



A Ráckevei (Soroksári)-Dunába vezetett tisztított kommunális szennyvíz hatása a halközösség szerkezetére

Effect of a treated domestic wastewater effluent on the fish community structure in the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch

UDVARI Zs.¹, Ugrai Z.¹, GYÖRE K.²

¹Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, Ráckeve

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

Kulcsszavak: halfauna, kommunális szennyezés, diverzitás

Keywords: fish fauna, communal pollution, diversity

Abstract

The main function of the highly modified standing water-like Ráckeve (Soroksár) Danube Branch is the provision of water for irrigation and pond farming, as well as providing the fisheries and ecological water needs of the watercourse. Another important, although unfavourable function of this water area is the reception of treated wastewaters. Due to the deterioration of water quality in the area in the recent years, it has become increasingly urgent to assess which species of fish are present there. The primary objective of this work was to find out, on the basis of the applied sampling and evaluation protocol, whether there is a difference in the fish community structure between the Danube Branch sections upstream and downstream of the South Pest Wastewater Treatment Plant. The local fish fauna of the Danube Branch was studied with an electric fishing method at the entry point of the treated effluent of the South Pest Wastewater Treatment Plant, as well as upstream and downstream of it. Among the diversity indices, we used the species number, the Berger-Parker dominance, the local Shannon-Wiener α -diversity, the Routledge β -diversity, the effective species number and the expected species number assigned to the rarefied sample size. In the four sampling areas, the presence of 32 fish species was confirmed. In the course of the samplings, we found the populations of common bleak and common roach to be the most abundant in all three periods. On the basis of the variability of the species composition, the disturbance effects of the Wastewater Treatment Plant were particularly evident in summer and autumn. The fish communities of the upstream and downstream sampling sites were two to five times more diverse than that of the area affected by the "treated" effluent of the Wastewater Treatment Plant.

Kivonat

Az erősen módosított, tározóként hasznosított Ráckevei (Soroksári)-Duna elemi funkciója az öntöző- és tógazdasági víz szolgáltatása, valamint a víztér halgazdálkodási és ökológiai célú vízigényének biztosítása. A vízterület további központi, bár nem igazán kívánatos feladata a tisztított szennyvizek befogadása. A víztéren az utóbbi években tapasztalt vízminőségromlás miatt egyre sürgetőbbé vált felmérni, hogy ott milyen halfajok fordulnak elő, milyen gyakorisággal. Jelen munka elsődleges célkitűzése, hogy kiderítse, az alkalmazott mintavételi és értékelési protokoll alapján van-e különbség a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep feletti és alatti Duna-ág szakaszok halegyüttesének strukturális viszonyában. A Duna-ágon elektromos halászati módszerrel vizsgáltuk a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének befogadási pontján, valamint a megelőző és követő szakaszokon a lokális halfaunát. A diverzitásmutatók közül a fajszámot, a Berger-Parker-dominanciát, a lokális Shannon-Wiener α -diverzitást, a Routledge β -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot használtuk. A négy mintavételi területen 32 halfaj előfordulását igazoltuk. A mintázások során legnagyobb abundanciával mindhárom időszakban a kűsz és a bodorka populációit találtuk. A fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján különösen nyáron és ősszel kimutatható volt a szennyvíztisztító diszturbanciát okozó hatása. A megelőző (RSD-1), illetve a követő (RSD-4) mintavételi helyek halközössége az effektív fajszám alapján kétszer-öttször változatosabb, mint a szennyvíztisztító telep „tisztított” szennyvizének hatása alatt álló mintavételi területé.

Bevezetés

A természetvédelemről, a környezetvédelemről, a halgazdálkodásról és a halvédelemről szóló törvényeink az élővilágot, benne a halakat is olyan természeti erőforrásnak tekintik, amelynek változatossága fennmaradásához a közvetlen élettelen környezet fenntartása, jó állapotának megóvása is szükséges. Továbbá a gazdaságos horgászat és horgászturizmus tervezése érdekében figyelemmel kell lenni arra, hogy a vízterületnek és közvetlen környezetének erőforrás-használata ne legyen nagyobb mérvű és gyorsabb, mint a természetes megújulási képessége, azaz kerülni kell a halállomány túlhorgászatát, valamint a természet túlhasználatát.

Az erősen módosított, tározóként hasznosított Ráckevei (Soroksári)-Duna (röviden RSD) elemi funkciója a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv 1.10 jelű Duna-völgyi-főcsatorna alegység mezőgazdasága számára az öntöző- és tógazdasági víz szolgáltatása, valamint a vízfolyás halgazdálkodási és ökológiai célú vízigényének biztosítása. Az RSD egyúttal 1 747 km² vízyűjtőterület belvív-befogadója is. A vízterület további központi, bár nem igazán kívánatos feladata a tisztított szennyvizek befogadása. A 2000-es évekre az ipari eredetű szennyezés enyhülését sajnálatos módon nagyon gyorsan ellensúlyozta a kommunális szennyeződés kíméletlen gyarapodása. A külterületekbe kitelepülő népesség által termelt és a Duna-ág vízrendszerébe vezetett tisztított szennyvizek vízminőség-módosító hatása messze nem elfogadható halélettani szempontból. A legnagyobb terhelés a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről érkező napi 72 000 m³ biológiailag tisztított szennyvíz, mely a Fővárosi Katasztrófavédelmi Főigazgatóság 2017. június 28-án közét tett határozata alapján nemegyszer meghaladta a környezetvédelmi előírások határértékeit (URL1).

A napjainkban tapasztalható klímaváltozás kedvezőtlen irányú trendjének (általános felmelegedés, a csapadék mennyiségének, egyenlőtlen eloszlása) hatására egyre kevésbé garantálható az RSD elfogadható vízfrissítése. A Duna-ág üzemi vízszintjét csak az év egy viszonylag rövid időszakában képesek biztosítani gravitációs úton a Kvassay-zsilipen keresztül, a Duna főmedrének alacsony vízállása esetén költséges szivattyús ellátással próbálkozik a vízügyi kezelő. A melegedő víz hőmérséklet, a bevezetett szennyvizek és a tartósan alacsony vízállás miatt a halpusztulás jelentékenynek mondható szinte minden évben. Minden év tavaszán több tonna haltetemet gyűjt össze és szállít el a halgazdálkodási jogosult a víztérről. 2016 tavaszán például 4 030 kg, 2017 tavaszán pedig 3 700 kg elpusztult hal eltávolításáról és megsemmisítéséről kellett gondoskodnia a Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség halászati őrleinek (ennek a mennyiségnek többszöröse feltételezhető azokon a helyeken, ahol az összegyűjtés nem volt lehetséges). A teljes elpusztult halmennyiség valószínűsíthetőleg elérte a 10 000 kg-ot (URL2).

