a réticsík nem szaporodik a tóban. A tó partszegélyi zónájában célszerű lenne olyan kicsi mélyedéseket készíteni, ahol kora tavaszi időben a sekély víz kellő képen fel tudna melegedni. Az új „szaporodóhelyet” azonban folyamatosan monitorozni kell, hogy a nyári vízszint csökkenés idején a halivadékok vissza tudjanak jutni a főmederbe. Az új partszegély kialakítás reményeink szerint elősegítené még a zooplankton állomány megerősödését is. A most gyűjtött adatok segíthetnek a tervezett beavatkozás hatásának mérésében. A tavasztól ősz végéig tartó szezonális vízmennyiség csökkenés jelentősen limitálja a tó halállományát, ugyanis csökken a tó eltartó képessége. E mellett a csökkent térfogatú tóban, a halak, valamint a jelentős renceállomány fogyasztásának köszönhetően a zooplankton állomány annyira lecsökken, hogy nem képes regenerálódni, így táplálékhiány alakul ki, mely a halállomány csökkenéséhez vezethet.

A nevelőketrecek alkalmasak lárvenevelésre, de szükség van a kosarakat alkotó háló bizonyos időközönkénti tisztítására, hogy biztosított legyen a zavartalan vízáramlás a tó és a ketrec között, valamint megakadályozzuk a bomlásokból származó gázok összegyűlését a ketrecek alatt. Az alkalmazott nevelési módszer egynyaras ivadékok esetében nem alkalmazható sikeresen az Illés-tavi környezetben. Ilyen környezeti feltételek melletti nevelésnél szükség van az egynyaras ivadékok kiegészítő takarmányozására.

A szonárral történő medertérképezést érdemes lenne tovább folytatni, nem csak az 1. számú, de az összes Illés-tavon, hiszen ezzel a módszerrel nyomon tudjuk követni a tavak medrének alakulását, vízszintjük, vízmennyiségük alakulását, és a lágyiszap vastagságának változásait is, ami további fontos adatokkal szolgálhat a fajvédelmi mintaprogram számára.

Szendőfi (2015) korábban faunisztikában már javasolta a GoPro kamera felhasználását, és bizonyította, hogy ritka fajok megfigyelésekor plusz információval szolgálhatnak a felvételek. GoPro kamera segítségével például először bizonyította, hogy lápi pócok élnek egy rákospalotai tóban. A víz alatti felvételeket a jövőben úgy kellene végezni, hogy a kamera valahogyan rögzítve legyen, és elkerülhető legyenek a sikertelen felvételezések. E mellett érdemes lehet a kamera beállítása után bevetni (pl. *Artemia*-val) a látóterét, hogy minél több halat figyelhessünk meg.

Folytatni kell a telepítéseket és az átfogó monitoring tevékenységet az Illés-tavakon, annak érdekében, hogy a Lápi Póc Fajvédelmi Mintaprogram továbbra is sikeresen működhessen.

Köszönetnyilvánítás

Az egygyaras széles kárászok begyűjtésénél Dr. Demény Ferenc segédkezett, amit ezúton szeretnék neki megköszönni. Továbbá köszönettel tartozunk Szekeres Józsefnek és Zsuga Katalinnak, akik a zooplankton és makrogerinctelen fauna határozásban nyújtottak segítséget. Kísérleteinket és vizsgálatainkat a következő projektek támogatták; KvVM „Zöld Forrás Program 2016” a VEKOP-2.3.2-16 - 2016 -00012 (A Kárpát-medencei őshonos haszonállatfajok, -fajták és -ökotípusok XXI. századi génbanki stratégiájának tudományos megalapozása és fejlesztése) és az EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program (1783-3/2018/FEKUTSRAT) támogatta, a Szent István Egyetem vízzel kapcsolatos kutatások tématerületi programja keretében.

Irodalom

- Bíró P., Paulovits G. (1995): Distribution and status of *Umbra krameri* (Walbaum 1972) in the drainage of Lake Balaton. – 1st Int. Workshop on *Umbra krameri*, *Nat. Hist. Mus. Vienna, Austria* 97B: 470–477.
- Buza E., Demény F., Müller T. (2014): A réticsík. In: Müller T. (szerk.): *Veszélyeztetett lápi halak megóvása: lápi póc, réticsík, széles kárász*. Vármédia Print Kft., Gödöllő, 335 p., 192–246. p.
- Demény F., Müllerné T.M., Sokoray-Varga S., Hegyi Á., Urbányi B., Žarski D., Ács B., Miljanović B., Specziár A., Müller T. (2012): Relative efficiencies of *Artemia* nauplii, dry food and mixed food diets in intensive rearing of larval Crucian carp (*Carassius carassius* L.). *Turk J Fish Aqua Sci* 12: 691–698.
- Demény, F., Zöldi, L. G., Deli, ZS., Fazekas, G., Urbányi, B., Müller, T. (2009): A réti csík (*Misgurnus fossilis*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* 3: 107–113.
- Fekete Sz. (2014): A Lápi Póc Fajvédelmi Mintaprogram 2014. évi eredményei (Vízminőség vizsgálatok a szadai mintaterületen). Diplomadolgozat, kézirat, Szent István Egyetem.
- Müller T., Balován B., Tatár S., Müllerné Trenovszki M., Urbányi B., Demény F. (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici* 5: 15–20.
- Müller T., Csorbai B., Urbányi B. (2007): A széles kárász – *Carassius carassius* (L.) – szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. *Pisces Hungarici*, 2: 73–81.
- Pintér K. (1989): Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 202+24 p.
- Szendőfi B. (2015): A videokamera kiegészítő eszközként történő használata kisvizek halfaunisztikai felmérésében. *Pisces Hungarici* 9: 73–74.
- Tatár S. (2017): Mintaprogram a lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in situ és ex situ védelmének megalapozására. Doktori (PhD) értekezés, kézirat, Szent István Egyetem, Gödöllő, 174 p.
- Tatár S., Sallai Z., Demény F., Urbányi B., Tóth B., Müller T. (2010): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram. *Halászat* 103/2: 70–75.
- Tatár, S., Bajomi, B., Specziár, A., Tóth, B., Müllerné Trenovszki, M., Urbányi, B., Csányi, B., Szekeres, J., Müller, T. (2017): Habitat establishment, captive breeding and conservation translocation to save threatened populations of the Vulnerable European mudminnow *Umbra krameri*. *Oryx*, 51/4: 718–729.
- Tóth B., Sevcsik A., Várkonyi L., Urbányi B., Müller T. (2016): A lápi póc (*Umbra krameri*) ivatóketreces szaporítása Farnoson. *XII. Magyar Haltani Konferencia. 2016. július 7–8. Abstract book*, p: 6.
- Wanzenböck, J. (1995): Current knowledge on the European mudminnow, *Umbra krameri* Walbaum, 1792. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 439–449.
- Wilhelm S. (2008): *A lápi póc*. Erdélyi Múzeum Egyesület, Kolozsvár, 118 p.

Authors:

Ádám BRAUN, Sándor TATÁR, Balázs TÓTH, Béla URBÁNYI, Tamás MÜLLER (Muller.Tamas@mkk.szie.hu)



Lápi póc (Harka Ákos felvétele)



A széles kárász ivadéka (Harka Ákos felvétele)



Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein

Occurrence of exotic fish and crayfish species in Barát and Dera creeks and their adjacent section of the River Danube

Szendőfi B.¹, Bérces S.², Csányi B.³, Gábris V.⁴, Gál B.^{5,6,7}, Gönye Zs.⁸, Répás E.⁴, Seprős R.⁸, Tóth B.², A. Kouba⁹, J. Patoka¹⁰, Weiperth A.⁶

¹Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred

²Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest

³Független kutató, Göd

⁴ELTE TTK Környezettudományi Kar, Budapest

⁵ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola, Budapest

⁶MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Budapest

⁷MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

⁸Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő

⁹University of South Bohemia in České Budějovice

¹⁰Czech University of Life Sciences Prague

Kulcsszavak: biológiai invázió, termálvíz, befolyó, Duna

Keywords: biological invasion, thermal water, tributary, Danube

Abstract

Thermal and urban waters are frequently subjected to the releases of aquatic pets, which often occur in unexpected assemblages of native and non-native species. To document this, we conducted a half-year-long (January – July 2018) field survey the crayfish and fish species present in Barát and Dera creeks (two sampling sites per each) and sections adjacent to their mouth in the River Danube. Sampling sites were inspected monthly using a combination of catching methods. Altogether, four non-native crayfish, ten non-native and twelve native fish were recorded. Several individuals of spiny-cheek crayfish (*Faxonius limosus*), marbled crayfish (*Procambarus virginalis*), red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) and Australian redclaw (*Cherax quadricarinatus*) were sampled in the thermal water tributary of Barát creek. The Dera creek was not influenced with the thermal or industrial warm water, but the urbanised area affected the water quality, which was still acceptable for occurrence of spiny-cheek crayfish, marbled crayfish and red swamp crayfish. Besides already well established population of spiny-cheek crayfish, also marbled crayfish and red swamp crayfish inhabited the River Danube itself. Seven non-native decapods have been reported in the Hungarian wild so far. However, this is to our knowledge the first published report on co-occurrence of three North-American crayfish as well as a combination of North-American and Australasian crayfish species in Europe. The new faunistic records of exotic live-bearing fish species from the family Poeciliidae and their hybrids from Barát creek were also obtained. These findings highlight the significance of pet trade as an introduction pathway and thermal as well as urban waters as target sites for new introductions. Roles of established non-native species and their possible spread are issues requiring further targeted research.

Bevezetés

Az idegenhonos halfajok és decapodák kutatása napjainkra kiemelt jelentőséggel bír világszerte, mert megtelepedésükkel súlyosan megzavarhatják az őshonos közösségeket. Predáció és egyéb kompetitív mechanizmusok során képesek kiszorítani az őshonos fajokat, ezáltal természetvédelmi szempontból is károsak lehetnek (Takács et al. 2017, Copp et al. 2017), valamint egyre több vizsgálat igazolja több inváziós halfaj és decapoda faj közvetlen gazdasági kártételét is (Veer & Nentwing 2015, Dana et al. 2011).

Az utóbbi években végzett, országos léptékű hidrobiológiai felméréseink során számos egzotikus halfaj mellett hét idegenhonos nagy méretű tízlábúrákfaj (Decapoda) állományát sikerült felmérni és egyes esetekben a terjedésük ütemét, fajegyüttesekre gyakorolt hatásait nyomon követni (Gál et al. 2018). Vizsgálatainkat a termál- és ipari melegvíz-kibocsátások által terhelt élőhelyeken kezdtük (Weiperth et al. 2015), majd kiterjesztettük a városi környezetben található mesterséges és természetközeli élőhelyre, ahonnan napjainkra számos új idegenhonos állatfajt sikerült leírni (Takács et al. 2017). A fővárosban és agglomerációjában található dunai élőhelyek, befolyók, mellékágak rendszeres vizsgálata kezdetektől fogva kiemelt jelentőséggel bírnak kutatásainkban, mivel számos állatfaj hazai előfordulását e vizekből sikerül először igazolnunk, esetenként terjedésüket dokumentálnunk (Weiperth et al. 2015, 2018).

Anyag és módszer

Kutatásunk során 2018 januárja és júliusa között a NBmR protokollnak megfelelően elektromos kutató halászgép (DEKA 3000 Lord) segítségével halfaunisztikai, valamint nyeles kézi hálókkel és különböző rákvarsákkal makroszkopikus vízi gerinctelen mintavételt végeztünk a Barát- és a Dera-pataokban a 11. számú főút menti és a torkolati szakaszain, valamint a torkolatoknál található dunai élőhelyeken (1. ábra).

A hidrobiológiai vizsgálatokkal párhuzamosan minden mintavétel során Hanna Combo pH-, EC- és TDS-teszter eszközzel a helyszínen mértük a vízhőmérsékletet ($^{\circ}\text{C}$), a pH-t, és a fajlagos vezetőképességet ($\mu\text{S}/\text{cm}$), valamint Milwaukee MW 600-as általános hordozható oldottóxigén-mérőműszerrel az oldott O_2 koncentrációt (mg/l).



1. ábra. Mintavételi szakaszok a Barát- (B1, B2) és a Dera-patakon (D1, D2), valamint a dunai torkolati élőhelyeken (B3, D3)

Fig. 1. Sampling sites in the Barát and Dera creeks and adjacent sections of the River Danube

Eredmények

Vizsgálataink során a két pataokban és a dunai élőhelyeken összesen négy idegenhonos tízlábúrákfaj mellett 12 őshonos és 10 idegenhonos halfaj több korosztályából sikerült egyedeket gyűjtenünk (1. táblázat).

A mintavételek során a Barát-pataokban és az abba torkolló melegvízcsatornában először észleltük cifrarákkal (*Faxonius limosus*) közösen a márványrák (*Procambarus virginalis*) tömeges jelenlétét, továbbá a vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*) és az ausztrál vörösollós rák (*Cherax quadricarinatus*) szórványos előfordulását (1. táblázat, 2. ábra).

A mintavételi program során a Barát-patakba torkolló - a 11. számú főúttal párhuzamos - mellékágának kijelölt szakaszáról először sikerült a szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia affinis*), a mexikói karfarkúhal (*Xiphophorus helleri*) és különböző platty-hibridek (*Xiphophorus* sp.) előfordulását kimutatni. A B1 mintavételi szakaszon legnagyobb egyedszámban a tüskés pikó (*Gasterosteus aculeatus*) egyedeket gyűjtöttük. E szakaszra jellemző, hogy a csapadékvíz mellett egész évben termálvíz is folyik a kibetonozott patakmederben (1. táblázat).

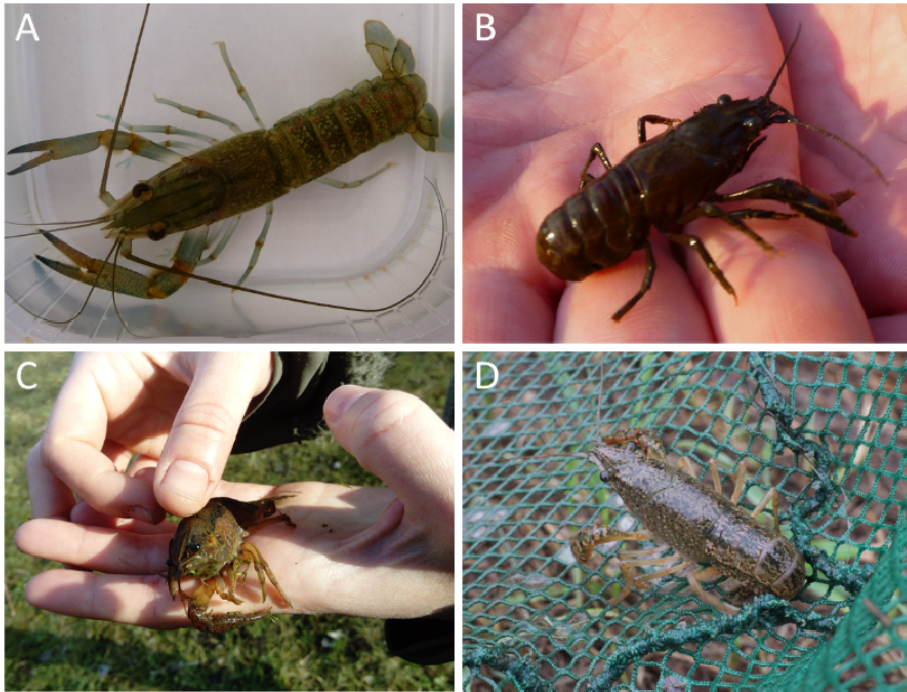
1. táblázat. A mintavételi helyszíneken gyűjtött halfajok és decapoda fajok egyedszáma
 Table 1. Number of individuals of fish and crayfish species at the sampling locations

Faj Species	Mintavételi szakaszok					
	Barát-patak / Duna			Dera-patak / Duna		
	B1	B2	B3	D1	D2	D3
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)	-	-	1	-	2	-
Domolykó (<i>Squalius cephalus</i>)	-	-	2	9	4	1
Jász (<i>Leuciscus idus</i>)	-	-	-	1	6	3
Balin (<i>Leuciscus aspius</i>)	-	-	3	-	2	4
Küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	-	-	16	8	1	22
Szilvaorrú keszeg (<i>Vimba vimba</i>)	-	-	-	-	1	4
Márna (<i>Barbus barbus</i>)	-	-	-	1	3	4
Fenekjáromi küllő (<i>Gobio gobio</i> sp.)	-	-	-	19	8	1
Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	-	3	1	5	6	16
Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	-	1	-	1	4	1
Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	-	1	3	1	9	2
Kövecsik (<i>Barbatula barbatula</i>)	-	-	-	9	4	-
Szúnyogírtó fogasponty (<i>Gambusia affinis</i>)	28	-	-	-	-	-
Platty hybrid <i>Xiphophorus</i> sp	3	-	-	-	-	-
Mexikói kardfarkú hal (<i>Xiphophorus helleri</i>)	11	-	-	-	-	-
Tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	147	28	-	-	-	-
Selymes durbincs (<i>Gymnocephalus schraetser</i>)	-	-	-	-	1	1
Süllő (<i>Sander lucioperca</i>)	-	-	1	-	1	3
Folyami géb (<i>Neogobius fluviatilis</i>)	-	-	6	-	7	4
Kessler-géb (<i>Ponticola kessleri</i>)	-	-	4	-	1	1
Feketeszájú géb (<i>Neogobius melanostomus</i>)	-	-	18	-	1	4
Takra géb (<i>Protetrorhinus semilunaris</i>)	-	-	-	4	8	6
Ausztrál vörösollós rák (<i>Cherax quadricarinatus</i>)	3	-	-	-	-	-
Cifrarák (<i>Faxonius limosus</i>)	72	47	14	6	5	8
Márványrák (<i>Procambarus virginialis</i>)	96	58	9	7	3	1
Vörös mocsárrák (<i>Procambarus clarkii</i>)	5	1	-	1	1	2
Halfajok száma Number of fish species	4	4	10	10	18	16
Tízlábúrákfajok száma Number of crayfish species	4	3	2	3	3	3
Halak egyedszáma Number of individuals of fishes	189	33	55	61	70	77
Tízlábúrákok egyedszáma Number of individuals of crayfishes	176	106	23	14	9	10

A víz ezen a szakaszon a termálvíz-bevezetés hatására a leghidegebb téli időszakban sem fagy be, és télen $11,2 \pm 3,2$ °C hőmérséklettel éri el a Barát-patakot. Itt a befolyó termálvíz méréseink alapján a felszínen körülbelül 700 m után teljes mértékben visszahűl a patak hígító vizének hatására.

A Dera-patakban a mintavételek során - egészen február közepéig - szintén sikerült kimutatni a cifrarák mellett a márványrák és a vörös mocsárrák jelenlétét. Ezt követően csak a május végi mintavételek során sikerült újabb adult egyedeket gyűjtenünk a három

idegenhonos rákfajból. A halfaunisztikai vizsgálatok során a Dera-patakából nem került leírása melegkedvelő idegenhonos halfaj, ellenben számos védett fajból több korosztály előfordulását igazoltuk (1. táblázat). A Dera-patakba sem felhasznált termálvíz, sem ipari melegvíz nem kerül kibocsátásra, ugyanakkor a településekről bevezetett vizek hatására téli időszakban a D1 mintavételi szakaszon sem hűlt le a víz 4,2 °C alá.



2. ábra. Vizsgálataink során kimutatott idegenhonos rákfajok
 A: ausztrál vörössollós rák (fotó: Weiperth András), B: cifrarák (fotó: Gábris Veronika), C: márványrák (fotó: Szendőfi Balázs), D: vörös mocsárrák (fotó: Weiperth András)
 Fig 2. Sampled individuals of non-native caryfish species
 A: redclaw crayfish (Photo: András Weiperth), B: spiny-cheek crayfish (Photo: Veronika Gábris), C: marbled crayfish (Photo: Balázs Szendőfi), D: red swamp crayfish (Photo: András Weiperth)

Mindkét vízfolyás dunai torkolata körül regisztráltuk a cifrarák és a márványrák előfordulását. A Barát-patak torkolatának környezetében mindkét fajból adult és fiatal példányok, míg a szentendrei mellékágban (a Dera-patak környezetében) a márványráknak csak adult egyedeit sikerült begyűjtenünk.

Értékelés

Eredményeink igazolják, hogy a jelentős mértékben átalakított, valamint a termálvízzel és ipari melegvízzel terhelt vízfolyásokban megjelenő egzotikus fajok sikeres meglepedésük esetén a környező természetes élőhelyeket is kolonizálhatják.

Vizsgálataink során sikerült detektálnunk a márványrák és a vörös mocsárrák terjedését két újabb dunai befolyóban, valamint a torkolatuknál lévő dunai élőhelyeken. A Barát-patakban leírt négy idegenhonos tízlábúrákfaj együttes jelenlétére eddig nem volt adat Európa vizeiből. A két patak halfaunáját összehasonlítva kitűnik, hogy a jelentős predációs nyomást kifejtő tízlábúrákfajok teljes mértékben képesek átalakítani a halfaunát. A Barát-patak mellékágából a patak felső szakaszáról korábban jelzett halfajok (pl: razbóra, ezüstkárász, szívárványos ökle, vágócsík) mára teljesen eltűntek és a korábbi kutatásokban

is kimutatott tüskés pikó vált dominánssá (Harka és Szepesi 2010), valamint megjelentek a feltételezhetően akvaristák által telepített elevenszülő fogaspontyfélék.

A hazai Duna-szakaszon a márványráknak és a vörös mocsárráknak az elmúlt években tapasztalt gyors terjedése, továbbá az ausztrál vörösollós rák egy-egy újabb példányának előkerülése felhívja a figyelmet a befolyó patakok, valamint azok torkolatainak közelében található dunai élőhelyek vizsgálatának fontosságára.

Köszönetnyilvánítás

A kutatásokban Gál Blanka részvételét az Emberi Erőforrás Minisztériuma Új Nemzeti Kiválóság Program (UNKP-17-3) támogatta. Antonín Kouba acknowledges the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic – projects “CENAKVA” (No. CZ.1.05/2.1.00/01.0024) and “CENAKVA II” (No. LO1205 under the NPU I program).

Irodalom

- Copp G.H., Godard M.J., Vilizzi L., Ellis A., Riley W.D. (2017): Predation by invasive signal crayfish on early life stages of European barbel may be limited. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 27/5: 1056-1060.
- Dana E.D., Garca-deLomas J., González R., Ortega F. (2011): Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. *Ecological Engineering* 37/11: 1607-1613.
- Gál B., Kuříková P., Bláha M., Kouba A., Jiří P., Danyik T., Farkas A., Farkas J., Weiperth A. (2018): Distribution of Decapoda in Hungary and the impacts of the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard 1852) to the native ecosystem. 5th European Congress of Conservation Biology - ECCB 2018, 12-15. 06. 2018., University of Jyväskylä, Finland. <https://peerageofscience.org/conference/eccb2018/107373/>
- Harka Á., Szepesi Zs. (2010): Hány pikófaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici* 4: 101-103.
- 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.
- Van der Veer G., Nentwig W. (2015): Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecology of Freshwater fish* 24/4: 646-656.
- Weiperth A., Csányi B., Gál B., György Á.I., Szalóky Z., Szekeres J., Tóth B., Puky M. (2015). Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* 9: 65-70.
- Weiperth A., Gál B., Kuříková P., Langorova, I., Kouba, A., Patoka, J. (2018): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology*, e171303

Authors:

Balázs SZENDŐFI, Sándor BÉRCES, Béla CSÁNYI, Veronika GÁBRIS, Blanka GÁL, Zsuzsanna GÖNYE, Edit RÉPÁS, Richárd SEPRŐS, Balázs TÓTH, Antonín KOUBA, Jiří PATOKA, András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu)



A Dera-patak torkolata (Weiperth András felvétele)



Téli mintavétel a Barát-patak mellékágában (Csányi Béla felvétele)



A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] terjedése a Tisza vízgyűjtőjén

Spreading of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the water system of Tisza River

Nyeste K., Gyöngy M., Antal L.

Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Kulcsszavak: Nagykunsági-főcsatorna, Tisza folyó, gébfélék, inváziós halfaj, partvédelmi kövezés

Keywords: Nagykunság Main Channel, Tisza River, Gobiidae, invasive fish species, rip-rap habitat

Abstract

First occurrence data of round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the water system of Tisza River was described in the Nagykunság Main Channel from the Middle Tisza Region, in the summer of 2017. Our ichthyological survey of Nagykunság Main Channel and the analysis of catch data of anglers revealed that round goby is probably widespread along the channel. Introduction of round goby in Nagykunság Main Channel can be explained by many reasons, but the most likely factor is the release of live bait fish. Meanwhile round goby was also recorded in the Lower Tisza River at Szeged in autumn of 2017 and spring of 2018. Probably the species has arrived from the mouth of the Tisza River, but there is no occurrence data in the Tisza River below Szeged. According to results of our ichthyological monitoring, the literature data, and the opinion of ichthyologists, gobies can be hardly investigated with electric fishery device in large rivers without frequent artificial rip-rap habitats. Therefore, we recommend the targeted monitoring of artificial rip-rap habitats and use of electrified benthic frame trawl to investigate the further spreading of round goby along the Tisza River. Due to the considerable influence of expanding Ponto-Caspian gobies on native benthic species, the continuous and systematic monitoring of spreading patterns of invasive gobies should have a priority.

Az utóbbi évtizedek során a ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) folyamatos terjedése figyelhető meg Európa-szerte (Harka et al. 2015). Ez azonban egy szemiszpontán folyamat, ugyanis a természetes úton történő terjeszkedés mellett kisebb-nagyobb, emberi tevékenységekből eredő ugrások is megfigyelhetők (Takács et al. 2017). Ez volt tapasztalható a folyami géb [*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)] Kárpát-medencei terjedésében is (Nyeste et al. 2017). A faj Magyarországon először 1970-ben a Balatonban jelent meg, az oda vezető hazai Duna-szakaszon azonban csak 1984-ben találták meg (Harka et al. 2015). Ezt követően 1993-ban úgy került elő a Tisza-tóból, hogy annak nem volt előzménye (Harka et al. 2015). Ilyen ugrás történt a mindaddig csak a Dunából és mellékveizeiből ismert feketeszájú géb, más néven kerekfejű géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] esetén is, mely 2017-ben előzmény nélkül jelent meg a Közép-Tisza vízrendszeréhez tartozó Nagykunsági-főcsatorna kezdeti szakaszán (Nyeste et al. 2017). Azt követően a horgászfogások célzott összegyűjtéséből kiderült, hogy a főcsatorna felsőbb szakaszán (6 km-ig) már viszonylag nagy és több korosztályt kitevő állománya van jelen a fajnak (Nyeste 2018).

2018 februárjában F. Z. horgász fotóbizonyítékkal közölte, hogy a főcsatorna kezdeti szakaszától mintegy 34 km-re eső Örményes közelében lévő műtárgy alvívén több feketeszájú gébet fogott (koordinátái: N47°11'22.30", E20°35'52.60"). 2018 áprilisában a Nagykunsági-főcsatorna teljes hosszára kiterjedő halfaunisztikai vizsgálatot végeztünk elektromos halászgép segítségével (Nyeste & Antal nem publikált adata). Ennek során

egyetlen feketeszájú gébet fogtunk, éspedig a kétpói keresztzárás alvízének kövezésén (koordinátái: N47°06'04.13", E20°26'16.36") (1. ábra). Ez a helyszín a kezdeti ponttól kb. 52 km-re, a már kettéváló főcsatorna nyugati ágán helyezkedik el.

Érdekes tény, hogy a főcsatorna kezdeti szakaszán a faj egyetlen példányát sem sikerült az elektromos mintavételi eszköz segítségével kimutatni, pedig a horgászszákmányban nagy arányban jelen van (Nyeste 2018). Ez az elektromos eszköz szelektivitásával is magyarázható, ugyanis ezzel a nagyobb mélységű vizek bentikus halai nehezen foghatók (Erős et al. 2015). Emellé járul az, hogy a gébfélék nem rendelkeznek úszóhólyaggal, ezért az elektromos áram hatására elkábult gébek a vízfolyások mélyebb élőhelyeiről gyakran nem kerülnek felszínre (Erős et al. 2015). A Dunán végzett halfaunisztikai felmérések azonban látszólag cáfolják ezt (pl. Potyó et al. 2013, Weiperth et al. 2013). Ennek magyarázata az, hogy a Dunát szegélyező kövezések az inváziós ponto-kaszpikus gébfélék számára kiváló élőhelyet biztosítanak, így ezen a sekély vizű partszegélyi habitatokban elektromos eszközzel is könnyen megfoghatók (Erős et al. 2005, 2008). Ezzel teljes összhangban, az általunk kimutatott példány is ilyen kövezésről került elő.



1. ábra. A Nagykunsági-főcsatorna kétpói kövezett szakasza

Fig. 1. The Nagykunság Main Channel at Kétpó with the artificial rip-rap habitat

Utanajártunk annak is, hogy a Tisza-tó felől bejuthatott-e, ám a telepítési anyag zöme oda is a Tisza-mentéről kerül (Papp Gábor szóbeli közlése). Habár a Tisza-tóba compót (*Tinca tinca*) egy Duna-menti halgazdaságból telepítenek, a halgazdálkodási hasznosító által végzett faunisztikai mintavételezések során egyszer sem találták meg a fajt (Papp Gábor szóbeli közlése). A kérdés megválaszolása érdekében a befolyózsilip Tisza-tavi oldala környékén lévő kövezésen (koordinátái: N47°28'33.30", E20°33'36.89") magunk is végeztünk elektromos halászgépes mintavételt 2018. június 15-én. A munka során több, összesen kb. 500 méter hosszú kőszórásos szakaszt vizsgáltunk meg, de a faj egyetlen egyedét sem sikerült kimutatni. Ez alapján valószínűsíthető, hogy a faj nem a Tisza-tó felől hódította meg a Nagykunsági-főcsatornát. Ezenfelül feltételezzük, hogy a Nagykunsági-főcsatorna felől, a kezdeti zsilipen át a beömlő gyorsfolyású vízzel szemben haladva a faj nem tud áthatolni a tározótér felé. Emellett szól az is, hogy 2017 őszén – mikor a főcsatornában már jelentős állományát tapasztaltuk a feketeszájú gébnek – a Tisza-tavi duzzasztott Tisza-szakaszon végzett elektromos keretes fenékhálóval végzett faunisztikai vizsgálat során sem került elő egyetlen példány sem (Sallai Zoltán személyes közlése).

Egy másik, s véleményünk szerint valószínű magyarázat lehet a csalihalként történő behurcolás. A Nagykunsági-főcsatorna, annak kifejezetten a kezdeti szakasza, ahol a zsilipen átömlő víz gyors, oxigénben gazdag élőhelyet alakít ki (Nyeste & Molnár 2017), számos horgászati fontos fajnak, köztük a süllőnek (*Sander lucioperca*) is kedvező. Az említett főcsatornaszakasz híres arról a nemes ragadozóról, a „Süllőfészek” nevet is innen kapta. Az internetes horgászleírások egyre szélesebb körben közlik, hogy a hazánkban előforduló gébfélék – részben megegyező habitatpreferenciájuknak köszönhetően – kiváló süllőcsalik (pl. URL1, URL2). Ez alapján könnyen elképzelhető, hogy a Duna-mentéről érkező horgászok – csalihalként magukkal hozva – hozzájárultak a faj elterjesztéséhez.



2. ábra. Feketeszájú géb a Tisza szegedi szakaszáról

Fig. 2. Round goby from the River Tisza at Szeged

kutatók figyelmét. Ezt támaszthatja alá az is, hogy a 3. Nemzetközi Duna expedíció eredményei alapján 2013-ban már az egyik legfőbb fajnak számított a Tisza-torkolat környéki Duna-szakaszon (Szalóky et al. 2014). Ezen túl lehet egy, a Nagykunsági-főcsatornában való megtelepedéstől teljesen független behurcolás eredménye is, pl. haltelepítés vagy élő csalihalak elszabadulása, szabadon eresztése révén.

A faj tiszai megtelepedése azonban minden bizonnyal a közelmúltra tehető. Sallai Zoltán 2016 során a Közép- és Alsó-Tiszán, 2017-ben pedig a Tisza-tavi Tisza-szakaszon végzett elektromos kecével haltani kutatást, ám a faj egyszer sem került elő (Sallai Zoltán személyes közlése), pedig pl. a Dunán az ilyen módszerrel végzett fogás egyik leggyakoribb összetevője (Szalóky et al. 2014, Sallai Zoltán személyes közlése). 2017-ben a teljes hazai Tisza-szakaszon és főbb mellékfolyóin végeztünk elektromos halászgéppel mintavételezést, mely során nehézfém-tartalomvizsgálat céljából célzottan gyűjtöttünk domolykó (*Squalius cephalus*) egyedeket a kövezések mentén, ám ekkor sem került elő egyetlen feketeszájú géb sem (Nyeste & Antal nem publikált adata). Mindezek a faj közelmúltban, ugrásként történő megjelenését valószínűsítik a Tisza vízrendszerében.



3. ábra. A feketeszájú géb előfordulási adatai a Tisza vízrendszeréről. (Sorszám, helyszín, dátum (év, hónap, nap), koordináták). Rövidítések: NK = Nagykunsági-főcsatorna, T = Tisza Fig. 3. Occurrence data of the round goby from the Water System of the Tisza River. (Number, locality, date (year, month, day), coordinates). Abbreviations: NK = Nagykunság Main Channel, T = Tisza River

1. NK-Abádszalók, 2017.08.13., N47°28'27.25", E20°33'36.17".
2. NK-Tiszabura, 2017.10.22., N47°27'05.78", E20°33'01.31".
3. NK-Kisgyócs, 2017.09.24., N47°25'48.73", E20°34'49.43".
4. NK-Telekhalom, 2017.11.20., N47°19'19.61", E20°35'35.75".
5. NK-Örményes, 2018.02.12., N47°11'22.30", E20°35'52.60".
6. NK-Kétpó, 2018.04.05., N47°06'04.13", E20°26'16.36".
7. T-Szeged, 2017.10.16., N46°15'07.39", E20°09'19.49".
8. T-Szeged, 2018.04.15., N46°15'02.40", E20°09'09.02".

Zárszóként megállapítható, hogy a faj megjelenését és további terjedését a Tisza vízgyűjtőjén sok bizonytalanság fedi. Ennek ellenére az biztosan elmondható, hogy a faj a 2017-es megtalálása óta több új lelőhelyről került elő (3. ábra). Jelen dolgozatunkban arra is fel szeretnénk hívni a figyelmet, hogy a klasszikus elektromos mintavételi eszközzel történő mintavételek használhatósága ilyen szempontból korlátozott, ugyanis épp a Nagykovácsányi-főcsatorna példáján látszik, hogy a partvédelmi kövezések ritkasága következtében – mely az egyébként egész Tiszára is jellemző – nehéz a faj kimutatása. A faj további terjedésének nyomon követésére épp ezért egyrészt a folyóvízi partvédelmi kőszórások alapos vizsgálatát, másrészt az elektromos kece használatát javasoljuk. Emellett ezúttal is felhívjuk a figyelmet a horgászfogások fotódokumentációinak haltani kutatásokban betöltött fontos szerepére is, melyhez többek között a Magyar Haltani Társaság weboldalának Mit fogtam? című rovata is kiváló színteret biztosít.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton nyilvánítunk köszönetet Szabó Tibor, Bazsó Máté, Faragó Zoltán, Nagy György és Ratkai Miklós horgászoknak a fogási adataik fotóval történő rendelkezésünkre bocsátásáért. Köszönetet mondunk Szarvas Zoltánnak, Elek Gyulának, Donkó Péternek és Papp Gábornak a haltelepítési adatokért. Köszönet Sallai Zoltánnak a terepi tapasztalatok megosztásáért és a konzultációkért, valamint Abonyi Tamás, Héjja Márton Kistófi és Simon Szabolcs egyetemi hallgatóknak a terepi mintavételekben nyújtott segítségükért.

A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program támogatta, a Debreceni Egyetem 4. tématerületi programja keretében. Nyeste Krisztiánt az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-18-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

Irodalom

- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (*Pisces*, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 350–357.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. (2015): *Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéshez*. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A., Schmera D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93/1: 88–105.
- 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.
- Nyeste K. (2018): A feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) megtelepedése a Nagykovácsányi-főcsatornában. *Halászat* 111/1: 23.
- Nyeste K., Molnár J. (2017): Szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*) a Nagykovácsányi-főcsatornából. *Halászat* 110/4: 18.
- Nyeste, K., Nyíri, K., Molnár, J. (2017): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 11: 89–90.
- Potyó I., Weiperth A., Guti G. (2013): Elektromos halászattal gyűjtött minták napszakos változásai a Duna Budapest feletti szakaszán és egyes mellékvízfolyásaiban. *Pisces Hungarici* 7: 57–64.
- 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., Staszny Á., Ferincz Á. (2013): Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Történeti áttekintés. *Pisces Hungarici* 7: 103–112.
- URL1: <https://www.haldorado.hu/topikok/rablohal-horgaszat-c6/sullo-horgaszat-c67/balaton-sullozes-vicsalik-a1570> (letöltve: 2018.06.13.)
- URL2: <https://www.haldorado.hu/topikok/magyarorszag-halai-c25/ragadozo-halak-c29/gebes-gondolatok-a1542> (letöltve: 2018.06.13.)

Authors:

Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu), Martina GYÖNGY, László ANTAL



Az Ér folyó csatornáinak aktuális halközössége

The actual fish community in the Ér/Ier River

Szabó I.

E. Gojdu u. 16, 417435 Sacueni/Székelyhíd, Romania

Kulcsszavak: Érmellék, réticsík, kurta baing, invazív, őshonos fajok

Keywords: Ier/Ér Valley, Loach, Belica, invasive, native species

Abstract

After the drainage of the Ér/Ier Valley, a channel system of about 700 kms remained containing fish species being a rarity nowadays, such as European mudminnow, weatherfish, spined loach, sunbleak. Several species having their conservationist value survived in the pinched habitats. As in the case of other water habitats, adventive species have appeared such as Prussian carp (*Carassius gibelio*), stone moroko (*Pseudorasbora parva*) and the Western tubenose goby (*Proterorhinus semilunaris*).

Kivonat

Az Érmellék lecsapolását követően, mintegy 700 kilométer csatornahálózat maradt, amely tartalmazza a mára már ritkaságnak számító halfajokat, mint a lápi póc, réticsík, vágócsík, kurta baing. A beszűkült élőhelyen természetvédelmi szempontból értékes halfajok maradtak fenn. Más vízterekhez hasonlóan itt is megjelentek az adventív fajok képviselői is, mint az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), a razbóra (*Pseudorasbora parva*) és a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*).

Bevezetés

Az 1967-ben elkezdődött lecsapolási folyamatok meggyérítették az addig igen gazdag mocsárvilág halfaunáját. A lecsapolást követően maradt egy 107 km hosszú főcsatorna, -az Ér- amelyet mintegy 700 km hosszú, I. és II. rendű csatornák öveznek. (Benedek 1996) Megjelentek a tág tűrőképességű és invazív fajok, kiszorítva az amúgy is beszűkült élőhelyről az őshonos fajokat. Így lassan gyérült a ponty, kárász, compó, lápi póc, csíkfélék, harcsa, állománya. Ma már ritkaságnak számítanak olyan fajok, amelyek régen tömegesen voltak jelen.

A lápi pócot a mai Romániához tartozó területekről először Herman Ottó említi 1887-ben a bihari Sárréttől és az Ecsedi lápból, ám a lelőhelyekről nem közöl pontosabb adatokat. A Duna menti mocsarakban Antipa (1909) szerint megtalálható egészen a tengerig.

Bănărescu és munkatársai 1995- ben összeállították a faj romániai lelőhelyeinek listáját, ahol az Érmellék és vizei szerepelnek. (Bănărescu, Otel, Wilhelm 1995)

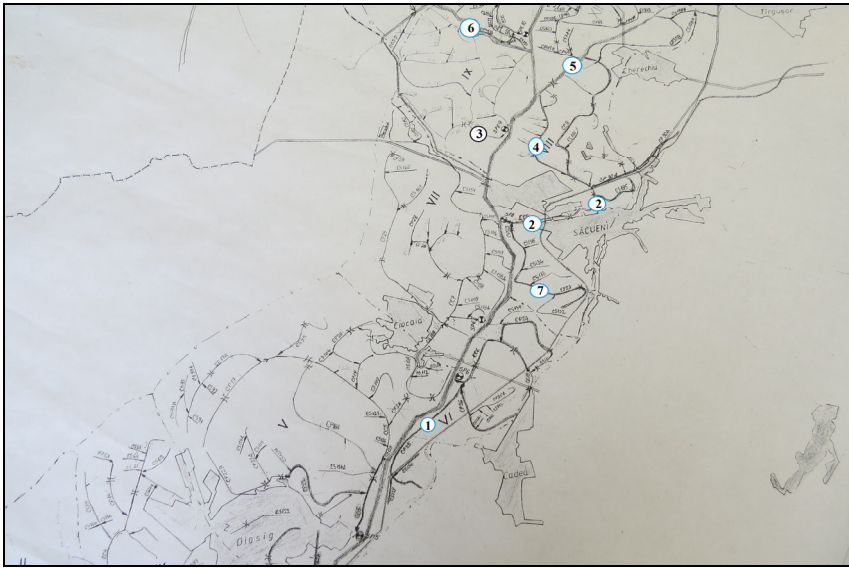
Wilhelm 2007-ben kutatta a lápi pócot az Érmelléken, két példányt talált is Székelyhíd határában a Kalmár-hídnál illetve a Kéthídköz nevű helyen.

Wilhelm (2008) legutóbb 2015-ben a Kolokán természetvédő egyesület két tagja fogott ki 3 pócot a Malom-árokából, amely még igazolja a póc jelenlétét a térségben.

2016 szeptemberében több alkalommal és 2017 tavaszán végzett kutatásaim célja a csatornahálózat aktuális halközösségének meghatározása volt, különös tekintettel a lápi póc jelenlétére.

Anyag és módszer

A mintavételi szakaszok, amelyeket kijelöltem 7 különböző vízfolyás mederszakaszain találhatóak. A vízfolyások nem állnak közvetlen kapcsolatban egymással, de mindegyik az Érbe torkollik zsilipeken keresztül vagy természetes befolyással.



1. ábra. Mintavételi helyszínek.
Fig. 1. Sampling locations.

Jelen pillanati állapotként rögzíthetjük, hogy az Érre és csatornahálózatára egyaránt jellemző a feltöltődés, a nyári meleg, aszályos hónapokban az alacsony vízállás és a folytonosság megszakadása. Ugyanakkor a kevés vízmennyiség és a környező mezőgazdasági területekről bemosódó műtrágyaszármazékok dús vízi növényzetet eredményeznek.

1. táblázat. Mintavételi helyszínek GPS koordinátái.
Table 1. GPS coordinates of the sampling locations

Mintavételi helyek	Északi szélesség	Keleti hosszúság
1. Kágya-Kopaszhegyi-árok	47.320804	22.038891
2. Malom-árok	47.357749	22.074912
3. mintavételi csatornaszakasz	47.373944	22.080483
4. mintavételi szakasz	47.368614	22.091557
5. Kereki-árok	47.372982	22.079272
6. Móka-patak	47.392690	22.083664
7. mintavételi csatornaszakasz	47.342909	22.074912

A mintavétel esetenként a csatornák 150 méteres szakaszát érintette a folyásiránnyal szemben haladva. A kutatásban érintett szakaszok 500-2000 méteres távolságra helyezkedtek el a fő folyótól. A munkámban egy RADET IUP-12 elektromos halászgépet használtam. Kiegészítő kutatási eszközként kaparóhálót használtam, amely a sűrűn benőtt vízinövényekkel borított területeken eredményesen használható. A kifogott halakat a meghatározás, számlálás és az adatrögzítés után visszahelyeztem az élőhelyükre.

Eredmények

Az első mintavételi szakasznál azt tapasztaltam, hogy a nyári aszály miatt a vízszint alacsony, így azonnali halmentésbe kezdtem. Az őshonos halakat nagy számban hordtam át az Ér folyó vízébe, lehetőséget adva nekik a túlélésre. A sekély vízben rekedt halak többségét az invazív ezüstkárászok (*Carassius gibelio*) és razbóra (*Pseudorasbora parva*) alkották, megtalálható volt még a ritka kurta baing (*Leucaspis delineatus*), vágócsík (*Cobitis elongatoides*), réticsík (*Misgurnus fossilis*) és a terjedőben lévő tarka géb (*Proterorhinus semilunaris*).