Természet- és környezetvédelmi, valamint halgazdálkodás-fejlesztési célokból is fontos ismerni a Duna-ág halközösségének struktúráját. Az utóbbi években tapasztalt vízminőségromlás miatt vált egyre sürgetőbbé felmérni, hogy a víztérben milyen halfajok fordulnak elő, és azok milyen relatív mennyiségben. A Ráckevei-Duna-ág halfaunájáról más hazai Duna-szakaszhoz képest viszonylag kevés tudományos közlemény, szakdolgozat, jelentés lelhető fel (Mihályi 1954, Berinkei 1972, Botta et al. 1984, Guti 2000, Udvari et al. 2003, Harka & Sallai 2004, Ugrai & Györe 2007, ÖKO Zrt. 2008, Sevcsik & Erős 2008, Ugrai 2009, Vadadi-Fülöp et al. 2008, Vadadi-Fülöp 2010, Györe et al. 2012, Sáfrán 2014, Sarlós 2015). Ezenkívül néhány, meglehetősen régi, ismeretterjesztő dolgozat (Répássy 1901, Horváth 1960, 1968a, 1968b, Szombathy 1961, Till 1972, Tóth & Nagy 2012) érintőlegesen említi a Duna-ág halfaunájában előforduló halfajokat.

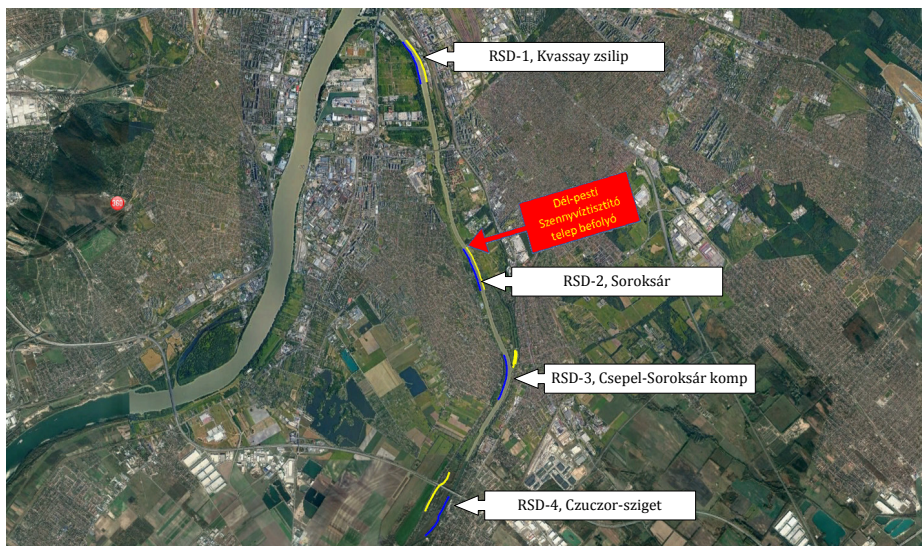
Jelen munka elsődleges célkitűzése annak feltárása, hogy az alkalmazott mintavételi és értékelési protokoll alapján van-e különbség a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep feletti és alatti Duna-ág szakasz halegyüttesének strukturális viszonyaiban. Az egy év időtartamú kutatásban 4 mintavételi területet jelöltünk ki, amely választás azzal indokolható, hogy jó alapot nyújt a korábbi adatokkal (Ugrai & Györe 2007, Györe et al. 2012) való összevetésre. Munkánk során figyelemmel voltunk arra, hogy mind a mintavétel, mind pedig a kiértékelés alkalmas legyen más víztestekkel való összehasonlítására, lehetőleg több élőhelytípusban

történjen mintavétel, lehetőség nyíljon a halegyüttesben történő szezonális és térbeli mintázatváltozások kimutatására, értékelésére, továbbá a felmérés halfaunisztikai szempontból is korrekt adatokkal tudjon szolgálni.

Anyag és módszer

Vizsgálati terület, mintavételi helyek

Magyarország kistájainak katasztere szerint (Dövényi 2010) a Duna általunk vizsgált mellékága az Alföld makrorégiójához tartozik (1. Nagytáj). A vízterület a nagytájon belül a Dunamenti-síkság (1.1. Középtáj) ún. Csepel-Mohácsi-síkság elnevezésű szubrégió (1.1.2. Kistáj csoport) kistáján, a Csepeli-síkon (1.1.21.) található. A Ráckevei (Soroksári)-Duna balról felveszi a Gyáli 1. csatornát (hossz: 32 km, vízgyűjtő terület: 380 km²), a Duna-Tisza-csatornát (39 km, 477 km²) és az Északi-övcatornát (36 km, 235 km²). A Duna-ág középvízhozama a Kvassay-zsilipnél 3,5 m³/sec (maximum 30 m³/sec). Az 57,3 km hosszú, 14 km² felületű vízterület átlagos víztérfogata 40 millió m³. A vízsebesség 3,3-6,7 m/sec.



1. ábra. Mintavételi területek a Ráckevei (Soroksári)-Duna felső szakaszán
 Fig. 1. Sampling areas in the upper reach of the Ráckeve (Soroksár) Danube Branch

1. táblázat. Mintavételi területek helye, kódja, koordinátái (F = felső, A = alsó)
 Table 1. Location, code and coordinates of the sampling areas (F = upstream, A = downstream)

Kód	Mintavétel dátuma			főág fkm	Mintavételi terület	
	2018 tavasz	2018 nyár	2018 ősz		koordináták (Hungarian EOV Y/X)	víztest
RSD-1	05.28.	08.29.	10.08.	55,40-56,40	F: 652416/234781, A: 652837/233889	Kvassay-zsilip alatt mintegy 750 méterre
RSD-2	05.28.	08.29.	10.08.	50,75-51,75	F: 653706/230422, A: 654088/229501	Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójától a Csepeli strandig
RSD-3	05.28.	08.29.	10.08.	48,25-49,25	F: 654153/229780, A: 654729/227867	Molnár-sziget északi és déli vége, Csepel-Soroksár komp alatt
RSD-4	05.29.	08.30.	10.09.	45,00-46,00	F: 653379/225654, A: 652857/224833	Czuczor-sziget

A vízterület ismerete alapján 4 mintavételi területet jelöltünk ki a Ráckevei (Soroksári)-Duna felső szakaszán: egyet a Kvassay-zsilip térségében (RSD-1), egyet közvetlenül a szennyvíztisztító befolyója alatt (RSD-2), kettőt pedig a szennyezett szakasz alatt, a Csepel-Soroksár-komp (RSD-3) és a Czuczor-sziget (RSD-4) térségében (1. ábra). Rögzítettük azok határait, valamint egységesítettük a kódjaikat (1. táblázat). Minden mintavételi területen két részterületet mintáztunk, részterületenként azonos időben, egy-egy mintavételi csoporttal. Valamennyi részterület 1 000 m hosszúságú szakasz volt.

Mintavétel

A mintavétel tervezésekor és végrehajtásakor tekintettel voltunk a FAME munkacsoport (FAME 2004) előírásaira, az elektromos halászati mintavételi módszerre vonatkozó nemzetközi és magyar szabványokra (EN 14962:2006, MSZ EN 14011:2003), továbbá az MTA Ökológiai Kutatóközpont (Tihany) halas munkacsoportja által, a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéshez kidolgozott módszertani útmutató előírásaira (Erős et al. 2015).

A mintavételi területek halászata 3 alkalommal, 2018. május 28-29., 2018. augusztus 29-30. és 2018. október 8-9. között, a Ráckevei Duna-ági Horgász Szövetség kiscgéphajóiból akkumulátoros SAMUS 1000 típusú, pulzáló egyenáramot szolgáltató elektromos halászgépekkel történt (kimenő feszültség 320-420V, teljesítmény 250 W [impulzus csúcs 600 W], frekvencia 50 Hz, aktív periódus 1,00 ms). Az elektromos halászatokat mindvégig nappal végeztük, biztonságtechnikai megfontolásból kiindulva, bár a vonatkozó irodalmi adatok (Sanders 1992, Janáč & Jurajda 2004, McInerny & Cross 2004, Erős et al. 2008, Potyó et al. 2013, Kaufman et al. 2017) azt igazolják, hogy az éjszakai halászatok eredményesebbek, reprezentatívabbak. Az elektromos halászatokat az RSD főágában minden esetben a vízáramlással azonos irányban végeztük, valamivel gyorsabban (16-32 m/sec), mint a víz sodrása (3,3-6,7 m/sec).

A mintavételi szakasz felső és alsó végpontját egy Garmin GPSMap 620 típusú helymeghatározó készülék segítségével rögzítettük, a mintaszakaszt térképen is ábrázoltuk (1. ábra). A halak meghatározása külső morfológiai bélyegek alapján Györe (1995), rendszertani besorolásuk Kottelat & Freyhof (2007), nevezéktanuk Erős et al. (2015) munkája, valamint a FishBase 2019. április 15-ei adatbázisa (URL3) szerint történt.

A mintavételt a 2013. évi CII. törvény, valamint a 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet vonatkozó jogszabályhelyei alapján a területi halgazdálkodási hatóságunk bejelentettük.

A mintavétel során a fogott halakat meghatározásuk és megszámlálásuk után megfogásuk helyszínén engedték vissza a vízbe, az adatokat a helyszínen egy OLYMPUS DM-1 és egy OLYMPUS WS-200S digitális diktafon segítségével rögzítettük mintavételi csapatunként.

Feldolgozás, statisztikai elemzés

A mintavételi területeken előforduló nem természetes faunaelemek csoportosítása Sály (2007) faunakomponens fogalomrendszere alapján történt.

Az egyes részterületek halközösségét mintavételi területenként egyesítve kezeltük. A halközösségek hasonlóságát a fajok mintavételi egységeken belüli relatív tömegessége négyzetgyökének arcsin transzformációja után (Podani 1997) Jaccard és Bray-Curtis távolságmátrixának csoportátlag-fúziós algoritmus (UPGMA) eljárással történő hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk, a PAST 3.21 program segítségével (Hammer et al. 2001). A csoportok közötti halegyüttes-szerkezetbeli különbségeket ANOSIM teszttel vizsgáltuk, $\alpha=0,05$ szignifikancia szinten. (PAST 3.21). Statisztikailag szignifikánsnak fogadtuk el a különbséget amennyiben $p>0,05$.

A diverzitásmutatók közül a fajszámot, a Berger-Parker-dominanciát, a lokális Shannon-Wiener α -diverzitást, a Routledge β -diverzitást, az effektív fajszámot, a ritkított mintanagysághoz rendelt várt fajszámot, valamint a diverzitás skálafüggő jellemzéséhez a Rényi-féle egyparaméteres függvény családot használtuk. A fajszám mint 0. rendű

diverzitásmutató (Rényi 1961, Hill 1973, Tóthmérész 1998, Magurran 2004, Jost 2006) a halközösség természetes módon adódó alapvető jellemzője, azonban a ritka rezidens, vagy a kóborló fajoknak ugyanolyan fontosságot tulajdonít, mint a domináns fajoknak. Az 1. rendű Shannon-Wiener gyakoriság alapú diverzitásmutató már figyelembe veszi a fajszám és az egyedszám viszonyát. Az index a ritka fajokra érzékeny. A Berger-Parker-féle dominanciaindex a domináns faj egyedszámát viszonyítja az összes egyedszámhoz (Berger & Parker 1970), azaz a közösség többi fajának gyakorisági információját figyelmen kívül hagyja. A [0,1] intervallumú dominanciaindex azt méri, hogy a leggyakoribb faj milyen mértékben dominálja a közösséget, magas értéke ($n_{\max}/N > 0,8$) esetében a közösség nem nevezhető diverznek (Tóthmérész 2002). A halközösségeknek a vízfolyás longitudinális profilja menti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására a Routledge β -diverzitást alkalmaztuk. Az effektív (ekvivalens) fajszám azoknak a fajoknak a számát jelenti, amelyek az észlelt diverzitást úgy jellemzik, mintha minden faj azonos mennyiségben lenne jelen a közösségben (Jost 2006). A tényleges fajszámnál kisebb fajszám biológiai interpretáció szerint a közösséget domináló fajok számát jelenti. Az effektív fajszámokat a számított Shannon-Wiener-indexek exponenciálisaként számítottuk. A várható fajszám, vagy $ES(m)$ -diverzitás, a minták diverzitásának standard egyedszámra vonatkozó összehasonlítását teszi lehetővé. A fajszám-intrapoláció során standard egyedszámként (m) az összevetésben szereplő minták közül a legkisebb összegyedszámú minta egyedszámát választottuk. A halközösségek diverzitását Rényi-féle diverzitási profilok összevetésével végeztük, ahol a skálaparaméter $\alpha=0$ esetén a Rényi-féle-diverzitás értéke a tényleges fajszám logaritmus, $\alpha \approx 1$ -nél a Rényi-féle-diverzitás értéke a Shannon-Wiener-diverzitással egyezik meg ($\alpha=1$ esetén nem értelmezett a Rényi-féle diverzitás), ill. amikor α értéke nagy ($\alpha \rightarrow \infty$), akkor a Rényi-féle-diverzitás a Berger-Parker-diverzitás logaritmusával egyenlő. A diverzitásmutatókat a Species Diversity and Richness IV programcsomaggal becsültük (Seaby & Henderson 2006). Két mintaterület diverzitásváltozásának szignifikanciáját a Solow-féle (1993) statisztikai próbával teszteltük. Statisztikailag szignifikánsnak fogadtuk el a különbséget, amennyiben $p > 0,05$.

A halközösség két időpont közötti időszakra vonatkozó lokális fajbetelepülésből és lokális fajeltűnésekből származó fajösszetétel-változás mértékét a fajkicserélődési index (species turnover, ST) segítségével számítottuk (Relys et al. 2002). A számításba vett időintervallum kezdetét a 2010. évi felmérés jelentette (Györe et al. 2012).

Jelen felmérés tavaszi, fajösszetétel alapján történt összevont adatainak, valamint a 2007-es (Ugrai & Györe 2007) és a 2010-es (Györe et al. 2012) vizsgálatok adatainak összehasonlítását nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) alapján végeztük. Az ordinációban alkalmazott Bray-Curtis távolságmátrix származtatott adatait az egyedszámok négyzetgyökének kettős Wisconsin-standardizálását követően nyertük. Az analízis során a legkisebb stresszt adó ordinációt fogadtuk el (Shepard 1980).

Az évszakra jellemző átlagos fajszámot az adott időszakban a négy mintavételi hely (nyolc rész minta) fajszámának egyszerű középértékeként határoztuk meg. A mintavételi területek átlagos fajszámát a három mintavételi időszakban kimutatott fajszámok egyszerű középértékeként számítottuk. Az átlagok összehasonlítása egymintás Student-féle t -eloszlás alapján történt, szignifikánsnak tekintettük az átlagok eltérését, amennyiben $p > 0,05$.