2. táblázat. Az első mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 2. The results of the first sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	-150-200-
2.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	-500-
3.	Kurta baing (<i>Leucaspis delineatus</i>)	-100-130-
4.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	36
5.	Réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>)	3
6.	Tarka géb (<i>Proterorhinus semilunaris</i>)	14

A második mintavételi szakaszon 2015-ben a Kolokán természetvédő egyesület tagjai találtak 3 lápi pócot, de jelen vizsgálat egyetlen példányt sem eredményezett. Ezen csatornaszakaszon igen erős a feltöltődés, sűrű sás és gyékény szegélyezi a mederszéléket. A kurta baingok magas aránya meglepő volt, bár itt is az ezüstkárász volt a domináns.

3. táblázat. A második mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 3. The results of the second sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	52
2.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	121
3.	Kurta baing (<i>Leucaspis delineatus</i>)	115
4.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	27
5.	Szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>)	12
6.	Vörösszárnnyú keszeg (<i>Scardinius erithrophthalmus</i>)	17

A harmadik mintavételi szakasz a Kalmárhídhoz közeli vízátelövő medencébe torkoló csatorna egy 150 méteres szakaszát foglalja magába. A sűrű növényzet nehezítette a látást és az észlelést. Az elektromos halászgép mellett eredményesen használtam ezen a szakaszon a kaparóhálót.

4. táblázat. A harmadik mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 4. The results of the third sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	17
2.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	41
3.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	15
4.	Réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>)	6
5.	Szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>)	19
6.	Vörösszárnnyú keszeg (<i>Scardinius erithrophthalmus</i>)	27
7.	Tarka géb (<i>Proterorhinus semilunaris</i>)	9

A negyedik mintavételi szakasz dús vízi növényzetének ellenére nem hozta a várt fajbőséget az adottságaihoz és a háborítatlanságához képest. Ezen a szakaszon csak réticsíkot, vágócsíkot és ezüstkárászokat találtam.

5. táblázat. A negyedik mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 5. The results of the fourth sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	35
2.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	19
3.	Réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>)	12

Az ötödik mintavételi szakasz habár egy mesterségesen kialakított csatorna, de az évtizedes elhanyagoltság miatt a parti és vízi növényzet bujaságának köszönhetően ez a szakasz a leginkább természetes jellegű. A közeli Érből a felnőtt csukák feljöttek a csatornába ívni, mert szabad szemmel is észleltem a vízi növények árnyékában néhány centiméteres kis csuka ivadékokat. Valószínű, hogy a torkolathatásnak is köszönhetően ezen a szakaszon nagyobb a fajgazdagság.

6. táblázat. Az ötödik mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 6. The results of the fifth sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	9
2.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	47
3.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	11
4.	Szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>)	28
5.	Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erithrophthalmus</i>)	36
6.	Tarka géb (<i>Proterorhinus semilunaris</i>)	7
7.	Csuka (<i>Esox lucius</i>)	5
8.	Küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	17
9.	Domolykó (<i>Squalius cephalus</i>)	6

A hatodik mintavételi szakasz az Érmihályfalva felől érkező Móka-patak amely egy 3-4 méter széles természetes jellegű vízfolyás. A víz mélysége változó, 0,8-1,5 méter között váltakozik, a legnagyobb aszályos hónapban is tartalmaz annyi vizet, hogy a patakban élő halközösséget ne veszélyeztesse a víz hiánya. A természetes torkolatnál kiszélesedik, itt szabadon közlekedhetnek a patak és az Ér halai.

7. táblázat. A hatodik mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 7. The results of the sixth sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Csuka (<i>Esox lucius</i>)	7
2.	Küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)	26
3.	Szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>)	18
4.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	33
5.	Vörösszárnyú keszeg (<i>Scardinius erithrophthalmus</i>)	24
6.	Sügér (<i>Perca fluviatilis</i>)	4

A hetedik mintavételi szakaszra állóvíz és mocsaras környezet jellemző. A nádas, ahogy leszűkül és ismét csatorna jelleget vesz fel, ott a 8. táblázatban szereplő fajok egyedeit találtam. Számomra meglepetés volt a kis pontyok jelenléte, valószínűnek tartom, hogy a tavaszi ívás időszakában az Érből jöttek ki a pontyok ikrát rakni, s csupán csak az ivadékok a fejlődési időszakban tartózkodnak itt, a csatorna e mederszakaszán.

8. táblázat. A hetedik mintavételi csatornaszakasz eredményei
Table 8. The results of the seventh sampling channel segment

Sorszám	Fajok	Egyedszám (N)
1.	Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)	56
2.	Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)	14
3.	Réticsík (<i>Misgurnus fossilis</i>)	7
4.	Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)	21

A kutatási eredményeimet nézve azt tapasztaltam, hogy a hét különböző csatorna mintavételi szakaszain az ezüstkárász és a vágócsík egyfajta állandóságot mutat. Az ezüstkárász minden víztérben jelen volt, a vágócsík csak a Móka-patakából hiányzott. A csuka inkább csak a

természetes befolyással rendelkező, mélyebb, nagyobb vízhozamú csatornáknak van jelen, ugyanez elmondható a kűszőről is. Bár az Érmelléket ért antropogén hatások, nagy mértékben károsítják a terület halfaunáját, ennek ellenére a területen 13 halfaj jelenlétét észleltem, amelyek közül Romániában és Magyarországon védett a szivárványos ökle, réticsík, vágócsík és a csak Magyarországon védett kurta baing.

Kutatásom alkalmával a csatornákból egyetlen helyről sem került elő a lápi póc egyetlen példánya sem, ebből azt merem feltételezni, hogy a lápi póc populációja erősen megcsappant, de nem jelenti azt, hogy biztosan eltűnt a területről. A kutatás időbeni kiterjesztésével és többszöri ismétlésével jobban felmérhető a lápi póc és a többi faj helyzete is, s valószínűnek tartom, hogy esetleg újabb fajok is előkerülhetnek. Jelen felmérés egy pillanatnyi állapotot rögzít, és alapot jelent a további adatgyűjtéshez és monitorozáshoz.

Összehasonlítva az Ér folyót övező csatornahálózat halfaunáját (9. táblázat) az Ér halfajaival azt láthatjuk, hogy nagyon hasonlóak, de akad benne egy olyan elem is, a kurta baing (*Leucaspis delineatus*) amely az Érből az utóbbi években nem került elő.

9. táblázat. Az Ér folyó és az Ér folyót övező csatornahálózat faunisztikai adatai
Table 9. The faunistic data of the Ér/Ier river and of the surrounding channel system

Sorszám	Fajok	Ér (Wilhelm 2001)	Ér (Szabó et al. 2013)	Ér csatornái 2016
1.	<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	-
2.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	+
3.	<i>Squalius cephalus</i>	+	+	+
4.	<i>Leuciscus leuciscus</i>	+	-	-
5.	<i>Leuciscus idus</i>	-	-	-
6.	<i>Aspius aspius</i>	+	-	-
7.	<i>Leucaspis delineatus</i>	+	-	+
8.	<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	+
9.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	+	-
10.	<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	-
11.	<i>Abramis brama</i>	+	+	-
12.	<i>Gobio gobio/G. carpathicus</i>	+	+	-
13.	<i>Romanogobio kessleri</i>	+	-	-
14.	<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+	+
15.	<i>Rhodeus amarus</i>	+	+	+
16.	<i>Tinca tinca</i>	+	+	-
17.	<i>Carassius gibelio</i>	-	+	+
18.	<i>Carassius carassius</i>	+	-	-
19.	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	+
20.	<i>Misgurnus fossilis</i>	+	+	+
21.	<i>Cobitis elongatoides</i>	+	+	+
22.	<i>Barbatula barbatula</i>	+	-	-
23.	<i>Silurus glanis</i>	-	+	-
24.	<i>Ameiurus nebulosus</i>	+	-	-
25.	<i>Ameiurus melas</i>	+	+	-
26.	<i>Esox lucius</i>	+	+	+
27.	<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+	-
28.	<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+
29.	<i>Gymnocephalus baloni</i>	+	-	-
30.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	-	+	+

Az Érmellék egykori mocsárvilágának a lecsapolása elrettentő példája annak, hogy az ember a víz borította területekkel, folyóvizekkel a szinte mindennapos vízszennyezéssel, át nem gondolt mederalakítással bizonyos sérülékeny habitatok élővilágát, fajgazdagságát nagymértékben

rontja, s akár fajok eltűnését is okozhatja. Mindezek ellenére a vízrendszerben 13 halfaj jelenlétét észleltem, melyek közül Romániában 3 faj védett (Magyarországon 4): vágócsík (*Cobitis elongatoides*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*) és kurta baing (*Leucaspis delineatus*).

Mindez azt mutatja, hogy az első látásra jelentéktelen kis vízterű csatornarendszerek is rejthetnek értékes, védett halfajokat, amelyekre érdemes nagyobb figyelmet szentelni.

Az invazív fajok térhódítása országos szintű probléma, melynek ellenőrzése és megfékezése szinte lehetetlen. Felméréseim során a következő invazív fajokkal találkoztam: ezüstkárász (*Carassius gibelio*), razbóra (*Pseudorasbora parva*). Valamint meg kell említenem a spontán terjeszkedő tarkagéb rohamos térhódítását is.

Az itt élő halak fajainak hosszú távú fennmaradása érdekében fontos lenne az amurgéb (*Perccottus glenii*) megjelenésének és elterjedésének elkerülése. Ezen fajt a szomszédos területekről, több helyről is jelezték már. Az amurgéb élőhely és táplálék szempontjából egyaránt versenytársa az itt élő halaknak (köztük a lápi pócnak), azonban ezeknél sokkal agresszívabb.

Kutatásom alkalmával, bár nem találtam meg a lápi póc egyetlen példányát sem, ez nem jelenti azt, hogy eltűnt a területről. A továbbiakban ajánlatosnak tartom a csatornavilág halfaunájának monitorozását, átfogóbb vizsgálatát. A jelen kutatás kiindulási alapnak tekinthető, amelyhez viszonyítani lehet a bekövetkező változásokat.

Irodalom

- Antipa, G. (1909) *Fauna Ichtiologica a Romaniei*. Institutul de arte grafice „Carol Göbl”, Bucuresti
- Bănărescu, P., Oțel, V., Wilhelm, S (1995): The present status of *Umbra krameri* WALBAUM in Romania. *Annalen des Naturhistorischen Museum in Wien*, pp. 496–501.
- Benedek Z. (1996): *Érmellék*. Helios Kiadó, Orosháza
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve* 2. M. K. Természettudományi Társulat, Budapest
- Szabó I., Gergely I., Juhász L. (2014): Az Ér (Ier) romániai alsó szakaszának halfaunája a 2012–2013. évi kizáradási folyamatok után. *Pisces Hungarici* 8: 77–81.
- Wilhelm, A., Ardelean, G., Sallai, Z. (2001–2002): *Fauna ihtiologică a bazinului râului Ier*. Satu Mare Studii și Comunicări. Seria Șt. Nat. II-III.
- Wilhelm S. (2008): *A lápi póc*. Erdélyi Múzeum Egyesület, Kolozsvár

Author:

István SZABÓ (csukusz75@gmail.com)



Megjegyzések a Magyarországon előforduló, *Gobio* genusba tartozó küllők taxonómiai helyzetével és névhasználatával kapcsolatban

Notes on the taxonomic position and naming problems of the Hungarian stream dwelling gudgeons (*Gobio*)

Takács P.

MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: kriptikus fajok, fajképződés, *Gobio gobio* fajkomplex

Keywords: cryptic species, speciation, *Gobio gobio* species complex

Abstract

The aim of this study to present and assess the naming problems of stream dwelling gudgeons (*Gobio*) inhabiting the Carpathian hilly streams, and to suggest consensual name use for this group. *Gobio* taxa inhabiting this area show high level of morphologic similarity. Genetic research showed three recently accepted *Gobio* taxa (*G. obtusirostris*, *G. gobio* and *G. carpathicus*) and two additional „cryptic” haplogroups from the Hungarian streams. Moreover the hydrographic position and genetic attributes of the recently revealed two cryptic haplogroups indicates a kind of „genetic continuum” instead of separate stream dwelling gudgeon species in this area. Because of the above mentioned reasons the use of „*Gobio gobio* sensu lato” or „*Gobio gobio* species complex” scientific name is recommended.

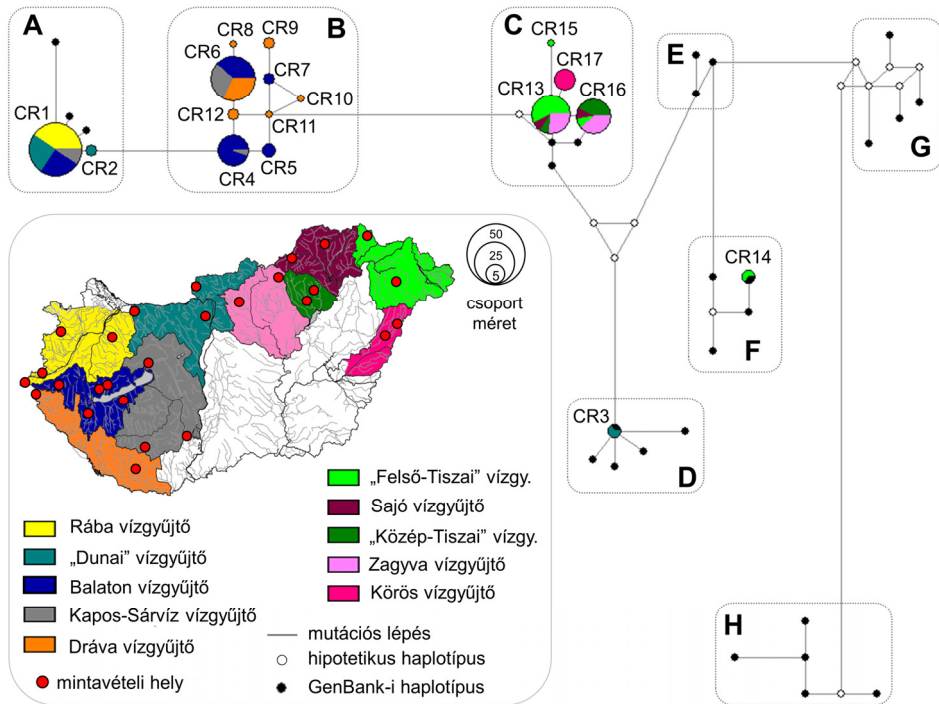
Kivonat

A magyarországi előfordulású *Gobio* nembe sorolt küllők taxonómiai megítélése jelenleg nem egységes. Bizonyos források a *G. gobio* megnevezést, míg mások, a halak előfordulási területétől függően a *G. obtusirostris*, illetve a *G. carpathicus* tudományos neveket használják. A dolgozat célja egyrészt, hogy bemutassa és értékelje a magyarországi előfordulású *Gobio* genusba tartozó küllők taxonómiai helyzetének, és az abból eredő nevezéktannak jelenleg ellentmondásos tudományos megítélését. Másrészt, hogy ezen áttekintés alapján javaslatot tegyen a *Gobio* genusba tartozó hazai küllők tudományos névhasználatára. A rendelkezésre álló információk szerint az ország területén előforduló, jelenleg faji szinten ismert három *Gobio* taxon csak genetikai vizsgálatokkal különíthető el. Emellett a tiszai és dél-dunántúli vízgyűjtőn egy-egy átmeneti jellegű, de tisztázatlan taxonómiai helyzetű haplocsoport bizonyult dominánsnak, melyek előfordulása és vízrajzi helyzete inkább egy genetikai kontinuum meglétére utal a Kárpát-medence belső területein, mintsem különálló *Gobio* fajok létezésére. Ezért Kárpát-medence belső területeiről előkerülő, *Gobio* nembe tartozó küllők esetében a *Gobio gobio* complex, illetve a „fenékjáró küllő fajkomplex” elnevezés használatát javaslom.

Az utóbbi években megjelent Kárpát-medencei vízfolyások halállományainak vizsgálatával foglalkozó tudományos közleményekben a robusztus testű, elszórtan pettyezett úszókkal jellemezhető, *Gobio* nembe tartozó küllők megnevezésére többféle tudományos név van használatban. A tiszai vízgyűjtőn végzett felmérések (pl. Koščo et al. 2012, Szepesi et al. 2015, Wilhelm & Ardelean 2015, Szepesi & Harka 2017) fajlistáiban sokszor *Gobio carpathicus* Vladykov, 1925, míg a dunántúli vizek halállományairól szóló publikációkban (pl. Sallai 2013, Weiperth et al. 2015, Guti & Pekarik 2016) a *Gobio obtusirostris* Valenciennes, 1842 elnevezés szerepel. Találni olyan publikációkat is, melyekben az előzőekben említett nevek mellett vagy önmagában a *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) fajnév is megjelenik (Guti et al. 2014, Hajdú & Pekárik 2016, Imecs et al. 2014, Kovács & Juhász 2015, Maroda et al. 2017, Szabó et al. 2014). A *G. carpathicus* és a *G. obtusirostris* névhasználatára esetén a szerzők rendszerint Kottelat & Freyhof (2007) könyvére hivatkoznak. Ez a könyv a *Gobio* fajok közül kizárólag a *G. carpathicus* és a *G. obtusirostris*

jelenlétét jelzi a tiszai vízgyűjtőről, illetve a Dunántúl vizeiből. Azonban Kottelat & Freyhof (2007) az eltérő és nem átfedő elterjedési területeken kívül nem ad meg egyetlen olyan - merisztikus vagy morfometriai- bélyeget sem, amely alapján a két fajt meg lehetne különböztetni egymástól és a többi *Gobio* fajtól. Konzervált példányokon végzett morfometriai vizsgálataim eredményei szerint a keleti és nyugati országrészben élő állományok elkülöníthetők egymástól, de ehhez viszonylag nagyszámú egyed adatainak többváltozós statisztikai elemzése szükséges (Takács 2012).

Az eredmények alapján tehát feltételezhető, hogy a kérdéses két faj egyedi szintű megkülönböztetéséhez genetikai vizsgálatok eredményeinek, és/vagy a gyűjtőhelyük vízrajzi helyzetének ismeretére van szükség. Ez utóbbi információ azonban csak akkor lehetne használható, ha kizárólag ez a két taxon és ezek is egymástól földrajzilag elkülönülten (allopatrikusan) fordulna elő a Kárpát-medencében.



1. ábra. A vizsgálataink során kimutatott új (CR) és génbanki (•) mtCR haplotípusok median-joining módszerrel képzett hálózata. A bemutatott ábra Takács et al. (2014) 2. ábrájának módosított változata. A körök mérete az azonos haplotípusba sorolt egyedek számával arányos. Az egyes haplotípusok távolsága arányos a köztük lévő genetikai távolsággal. Az üres körök (○) hiányzó vagy teoretikus haplotípusok helyét jelzik. CR01–17: a vizsgálataink során elemzett 168 egyed haplotípusai. A színek az egyes részvízgyűjtőkől származó egyedek arányát jelzik az egyes haplotípusokban. A betűkóddal jelzett keretek az egymástól szignifikánsan elkülönülő haplocsoportokat jelzik (AMOVA, $p < 0,05$). Az ábrán szereplő haplocsoportok kódjai: „A”: *G. obtusirostris*, „B”: közép-és dél-dunántúli, ezidáig azonosíthatatlan haplocsoport, „C”: Mendel és mtsai. (2008) által említett „*Gobio sp1*” haplocsoportja, „D”: *G. gobio*, „E”: *G. skadarensis*, „F”: *G. carpathicus*, „G”: *G. ohridanus*, „H”: *G. insuayanus*

Fig. 1. Median-joining network of mtCR sequence data relating *Gobio* spp. with previously published data (•).

The original version of the present figure is published in Takács et al. (2014). Circle size is relative to the number of individuals carrying the same haplotype. Line length refers to the genetic distances of haplotypes. Small open circles represent median vectors (missing or theoretical haplotypes). CR01–17: Haplotypes of the 168 specimens analysed in this study. Haplogroup codes: „A”: *G. obtusirostris*, „B”: unclassified haplogroup situated to the middle and south-transdanubian area, „C”: Haplogroup of „*Gobio sp1*” mentioned by Mendel et al. (2008), „D”: *G. gobio*, „E”: *G. skadarensis*, „F”: *G. carpathicus*, „G”: *G. ohridanus*, „H”: *G. insuayanus*

Kottelat & Freyhof (2007) művének publikálása óta két, a közép-európai régióban előforduló *Gobio* fajok filogenetikai kapcsolatait tárgyaló cikk is megjelent. Az ezekben közölt eredmények jelentősen finomítják, illetve bizonyos esetekben cáfolják is a könyvben leírtakat. Így Mendel és mtsai. (2008) amellett, hogy *G. carpathicus* haplotípusát a Tisza vízrendszerén kívülről, a csehországi Dyje folyóból is jelzik, a tiszai vízgyűjtőről a *G. carpathicus* haplotípusa mellett egy addig ismeretlen, a *G. carpathicus*-tól jelentősen eltérő, a *G. gobio* és a *G. obtusirostris* között átmeneti helyzetet elfoglaló haplotípus csoportot is leírnak *Gobio sp1* néven. A szerzők e csoport elkülönülésének mértékét valószínűleg nem tartották elegendőnek egy új faj leírásához, emiatt maradnak a *G. sp1* elnevezésnél.

Az általunk elvégzett genetikai vizsgálatok eredményei a *G. carpathicus* sporadikus előfordulását mutatták a tiszai vízgyűjtő kisvízfolyásiban (Takács et al. 2014). Ugyanakkor a felmért mintahelyeken a Mendel és munkatársai (2008) által jelzett *Gobio sp1* taxon haplotípusai bizonyultak dominánsnak (1. ábra, „C” csoport). A Dunántúlról gyűjtött minták elemzésének eredményei is csak részben igazolják a Kottelat & Freyhof (2007) művében leírtakat. Bár a *G. obtusirostris* dominánsnak bizonyult az ország északnyugati régiójában, de nem az egyedüli valid küllő faj a területen. A Cuhai-Bakony-ér, bőnyi szakaszáról származó két egyed esetében a *G. gobio* haplotípusát is ki tudtuk mutatni (Takács et al. 2014). Illetve a Dunántúl középső és déli területein egy a *G. obtusirostris* és a *G. sp1* „között” elhelyezkedő, eddig ismeretlen haplocsoportba tartozó egyedek fordultak elő legnagyobb arányban (lásd: 1. ábra „B” csoport). A genetikai vizsgálatok eredményei szerint tehát legalább három jelenleg elismert faj, illetve két, a többtől szignifikánsan elkülönülő, de eddig le nem írt, tehát tisztázatlan taxonómiai helyzetű haplocsoport (kriptikus faj?) jelenléte igazolt a Kárpát-medence belső területeiről. Eredményeink arra is rámutatnak, hogy a *G. carpathicus* nem az egyedüli és nem is a domináns küllőtaxon a tiszai vízgyűjtő dombsági vizeiben. *G. obtusirostris* sem az egyedüli *Gobio* faj a dunántúli vízgyűjtőn. Az észak-dunántúli kisvizekben a *G. obtusirostris*, és a *G. gobio*, illetve a Közép-Dunántúlon a *G. obtusirostris* és a tisztázatlan taxonómiai helyzetű „B” haplocsoportba (1. ábra) tartozó egyedek szimpatikususan is előfordulhatnak. Mivel jelenlegi ismereteink szerint a szóban forgó valid taxonok terepi körülmények között sem morfolometriai sem merisztikus bélyegek alapján nem különíthetők el, illetve mivel a genetikai vizsgálatok eredményei szerint ezek egy élőhelyen is előfordulhatnak. Így az említett *Gobio* fajok tudományos neveinek használata csak abban az esetben lehet elfogadható, ha a szerzők minden esetben genetikai vizsgálatok eredményeivel tudják igazolni, az általuk fogott küllőegyedek faji hovatartozását.

Genetikai vizsgálataink eredményei arra is rámutatnak, hogy a dél-dunántúli és a tiszai vízgyűjtőn domináns haplocsoportok (ábra „B és „C”) filogenetikai helyzete, illetve élőhelyeik vízrajzi pozíciója alapján a Kárpát-medencei *Gobio* nembe tartozó küllők esetében a különálló fajok helyett inkább egyfajta „genetikai kontinuum” megléte feltételezhető. Mivel a tiszai vízgyűjtőn domináns *G. sp1*, illetve a Közép- és Dél-Dunántúlon gyakori haplocsoport mintegy kitölti-áthidalja a *G. obtusirostris* és a *G. gobio* haplocsoportjai közti hiátust (1. ábra). Ezt a feltételezést az általunk elvégzett filogenetikai elemzéseink eredményei is erősítik, ugyanis az újonnan kimutatott, átmeneti helyzetű haplocsoportok analízisbe való bevonásával a jelenleg elismert fajok elválása csak viszonylag alacsony bootstrap értékekkel támogatott (lásd: Takács et al. 2014, 3. ábra). A genetikai vizsgálataink eredményeként kimutatott két új haplocsoport előkerülésével a *G. obtusirostris* és a *G. gobio* valid fajok elkülönítésének jogossága is megkérdőjelezhető. A fentebb bemutatott eredmények a manapság preferált kisfaj elmélettel (Kottelat & Freyhof 2007) szemben, amely öt-hat kriptikus *Gobio* fajt jelez a régióból, inkább Bănărescu és mtsai. korábbi elméletét látszanak igazolni (Bănărescu et al. 1999), amely *G. gobio* néven egyetlen eurázsiai elterjedésű nagyfajt ír le. Emellett eredményeink arra is utalnak, hogy különösen a dél-dunántúli, illetve a tiszai vízgyűjtő pataklakó küllő-állományainak faji hovatartozása még genetikai vizsgálatokkal sem biztos, hogy pontosan meghatározható, mivel ezeken a területeken ezidáig ismeretlen haplocsoport a domináns.

Nowak és mtsai. (2008) lengyel vizekben előforduló; ugyancsak kétséges taxonómiai helyzetű küllőállományok morfológiai vizsgálatáról írt cikkükben a vizsgált csoportot a *Gobio gobio* sensu lato, tehát a tágabb értelemben vett fenékjáró küllő névvel illetik. Halasi-Kovács & Harka (2012) dolgozatukban a csoport filogenetikai viszonyainak tisztázatlansága miatt a *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) fajkomplex megnevezést használja. Mivel a genetikai vizsgálatok eredményei igazolták a genus névadó fajának jelenlétét a Kárpát-medence belső területein, így magyarországi patak lakó küllők megnevezésére a *Gobio gobio* complex tudományos, illetve a „fenékjáró küllő fajkomplex” magyar kifejezés használatát javaslom.

Köszönetnyilvánítás

Takács Pétert az OTKA PD115801 számú pályázata és az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta.

Irodalom

- Bănărescu P.M., Šorić V.M., Economidis P.S. (1999): *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758) p. 81-134. In: Bănărescu P.M. (ed.), *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 5/1, Cyprinidae 2/1, AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim
- Guti G., Sallai Z., Harka Á. (2014): A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici* 8: 19–28.
- 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. *Opuscula Zoologica* 47/2: 203–211.
- Györe K., Ugrai Z., Csikai Cs. (2011): A Ráckevei Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben. *Halászatfejlesztés* 34: 34-48.
- Halasi-Kovács B., Harka Á. (2012): Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici* 6: 5–24.
- Imecs I., Nagy A. A., Demeter L., Ujvári K.-R. (2014): A Csíki-medence halfaunája (Hargita megye, Erdély, Románia). *Pisces Hungarici* 8: 69–76.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Košo J., Pekárik L., Košuthová L., Nowak M. (2011): A Bodrog szlovákiai szakaszának halfaunája. *Pisces Hungarici* 5: 117–122.
- Kovács Z., Juhász L. (2015): Az Öreg-Túron kialakított nábrádi hallépcső működésének tanulmányozása *Pisces Hungarici* 9: 55–57.
- Maroda Á., Takács P., Sály P. (2017): Fluktuáló aszimmetria és a tájhasználat kapcsolata fenékjáró küllő (*Gobio gobio*) populációkban. *Pisces Hungarici* 11: 41–57.
- Hajdú J., Pekárik L. (2016): A csallóközi Csiliz patak (Čiliský) és mellékvizeinek halfaunája. *Pisces Hungarici* 10: 77–84.
- Nowak M., Popek W., Drag-Kozak E., Epler P. (2008): Morphology of the common gudgeon, *Gobio gobio* (L.) sensu lato, from the Vistula River drainage in the context of recent literature data (Teleostei: Cyprinidae). *Archives of Polish Fisheries* 16/1: 37–48.
- Sallai Z. (2013): A Marcal és a Torna halfaunájának regenerációja a 2010. évi vörösiszap-szennyeződést követően. *Pisces Hungarici* 7: 13–25.
- Szabó I., Gergely I., Juhász L. (2014): Az Ér (Ier) romániai alsó szakaszának halfaunája a 2012–2013. évi kiszáradási folyamatok után. *Pisces Hungarici* 8: 77–81.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2017): A halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi*) terjedése és a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) visszaszorulása a Zagyva vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 11: 59–66.
- Szepesi Zs., Csipkés R., Hajdú, J., Györe K., Harka Á. (2015): A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata. *Pisces Hungarici* 9: 31–38.
- Takács P. (2012): Morphometric differentiation of gudgeon species inhabiting the Carpathian Basin. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 48/1: 53–61.
- Takács P., Bihari P., Erős T., Specziár A., Szivák I., 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. doi:10.1371/journal.pone.0097278 online: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0097278>
- Weiperth A., Tóth B., Sevcsik A. Keresztessy K. (2015): Halfaunisztikai adatgyűjtés a Visegrádi-hegység két patakjában. *Pisces Hungarici* 9: 51–54.
- Wilhelm S., Ardelean, G. (2015): Az Egregy (Agris) és az Almás-patak (Almaş) halfaunája (Románia, Szilágy/Sălaj megye). *Pisces Hungarici* 9: 45–49.

Author:

Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu)



Hány csukafaj él a Kárpát-medencében?

How many Pike (*Esox*) species live in the Carpathian Basin?

Takács P.¹, Bánó B.², Czeglédi I.¹, Ferincz Á.³, Kern B.¹, Preiszner B.¹, Staszny Á.³, Vitál Z.¹, Weiperth A.⁴, Erős T.¹

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

²Pannon Egyetem, Georgikon Kar, Keszthely

³Szent István Egyetem Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

⁴MTA ÖK, Duna-kutató Intézet, Budapest

Kulcsszavak: pikkelyszám, oldalvonal, mintázat

Keywords: scale number, lateral line, body pattern

Abstract

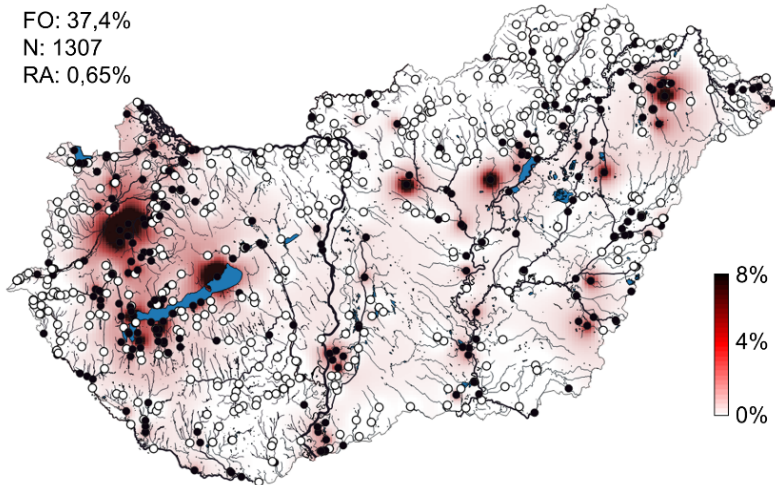
During our country-wide fish faunistic surveys several pike individuals were collected, which can be characterised by stripped (non-dotted) body pattern, and their scale number on the lateral line is lower than it is indicated at the *E. lucius*. These features are similar to those detected at the newly described *Esox* species from French and Italian waters. Therefore the existence of a distinct pike clade is supposed from the Carpathian waters. To clear the phylogenetic and taxonomic position of this supposed new clade, age determination and comprehensive morphometric and genetic researches are needed.

Kivonat

Az országos léptékű halállomány-felméréseink során számos esetben fogtunk atipikus megjelenésű csukákat. Az egyedek mintázata és oldalvonalbeli pikkelyszáma eltért az *E. lucius* fajnál megadottaktól, viszont nagyban hasonlók az olasz és francia vizekből újonnan leírt csukafajokéhoz. Emiatt egy különálló csuka klád jelenlétét valószínűsítjük a magyar vizekből. Ugyanakkor a csoport eredetének, illetve filogenetikai és taxonómiai helyzetének tisztázására célzott morfológiai, kormeghatározási és genetikai vizsgálatok lesznek szükségesek.

Az utóbbi években elektromos eszközzel elvégzett országos léptékű halállomány-felméréseink során a csuka a 37,4%-os előkerülési gyakoriságával, illetve 0,65%-os össz relatív abundanciájával (*I. ábra*) a magyar vízfolyások leggyakoribb ragadozó halfajának bizonyult (Takács et al. 2017). Felméréseink során sok esetben fogtunk „atipikus” megjelenésű csuka egyedeket. A legtöbbször 25-30 cm-es standard testhosszúságúnál nem nagyobb egyedek testmintázata inkább sávozottnak mondható, így az jelentősen eltér az *Esox lucius* Linnaeus 1758 kifejlett egyedeinél jellemző pettyezett mintázattól.

Bár a sávozott mintázatú egyedek előfordulása eddig is ismert volt, ezt inkább fiatal egyedekre jellemző sajátágnak tartják/tartották (Sallai Z. szóbeli közlése). A faj egyedeit akváriumban többször is felnevelő szakértő megfigyelései szerint a juvenilisekre jellemző sávok az egyedfejlődés során felszakadoznak és így alakul ki az *E. lucius*-ra jellemző pettyezett mintázat. Viszont a sávozottság – pontosabban a pettyezettől eltérő mintázat – az egyedek egy részénél kifejlett korban is megmarad (Perger P. szóbeli közlése). Mivel vizsgálataink során kormeghatározást egyetlen egyednél sem végeztünk, így a rendelkezésre álló minták esetében nem állapítható meg, hogy az atipikus mintázatot mutató egyedek juvenilisok vagy „kiszívós” adultok voltak-e.

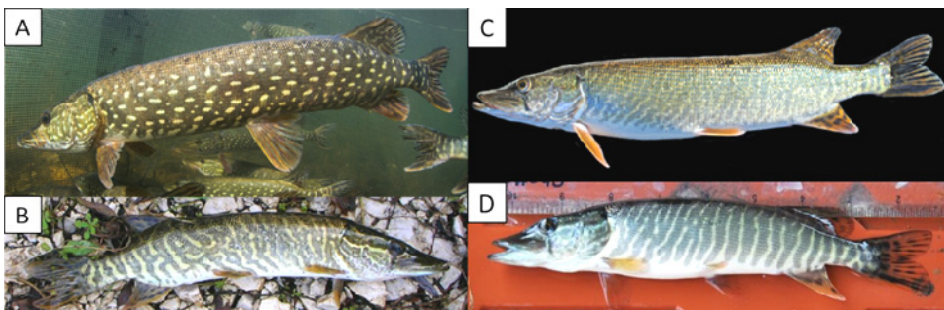


1. ábra. A csuka elterjedése és IDW interpolált relatív abundancia értékei magyarországi vízfolyásokban (2011-15 között, a körökkel jelzett 767 mintahelyről gyűjtött adatok alapján). A fekete körök a csuka lelőhelyeit mutatják. A piros színezés erőssége egyenesen arányos csuka állományainak interpolált relatív abundanciájával.

FO: előkerülési gyakoriság, N: összegyűjtött csuka állományainak interpolált relatív abundanciájával

Fig. 1 IDW interpolated relative abundance of pike in streams and rivers of Hungary. Black dots represent the localities of pike. The intensity of red colouring corresponds with the interpolated relative abundance. FO: frequency of occurrence, N: number of pike individuals, RA: relative abundance in the total catch.

Az atipikus mintázattal egyedeknél számolható (merisztikus) bélyegben is találunk különbséget. Ugyanis szemben az *E. lucius*-nál megadott 120-144-es értékekkel (Harka & Sallai 2004), az atipikus egyedek oldalvonalán legtöbbször ennél kevesebb pikkelyt számoltunk. A jelenleg rendelkezésre álló 45 egyed adatai alapján az oldalvonalon számolt pikkelyek átlagos (\pm SD) száma $115,62 \pm 5,5$ /min-max: 105-130/. (A vizsgált egyedek átlagos \pm SD standard testhossza /SL/ $264,2 \pm 105$ mm volt /min-max=103,1-576,9 mm/ volt.)

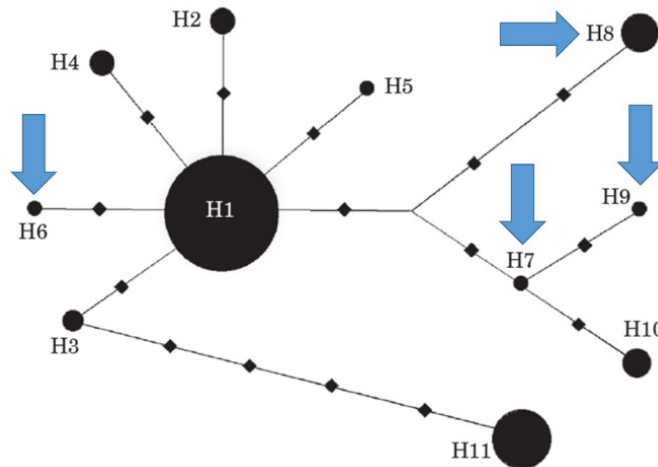


2. ábra: A *Esox lucius* (forrás: URL1) B: Az *Esox cisalpinus* holtípusának fotója (forrás: Bianco & Delmastro 2011), C: Az *Esox aquitanicus* holtípusának fotója (forrás: Denys et al. 2014), D: A Zalából Zalaegerszegnél fogott csuka egyed fotója (forrás: saját fotó)

Fig 2. A: *Esox lucius* (source: URL1) B: holotype of *Esox cisalpinus* (source: Bianco & Delmastro 2011), C: holotype of *Esox aquitanicus* (source: Denys et al. 2014), D: pike individual collected from the R. Zala at Zalaegerszeg, Hungary (source: own photo)

Mivel a színezet és az oldalvonalbeli pikkelyszámok hasonlóságot mutatnak az olasz és francia vizekből újabban leírt csukafajokkal (Bianco & Delmastro 2011, Lucentini et al. 2011, Denys et al. 2014), ezért a már ismert *E. lucius* faj mellett egy másik, morfológiailag is jól elkülöníthető klád jelenlétét feltételezzük a Kárpát-medencében (2. ábra).

A magyarországi csukaállományok filogenetikai viszonyairól rendelkezésre álló kevés használható információ részben alátámasztja ezeket a feltételezéseket. Nicod és mtsai (2004) mitokondriális (D-loop) szekvenciákon elvégzett elemzése szerint a magyarországi Rába szakaszról származó minták nagymértékű genetikai diverzitást mutatnak (3. ábra). (Az összesen öt magyarországi eredetű minta hasonló mértékű változatosságot mutatott, mint a Svájc területén található 12 mintahelyről begyűjtött és elemzett 73 egyed szekvenciája.) Ráadásul a négy, Magyarországról kimutatott haplotípus is jelentősen különbözött. A H6-os haplotípus inkább a „központi” (H1) *E. lucius* szekvenciához volt hasonló, míg a kimutatott másik három haplotípus (H7-8-9) jelentős távolságra van attól.



3. ábra: Európai csukaállományok mtD-loop szekvenciáin median-joining módszerrel végzett network analízis eredményei. (Forrás: Nicod et al. 2004.) A körök nagysága az adott haplotípusba sorolt egyedek számával arányos. A négyszögek az egyes mutációs lépéseket jelzik. A kék nyilak a magyarországi Rába-szakaszról származó öt minta haplotípusainak helyét mutatják. A H11-el jelölt haplotípust később különálló fajként (*Esox cisalpinus* Bianco & Delmastro, 2011) írták le.

Fig 3. Median-joining network of all *Esox lucius* mtD-loop haplotypes H1–H11 of the sequenced D-loop fragment. (Source: Nicod et al. 2004.) Circles proportional in size to frequency of the haplotypes. Rectangles: mutation steps. Haplotype H11 was later described as a discrete species (*Esox cisalpinus* Bianco & Delmastro, 2011).

A részben a fentebb említett cikk adatait is felhasználó, teljes elterjedési területről származó adatsorokat elemző anyagban a szerzők a dunai vízrendszerben élő csuka állományokat a másik két /„északi” és „cirkumpoláris”/ nagy csoporttól erősen elkülönülő „déli” kládba sorolják (lásd: Skog et al. 2014, Fig 2.). Ugyanakkor ez a klád hasonló távolságra van az északi kládtól, mint amekkora eltérést detektáltak az északi klád és az újonnan leírt *E. cisalpinus* között. Részben ezek miatt az eredmények miatt az említett cikk szerzői az európai csukaállományok filogenetikai helyzetét még korántsem tekintik minden részletében feltártnak.

Mivel jelenleg a magyarországi csuka állományokról nem állnak rendelkezésre átfogó genetikai információk, nem tudjuk biztosan meghatározni a felméréseink során kimutatott „atipikus” csuka egyedek taxonómiai helyzetét, illetve filogenetikai pozícióját sem. Nem tudjuk megállapítani azt sem, hogy ezek őshonosnak tekinthetők-e, vagy – mivel a csuka gazdaságilag hasznosított faj – telepítések eredményeként kerülhettek a Közép-Duna vízrendszerébe.

Ezért a következő években célzott genetikai és morfológiai vizsgálatokkal, valamint az atipikus mintázatú egyedek kormeghatározásával szeretnénk tisztázni a Kárpát-medencei csuka állományok filogenetikai és taxonómiai helyzetét.

Köszönetnyilvánítás

Munkánk az OTKA (PD 115801) és a GINOP 2.3.2-15-2016-00004 pályázatai keretében valósult meg. Ferincz Árpádot, Staszny Ádámot és Takács Pétert az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta.

Irodalom

- Bianco P. G., & Delmastro G. B. (2011): Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio. In: de Filippo G. (ed.): *Researches on Wildlife Conservation* Vol. 2. (suppl.). IGF Publ., USA: 1–14.
- Denys, G. P. J., Dettai, A., Persat, H., Hauteccœur, M., & Keith, P. (2014): Morphological and molecular evidence of three species of pikes *Esox* spp. (Actinopterygii, Esocidae) in France, including the description of a new species. *Comptes Rendus Biologies* 337/9: 521–534.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Lucentini, L., Puletti, M. E., Ricciolini, C., Gigliarelli, L., Fontaneto, D., Lanfaloni, L., Biló, F., Natali, M. & Panara, F. (2011): Molecular and phenotypic evidence of a new species of genus *Esox* (Esocidae, Esociformes, Actinopterygii): the southern pike, *Esox flaviae*. *PLoS One* 6/12: e25218.
- Nicod, J. C., Wang, Y. Z., Excoffier, L., & Largiader, C. R. (2004): Low levels of mitochondrial DNA variation among central and southern European *Esox lucius* populations. *Journal of Fish Biology* 64/5: 1442–1449.
- Skog, A., Vøllestad, L. A., Stenseth, N. C., Kasumyan, A., & Jakobsen, K. S. (2014): Circumpolar phylogeography of the northern pike (*Esox lucius*) and its relationship to the Amur pike (*E. reichertii*). *Frontiers in Zoology* 11/1: 67.
- 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.
- URL1: <https://elovilag.turaoldal.hu/allatok/allat.php?faj=csuka>

Authors:

Péter TAKÁCS (takacs.peter@okologia.mta.hu), Bálint BÁNÓ, István CZEGLÉDI, Árpád FERINCZ, Bernadett KERN, Bálint PREISZNER, Ádám STASZNY, Zoltán VITÁL, András WEIPERTH, Tibor ERŐS



A vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) jelenlegi elterjedése és hatása a Duna egyes magyarországi befolyóinak halfaunájára

Present distribution of the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) and its effects on the fish fauna assemblages in some tributaries of the Hungarian section of the River Danube

Gál B.^{1,2,3}, Gábris V.⁴, Csányi B.⁵, Cser B.⁶, Danyik T.⁷, Farkas A.⁸, Farkas J.⁹, R. Gebauer¹⁰, Répás E.⁴, Szajbert B.⁴, A. Kouba¹⁰, J. Patoka¹¹, L. Părvulescu¹², Weiperth A.²

¹ELTE TTK Környezettudományi Doktori Iskola, Budapest

²MTA Ökológiai Kutatóközpont, Duna-kutató Intézet, Budapest

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

⁴ELTE TTK Környezettudományi Kar, Budapest

⁵Független kutató, Göd

⁶Pest-megyei Kormányhivatal Környezet- és Természetvédelmi Főosztály, Budapest

⁷Hortobányi Nemzeti Park Igazgatósága, Debrecen

⁸Herman Ottó Intézet, Budapest

⁹ELTE TTK Állattudományi és Ökológiai Tanszék, Budapest

¹⁰University of South Bohemia in České Budějovice

¹¹Czech University of Life Sciences, Prague

¹²West University of Timisoara, Timisoara

Kulcsszavak: biológiai invázió, predáció, halfauna

Keywords: biological invasion, predation, fish fauna

Abstract

Following the first record of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard, 1852) in Carpathian Basin in January 2015, the established populations were found in a tributary creek (Sulák creek, Érd-Ófalu) and the adjacent River Danube in June 2016. Thereafter, we focused to survey the populations of the red swamp crayfish at the national scale. The aim of this study was to summarise the current distribution of the red swamp crayfish in Hungary and evaluate its effects on the fish assemblages in selected tributary creeks of the River Danube (including comparison of sites with red swamp crayfish presence/absence). During our field surveys, the fishes and crayfishes were collected using electrofishing, various types of traps, and handling nets, involving several water habitats. We detected the species in a 144 rkm-long section of the River Danube, in several thermal and man-made ponds in area of Budapest and in three tributary streams of the River Danube. The occurrence of the species was recorded in the drainage area of River Tisza in thermal ponds, their outflows and natural habitats of Laskó creek near Egerszalók in November 2017. The results of our two-year-long survey showed that the non-native red swamp crayfish is capable to substantially alter associated fish fauna. Thus, our results are in line with previous findings on red swamp crayfish elsewhere, confirming invasive habits of the species. Further monitoring of this species in Hungary is strongly recommended.