Eredmények

Fajkészlet

A Ráckevei (Soroksári)-Duna négy mintavételi területén hét halcsalád (Cyprinidae, Siluridae, Ictaluridae, Esocidae, Centrarchidae, Percidae, Gobiidae) összesen 32 halfaj 6 253 egyedének előfordulását igazoltuk (2. táblázat). A natív fajok száma mindössze 23 (72%) volt. A kilenc adventív (betelepített, behurcolt, bevándorolt) faj (28%): az amur (*Ctenopharyngodon idella* - betelepített), a razbóra (*Pseudorasbora parva* - behurcolt), az ezüstkárász (*Carassius gibelio* - betelepített), a barna törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus* -

betelepített), a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* - betelepített), a naphal (*Lepomis gibbosus* - betelepített), a tarka géb (*Proterorhinus semilunaris* - bevándorolt), a folyami géb (*Neogobius fluviatilis* - bevándorolt) és a Kessler-géb (*Ponticola kessleri* - bevándorolt). Az adventív fajokból nyolcat tudtunk kimutatni a szennyezett szakaszon, hetet-hetet pedig a többin. A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott vízfolyásszakaszokon csak hat fordult elő: leánykancér (*Rutilus virgo*), fenékjáró küllő (*Gobio gobio complex*), halványfoltú küllő (*Romanogobio vladkovi*), szivárványos ökle (*Rhodeus amarus*), réticsík (*Misgurnus fossilis*), széles durbincs (*Gymnocephalus baloni*).

2. táblázat. Mintavételi területenként gyűjtött halak a három időszakban (Rutrut=*Rutilus rutilus*, Rutvir=*Rutilus virgo*, Cteide=*Ctenopharyngodon idella*, Scaery=*Scardinius erythrophthalmus*, Squecep=*Squalius cephalus*, Leuidu=*Leuciscus idus*, Leuasp=*Leuciscus aspius*, Albalb=*Alburnus alburnus*, Blibjo=*Blicca bjoerkna*, Abrbra=*Abramis brama*, Tintin=*Tinca tinca*, Gobgob=*Gobio gobio complex*, Romvla=*Romanogobio vladkovi*, Psepar=*Pseudorasbora parva*, Rhoama=*Rhodeus amarus*, Carcar=*Carassius carassius*, Cargib=*Carassius gibelio*, Cypcar=*Cyprinus carpio*, Misfos=*Misgurnus fossilis*, Silgla=*Silurus glanis*, Ameneb=*Ameiurus nebulosus*, Amemel=*Ameiurus melas*, Esoluc=*Esox lucius*, Leggib=*Lepomis gibbosus*, Perflu=*Perca fluviatilis*, Gymcer=*Gymnocephalus cernua*, Gymbal=*Gymnocephalus baloni*, Sanluc=*Sander lucioperca*, Sanvol=*Sander volgensis*, Prosem=*Proterorhinus semilunaris*, Neoflu=*Neogobius fluviatilis*, Ponkes=*Ponticola kessleri*)
Table 2. Fishes collected in the sampling areas in the three periods

Taxon	RSD-1			RSD-2			RSD-3			RSD-4			Taxon	RSD-1			RSD-2			RSD-3			RSD-4		
	T	NY	Ó	T	NY	Ó	T	NY	Ó	T	NY	Ó		T	NY	Ó	T	NY	Ó	T	NY	Ó	T	NY	Ó
Rutrut	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Rutvir				•																					
Cteide	•				•		•					•													
Scaery		•	•					•	•	•	•														
Squecep	•			•																					
Leuidu					•					•	•	•								•	•	•	•	•	•
Leuasp	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•					•	•	•	•	•	•
Albalb	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Blibjo	•	•	•	•	•						•	•	•												
Abrbra		•	•						•	•	•	•	•												
Tintin	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•										
Gobgob						•																			
Romvla			•			•																			
Psepar			•			•		•	•																
Rhoama		•						•	•	•	•	•													
Carcar											•														
fajszám	15	16	23	13	10	17	12	10	18	18	18	20													

A szennyezett szakaszon (RSD-2) a fenékjáró küllőnek csak egy, a halványfoltú küllőnek három példánya került elő. A Kárpát-medencére jellemző endemikus halfajokból kettő, a leánykancér és a széles durbincs egyedeit sikerült igazolnunk. A hazánkban védett fajokon kívül a Tanács 92/43/EGK irányelvének függelékében szereplő közösségi jelentőségű fajok közül a balin (*Leuciscus aspius*) populációját tudtuk kimutatni. A vízterületen két olyan faj, a széles kárász (*Carassius carassius*) és a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernua*) előfordulását bizonyítottuk, melyek a 133/2013 (XII. 29.) VM rendelet alapján nem fogható őshonos halfajok.

Halegyüttesek időbeli mintázata

Tavasszal és ősszel összesen 28, illetve 32 halfajt mutattunk ki a négy mintavételi területen, szemben a nyári 22 fajjal. Az évszakra jellemző átlagos fajszám alapján a tavaszi-őszi ($p=0,0369$) és a nyári-őszi ($p=0,0498$) fajokészlet szignifikánsan különbözött egymástól. A mintavételi területek átlagos fajszáma között azonban nem volt kimutatható szignifikáns eltérés ($p=0,0668-1$).

A bodorka (*Rutilus rutilus*), a күsz (*Alburnus alburnus*), az ezüstkárász és a naphal egyedei mind a négy mintavételi területen mindhárom időszakban egyaránt előfordultak (2.

táblázat). Ezen túlmenően minden mintavételi helyen a balin tavasszal és nyáron, a ponty (*Cyprinus carpio*) nyáron, a dévérkeszeg (*Abramis brama*), a compó (*Tinca tinca*) és a csuka (*Esox lucius*) pedig ősszel voltak kimutathatók. A mintázások során legnagyobb abundanciával mindhárom időszakban a küsz és a bodorka populációit találtuk. Figyelemre méltó, hogy míg a szélhajtó küsz egyedszámaránya időben csökkenő (78,7% → 64,4% → 31,5%), a bodorkáé ezzel szemben folytonosan növekvő (7,4%, → 16,3%, → 22,8%) volt.

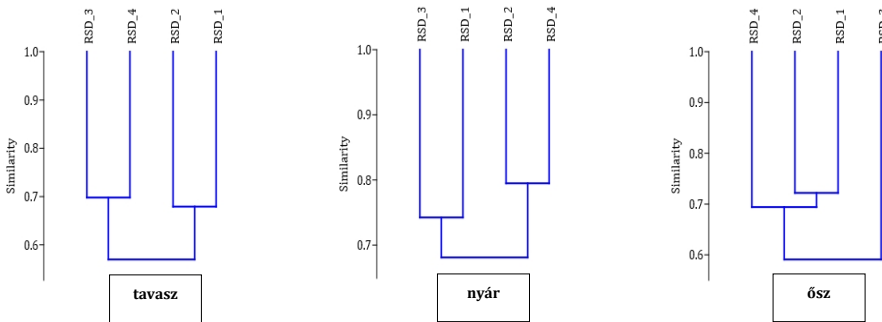
Halegyüttesek térbeli mintázata

A kijelölt négy mintavételi területet befogó víztérszakaszra a halközösség fajkészletének variabilitását (mozaikosságát) jellemző Routledge-féle β -diverzitás az RSD-1 → RSD-4 irányban a tavaszi mintavételek alapján, $\beta_R=0,104$ (3. táblázat) volt. A páronkénti mutató szerint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep feletti (RSD-1) és alatti (RSD-3) Duna-ág-szakaszok fajkészletének variabilitása alacsony a szennyezett szakaszhoz (RSD-2) képest, RSD-1 → RSD-2: $\beta_R=0,214$, RSD-2 → RSD-3: $\beta_R=0,200$.

A nyári mintavételek eredményei szerint a térbeli variabilitás mutatója, az RSD-1 → RSD-4 irányban, a tavaszi minták alapján számítottnál magasabb, $\beta_R= 0,146$. A szennyvíztisztító feletti és alatti szakaszok halközösségének variabilitása jóval magasabb, mint tavasszal, RSD-1 → RSD-2: $\beta_R=0,385$, RSD-2 → RSD-3: $\beta_R=0,400$. Az őszi mintavételek eredményei szerint a halközösségek térbeli variabilitásmutatója, az RSD-1 → RSD-4 irányban, mind a tavaszi, mind pedig a nyári mintázások adataiból számítottnál magasabb, $\beta_R= 0,165$. A preferált területen az index kifejezett mozaikosságra utal az RSD-1 → RSD-2 ($\beta_R=0,400$) és az RSD-2 → RSD-3 mintavételi területek között ($\beta_R=0,394$).

3. táblázat. A Routledge-féle β -diverzitási index értékei
Table 3. Values of the Routledge β -diversity index

	Tavaszi				Nyár				Ősz			
	RSD-1	RSD-2	RSD-3	RSD-4	RSD-1	RSD-2	RSD-3	RSD-4	RSD-1	RSD-2	RSD-3	RSD-4
RSD-1		0,214	0,185	0,272		0,385	0,308	0,235		0,400	0,385	0,349
RSD-2			0,200	0,226			0,400	0,357			0,394	0,297
RSD-3				0,200				0,357				0,333
RSD-4												



2. ábra. A mintavételi területek halközösség szerinti klaszterezése
Fig. 2. Clustering of the sampling areas by fish community structure

A halközösség szerűrája alapján a szennyezett szakasz tavasszal és ősszel egy klasztercsoportba került a megelőző, Kvassay-zsilip környéki mintavételi területtel, viszonylag magas, 68%-os hasonlósági szinten (2. ábra), nyáron azonban a legtávolabbi mintavételi terület halegyüttesével mutatott nagyobb azonosságot. Az egyirányú ANOSIM

teszt azonban a csoportok közötti különbözőséget a várható véletlen esélynél $p=0,336-0,661$ szintek mellett nem mutatta szignifikánsnak.

Diverzitási viszonyok

A tényleges fajszám (N) a szennyezett (RSD-2) és a követő (RSD-3) szakaszon is 13-45%-kal alacsonyabb volt mindhárom időszakban a Kvassay-zsilip (RSD-1) és a Czuczor-sziget (RSD-4) térségéhez képest (4. táblázat). A magas Berger-Parker-index ($>0,700$) minden esetben a szélhajtó kűsz dominanciájához kapcsolható. A szennyezett szakaszon tavasszal a halközösség 93,3%-a szélhajtó kűsz volt! A mutatót tekintve csak az RSD-1 és az RSD-2 mintavételi terület különbözött szignifikánsan egymástól ($p=0,0026$). A Shannon-Wiener-index 0,365 és 2,056 között változott mintavételi területenként a három időszakban. A legalacsonyabb érték a tavaszi mintavételezés alapján a szennyezett szakaszhoz kapcsolható (4. táblázat), ebben az időszakban a szóban forgó mintavételi terület halközösségének diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a többié ($p\ll 0,001$). A legmagasabb indexszel a Czuczor-szigeti mintavételi terület halegyüttese rendelkezett a tavaszi mintázások alkalmával ($H=2,056$). Nyáron az RSD-2 és RSD-4 ($p=0,8444$), ősszel pedig az RSD-2 és RSD-3 ($p=0,1987$) párok halközösségének változatossága nem különbözött egymástól szignifikánsan, a többi pár esetében a lokális α -diverzitás indexei a Solov-teszt alapján szignifikánsan eltértek.

4. táblázat. A halközösségek diverzitásmutatói [N = egyedszám, S = fajszám, n_{max}/N = Berger-Parker-dominancia, H = Shannon-Wiener-index, $expH$ = effektív fajszám, $ES(m)$ = ritkított mintanagysághoz rendelt fajszám]

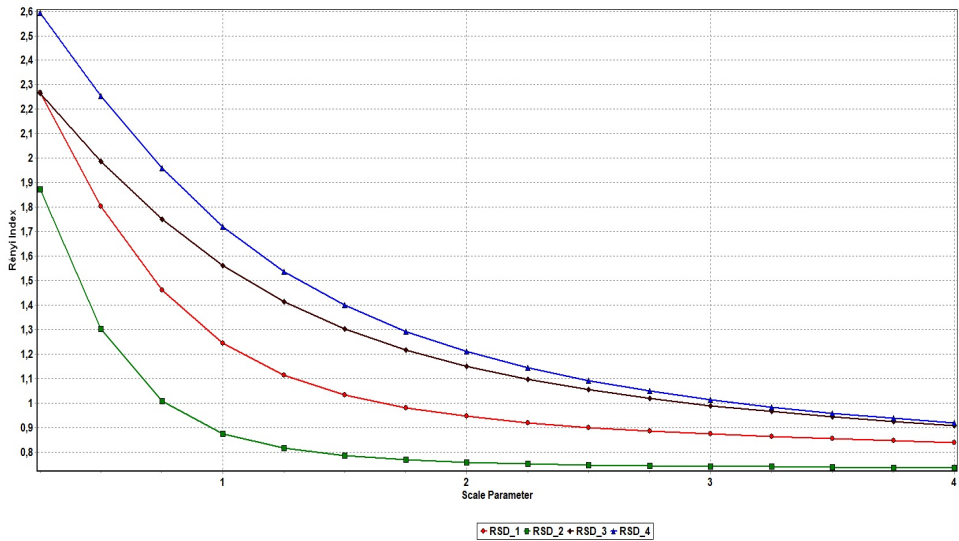
Table 4. Diversity indices of the fish communities [N = number of individuals, S = species number, n_{max}/N = Berger-Parker dominance, H = Shannon-Wiener index, $expH$ = effective species number, $ES(m)$ = species number of the rarefied sample]

Mintavételi terület	N			S			nmax/N			H			expH			ES(m)		
	T	NY	Ő	T	NY	Ő	T	NY	Ő	T	NY	Ő	T	NY	Ő	T	NY	Ő
RSD-1	291	339	560	15	16	23	0,732	0,549	0,375	1,101	1,402	1,824	3,0	4,0	6,2	12,8	13,1	19,2
RSD-2	1697	207	488	13	10	17	0,933	0,734	0,596	0,365	1,037	1,375	1,4	2,8	4,0	6,2	10,0	15,0
RSD-3	179	261	322	12	10	16	0,458	0,333	0,550	1,734	1,409	1,495	5,7	4,1	4,5	12,0	9,6	16,0
RSD-4	373	915	621	18	18	20	0,322	0,753	0,399	2,056	1,017	1,874	7,8	2,8	6,5	16,1	12,5	17,6

Az effektív fajszám tekintetében a szennyezett szakasz diverzitása alacsonyabb, mint a másik három mintavételi helyé, különösen tavasszal, amikor is a Kvassay-zsilip környéki halközösséget 3 faj dominálja, ami 2,1-szer több, mint a szennyezett szakaszé. Májusban az RSD-3 és az RSD-4 mintavételi terület halközössége négyszer, ill. öt és félszer diverzebb volt, mint az RSD-2 szakaszé. Nyáron és ősszel az effektív fajszámok aspektusában a különbségek kisebbek voltak.