Bevezetés

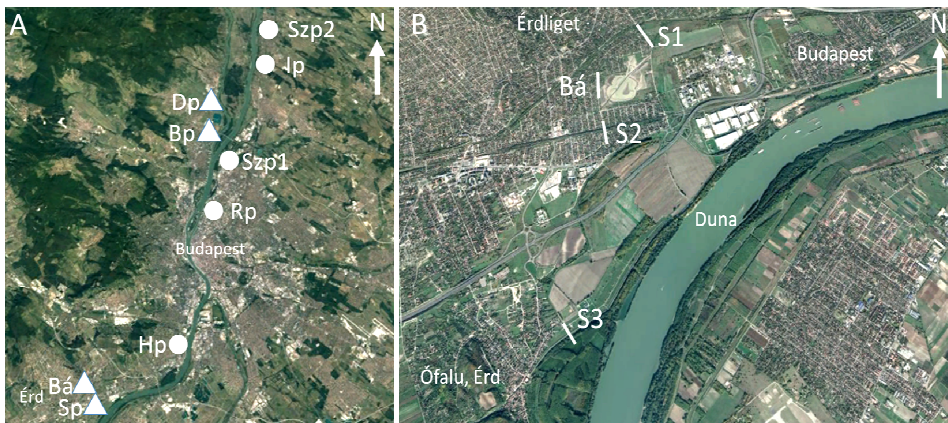
Az idegenhonos Decapodák kutatása napjainkra egyre nagyobb jelentőséggel bír világszerte, közülük is kiemelkedik a vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*), mely mára a

világon az egyik leggyakoribb idegenhonos tizslábúrákfajjává vált. A vörös mocsárrák az Egyesült Államok déli államaiban és Mexikó északi részén őshonos. Európába 1973-ban gazdasági célból importálták első egyedeit az Ibériai-félszigetre, majd innen kiindulva természetes úton, valamint akváriumi díszállatként telepítve jelent meg és terjed számos országban (Kouba et al. 2014). Valamennyi új élőhelyén jelentős gazdasági és természetvédelmi kárt okoz (Loureiro et al. 2015).

Az utóbbi években végzett országos léptékű hidrobiológiai felméréseink során hét nagyméretű idegenhonos tizslábúrákfaj (Decapoda) állományát sikerült kimutatni (Gál et al. 2018). A vörös mocsárrák első hazai példányát 2015. január 9-én a Városligeti tóban gyűjtöttük, majd 2015. május 16–30 között további három adult egyedet sikerült csalított rákvarsák segítségével a Duna Kopaszi-gát menti mellékágában (1643 fkm) megfogni. Részen ezen észlelések hatására, kutatásunkban kiemelt figyelmet fordítottunk a faj hazai helyzetének feltárására, mivel kedvelt díszállatként számítottunk rá, hogy a márványrákhoz (*Procambarus virginalis*) hasonlóan több élőhelyre betelepítették. Vizsgálatainkat a termál- és ipari melegvíz-kibocsátások által terhelt élőhelyeken kezdtük (Weiperth et al. 2015, 2018), majd kiterjesztettük a városi környezetben található mesterséges és természetközeli élőhelyekre, amelyekről számos új populációját sikerült leírunk (Szendőfi et al. 2018).

Anyag és módszer

A vörös mocsárrák hazai állományainak felmérést a kisebb víztestek esetén petpalack csapdákkal, kézi hálóval, kisvízfolyásokban elektromos kutató halászgép és rákvarsák segítségével, a Duna esetén pedig a parti zónában történő kereséssel és rákvarsákkal végeztük.



1. ábra. Vizsgált kisvízfolyások (A) és a mintavételi pontok (B) a Bara-árok (Bá) és a Sulák-patakon (S1-S3)

Bá: Bara-árok, Bp: Barát-patak, Dp: Dera-patak, Hp: Hosszúréti-patak, Ip: Ilka-patak, Rp: Rákos-patak, Sp:

Sulák-patak, Szp1: Szilas-patak, Szp2: Szódrákos-patak

Az A ábrán fehér háromszög jelöli a vörös mocsárrák előfordulását

Fig. 1. Locations of the surveyed creeks (A) and the sampling sites in the Bara ditch (Bá) and Sulák creek (S1-S3) (B)

Bá: Bara ditch, Bp: Barát creek, Dp: Dera creek, Hp: Hosszúréti creek, Ip: Ilka creek, Rp: Rákos creek, Sp: Sulák creek, Szp1: Szilas creek, Szp2: Szódrákos creek

Locations with the red swamp crayfish presence depicted in white triangle in the figure A

A vörös mocsárrák halfaunára gyakorolt hatásainak felmérése érdekében 2016 májusa és 2018 júniusa között a NBmR protokollnak megfelelően három évszakban elektromos kutató halászgép (DEKA 3000 Lord) segítségével halfaunisztikai, valamint nyeles kézi hálókkel tizslábúrák-mintavételt végeztünk a Barát-patak, Dera-patak, Hosszúréti-patak,

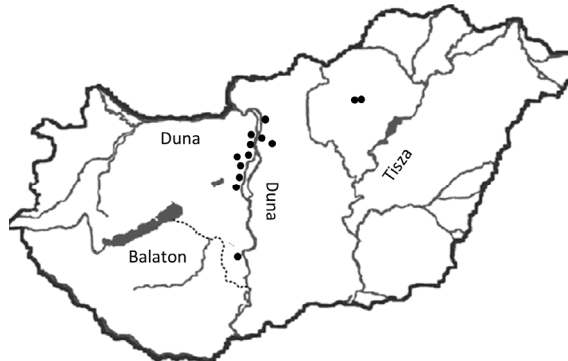
Ilka-patak, Rákos-patak, Szilas-patak, Szódrákos-patak torkolati, valamint a torkolattól megközelítőleg 5 km-re található szakaszaikon (1A. ábra). Ezzel párhuzamosan a vörös mocsárrák első hazai természetes élőhelyén, a Bara-árok és Sulák-patak vízgyűjtőjén összesen négy szakaszon végeztünk mintavételezést (1B. ábra).

A vörös mocsárrák halfaunára gyakorolt hatását a halfajok jelenlét-hiány adatainak nem metrikus-klaszterelemzésével (non-metric cluster analysis) vizsgáltuk SYN-TAX 2000 programcsomaggal (Podani 2001).

Eredmények

A vörös mocsárrák első észlelése után végzett felméréseinknek köszönhetően számos hazai élőhelyről igazoltuk a faj előfordulását, terjedését.

2015 őszén a Pest-megyei Kormányhivatal Környezet- és Természetvédelmi Főosztály Környezetvédelmi Mérőállomás munkatársai az Érd és Budapest határán található Sulák-patakból a vörös mocsárrák fiatal példányait gyűjtötték. 2016 júniusában a faj tömeges jelenlétéről kaptunk híreket az Érdliget belterületén található vízfolyásokban, csapadékvíz elvezető árkokban, kerti és köztéri tavakban. Kutatásainkkal igazoltuk a vörös mocsárrák stabil állományát a Városligeti tóban, adult egyedei előkerültek a Duna Szódliget (1674 fkm) és Paks (1530 fkm) közötti szakaszán, és illegális telepítések következtében 2017 novemberében a márványrákkal együtt megjelent az egerszalóki termáltavakban, a kivezető csatornában és az azt befogadó Laskó-pataokban. Így a faj mára mind a Duna, mind a Tisza hazai vízgyűjtőjén megtalálható a márványrákkal együtt (2. ábra).



2. ábra. A vörös mocsárrák jelenleg ismert magyarországi elterjedése

A fekete pontok a vörös mocsárrák észleléseinek WGS84 alapú koordinátáit jelöli

Fig. 2. The current distribution of the red swamp crayfish in Hungary

The WGS84 coordinates of locations with the red swamp crayfish presence depicted in black circles

Faunisztikai felméréseink során a kilenc vizsgált patakban összesen 16 őshonos és 9 idegenhonos halfaj mellett a szintén észak-amerikai eredetű cifrarák (*Faxonius limosus*), a márványrák (*Procambarus virginalis*) és a Barát-pataokban az ausztrál vörösollós rák (*Cherax quadricarinatus*) több korosztályából is sikerült egyedeket gyűjtenünk (1. táblázat).

A vörös mocsárrák állományosságát és a halfaunára gyakorolt hatását jelzi, hogy a Sulák-pataokban 2016 júliusában és októberében az S1 mintavételi szakaszokon 1216 és 1519 egyed sikeresen gyűjtött. A vörös mocsárrák mellett ekkor kizárólag tuskés pikóból (*Gasterosteus aculeatus*) sikerült 29, illetve 16 egyed fognunk. A Sulák-patak és a Bara-árok összefolyásánál (S2) razbóra (*Pseudorasbora parva*) és domolykó (*Squalius cephalus*), míg a Dunához legközelebb eső szakaszon (S3) fiatal ponty (*Cyprinus carpio*), bodorka (*Rutilus rutilus*), domolykó és ezüstkárász (*Carassius gibelio*) egyedeket regisztráltuk. A többi vízfolyásban a halak magasabb faj- (8–22) és egyedszámát (348–2596) észleltük (1. táblázat).

A klaszterelemzés alapján látható, hogy a vörös mocsárrák által sikeresen kolonizált vízfolyások a dendrogram bal oldalán, egymáshoz közel helyezkednek el. A Dera-patakban a vörös mocsárrák szórványos előfordulása mellett a halfaunája is jelentősen eltér a rákfaj által már kolonizált másik három vízfolyástól. A dendrogram jobb oldalán a Duna bal parti befolyói kerültek egy ágra (Szp1, Ip, Rp, SZ1) (2. ábra).

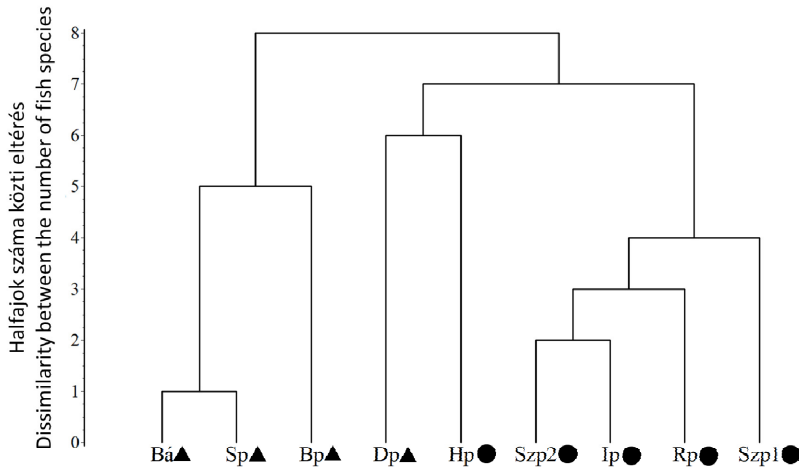
1. táblázat. A mintavételek során gyűjtött hal- és rákfajok
Table 1. List of the sampled fish and crayfish species in the surveyed creeks

Faj Species	Vízfolyás / Creek									
	Bá	Sp	Bp	Dp	Hp	Ip	Rp	Szp1	Szp2	
Balin (<i>Leuciscus aspius</i>)				+	+		+	+	+	
Bodorka (<i>Rutilus rutilus</i>)		+	+	+	+	+	+	+	+	
Domolykó (<i>Squalius cephalus</i>)		+	+	+	+	+	+	+	+	
Ezüstkárász (<i>Carassius gibelio</i>)		+	+	+	+	+	+	+	+	
Feketeszájú géb (<i>Neogobius melanostomus</i>)				+	+	+	+	+	+	
Fenekjáró küllő (<i>Gobio gobio</i> sp.)				+		+	+	+	+	
Folyami géb (<i>Neogobius fluviatilis</i>)				+	+	+	+	+	+	
Halványfoltú küllő (<i>Romanogobio valdykovi</i>)									+	
Jász (<i>Leuciscus idus</i>)				+	+	+	+	+	+	
Karikakeszeg (<i>Abramis bjoerkna</i>)					+	+		+	+	
Kessler-géb (<i>Ponticola kessleri</i>)					+		+	+	+	
Kövcisík (<i>Barbatula barbatula</i>)					+					
Küsz (<i>Alburnus alburnus</i>)				+	+	+	+	+	+	
Márna (<i>Barbus barbus</i>)				+	+	+	+	+	+	
Paduc (<i>Chondrostoma nasus</i>)							+	+	+	
Ponty (<i>Cyprinus carpio</i>)		+			+			+	+	
Razbóra (<i>Pseudorasbora parva</i>)	+	+	+		+	+	+	+	+	
Süllő (<i>Sander lucioperca</i>)				+	+	+	+	+	+	
Széleshátú fogasponty (<i>Xiphophorus maculatus</i>)		+								
Szilvaorrú keszeg (<i>Vimba vimba</i>)						+	+	+	+	
Szivárványos ökle (<i>Rhodeus amarus</i>)					+	+	+	+	+	
Szúnyogirtó fogasponty (<i>Gambusia affinis</i>)			+	+	+					
Takra géb (<i>Protetrorhinus semilunaris</i>)			+	+	+	+	+	+	+	
Tüskés pikó (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	+	+	+			+	+		+	
Vágócsík (<i>Cobitis elongatoides</i>)			+	+	+	+	+	+	+	
Ausztrál vörösollós rák (<i>Cherax quadricarinatus</i>)			+							
Cifrarák (<i>Faxonius limosus</i>)			+	+	+	+	+	+	+	
Márványrák (<i>Procambarus virginalis</i>)			+	+			+			
Vörös mocsárrák (<i>Procambarus clarkii</i>)	+	+	+	+						
Halfajok száma Number of fish species	2	7	8	14	19	18	20	20	22	
Tízlábúrákfajok száma Number of crayfish species	1	1	4	3	1	1	2	1	1	

Értékelés

Több éven át végzett munkánk eredményeként sikerült a vörös mocsárrák stabil jelenlétét kimutatnunk számos magyarországi élőhelyen. A Duna vízgyűjtőjéről a vörös mocsárrák tömeges jelenlétéről, terjedéséről és a halegyüttesekre gyakorolt hatásáról eddig nem volt adat. Eredményeink azt mutatják, hogy a vörös mocsárrák jelentős mértékben képes átalakítani a dunai befolyók halfaunáját. Ezt igazolja, hogy Sulák-patak felső szakaszán 2016-ban még stabil aranyhal- (*Carassius auratus*), ezüstkárász- (*Carassius gibelio*) és széleshátúfogasponty- (*Xiphophorus maculatus*) populációk 2018 tavaszára teljesen eltűntek (Weiperth et al. 2016), miközben a rákállomány tovább nőtt. Eredményeinkből látható, hogy a faj a Dera-patak változatosabb halfaunájában még nem okozott jelentős változást. Ennek oka lehet, hogy e vízfolyás halfaunája és élőhely diverzitása a korábban meghódított vízfolyásokhoz képest magasabb.

Kutatásunkkal bebizonyítottuk, hogy az átalakított, valamint a termálvízzel terhelt élőhelyek mellett a vörös mocsárrák a természetközeli élőhelyeket is sikeresen kolonizálja. A vörös mocsárrák Dera-patakban történt észlelése alapján a Szentendrei-ágban is megjelenhetett, és további terjedése várható, mely hosszabb távon veszélyeztetheti az ide torkoló patakok védett halfajai mellett a vízfolyások felső vízgyűjtőjén található kövirák- (*Austropotamobius torrentium*) állományokat is. E területek kiemelt jelentőségűek számos dunai és a befolyókban élő szervezet számára, ezért a befolyó patakok, valamint azok torkolatai közelében található dunai élőhelyek vizsgálata fontos lenne.



3. ábra. Dendrogram a vizsgált dunai befolyók halfaunája és rák-együttese alapján
Az ábrán a vörös mocsárrák előfordulását háromszöggel a mocsárrák által még nem kolonizált vízfolyásokat körrel jelöltük

Fig 3. Dendrogram based on the fish- and crayfish-assemblages of the tributaries of the River Danube
Locations with the red swamp crayfish presence depicted in triangle and the location without the red swamp crayfish presence depicted in circle

Köszönetnyilvánítás

A kutatásokban Gál Blanka részvételét az Emberi Erőforrás Minisztériuma Új Nemzeti Kiválóság Program (UNKP-17-3) támogatta. Antonín Kouba acknowledges the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic – projects “CENAKVA” (No. CZ.1.05/2.1.00/01.0024) and “CENAKVA II” (No. LO1205 under the NPU I program).

Irodalom

- Gál B., Kuříková P., Bláha M., Kouba A., Jiří P., Danyik T., Farkas A., Farkas J., Weiperth A. (2018): Distribution of Decapoda in Hungary and the impacts of the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard 1852) to the native ecosystem. *5th European Congress of Conservation Biology - ECCB 2018*, 12–15. 06. 2018., University of Jyväskylä, Finland. <https://peerageofscience.org/conference/eccb2018/107373/>
- Kouba A., Petrušek A., Kozák P. (2014): Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2014) 413, 05.
- Loureiro T.G., Anastácio P.M.S.G., Araujo P.B., Souty-Grosset C., Almerão M.P. (2015): Red swamp crayfish: biology, ecology and invasion - an overview. *Nauplius* 23(1): 1–19.
- Podani J. (2001): SYN-TAX 2000. *Computer Program for Data Analysis in Ecology and Systematics*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 53.
- Szendőfi B., Bérces S., Csányi B., Gábris V., Gál B., Gönye Zs., Répás E., Seprős R., Tóth B., A. Kouba, J. Patoka, Weiperth A. (2018): Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* 12: 47–51.
- Weiperth A., Csányi B., Gál B., György Á.I., Szalóky Z., Szekeres J., Tóth B., Puky M: (2015). Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici* 9: 65–70.
- Weiperth A., Danyik T., Dukay I., Gál B. (2016): Új adatok az elevevényszülőfogaspony-félék magyarországi elterjedéséhez. *Pisces Hungarici* 10: 71–76.

Weiperth A., Gál B., Kuříková, P., Langorova, I., Kouba, A., Patoka, J. (2018): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology*, e171303

Authors:

Blanka GÁL, Veronika GÁBRIS, Béla CSÁNYI, Balázs CSER, Tibor DANYIK, Anna FARKAS, János FARKAS, Radek GEBAUER, Edit RÉPÁS, Bettina SZAJBERT, Antonin KOUBA, Jiří PATOKA, Lucian PĂRVULESCU, András WEIPERTH (weiperth.andras@okologia.mta.hu)



Vörös mocsárrák (Weiperth András felvétele)



A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) balatoni állományának testhosszeloszlása, szaporodásbiológiája, valamint a ligulózis hatása a gonado-szomatikus indexük értékére

Length-frequency and reproductive biology of monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) in Lake Balaton and the effect of ligulosis on their gonado-somatic index

Vitál Z., Czeglédi I., Preiszner B., Specziár A., Takács P., Kern B., Erős T., Boross N.

MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany

Kulcsszavak: fekunditás, ikraméret, GSI, szaporodás, Ligula, parazita

Keywords: fecundity, egg size, GSI, reproduction, Ligula, parasite

Abstract

The Ponto-Caspian monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) has established an abundant population in Lake Balaton since its first detection in 1970; it became a character species of both rip-rap and sandy littoral regions. Nowadays, the stock is highly infected with *Ligula* sp. species, which effect on gobies is not well known. In this study we investigated the length-frequency and the reproductive biological parameters (gonadosomatic index (GSI), fecundity, size of eggs) of the stock of monkey goby, and tested the effect of ligulosis on GSI values. Samples were collected in four basins of the lake in three seasons (spring, summer, autumn) of 2017. Two dominant age-groups (0+, 1+) were found. Monkey goby is a multiple spawning species, with a reproduction period that lasts from April to July in Lake Balaton. We found remarkable effect of the parasite on the GSI values, thus ligulosis can negatively affect the reproduction success of infected monkey gobies.

Kivonat

A Ponto-Kaszpi elterjedésű folyami géb 1970-es előkerülése óta jelentős állományt alakított ki a Balatonban, a parti kövezés és a homokpadok egyik jellemző halfajává vált. Az állományára napjainkban nagyfokú *Ligula* sp. galandféreg (véltetően *Ligula pavlovskii*) parazitás fertőzöttség jellemző, melynek hatásait korlátozottan ismerjük. Munkánk során 2017 három évszakában (tavasz, nyár, ősz), a Balaton négy medencéjében varsával és elektromos halászgéppel gyűjtött folyami géb egyedeknél vizsgáltuk az állományra jellemző testhosszeloszlást, és az egyedek néhány szaporodásbiológiai paramétereit (gonado-szomatikus index (GSI), fekunditás, ikraméret), valamint elemeztük a parazita galandféreg GSI-re kifejtett hatását. Eredményeink alapján a Balatonban a 0+ és 1+ korosztály dominál, idősebb egyedek jóval ritkábbak. A folyami gébek szaporodási időszaka a Balatonban április-júliusban van, amely idő alatt a nőstények több részletben rakják le ikrájukat. A parazita negatív hatást fejt ki a folyami gébek gonado-szomatikus index értékére, ezáltal az egyedek szaporodási sikerét jelentősen befolyásolhatja.

Bevezetés

A folyami géb Ponto-Kaszpi elterjedésű halfaj, eredeti élőhelye az Azovi-, a Fekete- és a Kaszpi-tenger vidéke. A tengerekbe ömlő folyók torkolatának brakkvízi területeit, valamint a régió változatos méretű vízfolyásainak és állóvizeinek bentikus régióját elfoglaló kisméretű halfaj. A terület gazdag gébfaunájának spontán terjedése figyelhető meg Európában napjainkban is (Copp et al. 2005). A folyami géb nyugat-európai terjedése a Duna útvonalán keresztül történik, ennek ellenére hazánk, és egyben Közép-Európa első előfordulási adata - mely egyben Európa legnyugatibb észlelési adata volt - nem a Dunából, hanem a Balatonból származik (Bíró 1972). A feltételezések szerint a Balaton kolonizációja spontán történt a Sió-csatornán keresztül (Bíró 1972, Specziár 2010). Később a faj a Duna és

a Tisza különböző élőhelyeiről is előkerült (Harka 1993, Harka et al. 2008, 2015). A folyami géb a magyarországi teljes Duna szakaszon elterjedt faj (Erős et al. 2005), a dunai előfordulásának határa jelenleg Ausztriában található (Szalóky et al. 2015). A Tisza vízgyűjtőjén való megjelenését követő spontán terjedése napjainkban is megfigyelhető (Harka et al. 2015).

A balatoni észlelést követő első vizsgálatok (Bíró 1972) során nyilvánvalóvá vált, hogy a faj már akkor elterjedt volt a tóban, így a betelepülés pontos ideje nem ismert. Az 1990-es évekre a parti kövezés egyik jellemző halfajává vált (Bíró 1995). A balatoni terjedésüket elősegíthette, hogy a faj elsődlegesen kemény üledéket, homokos, köves aljzatot preferál (Specziár 2010), így a homokpadok mellett a partvonal jelentős részét kitevő mesterséges partvédő kövezések is megfelelő élőhelyet kínáltak számára. Másrészt a faj inváziós képessége is jelentős, bár a többi terjeszkedő Ponto-Kaszpi elterjedésű gébféle közül ezt a fajt tartják a leglassabban terjeszkedőnek, főként a kemény aljzathoz való kötődése miatt (Čáповá et al. 2008, Jurajda et al. 2005).

A Balaton folyami géb állományára napjainkban jelentős galandféreg parazita (*Ligula* sp.) fertőzés jellemző (Molnár et al. 2010; Boross et al. in print). A faj genetikai vizsgálatát még nem végezték el, de a parazita faj vélhetően a *L. pavlovskii*, melyet Dubinina (1959) írt le fekete-tengeri nagyfejűgéb (*Benthophilus stellatus*) halfajból, és azóta több gébfajból előkerült a Ponto-Kaszpi régióban, többek között a folyami gébből is (Kvach 2002, 2004, 2005, Yuryshynets et al. 2017). Bár Claridge és munkatársai (1985) értekeztek gébfélék szíjgalandféreg (*L. intestinalis*) fertőzéséről, de ez vélhetően a parazita rossz határozásának eredménye, ugyanis ez a galandféreg faj pontyfélék parazitája (Chudd 1980). Chudd (1980) megjegyzi Dubinina (1966) publikációját idézve, hogy a szerzők nem mindig különítették el egymástól megfelelően a *Ligula* fajokat. A parazita fertőzött evezőlábú rákok fogyasztásával jut be a halak bélcsatornájába, majd onnan kikerülve a hasüregben fejlődik tovább, mely akár évekig is tarthat. A galandféreggel fertőzött halat elfogyasztó madár tápcsatornájában éri el végül a kifejlett alakját, itt petét rak és kiürül a szervezetből. Ez mindössze néhány napig tart. Bíró (1995) a táplálék összetevők egyedszám alapú vizsgálatai alapján megállapította, hogy a Balatonból fogott folyami gébek táplálékában mérettől függetlenül jelen voltak az evezőlábú rákok, mely azok nagymértékű fertőzöttségére magyarázatot adhat.

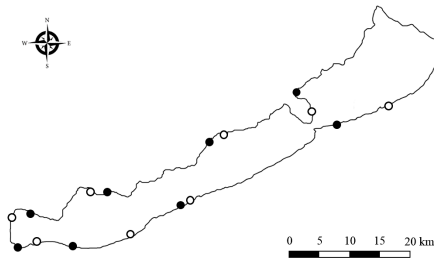
Mint a paraziták általában, a különböző galandféreg fajok is jelentős hátrányt jelentenek a fertőzött halakra nézve. Szíjgalandféreggel kapcsolatos vizsgálatok arról számoltak be, hogy a növekedés lelassul a dévérkeszegek esetén a fertőzés hatására (Garádi és Bíró 1975), a halak lesoványodnak, úszásuk gátolttá válik (Molnár 2003). Jellemzőek a viselkedésbeli változások is (Barber et al. 2000). A fertőzött bodorkák kondícióját, tömege, testhossza és az ivarszervük fejlődése csökken a hasonló korú nem fertőzött egyedekéhez képest (Carter et al. 2005). A parazita a *Rastrineobola argentea* halfaj szaporodására jelentős negatív hatást fejt ki mind a szexuális érésben, mind pedig a fekunditásban (Cowx et al. 2008), valamint a fertőzés a mortalitási rátának az emelkedéséhez vezet gébek esetében (Claridge et al. 1985). A *L. pavlovskii* halakra kifejtett hatásának vizsgálatáról szóló publikációkat nem találtunk.

Jelen dolgozatban arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a folyami gébnek a Balatonban milyen a testhosszeloszlása, milyen szaporodásbiológiai paraméterekkel jellemezhető, valamint, hogy a parazita galandféreg jelenléte hatással van-e a gébek szaporodására.

Anyag és módszer

A vizsgált folyami géb egyedeket 2017-ben tavasszal (ápr. 25-máj. 19), nyáron (júl. 12-aug. 3) és ősszel (szept. 19-okt. 19) gyűjtöttük be a Balaton négy medencéjének eltérő élőhelyein (kövezés, nádas) (*I. ábra*). A mintavétel varsával, és ezt követően elektromos halászgéppel (Hans Grassl IG 200/2B) történt. A mintagyűjtés során 655 egyedet gyűjtöttünk be a különböző vizsgálatokhoz. Az egyedeket szegfűszegolajjal túllattattuk, majd

-20°C-on fagyasztva tartósítottuk a boncolásig. A tavaszi mintavételek során 93 véletlenszerűen választott egyed esetén a tartósítás 4%-os töménységű formalinban is történt. A boncolás során rögzítettük az egyedek nemét, testhosszát mm pontossággal, testtömegüket, gonádjaik tömegét, valamint a bennük található galandféreg tömegét század gramm pontossággal. Meghatároztuk az egyedek gonado-szomatikus index értékét ($GSI = (W_{ikra} / W_{hai}) \times 100$).



1. ábra. Mintavételi helyek térbeli eloszlása a Balatonon. ○: kövezés, ●: nádas
Fig. 1. Sampling sites on Lake Balaton. ○: riprap, ●: reed-bed

A testhosszeloszlások alakulását évszakosan, 2mm-es testhosszcsoportok ábrázolásával vizsgáltuk. A testhossz – testtömeg arányt azok logaritmusával fejeztük ki:

$$\log(W) = a + b \times \log(L),$$

ahol a W a testtömeg (g), az L a teljes testhossz (mm), az a az ordinát tengely-metszet és a b a meredekség. A galandféreggel fertőzött egyedek esetén a parazita tömege levonásra került a hal tömegéből.

A tavaszi gyűjtés során formalinban tartósított egyedek közül a nőstény egyedek ($n=34$) fekunditását és ikrátmérvójét vizsgáltuk meg. Az ikrák számolása három almintában történt, melyeket a teljes gonádra kivetítve átlagoltunk. A három almintát a petefészkek tömegének átlagosan 31%-át tette ki (10 – 69%). Mivel az ikrák érése legalább két eltérő időben zajlott a gonádokban, így a legnagyobb mérettartományú ikrák mennyiségét számoltuk, ami a következő ívási esemény során lerakható ikrákat jelenti (aktuális fekunditás, AF). Az abszolút fekunditás pontos vizsgálatára nem volt lehetőség, mert a vizsgált minták esetén feltételezhető volt egyes egyedeknél egy ívási esemény lezajlása. A relatív fekunditás (RF) értékét az 1 g testtömegre jutó ikrák számában határoztuk meg. Az ikrák mérése sztereo mikroszkóp alatt történt tized mm pontossággal. Az ikrák átmérvójében lévő méretbeli különbségeket, melyeket a nem szabályos alak okoz, a véletlenszerűen elhelyezkedő ikrák egy irányból történő mérésével korrigáltuk.

A statisztikai elemzéseket R 3.3.2 programcsomaggal végeztük el (R Core Team 2013). A boxplot ábrák elkészítéséhez PAST v.2.17c szoftvert használtunk. A GSI értékét befolyásoló hatások vizsgálatára többváltozós általános lineáris modellt (GLM) alkalmaztunk. A nemeket külön vizsgáltuk. A függő változó a modellekben a GSI értékének négyzetgyök arcus sinus transzformáltja volt. Magyarázó változóként a következőket használtuk: fertőzöttség, fogás helye medence szinten, testhossz, fogás ideje évszak szinten. A fertőzött és nem fertőzött csoportok GSI értékei közötti eltérést Wilcoxon-próbával vizsgáltuk.

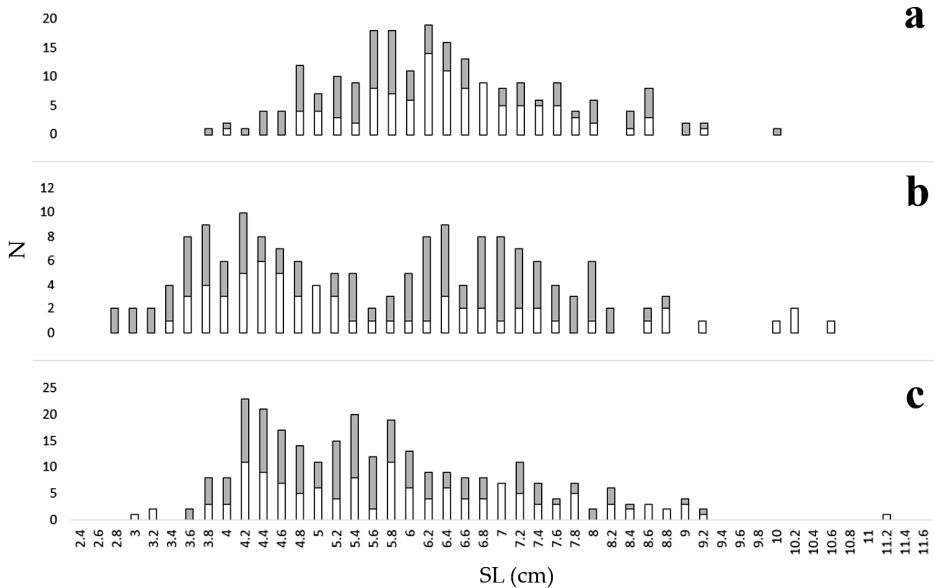
Eredmények

Testhosszeloszlás, testhossz – testtömeg arány

A testhosszeloszlások alapján két jól elkülönülő korcsoport rajzolódik ki (2. ábra). A nyári mintavétel során megjelenik 2,6 – 5,4 cm közötti teljes testhosszal jellemezhető korosztály, mely tagjait főként a tavaszi ívásból származó egyedek teszik ki. Az ezt követő mérettartományba az 1+-os egyedek tartoznak, melyek az előző évi szaporodásból származnak. További egyértelműen kirajzolódó csoportot nem határozhatunk meg. Az őszi

mintában a 0+-os egyedek testhossznövekedését követhetjük nyomon, emellett megfigyelhető az 1+-os korosztály mérettartományának kiszélesedése. A 8 cm törzshossz feletti egyedek korcsoportba sorolása különféle csontos képletek és pikkely segítségével lenne lehetséges. Jelen vizsgálat során viszont a preparált pikkelyek és otolitok tanulmányozása után a módszert nem tartjuk megbízhatónak a folyami géb esetén, így az eredményeket a tanulmány során nem használtuk fel.

A testtömeg – testhossz arány alapján látható, hogy a Balatonban a folyami géb állomány növekedése allometrikus, az összefüggést következő egyenlettel írható le: $\log W = -2,2187 + 3,2236 \times \log L$. A parazitával fertőzött ($\log W = -2,1786 + 3,1856 \times \log L$) és a nem fertőzött ($\log W = -2,2291 + 3,2328 \times \log L$) egyedek csoportjának testtömeg – testhossz aránya nem mutatott jelentős eltérést.



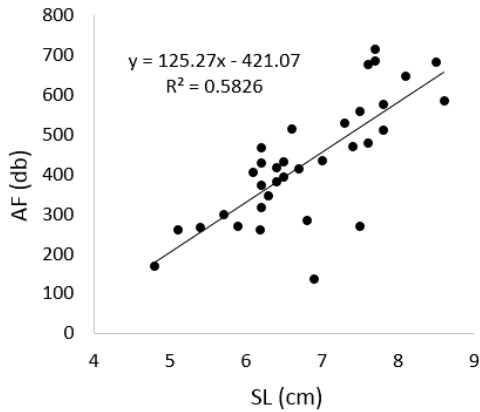
2. ábra. A folyami géb állomány testhosszeloszlása évszakonként a Balatonban ($n=655$). N : egyedszám, SL : törzshossz. **a**: tavasz, **b**: nyár, **c**: ősz. Fehér: hím, szürke: nőstény
 Fig. 2. Seasonal length-frequency of monkey goby in Lake Balaton ($n=655$). N : number of individuals, SL : standard length. **a**: spring, **b**: summer, **c**: autumn. White: male, grey: female

Fekunditás és ikraméret

Az ikrák számolásához használt 34 egyed törzshossza 4,8 és 8,6 cm között változott (átlag \pm SD; $6,8\pm 0,93$). A következő szaporodási esemény során lerakható ikrák száma 135 és 713 között volt ($430,7\pm 152,03$), mely a testméret növekedésével pozitív összefüggést mutatott (3. ábra). Az 1 g testtömegre vetített ikraszám, vagyis a relatív fekunditás értéke 24 és 143 darab ikrá között változott ($83,7\pm 23,8$). A lemért ikrák 0,71 és 1,98 mm közötti átmérővel rendelkeztek ($1,36\pm 0,36$). A vizsgálat során két egyed esetén a már megtörtént ivást feltételeztük, ezeknél a néhány érett ikrá mellett az éretlen, kisméretű ikrák domináltak.

A mintán belül a ligulával fertőzött egyedek száma mindössze négy volt, mely a fertőzött és nem fertőzött csoportok közötti különbségek vizsgálatára nem volt elegendő.

A vizsgálat során a legkisebb ivarérett nőstény egyed 4,8 cm törzshosszal rendelkezett. Ezzel szemben a legkisebb ivarérett hím egyed 4,0 cm törzshosszal rendelkezett.



3. ábra. A törzshossz (SL) és az aktuális fekunditás (AF) kapcsolata
 Fig. 3. Relationship between actual fecundity (AF) and standard length (SL)

Gonado-szomatikus index (GSI%)

Azért, hogy a vizsgálatból kizárjuk az éretlen egyedeket, az 5 cm törzshossz feletti példányok esetén vizsgáltuk azok GSI értékét. A GSI értékek az év során hasonlóan változtak a hím és nőstény egyedek esetén (4. ábra). A legmagasabb értékeket a tavasszal fogott egyedek esetén tapasztaltuk mind a nőstény (átlag±SD; 8,87±6,99), mind a hím (3,54±2,66) egyedeknél, míg ősszel volt a legalacsonyabb (nőstény: 0,85±1,06; hím: 0,12±0,26) (1. táblázat). A GSI értékének évszakos változása ugyanazt a mintázatot mutatta a fertőzött és nem fertőzött egyedek csoportjában, de jól látható, hogy a fertőzött egyedek alacsonyabb értékkel bírtak (4. ábra). Ezen kívül minden évszakban magasabb volt a parazitával fertőzött egyedek között a nem mérhető gonádtömeggel, vagyis 0%-os GSI értékkel rendelkező egyedek aránya, mint a parazitával nem fertőzött egyedek esetén (1. táblázat).

1. táblázat. A gonado-szomatikus index értékek átlagának és szórásának (átlag±SD), valamint a csoporton belüli 0% GSI értékkel bíró egyedek arányának évszakos változása az összes vizsgált egyed (Σ), valamint a nem fertőzött (-) és fertőzött (+) egyedek esetén

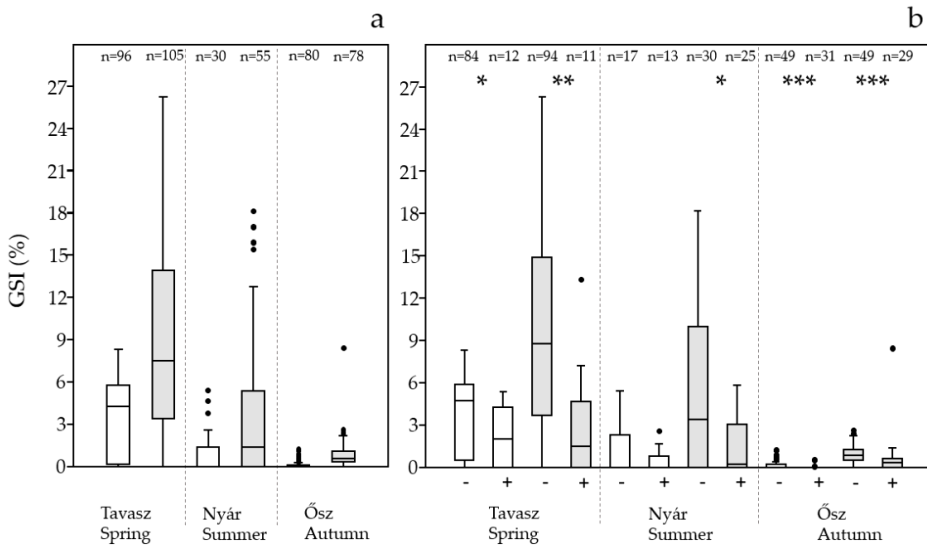
Table 1. Seasonality of gonado-somatic indices (mean±SD) and proportion of 0% GSI values. Σ: all examined fish, - : not infected, + : infected

	Hím/Male			Nőstény/Female		
	Σ	-	+	Σ	-	+
				Tavaszi/Spring		
GSI (%)	3,54±2,66	3,70±2,70	2,36±2,06	8,87±6,99	9,52±6,98	3,34±4,06
0% GSI (%)	19,3	17,1	33,3	16,0	14,8	25,0
				Nyár/Summer		
GSI (%)	0,86±1,51	1,15±4,85	0,47±0,84	3,56±5,02	5,37±6,06	1,39±1,78
0% GSI (%)	59,3	56,3	63,6	38,5	29,6	48,0
				Ősz/Autumn		
GSI (%)	0,12±0,26	0,18±0,31	0,04±0,14	0,85±1,06	0,96±0,61	0,66±1,55
0% GSI (%)	66,7	54,3	86,2	9,9	4,3	20,0

A többváltozós általános lineáris modell alapján az 5 cm törzhosszt meghaladó folyami gébek GSI értékét mindkét nem esetén negatívan befolyásolta a parazitafertőzöttség (2. táblázat). Szintén mindkét nemnél szignifikáns pozitív hatással bírt a testhossz, de nem okozott különbséget az, hogy melyik medencéből származott az egyed. A nőstények esetén nagyon erős szignifikáns hatást mutattunk ki az évszak tekintetében, ez a hímeknél nem jelent meg.

2. táblázat. A (négyzetgyök arcus sinus) GSI értéket befolyásoló változók nőstény és hím folyami gébek esetén
Table 2. Factors determining (sqrt. arcsin.) GSI values of monkey gobies

Függő változó Dependent variable	Magyarázó változók Predictor variables	df	Becsült hatás Estimate	F-érték F-value	p-érték p-value
sqrt. arcsin. GSI	fertőzött/infected	1;73	-0,097	4,49	0,037
nőstény / female	SL	1;73	0,012	4,42	0,038
	évszak/season	2;73		21,48	< 0,0001
	medence/basin	3;73		0,42	0,741
sqrt. arcsin. GSI	fertőzött/infected	1;81	-0,136	6,12	0,015
hím / male	SL	1;81	0,042	4,07	0,047
	évszak/season	2;81		0,22	0,803
	medence/basin	3;81		1,42	0,244



4. ábra. A GSI értékének (a) évszakos változása nemeként (fehér: hím, szürke: nőstény), valamint (b) a nem fertőzött (-) és fertőzött (+) egyedek GSI értékének évszakonkénti összehasonlítása.

A boxok reprezentálják az adatok 25 és 75% közötti tartományát, a boxon belüli vonal az adatok mediánját, a vonal végi jelölők a kiugró adatokon kívüli legmagasabb értéket jelölik. A boxok felett a mintaszám látható, valamint a b ábrarészben a csillagok jelölik az egy évszakban a fertőzött és nem fertőzött csoportok közötti statisztikailag szignifikáns különbségeket: *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,0001$

Fig. 4. Seasonality of GSI values within (a) sex groups (white: male, grey: female). b: Parasite dependent GSI values. in the two sexes and three seasons. +: infected, -: not infected.

The boxes represents the interquartile range, the line within the boxes shows median values. Numbers above the columns indicate sample sizes. *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,0001$

Értékelés

Jelen dolgozatban a folyami géb testhosszeloszlását, a szaporodásának egyes paramétereit, valamint a ligulózis GSI értékekre gyakorolt hatását vizsgáltuk a Balaton négy medencéjében.