A várható fajszám (6,2) a tényleges fajszámhoz (13) képest tavasszal, a közvetlen szennyezésnek kitett mintavételi területen volt a legkisebb, a különbség 52,3%-os. A várható és a megfigyelt fajszám közötti eltérés pedig a Csepel-Soroksár-komp környéki mintavételi terület esetében a legkisebb nyáron, a differencia mindössze 4,0% (figyelmen kívül hagyva természetesen a viszonyítási alap abundancia-szintekhez tartozó területekét, ahol a különbség értelemszerűen 0%).

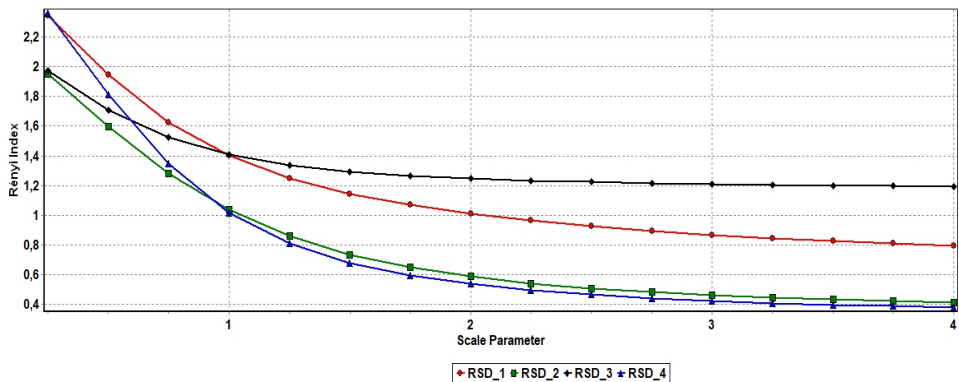
A Rényi-féle diverzitásrendezés szerint, a májusi mintavételek alapján, a 4 mintavételi hely halközösségének diverzitása sorba rendezhető. Jól látható módon a szennyezett szakasz (RSD-2) fajdiverzitása a legalacsonyabb, mert mindhárom halközösség diverzitásprofilja e felett fut a skálaparaméter teljes tartományán (3. ábra).



3. ábra. A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint, a tavaszi minták alapján

Fig. 3. Diversity ordering of the fish communities in the sampling areas of the studied Danube branch according to Rényi's generalized entropy values based on spring samples

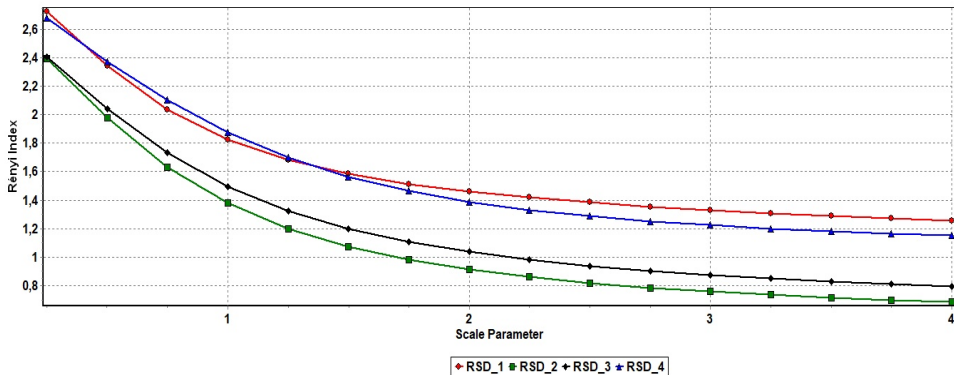
A nyári minták alapján a mintavételi helyek halközösségeinek diverzitása teljes egészében nem rangsorolható, ugyanis a diverzitásprofilok több esetben metszik egymást. Annyi azonban megállapítható, hogy mind a Kvassay-zsilip, mind pedig a Csepel-Soroksár-komp térségének halegyüttese diverzebb, valamint a Czuczor-sziget környékének halközössége ritka fajok tekintetében változatosabb, mint a szennyezett szakaszé (4. ábra).



4. ábra. A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint, a nyári minták alapján

Fig. 4. Diversity ordering of the fish communities in the sampling areas of the studied Danube branch according to Rényi's generalized entropy values based on summer samples

Az őszi minták esetében is csak annyi állapítható meg a diverzitásrendezés ábrájából, hogy mind a Czuczor-szigeti, mind pedig a Csepel-Soroksár-kompnál lévő mintavételi helyek halközössége diverzebb, mint a szennyezett szakaszé (5. ábra).



5. ábra. A Duna-ági mintavételi területek halközösségeinek diverzitásrendezése a Rényi-féle általánosított entrópia szerint, az őszi minták alapján

Fig. 5. Diversity ordering of the fish communities in the sampling areas of the studied Danube branch according to Rényi's generalized entropy values based on autumn samples

Értékelés

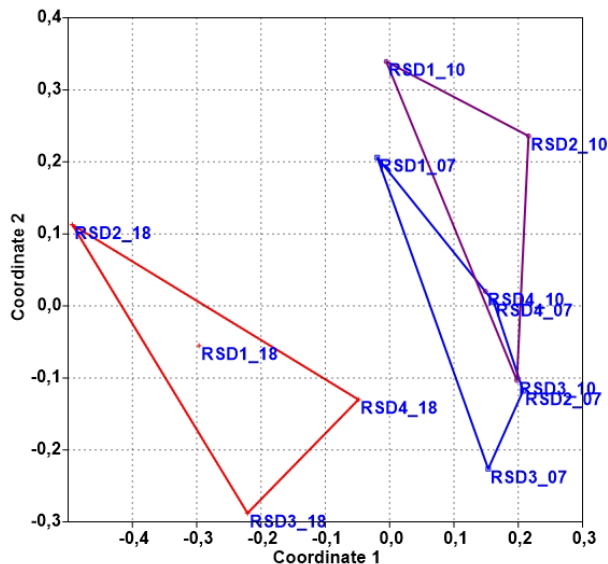
A Ráckevei (Soroksári)-Duna vizsgálatba vont felső szakaszán kijelölt 4 mintavételi terület a kimutatott 32 halfaj alapján összességében fajgazdagnak mondható. Mintázásaink alapján a Duna-ág általánosan és tömegesen előforduló halfajai: bodorka, balin, szélhajtó küsz, dévérkeszeg, ezüstkárász, ponty, csuka, naphal. A Duna-ágból eddig leírt fajok száma 55 (Udvari et al. 2003, Vadadi-Fülöp et al. 2008), a korábbi fajlistákban számos olyan taxon is felsorolásra került, melyek a vízfolyásban csak átmeneti előfordulásúak, mint például a sebes pisztráng (*Salmo trutta*), szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss*), kövicsík (*Barbatula barbatula*), német bucó (*Zingel streber*), vagy olyan, amely azóta egyszer sem került elő, mint például a dunai ingola (*Eudontomyzon mariae*). Az egy-két mintavételi helyről előkerülő ritka előfordulású halfajok ugyanakkor természetes faunaelemei a víztér fajkészletének, értékes színező elemek. Az általunk kimutatott fajsza a teljes fajkészlet 58%-a. Ugyanezen szakasz ugyanezen 4 mintavételi területén 2010. májusában 26 halfaj előfordulását igazolták (Györe et al. 2012). A 2010 májusi mintázás eredményeivel összehasonlítva a 2018-as májusi adatokat, a fajkicserélődés mértéke az adott időszakra vonatkoztatva közepesnek ítélnélhető, $ST_{(2010, 2018)}=21,2\%$, annak ellenére, hogy a hét „eltűnt” faj, leánykancér, szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba*), márna (*Barbus barbus*), vágódurbincs, széles durbincs, tarka géb, feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) helyett 2018-ban csak kettő, az amur és a folyami géb jelent meg. 2018-ban mindhárom, ill. 2010-ben pedig az áprilisi és májusi időszakot egyaránt figyelembe véve az index már jóval alacsonyabb, $ST=10,3\%$, ami a magas kimutatott összes fajsza számokhoz tudható be (2010: 36 faj, 2018: 32 faj). A cianidszennyezés után a Szamosban az 1994. évi halközösséghez képest a fajkicserélődési index jóval nagyobb, 83% volt (Antal 2013). A regenerációt követő években (2000-2009) is magas, mintegy 66%-os maradt a mutató értéke. A Balaton északi befolyóinak fajkicserélődési indexe is magasabb, átlagosan 51,3% volt 2007-ben az 1987-es adatokhoz képest (Sály et al. 2007).

A fajsza szám kevésbé informatív és egyben pontatlanabb diverzitásindex, mint a gyakoriság alapú α -diverzitásindexek (Shannon-Wiener, Gini-Simpson, Brillouin). A diverzitásbeli különbségek összevetése azonban csak egyforma gyakoriságú fajok közösségeivel lehetséges (Jost 2006, 2010). Ezt az effektív, ill. a ritkított mintanagysághoz tartozó fajsza szám mint valós diverzitás teszi lehetővé. Az effektív fajsza szám egyik lehetséges értelmezése a Shannon-Wiener-index (H) exponenciálisa (expH). Az effektív fajsza számmal már kifejezhetővé

válk, hányszor diverzebb egy közösség a másikkal. Mindezek alapján megállapítható, hogy a tavaszi mintavételezés alkalmával a Kvassay-zsilip és a Csepel-Soroksár-komp alatti mintavételi területek halközössége kétszer, öt és félszer változatosabb, mint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvizének hatása alatt álló mintavételi terület halközössége. A diverzitásbeli különbség a szóban forgó mintavételi területek halegyütteseiben a nyári és az őszi mintavételek alkalmával is kimutatható volt, még ha nem is olyan nagy mértékben, mint tavaszi minták alapján. Utóbbi lehetséges magyarázatoként szolgálhat, hogy nagyon intenzív zavarás esetén a halközösséget rendszerint a perturbációkkal szemben toleráns halfajok (kűsz, bodorka, ezüstkárász) dominálják (köztes diszturbancia elmélet – Connell 1978). Közismert, hogy a befolyók (így gyakran a szennyvízbefolyók) környékén a tápanyag besodrás miatt a lokális és időleges tömegesség alkalmanként kifejezett lehet. A halak térbeli vándorlásának ismert oka a táplálékban dús területek felkeresése (Sanders 1992, Potyó et al. 2013). Nyárra és őszi a fokozódó oxigénhiány (URL4), az aszályos időszak miatt bekövetkező csekély vízáramlás, valamint a vízfrissítés csaknem teljes hiánya (URL5) ugyanakkor a többi szakaszon is alacsony diverzitást eredményezett.

A β -diverzitás nullától eltérő értékei mutatják, hogy nem minden faj fordul elő minden fajjal akárcsak egyetlen mintavételi területen, azaz a Ráckevei (Soroksári)-Duna főágának halegyüttesében mindhárom évszakban létezik egy bizonyos szintű mozaikosság. A fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján különösen nyáron és ősszel kimutatható volt a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep diszturbanciát okozó hatása.

A 2007-es (Ugrai & Györe 2007), 2010-es (Györe et al. 2012) és a 2018-as tavaszi adatok fajösszetétel alapján történt egybevont értékelésének nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredményét a 6. ábra mutatja be.



6. ábra. A mintaterületek halközösségének nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) ordinációja 2007-es, 2010-es és 2018-as tavaszi mintázások alapján. A konvex burkok az azonos mintavételi időszakhoz tartozó szakaszokat fogják körül. Shepard stresszérték: 0,14

Fig. 6. Non-metric multidimensional scaling ordination of the fish communities of the sampling areas on the basis of 2007, 2010 and 2018 spring samples. Convex hulls enclose sections belonging to the same sampling period. The Shepard stress value is 0.14.

A három év konvex burkai csaknem teljesen szegregáltak. A 2007-es és a 2010-es év esetében a mintaterületeket reprezentáló pontok az első tengely szerint jól sorba rendezettek a vízfolyás iránya szerint. A negatív tartományban a Kvassay-zsilip alatti mintavételi terület található, a pozitív tartományban pedig a követő szakaszok. Jelen felmérés pontjai teljes egészükben negatív értékűek és nem követik a folyásirány szerinti sorrendet. Erősen negatív tartományban van a szennyezés alatt álló mintavételi szakasz. A 2018-as mintavételi területeket jelző pontok jelentős elmozdulást mutatnak a 2007-es és 2010-es felméréshez képest.

A halközösség faji változatossága egy halgazdálkodási vízterület mint ökoszisztéma stabilitásának fennmaradásában, fenntartásában jelentőségteljes funkciót tölt be, a fajdiverzitás teszi alkalmassá az ökoszisztémát arra, hogy a diszturbancia hatásokra rugalmasan válaszoljon (reziliencia), gyorsabban regenerálódjon. Ugyanakkor minél természetesebb egy halgazdálkodási vízterület, halállománya annál diverzebb. A Ráckevei (Soroksári)-Duna halközösségének sokfélesége veszélyben van az élőhelyek átalakítása, a természeti erőforrások túlhasználata, az idegenhonos inváziós fajok telepítése/behurcolása, természetes térhódítása, az éghajlatváltozás, valamint a kommunális szennyeződés növekedése következtében. A diverzitás csökkenésében a sokkhatás nagysága és intenzitása mellett azoknak elhúzódó időtartama, folyamatossága is jelentőségteljes hatással bír. Az értékarányos fenntartás hiánya miatt a Duna-ág ökológiai állapota hamarosan olyan szintre romolhat, hogy az majd már nem képes a korábbi szolgáltatási szintjét fenntartani.