A testhosszeloszlásokat figyelembe véve látható, hogy a halfaj állományának jelentős részét a 0+ és 1+ korosztály teszi ki. Bíró (1995) 707 egyed vizsgálatával kimutatta 8 korosztály jelenlétét a tóból az 1990-es években. Viszont míg Bíró (1995) cikkében felhasznált egyedeket a nagyobb példányok fogásának kedvező, erősen méretszelektív módszerrel gyűjtötték, addig jelen vizsgálat során nem lépett fel méretbeli szelektivitás. Az általunk használt varsák és elektromos halászgép ugyan egyaránt jellemezhető méretszelektivitással (e.g. Chick et al. 1999, Ruetz et al. 2007, Warry et al. 2013, Francis et al. 2014), ugyanakkor a két módszer együttes használata vélhetően releváns mintázatot adott a balatoni folyami géb állomány testhosszeloszlását illetően. Így az általunk fogott kevés időse egyed feltehetően hűen mutatja a populáción belüli valós arányukat. A testtömeg – testhossz arányt vizsgálva láthatjuk, hogy a parazitával fertőzött és nem fertőzött egyedek között nincs lényeges különbség. A *L. intestinalis* parazitával fertőzött küllők (*Gobio gobio*) esetén ugyanezt tapasztalta Bean és Winfield (1989).

A legkisebb ivarérett egyedek mérete és a testhosszeloszlás alapján megállapítható, hogy a faj egyedei a szaporodóképes kort már a második életévükben (1+) elérik. A szaporodási időszakuk, a GSI értékeket és a nőstények petefészkeinek állapotát figyelembe véve áprilistól július végéig tartott. Ez általában hosszabb, mint a magyar irodalomban fellelhető adatok: Bíró (1974) valamint Harka és Sallai (2007) szerint május – júniusban ívik a faj hazánkban. Jelen eredményhez hasonló adatokat Specziár (2010) közöl, aki április – júliusban ívónak tartja a fajt a Balatonban. Vizsgálatunkban a nyári minta során már az egyedek jelentős része túl volt az íváson, de még megtalálhatóak voltak a magas GSI értékkel bíró egyedek is. A két nem közül főként a hímekre volt jellemző, hogy nyárra jelentősen megnőtt a már levott egyedek aránya (1. táblázat). Ezt magyarázhatja Kottelat és Freyhof (2007) állítása, miszerint a nőstények egy ívási időszakon belül kétszer is ívhatnak, vagyis az elnyújtott ívási időszak alatt a nőstényekben kevesebb alkalommal találkozhatunk üres állapotú petefészkekkel. A parazita hatással volt a vizsgált folyami gébek GSI értékének alakulására (2. táblázat, 4. ábra). Ez alátámasztja Boross és munkatársai (in print) megállapítását, hogy a folyami géb esetén a ligula galandféreg jelenléte, valamint annak tömege negatívan hatott a folyami gébek ivarszervének tömegére, valamint az egyedek kondíciófaktorára is. Több a *L. intestinalis* galandféreggel kapcsolatos kutatás mutatta ki, hogy a fertőzött halak esetén csökken az ivarszerv mérete (Bean & Winfield 1989), a gonád fejlődése csökken (Carter et al. 2005), valamint a parazita jelentős hatást fejt ki a szexuális érése és fekundításra (Cox et al. 2008). Ez nem meglepő, hiszen a parazita gyakran több egyedének jelenléte jelentős mértékben elvonja a halak tápanyagait. A fertőzött egyedek kisebb ivarszervvel rendelkeznek, ez a szaporodási sikert befolyásolhatja, így a magas fertőzöttségi arány (Boross et al. in print) vélhetően az egyik legnagyobb nyomást fejt ki a folyami géb balatoni állományára az angolna-állomány jelentős lecsökkenése óta.

Általában az élőlények, így a folyami géb egyedek életmenet stratégiájukkal az adott környezeti feltételekhez alkalmazkodnak, melynek során az egyes életmenet komponensekbe fektetett energia szintje is változik. A Balatonban a 2000-es évek előtt legjobb tudomásunk szerint nem volt jelen a gébeket parazitáló *L. pavlovskii* galandféreg (Molnár Kálmán szóbeli közlés). A parazita megjelenését követően a folyami gébek balatoni állományára jellemző egyes paraméterekben változásokat tapasztalhatunk. A faj szaporodási időszakának a hossznövekedését láthatjuk, valamint bár Bíró (1995) gyűjtései véleményünk szerint felülreprezentálják a nagyobb egyedeket a Balaton parti régiójában, de eredményeink alapján a nagy, idős egyedek aránya jelentősen lecsökkent az állományban. A parazita megjelenése és a fertőzöttség magas foka (egy-egy mintavételi alkalmakkor a 70%-ot is meghaladta a fertőzött egyedek aránya) jelentős hatást fejt ki az állomány egyedének túlélésére (Claridge et al. 1985). Ebben a megváltozott környezetben, ahol a magas

fertőzőtség a szaporodási siker, valamint az élettartam csökkenését okozhatja, kedvező lehet az életmenet egyes tulajdonságainak, például a szaporodási sajátosságoknak a megváltozása, mely a faj populációjának fennmaradását szolgálja.

Köszönetnyilvánítás

A terepi- és laborvizsgálatok során nyújtott segítségért köszönet illeti Burányi Mátét és Tóth Árpád Imrét. A kutatás anyagi támogatását a GINOP-2.3.2-15-2016-00004 pályázat biztosította.

Irodalom

- Barber, I., Hoare, D., Krause, J. (2000): Effects of parasites on fish behaviour: a review and evolutionary perspective. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 131–165.
- Bean, C. W., Winfield, I. J. (1989): Biological and ecological effects of a *Ligula intestinalis* (L.) infestation of the gudgeon, *Gobio gobio* (L.), in Lough Neagh, Northern Ireland. *Journal Of Fish Biology* 34: 135–147.
- Bíró P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton—a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. *Journal of Fish Biology* 4(2): 249–255.
- Bíró P. (1974): *Neogobius fluviatilis* a Balatonban. *Halászat* 20: 173–174.
- Bíró P. (1995): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas) növekedése és tápláléka a Balaton parti övében. *Halászat* 88(4): 175–184.
- Boross N., Czeglédi I., Preiszner B., Burányi M., Boros G., Erős T., Kern B., Specziár A., Takács P., Vítál Z.: Galandféreg (*Ligula* sp.) fertőzés hatása a balatoni folyami gébek (*Neogobius fluviatilis*) kondíciófaktorára és ivarszerv tömegére. *Hidrológiai Közlöny* (in print)
- Čáповá, M., Zlatnická, I., Kováč, V., Katina, S. (2008): Ontogenetic variability in the external morphology of monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) and its relevance to invasion potential. *Hydrobiologia*. 607(1): 17–26.
- Carter, V., Pierce, R., Dufour, S., Arme, C., Hoole, D. (2005): The tapeworm *Ligula intestinalis* (Cestoda: Pseudophyllidea) inhibits LH expression and puberty in its teleost host, *Rutilus rutilus*. *Reproduction* 130: 939–945.
- Chick, J. H., Coyne, S., Trexler, J. C. (1999): Effectiveness of airboat electrofishing for sampling fishes in shallow, vegetated habitats. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 957–967.
- Chubb, J. C. (1980): Seasonal occurrence of helminths in freshwater fishes. Part III. Larval cestoda and nematoda. *Advances in Parasitology* 18: 2–120.
- Claridge, P. N., Hardisty, M. W., Potter, I. C., Williams, C. V. (1985): Abundance, life history and ligulosis in the gobies (Teleostei) of the inner Severn estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 65(4): 951–968.
- 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., Peňáz, M., Povz, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russel, I. C., Stakénas, S., Sumer, 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.
- Cowx, I. G., Rollins, D., Tumwebaze, R. (2008): Effect of *Ligula intestinalis* on the reproductive capacity of *Rastrineobola argentea* in Lake Victoria. *Journal of Fish Biology* 73: 2249–2260.
- Dubinina M. N. (1959). A new ligula species – *Ligula pavlovskii*, SP. N. from *Benthophilus stellatus* Sauvage (Gobiidae). *Zoologicheskii Zhurnal*, 38(3): 378–384 Orosz nyelven, angol kivonattal.
- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4): 350–357.
- Francis, J. T., Chiotti, J. A., Boase, J. C., Thomas, M. V., Manny, B. A., Roseman, E. F. (2014): A description of the nearshore fish communities in the Huron–Erie Corridor using multiple gear types. *Journal of Great Lakes Research* 40(2): 52–61.
- Garádi P., Bíró P. (1975): The effect of ligulosis on the growth of bream (*Abramis brama* L.) in Lake Balaton. *Annales Instituti Biologici (Tihany) Hungaricae Academiae Scientiarum*, 42: 165–173.
- Harka Á. 1993: A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. *Halászat* 86: 180–180.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): *Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- 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 Közlöny* 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.
- Jurajda, P., Černý, J., Polačik, M., Valová, Z., Janáč, M., Blažek, R., Ondračková, M. (2005): The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21(4): 319–323.

- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, pp. 646.
- Kvach Y. (2005). A comparative analysis of helminth faunas and infection parameters of ten species of gobiid fishes (Actinopterygii: Gobiidae) from the north-western Black Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 35(2): 103–110.
- Kvach, Y. (2002): Helminths parasiting Gobies and other fishes in the Budaksky Lagoon (Black Sea, Ukraine). *Oceanological Studies* 31(1–2): 59–65.
- Kvach, Y. (2004): The Metazoa parasites of Gobiids in the Dniester Estuary (Black Sea) Depending on Water salinity. *Oceanological Studies* 33(3): 47–56.
- Molnár, K., Székely, Cs. (2010). Régi és újabb megfigyelések a *Ligula intestinalis* okozta galandférgesség balatoni előfordulásáról. XXXIV. Halászati Tudományos Tanácskozás. Szarvas.
- Ruetz, C. R., Uzarski, G. D., Krueger, D. M., Rutherford, E. S. (2007): Sampling a littoral fish assemblage: Comparison of small-mesh fyke netting and boat electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 825–831
- Specziár A. (2010): A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. (Acta Biologica Debrecina-Supplementum Oecologica Hungarica; 23.) Debreceni Egyetem, Debrecen, pp. 185.
- Szalóky Z., Bammer, V., György Á. I., Pehlivanov, L., Schabuss, M., Zornig, 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/Archiv für Hydrobiologie* 187(2): 127–133.
- Warry, F. Y., Reich, P., Hindell, J. S., McKenzie, J., Pickworth, A. (2013): Using new electrofishing technology to amp-up fish sampling in estuarine habitats. *Journal of Fish Biology* 82: 1119–1137.
- Yuryshynets, V. I., Korniyushyn, V. V., & Podobaylo, A. V. (2017): The first finding of plerocercoids *Ligula pavlovskii* Dubinina, 1959 (Cestoda, Diphylobothriidae) in gobies from the freshwater Kakhovka Reservoir. *Hydrobiological Journal* 53(2): 87–96.

Authors:

Zoltán VITÁL (vital.zoltan@okologia.mta.hu), István CZEGLÉDI, Bálint PREISZNER, András SPECZIÁR, Péter TAKÁCS, Bernadett KERN, Tibor ERŐS, Nóra BOROSS



A Balaton Füredi-öble (Harka Ákos felvétele)



Folyami géb (Szepesi Zsolt felvétele)



Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the gibel carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932)

Parazitológiai bizonyítékok az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932) eredetéről

Molnár K.¹, Nyeste K.², Székely Cs.¹

¹MTA ATK, Állatorvos-tudományi Intézet, Budapest

²Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

Keywords: original biotope of *Carassius* spp., gibel carp, myxosporean infection, nomenclature

Kulcsszavak: kárász eredeti biotópja, ezüstkárász, nyálkaspórás fertőzőség, nevezéktani problémák

Abstract

At this time the occurrence of three *Carassius* taxa (*C. carassius*, *C. auratus auratus* and *C. auratus gibelio*) are known from Europe. Crucian carp [*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)] is a native fish species in European waters. The goldfish, a species of Chinese origin arrived to Europe long time ago, and at the time when Linnaeus in 1758 published his *Systema Naturae* he described two *Carassius* species, the crucian carp as *Cyprinus carassius* and the goldfish as *Cyprinus auratus*. During the last two centuries 13 other *Carassius* spp. were described which proved to be synonymous of *C. carassius* and 3-3 species as synonymous of *Carassius auratus auratus* and *C. auratus gibelio*, respectively. The authors confute the European origin of *Carassius gibelio* Bloch, called as Prussian carp. They compared infections of the gibel carp and goldfish with myxosporeans in Europe and in the Far-East and found that these fishes in the Far-East have been infected by several host specific *Myxobolus* and *Thelohanellus* species, while in Europe of them only a single species is known. Great differences in the range of myxosporean spp. suggest that both gibel carp and goldfish are Far-East origin fishes which arrived to Europe in the historical times. The identical myxosporean fauna of the gibel carp (*Carassius auratus gibelio*) and goldfish (*Carassius auratus auratus*) also shows that they are subspecies of *Carassius* (*Cyprinus auratus*) described by Linnaeus.

Kivonat

Európában jelenleg három *Carassius* taxa (*C. carassius*, *C. auratus auratus* and *C. auratus gibelio*) előfordulása ismert. Közülük a széles kárász [*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)] mint Európában őshonos halfaj ismert. Az aranyhal egy kínai eredetű halfaj néhány évszázada érkezett Európába, és amikor Linnaeus 1758-ban publikálta a *Systema Naturae* művét abban két *Carassius* faj, a széles kárász és az aranyhal előfordulását jegyezte fel *Cyprinus carassius*, illetve *Cyprinus auratus* néven. Az utóbbi két évszázadban további 13 *Carassius* fajt ítak le, melyek később a *C. carassius* szinonimáinak bizonyultak. További 3-3 faj a *Carassius auratus auratus* ill. az ezüstkárász *C. auratus gibelio* szinonimájának bizonyult. A szerzők a porosz ponty (*Carassius gibelio* Bloch) európai eredetét a kárász fajok távol-keleti és európai nyálkaspórás-parazitafaunájának összevetésével cáfolják. A Távol-Keleten az ezüst kárászt és az aranyhalat számos *Myxobolus* és *Thelohanellus* faj fertőzi, Európában ezek közül csak egyetlen faj ismert. A nyálkaspórás fajok arányában lévő különbségek arra utalnak, hogy az ezüstkárász és aranyhal távol-keleti eredetűek és Európába emberi segítséggel a történelmi időkben érkeztek. Az aranyhal és az ezüstkárász azonos parazitája arra utal, hogy az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*), valamint az aranyhal (*Carassius auratus auratus*) Linnaeus által leírt *Carassius* (*Cyprinus*) *auratus* alfajai.

Introduction

Gibel carp, this commonly occurring fish in the Far-East freshwaters, is an aggressively invasive fish species in the Danube region since the second half of the twentieth century. Its European origin is a vexed question among ichthyologists. Some of the specialists (e.g. Kottelat & Freyhof 2007, Froese & Pauli 2018) still accepts that the species is identical with that one described in Prussia by Bloch (1782) as *Cyprinus gibelio*, and they suggest of designating the fish as Prussian carp [*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)]. At the other side some authors (e.g. Berg 1932, 1964, Hensel 1971) think that the fish is of Far-East origin, and it is a subspecies of the goldfish [*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)]. They prefer naming the fish as gibel carp, allogynogenetic crucian carp or silver crucian carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932). Their view seems to be strongly supported by Kalous et al. (2004), who after re-examining the type specimen of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in the Natural History Museum in Berlin found that the type specimen was a *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758). Hensel (1971) thought that the fish described as gibel carp were in most case goldfish specimens run wild from aquaria. Lelek (1987) supposed that the gibel carp could be accidentally got to Europe with the goldfish but he have not even precluded, that the fish was accurately populated to European waters. Pintér (1980) reported that the gibel carp was first introduced to Hungary in 1954 from Bulgaria. Present authors think that the *Carassius* sp. described by Bloch (1782) as gibel carp (*Cyprinus gibelio*) was a malformed morphological variation of the crucian carp, therefore it is a synonym of *Carassius carassius*. Summary of synonyms of taxa of the genus *Carassius* are presented in *Table 1*. The fish species which at this time is called as gibel carp was introduced to Europe only in the last century. The gibel carp, this commonly occurring fish in the Far-East freshwaters, is an aggressively invasive fish species in the Danube region living here since the second half of the twentieth century. During its expansion gibel carp forced the native crucian carp into isolated refuges in its newly conquered territories. The fact that gibel carp this invasive fish did not spread fast from Prussia to other parts of Europe and even this time it is not inhabitant of that region contradicts to its existence in Bloch's ages. Though these facts seem unanimously prove the Asian origin of the gibel carp, present authors by comparing the parasite fauna of the European and Asian population of the gibel carp presents further evidences in this matter. A similar work was published recently on the Asian origin of the common carp by Molnár (2009), who comparing the parasitic infection of the European common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) and the Asian common carp provided similar data.

Examination of the parasite fauna is a useful tool for identification of the origin of small fish groups or a whole population in Oceans (MacKenzie, 2002). By this method spooning places of Pacific Ocean fishes in small rivers of Alaska or Kamchatka could exactly be outlined (Arthur & Albert 1993, Konovalov 1995, Timi, 2007). In this respect host specific parasites, may play a specific role, due to the fact that in general these introduced fishes in the new habitat harbour less number of specific parasites than in the original biotope (Torchin et al. 2003). Sagarin et al. 2006) described, that according to the parasite/predator escape hypothesis, an introduced species may profit from the favorable situation in the new habitat, and attains higher population densities and greater individual sizes in the colonized areas compared to the conspecifics in their native range. On the other hand, Prenter et al. (2004) thought that introduced hosts may bring with them all or a subset of their native parasite fauna into the new area or they may even adopt local parasites. The importance of parasites has also been recognized in invasions when native host populations are infected by a new parasite transported with introduced host (Vooren 1972, Moravec & Taraschewski 1988). In most case the advantage of a new species at a new habitat comes from the fact that the introduced species left the majority of its specific parasites and pathogens in the native habitat.

Most of the parasites can be used as tools, but species with strict host specificity or species infecting only some closely related fishes are the best for this purpose. Among these

parasites the host specific species of Monogenea and Myxosporea deserve a special attention.

Table 1. Synonyms of taxa of the genus *Carassius*
1. táblázat. A *Carassius nembe tartozó taxonok szinonimái*

Taxon	Author and date/Leíró és dátum
<i>Carassius carassius</i>	(Linnaeus, 1858)
<i>C. auratus wui</i>	Tchang, 1930
<i>C. carax</i>	(Lesniewski, 1837)
<i>C. coeruleus</i>	Basilewski, 1855
<i>C. discolor</i>	Basilewski, 1855
<i>C. gibelio minutes</i>	(Kessler, 1856)
<i>C. humilis</i>	Heckel, 1837
<i>C. limnaei</i>	Bonaparte, 1845
<i>C. limnei</i>	Malm, 1877
<i>C. moles</i>	Nordmann, 1840
<i>C. oblongus</i>	Hecket et Kner, 1858
<i>C. pekingensis</i>	Basilewsky, 1855
<i>C. vulgaris</i>	Nordmann, 1840
<i>C. vulgaris subventrosus</i>	Walecki, 1863
<i>Carassius auratus auratus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>C. auratus cantonensis</i>	Tchang, 1933
<i>C. chinensis</i>	Gronow, 1854
<i>C. encobia</i>	Bonaparte, 1845
<i>Carassius auratus gibelio</i>	Berg 1932
<i>C. ellipticus</i>	Heckel, 1848
<i>C. vulgaris kolenti</i>	Gronow, 1854
<i>C. vulgaris ventrosus</i>	Walecki, 1863

In this paper, besides historical data and field observations by analysing the myxosporidian infections of Asian and European gibel carp parasitological evidences are presented which show that the parasite fauna of the Far East gibel carp stock is significantly richer in species than that of the European gibel carp. The parasitic infection of the gibel carp in Europe harbours only a small part of species infecting this fish in Chinese waters.

Material and methods

A systematic research on the parasite fauna of fishes including *Carassius* spp. started in Hungary in 1960. Since this time the parasitic infection of freshwater and pond-cultured fishes has been regularly surveyed, and all parasitic groups infecting fishes have been concerned. During these surveys complete parasitological dissections were performed; histological sections from the collected material were prepared; samples from parasites were preserved in alcohol or as slide preparations; photos and video images were recorded. A special attention was paid to parasites of invasive fishes (gibel carp, brown bullhead [(*Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819))], pumpkinseed [(*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758))], Ponto-Caspian gobies), the colonisation of which in the Hungarian fauna took place in the last century, or to parasites infecting fishes which were regularly introduced during these ages such as European eel [*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)], goldfish, koi-carp, silver carp [*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)], bighead carp [*Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845)] and grass carp [*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)].

Data to the present paper have been collected from the records of the authors since 1960. In the first years of investigations rivers and lakes between the Danube and Tisza and the Pannonian region of Hungary were populated only with the crucian carp. In 1960 to 1964 32 specimens of 7 to 20 cm long crucian carp were studied for parasitic infection.

Investigation of the parasite fauna of the gibel carp started in 1964 in the ponds and dead arms of the Hármas-Körös River in Szarvas (East Hungary, where some years before this fish species was introduced from Bulgaria). From 1964 to 1984 parasites of 42 specimens of 3 to 26 cm long gibel carp were studied in this habitat and up to 2006 further 21 specimens were examined from different territories of Hungary. Parasitic infection of the goldfish was studied in the Temperate Water Fish Hatchery, in Százhalombatta (near to Budapest), where the goldfish was cultured in ponds. Of this fish species 44 specimens of 3 to 15 cm long goldfish were examined from 1987 to 2006. In 2007 10 specimens of crucian carp collected from isolated ponds (refuges) of south-west Hungary were also examined for parasites.

Results and discussion

Some fish species as the pumpkinseed, brown bullhead arriving from North America became the member of the European fish fauna due to unconsidered fish introductions more than 150 years ago. These fishes enriched the parasite fauna in Europe with some monogeneans as *Cleidodiscus pricei* Mueller, 1936 or *Haplocladius dispar* (Mueller, 1936) and *H. similis* (Mueller, 1936) (Roman 1960). The expansion of the Ponto-Caspian gobies takes places in these days conquering the whole Danube region and inhabiting even the northern part of the American continent. Their expansion is partially an active invasion but ballast water of ships contributes to their rapid spread as well (Ahnelt et al. 1989; Jude et al. 1992). Of the specific parasites these fishes introduced only some coccidian species to the Hungarian stretches of the Danube River from the Black Sea biotope (Molnár 2006).

Eels arrived to Hungary exclusively by anthropogenic transfer, and since 1961 to 1991 in each year glass eels were introduced into Lake Balaton and some closed system water basins. Until 1990 the parasite fauna was the same as in natural ways populated rivers and lakes in Europe (Murai 1971). In the first part of the 1980th years an invasive and pathogenic nematode, *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974 arrived to Europe due to the introduction of the Japanese eel, (*Anguilla japonica* Temminck & Schlegel, 1846), and this parasite infected the European eel and caused a heavy infection in this fish (Hartman 1987). This parasite was first detected in Hungary in 1990 (Székely et al. 1991). Another large-scale anthropochore fish transfer took place in the years of 1950th when the Amur River fishes were introduced to the European part of the former Soviet Union. At this time stocks of the Amur wild carp (*Cyprinus carpio erythropterus*), grasscarp [*Ctenopharyngodon idellus* (Valenciennes)], silver carp [*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes)] and bighead carp [*Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson)] arrived regularly to Europe. These latter fishes introduced several pathogenic parasites to the European continent (Musselius 1967) and most of the parasites became introduced also to Hungary (Szakolczai & Molnár, 1963). This was also the period when the colour variation of the Japanese carp (koi) arrived to the Western part of Europe more frequently using the fastest way of fish transfer, the airway routs. In most cases fishes, among them herbivorous fishes introduced their specific parasites to the new biotope, where they were able to survive on their original hosts. Some of them, however, introduced some less specific parasites, as well, which were infective also to the native fishes. Of the latter the cestode *Bothriocephalus acheilognathi* Yamaguti, 1934 is the best known, which became a world-wide pathogen (Malewitskaya 1958).

Of the introduced parasites, species of three fishes, *Cyprinus carpio haematopterus*, *Carassius auratus auratus* and *Carassius auratus gibelio*, deserve a special attention. These fishes after the anthropogenic breakdown of biogeographic barriers got in contact with endemic subspecies and species of their genera (*Cyprinus carpio carpio*, *Carassius carassius*) in the new areas, and the non-native and native species could infect each other with their specific parasites.

Table 2. *Myxosporeans described from taxa of the genus Carassius*
2. táblázat. A *Carassius* nembe tartozó taxonokból leírt nyálkaspórások

Table 2a. *Myxobolus* spp. described from crucian carp
2a. táblázat. Széles kárászból leírt *Myxobolus* fajok

Name of the parasite/Parazitafaj neve	Infected organs/ Fertőzött szerv	Fish species as described/Gazdaállat	Locality/Helyszín
<i>Myxobolus carassii</i> Klokachewa, 1914	liver, intest., abdominal cav.	<i>Carassius carassius</i>	Russia
<i>M. diversus</i> Nie & Li, 1973	gills, kidney	<i>Carassius carassius cuvieri</i>	China
<i>M. elongatus</i> Fujita, 1924	kidney	<i>Carassius carassius</i>	Japan
<i>M. thelohanellus</i> Shulman & Vikhrova, 1952	gills	<i>Carassius carassius</i>	Russia

Table 2b. *Myxobolus* spp. described from goldfish
2b. táblázat. Aranyhalból leírt *Myxobolus* fajok

Name of the parasite/Parazitafaj neve	Infected organs/ Fertőzött szerv	Fish species as described/Gazdaállat	Locality/Helyszín
<i>M. bladderia</i> Chen & Ma, 1998	gall-bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. cantonensis</i> Chen, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. cultus</i> Yokoyama, Ogawa & Wakabayashi, 1995	cartilage	<i>Carassius auratus</i>	Japan
<i>M. echengensis</i> Chen, 1998	kidney	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. egregius</i> Li & Nie, 1973	gills, kidney, spleen	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. hearti</i> Chen, 1998	heart	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. hokiangensis</i> Ma, 1998	ureter, urinary bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. huananensis</i> Chen, 1998	skin, gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. huchowensis</i> Chen, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. kingchowensis</i> Ma & Chen, 1998	almost all organs	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. lokiaensis</i> Chen, 1998	urinary bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. nanyangensis</i> (Hu, 1965) Eiras et al., 2005	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. nanyuensis</i> Chen, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. pekingensis</i> Chen, 1998	intestine, liver, kidney	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. pseudosquaræ</i> Chen, 1998	gills, caudal fin	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. pyramidis</i> Chen, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. qingyiensis</i> (<i>Myxobolus yaanensis</i> Ma & Zhao, 1998) Eiras et al, 1965 syn.	spleen, abdominal cavity	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. tachengensis</i> Chen, 1998	gall-bladder, front intestine	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. tuberculosis</i> Nie & Li, 1992	heart, urinary bladder, ureter	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. tunghuensis</i> Chen, 1998	urinary bladder, kidney	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. urinarybladderi</i> (<i>Myxosoma tunghuensis</i> Chen, 1998) Eiras et al., 2005	urinary bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. valatus</i> Li & Nie, 1973	gills, intestine, kidney, skin	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. wasjugani</i> Bocharova & Donec, 1974	muscles	<i>Carassius auratus</i>	River Ob
<i>M. wuhanensis</i> Chen, 1998	kidney, gall-bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. wulii</i> (<i>Myxosoma magna</i> Wu & Li, 1986) Landsberg & Lom, 1991	gills, spleen, abdominal cavity	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>M. wushingensis</i> Chen, 1998	kidney, intestine	<i>Carassius auratus auratus</i>	China

For studying differences in the parasite fauna of the original habitat and the new biotope two parasitic groups are the best stools, namely monogeneans and myxosporeans. Monogeneans, which develop by a direct way from fish to fish, and could be transmitted from continents to continents even by a single fish hosts, might arrived from the Far East to Europe as early as the first Portuguese sailors introduced the goldfish into Europe. Therefore, in the present paper their role has not been considered. Studying the myxosporean infection of fishes might serve more information in this respect. Myxosporeans, among them *Myxobolus* spp. develop by oligochaete alternative hosts and their colonization at a new habitat is more difficult. When comparing the *Myxobolus* fauna of the Far East *Carassius* spp. with those of the European stocks, a huge difference can be seen. From the crucian carp only 4 *Myxobolus* spp have been described (Table 2a), and only 2 of them (*M. carassii* and *M. thelohanellus*) are known in Europe. At the other side from the goldfish 26 *Myxobolus* spp, and from the gibel carp 13 *Myxobolus* spp. have been described

from the waters of China, Japan and the Amur Basin. (Table 2b,c). In Hungary only a single species (*M. carassii*) is known from the crucian carp, and another species, *M. diversus* from the goldfish (Molnár & Székely 2003). This species was later on recorded on the fins of the gibel carp, as well (Székely & Molnár unpublished data). Studying differences in parasitic infections of *Carassius* spp. in the Far East and Europe another myxosporean group *Thelohanellus* gives convincing picture (Table 2d). From the Far East *Carassius* spp. 8 *Thelohanellus* spp. have been described, from Europe neither of them is known. Up to this time the occurrence of five myxosporean species is known from Hungary (Table 2 e).

The large number of *Myxobolus* spp. infecting the Far-East *Carassius* spp. and their scarce number in Europe suggest that the original habitat of the goldfish and the gibel carp was the Chinese region. In case of the goldfish it is an accepted view, in case of gibel carp, however, the Far-East origin is disputed. The fact, that a *Carassius* species was described in Europe as *Carassius gibelio* by Bloch in 1782 (Bloch 1782) seemed to support the European origin of this species. Considering, however, that the specimen described by Bloch (Bloch 1782) was indeed a crucian carp indicate that the homeland of the gibel carp should be looked for in the Chinese-Amur fauna region. Besides our data, received from studying the myxosporean fauna of *Carassius* spp, historical data prove, that the gibel carp arrived to the Carpathian Basin rather late. Knowing the aggressive invading nature of this fish one cannot accept that this fish was an original member of the European fish fauna. The gibel carp forced back the wide ranged crucian carp into remote refugees within some decades after arriving to the Danube system. No similar action was recorded in the past Prussian territories.

Table 2c. *Myxobolus* spp. described from gibel carp
2c. táblázat. Ezüstkárszából leírt *Myxobolus* fajok

Name of the parasite/Parazitafaj neve	Infected organs/ Fertőzött szerv	Fish species as described/Gazdaállat	Locality/Helyszín
<i>M. acutus</i> (<i>Sphaerospora acuta</i> Fujita, 1912) Landsberg & Lom, 1991	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Japan
<i>M. alacaudatus</i> Yukhimenko, 1986	gills, muscles, fins	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Amur basin
<i>M. artus</i> Akhmerov, 1960	kidney	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Amur basin
<i>M. gibelio</i> Yukhimenko, 1986	gills, fins, kidney	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Amur basin
<i>M. gibelioi</i> Wu & Wang, 1982	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>M. honghuensis</i> Liu, Whipps, Gu & Huang, 2012	pharynx	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>M. kubanicus</i> Bykhovskaya-Pavlovskaya & Bykhovski, 1940	gut, muscles	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Kuban River
<i>M. lentisuturalis</i> Dyková, Fiala & Nie, 2002	muscle fibres	<i>Carassius gibelio</i>	China
<i>M. orientalis</i> Shulman, 1962	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>M. platyrostris</i> Akhmerov, 1960	kidney	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Amur basin
<i>M. pseudoparvus</i> Li & Nie, 1973	skin	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>M. sacchalinesis</i> (<i>Lentospora sacchalinesis</i> Fujita, 1923) Landsberg & Lom, 1991	kidney	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Japan
<i>M. solidus</i> Shulman, 1962	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>M. sphaericus</i> (<i>Lentospora spherica</i> Fujita, 1924) Landsberg & Lom, 1991	kidney	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Japan
<i>M. turpisrotundus</i> Zhang, Wang, Li, & Gong, (2010)	skin, fins	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China

Table 2d. *Thelohanellus* spp. described from taxa of the genus *Carassius*
2d. táblázat. A *Carassius* nembe tartozó taxonokból leírt *Thelohanellus* fajok

Name of the parasite/Parazitafaj neve	Infected organs/ Fertőzött szerv	Fish species as described/Gazdaállat	Locality/Helyszín
<i>T. carassii</i> Akhmerov, 1960	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	Amur River, Far-East Russia
<i>T. hupehensis</i> Ni et Li, 1992	spleen, kidney	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>T. liaohoensis</i> Chen in Chen et Ma, 1998	gall bladder	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>T. membranicaudata</i> Sun, 2006	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>T. nanhaiensis</i> Chen in Chen et Ma, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>T. oliviformis</i> Wu et Wang, 1982	muscle	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>T. relortus</i> Chen in Chen et Ma, 1998	gills	<i>Carassius auratus auratus</i>	China
<i>T. wangi</i> Zhang, 2013	gills	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China
<i>T. wuhanensis</i> Xiao et Chen, 1993	skin	<i>Carassius auratus gibelio</i>	China

Table 2e. *Myxosporeans found in taxa of the genus Carassius in Hungary*
 2e. táblázat. A *Carassius nembe tartozó taxonokból megtalált nyálkaspórások Magyarországon*

Name of the parasite/ Parazitafaj neve	Infected organs/ Fertőzött szerv	Fish species as described/Gazdaállat	Described in/ Eredeti leírási helyszín
<i>Myxobolus carassii</i> Klokachewa, 1914	liver, intest., abdominal cav.	<i>Carassius carassius</i>	Russia
<i>M. diversus</i> Nie & Li, 1973	fins	<i>Carassius auratus</i>	China
<i>Sphaerospora carassii</i> Kudo, 1919	gills	<i>Carassius gibelio</i> , <i>C. auratus</i>	Japan
<i>Hoferellus carassii</i> Achmerov, 1960	kidney	<i>Carassius gibelio</i>	Amur River
<i>Myxobilatus</i> sp.	kidney	<i>Carassius auratus</i> , <i>Carassius gibelio</i>	
<i>Myxidium</i> sp.	kidney	<i>Carassius auratus</i> , <i>Carassius gibelio</i>	

Molecular biological studies indicate that DNA sequences of the goldfish and the gibel carp resemble to each other much better than to the crucian carp (Jia et al. 2006; Zhu et al. 2006; Sakai et al. 2009).

It comes from the uncertain origin of the *Carassius* spp. that there is a great confusion both in the Latin and English names. This situation characterizes first of all Chinese papers. No matter the two species, *Carassius carassius* and *C. auratus* described by Linnaeus (Linnaeus 1758), have commonly accepted names as crucian carp and goldfish, respectively. Unfortunately in the Chinese literature *C. auratus* is often called as crucian carp, red crucian carp, etc. The problem is more complex at the gibel carp. The common parasite fauna and molecular evidences prove that the goldfish and the gibel carp belong to one species *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) which has two subspecies *Carassius auratus auratus* (Linnaeus, 1758) and *Carassius auratus gibelio* Berg, 1932. The name *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) should be regarded as a junior synonym of *C. carassius* (Linnaeus, 1758). At a similar way designation of the species to Prussian carp is wrong, as the species has nothing to do with the Past Prussia (Molnár 2015).

Acknowledgement

The research was supported by MAHOP-2.1.1-2016-2017-00002. (A horgászati- és halgazdálkodás szempontból jelentős halfajok tenyésztését és termelését támogató technológia-, tudástranszfer és innovációs infrastruktúra fejlesztése)

The research was financed by the Higher Education Institutional Excellence Programme of the Ministry of Human Capacities in Hungary, within the framework of the 4th thematic programme of the University of Debrecen. Krisztián Nyeste was supported by ÚNKP-18-3 New National Excellence Program of the Ministry of Human Capacities.

References

- Arthur, J. R., Albert, E. (1993): Use of parasites for separating stocks of greenland halibut (*Reinhardtius hypoglossoides*) in the Canadian Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2175–2181.
- Ahnelt, H. (1989): Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* (Pallas), Pisces: Gobiidae)—ein postglazialer Einwanderer. *Österreichs Fischerei* 42: 11–14.
- Arthur, J. R., Albert, E. (1993): Use of parasites for separating stocks of greenland halibut (*Reinhardtius hypoglossoides*) in the Canadian Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2175–2181.
- Bloch, M.E. (1782): Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands. In: Bloch, M.E.: *Allgemeine Naturgeschichte der Fische*, Berlin, pp. 226..
- Berg, L. S. (1932): Über *Carassius carassius* und *C. gibelio*. *Zoologischer Anzeiger* 98: 15–18.
- Berg, L. S. (1964): *Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries*, Vol. 2. Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, pp. 496.
- Froese, R., Pauly, D. (Eds.) (2018): FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (26/07/2018).
- Hensel, K. (1971): Some notes on the systematic status of *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) with further record of this fish from the Danube river in Czechoslovakia. *Vestník Československe Spolecnosti Zoologicke* 35/3: 186–198.
- Jia, Z. Y., Sun, X. W., Liang, L. Q., Lu, C. Y., Lei, Q. Q. (2006): Isolation and characterization of microsatellite markers from Fangzheng silver crucian carp, *Carassius auratus gibelio* (Bloch), and cross-amplification in

- the closely related species crucian carp, *Carassius auratus auratus* (Linnaeus). *Molecular Ecology Notes* 6:1141–1143
- Jude, D. J., Reider, R. H., Smith, G. R. (1992): Establishment of Gobiidae in the Great-Lakes Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 416–421.
- Kalous, L., Bohlen, J., Ráb, P. (2004): What fish is *Carassius gibelio*: Taxonomic and nomenclatoric notes. *Proceedings of XI. European Congress of Ichthyology*. Tallinn, Estonia, September 6-10, 2004, Book of abstracts 26–27.
- Konovalov, S. M. (1995): Parasites as indicators of biological processes, with special reference to sockeye salmon (*Oncorhynchus nerca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52/S1: 202–212.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland, pp. 646.
- Lelek, A. (1987): Threatened Fishes of Europe. p. 171-172. In: . *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 9. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Linnaeus, C. (1758). *Systema naturae*. 10th edition, Vol. 1. Laurentii Salvii, Stockholm, pp. 824.
- MacKenzie, K. (2002): Parasites as biological tags in population studies of marine organisms: an update. *Parasitology* 124/S: 153–163.
- Molnár K. (2006): Some remarks on parasitic infections on the invasive *Neogobius* spp. (Pisces) in the Hungarian reaches of the Danube River, with description of *Goussia szekelyi* sp. n. (Apicomplexa: Eimeriidae). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 395–400.
- Molnár K. (2009): Data on the parasite fauna of the European common carp *Cyprinus carpio* and Asian common carp *Cyprinus carpio haematopterus* support an Asian Ancestry of the species. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation International Journal of the Bioflux Society* 2: 391–400.
- Molnár K. (2015): Néhány szó az ezüst kárászról, eredetéről, behurcolásáról, betegségeiről és jelentőségéről. *Halászat* 108/1: 26–27
- Molnár K., Székely Cs. (2003): Infection in the fins of the goldfish *Carasius auratus* caused by *Myxobolus diversus* (Myxosporea). *Folia Parasitologica* 50: 31–36.
- Murai É. (1971): Tapeworms (Cestodes) parasitizing Eels introduced into Lake Balaton. *Parasitologia Hungarica* 4: 145–156.
- Musselius, V. A. (1967): *Parasites and diseases of phytophagous fishes and prevention*. KOLOS, Moscow, pp. 93 (in Russian).
- Pintér K (1980): Exotic fishes in Hungarian waters: their importance in fishery utilization of natural water bodies and fish farming. *Fisheries Management* 11/4: 163–167.
- Prenter J., MacNeil C., Dick J. T. A., Dunn A. M. (2004): Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 19/7: 385–390.
- Roman, E. (1960): Plathelminthes, Class Monogenoidea. In: Botnariuc, N. (ed.). *Fauna of the Romanian People's Republic*, vol. 2. Editura Academiei Române, Bucharest, pp. 149.
- Sagarin, R. D., Gaines, S. D., Gaylord, B. (2006): Moving beyond assumptions to understand abundance distributions across the ranges of species. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 524–530.
- Sakai, H., Iguchi, K., Yamazaki, Y., Sideleva, V. G., Goto, A. (2009): Morphological and mtDNA sequence studies on three crucian carps (*Carassius*: Cyprinidae) including a new stock from the Ob River system, Kazakhstan. *Journal of Fish Biology* 74: 1756–1773.
- Székely Cs., Láng M., Csaba Gy. (1991): First occurrence of *Anguillicola crassus* in Hungary. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 11: 162–163.
- Szakolczai J., Molnár K. (1966): Veterinärmedizinische Untersuchungen an den in Ungarn eingebürgerten pflanzenfressenden Fischarten. *Z. F. Fischerei NFBD*. 14: 139–152.
- Timi, J. T. (2007): A multiple scale look at parasites as biological tags in marine fish: from host stocks to regional fish assemblages. Abstracts of 7th International Symposium on Fish Parasites. *Parassitologia* 49/S2: 252.
- Torchin, M. E., Lafferty, K. B., Dobson, A. P., McKenzie, V. J., Kuris, A. M. (2003): Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421: 628–630.
- Vooren, C. M. (1972): Ecological aspects of the introduction of fish species into natural habitats in Europe, with special reference to the Netherlands. *Journal of Fish Biology* 4: 565–583.
- Zhu, H.P., Ma, D.M., Gui, J. F. (2006): Triploid origin of the gibel carp as revealed by 5S rDNA localization and chromosome painting. *Chromosome Research* 14:767–776.

Authors:

Kálmán MOLNÁR (molnar.kalman@agr.ar.mta.hu), Krisztián NYESTE (nyeste.krisztian@science.unideb.hu),
CSABA SZÉKELY (szekely.csaba@agr.ar.mta.hu)



Az édesvízi angolnák (*Anguilla* sp.) szaporodásának környezeti szabályozása

Environmental regulation of reproduction of freshwater eels (*Anguilla* sp.)

Horváth L.¹, Mézes M.², Bodnár Á.¹, Csorbai B.¹, Urbányi B.¹, Müller T.¹

¹Szent István Egyetem, Halgazdálkodási Tanszék, Gödöllő

²Szent István Egyetem, Takarmányozástani Tanszék, Gödöllő

Kulcsszavak: fény, dopamin, vándorlás

Keywords: light, dopamine, migration

Abstract

Some of the eel species (Anguillidae) currently living in the World are able to live in freshwater but their ancestors were exclusively marine fish. These eurihaline eels simultaneously specialized to photophobic lifestyles in their evolution. Their advanced and sensitive visual organs also play an important role in controlling even reproductive maturation that is decisive for species maintenance.

These species with flexible adaptation properties reproduce in tropical oceanic environments. After several years of larval stage, their organs modify and are able for freshwater osmoregulation after the first metamorphosis. The silver eels accumulate large fat reserves in the continental water which is poor in predators but rich in nutrients, and start to migrate back for reproduction into tropical ocean. In the postponement of presumably unsuccessful freshwater reproduction, a light-acting neurotransmitter compound named dopamine inhibits the synthesis and release of gametogenesis-stimulating pituitary hormones, so the eels in freshwater stay in prepubertal stage.

Gametogenesis is re-started during migration to the reproduction place when eels swim for a long time (more than 6 months) in a light-limited cold oceanic environment. As a result of migration (swimming), cortisol is synthesized and released in the adrenal glands of eels, from which steroid hormone regulating reproduction can also be produced. Eyes are particularly sensitive to high-energy short-wavelength blue light. In the deep oceans, only the blue light can penetrate to deep layers where migrating eels are swimming. Blue light can transmit through the eye also promotes cortisol production. The eye light sensitivity is so great that it can detect the very low-light phase changes of the Moon. The eel is a photophobic organism, so they spawn in the nature always under the lightless New Moon phase.

Kivonat

A jelenleg élő angolna fajok egy része (*Anguillidae*) édesvízben is képes élni, őseik azonban kizárólag tengeri halfajok voltak, és az evolúció során az eurihalin tulajdonság mellett, fénykerülő (fotofób) életmódra specializálódtak. Fejlett és érzékeny látószervüknek a látás és a fényérzékelés mellett a szaporodás szabályozásában is nagy szerepe van. Ezek a rugalmas alkalmazkodásra képes halfajok trópusi óceáni környezetben szaporodnak, majd több évig tartó lárvaszakasz után, szervezetük az első metamorfózist követően alkalmassá válik az édesvízi ozmoregulációra. A szárazföldek táplálékban gazdag és ragadozóiban szegény vizeiben a megfelelő zsírtartalékot felhalmozó ezüstangolnák szaporodásra visszaindulnak a trópusi óceáni ivóhelyekre. Az édesvízi szaporodás megelőzésében nagy szerep jut egy fény hatására aktiválódó neurotranszmitter vegyületnek, a dopaminnak, amely gátolja a gametogenezist serkentő (hipofízis) hormonok termelését és elválasztását, ezért az angolnák az édesvizekben prepubertás állapotban maradnak. A gametogenezis újraindulására az ivóhelyekre történő vándorlás időszaka (több mint 6 hónap) alatt kerül sor, amikor az angolnák hosszú ideig úsznak fényszegény, hideg, óceáni környezetben. A vándorlás (úszás) hatására kortizon termelődik az angolnák mellékveséjében, amelyből a szaporodási folyamatokat szabályozó nemi hormonok is keletkezhetnek. Az angolnák szeme különösen érzékeny a rövid hullámhosszúságú, nagy energiájú kék fényre. A mély óceánokban az angolna vándorlás mély színtereire csak a kék fény képes lehatolni. A szemem keresztül érzékelt kék fény szintén elősegíti a kortizon termelést. Az angolnaszem fényérzékenysége olyan nagyfokú, hogy képes észlelni még a Hold igen fényszegény fázisváltásait is. Az angolna fotofób organizmus, ezért az ívásra a természetben mindig a fénymentes újhold fázis alatt kerül sor.

Az angolna életciklusa

Az európai angolna (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)) hazánk halfaunájának e misztikus életű tagja a különleges életciklusú katadrom, eurihalin halak csoportjába tartozik, melyek mind édesvízi mind tengeri iontartalom mellett képes táplálkozni és gyarapodni. Több faj közülük veszélyeztetett. A kis létszámú csoport az összes Csontoshal (Teleostei) mintegy 3-5 %-át alkotja (Edwards & Marshall, 2013). Állományaik drasztikus csökkenése miatt 2008-ban felkerült az IUCN (International Union for Conservation on Nature and Natural Resources – Nemzetközi Természetvédelmi Unió) Vörös Listájára, méghozzá a különösen veszélyeztetett kategóriába („critically endangered”).

Napjaink Elopomorpha taxonjába (tarponok és angolnák öregrendje) tartozó angolnák (Chen et al. 2014) evolúciójuk során a fénykerülő életmódra specializálódtak. Elsődlegesen zoofágok, azaz táplálékuk nagy részét halak és vízi, elsősorban bentikus makroinvertebráták, alkotják, de a nekrofágia, az elpusztult állatok tetemeit fogyasztó táplálkozási mód sem idegen számukra (Tyler 2003). A mai angolnák ősei az Eocénben vagy korábban jelenhettek meg (Aoyama & Tsukamoto 1997) és fotofób bentikus életmódjuk ennek a földtörténeti kornak a nagy kihalási időszakában rögzülhetett, amikor bőséges táplálékforrás állt rendelkezésükre. A korabeli ősi angolnaszerű élőlények a mély óceánokban éltek, tehát a mai angolnák ősei kivétel nélkül tengeri élőlények voltak (Nelson 1994, Inoue et al. 2010). Ebben az ősi halcsoportban ekkor alakulhattak ki azok a tulajdonságok, amelyek sikeres túlélőkként átmentették az angolnák őseit a későbbi korokba a nagyon lassan változó óceáni környezetben. A későbbi korokban ebből az eredetileg sztenohalin (olyan szervezet, amely csak egy adott vagy attól kismértékben különböző sótartalmú vízben tud életben maradni) tengeri halcsoportból alakult ki az Anguilliformes rend, amelyből kivált egy limitált létszámú csoport, az ún. édesvízi angolna (*Anguilla*) genus, amelybe a jelenleg elfogadott álláspont szerint 19 faj tartozik (Aoyama 2009). Ezek az életük bizonyos szakaszában édesvizekben is élni képes angolna fajok azonban megtartották ősi ívőhelyeiket a trópusi óceánokban. A szaporodást követően lárváik pelagikus életmódot folytatnak. Táplálékukat az „óceáni hó”-nak nevezett táplálékforrásból szerzik, amely parányi tengeri lények elhalt maradványaiból, tengeri algákból és a szerves törmeléken szaporodó sósvízi baktériumokból áll (Miller 2009). A leptocephalus lárvák, fajtól függően, akár éveig is növekednek az óceánban, miközben a tengeri áramlatokkal lassan sodródva jutnak el a szárazföldek folyótorkolatokhoz (Tsukamoto et al. 2003).

Amikor a fejlett angolnaivadékok megérkeznek azokhoz az édesvízi folyótorkolatokhoz, ahol szüleik az édesvízi életszakasz végén beléptek a tengerbe, rövid ozmotikus adaptációt és metamorfózist követően alkalmassá válnak az édesvízi ozmoregulációra. Ezután állományuk egy része a kevert (brakk) vízben helyben marad (fakutatív katadromia - Tsukamoto et al. 1998), míg más része felvándorol a bőséges táplálékot biztosító és a tengeri élőhelyeknél kisebb predációs kockázatú édesvízi élőhelyekre (Muck 1976). Itt, elsősorban a táplálék ellátottságtól függően, 5-20 évet, esetleg még hosszabb időt töltenek el (van Ginneken & Maes 2005). Különböző angolna populációkban gyűjtött adatok szerint Európa édesvizeiben az európai angolnák átlagosan 5-50 évet töltenek el (ICES. 2009). Ez alatt az idő alatt növekednek és testszöveikben zsírt és fehérjéket halmoznak fel. Ebből fedezik az ívőhelyre történő visszavándorlás és azzal párhuzamos a gaméta fejlődés, valamint az óceáni ozmoregulációhoz szükséges energia szükségletet (Van Ginneken et al. 2007).

Amikor az édesvizekben az angolnák szervezetében már elegendő mennyiségű energia raktározódott, akkor hormonális hatásokra (tiroxin, kortizon - Palstra et al. 2009) az angolnák ezüstangolnaként vándorolni kezdenek az ősi ívőhely felé. Ebben az angolnát az a mágneses iránytű segíti, amely kijelöli a vándorlás irányát (Durif et al. 2013). E témával ebben a dolgozatban részletesebben nem foglalkozunk.

Az édesvízi életciklus, ivarilag éretlen, nem vándorló- úgynevezett bronzangolna fázisból fokozatosan ezüstangolna fázisba átalakuló egyedeket elsősorban a mellékvese által termelt

glükokortikoid hormon, a kortizon, megnövekedett szintje készletre mozgásra, azaz vándorlásra, de utóbbira a fényviszonyok is hatással vannak. Az angolnák annyira érzékenyek a fényviszonyok változásaira, hogy még a gyenge fényintenzitású holdfázisok változó fényerejét is képesek érzékelni, és mint erőteljesen fotofób élőlények, a legkevesebb fényt kibocsájtó holdfázis, az újhold, időszakában kezdik meg vándorlásukat az édesviziekből az óceáni ívóhelyek irányába. A szakirodalomban ezt nevezik újhold hipotézisnek (Tsukamoto et al. 2003). Japán kutatók kísérletesen is bizonyították, hogy a farmokon nevelt, vándorlásra kész, ezüstangolnák mozgási aktivitása újhold idején jelentősen megnövekszik (Sudo et al. 2014).

A szaporodási vándorlás célja az atlanti angolnafajok az európai angolna és az amerikai angolna (*A. rostrata* (Lesueur, 1817)) esetén a Sargasso tenger 17 °C-os hőmérsékleti izoterma vonallal behatárolt ősi trópusi ívóhelyeinek elérése (részletesen lásd később). A szintén alaposan kutatott japán angolna (*A. japonica* Temminck & Schlegel, 1846) ívásra a Csendes-óceáni Mariana-árok mentén húzódó óceáni hegyvonulat ívóhelyeire vándorol, ahol a hőmérséklet magasabb, 20-21 °C (Tsukamoto et al. 2011).

A misztikus életű édesvízi angolna fajok ívási vándorlásának és az ívóhelyeken történő szaporodásának környezeti szabályozása részben már ismert, vannak azonban olyan részfolyamatok, amelyekről az információk jelenleg még hézagosak, emiatt nehezen értelmezhetők.

Az alábbiakban kísérletet teszünk a vonatkozó szakirodalmi információk, illetve más taxonok analog életfolyamataira vonatkozó ismeretek alapján az angolna fajok bonyolult és jelenleg még nem minden részletében feltárt ívási vándorlására, illetve szaporodására gyakorolt környezeti szabályozásának magyarázatára.

Ennek során elkülönítetten elemezzük a szaporodási vándorlás megkezdése előtti, a vándorlás alatti, és az ívóhelyre történő megérkezés utáni eseményeket, és a szaporodással összefüggő folyamatokat befolyásoló környezeti tényezők feltételezett hatásait.

A szaporodási folyamat első szakasza, a fényklíma hatásai az édesvízben az ívási vándorlás előtti időszakban

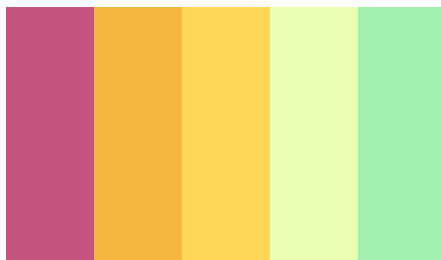
A *leptocephalus* lárvák édesvízi adaptációját, az első metamorfózist, követően megkezdődik a fiatal angolnák édesvízi életszakasza, ahol az édesviziek fényklímája a szaporodási folyamatokat szabályozó neurohormonális folyamatok erőteljes gátlásán keresztül döntően befolyásolja az angolnák ivari folyamatait. A fényviszonyok szaporodást gátló hatása összefügg az angolnák rendkívüli fényérzékenységgel, amelyért a szervezetben több szervben megtalálható, nagyszámú dopamint termelő sejtcsoport tehető felelőssé. Az angolnák számos szervében (hipotalamusz, szaglóhám, retina, stb.) található olyan sejtek, sejtcsoportok, amelyek a dopamint, egy elsősorban gátló hatású neurotranszmitter vegyületet termelnek nagy mennyiségben. Ennek a multi funkciós hatású vegyületnek az egyik fontos feladata a gerincesek idegrendszerében a neuronok közötti szinapszisokban az ingerület-továbbítás. A dopaminnak azonban emellett számos más élettani szerepe is van. Ezek közül a továbbiakban a neuroendokrin rendszer egyes elemeire gyakorolt, a témánkat is érintő, reprodukciót befolyásoló hormonális hatásával foglalkozunk.

A dopaminnak nemcsak a katadrom eurihalín angolna fajoknál, hanem az élővilágban többségben lévő sztenohalín, édesvízi és tengeri halfajoknál is szerepe van a szaporodási folyamat szabályozásában. Az egyféle, vagy édesvízi, vagy tengeri víztípushoz alkalmazkodott sztenohalín halfajokban is megtalálható a hipotalamusz vegetatív magvaiban a dopamin termelésért felelős sejttípus, azonban a dopamin szerepe az ingerület átvitel mellett csak a szaporodás végső éréseinek kismértékű korlátozására terjed ki (Peter et al. 1988). A szaporodásra felkészült sztenohalín halfajoknál az érett gaméták (elsősorban az oociták) aktiválódása nem automatikus folyamat, mint az állandó testhőmérsékletű (homiotherm) nőivarú emlősök többségénél, hanem erre csak akkor kerül sor, ha az utódok túlélésének a legnagyobb esélyt nyújtó ívási környezet kialakul (Horváth et al. 2009).

Amennyiben a speciális, komplex hatású ívási környezet nem minden tényezője optimális szintű (pl. az alacsonyabb vízhőmérséklet nem kedvez az érzékeny utódok túlélésének) a sztenohalin halfajoknál az ideális ívási környezet kialakulásáig (pl. a vízhőmérséklet emelkedéséig) az érett oociták kényszernyugalmi állapotban maradnak. Ennek a kényszernyugalmi állapotnak a fenntartásában vesz részt a dopaminerg gátlás. Az érzékszerveken keresztül érkező kedvezőtlen ingerek, idegi impulzusok aktiválják a dopamin termelést, ami blokkolja a gonadotrop releasing hormon (GnRH) és ezen keresztül a hipofízis gonadotrop hormonjainak (GtH) szintézisét és felszabadulását (Vidal et al. 2004). Ez a blokkoló hatás megakadályozza a halakat abban, hogy az ívási környezetben kerüljön sor, ahol az érzékeny és jórészt szülői gondoskodásban nem részesülő utódoknak nincs, vagy csak alacsony lenne a túlélési esélye. A sztenohalin halfajoknál ezért a dopamin gátlást adultspecifikus jelenségként, csak a már ivarérett halaknál jelentkező gátló hatásként értékeljük (Van Ginneken & Maes, 2005).

Ezzel a sztenohalin halfajoknál az ivari érés utolsó szakaszában működő gátló hatással szemben, az eurihalin angolna fajok esetén bizonyított, hogy erőteljes duális dopamin gátlás már az édesvízi fázisban, a prepubertas állapotban leállítja a GnRH-nak és a GtH-nak, a szaporodási folyamatot serkentő hormonoknak a termelését. Ezért az édesvizekben az angolnák mindig éretlen (prepubertas) állapotban maradnak, függetlenül, hogy mennyi ideig élnek és bármekkora is növekednek (Dufour et al. 1988).

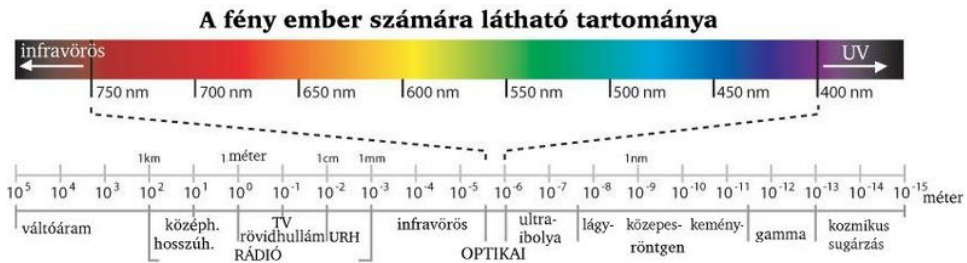
Az utóbbi évek kutatásai alapján kiderült, hogy a gerincesek látószervein keresztül ható fényklímának a látható fény spektrum középső tartományában található sugarai (vöröstől a sárgán keresztül a világos zöldig- 1. ábra) aktiválják leginkább a dopamin termelést és elválasztást. Ezek a dopamin termelést serkentő színek az édesvizek fényklímájában (a teljes fehér fény spektrumon belül) mindig jelen vannak, tehát az édesvizekben élő angolnák szervezetében állandóan magas szinten hat a dopamin gátlás, még a fénymentes éjszakai időszakban is. Ez a fénymentes napszakban is ható gátlás viszont csak akkor érvényesülhet, ha a dopamin lebomlási ideje hosszú, mert a dopamin szintnek éjszaka, azaz a fénymentes időszakban is el kell érnie a gátló hatáshoz szükséges szintet. Feltevésünk szerint tehát a dopaminszint a szervezetben nem egyenletes ugyan, de még éjjel is elegendően magas ahhoz, hogy a reprodukív folyamatokat szabályozó hipotalamusz és hipofízis hormontermelését és leadását meggátolja már a gaméták első meiotikus osztódásának kezdetétől. A dopamin gátló hatására emiatt az angolnánál a gaméták fejlődése már az oocitogenezis kezdetén, közvetlenül a mitotikusan osztódó oogoniumok proliferációját követően megáll. Ennek következtében tehát az édesvízi életfázisban az angolnák prepubertas állapotban maradnak. Példaként említhetők a Balatonban élő angolnák, amelyek legkevesebb 26 évesek, mivel a legutolsó üvegangelna telepítésre 1991-ben került sor (Molnár et al. 1991, Ács et al. 2013), ennek ellenére gamétáik még mindig fejletlenek, oocitáik mindössze 80-150 mikron méretűek (Müller et al. 2003).



1. ábra. A dopaminelválasztást leghatékonyabban aktiváló színek a színspektrumon belül. Az összes színt magába foglaló fehér fény az intenzitásától függően, természetes úton aktiválja a dopamintermelést
 Fig. 1. Colors within the full color spectrum that effectively activate dopamine production. The intensity of white light that contains the whole color spectrum naturally activates the dopamine synthesis

Emlősök esetében a fénynek a dopamin aktivációjára gyakorolt hatásával kapcsolatban az utóbbi években számos ismeret született. Amennyiben ez érvényes az angolnára is, úgy ezek a színek (és a fehér fény is), aktiválják a nagyszámú dopamin termelő sejtet, amely magyarázhatja a jó fényellátású édesvizekben a gametogenezist gátló hormonális élettani folyamatokat.

Ezek a hosszabb hullámhosszú színek azonban a mély óceánban már a felsőbb vízrétegekben elnyelődnek, tehát nem jutnak le a mélyben vándorló angolnákhöz, a dopamin aktiválás tehát az óceáni életszakaszban minden valószínűség szerint már hiányzik, vagy csak rendkívül alacsony intenzitású.



2. ábra. A látható fény spektruma. A 750 nm-nél hosszabb infravörös (IR) és a 450 nm-nél rövidebb ultraibolya (UV) hullámhosszú fény az élőlények többsége számára láthatatlan ([http 1](http://1))

Fig. 2. The spectrum of visible light. Infrared (IR), over 750 nm, and ultraviolet (UV), shorter than 450 nm wavelengths are invisible to most of the organisms

Az emberi szem számára látható fény spektrum a 390–750 nm (esetleg 400–700 nm) közötti hullámhossz-tartományt öleli fel.

Ha viszont a dopamin aktiválódását elősegítő fényhatás tartósan hiányzik, akkor az angolnák neuroendokrin rendszerében a dopamin gátlás fokozatosan megszűnik, így a gametogenezis újraindulásának meglennének a fiziológiai feltételei. Úgy tűnik azonban, hogy a gátlás megszűnése önmagában még nem elegendő a folyamatok újraindulásához, hanem ahhoz egyéb serkentő hatás(ok)ra is szükség van.

A víz alatti sötét barlangokban élő, tehát dopamingátlás nélküli, angolnák esetében is elmaradhat a gonádfejlődés, mert hiányzik ugyan a dopamin gátlás, ugyanakkor hiányzik a gonádok fejlődésére serkentően ható stimulus is a hideg és ingerszegény környezetben.

Melyek lehetnek azok a környezeti stimulusok, amelyek újra elindíthatják a korábban blokkolt reprodukciós folyamatokat egy olyan életszakaszban, amikor a táplálkozás, mint energiaforrás szünetel? Ennek a kérdésnek a feltárásához át kell tekintenünk az angolnák vándorlása alatt bekövetkező, mérésekkel igazolt, eseményeket, és az óceánban ható környezeti (elsősorban fény-) viszonyokat.

A vándorlásra felkészült ezüstangolnák a korábbi édesvízi élőhelyeikről összetett belső (zsírtartalék) és külső környezet (holdfázisok fényviszonyai) hatásra elindulnak ősi trópusi szaporodási területeik irányába. Amikor az ezüstangolnák, hosszabb-rövidebb édesvízi vándorlást követően, elérik a felsős folyótorkolatokat beszüntetik a táplálkozást és elkezdődnek tengervízhez nyelni. A sósvízi környezethez történő ozmoregulációhoz a kopoltyúhámban található kétféle („A” és „B” típusú) ionociták (korábbi nevükön sósejtek) közül a tengeri ozmotikus szabályozáshoz szükséges „A” típusú ionociták kerülnek túlsúlyba, majd megkezdődik a mélytengeri vándorlás a szervezet kortizon szintjének jelentős megnövekedése mellett (Rankin 2009, McCormick 2011). A kontinentális talpzat elhagyása után a gyorsan mélyülő tengerben az angolnák a korábbi édesvízi élőhelyektől teljesen eltérő fényviszonyok közé kerülnek. Az óceáni mélységekben ugyanis a fényintenzitás a sekély édesvizek fényviszonyaihoz képest nagyságrendekkel kisebb, óriási a különbség mind a fényklíma összetételét, mind a fény energia tartalmát illetően. Az angolnák ugyanis az óceánban nem a felszín közelében, hanem több száz méteres

mélységben, nagy hidrosztatikai nyomás alatt, a magas kortizonszint mozgást aktivizáló hatására folyamatosan úszva vándorolnak. A vándorlás során, a fénykerülés miatt, nappal lemerülnek 5-600 m mélységbe, átlépnek a metalimnion rétegbe (váltóréteg), míg az éjszakai órákban feljebb emelkednek 150-200 m-ig, a kissé melegebb, de még mindig csak 10-12 C°-os epilimnion vízrétegbe (fedőréteg). Az óceánokban, ellentétben a hőrétegzett édesvizekkel, ahol a metalimnion gyakran csak néhány méter kiterjedésű (Sebestyén 1963, Felföldy 1981), az óceánokban az áramlatoktól befolyásolva akár 1000 m is lehet (Czelnai 1999). A metalimnionban a minimális fényintenzitás miatt asszimiláció már nincs, vagy csak alig, ezért az oxigénszint is alacsony, amit csak az áramlatok keverő hatása növelhet. Mint említettük, a 10-12 C°-os hőmérsékleten már nincs kimutatható ivarsejt fejlődés az angolnák esetében. A gametogenezis anyagcsere eredetű szünetelése, illetve alacsony szintje, a vándorlásban lévő halak számára előnyös, ugyanis nem kell nagytömegű ivarszervekkel hónapokig vándorolniuk (van Ginneken & Meas 2005). Ebben a környezetben a lelassult, vagy szünetelő, ivarsejt fejlődésben szerepet játszik továbbá a magas kortizon szint is, mivel kimutatták, hogy a kortizonnak is gátló hatása lehet a gonadotrop hormonok termelésére (Dufour et al. 2003), ezen keresztül pedig a szexuálszteroidok szintézisére, ezért az ivarszervek fejlődése folyamatos gátlás alatt van. Ez a fajta, részben metabolikus részben hormonális eredetű, részleges gametogenezis gátlás azonban különbözik a korábban tárgyalt teljes mértékű dopamin gátlástól, mert alacsony anyagcserezint mellett bizonyos alacsony szintű, strukturális gametogenezisnek nevezhető fejlődés mégis jelen van (az oociták kismértékű méretbeli növekedése, a folliculáris tok többrétegűvé válása, a citoplazma vakuolizációja stb.), amit mesterséges úsztatásos kísérletekkel is igazoltak. Több hónapos, körcsatornában történő, úsztatást követően például szignifikáns mértékű gaméta fejlődést detektáltak, a folyamat azonban megállt a 4-5 %-os Gonado Szomatikus Index (GSI) elérésekor (van Ginneken et al. 2007, Palstra et al. 2007). Az úsztatás alatt vitellogenezisre, azaz nagymértékű szikberakódásra, már nem került sor (Palstra et al. 2010). A nagyarányú sejtnövekedéshez feltevésünk szerint további serkentő hatások, így például az ívóhely eltérő környezeti stimulussai, is szükségesek.

Fényexpozíció a vándorlás alatt. A hosszútávú úzás okozta hormonális változások

Az óceánban vándorló angolnákat érő környezeti hatások szerepének megértéséhez át kell tekintenünk az óceánokban uralkodó mélytengeri fényviszonyokat, ugyanis ezeknek meghatározó szerepe lehet a dopaminerg gátlástól megszabadult angolnák további gametogenezisére, annak részleges blokkolására, majd aktiválódására.

Az óceán felszínére érkező napsugarak közepes, vagy magas napállás esetén 90 %-ban behatolnak az óceán vízébe. Itt legnagyobb részük fokozatosan – és elég gyorsan – kioltódik a felső ~100 m-es rétegben. A kioltódás (extinkció) az óceán vízében két folyamat, a fény elnyelődés (abszorpció) és a fényszóródás (diszperzió) eredménye. Az abszorpció során a fény fotonjainak energiája más energiává, pl. hőenergiává, vagy kémiai energiává (pl. fotoszintézis során szerves molekulák energiájává) alakul át. Az óceán színét a kék fény szóródását követően az óceánból kilépő fény okozza. A felsőbb vízrétegek fotikus zónájában kialakuló, nagy fitoplankton tartalmú, óceáni vizek türkizkék, illetve zöldes árnyalatúak. Természetesen a plankton szervezetek az elnyelődést is jelentősen növelik, tehát jelentősen hozzájárulnak az óceánon belüli fényviszonyok alakításához és az óceán vízének melegítéséhez. A part menti vizekben a fény elnyelődés és szóródás nagyon erős, mert azt számos lebegő részecske (hullámmás által felkevert homok, iszap, folyókból bekerülő szennyezés, plankton stb.) is fokozza.

Az elnyelődés és a szóródás függ a fény hullámhosszától is. A látható fény tartományában a kisebb hullámhosszú, nagyobb energiájú, kék és zöld sugarak kevésbé nyelődnek el, viszont jobban szóródnak, mint a nagyobb hullámhosszú, kisebb energiájú, sárga és vörös sugarak (Práger & Pieczka (2013). A kék fény például ötször olyan jól szóródik, mint a vörös (Czelnai 1999).

A legkisebb elnyelődés a tiszta vízű óceánokban a 460–470 nm körül van, a kék szín tartományában. A víz iontartalma azonban nem befolyásolja az elnyelődést. A 465 nm hullámhosszúságú „óceánkék” fény behatolási mélysége a leginkább átlátszó mélyóceáni vízben eléri a 160 m-t. Általában azonban a 100 m-es mélységben, tengervízben, már teljes sötétség uralkodik (Práger & Pieczka, 2013).

A kék fénynek kimutatható hatása van a Gerincesek kortizon termelésére, egyúttal pedig gátolja a tobozmirigy melatonin termelését (Westland 2017). Az európai angolnák retinájában kétféle csúcserzékeny receptor dominál, az 540-545 nm-zöld, és 435-440 nm kék fény érzékelésére alkalmas csapok formájában (Klooster & Kamermans, 2016). A mélytengeri vándorlás alatt, mint később látni fogjuk, az angolnák, legalábbis a nap bizonyos szakaszában találkozhatnak az óceánok mélyebb vízrétegeibe is eljutó kék fénysugarakkal. Pankhurst (1982) különböző érettségi fokú angolnák szemszerkezetét vizsgálva megállapította, hogy a bronzangolna fázishoz képest a vándorló ezüstangolnák megnövekedett szemében a fotoreceptorok sűrűsége közel konstans, azonban a pálcikák mennyisége nagymértékben megnövekednek, amelyek a szkototipikus (sötétadaptált) látásért felelnek.

Az ezüstangolna vándorlásának megkezdésére ható fényviszonyokat mesterséges környezetben tartott ezüstangolnáknál is vizsgálták, és azt találták, hogy még a nagyon halvány holdfény változása is erősen hat az angolnák vándorlására (Sudo et al. 2014).

Mint a korábbiakban már érintettük, a kék fény által is generált kortizonnak az angolnák életfolyamataira nagyon összetett, esetenként ellentétes, hatása is lehet, amire ma még nem tudunk egyértelmű magyarázatot adni (Shankar & Kulkarni, 2006).

Érdemesnek látszik tehát a kortizonnal kicsit részletesebben is foglalkoznunk. A mellékvese kéregben, halaknál a szuprarenális szerv kortikális állományában, szintetizálódó, hormonhatású szteránvázas vegyületeknek számos formája és funkciója van. A kéregállomány hormonjai a glükokortikoidok, a mineralokortikoidok és a kisebb részben ugyan, de az extragonadalisan termelődő szexuálkortikoidok. A többféle hatású kortizont elsődleges szerepe alapján a glükokortikoid hormonok közé soroljuk, legfontosabb hatása a glükóz anyagcsere, általában az anyagcsere szabályozása. Emellett azonban mineralokortikoid hatással is rendelkezik, amelynek révén az angolnák tengeri ozmoregulációjában is kiemelt szerepe van (McCormick 2011).

A mineralokortikoidok elsősorban a szervezet vízháztartását, ion egyensúlyát (azaz az ozmoreguláción keresztül fenntartott homeosztázist) szabályozzák. Ezek közül a legfontosabb az aldoszteron, de a kortizon is hasonló hatással rendelkezik. A mellékvese kéregállományban termelődő hormonok harmadik csoportját a szexuálkortikoidok alkotják, amelyek termelődése azonban a mellékvesében csak másodlagos az ivarmirigyekhez képest.

A szteránvázas hormonokra általánosan jellemző, hogy a szteroid metabolizmusban szerepet játszó enzimek hatására könnyen átalakulnak egymásba. Közös kiindulási (prekurzor) vegyületük a koleszterin, amely az alábbiakban bemutatott példa alapján összetett átalakulásokon mehet keresztül.

Koleszterin – citokróm P450 scc-koleszterin oldallánc bontó liáz enzim, amelynek aktivitását az adrenokortikotrop hormon (ACTH) stimulálja - pregnonolon – 17 alfa OH pregnonolon- citokróm P450 17 alfa hidroxiláz enzim- dehidro epiandroszteron – citokróm P450 17,20 liáz és citokróm P450 11 béta hidroxiláz enzim - androsztendion (szexuáliszteroid prekursor). Az adrosztendion a mellékvesében és az ivarmirigyekben egyaránt szintetizálódó, a szexuáliszteroidok egyik elővegyületét képező vegyület, amely az ivarszervekben, több lépésben, tesztoszteronná alakul, amelyből az aromatáz enzim hatására 17 béta ösztradiol keletkezik. Ebből további enzimikus átalakulások hatására az ivarszervekben ösztron, illetve ösztriol keletkezhet (Szilvássy és Timár 2011). Amennyiben feltételezzük, hogy a fenti szintézis útvonalak az angolnában is hasonlóan működnek, akkor felismerhető a kapcsolat a vándorlás okozta mellékvese szteroid szintézis és az ivari folyamatokat stimuláló szexuál-szteroidok között, mivel az endogén tesztoszteron, kíséreltesen igazolt módon, pozitív feed back révén serkenti a hipotalamusz GnRH

szintézisét és elválasztását, amely viszont a hipofízis GtH termelését és elválasztását szabályozza. A GtH a reprodukzív folyamatokat szabályozó hormonális tengely kulcshormonja, amely gyorsítja egyrészt a szexuál szteroidok bioszintézisét, következményesen tehát az ivaréresi folyamatokat (Lin et al. 1998).

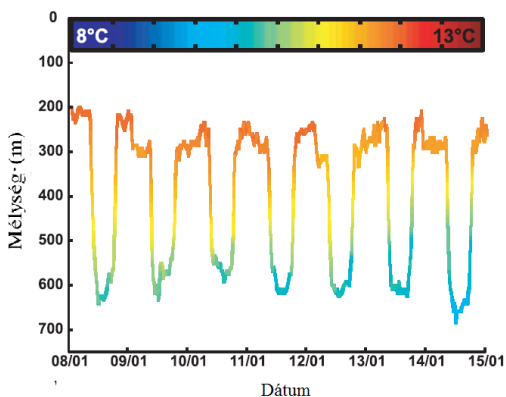
A mellékvesében termelődő kortizonnak számos különböző hatását írták le az európai angolnánál, így például olyan anyagcsere alapú sztrezzhatások kapcsán, mint az éhezés, az energia raktárak mobilizálása a vándorlás során, vagy a gametogenezis energiaigényének fedezése (Palstra et al. 2009) és a tengeri ozmoreguláció eredményeként fennálló stabil homeosztázis. A különböző eredetű stresszhatásokról azonban jól ismert, hogy gátolják a reprodukciós folyamatokat (Van Ginneken et al. 2007).

A folyamatos úszás önmagában is magas kortizon szintet eredményezhet a tengeri ionháttér és változó oldott oxigénszint mellett. Humán vizsgálatok során kísérletesen bizonyították, hogy az erőteljes gyors mozgás (pl. gyors futás), mint az izomzatban erőteljesen oxigénhiányt előidéző stresszhatás, emelkedett ACTH szintet eredményez, ami következményesen növeli a kortizonszintet is (Farrell et al. 1983).

A szaporodási folyamat második szakasza: az angolna vándorlása az óceánban

Az óceáni környezetbe belépő ezüstangolnák vándorlásának nyomon követése technikailag nem egyszerű, csak a nyomkövető eszközök miniatürizálása tette lehetővé a vándorlási útvonalak, a vándorlási mélység és sebesség megállapítását a hatalmas óceáni térségekben. Kezdetben ezek az információk korlátozottak voltak és csak néhány paraméterre szorítkoztak. A nyomkövetők adatai alapján európai angolnák esetén Fricke és Kaese (1995) a vándorlási mélységet 250-500 m-re becsülte. Az az angolnák 11 °C alatti hőmérsékletű vízben úsznak, ezzel elhalasztják a nagymértékű ovarium fejlődést arra az időszakra, amikor megérkeznek a sokkal melegebb trópusi ívóhelyre, a Sargasso tengerbe. Mesterségesen érlelt európai angolna állományok esetén Mordenti és mtsi. (2012) igazolták, hogy 10 °C körüli hőmérséklet mellett valóban nincs mérhető oogenezis.

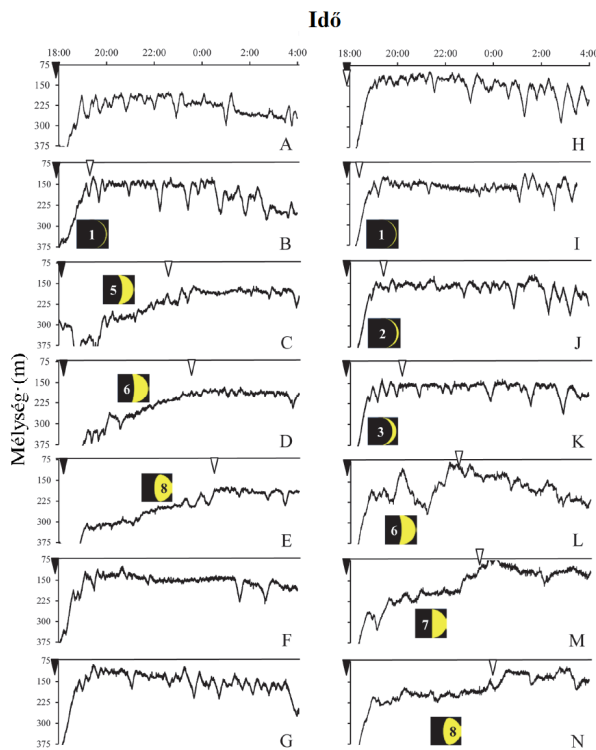
Később, Aarestrup és mtsi. (2009) ugyancsak európai angolna esetén, a vándorlási mélységre vonatkozóan jelentős különbséget mértek a nappali és az éjszakai időszakokban. Nappali időszakban átlagosan 560 m, míg éjjel átlagosan 200 m volt a vándorlási mélység.



3. ábra. Az európai angolna napszakos vándorlásának változása (Aarestrup et al. 2009 nyomán). A grafikon kék részének vízhőmérséklete 10 °C alatti (min. 7 °C, míg a narancssárga szakasz 12-13 °C volt
Fig. 3. European eel migration within 24 hours. The blue part of the graph has a water temperature below 10 °C (min 7 °C), while the orange section is 12-13 °C (after Aarestrup et al. 2009)

Logikus feltételezni, hogy a vertikális vándorlás elsősorban a fényviszonyokkal és az angolnák erős fotofóbiájával függ össze. Édesvizekben az aerob epilimnionban a napszakos vándorlást fotofób gerincteleneknél például az alkonyatkor csökkenő fény váltja ki (Padisák 2005).

A japán angolna (*A. japonica*) esetén a vándorlási viszonyokra és a fényhatásra vonatkozó kutatások igen részletesek. A technika fejlődésével a kisméretű nyomkövetők lehetővé tették a vándorlás útvonalának, mélységének, hőmérsékleti viszonyoknak pontosabb megismerését (Chow et al. 2015). Ezek szerint a japán angolna napszakos mozgása a Csendes óceáni vándorlása során (éjjel felsőbb vízrétegekben, nappal a mélységben úszik) hasonló az európai angolna esetén felvázolt trendekhez. Japán kutatók az újhold (*new moon*) hipotézis bizonyítása érdekében párhuzamosan vizsgálták a vándorlási mélység, a merülési és felúszási sebesség és a holdfázisok közötti összefüggést jelölt angolnák regisztrált úszási adatai alapján (lásd az alábbi képeket). A kutatók szoros összefüggést találtak ezeknek a paramétereknek a mértéke és a különböző fényerősségű egyes holdfázisok között, aminek alapján megállapították, hogy az angolnák fényérzékeny képessége többszöröse a mai legérzékenyebb fénymérő eszközök érzékenységének, mivel a Hold visszavert fényének megvilágítási értéke rendkívül alacsony, még a teliholdkor a föld felszínre érkező legnagyobb fényereje tiszta égboltkor is mindössze 0.05–0.3 lux (Kyba et al., 2017). Összehasonlításként ez az érték napfény esetén 15 000 - 25 000 lux (direkt napfény esetén 32 000 - 100 000 lux http2) illetve akár ennek többszöröse is lehet. Az angolnák viszont a hold fázisai közötti kis fénykülönbségeket is képesek érzékelni.

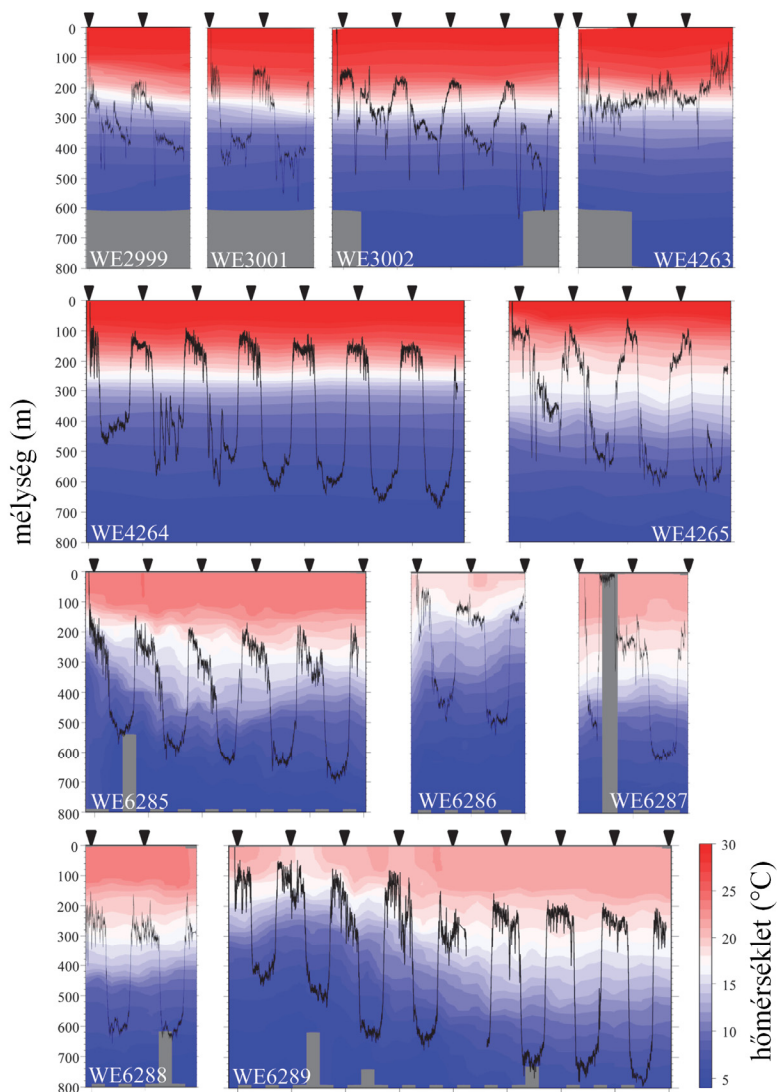


4. ábra. Jelölt japán angolnák függőleges helyváltoztatása az éjszakai órákban, összefüggésben a holdfázissal (Chow et al. 2015 nyomán)

Fig. 4. Vertical movements of marked Japanese eels in the night hours, in conjunction with the moon phase (after Chow et al. 2015)

A nagyobb fényintenzitású holdfázisokban a nappal a mélyebb, fény nélküli vízrétegekből felúszó angolnák időfüggő görbéi ellaposodnak, a felsőbb vízrétegeket lassabban érik el, azonban a holdfény gátló hatása ellenére mégis felemelkednek a felsőbb vízrétegekbe, mert

feltehetően szükségük van a melegebb és oxigénben gazdagabb környezet anyagcsere serkentő hatására az energiatermelő, zsírbontó folyamatokhoz.



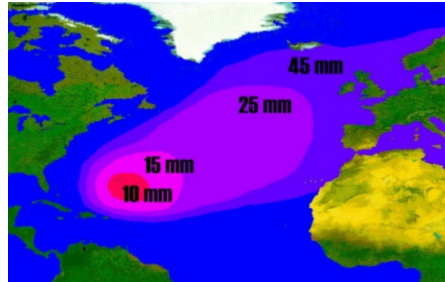
5. ábra. Egyedileg jelölt japán angolnák ($n=11$) napszaktól függő vertikális mozgása különböző időintervallumban. Alul: a jobboldali színskála az aktuális hőmérsékletet mutatja, míg az ábrán periodikusan látható fekete nyílfejek az éjszakai órák alatti felúszások időpontjait jelölik (Chow et al., 2015)

Fig. 5. Vertical movements of 11 individually-marked Japanese eel depending on the daytime in different time intervals. Bottom: Right color chart shows the current temperature (after Chow et al., 2015)

A szaporodási folyamat harmadik szakasza: Megérkezés az ívhelyre, az ívási környezet és az ívás megindulása

A misztikus életű angolnák szaporodására vonatkozóan számos fantasztikus elképzelés született a különböző korokban. A rejtély megoldásához szükség volt egy megszállott tudósra, aki egész kutatói pályája alatt következetesen kutatta és végül meg is oldotta ezt a

rejtélyt. Johannes Schmidt dán tengerbiológus az 1900-as évek elején számos óceáni expedíció során következetesen gyűjtötte az angolna leptocephalus lárvákat és feljegyezte méretadataikat. Feltevése szerint minél kisebb a megfogott hallárva, annál közelebb van a potenciális ívóterület. A kör fokozatosan szűkült, végül a legvalószínűbb ívó területet az Atlanti-óceán trópusi területén, a hatalmas kiterjedésű, 2 millió négyzetmérföld kiterjedésű oligotróf, alacsony tápanyag ellátottságú Sargasso tenger területére (6. ábra) lokalizálta (Schmidt 1922). Ezt a tengert nagy átlátszósága miatt „sivatag az óceán közepén” jelzővel is illetik, ezért a fény igen mélyre képes lehatolni.



6. ábra. Az európai angolna leptocephalus lárváinak mérete alapján lokalizált feltételezett ívóhely a Sargasso-tengerben (http3)

Fig. 6 The hypothetical spawning area of European eel is in the Sargasso Sea, based on size of collected leptocephali (illustration, http3)

Ebben a régióban a különböző óceáni áramlatok hatására lassú köráramlás alakul ki (7. ábra). Tavasszal-nyáron a napfény hatására ez a hatalmas víztömeg felmelegszik, az intenzív párolgás miatt sótartalma megnövekszik, ezért a felszíni, oxigéndús vízréteg lassan lefelé áramlik, amelynek hatására az asszimiláció eredetű oldott oxigénben gazdag víztest a pelágiálban ívó, lebegő ikrájú halfajok számára ideális ívóhely lehet.

Érdekes módon a foszfor limitálja a biomassza termelést, ezért az igen speciális, a Sargassum nevű barna mosszatok (*Sargasso spp.*) biomasszája hatalmasra nő, azonban ennek elhelyezkedése sem folytonos, hanem szigetszerű (Laffoley et al. 2011).



7. ábra Az európai és amerikai angolna feltételezett óceáni ívóhelye a Sargasso-tenger trópusi, köráramlásban lévő meleg és változó sótartalmú víztömegében található (http4)

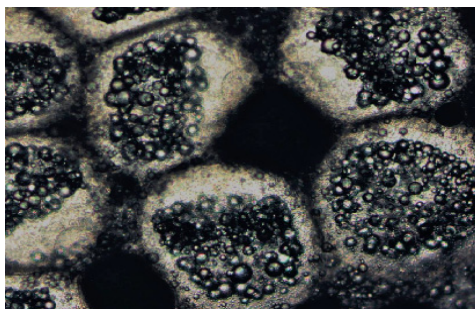
Fig. 7 European and American eels reproduce in circularly flowing tropical, warm and varied salt content Sargasso Sea (http4)

Az ívóhelyekre megérkező angolnák ívási viselkedéséről, életfolyamataikról a tudomány ma még keveset tud, ugyanis európai angolnát még sohasem fogtak az ívóhelyén, ezért pontosan még ma sem ismert, hogy a Sargasso-tengeren belül pontosan hol ívnak. A technikai fejlődés eredményeként azonban várható, hogy ezen a területen is hamarosan születnek majd értékes információk.