Irodalom

- Antal L. 2013. *A Szamos hazai szakaszának halközösségében bekövetkezett változások a cianid- és nehézfém szennyezést követően*. Doktori értekezés, Debreceni Egyetemi Kiadó, pp. 104.
- Berger, W. H., Parker, F. L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep sea sediments. *Science*, 168: 1345–1347.
- Berinkei L. 1972. Magyarország és a szomszédos területek édesvízi halai a Természettudományi Múzeum gyűjteményében. *Vertebrata Hungarica* 13: 3–24.
- Botta I., Keresztessy K., Pintér K. 1984. Új halfaj vizeinkben: a széles durbincs. *Halászat* 77(4): 98–99.
- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1304–1310.
- Dövényi Z. 2010. *Magyarország kistájainak katasztere*. Budapest.
- Erős T., Tóth B., Sevcsik A., Schmera D. 2008. Comparison of fish assemblage diversity in natural and artificial rip-rap habitats in the littoral zone of a large river (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology* 93: 88–105.
- Erős T., Szalóky Z., Sály P. 2015. Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéséhez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- FAME CONSORTIUM (2004): Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005.
- Guti G. 2000. A ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) terjedése a Közép-Duna térségében. *Hidrológiai Közöny* 80: 303–305.
- Györe K. 1995. *Magyarország természetesvízi halai*. Vízi természet- és környezetvédelem 1. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet, TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat, pp. 339.
- Györe K., Ugrai Z., Csikai Cs. 2012. A Ráckevei Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben. *Halászatfejlesztés*, 34:34–48.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4:9.
- Harka Á., Sallai Z. 2004. *Magyarország halfaunája*. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas. pp. 269.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427–431.
- Horváth L. 1960. Ismerkedés a soroksári Dunaág élővilágával. *Búvár* 5:172–176.
- Horváth L. 1968a. *A Soroksári Duna-ág (A természetkedvelők paradicsoma)*. Ráckevei Járási Pártbizottság Propaganda- és Művelődési Osztálya, Ráckeve, pp. 46.
- Horváth L. 1968b. Gondolatok a Soroksári Duna-ág halfaunájáról. *Halászat*, 14. (61.): 159.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Jost, L. 2010. Independence of alpha and beta diversities. *Ecology* 91: 1969–1974.
- Kaufman, T. M., Moos, T. S., Ermer, M. J. 2017. Comparison of Day and Night Electrofishing to Sample Smallmouth Bass in Natural Lakes of Eastern South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management* 37: 1191–1198.

- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 646.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, pp. 256.
- McInerny, M. C. & Cross, T. K. 2004. Comparison of day electrofishing, night electrofishing, and trap netting for sampling inshore fish in Minnesota lakes. *Minnesota Department of Natural Resources* p. 1–49.
- Mihályi F. 1954. Revision der Süßwasserfische von Ungarn und der angrenzenden Gebieten in der Sammlung des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums. *Természettudományi Múzeum Évkönyve* p. 433–456.
- Podani J. 1997. *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 412.
- 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.
- Relys, V., Koponen, S., Dapkus, D. 2002. *Annual differences and species turnover in peat bog spider communities*. *The Journal of Arachnology* 30: 416–424.
- Rényi A. 1961. On measures of entropy and information. In Neyman, J (ed): *Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*. Berkeley, CA, p. 547–561.
- Répassy M. 1901–1902. Az angolnáról. *Halászat* 3(13): 93–95.
- Sály, P. 2007. A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyűtesek természetességének minősítésére. *Pisces Hungarici* 1: 93–101.
- Sály P., Erős T., Takács P., Bereczki Cs., Bíró P. 2007. Halezűtesek szerkezetének változásai a Balaton három északi oldali befolyóvizében. *Pisces Hungarici* 2: 101–116.
- Sanders, R. E. 1992. Day Versus Night Electrofishing Catches from Near-Shore Waters of the Ohio and Muskingum Rivers. *Ohio Journal of Science* 92 (3): 51–59.
- Seaby, R. M. & Henderson, P. A. 2006. *Species Diversity and Richness Version 4*. Pisces Conservation Ltd., Lymington, England.
- Sevcsik A., Erős T. 2008. A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the Neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici* 100: 331–383.
- Shepard, R. N. 1980. Multidimensional scaling, tree-fitting, and clustering. *Science* 210: 390–398.
- Solow, A. R. 1993. A simple test for change in community structure. *Journal Animal Ecology* 62(1):191–193.
- Szombathy V. 1961. *A Csepel-sziget*. Pest Megyei Tanács Idegenforgalmi Hivatala, Budapest, p. 1–136.
- Till J., 1972. Vándor maréna magyar Duna szakaszon (II). *Halászat* 65(2): 46–47.
- Tóth B., Nagy A., 2012. Halak a zagyban. *Halászat* 105(2): 17–18.
- Tóthmérész B. 1998. Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In Fekete, G. (ed): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia, Budapest, p. 145–160.
- Tóthmérész B. 2002. A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. in Salamon-Albert, É. (ed): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. PTE Növénytan Tanszék, Pécs, p. 607–638.
- Udvári Zs., Zellei Á., Stibinger É., Keresztessy K., Pekli J., Váradi L. 2003. A pontyállomány természetes szaporodásának lehetőségei a Ráckevei Duna-ágon. *Halászatfejlesztés* 28: 123–140.
- Ugrai Z. & Györe K. 2007. A Ráckevei-Duna-ág halközösségének felmérése. *Pisces Hungarici* 2: 95–100.
- Vadadi-Fülöp Cs. 2010. Planktonikus rák együttesek tér-időbeli dinamikája a budapesti Duna-szakaszon és a Ráckevei (Soroksári)-Dunában. Doktori (PhD) értekezés, ELTE TTK, Biológia Doktori Iskola. pp. 131.
- Vadadi-Fülöp Cs., Mészáros G., Jablonszky Gy. & Hufnagel L. 2008. The zooplankton of the Ráckeve-Soroksár Danube: spatio-temporal change and similarity patterns. *Applied Ecology and Environmental Research* 6 (4): 121–148.
- URL1: <https://zoom.hu/hir/2017/10/05/szazmillios-birsag-a-rackevei-duna-ag-szennyezese-miatt/>
- URL2: www.rdhzs.hu/index.php/tevekenyseink/kornyeztvedelem/beszamolok-a-kornyeztvedelmi-bizottsag-2016-2017-evi-munkajarol (2019.04.15.)
- URL3: www.fishbase.org/search.php (2019.04.15.)
- URL4: http://www.kotivizig.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=1675:levegztetik-a-rackevei-dunak&catid=7:koernyezeti-karelharitas&Itemid=56
- URL5: <https://www.teol.hu/orszag-vilag/ot-helyen-dolt-meg-a-legalacsonyabb-vizallas-rekordja-a-dunan-1248447/>

Authors:

Zsolt UDVÁRI (ugyvezeto@rdhsz.hu), Zoltán UGRAI (ugrai@rdhsz.hu), Károly GYÖRE (gyorek123@szarvasnet.hu)