A hosszú, minimum 6 hónapra becsült, tengeri vándorlás végén a lassan fejlődő ivarszervekkel rendelkező ezüstangolnák megérkezve a trópusi ívóhelyekre, és a korábbiaktól gyökeresen eltérő környezetbe kerülnek, aminek hatására életfolyamataik is megváltoznak. Az ívóhelyen az angolnák belső iránytűjük segítségével érzékelik, hogy elérték a célterületüket, ezért a folyamatos úszási kényszer megszűnik, a stresszhormon (kortizon) termelődése feltételezhetően lecsökken, vagy akár teljes mértékben leáll, ennek hatására pedig az általa eddig előidézett vitellogenezis gátlás is feloldódik. A vándorlás alatti hőmérsékletnél lényegesen magasabb környezeti hőmérséklet (az angolnák ívási területének hőmérsékleti izotermáját 17-19 C°-ra becsülik) az ívóhelyen fokozza az anyagcsere folyamatokat, ennek következtében pedig az energia igényes vitellogenezis felgyorsul.

Az angolna feltételezett szaporodási területének legfontosabb becsült fizikai-kémiai paraméterei: 17-19 C°-os vízhőmérséklet, 36 PSU feletti sótartalom (practical salinity unit-vízbeszárítással meghatározott sókoncentráció), 200 m-es mélységben, ahol az angolnák feltehetően szaporodnak (Aarestrup et al. 2009, Aida et al. 2012). A magasabb hőmérséklet az anyagcsere intenzitás növekedésén keresztül ösztrogén hatásra elindítja a májban a vitellogenin szintézisét, ami a vérárammal a már strukturálisan fogadókész oocitáig jut, ahol megkezdődik a nagy méretbeli növekedéssel járó vitellogenezis. Mesterségesen előidézett ivarérelés alatt mért vitellogenezis sebessége olyan gyors ezen a vízhőmérsékleten, hogy néhány hét elégséges a teljes oogenezishez, amit a vándorló sejtmag (nucleus) sejttáplálék (MGV- migrating germinal vesicle) megjelenése jelez (8. ábra). Ez az állapot a mesterségesen érlelt angolna ikrásoknál, a magas exogén GtH folyamatos hatása miatt, csak rövid ideig, néhány óráig, marad fenn, ezt követően azonban gyors oocita túlérés következik be (amit az olajcseppek összeolvadása jelez), ekkor pedig az ovum már nem termékenyíthető (9. ábra). Nem ismert, hogy a természetes érési folyamat alatt ugyanilyen gyors-e a túlérési folyamat, vagy hasonlóan más halfajokhoz, az érett petesejt kényszernyugalmi állapota hosszabb ideig, napokig, esetleg hetekig fennmarad-e.

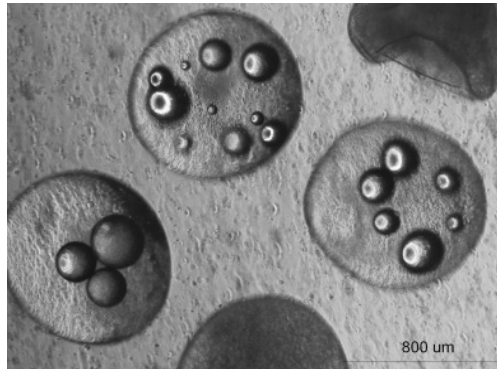
A gyors szikberakódás és a vele járó hidratáció hatalmas testtömeggyarapodást is eredményez, akár néhány nap alatt 10%-os vagy még magasabb testtömeg gyarapodást lehetett mérni.



8. ábra. A petefészek-biopszia során nyert mintában az oocitákra a nagyszámú, különálló olajcsepp és a vándorló nukleusz a jellemző, ami Kagawa (2013) szerint az érett állapotot jelzi (fotó: Müller T.)

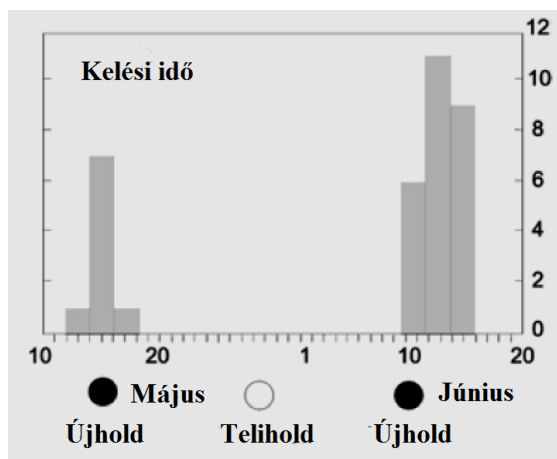
Fig. 8. Ovary biopsy of Eel female. Oocytes are characterized by a large number of separate oil droplets and migratory nuclei, that according to Kagawa (2013) indicates mature condition (photo: Müller T.)

További kérdés, hogy a hatalmas óceáni víztömegben a külön vándorló két nem hogyan talál egymásra. Ebben a folyamatban jelenleg még nem pontosan ismert feromonoknak és az angolna igen fejlett szaglószerveinek lehet nagy szerepe.



9. ábra. Túlértt angolna ikrák összeolvadó olajcseppekkel (fotó: Müller T.)
 Fig. 9. Overriped eel eggs with fused oil droplets (photo: Müller T.)

Az angolnák ívására, mint említettük, feltehetően a teljes holdfényhiány idején, az újhold holdfázisban kerül sor (10. ábra). Áttekintve az újhold utáni, lassan növekedő fényintenzitású időszakot elgondolkoztat, hogy ez a halvány, de fokozatosan növekvő holdfény miért előnyös a megszületett, fejlődésnek indult ikráknak, majd a kikelt, nem táplálkozó lárváknak. Balon (1985) szerint ugyanis a halak szaporodására olyan környezetben kerül sor, amely utódaik túlélése, megmaradása szempontjából a legelőnyösebb. Az angolna esetén a 15 napos közelítően fél holdfázis végére, a telihold idejére tehető az új generáció táplálkozásának megindulása. Nagyon izgalmas kérdés, hogy vajon a telihold fényének van-e szerepe a kb. 100-200 m mélyen táplálkozni kezdő parányi, néhány mm méretű angolna leptocephalusok sikeres túlélésében? Az európai angolnákkal végzett lárvanevelési kísérletek ebben a korai fázisban a teljes sötétségben tartott lárváknál voltak a legeredményesebbek (Politis et al. 2014).



10. ábra. A japán angolna populáció ismétlődő ívásának időpontjai a lárvafogások alapján a larva korából visszszámolva, a szaporodási szezonon belül mindig az újhold fázisok idejére tehető (Aoyama, 2009)
 Fig. 10. The dates of repeated reproduction of eel populations can be counted from age of larvae, during the reproducing season at the time of the new moon phases (after Aoyama 2009).

A fentiekben megkíséreltük összefoglalni azokat az ismereteket és feltevéseket, amelyek az angolnák szaporodási vándorlásának és ívásának környezettől függő sajátosságaira vonatkoznak. Látható, hogy a felvetődő kérdésekre a tudomány ma még csak részleges,

elsősorban hipotetikus válaszokat tud adni. Ha állításainak helyesnek bizonyulnának, akkor hipotézisünk alapján az ökológiai tényezők szabályozásával, valamint fiziológia módszerek befolyásolható lenne az angolnák ivarérése. A dopamin gátlás csökkenthető lenne az állandó fénymentes környezetben történő neveléssel, és/vagy dopamin gátló vegyületek (pl. pimozide, domperidone, metaclopramide stb.) adagolásával, továbbá párhuzamos kortizon kezeléssel, ill. ezek kombinációjával. Ezek eredményessége szinte felbecsülhetetlen lenne mind természetvédelmi (állomány-megőrzési), mind gazdasági szempontokból.

Köszönetnyilvánítás

A publikáció elkészítését a Haltudományok Fejlesztéséért Alapítvány, valamint a EFOP-3.6.3-VEKOP-16-2017-00008 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. „A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Emberei Erőforrások Minisztériuma által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program (1783-3/2018/FEKUTSRAT) támogatta, a Szent István Egyetem vízzel kapcsolatos kutatások tématerületi programja keretében.

Irodalom

- Aarestrup K., Řkland F., Hansen M., Righton D., Gargan P., Castonguay M., Bernatchez L., Howey P., Sparholt H., Pedersen M., Robert S., McKinley R. (2009): Oceanic spawning migration of the European eel (*Anguilla anguilla*) *Science* 325: 1660.
- Ács B., Specziár A., Boczonádi Zs., Urbányi B., Müller T. (2013): Feeding of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the littoral zone of Lake Balaton. *Pisces Hungarici* 7: 65–71.
- Aida K., Tsukamoto K., Yamauchi T. (2003): *Eel biology*. Science Springer V. 1–472. pp.
- Aoyama, J., Tsukamoto, K. (1997): Evolution of the freshwater eels. *Naturwissenschaften* 84: 17–21.
- Aoyama J. (2009): Life history and evolution of migration in catadromous eels (Genus *Anguilla*). *Aqua-BioSc Monogr* 2(1): 1–42.
- Arai T. (2016): *Biology and ecology of anguillid eels*. CRC Press, Boca Raton, 1–340. pp.
- Arai T., Limbong D., Otake T., Tsukamoto K. (1999): Metamorphosis and inshore migration of tropical eels *Anguilla* spp. in the Indo-Pacific. *Mar Eco Prog Ser* 182: 283–293.
- Balon E.K. (1985): *Early life histories of fishes: new developmental, ecological and evolutionary perspectives*. Developments in Environmental Biology of Fishes Vol. 5, Dr W. Junk Publishers, Dordrecht. 280. pp.
- Chen J-N., Lopez A., Lavoué S., Miya M., Chen W.J. (2014): Phylogeny of the Elopomorpha (Teleostei): Evidence from six nuclear and mitochondrial markers. *Mol Phylogen Evol* 70:152–161.
- Chow S., Okazaki M., Watanabe T., Segawa K., Yamamoto T., Kurogi H., Tanaka H., Ai K.I., Kawai M., Yamamoto S.I., Mochioka N., Manabe R., Miyake Y. (2015): Light-sensitive vertical migration of the Japanese eel *Anguilla japonica* revealed by real-time tracking and its utilization for geolocation. *Plos One* 10 (4) e 0121801. doi: 10.1371/journal.pone.0121801
- Czelnai R. (1999): A Világóceán. Modern fizikai oceanográfia. Vince Kiadó, Budapest 1–182. pp.
- Dufour S., Lopez E., Le Menn F., Le Belle N., Baloché S., Fontaine Y.A. (1988): Stimulation of gonadotropin release and of ovarian development, by the administration of a gonadoliberein agonist and of dopamine antagonists, in female silver eel pretreated with estradiol. *Gen Comp Endocrinol* 70: 20-30.
- Dufour S., Burzawa- Gerard E., LeBelle N., Sbaihi M., Vidal B. (2003): Reproductive endocrinology of the European Eel *Anguilla anguilla*. 373–383. In: Aida K., Tsukamoto K., Yamauchi K. (eds.): *Eel biology*. Springer, Tokyo.
- Durif C., Browman H., Phillips J., Skiftesvik A., Vollestad A., Stockhausen H. (2013): Magnetic Compass Orientation in the European Eel. *PLoS One* 8(3): e59212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059212>
- Edwards S., W. Marshall (2013): Principles and patterns of osmoregulation and euryhalinity in fishes. 1–32. In: S. McCormick, A. Farrell, C. Brauner eds.: *Euryhaline Fishes*. Vol. 32. (1) Fish Physiology, Elsevier, Amsterdam
- Farrell P., Garthwaite T., Gustafson A. (1983): Plasma adrenocorticotropin and cortisol responses to submaximal and exhaustive exercise. *J Appl Physiol* 55:1441–1444.
- Felföldy L. (1981): *A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, p. 28
- Fricke H., Kaese R (1995): Tracking of artificially matured eels (*Anguilla anguilla*) in the Sargasso Sea and the problem of the Eel's Spawning Site. *Naturwissenschaften* 82:32–36.
- Holzman D. (2010): What's in a color? The unique human health effects of blue light. *Environ Health Perspect* 18(1): A22–A27.
- Horváth L., Csorbai B., Urbányi B., Tamás G. (2009): Néhány halfaj ivadékának táplálkozási adaptációja a zooplankton-kínálathoz. *Állattani Közlemények* 94: 3–17.
- ICES (2009): Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA), 20-24 April 2009, Bordeaux, France. ICES CM 2009\ACOM: 48. 66 pp.
- Inoue J., Miya M., Miller M., Sado T., Hanel R., Hatooka H.K., Aoyama J., Minegishi Y., Nishida M., Tsukamoto K. (2010): Deep-ocean origin of the freshwater eels. *Biol Lett*. 6: 363–366.

- Kagawa H. (2013): Oogenesis in Teleost fish. *Aqua-BioScience Monographs*, Vol. 6, No. 4, pp. 99–127
- Kleckner R., McCleave J. (1988): The northern limit of spawning by Atlantic eels (*Anguilla* spp.) in the Sargasso Sea in relation to thermal fronts and surface water masses. *J Mar Res* 46(3):647–667.
- Klooster J., Kamermans M. (2016): An ultrastructural and immuno-histochemical analysis of the outer plexiform layer of the retina of the European Silver Eel (*Anguilla anguilla* L.) *PLoS One*; 11(3): e0152967.
- Laffoley, D. et al. (46 authors) (2011): *The protection and management of the Sargasso Sea: The golden floating rainforest of the Atlantic Ocean. Summary Science and Supporting Evidence Case*. Sargasso Sea Alliance, Technical Reports 44 pp.
- Levin L., Gooday A. (2003): The deep Atlantic Ocean in Tyler P., *Ecosystems of the Deep Oceans*, Google Books 1–151 pp.
- Lin H., Xie-Gang, Zhang L., Wang X., Chen L. (1998): Artificial induction of gonadal maturation and ovulation in the Japanese eel, *Anguilla japonica*. *Bull Fr Pêche Piscic* 349:163–176.
- McCormick S. (2011): The hormonal control of osmoregulation in Teleost fish. In: Farrell A.P., (ed.), *Encyclopedia of Fish Physiology: From Genome to Environment*, Vol. 2, pp. 1466–1473. San Diego: Academic Press.
- Miller M. (2009): Ecology of Anguilliform leptocephali: Remarkable transparent fish larvae of the ocean surface layer. *Aqua-BioSci Monogr (ABSM)* 2(4): 1–94.
- Molnár K., Székely C., Baska, F. (1991): Mass mortality of eel in Lake Balaton due to *Anguillicola crassus* infection. *Bull Eu Assoc Fish Pathol* 11:211.
- Mordenti, M., Di Biase, A., Sirri, R., Modugno, S., Tasselli, A. (2012): Induction of sexual maturation in wild female European eels (*Anguilla anguilla*) in darkness and light. *Isr J Aqua, Bamigdeh* IJA 64.2012.726.
- Müller T., Váradi B., Horn P., Bercsényi M. (2003). Effects of various hormones on the sexual maturity of European eel (*Anguilla anguilla*) females from farm and lakes. *Acta Biol Hung* 4: 313–322.
- Muck O. (1976): *The secret of Atlantis ("Über Al les Atlantis")* Econ Verlag, Dusseldorf - Vienna
- Nelson J. (1994): *Fishes of the world*. Wiley New York. 1–600 p.
- Padisák J. (2005): *Általános limnológia*. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, pp. 310.
- Palstra A, Curiel D, Fekkes M, de Bakker M, Székely Cs, van Ginneken V, Thillart G. (2007): Swimming stimulates oocyte development in European eel. *Aquaculture* 270: 321–332.
- Palstra A., Van Ginneken V., Van den Thillart G. (2009): Effects of swimming on silvering and maturation of the European eel, *Anguilla anguilla* L., in: Van den Thillart, G., Dufour, S., Rankin, C. (Eds.), *Spawning migration of the European eel*. Springer. 229–251 pp.
- Palstra A., Schnabel D., Nieveen M., Spaink H., van den Thillart G. (2010): Swimming suppresses hepatic vitellogenesis in European female silver eels as shown by expression of the estrogen receptor 1, vitellogenin1 and vitellogenin2 in the liver. *Reproductive Biology and Endocrinology* 8:27 doi:10.1186/1477-7827-8-27
- Palstra A. (2016): Innovatieve reproductie Europese aal. VIP report publication p 16
- Pankhurst N.W. (1982): Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel, *Anguilla anguilla* (L.). *J Fish Biol* 21: 127–140.
- Peter R., Lin H., Van der Kraak G. (1988): Induced ovulation and spawning of cultured freshwater fish in China: advances in application of GnRH analogues and dopamine antagonists. *Aquaculture* 74: 1–10.
- Politis S., Butts I., Tomkiewicz J. (2014): Light impacts embryonic and early larval development of the European eel, *Anguilla anguilla*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 461: 407–415.
- Práger T., Pieczka I. (2013): *Oceonográfia*, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, pp. 220
- Rankin, J. (2009): Acclimation to sawater in the European eel, *Anguilla anguilla*: Effects of silvering. in: Van den Thillart, G., Dufour, S., Rankin, C. (eds.), *Spawning migration of the European eel*. Springer , pp: 129–145.
- Schmidt, J. (1922): The breeding places of the eel. *J. Phil. Trans. R. Soc. B* 211: 179–208.
- Shankar D., Kulkarni R. (2006): Effect of cortisol on female freshwater fish *Notopterus notopterus*. *Journal of Environmental Biology* 27: 727–731.
- Sebestyén O. (1963): *Bevezetés a limnológiába*. Akadémiai Kiadó, Budapest, p 235.
- Sudo R., Yamada Y., Manabe R., Tsukamoto K. (2014): Effect of lunar periodicity on the locomotor activity of silver-stage Japanese eel, *Anguilla japonica*. *Journal of Ethology* 32: 111–115.
- Szilvássy Z., Timár J. (2011). Mellékvesekéreg-hormonok és antagonistáik. In: Gyires K., Fürst Zs. (eds.): *A farmakológia alapjai*. Medicina Könyvkiadó, Budapest, pp. 1435.
- Tesch, F.W. (1977). *The Eel*. Chapman & Hall, London. 434 pp.
- Tsukamoto K., Nakai I., Tesch F. W. (1998): Do all freshwater eels migrate? *Nature* 396: 635–636.
- Tsukamoto K., Otake T., Mochioka N., L., Tae-Won, Frickee H., Inagaki T., Aoyama J., Ishikawa S., Kimura S., Miller M., Hasumoto H., Oya M., Suzuki Y. (2003): Seamounts, new moon and eel spawning: The search for the spawning site of the Japanese eel. *Environmental Biology of Fishes* 66: 221–229,
- Tsukamoto K., Chow S., Otake T., Kurogi H., Mochioka N., Miller M., Aoyama J., Kimura S., Watanabe Sh., Yoshinaga T., Shinoda A., Kuroki M., Oya M., Watanabe T., Hata K., Ijiri Sh., Kazeto Y., Nomura K.,

- Tanaka H. (2011): Oceanic spawning ecology of freshwater eels in the western North Pacific. *Nature Comm.* 2:179
- Tyler P. (2003): *Ecosystems of the Deep Oceans* 1–151 Elsevier, Amsterdam
- Van Ginneken V., G. Maes (2005): The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction. *Fish Biology and Fisheries*; 15: 367–398.
- Van Ginneken V., Durif C., Balm P. Boot J., Vestegen M., Antonissen E., van Thillart G. (2007): Silvering of European eel (*Anguilla anguilla* L.): seasonal changes of morphological and metabolic parameters. *Animal Biology* 57: 63–77.
- Vidal, B., Pasqualini C., Le Belle, N., Holland Cl., Sbaihi, M., Vernier, Ph., Zohar, Y., Dufour S. (2004): Dopamine inhibits luteinizing hormone synthesis and release in the juvenile European eel: A neuroendocrine lock for the onset of puberty. *Biology of Reproduction* 71: 1491–1500.
- Vollestad L. (1992): Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. *J Anim Ecol* 61(1):41–48.
- Westland S. (2017): Here's how colours really affect our brain and body, according to Science. The Conversation sept.30. <https://www.sciencenews.org/sn-magazine/september-30-2017>
- Wikipedia Sargasso Sea https://en.wikipedia.org/wiki/Sargasso_Sea#/media/File:Sargasso.png
- http1: <https://hu.wikipedia.org/wiki/F%C3%A1jl:F%C3%A9nykép.jpg>
- http 2: https://en.wikipedia.org/wiki/Lux#cite_note-4
- http3: https://en.wikipedia.org/wiki/Eel_life_history
- http4: https://en.wikipedia.org/wiki/Sargasso_Sea

Authors:

László HORVÁTH (horvath.laszlo@mkk.szie.hu), Miklós MÉZES, Ádám BODNÁR, Balázs CSORBAI, Béla URBÁNYI, Tamás MÜLLER (muller.tamas@mkk.szie.hu)



Középhegységi patakok halainak testhossz-függő mikroélőhely-használata

Size dependent microhabitat use of fishes in sub-mountain streams

Maroda Á.¹, Sály P.²

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Hidrobiológiai Tanszék

²MTA Ökológiai Kutatóközpont Duna-kutató Intézet

Kulcsszavak: habitat heterogenitás, habitat szegregáció, kisvízfolyások természetvédelme, pont-abundancia mintavétel, testhossz-gyakorisági eloszlás

Keywords: habitat heterogeneity, habitat segregation, conservation of creeks, point-abundance sampling, length-frequency distribution

Abstract

Environmental factors driving spatial distribution of stream fishes operate at various spatial scales from catchment-level, through mesohabitat-level, to microhabitat-level. Because body length of an adult fish is generally many times greater than the body length of the fry at hatching, individual body length can affect lots of ecological phenomena. Consequently, habitat use of different sized fish can be different not only in case of different species but also for the same species. We investigated the microhabitat use of fishes in sub-mountain creeks in summer, in Hungary. Associations between environmental data and size-classified fish data from point-abundance field surveys were analyzed with ordination methods. Results showed that environmental heterogeneity at the approximately one square meter scale is organized along the water depth, substrate composition, and current velocity. Smallest fishes tended to use habitats that were different from the habitats used by the adult fishes, although this distinction was weak for the stone loach (*Barbatula barbatula*) and the European minnow (*Phoxinus phoxinus*). We found gradual shifts in microhabitat preference with the increase of body length for many species; however, the extent of the shifts was species and size specific. To sum up, hydro-geomorphological heterogeneity of streams influences the spatial distribution of fish assemblages and their size composition too even at small spatial scales. As a consequence, both water management and nature conservation should focus on the hydro-geomorphological heterogeneity of sub-mountain creeks in order to successfully maintain fish stocks on the long term.

Kivonat

A halak térbeli eloszlását befolyásoló környezeti tényezők a vízfolyáshálózat több négyzetkilométeres léptékű vízgyűjtőjétől, a több négyzetméteres kiterjedésű hidromorfológiai mederegységeken át, a néhány négyzetdeciméteres mikroélőhelyfoltokig változó térszkálák mentén befolyásolják a halegyüttesek szerveződését. Mivel a halak felnőttkori testhossza az ikrából való keléskori testhosszuk többszöröse, az egyedi testhossz számos ökológiai jelenség lefolyására lehet hatással. Következésképpen, a különböző testhosszú halak élőhelyhasználata nem csak a fajok között, hanem a fajon belül is különbözhet. Kutatásunkban középhegységi halaink mikrohely-használatát vizsgáltuk a nyári időszakban. A mikroélőhelyi változatosságot leíró környezetet változók, és a halak térbeli eloszlása közötti kapcsolatokat pont-abundancia mintavétellel végzett felmérések környezeti- és a testhosszgyakorisági-eloszlás alapján méretcsoportosított haladatok ordinációs elemzésével vizsgáltuk. Eredményeink szerint a közelítőleg egy négyzetméteres kiterjedésű élőhelyfoltokhoz köthető mikroélőhelyi változatosság a vízmélység, aljzatösszetétel, és vízsebesség gradiensek mentén szerveződik. A legkisebb méretű egyedek jellemzően más élőhelyeken fordultak elő, mint nagyméretű fajtársaik, de ezen elkülönülés mértéke a kövicsík (*Barbatula barbatula*) és a fűrges cselle (*Phoxinus phoxinus*) esetén nem volt jelentős. A testhossz növekedésével több halfajnál is fokozatos, de fajoként és méretcsoportonként eltérő mértékű eltolódást (habitat szegregációt) tapasztaltunk a mikroélőhely-preferenciában. Összességében eredményeink azt tükrözik, hogy a vízfolyások hidro-geomorfológiai változatossága kis térléptéken is jelentősen befolyásolja a halegyüttesek és méretstruktúrálságuk térbeli eloszlását. Így a középhegységi kisvízfolyások hidro-geomorfológiai heterogenitásának a vízügyi és a természetvédelmi gyakorlatban is kiemelt figyelmet kell kapnia a középhegységi halállományok hosszú távú megőrzése érdekében.

Bevezetés

A vízfolyások élőhelyi heterogenitása több térléptéken értelmezhető. A legmarkánsabb környezeti változatosság vízfolyás-hálózat szinten longitudinálisan a forrás- és torkolatvidék közötti átmenethez, vízfolyás-szakasz szinten a hidro-geomorfológiai mederegységek, ún. mezohabitatok, például gázlok és medencék, valamint vízínövényzettel borított és növényzet nélküli foltok szekvenciális váltakozásához, a mezohabitatokon belül pedig a szubnégyzetméteres kiterjedésű hidro-geomorfológiai és aljzatborítási jellemzőkben eltérő mikroélőhely foltokhoz kapcsolódik (Frissel 1986).

A felnőtt halak testhossza az ikrából kelt ivadék testhosszának többszörösére, és a halak teljes életük során növekednek. Ez a folytonos, de a kor előrehaladtával csökkent ütemű testhossz-növekedés a természetes halpopulációk méretstruktúrátságát eredményezi. A méretstruktúrált populációkban a testhossz több ökológiai jelenségben is meghatározó tényező. Például a hlevő madarak, illetve a nagyméretű hlevő halak általi ragadozás kockázata minimalizálható az egyedi testméret és az élőhely vízmélységének függvényében (Schlosser 1987, 1991). A növekedési dinamikában több halfajnál is jelentős szerepe van a testméret-függő ontogenetikus táplálékváltásoknak, melyek eredményeként a fajon belül a halak táplálék-összetétele testhossztól függően differenciálódik (pl. Specziár & Rezsű 2009).

A halak élőhely-használatát célzó vizsgálatok eleinte főként a fajok közötti különbségekre fókuszáltak (Copp et al. 1994, Gaudin & Caillère 1990, Gozlan et al. 1998, Reichard 2008, Vlach et al. 2005), majd a kutatók figyelme a fajon belüli különböző méretű egyedek közötti eltérésekre is ráirányult. Ám a fajon belüli méretcsoportok közötti különbségeket célzó vizsgálatokat eddig többnyire az életkorhoz kötődő durva méretcsoportosítással, az egyedek 0+ vagy annál idősebb korú besorolásának alkalmazásával végezték, és figyelmen kívül hagyták a populációk testhossz-gyakorisági eloszlásával becsülhető természetes méretstruktúrátságot (Angermeier & Karr 1984, Davey et al. 2005, Pekárik et al. 2012).

Hazai viszonylatban több tanulmány is foglalkozott már a halak élőhelyhasználatával, azonban ezen kutatások nagyobb térléptéken történtek (pl. Erős et al. 2008), avagy egy kiemelt fajcsoportra (ponto-kaspi eredetű gébek) fókuszáltak (Erős et al. 2005; Dombai et al. 2010). Jelen tanulmányban vizsgált halfajok középhegységi patakokban megfigyelt mezoléptékű élőhelyhasználatát Erős et al. (2003), illetve Erős & Grossman (2005) mutatta be, azonban ismerteink szerint e halfajok mikroélőhely-használatát hazánkban még nem vizsgálták.

Középhegységi vízfolyásokban végzett felderítő kutatásunkban a halfajok mikro térléptékű eloszlási mintázatát vizsgáltuk a nyári időszakban. Célunk a halegyüttes térbeli változatossága és az élőhelyi tényezők közötti kapcsolatok leírására, valamint az élőhelyi változatosságot kialakító környezeti tényezők relatív mintázatmagyarázó szerepének megismerésére irányult. A testméretnek a halak mikro léptékű térbeli eloszlásban való szerepének jobb megértéshez az elemzéseinket két megközelítésben végeztük: (1) a halak testhosszának figyelembe vétele nélkül; (2) a halak testhosszának figyelembevételével, amikor az egyedeket a mintából becsült testhossz-gyakorisági eloszlás alapján méretcsoportokba soroltuk.

Anyag és módszer

A terepi adatgyűjtések pont-abundancia eljárást (Copp & Penáz 1988) alkalmazva hat vízfolyás nyolc mintavételi helyszínén, összesen 352 db mintavételi folt felvételezésével zajlottak 2016 és 2017 nyarán (1. táblázat). A mintázott vízfolyás-szakaszokat természetközeli fás társulás szegélyezte, medrük a középhegységi kisvízfolyásokra jellemző gázló-medence hidro-geomorfológiai szerkezetet mutatott.

A halállományt elektromos mintavételi eszközzel (Hans Grassl IG-200/2B) mintáztuk. Mikrohabitat egységeknek a mintavételi pontok megközelítőleg 1 m²-es kiterjedésű foltjait tekintettük. A foltokban fogott egyedeket standard testhosszuk lemérését (mm) követően a mintavételi ponttól lejjebb engedjük vissza élőhelyükre. A halak gyűjtését követően a

mintavételi foltok medren belüli pozícióját műanyag bójákkal, valamint a mintavételi szelvényt a parti növényzetre rögzített sorszámozott cetlivel ellátott alufóliával jelöltük meg.

Az adott mintavételi helyszínen levő összes pont halállományának mintázását követően minden mintavételi ponton rögzítettük a foltok abiotikus jellemzőit: folton belül öt ponton mért vízsebességet ($m\ s^{-1}$; FlowTracker vízsebességmérő, SonTek, San Diego, CA, USA) és vízmélységet (cm; méterrúd); az aljzatösszetevők vizuálisan becsült százalékos arányát (márga, iszap-homok-sár, homok, finom kavics, durva kavics, kő, szikla); a folton belül a durva, valamint finom fás törmelék vizuálisan becsült százalékos arányát; az adott mikroélőhely-folt keresztiselvény mentén mért távolságát a vízfolyás jobb partjától (m; műanyag mérőszalag); a keresztiselvény mentén mért víztükör-szélességet (m; műanyag mérőszalag) (2. táblázat).

1. táblázat. Mintázott vízfolyások, a mintavételi helyeken az első folt koordinátái, és a mintavétel dátuma
Table 1. Sampling sites with geo-coordinates in HD72 (EOV) coordinate reference system, and dates of the field surveys

Mintavételi hely/ Sampling site	Vízfolyás/ Stream	Kezdőpont koordinátája/ Coordinates of start points		Mintavétel dátuma/ Date of sampling
		EOV_X	EOV_Y	
Őriszentpéter	Zala	169006	451233	2016.07.20.
Felsőjánosfa	Szentjakabi-patak	169829	459645	2016.08.03
Magyaregregy	Völgységi-patak	98484	592702	2017.07.11
Kőkapu	Kemence-patak	345828	828007	2017.07.18
Kishuta	Kemence-patak	347155	828659	2017.07.19
Sirok	Parádi-Tarna	286616	735243	2017.07.21
Recsk	Parádi-Tarna	287510	727603	2017.07.22
Bernecebaráti	Kemence-patak	300386	640391	2017.08.29

2. táblázat. A terepen mért abiotikus változók átlagértéke és szórása mintavételi helyekre bontva
Table 2. Mean and standard deviation of the abiotic variables of the microhabitat units measured at the field, respectively, averaged across the sampling sites

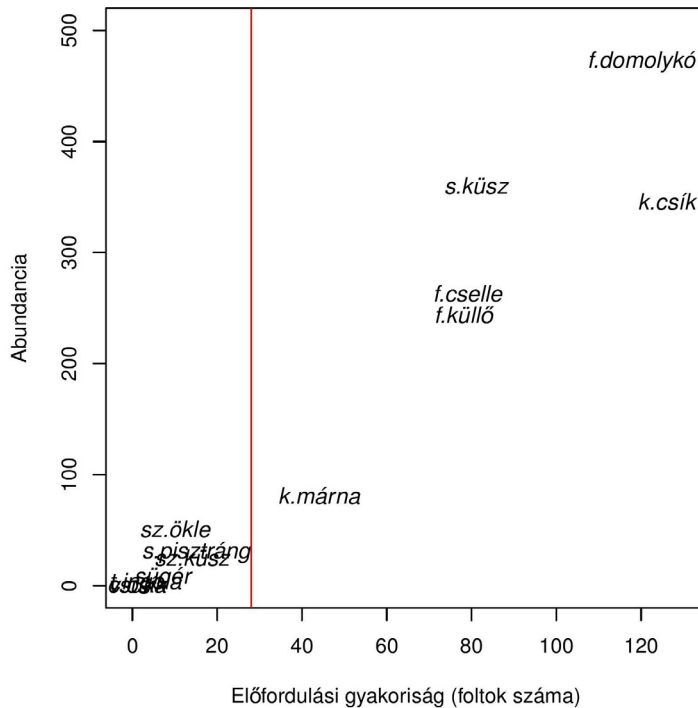
Változó neve (mértékegysége)/ Name of variable (unit of measurement)	Őriszentpéter	Felsőjánosfa	Magyaregregy	Kőkapu
átlagos vízsebesség/ mean current velocity ($m\ s^{-1}$)	2,54 ± 6,16	13,95 ± 14,18	9,74 ± 12,90	18,02 ± 12,46
átlagos vízmélység/ mean water depth (cm)	26,88 ± 18,55	32,94 ± 16,86	27,74 ± 23,19	20,38 ± 11,65
márga/ marl (%)	2,72 ± 10,18	3,05 ± 9,62	3,57 ± 8,35	0 ± 0
iszap-homok-sár/ silty-sand-mud (%)	24,10 ± 29,33	30,56 ± 37,02	13,40 ± 26,75	13,54 ± 29,00
homok/ sand (%)	1,26 ± 4,65	11,06 ± 20,17	1,03 ± 6,52	7,07 ± 14,07
finom kavics/ fine gravel (%)	33,32 ± 26,27	25,69 ± 29,96	43,85 ± 35,99	26,54 ± 26,84
durva kavics/ coarse gravel (%)	30,36 ± 24,48	27,64 ± 31,77	19,93 ± 19,55	26,89 ± 22,03
kő/ stone (%)	8,24 ± 14,38	2,00 ± 4,91	17,65 ± 24,64	25,34 ± 23,79
szikla/ rock (%)	0 ± 0	0 ± 0	0,55 ± 2,38	0,62 ± 1,45
finom fás törmelék/ fine woody debris (FWD) (%)	8,88 ± 15,18	9,52 ± 13,83	1,73 ± 6,79	6,26 ± 12,53
durva fás törmelék/ large woody debris (LWD) (%)	16,50 ± 21,36	20,88 ± 29,06	9,00 ± 13,00	9,84 ± 16,21

Változó neve (mértékegysége)/ Name of variable (unit of measurement)	Óriszentpéter	Felsőjánosfa	Magyaregregy	Kókapu
felt jobb parttól való távolsága/ distance from right bank (m)	2,11 ± 1,57	1,77 ± 1,08	1,40 ± 0,85	1,73 ± 1,05
víztükörszélesség/ wetted width (m)	3,742 ± 1,57	3,19 ± 0,75	2,77 ± 1,25	2,93 ± 0,97
Változó neve (mértékegysége)/ Name of variable (unit of measurement)	Kishuta	Sirok	Recsk	Bernecebaráti
átlagos vízsebesség/ mean current velocity (m s ⁻¹)	15,46 ± 12,80	5,16 ± 6,04	15,72 ± 19,16	7,75 ± 11,22
átlagos vízmélység/ mean water depth (cm)	25,84 ± 17,48	26,50 ± 15,44	30,23 ± 25,51	27,35 ± 21,06
márga/ marl (%)	0 ± 0	4,00 ± 12,65	0 ± 0	0 ± 0
iszap-homok-sár/ silty-sand- mud (%)	13,05 ± 30,05	21,02 ± 24,55	9,20 ± 14,66	14,74 ± 24,05
homok/ sand (%)	1,82 ± 5,19	1,07 ± 4,12	0 ± 0	4,77 ± 12,29
finom kavics/ fine gravel (%)	23,46 ± 19,64	39,02 ± 31,39	25,16 ± 25,39	6,48 ± 12,96
durva kavics/ coarse gravel (%)	30,26 ± 16,46	7,15 ± 11,19	15,68 ± 18,88	18,62 ± 17,08
kő/ stone (%)	29,21 ± 23,82	13,86 ± 15,90	46,42 ± 31,38	54,27 ± 24,22
szikla/ rock (%)	2,18 ± 8,38	13,86 ± 18,94	3,54 ± 5,26	1,10 ± 4,97
finom fás törmelék/ fine woody debris (FWD) (%)	3,35 ± 6,85	5,03 ± 8,98	4,58 ± 6,27	12,40 ± 17,10
durva fás törmelék/ large woody debris (LWD) (%)	9,31 ± 11,93	5,35 ± 9,24	10,44 ± 16,17	11,29 ± 13,95
felt jobb parttól való távolsága/ distance from right bank (m)	1,53 ± 1,11	4,20 ± 2,33	2,52 ± 1,71	2,61 ± 1,70
víztükörszélesség/ water surface width (m)	3,32 ± 1,20	7,25 ± 1,12	4,64 ± 1,87	5,15 ± 1,45

Előzetes adatfeldolgozás

Ritka előfordulású halfajok kizárása

A 352 db mintavételi folt közül 68 db foltot kizártunk az elemzésekből, mert nem fogtunk bennük halat. Azon halfajokat, amelyekből nem állt rendelkezésre kellő mennyiségű adat, ki kellett zárni a részletes statisztikai vizsgálatokból. Ezért megvizsgáltuk, hogy a fajok a nyolc mintavételi helyből hány helyen fordultak elő, valamint azt, hogy milyen volt a fajok foltokban való előfordulási gyakoriságának, és összegyűjtésének eloszlása. Ezek alapján azokat a fajokat tartottuk meg a fő adatelemzések elvégzésére, amelyek legalább három mintavételi helyszínen jelen voltak, és a foltokban való előfordulási gyakoriságuk elérte vagy meghaladta azon foltok számának tíz százalékát, amelyekben halat fogtunk (28 folt). Ezeknek a kritériumoknak a kárpáti márna (*Barbus carpathicus*), fűrgő cselle (*Phoxinus phoxinus*), fenékjáró küllő (*Gobio gobio*), sujtasos kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), kövicsfík (*Barbatula barbatula*) és fejes domolykó (*Squalius cephalus*) feleltek meg. A sebes pisztrángot (*Salmo trutta*), szivárványos öklét (*Rhodeus sericeus*), szélhajtó kűsz (*Alburnus alburnus*), sügeret (*Perca fluviatilis*), tiszai ingolát (*Eudontomyzon danfordi*), vágó csíkot (*Cobitis elongatoides*) és a csukát (*Esox lucius*) ritkának tekintettük a kritériumok alapján, így azok nem szerepeltek a későbbi vizsgálatokban (1. ábra).



1. ábra. A fogott halfajok összgyeedszáma (abundancia) a foltokban való előfordulási gyakoriság függvényében a mintavételi helyek között összevont teljes mintában. A függőleges vonal a 10%-os (28 folt) előfordulási gyakorisági határt jelöli, amely alatt a fajokat ritkának tekintettük. A függőleges vonaltól balra található ritka fajok: sz. ökle (*Rhodeus sericeus*), s. pisztráng (*Salmo trutta*), sz. kűsz (*Alburnus alburnus*), sügér (*Perca fluviatilis*), t. ingola (*Eudontomyzon danfordi*), v. csík (*Cobitis elongatoides*), csuka (*Esox lucius*) nem szerepeltek a fő adatelemzésekben. A fő adatelemzésekbe bevont fajok: k. márna (*Barbus carpathicus*), f. küllő (*Gobio gobio*), f. cselle (*Phoxinus phoxinus*), s. kűsz (*Alburnoides bipunctatus*), k. csík (*Barbatula barbatula*), f. domolykó (*Squalius cephalus*)

Table 1. Abundance and frequency of occurrence of the species in the total sample pooled across the sampling sites. The vertical line represents a 10% threshold in occurrence of frequency (28 microhabitat patches). Species with occurrence frequency less than the threshold were considered rare and excluded from further analyses. (sz. ökle [*Rhodeus sericeus*], s. pisztráng [*Salmo trutta*], sz. kűsz [*Alburnus alburnus*], sügér [*Perca fluviatilis*], t. ingola [*Eudontomyzon danfordi*], v. csík [*Cobitis elongatoides*], csuka [*Esox lucius*]). Species included in the main analyzes are to the right of the vertical line (k. márna [*Barbus carpathicus*], f. küllő [*Gobio gobio*], f. cselle [*Phoxinus phoxinus*], s. kűsz [*Alburnoides bipunctatus*], k. csík [*Barbatula barbatula*], f. domolykó [*Squalius cephalus*])

Mikroélelőhely-vizsgálatba bevont halfajok méretcsoportosítása

A fő adatelemzésekre kiválasztott halfajok egyedeit a fajok mintavételi helyek között összevont adataiból képzett testhossz-gyakorisági eloszlása alapján soroltuk méretcsoportokba. A csoportosításhoz az eloszlások csúcsait, a csúcsok szeparáltságát és az egyedszám-eloszlást vizuálisan vizsgáltuk, a kétséges esetekben pedig modell alapú osztályozási eljárást alkalmaztunk (Fralely & Raftery 2002). Az így kialakított változókat a továbbiakban faj-méretcsoportoknak nevezzük (3. táblázat).

A magyaregregyi mintavételi helyen a Völgyeségi-patak bár jellegzetes középhegységi megjelenésű volt, a halállományt ennek ellenére csak fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*) alkotta. Továbbá ezen a helyen a mintavétel a többi fürge csellés helyhez képest legalább egy héttel korábban, az ívási időszakban történt, ami a fürge cselle helyek közötti testhossz-gyakorisági eloszlásában a gyakorisági csúcsokat összemosta. E zavaró hatás miatt a magyaregregyi mintavételi helyet kizártuk a további vizsgálatokból.

3. táblázat. A fő adatelemzésekbe bevont halfajok testhossz-gyakorisági elemzése alapján kialakított faj-méretcsoportok. A második oszlopban a faj-méretcsoportokat jelölő címkék, a harmadikban a faj-méretcsoportok mérethatárai (balról nyílt, jobbról zárt intervallumok), a negyedik oszlopban az adott faj-méretcsoportba sorolt egyedek száma olvasható

Table 3. Size groups of the species retained for main analyzes. Size classes were established by inspection of length frequency distributions. Second column contains the labels of each size group, third column contains the endpoints of size groups (left open and right closed intervals), fourth column contains the number of individuals classified in the groups

Fajok / Species	Faj-méretcsoport jelölése/ Label of species size groups	Méretcsoport határai (mm)/ Endpoints of the size groups	Csoportok egyedszáma/ Number of individuals
<i>Barbatula barbatula</i>	k.csík_1	(0; 34]	59
	k.csík_2	(34; 54]	144
	k.csík_3	(54; 111]	143
<i>Phoxinus phoxinus</i>	f.cselle_1	(0; 30]	102
	f.cselle_2	(30; 90]	158
<i>Squalius cephalus</i>	f.domolykó_1	(0; 38]	76
	f.domolykó_2	(38; 60]	43
	f.domolykó_3	(60; 100]	110
	f.domolykó_4	(100; 160]	189
	f.domolykó_5	(160; 280]	54
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	s.küsz_1	(0; 34]	41
	s.küsz_2	(34; 60]	125
	s.küsz_3	(60; 105]	194
<i>Barbus carpathicus</i>	k.márna_1	(0; 30]	32
	k.márna_2	(30; 62]	21
	k.márna_3	(62; 106]	18
	k.márna_4	(106; 169]	10
<i>Gobio gobio</i>	f.küllő_1	(0; 30]	81
	f.küllő_2	(30; 54]	41
	f.küllő_3	(54; 116]	128

Abiotikus adatok fő adatelemzésekre való előkészítése

A terepen mért abiotikus adatokból kiszámítottuk az öt pontban mért vízmélység és vízsebesség értékek átlagát, szórását és variációs koefficiensét. Az aljzatösszetétel változatosságának jellemzésére a terepen becsült aljzatkomponensekből Shannon-diverzitási index alkalmazásával aljzatdiverzitás értékeket számítottunk. A mintavételi pontokon belüli általános hidro-geomorfológiai változatosság jellemzésére standardizált főkomponens analízist (PCA) végeztünk, melybe a vízmélység és vízsebesség értékek szórásait és variációs koefficiensét, valamint az aljzatdiverzitás értékeket használtuk fel. A PCA eredményeként kapott PC1 változó a mintavételi foltok mélységvariabilitását, míg a PC2 változó a foltok vízsebesség–aljzat variabilitását reprezentálta (2. és 4. táblázat).

További származtatott változókként összevont aljzat kategóriákat hoztunk létre a terepen becsült aljzatborítási értékekből. A finom szemcsésű aljzat kategóriába az iszap-homok-sár és homok komponensek összevont arányai kerültek (finom szemcsés aljzat), a finom kavics aljzat kategória (finom kavics) és a durva kavics aljzat kategória (durva kavics) a terepen rögzített arányuknak feleltek meg, a durva szemcsésű aljzat kategóriába pedig a kő és szikla komponensek összevont arányai (durva szemcsés [köves] aljzat) kerültek.

A mintavételi foltok középpontjának jobb parttól való távolságát átalakítottuk százalékos értékekké. Ennek értelmében a parttól fél méteres távolságban (azaz a partszéli mikroélethez közel) lévő foltok 0% értéket, míg a meder közép vonalában elhelyezkedő foltok 100% értéket kaptak (Pekárik et al. 2012). Megjegyzésként említjük, hogy a márga aljzat kategória semelyik másik aljzat kategóriával nem került összevonásra, viszont a Shannon-diverzitás számításában felhasználtuk (4. táblázat).

A fő adatelemzések előtt tízes alapú logaritmus transzformációt ($x' = \lg[x+1]$) alkalmaztunk a víztükörszélességre, a vízsebesség és vízmélység átlagára, szórására és

variációs koefficiensére. Az arányokat kifejező változókat, a parttól való távolság százalékos értékét, az aljzatkegóriákat (összevont aljzatkegóriák), valamint a durva és finom fás törmelékek arányát arcus sinus négyzetgyök transzformáltuk ($x' = \arcsin[x^{0.5}]$). A PC1 és PC2 változók csupán a legkisebb értékük abszolút értékének hozzáadásával lettek eltolva ($x' = x + \min[x]$), az aljzatdiverzitást pedig változatlanul hagytuk (Podani 1997) (4. táblázat).

4. táblázat. A terepen mért változókból utólag származtatott abiotikus változók átlagértéke és szórása mintavételi helyekre bontva

Table 4. Mean and standard deviation of the abiotic variables computed from field data of the microhabitat units averaged across the sampling sites

Változó neve (mértékegysége)/ Name of variable (unit of measurement)	Őriszentpéter	Felsőjánosfa	Magyaregregy	Kőkapu
holt mélység-variabilitása/ variability of depth (PC1)	-0,06 ± 0,37	-0,04 ± 0,33	0,21 ± 0,37	-0,05 ± 0,29
holt vízsebesség- aljzat variabilitása/ variability of velocity and substrate (PC2)	0,19 ± 0,22	0,13 ± 0,34	-0,01 ± 0,32	-0,24 ± 0,41
finom szemcsésű aljzatkegória/ fine substrate (%)	25,36 ± 29,25	41,62 ± 40,87	14,43 ± 27,02	20,61 ± 31,76
finom kavics aljzatkegória/ fine graveled substrate (%)	33,32 ± 26,27	25,69 ± 29,96	43,85 ± 35,99	26,54 ± 26,84
durva kavics aljzatkegória/ coarse graveled substrate (%)	30,36 ± 24,48	27,64 ± 31,77	19,93 ± 19,55	26,89 ± 22,03
durva szemcsésű aljzatkegória/ coarse substrate (%)	8,24 ± 14,38	2,00 ± 4,91	18,20 ± 25,35	25,96 ± 24,00
aljzatdiverzitás/ substrate diversity	1,16 ± 0,40	0,84 ± 0,40	0,93 ± 0,46	1,24 ± 0,39
parttól való távolság/ distance from bank (%)	36,82 ± 35,17	29,09 ± 29,44	48,98 ± 33,26	42,01 ± 31,13

Változó neve (mértékegysége)/ Name of variable (unit of measurement)	Kishuta	Sirok	Recsk	Bernecebaráti
holt mélység-variabilitása/ variability of depth (PC1)	0,02 ± 0,34	-0,13 ± 0,29	-0,09 ± 0,28	0,05 ± 0,27
holt vízsebesség- aljzat variabilitása/ variability of velocity and substrate (PC2)	-0,13 ± 0,29	0,07 ± 0,31	-0,05 ± 0,34	0,02 ± 0,19
finom szemcsésű aljzatkegória/ fine substrate (%)	14,87 ± 29,85	22,1 ± 24,95	9,20 ± 14,66	19,51 ± 26,82
finom kavics aljzatkegória/ fine graveled substrate (%)	23,46 ± 19,64	39,02 ± 31,39	25,16 ± 25,39	6,48 ± 12,96
durva kavics aljzatkegória/ coarse graveled substrated (%)	30,26 ± 16,46	7,15 ± 11,19	15,68 ± 18,88	18,62 ± 17,08
durva szemcsésű aljzatkegória/ coarse substrate (%)	31,40 ± 23,71	27,72 ± 30,58	49,96 ± 32,71	55,37 ± 24,88
aljzatdiverzitás/ substrate diversity	1,31 ± 0,45	1,27 ± 0,66	1,25 ± 0,46	1,16 ± 0,48
parttól való távolság/ distance from bank (%)	46,76 ± 35,43	33,29 ± 30,27	49,11 ± 35,84	42,15 ± 31,15

Fő adatelemzések

Az előzetes adatelemzéseket követően a halak és a mikroélelőhelyi változók közötti asszociáltsági mintázat feltáráshoz parciális redundancia analíziseket (pRDA) végeztünk (Podani 1997). A testméretre való tekintet szerinti két megközelítésnek megfelelően két pRDA modellt készítettünk. Az első pRDA modellben a függő változók a fajok folton belüli egyedszámainak Hellinger-transzformált (Legendre & Gallagher 2001) értékei; míg a második modellben a faj-méretcsoportok folton belüli egyedszámainak Hellinger-transzformált adatai voltak a függő változók. A magyarázó változók mindkét modellben a mintavételi foltok átlagos vízmélysége (vízmélység átlag), átlagos vízsebessége (vízsebesség átlag), parttól való távolsága, a víztükörszélesség, a durva és finom fás törmelékek százalékos aránya, az összevont aljzat kategóriák közül a finom szemcsésű (finom szemcsés aljzat), a durva szemcsésű (durva szemcsés aljzat) és a durva kavics aljzat kategóriák, valamint a PC1 és PC2 változók voltak. A mintavételi helyek halállománybeli különbségeinek kiszűrése végett a modellekben a mintavételi helyek feltételes faktorként szerepeltek. A kanonikus tengelyek és az egyes abiotikus változók marginális hatását randomizációs tesztekkel vizsgáltuk (ismétlések száma: 1000) (Legendre & Legendre 1998). A statisztikai tesztek $\alpha=0,05$ szignifikancia szinten végeztük.

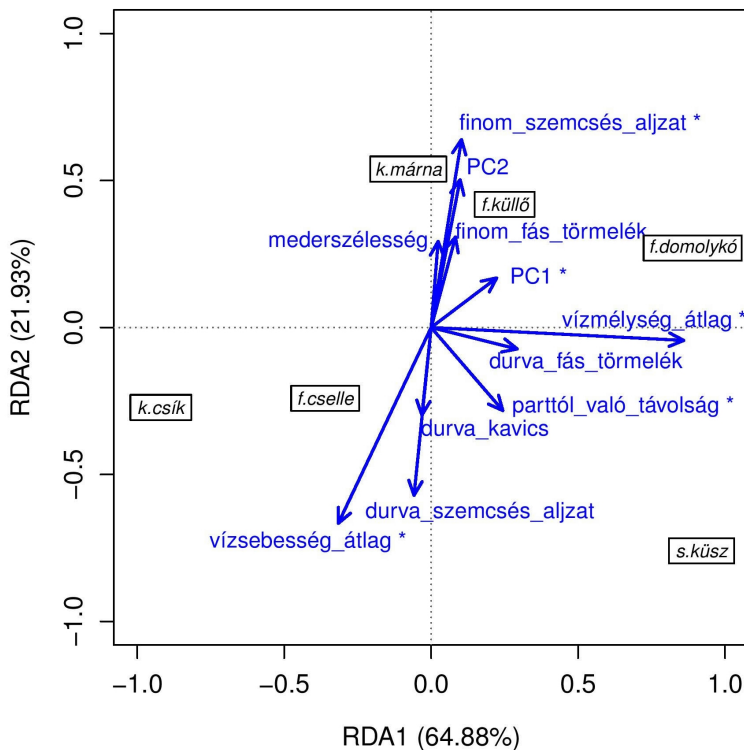
Eredmények

Az első, méretcsoportosítás nélküli fajadatokkal készített modell korrigált R^2 értéke 0,126-nak adódott, ami a mintavételi helyek hatása nélkül tisztán a környezeti változók együttes magyarázó erejét tükrözi. A modellben a mintavételi helyek zavaró hatása a teljes variancia 0,288-ed részét magyarázta. A randomizációs tesztek szerint a modell első két kanonikus tengelye bizonyult szignifikánsnak (RDA1, $p<0,001$; RDA2, $p<0,001$). A magyarázó változók randomizációs tesztjei szerint a vízmélység átlaga ($p<0,001$), a finom szemcsésű aljzatkomponensek aránya ($p=0,003$), a folt parttól való távolsága ($p=0,006$), a vízsebesség átlaga ($p=0,029$), valamint a folt mélységvariabilitása (PC1) ($p=0,042$) voltak szignifikáns magyarázó változók. A tisztán környezetileg magyarázott variancia legnagyobb hányadát (0,558) a vízmélység átlaga adta.

E modell első kanonikus tengelye mentén egy vízmélység gradiens, míg a második kanonikus tengelye mentén egy vízsebesség–aljzat gradiens reprezentálódott. E gradiensek (kanonikus tengelyek) mentén a fajok a következőképpen rendeződtek: a nagy vízsebességű, durva szemcsésű aljzattal rendelkező, kis vízmélységű foltokhoz a kövicsík asszociálódott. A vízsebesség–aljzat tekintetében hasonló foltokat kedvelt a fürge cselle, ám a kövicsíkhöz képest a kissé mélyebb foltokat preferálta. A sujtásos kűsz szintén a nagy vízsebességű és durva aljzatú foltoknál helyezkedett el az ordinációs térben, ám az előző két fajjal ellentétben az átlagosnál nagyobb vízmélységhez társult. A kárpáti márna, fenékjáró küllő és fejes domolykó az előbb említett három fajjal ellentétben az alacsonyabb vízsebességű és finom szemcsésű aljzattal rendelkező foltokat preferálták. A vízmélység gradiens tekintetében a kárpáti márna és a fenékjáró küllő az átlagos vízmélység körüli foltokhoz orientálódtak, míg a fejes domolykó, hasonlóan a sujtásos kűszhöz, az átlagosnál nagyobb vízmélységgel rendelkező foltokat preferálta (2. ábra).

A faj-méretcsoportokkal készített második modell korrigált R^2 értéke 0,092-nek adódott. A modellben a mintavételi helyek zavaró hatása a teljes variancia 0,157-ed részét magyarázta. A randomizációs tesztek szerint ez esetben is a modell első két kanonikus tengelye bizonyult szignifikánsnak (RDA1, $p<0,001$; RDA2, $p<0,001$). A magyarázó változók randomizációs tesztjei szerint a vízmélység átlaga ($p<0,001$), a vízsebesség átlaga ($p<0,001$), a finom ($p=0,003$) és durva ($p=0,023$) szemcsésű aljzat kategóriák folton belüli aránya, a folt parttól való távolsága ($p=0,018$), valamint a folt mélységvariabilitása (PC1) ($p=0,036$) voltak a szignifikáns környezeti változók. A tisztán környezeti változókkal magyarázott variancia legnagyobb hányada az átlagos vízmélység hatásához volt köthető (0,491).

A faj-méretcsoportokkal készített második modell első kanonikus tengelye mentén is egy vízmélység gradiens, míg a második tengelye mentén egy vízsebesség–aljzat gradiens volt értelmezhető. A faj-méretcsoportok tekintetében szembejövő volt, hogy a legtöbb faj esetében a legkisebb méretcsoportok a legnagyobbaktól elkülönülten, a vízmélység gradiens alacsony értékeihez (sekély mikroélőhely-foltok) rendeződtek. Ezzel szemben a fajok legnagyobb méretcsoportjai többnyire a nagy vízmélység felé orientálódtak, és e két véglet között a közbelső méretcsoportok helyezkedtek el. Érdekes, hogy a sujtásos kűsz legkisebb méretcsoportja ugyan kisebb vízmélységnél helyezkedett el, mint nagyobb méretű fajtársai, ám a többi faj legkisebb méretcsoportjaihoz képest, azoktól némiképpen elkülönülve, a mélyebb foltokhoz kötődött. A többi fajtól eltérően a kövicsík esetében a kis, közép és nagy méretcsoportok ordinációs síkon belüli elválása nem volt kifejezett, mindhárom méretcsoport a sekély vízmélységű foltokhoz kötődött. Ugyanakkor a kis és nagy méretcsoportok között enyhe elválást lehetett sejteni a vízsebesség–aljzat gradiens mentén (3. ábra).



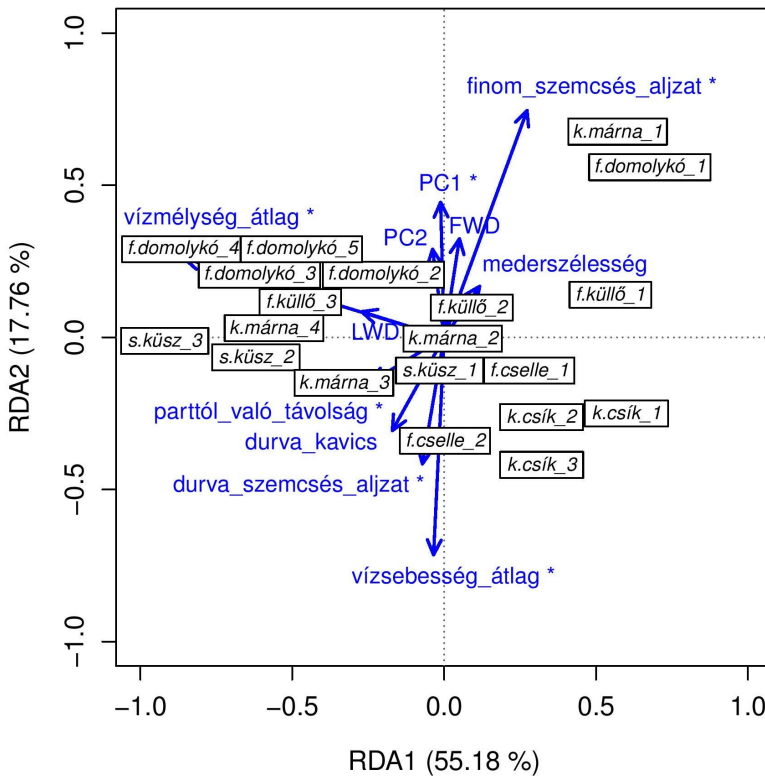
2. ábra. A méretcsoportosítás nélküli fajadatokkal készített pRDA modell ordinációs ábrája. A tengelyek melletti százalékos értékek a magyarázott variancia adott tengelyre eső részét, a bekeretezett címkék a fajokat, a nyilak pedig az abiotikus változókat reprezentálják. A csillag a randomizációs tesztek szerinti szignifikáns változókat jelzi ($\alpha = 0,05$)

Figure 2. Ordination plot of the pRDA model fitted on species data without size classification. Percentage in parentheses stands for the proportion of variance explained by the canonical axis in the total explained variance. Arrows represents abiotic variables; asterisks denote significance at $\alpha = 0,05$ level. Squared labels stand for species (*k.márna* [*Barbus carpathicus*], *f.küllő* [*Gobio gobio*], *f.cselle* [*Phoxinus phoxinus*], *s.kűsz* [*Alburnoides bipunctatus*], *k.csík* [*Barbatula barbatula*], *f.domolykó* [*Squalius cephalus*]), arrows represents abiotic variables

Értékelés

Eredményeink szerint a középhegységi patakokban élő halak mikroélőhely-használatát leginkább befolyásoló környezeti változóknak a vízmélység és a vízsebesség tűnik, attól függetlenül, hogy a vizsgálatokat az egyedi testméret figyelembevételével, avagy anélkül végezzük. Kisebbségi jelentőségűnek, de fontos hatótényezőnek látszik az aljzatösszetétel és a mikroélőhelyi folt parttól való távolsága is, melyek azonban nem teljesen függetlenek a vízmélységtől és a vízsebességtől. Korábbi vizsgálatok szintén hangsúlyozták a vízmélység és vízsebesség alapvető közösségszervező szerepét (Copp et al. 2010; Pekárik et al. 2012).

A fajon belüli méretcsoportok környezeti gradiensek mentén való elrendeződését az általunk vizsgált fajok közül fenékjáró küllő és kövicsík esetén már megfigyelték (Zweimüller 1995). Eredményeink további fajokra vonatkozóan is bemutatják ezt a jelenséget, valamint azt sejtetik, hogy a testméret növekedésével együtt az élőhelyi preferencia nem hirtelen változik, hanem fokozatosan tolódik el (méretfüggő habitat szegregáció), ám az egymást követő méretcsoportok közötti eltolódás mértéke (szegregációt eredményező környezeti hatásnagyság) fajtól függően változhat.



3. ábra. A faj-méretcsoportokkal készített pRDA ordinációs ábrája. A tengelyek melletti százalékos értékek a magyarázott variancia adott tengelyre eső részét, a bekeretezett címkék a faj-méretcsoportokat, a nyilak pedig az abiotikus változókat reprezentálják. A csillag a randomizációs tesztek szerint szignifikáns magyarázó változókat jelöli ($\alpha = 0,05$)

Figure 3. Ordination plot the pRDA model fitted on the size classified fish data (i.e., size groups of species data). Percentage in parentheses stands for the proportion of variance explained by the canonical axis in the total explained variance. Arrows represents abiotic variables; asterisks denote significance at $\alpha = 0,05$ level. Squared labels stand for size groups of species (see Table 3)

Bár kutatásunkban a fajok méretcsoportosítását a testhosszgyakorosság-eloszlás alapján végeztük, ami a fürge cselle kivételével a többi vizsgált faj esetében kettőnél több méretcsoportot eredményezett, úgy tűnik, hogy a kettőnél több méretcsoport figyelembevétele nem feltétlenül eredményezhet részletesebb betekintést a faj méretfüggő mikroélőhely-használatába ahhoz képest, amit egy durva (0+ és annál idősebb méretcsoportokkal végzett) vizsgálat eredményezne. Például, míg a kárpáti márna esetében a finomabb méretcsoportosítás árnyaltabb képet adott a halak mikroélőhelyi eloszlási mintázatáról, addig a fejes domolykó esetében a finom méretcsoportosításnak nem volt jelentősége a három legnagyobb méretcsoport esetében. Mindez arra enged következtetni, hogy az egyedi testhossznak a vizsgálatunkban alkalmazott kb. egy négyzetméteres felbontású mikroélőhely-használatra gyakorolt jelentősége a fajoktól függően változhat. Finomabb térfelbontással és/vagy több évszakban végzett kutatások eredményei várhatóan további lényeges ismereteket nyújthatnának a testhossz mikroélőhely-használatban betöltött szerepéről.

A magasabb hierarchikus térléptéken végzett kutatások szerint a medermorfológia gázló és medence mezohabitat foltok között húzóó grádiens mentén befolyásolja a pataki halegyüttesek térbeli szerveződését. A hazai halfajok közül a domolykó a medence, míg a kövicsfk a gázló mederegységekhez kötődik, és a kövicsfk-, valamint fürge cselle ivadékok denzitása negatív kapcsolatot mutat a domolykók (potenciális ragadozók) denzitásával (Erős et al. 2003). A halegyüttes-szerkezet mezohabitat egységeken belüli időbeli változatossága a medencék esetén lényegesen magasabb, mint a gázlók esetén (Erős & Grossman 2005), mely folton belüli dinamika hatást gyakorolhat az alacsonyabb térléptékű mikroélőhely használatra is. Ez alapján feltételezhető, hogy a halegyüttes-szerkezet mikroélőhely-foltok közötti különbözősége a medence mederegységeken belüli várhatóan kifejezettebb, mint a gázló mezohabitat egységeken belül.

Eredményeink áttekintése arra utal, hogy a halpopulációk és fajegyüttesek méretstruktúráltasága nemcsak magasabb térskálákon, hanem kis térléptéken is összefügg a vízfolyások hidro-geomorfológiai változatosságával. Ennélfogva a középhegységi kisvízfolyások hidro-geomorfológiai heterogenitása a vízügyi és természetvédelmi gyakorlatban is kiemelt figyelmet kell érdemeljen a középhegységi patakok halállományainak hosszútávon való fennmaradásának biztosítása érdekében. A természetvédelmi élőhelymegőrzést alapvetően a patakokat szegélyező, illetve vízgyűjtőjükön levő természetes fás társulások megőrzése, a völgyzáró gátas tározók létesítésének tiltása támogathatja. Emellett az élőhelyi változatosságnak kedvező rehabilitációs beavatkozások lehetnek például a fatörzsek mederbe döntése, gázlók és kőpadok mesterséges kőszórásokkal való kialakítása, melyek a sodorvonal kiterítésével természetes jellegű mederfejlődést indukálhatnak, a medret kísérő természetesen honos fajokból álló társulások újulatának támogatása, valamint az üzemen kívül levő vízügyi műtárgyak elbontása, a funkcionáló műtárgyak „halbarát” módon való átalakítása (például fenéklépcsők helyett surrantók építése).

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a terepi adatgyűjtésekhez nyújtott támogatásért Dr. Erős Tibornak (OTKAK104279 számú kutatás) és Dr. Csabai Zoltánnak. A kutatást az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-2-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

Irodalom

- Angermeier P.L., Karr J.R. (1984): Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 716–726.
- Copp G.H., Gutí G., Rovny B., Cerný J. (1994): Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fishes in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. *Environmental Biology of Fishes* 40: 329–348.
- Copp G.H., Kovác V., Siryová S. (2010): Microhabitat use by stream-dwelling spirlin *Alburnoides bipunctatus* and accompanying species: implications for conservation. *Folia Zoologica* 59/3: 240–256.
- Copp G.H., Penáz M. (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain. using a new sampling approach. *Hydrobiologia* 169: 209–224.

- Davey A.J.H., Hawkins S.J., Turner G.F., Doncaster C.P. (2005): Size-dependent microhabitat use and intraspecific competition in *Cottus gobio*. *Journal of Fish Biology* 67: 428–443.
- Dombai B., Sály P., Tóth B., Kiss I. (2010): Gébfajok (*Neogobius* spp.) aljzatfüggő éjszakai eloszlásmintázata a Duna gödi és szentendrei szakaszán. *Pisces Hungarici* 4: 17–25.
- Erős T., Botta-Dukát Z., Grossman G.D. (2003): Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 141–150.
- Erős T., Grossman G.D. (2005): Effects of within-patch habitat structure and variation on fish assemblage characteristics in the Bernecei stream, Hungary. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 256–266.
- Erős T., Sevcsik A., Tóth B. (2005): Abundance and night-time habitat use patterns of Ponto-Caspian gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the littoral zone of the River Danube, Hungary. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 350–357.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A., Schmera D. (2008): Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93: 88–105.
- Fraley C., Raftery A.E. (2002): Model-based clustering, discriminant analysis, and density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 97/458: 611–631.
- Frissell C.A., Liss W.J., Warren C.E., Hurley M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10/22: 199–214.
- Gaudin P., Caillière L. (1990): Microdistribution of *Cottus gobio* L. and juveniles of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Polskie archiwum Hydrobiologii* 37: 81–93.
- Gozlan R.E., Mastrotillo S., Dauba F., Tourenq J.N., Copp G.H. (1998): Multi-scale analysis of habitat use during late summer for 0+ fishes in the River Garonne (France). *Aquatic Sciences* 60: 99–117.
- Legendre P., Gallagher E.D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271–280.
- Legendre P., Legendre L. (1998): *Numerical ecology. 2nd English Edition*. Amsterdam: Elsevier Science BV.
- Pekárik L., Kosco J., Svátora M. (2012): Reference conditions for fish microhabitat use in foothill streams: a case study on undisrupted Carpathian streams. *River Research and Applications* 28: 369–376.
- Podani J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Budapest: Scientia Kiadó.
- Reichard M. (2008): Microhabitat use by fishes in the middle course of the River Gambia in the Niokolo Koba National Park, Senegal: a unique example of an undisturbed West African assemblage. *Journal of Fish Biology* 72: 1815–1824.
- Schlosser I.J. (1987): The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* 68/3: 651–659.
- Schlosser I.J. (1991): Stream fish ecology: A landscape perspective. *BioScience* 41/10: 704–712.
- Specziár A., Rezsü E.T. (2009): Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *Journal of Fish Biology* 75/1: 247–267.
- Vlach P., Dusek J., Svátora M., Moravec P. (2005): Fish assemblage structure, habitat and microhabitat preference of five fish species in a small stream. *Folia Zoologica* 54/4: 421–431.

Authors:

Ágnes MARODA, Péter SÁLY (saly.peter@okologia.mta.hu)



A magyar államot megillető halgazdálkodási jog felértékelésének módszertana a Ráckevei (Soroksári)-Duna példáján

Methodology for the valuation of the state-owned fisheries rights on the example of the Ráckeve branch of the Danube

Udvari Zs.¹, Györe K.², Poór Cs.¹

¹Földművelésügyi Minisztérium, Horgászati és Halgazdálkodási Főosztály, Budapest

²Györe és Társai Halászatbiológiai, Ökológiai szakértő és Szolgáltató Bt., Szarvas

Kulcsszavak természeti erőforrások, karakterisztika, hedonikus árindex, piaci érték

Keywords: natural resources, characteristic, hedonic price index, market value

Abstract

The necessity of monetary expression of natural resources is justified by the need to have available data on their place and weight within the national wealth of Hungary. In the case of fisheries waters owned by the Hungarian state, the objective is not to prepare a cost-benefit analysis of an investment, to assess the ex post value change of the natural resource or to calculate external costs, but to determine the market value of the given natural wealth. It was necessary to develop a compromise method that partly applies the most applicable monetary environmental valuation methods of practical environmental management (revealed preference – hedonic pricing method, willingness-to-pay analysis), but modifies them with all the qualifying factors (environmental performance) that characterize the given fisheries area and can cause significant differences.

Bevezetés

A halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény (a továbbiakban: Hhvtv.) 22. § (1) bekezdése alapján az államot megillető halgazdálkodási joggal kapcsolatosan a Hhvtv. hatályba lépését követően megkötésre került haszonbérleti és vagyonkezelési szerződésekből a Földművelésügyi Minisztérium a haszonbérbe ill. vagyonkezelésbe adó. Emiatt szükségessé vált az államot megillető halgazdálkodási jog mint vagyonértékű jog nyilvántartásba vétele, piaci értékének meghatározása. A természeti erőforrások pénzben kifejezett értékelésének szükségességét indokolja, hogy adatokkal kell rendelkezni ezek magyar nemzeti vagyonban elfoglalt helyéről, súlyáról.

Felmerül a kérdés, miként lehet meghatározni a magyar állam tulajdonát képező halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási jogának piaci értékét. Az ökoszisztéma szolgáltatásainak, a természeti tőke értékének közgazdaságtudományi megközelítésével, meghatározásával, becslésével napjainkban egyre több tanulmány foglalkozik. Alapvető hivatkozási mű Costanza és munkatársainak 1997-ben megjelent dolgozata (Costanza et al. 1997), Mooney és munkatársainak (Mooney et al. 1997), vagy Gowdy cikke (Gowdy 1997), valamint a Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) és annak közgazdasági értelmezése (TEEB 2010). Viszonylag bőségesen található cikk, könyv a témáról hazai viszonylatban is (Marjainé 2001, 2005, 2011, Marjainé et al. 2011, Marjainé és Eszlári 2012, Magda 2001, Szlávik 2005, Szlávik 2012, Dombi 2012).

Az ökológiai közgazdaságtan szakértőinek véleménye eltérő a természeti tőke és szolgáltatásai monetáris értékelhetőségét illetően. Kérdés, vajon eláruljuk-e a természetet, ha árat adunk a természeti javaknak? Tény, erkölcsi alapon nincs pusztítóbb, mint hogy mindenhez árat társítunk. Mindeztől a közgazdaság-tudományi megközelítések nem adtak választ arra, mennyit ér pl. a Duna vagy a Balaton, mondván azt úgysem lehet megadni

(Marjainé 2011). Számos ökológiai közgazdász azt a véleményt osztja, elengedhetetlen a természeti erőforrások gazdasági értékelése. Egyik jeles képviselőjük, Costanza a Föld ökoszisztémáinak szolgáltatásait megkísérelte monetáris alapon kifejezni (Costanza et al. 1997). A dolgozatról egyértelműen következett, hogy a természeti erőforrások monetáris értékelésének módszertani problémái ellenére is szükséges ez a közgazdasági aktivitás. A természeti erőforrások monetáris értékelésének eredményeit a természeti vagyon nemzeti elszámolásokban történő figyelembevételére során is alkalmazhatjuk (Navrud & Pruckner 1997). A természeti tőke monetáris értékeléséről beszámoló tanulmányok számottevő hányada (Munashinge 1993, Gren et al. 1995, Kosz 1996, Powell et al. 1997, Bartus et al. 2000) a legtöbb esetben egy feltételezett vagy valós környezeti diszturbanciát követő értékcsökkenést becsülnék (ex post) az ex ante érték megadása, ismerete nélkül.

Módszer

1. Becslési eljárások áttekintése

A magyar állam tulajdonában lévő halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga esetében nem egy beruházás költség-haszon elemzése, nem a természeti erőforrásban bekövetkező ex post értékváltozás becslése és nem az externális költségek számítása, hanem az adott természeti vagyon piaci értékének meghatározása a szándék. A feladat rendeltetése mindenképpen behatárolja a kiválasztható, alkalmazható értékbecslési módszert, módszereket. A területre specializált közgazdászok megkülönböztetnek közvetlenül (direkt) monetáris értéket adó módszereket és a természeti erőforrások pénzben becsült értékét közvetve (indirekt) módon meghatározó metodikákat. A direkt eljárások esetében közvetlenül számítják vagy kérdezik meg a természeti erőforrást használók fizetési hajlandóságát. A közvetett eljárásokban a természeti erőforrás használatában beállott változásokon keresztül következtetnek az erőforrás értékére. A magyar állam tulajdonát képező halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga piaci értékének meghatározásában leginkább megfelelő értékelési metodikák a keresleti görbe alapján becsülő módszerek csoportjába tartoznak. A kinyilvánított preferencia módszerek már megvalósult kifizetések szerint becsülnék, a módszercsoportból a direkt eljárások közül a piaci árakat figyelembe vevő, az indirekt eljárások közül pedig a hedonikus ármódszer és az utazási költség módszer jöhetne elvileg számításba a magyar állam tulajdonát képező halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga piaci értékének meghatározásakor (1. táblázat).

1. táblázat. Monetáris értékelési módszerek (Turner et al. 1994, Bateman et al. 2002, Marjainé 2005)

Keresleti görbe alapján becsülő módszerek				Nem származtatható keresleti görbe
Feltárt preferencia módszerek (hipotetikus piac)		Kinyilvánított preferencia módszerek (rejtett piac)		Kiesett jövedelem
Indirekt	Direkt	Indirekt	Direkt	Helyettesítési költségek
Feltételes választás	Feltételes értékelés	Utazási költség módszer	Piaci árak	Helyettesítő piaci javak
Feltételes rangsorolás		Hedonikus ármódszer	Mesterséges piac	Árnyék projekt módszer
		Kereseti különbségek		Védekezési költségek
				Termelékenység változása

1.1 Piaci ár

Az ideális piac jellemzői, hogy az egyes eladásra felkínált piaci javak között nincsenek minőségbeli különbségek (homogenitás), a piac minden résztvevője tisztában van az összes, a piaci csere tárgyára vonatkozó lényeges információval (transzparencia), valamint nincsenek időbeli és helyi különbségek. A horgászvizek minőségbeli és helyi különbözősége azonban mindenképpen olyan létező ténykörülmények, amelyek miatt lehetséges piacuk korántsem ideális, tökéletes. Tekintettel arra, hogy a horgásztavak forgalma világviszonylatban is aránylag alacsony, értékelésük alkalmával leggyakrabban az ingatlan párok összehasonlításán alapuló módszert használják. Az alapjellemezők kiválasztása vagyis azon sajátosságok (lokáció, megközelíthetőség, a víz minősége, trofikus állapota, vízgyűjtő

medence, veszélyeztetettség jellege, tájértékek, horgászati hasznosítás szintje, infrastruktúra), amelyek valószínűsíthetően döntő befolyással bírnak a halgazdálkodási vízterületek tranzakciós árainak szintjére minden esetben a helyi viszonyoktól függ. A piaci viszonyok statisztikai elemzése egy másik lehetséges módszer a halgazdálkodási vízterület halgazdálkodási jog értékének meghatározásában. Az alkalmazott módszerek (statisztikai próbák, korreláció és regresszió alapú kapcsolatvizsgálatok, trendelemzés, szezonális keresése, autokorreláció, simítási eljárások) feltárják azon piaci mechanizmusokat, melyek egymásra hatva befolyásolják a piac alakulását. A magyarországi halgazdálkodási vízterületek tranzakcióinak száma túl alacsony, valós piacuk csupán a magántulajdonú horgásztavakra szorítkozik, amely alapján a más típusú vízterületek (különböző nagyságú természetes vízfolyások, természetes tavak, holtágak, hegy-, domb- és síkvidéki víztározók, bányatavak, csatornák) piaci értéke nem becsülhető, vagyis a nem önálló környezetértékelési hasznávitel (benefittransfer) módszere nem alkalmazható jelen feladatban.

1.2 Utazási költség módszer

Olyan környezeti javak értékelésére alkalmas, amelyek esetében a rekreációs tőke a meghatározó. Az eljárás a fogyasztás valós, már megtörtént eseményei (megfigyelt magatartások), az odalátogatók utazásra fordított költségei alapján számítja a természeti erőforrás értékét. Az alkalmazott modelltől függően a metodika a kérdőív elkészítése, tesztelése, az értékelési procedúra előkészítése, ütemezése, a kérdőív lekérdezése, az adatok statisztikai elemzése folyamatában rendkívül idő- és költségigényes eljárás. A kérdőívek pontjainak lekérdezési helyzete alapvető befolyással bír a válaszokra (válasz megtagadása, elvárható válaszok). Néhány közgazdasági szakember szerint (Randall 1994) az eljárás önmagában való alkalmazása nem nyújt megbízható adatokat, miután az utazás „ára” voltaképpen megfigyelhetetlen, ezért azt lehetőség szerint egyéb más, célravezetőbb módszerek (pl. feltételes értékelés, Navrud & Mungatana 1994) kiegészítőjeként szükséges alkalmazni.

1.3 Hedonikus (élvezeti) ármódszer

A kinyilvánított, egyéni preferencián alapuló eljárás a szolgáltatás megtörtént eseményeit követően becsüli az értéket. Feltételezi, hogy a környezeti szolgáltatások hatással bírnak egy adott területen található ingatlan piaci értékére. A metodika a karakterisztika elméletén alapul, ami a természeti értéket, szolgáltatást a jellemzők sokaságaként értelmezi, abból kiindulva, hogy a fogyasztók, hasznosítók számára nem maga a szolgáltatás, hanem jellemzőinek összessége jelentik a hasznosságot. Az eljárás alapeleme a termék piaci alapára, majd erre épül a karakterisztikák (értékösszetevők) ársorozata. Viszonylag kevés olyan tanulmány ismert, mely az élvezeti ármódszert alkalmazza, és még kevesebb, mely a természeti erőforrások értékének meghatározásával foglalkozik (Garrod & Willis 1992). A módszer használatát a System of National Accounts (mérvado nemzetközi statisztikai szabvány) olyan termékek és szolgáltatások esetében javasolja, amelyek a fogyasztók számára nyújtott haszna döntően néhány fő karakterisztikától függ, és amely termékekből egyszerre jelentős mennyiségű különböző minőség van jelen a piacon. Jó regresszióval fogyasztói hasznosságot tükröző értékindexet kaphatunk, ami az árban nem jelentkező minőségváltozásokat is képes kezelni.

2. Halgazdálkodási vízterületek piaci érték becslésének új koncepciója

Nincs tökéletes indexszámítás, de vannak az értékbecsléseket bizonyos helyzetekben a többi módszernél jobban kezelő metódusok (Négyesi 2003). Ugyanakkor nem elhanyagolható az a tény sem, hogy a már meglévő módszerek alkalmazása mellett az új eljárások kipróbálása, illetve tesztelése is fontos lehet, különös tekintettel azok gyakorlati alkalmazásának lehetőségeire (Spash & Carter 2001). Hasonló véleményen van Navrud és

Bergland (2001) is, akik mindezen felül egy egységes környezet értékelési adatbázis kialakítását, valamint további útmutatók elkészítését tartják fontosnak.

Az egyes módszerek előnyeinek és hátrányainak mérlegelésekor rájöttünk, egyetlen metodikát sem tudunk teljes egészében alkalmazni a speciális feladat megoldásában. Mindezek alapján tehát szükséges volt a magyar állam tulajdonát képező halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga piaci értékének meghatározásához egy olyan kompromisszumos megoldású, speciális, egyéni módszer kidolgozása, mely részben alkalmazza a gyakorlati környezetgazdálkodás monetáris környezetértékelési módszerei közül a leginkább használható(ka)t (kinyilvánított preferencia, hedonikus árindex, fizetési hajlandóság), mindazon minősítő tényezőkkel (környezeti teljesítmény) módosítottan, amelyek számottevő különbségeket okozóan jellemzik az adott halgazdálkodási vízterületet mint természeti értéket.



1. ábra. A halgazdálkodási vízterület értékének meghatározásánál figyelembe vett minősítő értékek

A hedonikus árindexben a halgazdálkodási vízterület alapárában egyrészt a használók, hasznosítók azon visszahatását vettük figyelembe, amely alapján felmérhető az adott természeti erőforrás irányában megnyilvánuló preferenciájuk (a horgászvizek területi jegyeinek ténylegesen tetten érhető forint összege), másrészt beszámítottuk az állam felé fizetendő haszonbérleti díj összegét. A halgazdálkodási vízterületre megváltott területi jegyek + haszonbérleti díj összege egyáltalán nem tükrözi az adott ökoszisztéma-szolgáltatás valódi értékét. Ezt orvosolandó, keresnünk kellett a gazdasági érték összetevőit (szélesebb értelemben vett értékek keverékét), hogy a környezeti jellemzők alulértékelése minimalizálható legyen. Javasoljuk egy ún. értéknövelt területi jegy alapú effektív fizetési szándék fogalom és módszer bevezetését. Az eljárás hasonlatos a hedonikus árindex eljárásánál alkalmazott modellhez. A környezeti teljesítmény (a víz lényegi sajátosságait meghatározó természeti, földrajzi, társadalmi adottságok halmaza, melyek megkülönböztetik a típust a többitől) becslésében a hedonikus árindex függvényéhez az 1. ábrán megjelölt magyarító változókat (minősítő értékeket) választottuk ki.

Minősítő értékeként (a környezet természeti és antropogén, materiális és immateriális elemei, melyek a horgászok számára hasznosíthatók, vagy amelyek tevékenységükre

befolyással bírnak), azok lehetséges állapotaihoz vagy a kvantitatív, vagy pedig a kvalitatív információk alapján egy-egy olyan számértéket rendeltünk, amelyeket két határérték közötti pontrendszerben helyeztünk el (karakterisztikák szerint némiképp eltérő minimum és maximum értékek mellett), hogy a relációs adatbázis a lehető legkevesebb adatot tartalmazza és az adatok jobban összevethetők legyenek (skalázott adatok). Az intervallum skála számértékei megkülönböztethetők, sorrendiségük fontos, az közöttük lévő különbségeknek értelmük van. 1-nél kisebb számmal mindenkor a karakterisztika átlagostól lefelé eltérő állapotát kívántuk megjeleníteni. A tíz preferált karakterisztika, halmazelméleti hasonlaltal élve, mint esemény egyszerre következik be (egyszerre hat), vagyis a tíz karakterisztika metszete:

$$\bigcap_{i=1}^{10} A_i = A_1 \cap A_2 \cap A_3 \cap A_4 \cap A_5 \cap A_6 \cap A_7 \cap A_8 \cap A_9 \cap A_{10}$$

így eredőjük nem additív módon képződik, hanem szorzatként. A hatáseredő egyértelműen multiplikatív, szinergikus, a részelemek együttes működése révén érték teremődik, ami nem magyarázható egyszerűen a részelemek tulajdonságaival, azaz nem összeadódó jelenségekről van szó. A különálló részelemek kombinációja eredőjeként új érték képződik, mely nem létezne a többi komplementer természeti erőforrás segítségével nélkül. Miután az értékteremtési szakaszt folyamatos szinergia (ill. disz-szinergia) mellett értelmezzük, az idődimenzió dilemmája (korlátja) nem merül fel. A regressziós modellt 2017. évre aktualizáltan a következő formula szerint írtuk fel:

$$\mathbf{HVT}_{\text{tge}} = (\mathbf{TJ}_a + \mathbf{HD}_a) * (\mathbf{Vt} * \mathbf{Vmá} * \mathbf{Öká} * \mathbf{Hh} * \mathbf{Tu} * \mathbf{Te} * \mathbf{Em} * \mathbf{Is} * \mathbf{Kr} * \mathbf{Tj}),$$

ahol $\mathbf{HVT}_{\text{tge}}$ = az adott halgazdálkodási vízterület teljes gazdasági értéke, \mathbf{TJ}_a = a területi jegyvásárlások végösszege adott évben, \mathbf{HD}_a = a haszonbérleti, vagyonkezelési díj összege, \mathbf{Vt} = víztípus, $\mathbf{Vmá}$ = vízmennyiségi állapot, $\mathbf{Öká}$ = ökológiai állapot, \mathbf{Hh} = halhozam, \mathbf{Tu} = természetes utánpótlás, \mathbf{Te} = telepítés, \mathbf{Em} = elhelyezkedés és megközelíthetőség, \mathbf{Is} = infrastruktúra, \mathbf{Kr} = különleges rendeltetés, \mathbf{Tj} = természetvédelmi jelentőség minősítő pontszám

3. Minősítő értékek

3.1 Víztípus

A halgazdálkodási vízterületek víztípus szerinti besorolásában alapvetően a második Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT 2015) tipológiájára támaszkodtunk mind a vízfolyások, mind pedig az állóvizek esetében. A felkért szakértők a víztípusok validálását az élőlények minőségi és mennyiségi jellemzőit leíró adatok többváltozós statisztikai elemzésével végezték. A biológiai validáció eredményei szerint 10 vízfolyás típust, illetve 15 hidromorfológiai altípust különítettek el. Amennyiben egy adott halgazdálkodási vízterület típusbesorolása megtalálható volt a VGT 1. függelékében, úgy azt átvettük, a függelékből hiányzókat a 2. táblázat szerinti jellemzők alapján magunk soroltuk be. Miután a 15 altípus kezelése a karakterisztika pontrendszerében nehézkes lett volna, a hossz, a vízgyűjtőterület nagysága, a vízhozam, a vízállandóság, a vízcserre, a vízmélység, a pufferkapacitás, a reziliencia figyelembevétele mellett a szükségszerű racionális összevonások után mindössze öt kategóriát állítottunk fel, amelyekbe a potenciálisan hasonló értékű víztesteket soroltuk: ① folyam, folyó; ② közepes folyó, mellékág, nagy csatorna; ③ kislefolyó, közepes csatorna; ④ patak, kis csatorna 1 és ⑤ csermely, ér, jelentéktelen vízmennyiséggel rendelkező kis csatorna 2.

Az állóvizek típusba sorolásakor a VGT 2015 a méretet, az átlagmélységet, a tengerszint feletti magasságot, valamint a geokémiai jelleget vette számításba mint tipológiai elemeket. Az állóvizekre vonatkozó tipológia 8 természetes állóvíz típust különített el ugyancsak a biológiai adatok figyelembevételeivel (3. táblázat).

2. táblázat. Felszíni vízfolyások típusai (VGT 2015 alapján) és hagyományos elnevezésük

Hidromorfológiai altípus	Domborzati karakter	Hidrogeokémiai jelleg	Mederanyag	Vízgyűjtő méret	Mederesés	Hagyományos elnevezés
1S	dombvidéki-hegyvidéki	szilikátos	durva	kicsi (S)	nagy	<i>patak</i>
2S	dombvidéki-hegyvidéki	meszes	durva	kicsi (S)	nagy	<i>patak</i>
2M	dombvidéki-hegyvidéki	meszes	durva	közepes (M)	nagy	<i>kisfolyó</i>
3S	dombvidéki	meszes	durva-közepes-finom	kicsi (S)	közepes	<i>patak, csatorna</i>
3M	dombvidéki	meszes	durva-közepes-finom	közepes (M)	közepes	<i>kisfolyó, csatorna</i>
4L	dombvidéki	meszes	durva	nagy (L)	közepes	<i>közepes folyó</i>
5S	síkvidéki	meszes	durva	kicsi (S)	kicsi	<i>ér</i>
5M	síkvidéki	meszes	durva	közepes (M)	kicsi	<i>kisfolyó</i>
6S	síkvidéki	meszes	közepes-finom	kicsi (S)	kicsi	<i>csermely, csatorna</i>
6M	síkvidéki	meszes	közepes-finom	közepes (M)	kicsi	<i>kisfolyó, csatorna</i>
7L	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagy (L)	kicsi	<i>közepes folyó, csatorna</i>
8N	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagyon nagy (N)	kicsi	<i>nagyfolyó, mellékág</i>
9F	síkvidéki	meszes	durva	Duna méretű	közepes	
9K	síkvidéki	meszes	durva	Duna méretű	kicsi	<i>folyam</i>
10A	síkvidéki	meszes	közepes-finom	Duna méretű	kicsi	

3. táblázat. A felszíni állóvizek típusai (VGT 2015 alapján) és hagyományos elnevezésük

Biológiai típus	Méret (felület km ²)	Domborzati karakter	Geokémiai jelleg	Vízmélység (m)	Hagyományos elnevezés
1	>10	síkvidéki	meszes	3-5	<i>természetes tó</i>
2	>10	síkvidéki	szikes	1-3	<i>természetes szikes tó</i>
3	<10	síkvidéki	szikes	<1	<i>természetes szikes tó</i>
4	<10	síkvidéki	szikes	1-3	<i>természetes szikes tó</i>
5	<10	síkvidéki	meszes-szerves	1<, 1-3	<i>természetes tó, tározó, holtág, bányató</i>
6	<10	síkvidéki és dombvidéki	meszes	3-5, >5	<i>bányató</i>
7	>10	síkvidéki és dombvidéki	meszes	3-5, >5	<i>tározó</i>
8	<10	dombvidéki és síkvidéki	meszes	<1, 1-3	<i>tározó, halastó</i>

Amennyiben egy adott halgazdálkodási állóvíz típusbesorolása megtalálható volt a VGT 1. függelékében, úgy azt átvettük, a függelékből hiányzókat a 3. táblázat szerinti jellemzők alapján magunk soroltuk be. Miután a 8 altípus kezelése a karakterisztika pontrendszerében ebben az esetben is körülményes lett volna, a vízgyűjtőterület nagysága, a vízállandóság, a vízcsera, a vízmélység, a pufferkapacitás, a reziliencia figyelembevétele mellett a szükségyszerű racionális összevonások után a vízfolyásoknál tárgyaltakhoz hasonlóan öt kategóriát állítottunk fel, amelyekbe a potenciálisan hasonló értékű víztesteket soroltuk: ① nagy tó; ② hullámtéri holtág; ③ bányató, dombvidéki víztározó; ④ kis tó, síkvidéki víztározó; ⑤ mentett oldali holtág. A víztér kategóriák pontrendszerének intervallum skálája 1,00 minimális értéktől az 5,00 maximális számértékgig tart (4. táblázat). A karakterisztika esetében nem számoltunk disz-szinergia (értékcsoökkentő) hatással.

4. táblázat. Potenciálisan hasonló értékű víztér kategóriák minősítő értékei

Vízfolyás típus	Minősítő	Állóvíz típus
folyam, nagyfolyó	5,00	nagy tó
közepes folyó, mellékág, nagy csatorna	3,00	hullámtéri holtág
kisfolyó, közepes csatorna	1,50	bányató, dombvidéki víztározó
patak, kis csatorna 1	1,20	kistó, síkvidéki víztározó
csermely, ér, kis csatorna 2	1,00	mentett oldali holtág

3.2 Vízmennyiségi állapot

A VGT 2015 jelentés 6-4. melléklete (vízfolyások, állóvizek hidromorfológiai és mennyiségi állapota) a vízterek mennyiségi állapotának numerikus és szöveges értékelésére ad támpontot. Azon halgazdálkodási vízterületek esetében, amelyekre vonatkozóan a VGT mellékletekben nem találtunk adatot, a jelentés 6-4b térképe alapján határoztuk meg a

víztest valószínűsíthető mennyiségi állapotát. Amennyiben a VGT 2015 jelentésben a víztér numerikus állapotjelzése 1 vagy 2, úgy a vízmennyiség állapotot jónak értékeltük, a 3 megítélése mérsékelt, a 4 és 5 érték gyenge minősítést kapott. A halgazdálkodási vízterületek vízmennyiségi állapotát jellemző pontrendszer intervallum skálája 0,75 minimális értéktől az 1,25 maximális számértékig tart (5. táblázat). A karakterisztika esetében számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással, ezért választottuk alapnak a 0,75 értéket.

5. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek vízmennyiségi állapotát minősítő értékei

Vízmennyiségi állapot	Minősítő érték
jó	1,25
mérsékelt	1,00
gyenge	0,75

3.3 Ökológiai állapot

A VGT 2015 jelentés 6-1. melléklete a halgazdálkodási vízterületek ökológiai állapotának numerikus és szöveges értékelésére ad támpontot. Azon halgazdálkodási vízterületek esetében, amelyekre vonatkozóan a VGT 2015 mellékletében nem találtunk adatot, a jelentés 6-1. térképe alapján határoztuk meg a víztest valószínűsíthető ökológiai állapotát. Amennyiben a VGT 2015 jelentésben a víztér numerikus állapotjelzése 1 vagy 2, úgy az ökológiai állapotot jónak értékeltük, a 3 megítélése mérsékelt, a 4 és 5 érték gyenge minősítést kapott. A halgazdálkodási vízterületek ökológiai állapotát jellemző pontrendszer intervallum skálája 0,75 minimális értéktől az 1,25 maximális számértékig tart (6. táblázat). A karakterisztika esetében számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

6. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek ökológiai állapotát minősítő értékei

Ökológiai állapot	Minősítő érték
jó	1,25
mérsékelt	1,00
gyenge	0,75

3.4 Halhozam

Halgazdálkodási vízterületek esetében a szakemberek a hozam alatt a szabályszerűen kifogott halak területegységenkénti mennyiségét értik (kg/ha). A továbbiakban a hozam fogalmat ebben az értelemben használjuk. A közel 1400 darab halgazdálkodási vízterület egyedi hozamát nem az általánosított határértékekkel dolgozó irodalmi adat (Antalfi & Tölg 1971) alapján határoztuk meg, hanem a 2014-2017. évi konkrét fogások átlagaként (NÉBIH halfogási szakrendszer - URL1). A valóságos értékeket öt osztályba soroltuk a 7. táblázat határértékei alapján. A halgazdálkodási vízterületek halhozamát jellemző pontrendszer intervallum skálája 1,00 minimális értéktől az 1,50 maximális számértékig tart. A karakterisztika esetében nem számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

7. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek halhozamát minősítő értékei

Halhozam határértékei (kg/ha)	Minősítő érték
>250 kg/ha (kimagasló)	1,50
150-250 kg/ha (magas)	1,30
100-150 kg/ha (mérsékelt)	1,20
50-100 kg/ha (alacsony)	1,10
<50 kg/ha (csekély)	1,00

3.5 Természetes utánpótlás

A természetes utánpótlás minősítő értékelését konkrét számadatok hiányában, az ívó és ivadékbölcső helyek, valamint a halgazdálkodási kéméleti területek megléte vagy hiánya,

illetve minősége, a fogási tilalmi idő alóli mentesség kérelme alapján végeztük. Jó minősítést az a víztér kapott, amely többféle megfelelő komfortfokozatú ívóhellyel rendelkezik, kijelöltek rajta kémleleti területet, vállalták a természetes ívóhelyek rekonstrukcióját, illetve új ívóhelyek kialakítását, és a halgazdálkodási jogosult nem kért egyetlen halfaj esetében sem fogási tilalom alóli mentességet. Mérsékelt minősítésűnek ítéltük azokat a vizeket, amelyek esetében jobbra csak a másodrendű haszonhalak (keszegfélék) ívása és ivadéknevelése történik meg, illetve a halgazdálkodásra jogosultak egy halfaj esetében kértek fogási tilalom alóli mentességet. Gyenge minősítésűeknek soroltuk be azokat a halgazdálkodási vízterületeket, amelyek már nagyságuknál (1-2 ha) fogva sem alkalmasak ívóterület fenntartására, illetve többféle ívási szubsztrátum is hiányzik, többnyire csak idegenhonos halfajok (ezüstkárász, razbóra, törpeharcsa fajok) ívása figyelhető meg, továbbá több halfaj esetében kértek a hasznosítók fogási tilalom alóli mentességet. Az adatokat a halgazdálkodásra jogosultak által kitöltött kérdőívek útján szereztük be. A halgazdálkodási vízterületek halpopulációinak természetes utánpótlását minősítő pontrendszer intervallum skálája 0,75 minimális értéktől az 1,25 maximális számértékig tart (8. táblázat). A karakterisztika esetében számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

8. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek halpopulációinak természetes utánpótlását minősítő értékei

Természetes utánpótlás	Minősítő érték
jó	1,25
mérsékelt	1,00
gyenge	0,75

3.6 Telepítés

A közel 1400 halgazdálkodási vízterület esetében a haltelepítés szintjét a 2014-2017. évi konkrét halkihelyezések átlagaként határoztuk meg (NÉBIH Országos Halgazdálkodási Adattár adatok). Az értékeket kimagasló, magas, mérsékelt, alacsony és csekély nominális mutatókkal és a hozzárendelt határértékek alapján öt osztályba soroltuk (9. táblázat). A halgazdálkodási vízterületek telepítését minősítő pontrendszer intervallum skálája 1,00 minimális értéktől az 1,50 maximális számértékig tart. A karakterisztika esetében nem számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

9. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek telepítési szintjét minősítő értékei

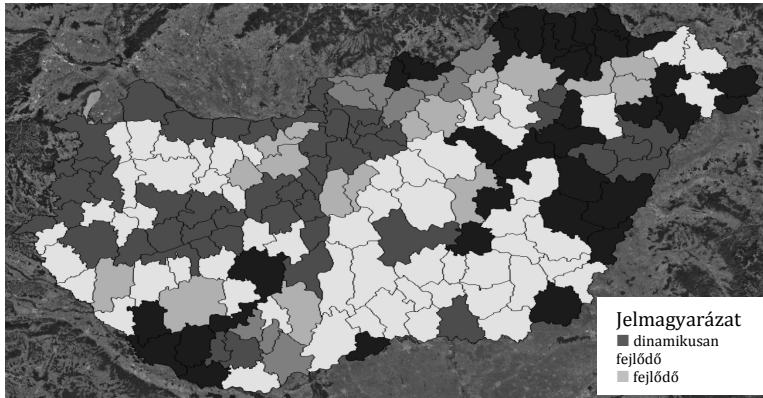
Haltelepítés határértékei (kg/ha)	Minősítő érték
>500 kg/ha (kimagasló)	1,50
100-500 kg/ha (magas)	1,30
50-100 kg/ha (mérsékelt)	1,20
10-50 kg/ha (alacsony)	1,10
<10 kg/ha (csekély)	1,00

3.7 Elhelyezkedés, megközelíthetőség

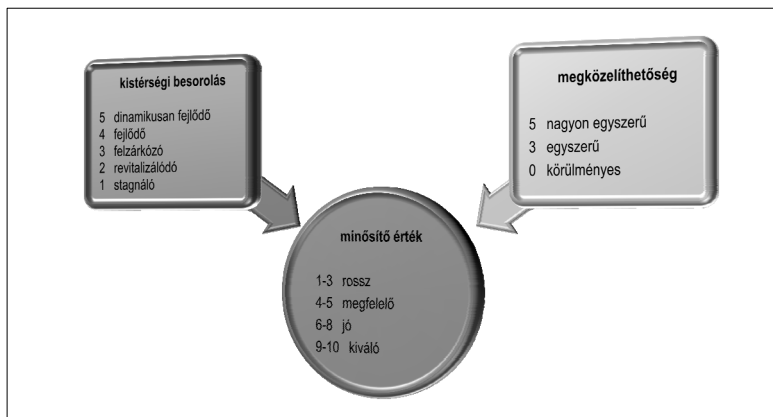
A gazdasági térszerkezet (makrokörnyezet) mérhetetlenül komplex, számos tényező additív, illetve szinergikus eredőjeként illusztrálható. A mutatók összevont elemzése alapján 5 eltérő fejlődési pályát bejáró térségtípus különíthető el (2. ábra). Ezt az öt minősítő kategóriát vettük át a halgazdálkodási terület gazdasági, térszerkezeti elhelyezkedésének rangsorolásában, ahol a dinamikusan fejlődő 5, a fejlődő 4, a felzárkózó 3, a revitalizálódó 2, a stagnáló pedig 1 pontot kapott.

Adott halgazdálkodási vízterület esetében a megközelíthetőséget nagyon egyszerűnek minősítettük, amennyiben kiváló minőségű utak révén közelíthető meg, időjárástól függetlenül mindig járható műút vezet a víztér partközelébe, közvetlen környezetében kiépített, szilárd burkolatú parkoló található, valamint internetes szolgáltatás található a megközelítési útvonal kiválasztására Magyarország bármely pontjáról (5 pont). Egyszerű megközelíthetőségi minősítést kapott a víztér, ha kiváló minőségű utak révén közelíthető

meg, de a víztér közvetlen elérése nem szilárd burkolatú úton lehetséges, illetve nincs kiépített parkoló a víztér közvetlen közelében (3 pont). Körülményesnek ítéltük azoknak a víztereknek a megközelíthetőségét, melyekhez viszonylag jó minőségű utak vezetnek, de az utolsó néhány km-es szakaszt földúton, erdősávokban, bokrok között kell megtenni gépkocsival, gyalogosan (0 pont). A kistérségi besorolás (elhelyezkedés) és a megközelíthetőség összeadott pontértékeiből képeztük a minősítő érték rossz, megfelelő, jó és kiváló nominális kategóriáit (3. ábra).



2. ábra. Magyarország gazdasági térszerkezete (Magyar Köztársaság Kormánya 2012)



3. ábra. Az elhelyezkedés és a megközelíthetőség összegzett pontjaiból képzett nominális minősítő érték

A halgazdálkodási vízterületek elhelyezkedését és megközelíthetőségét minősítő pontrendszer intervallum skálája 0,75 minimális értéktől az 1,50 maximális számértékig tart (10. táblázat). A karakterisztika esetében számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

10. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek elhelyezkedését és megközelíthetőségét minősítő értékei

Elhelyezkedés, megközelíthetőség	Minősítő érték
kiváló	1,50
jó	1,25
megfelelő	1,00
rossz	0,75

3.8 Infrastruktúra

A számba vehető infrastruktúra elemek körét (a tartózkodást szolgáló, ún. származtatott kínálatához tartozó létesítményeket) az államot megillető halgazdálkodási jog vagyongazdálkodásba, pályázati úton történő haszonbérbe, valamint alhaszonbérletbe adásának egyes szabályairól szóló 89/2015. (XI.22.) FM rendelet pályázat értékelési pontrendszere alapján határoztuk meg: elektronikus területi jegy forgalmazás, csónakkikötő, csónakkölcsönzés, bérelhető felszerelések, horgászcsikk kölcsönzés, akadálymentes horgász hely mozgáskorlátozottak számára, szálláshely, sátorozási lehetőség, esőbeálló, tűzrakó helyek, kommunális blokkok, büfé, elektromos áram felvétel, Wi-Fi, vízszolgáltatás. Az infrastruktúra minősítését a szerint végeztük, hogy adott halgazdálkodási vízterület esetében mennyi infrastruktúra elem meglétével lehetett számolni. Kiváló lett az infrastruktúrával való ellátottság, amennyiben legalább 9 elem állt rendelkezésre, jó minősítést kapott a víztér infrastruktúrája, ha 5-8 elem volt valószínűsíthető, mérsékelt infrastruktúrájú volt az a horgászvíz, amely 2-4 elemmel rendelkezett, infrastruktúra nélkülinek vettük a kevesebb, mint 2 elemmel rendelkező vízterületeket. A halgazdálkodási vízterületek infrastruktúráját minősítő pontrendszer intervallum skálája 0,75 minimális értéktől az 1,50 maximális számértékig tart (11. táblázat). A karakterisztika esetében számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

11. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek infrastruktúráját minősítő értékei

Infrastruktúra	Minősítő érték
kiváló (több, mint 8 elem)	1,50
jó (5-8 elem)	1,25
mérsékelt (2-4 elem)	1,00
rossz (kevesebb, mint 2 elem)	0,75

3.9 Különleges rendeltetés

A minősítést akképpen végeztük, hogy adott halgazdálkodási vízterület különleges rendeltetésű-e, vagy nem. A halgazdálkodási vízterületek különleges rendeltetését minősítő pontrendszer intervallum skálája 1,00 minimális értéktől a 2,00 maximális számértékig tart (12. táblázat). A karakterisztika esetében nem számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

12. táblázat. Halgazdálkodási vízterületek különleges rendeltetését minősítő értékei

Különleges rendeltetés	Minősítő érték
van	2,00
nincs	1,00

3.10 természetvédelmi jelentőség

A környezeti teljesítmény minősítő értékei között számításba vettük azt, hogy adott halgazdálkodási terület milyen védettségi szintű, illetve védelmi kategóriájú területen fekszik. A védelmi kategóriák közül csak az országos jelentőségű nemzeti parkot, tájvédelmi körzetet, természetvédelmi területet és a Natura 2000 területet vettük figyelembe. A besorolásokat a Természetvédelmi Információs Rendszer internetes oldal (URL2) információi alapján végeztük. Azokat a vízterületeket, amelyeket a környezetvédelmi teljesítmény minősítésekor különleges rendeltetés címen már pozitívan értékeltünk, nem osztottuk be egyetlen védelmi kategóriájú területhez sem a multikollinearitás elkerülése miatt.

A halgazdálkodási vízterületek természetvédelmi jelentőségét minősítő pontrendszer intervallum skálája 1,00 minimális értéktől az 1,50 maximális számértékig tart (13. táblázat). A karakterisztika esetében nem számoltunk a disz-szinergia (értékcsökkentő) hatással.

13. táblázat. A természetvédelmi jelentőséget minősítő értékei

Természetvédelmi jelentőség	Minősítő érték
nemzeti park területén (NP)	1,50
tájvédelmi körzet területén (TK)	1,30
természetvédelmi területen (TT)	1,20
NATURA 2000-es területen	1,10
nem védett területen, illetve különleges rendeltetésű halgazdálkodási vízterület	1,00

4. Effektív fizetési szándék (területi jegy vásárlás)

A horgászok területi jegy vásárlásában kinyilvánított preferenciája (effektív fizetési szándéka) a halgazdálkodási vízterület szolgáltatásait illetően nem kérdőjelezhető meg a monetáris értékelési eljárásban, ez a típusú preferencia nem változtatható meg rosszindulatúan, mint például egy feltételes értékelés kérdőívén feltett kérdések esetén (hipotetikus piacokon jóval magasabbak a felajánlások). Konkrétabb társadalmi részvétel figyelembe vételére nincs is szükség, ezenfelül nem számottevő a csoportérdek mentén érvényesülő megosztottság, a horgásztársadalom összetartása közismerten példamutató. A területi jegy vásárlásokra vonatkozó adatokat vízterületenként közvetlenül a halgazdálkodási jogosultaktól szereztük be.

5. Haszonbérleti díj, vagyonkezelési díj

A halgazdálkodási jog haszonbérletéért a Hhvtv. végrehajtására kiadott, az államot megillető halgazdálkodási jog vagyonkezelésbe, pályázati úton történő haszonbérbe, valamint alhaszonbérbe adásának egyes szabályairól szóló 89/2015. (XII. 22.) FM rendeletben az egyes víztípusok „halgazdálkodási értéke” alapján meghatározott, 3. melléklet szerinti haszonbérleti díjat kell évente és hektáronként fizetni (14. táblázat). A díj mértékének megállapításánál minden megkezdett hektárra vonatkozóan egész hektáronkénti díjat számítanak, a díj legkisebb összege a terület nagyságától függetlenül 10 000 Ft. A díj mértéke 5 évente emelkedik a Központi Statisztikai Hivatal által megállapított előző 5 évi inflációs rátának megfelelően, amelyről a halgazdálkodási hatóság a szerződés megkötését követően 5 évente tájékoztatja a halgazdálkodásra jogosultat.

14. táblázat. A haszonbérleti, valamint a vagyonkezelési díj mértéke [89/2015. (XII.22.) FM rendelet 3. melléklet]

Víztípus	Haszonbérleti, ill. vagyonkezelési díj (Ft/ha/év)
Folyó, folyam	500
kivétel	
Duna, Tisza	300
Ráckevei (Soroksári)-Duna	600
Hullámtéri holtág	1 000
Mentett oldali holtág	2 000
Patak, kisvízfolyás, csatorna	1 000
Tó, bányató, víztározó	3 000
kivétel	
Tisza-tó, Velencei-tó	500
Kis-Balaton, Fertő	300
Balaton	200

Eredmény

A Ráckevei (Soroksári)-Duna (víztérkód 13-0017-1-1), mint karakterisztikus halgazdálkodási vízterület esetében, a módszer (modell) megfelelő, elvárt működését ellenőrizve számoltuk a piaci értéket. A különböző típusú (bojlis, 5 napos, hétvégi, napi, turista, éves, felnőtt, ifjúsági gyermek) területi jegy eladások éves összege a halgazdálkodásra jogosult (Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, továbbiakban Szövetség) adatközlése alapján 366 185 000 Ft. Haszonbérleti díjként a Szövetség az 1766,4 hektáros

nyilvántartott halgazdálkodási terület után 1 060 200 Ft haszonbérleti díjat fizet évente. A piaci alapár így (területi jegyvásárlások + haszonbérleti díj) összesen 367 245 200 Ft.

A vízterület esetében a víztípus kódja 8N (síkvívidéki, meszes, közepes-finom mederanyag, nagyon nagy vízgyűjtő, kicsi mederesés), hagyományos elnevezéssel mellékág. A minősítő érték 3,00. A Duna-ág vízmennyiségi numerikus állapotjelzése a VGT 2015 jelentés szerint 2, a minősítő érték 1,25. Az erősen módosított víztér a VGT 2015 jelentésben a biológiai elemek szerint gyenge, a fizikai-kémiai elemek alapján mérsékelt állapotú, ennek megfelelően az integrált állapot gyenge (numerikusan 4). A gyenge ökológiai állapot minősítő értéke 0,75. A mellékág horgász fogása hektáronként 80 kg körüli, halhozama így az 50-100 kg/ha határértékek közötti, nominálisan alacsony értékű, a minősítő érték 1,10. A halgazdálkodási vízterület biztosítja a halközösséget alkotó halfajok populációinak természetes utánpótlását, nominális minősítése jó, a minősítő érték 1,25. A Szövetség hektáronként 108 kg halat telepít, ami nominálisan magas szintű, 100-500 kg/ha határértékek közötti. A minősítő érték 1,30. A víztér nagyobb része a Ráckevei kistérségben van, felső szakasza a fővároshoz tartozik. Gazdasági térszerkezete a fejlődő térségtípusba sorolható (4 pont), megközelíthetőség szempontjából egyszerű minősítést kapott (3 pont). Az elhelyezkedés és megközelíthetőség összegzett pontértékre (7 pont) alapozott nominális minősítése jó, a minősítő érték 1,25. A számba vehető infrastruktúra elemek száma 10 (elektronikus területi jegy forgalmazás, csónakkikötő, csónakkölcsonzés, szálláshely, sátorozási lehetőség, tűzrakó helyek, kommunális blokkok, büfé, elektromos áram felvétel, vízszolgáltatás), nominális minősítése kiváló (több, mint 8 elem). A minősítő érték 1,50. A halgazdálkodási vízterület nem különleges rendeltetésű, így a minősítő érték 1,00. A mellékág teljes szakasza Natura 2000 vízterület, a minősítő érték 1,10. A tíz preferált karakterisztika eredője 10,369. A halgazdálkodási vízterület halgazdálkodási jogának teljes gazdasági értéke a regressziós modell szerint 3 807 965 eFt (azaz hektáronként 2,156 MFt).

Értékelés

Feladatunk a környezeti értékelés során nem a változások, hatások tendenciájának és léptékének megállapítása volt, hanem a halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga prompt piaci árának becslése és azok összevetéséhez való hozzájárulás az adott víztér szolgáltatásainak meghatározása alapján. Az elsődleges szándék nem csak egy általános információszolgáltatás volt, hanem a halgazdálkodási vízterületek államot megillető halgazdálkodási jogának mint nemzeti vagyonnak a nemzeti elszámolásokban történő figyelembevételének megalapozása. Ennek megfelelően - mások, pl. Czira (2003) által is preferált módon - módszerkombináció, illetve új metodika alkalmazásával oldottuk meg a feladatot. Az általunk kidolgozott eljárás nem érzékeny a használatlaltal nem összefüggő értékrészek figyelmen kívül hagyása miatti értéktorzulásra, valamint nem egy lineáris kapcsolatrendszeren (karakterisztika metszeten) alapul, és a valós piac hiánya sem befolyásolja lényegesen a becsült piaci értéket. A módszer alkalmazása során nyert adatok a környezeti döntésekhez közvetlenül nem nyújtanak segítséget, noha a módszer kidolgozása, a halgazdálkodási vízterületek halgazdálkodási joga piaci értékének becslésekor valamelyest támaszkodtunk az ún. „*társadalmi részvételre*” (fizetési hajlandóság → területi jegy vásárlás = kinyilvánított preferencia).

Costanza és munkatársainak (Costanza et al. 1997) sokat vitatott, több mint 100 tanulmány eredményeinek szintézisén alapuló munkája 17 fő ökoszisztéma-szolgáltatási csoportban (a gázregulációtól a biológiai kontrollon, a táplálék termelésen keresztül a kulturális értékekig), 16 nagyobb biotop (óceáni, szárazföldi, wetland, tavak, folyók, jégmezők, városi területek stb.) tekintetében tárgyalja az ökoszisztéma-szolgáltatások árát. Hazai viszonylatban érdemi jelentőséggel bír Dombi (2012) előbbi tanulmányra alapozott dolgozata, amelyben a szerző egy lehetséges, hasznos és újszerű értékelési keretet dolgozott ki. A folyók és tavak esetében Costanza és Dombi számítási metodikája alapján, a hazai 187 000 ha vízfelület esetében az ökoszisztéma szolgáltatás értéke mai (2018. április) áron (URL3, URL4) 673 600 MFt, hektáronként 3 602 eFt. Esetünkben számos alapvető,

meghatározó adat hiányában sem a Costanza, sem pedig a Dombi féle dolgozat adatai nem vehetők át, még részlegesen sem.

Az általunk kimunkált módszer nem statikus modell szerint dolgozik, ugyanis bármely pillanatban a változók új értékének behelyettesítésével bármely, a rendszerben lévő halgazdálkodási vízterület esetében naprakész érték becsülhető. A preferált karakterisztikák eredője minimálisan 0,237 lehet (a lehető legrosszabb minősítő értékek esetében), a maximális pedig 98,877. A legrosszabb és a legjobb környezeti teljesítménnyel rendelkező halgazdálkodási vízterület karakterisztikáinak eredője végső soron elvileg 417-szeres különbséggel jellemezhető.

A Ráckevei (Soroksári)-Dunán a halgazdálkodási jog 3,8 milliárdos piaci értékének „helye” több más hazai vízterület értékével való összevetésben meghatározható (15. táblázat). A viszonyítás során nem az analizált vízterületek globális felületének teljes gazdasági értékét kell számításba venni, hanem az egységnyi területre becsült összeget. A kritériumra való tekintettel az egyes, különböző típusú, eltérő ökológiai állapotú és halgazdálkodási szerkezetű, valamint differens infrastruktúrájú vízterületek összevetése közös alapra kerül. Mindezek alapján kétséget kizáróan érzékelhető, hogy a kisebb (6S és 6M típusú, kicsi és közepes vízgyűjtő méretű csermely és kiscsatorna) csatornák halgazdálkodási jogának hektáronkénti piaci értéke alig haladja meg, vagy el sem éri a halgazdálkodási jogosultak által befizetett hasznobérleti díj összegét. A kisebb hegy- illetve dombvidéki patakok (pl. Ménes-patak) halgazdálkodási jogának hektáronkénti értéke sem számottevő. Figyelemre méltó, hogy azt a horgászok és a halgazdálkodási szakemberek által már régóta igazolt tény, miszerint a Tisza „értékesebb” vízfolyás, mint a Duna, legalábbis halállományát tekintve, a számított piaci érték is alátámasztja. A Balaton halgazdálkodási jogának több mint 27 milliárdos piaci értéke a nagy vízfelületnek köszönhető, ám területegységnyi díjtétele sem ítéhető csekélynek. A víztározók, különösen a dombvidékiek halgazdálkodási jogának monetáris értéke kimagasló, gyakorta meghaladják a Dombi-féle módszer szerint becsült ökoszisztéma-szolgáltatás hektáronkénti összegét. Egyes bányatavak halgazdálkodási jogának piaci értéke extrém magas lehet a területi jegy hektárra vonatkoztatott kiemelkedő értékű vásárlása miatt.

A piaci ár változását a tíz preferált karakterisztika közül a víztípus kivételével bármelyik időbeni változása generálhatja mind felfelé, mind pedig lefelé. A halgazdálkodási tevékenység felhagyása a különleges rendeltetésű halgazdálkodási vízterületek esetében számottevően csökkentheti a piaci értéket a telepítés és fogás, valamint a területi jegyek eladásának fogyatkozása következtében, az adott karakterisztikák minősítő értékeinek csökkenése miatt. A havária helyzet (pl. vízminőség romlás, halpusztulás, kiszáradás) eredményeképp ugyancsak csökkenhet a piaci érték! Jelentékenyen növekedhet azonban a piaci ár például az infrastrukturális elemek számának gyarapításával vagy az ívóhelyek, ivadékbölcsők kialakításával.

A halgazdálkodási jog értéke nem csökkenő vagyoni értékű jognak minősül, ennek megfelelően évente nem szükséges értékcsökkenés leírást elszámolni.

15. táblázat. Néhány halgazdálkodási vízterület piaci értéke

Víztér név	Vízterület (ha)	T _{ja} + HD _a (eFt)	Vt	Vma	Öká	Hh	Tu	Te	Em	Is	Kr	Tj	Piaci érték (eFt)	Piaci érték (MFt/ha)
NK XII-I csatorna	13,9	14	1,20	1,00	0,75	1,00	1,00	1,30	1,00	0,75	1,00	1,20	15	0,001
Sajfoki-főcsatorna	23,0	85	1,20	1,00	1,00	1,00	0,75	1,00	1,25	0,75	1,00	1,00	71	0,003
Ménes-patak	3,3	37	1,20	1,25	1,25	1,00	1,25	1,00	0,75	0,75	2,00	1,00	96	0,029
Duna 1708-1770 fkm	1996,0	40 974	5,00	1,25	1,00	1,00	1,25	1,00	1,25	0,75	1,00	1,10	330 110	0,165
Tisza 403-266 fkm	2410,0	89 825	5,00	1,25	1,00	1,00	1,25	1,10	1,00	0,75	1,00	1,30	752 634	0,312
Balaton	61139,2	690 449	5,00	1,25	1,25	1,00	1,25	1,00	1,50	1,50	2,00	1,00	27 634 036	0,452
Ráckevei Duna-ág	1766,4	367 245	3,00	1,25	0,75	1,10	1,25	1,30	1,25	1,50	1,00	1,10	3 807 965	2,156
Lázberci víztározó	34,0	20 194	1,50	1,25	1,00	1,50	1,25	1,50	1,00	1,00	1,00	1,10	117 142	3,445
Bánhidai hűtőtó	38,8	26 539	1,20	1,25	1,00	1,50	1,25	1,50	1,50	1,25	1,00	1,00	209 925	5,410
Békavári-tó, Baja	3,8	4 861	1,00	1,25	1,00	1,50	1,25	1,50	1,25	1,25	1,00	1,00	26 702	7,026
Maconkai víztározó	56,2	67 669	1,50	0,75	1,00	1,50	1,00	1,50	1,50	1,50	1,00	1,00	513 858	9,143
Háziréti víztározó	29,2	29 590	1,50	1,25	1,25	1,50	1,25	1,30	1,25	1,50	1,00	1,00	316 958	10,858
Dunakiliti kavicsbánya tó	0,5	3 474	1,50	1,25	1,00	1,50	0,75	1,50	1,25	0,75	1,00	1,00	10 304	20,608

Irodalom

- Antalfi A. & Tölg I. (1971): *Halgazdasági abc*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Bartus G., Kis A., Kék M., Puppán D. (2000): The use of environmental resources in the crossfire of interests - The case of Gabcikovo-Nagymaros Project. *Periodica Polytechnica Ser. Soc. Man. Sci.* 8(2): 159-179.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R. V., Paurelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van der Belt, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Czira T. (2003): A területfejlesztési tervezést támogatóterületi környezeti értékelés elméleti kérdései és módszertana Magyarországon. ELTE TTK, Budapest (Doktori disszertáció).
- Dombi M. (2012): A környezeti hatások értékelésének lehetősége ökoszisztéma-szolgáltatások alapján. *Tér és Társadalom* 26(2): 40-55.
- Garrod, G. D. & Willis, K. G. (1992): The Amenity Value of Woodland in Great-Britain: A Comparison of Economic Estimates. *Environmental and Resource Economics* 2: 415-434.
- Gowdy, J. M. (1997): The value of biodiversity - markets, society and ecosystems. *Land Economics* 73.
- Gren, I. M. Groth, K. H., Sylven, M. (1995): Economic values of Danube floodplains. *Journal of Environmental Management* 45: 333-345.
- Jacobsson, K. M. & Dragun, A. K. (1996): *Contingent valuation and endangered species*. Methodological Issues and Application. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Kerekes S. & Szlávik J. (1999): *A környezeti menedzsment közgazdasági eszközei*. Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó, Budapest.
- Kerpely K., Horváth B., Bakosné Böröcz M. (2016): A természeti környezet értékelésének vizsgálata kinyilvánított preferenciákból becsült érték meghatározásával. *Studia Mundi - Economica*, 3(1):59-67.
- Kosz, M. (1996): Valuing riverside wetlands: the case of the "Donau-Auen" national park. *Ecological Economics* 16: 109-127.
- Magda R. 2001. *A magyarországi természeti erőforrások gazdaságtana és hasznosítása*. Mezőgazda Kiadó.
- Magyar Köztársaság Kormánya (2012): *Jelentés az ország területi folyamatainak alakulásáról, a területfejlesztési politika és a területrendezési tervek érvényesítésének hatásairól, az Országos Területfejlesztési Koncepció felülvizsgálatáról, valamint a magyar településhálózat helyzetéről*. Buda-pest, 144 p.
- Marjainé Szerényi Zs. (2001): A természeti erőforrások pénzbeli értékelése. *Közgazdasági Szemle* 48: 114-129.
- Marjainé Szerényi Zs. (2005): *A természetvédelemben alkalmazható közgazdasági értékelési módszerek*. KvVM, Budapest
- Marjainé Szerényi Zs. (2011): Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdaság-tudományi megközelítése. *Magyar Tudomány* 7: 788-794.
- Marjainé Szerényi Zs., Eszlári N. (2012): A Tisza-völgyi vizes élőhelyek társadalmi hasznainak meghatározása feltételekkel és haszonátvitellel. *Fenntartható Életmód* 1(1): 1-10.
- Marjainé Szerényi Zs., Kerekes S., Flachner Zs., Simon M. (2011): Az ökoszisztéma-szolgáltatások közgazdasági értékelésének egy lehetősége egy hazai esettanulmányon keresztül. In: Flachner Zs., Nagy G. (eds). *Kölcsön a természettől - természeti szolgáltatások módszertani kérdései és hazai esettanulmányok*.
- MEA (2005): Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystem and Human Well-being: Synthesis. *Island Press, Washington DC*
- Mooney, H. A., Ehrlich, P. R. (1997): Ecosystem services: a fragmentary history. In: Gretchen, D. C. (ed.) *Nature's Services*. Island Press, Washington DC.
- Munasinghe, M. (1993): Environmental Economics and Sustainable Development. *The World Bank, Washington DC*.
- Navrud, S. & Bergland, O. (2001): Value Transfer and Environmental Policy. Environmental Valuation in Europe (EVE). *Cambridge Research for the Environment. Policy Research Brief*. 8.
- Navrud, S. & Mungatana, E. D. (1994): Environmental Valuation in Developing Countries: The Recreational Value of Wildlife Viewing. *Ecological Economics* 11, 135-151.
- Navrud, S. & Pruckner, G. J. (1997): Environmental valuation - To use or not to use? A comparative study of the United States and Europe. *Environmental and Resource Economics* 10: 1-26.
- Négyesi Á. (2003): Hogyan mérjük az új gazdaságot? A termékminőség változásának számbavétele árindexek segítségével. *Közgazdasági Szemle* 50: 988-1001.
- Powell, J., Kaderják, P., Verkoijen, F. (1997): Empirical benefits for improving air quality in Hungary. In: Powell, J. & Kaderják, P. (eds) *Economics for environmental policy in transition economics*. Edward Elgar, Aldershot, UK.
- Randall, A. (1994): A Difficulty with the Travel Cost Method. *Land Economics, February* 70(1): 88-96.
- Spash, L. C. & Carter C. (2001): Environmental Valuation in Europe: Findings from the Concerted Acti-on. Environmental Valuation in Europe (EVE). *Cambridge Research for the Environment. Policy Research Brief* 11.
- Szirmai V., Baráth G., Molnár B., Szépvölgyi Á. (2005): Kinek az érdeke a társadalmi részvétel környezetvédelmi ügyekben? *ÖKO*, 1-2: 46-64.

Szlávik J. (2005): *Fenntartható környezet- és erőforrásgazdálkodás*. Budapest. KJK-Kerszöv Jogi és Üzleti Kiadó Kft.

Szlávik J. (2012): *Környezetgazdaságtan*. Typotex, Budapest.

TEEB (2010): *The Economics of Ecosystem and Biodiversity. TEEB Synthesis Report*

URL1:<https://kapu.nebih.gov.hu/HFNyPortal/HFNy/,DanaInfo=fogas.nebih.gov.hu>

URL2:www.geo.kvvm.hu/tir/viewer.htm

URL3: www.usinflationcalculator.com (2018. 04. 11)

URL4:www.napiarolyam.hu (2018. 04. 18)

Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv 2015. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest

Authors:

Zsolt UDVARI (carassofillus@gmail.com), Károly GYÖRE (gyorek123@szarvasnet.hu), Csaba POÓR (csaba.poor@am.gov.hu)



Aranyszínű compó a Ráckevei (Soroksári)-Dunából (Györéné Cseres Ildikó felvétele)



Ráckevei (Soroksári)-Duna a Kvassay zsilip közelében (Györéné Cseres Ildikó felvétele)



A Ráckevei (Soroksári)-Duna Csupics-szigeti mellékága (Györe Károly felvétele)

Beszámoló a Magyar Haltani Társaság 2017. évi működéséről

Taglétszámunk az év végén – miként az előző évben is – változatlanul 130 volt. A szavazati joggal bíró rendes tagok száma 119, a pártoló tagoké 11. Működésünk anyagi, tárgyi és személyi feltételei biztosítva voltak, az egyesületi feladatokat minden tagunk önkéntesen, díjazás és költségtérítés nélkül látta el. A társaságunk előző évi tevékenységéről és gazdálkodásáról készített beszámolót, valamint a 2017. évre vonatkozó terveket az egyesület közgyűlése határidőre elfogadta.

Január elsején – miként az már megszokott – az „év hala” választás eredményének közzétételével kezdtük tevékenységünket. Sajtóközleményünk jelentős érdeklődést váltott ki, az elektronikus és a nyomtatott sajtóban egyaránt számos cikk foglalkozott az Év Hala címet elnyert harcsával, s ezek eredményeként több rádió- és televízióriportban népszerűsíthettük őshonos halainkat.

A halak napja bevezetésére 2016-ban elindított kezdeményezésünk 2017-ben sikerre vezetett. Miután javaslatunkat a Földművelésügyi Minisztérium Horgászati és Halgazdálkodási Főosztálya, a Magyar Országos Horgász Szövetség, a Magyar Akvakultúra és Halászati Szakmaközi Szervezet, továbbá az Akvaristák Magyarországi Egyesülete is támogatta, március 20-án a budapesti Mohosz-székházban, a földművelésügyi miniszter jelenlétében került sor a halak napja első központi rendezvényére, melyet a média megfelelő érdeklődése kísért, és amelyen a nyitóelőadást társaságunk prezentálta.

A halak napjához igazodva, március 23–24-én a Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszéke rendezte meg társaságunk fontos tudományos eseményét, a XIII. Magyar Haltani Konferenciát. Az elhangzott előadások anyagából számos dolgozat született, melyek közül a lektorok tizenegyet találtak közlésre alkalmasnak. Ezek – évente megjelenő kiadványunkban – a Pisces Hungariciben láttak napvilágot. Periodikánk a kor követelményeihez igazodva, most első alkalommal színes nyomással, a korábbiaknál lényegesen esztétikusabb kivitelben készült el.

Ismeretterjesztő tevékenységünket – az új év halának bemutatásával – már január elsején megkezdtük, és ezt folytattuk a Természetbúvárban, az Élet és Tudományban, a Honismeretben, valamint a Halászat című lapban közölt cikkeinkkel.

Két szabadtéri bemutatón is részt vettek munkatársaink, ahol ugyancsak az év hala népszerűsítése volt a cél. Az egyiket – a madarak és fák napján – a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szervezte. Helyszíne a budai Jókai kert volt, ahol több mint 200 látogató kereste fel a standunkat, ismerkedve más vízi élőlényekkel is az év hala mellett. A másik rendezvénynek – a nemzeti parkok hete keretében – Eger volt a helyszíne, ezt azonban a rendezők nem készítették elő kellőképpen, így munkatársunk előkészületeinek és fáradozásainak sajnos kevés hozadéka volt.

Az ismeretterjesztés leghatékonyabb, legszélesebb kört megmozgató eszköze továbbra is a honlapunk, amelyet főként Facebook-oldalunk híradásai nyomán keresnek fel. Nagy közönséget vonz a fajismeretet fejlesztő „Mit fogtam?” és „Rejtvény” rovatunk, valamint a „Hírek” oldalunk. Az október elején indított „év hala” választás ugyancsak nagyon kedvelt, októbertől december 31-ig 5771 szavazat érkezett be a három jelöltre.

Az ismeretterjesztés kapcsán megemlíthetjük azt a terepre szánt, mellényzsebbe illő kiadványt is, amely Halhatározó horgászoknak, halbarátoknak címmel a Földművelésügyi Minisztérium Horgászati és Halgazdálkodási Főosztályának a megrendelésére készült, ugyanis a 88 oldalon 50 rajzzal és 136 színes fotóval illusztrált könyvecske teljes egészében társaságunk tagjainak a munkája. Reméljük, hogy a vízen és vízparton járó érdeklődőknek hasznos segítője lesz.

Végül megköszönöm társaságunk tagjainak, hogy munkájukkal, támogatásukkal elősegítették szervezetünk hatékony működését.

Dr. Harka Ákos elnök



*A XIII. Magyar Haltani Konferencia megnyitása
a Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Karán*



Wilhelm Sándor előadása a konferencián

Útmutató a Pisces Hungarici szerzői számára

(mintaként a Pisces Hungarici legutóbbi kötete szolgál)

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

Formai előírások

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

A dolgozat felépítése

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

Szerző(k). A családnévet kiírjuk, az egyéni névnek csak a kezdőbetűjét adjuk meg. Társ szerzőként csak olyan személy neve tüntethető fel, aki ehhez hozzájárult. (KISKAPITÁLIS 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 (**se Tab, se szóköz billentyűt ne használjunk e célra**), az irodalomjegyzékben a függőbehúzás értékét állítsuk be 0,5 centiméterre.

Szövegközi hivatkozás: Tóth (1998) vagy (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 kézírathoz.

Köszönetnyilvánítás vagy Acknowledgement

Legfeljebb 5 sor (8-as betűméret).

Irodalom vagy References

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

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

Ha szerző, esetleg cím sincs megadva:

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

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

Kézirat, szakdolgozat, disszertáció, kutatói jelentés:

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

A dolgozat legvégén

Author(s): Balra igazított alcím alatt adjuk meg a szerző(k) teljes nevét az angol nyelvhasználat szerinti sorrendben (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).

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