



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**A Ráckevei (Soroksári)-Duna halászatbiológiai vizsgálatai,
valamint ökológiai vízminősítése a halfauna alapján**

DOI: 10.54598/006590

Doktori (PhD) értekezés tézisei

UDVARI ZSOLT

**Gödöllő
2025**

A doktori iskola

megnevezése: **Biológiatudományi Doktori Iskola**

tudományága: **biológia tudományok**

vezetője: **Prof. Dr. Nagy Zoltán**
egyetemi tanár, az MTA doktora, tanszékvezető
MATE, Szent István Campus, Gödöllő
Növényélettan és Növényökológia Tanszék

Témavezető: **Dr. Zsuga Katalin**
címzetes egyetemi docens, PhD
MATE Biológiatudományi Doktori Iskola

.....
Az iskolavezető jóváhagyása
Prof. Dr. Nagy Zoltán

.....
A témavezető jóváhagyása
Dr. Zsuga Katalin

1. A MUNKA ELŐZMÉNYEI, CÉLKITŰZÉSEK

A Ráckevei (Soroksári)-Duna (a továbbiakban: RSD) állóvízi jellegű erősen módosított vízfolyás, a magyarországi Duna-szakasz második leghosszabb mellékága és egyben az ország egyetlen komplex vízgazdálkodási rendszere. A vizet szennyező anyagokkal és az oxigénhiánnyal összefüggő haváriahelyzetek alapján az RSD hazánk legveszélyeztetettebb felszíni vize, a halpusztulások nagy száma jelzi, hogy a víztest a terhelhetőségének végső határán van. A kedvezőtlen állapotot súlyosítja a multifunkcionalitásnak való megfeleltetés.

Az RSD vízminőségi problémái a sokoldalú hasznosításából adódnak: belvizek befogadása, ipari-, öntöző- és halastavi vízszolgáltatás, vízi és víztől függő élőhelyek ökológiai vízigényének biztosítása, hajóút, üdülés, horgászati célú halgazdálkodás. További – nem kívánatos – funkciója a tisztított szennyvizek befogadása. A legnagyobb terhelést a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről érkező napi 72 000 m³ biológiai tisztított szennyvíz okozza.

Az EU tagállamaiban – így Magyarországon is – a vízgazdálkodással összefüggő szabályalkotásról, koordinációról a Víz Keretirányelv (a továbbiakban: VKI) rendelkezik. A VKI szerint a felszíni víztesteinknek jó állapotba kell kerülni, melynek végrehajtása 2027-ig kitolható.

A felszíni vizek állapotának minősítésében a halak kulcsfontosságú élőlényegyüttes-csoportok, jól integrálják, hamarabb és hosszabb ideig jelzik a környezetben fellépő diszturbanciát. Elfogadva az RSD – vízfolyás – státuszát, munkám során a halfauna alapján történő ökológiai állapotminősítést alkalmaztam az RSD vízterére.

Az RSD vízgazdálkodási és vízminőségi jellemzői rugalmasan alkalmazkodó halgazdálkodási tevékenységet követelnek meg a halgazdálkodásra jogosulttól. Az őshonos halállomány szerkezetének hasznosítói optimalizálása érdekében szükségessé vált a vízrendszer halászatbiológiai felmérése. A haltelepítések szerkezetének, valamint a további intézkedéseknek az optimalizálásához figyelembe kell venni a vízterület természetes adottságait (pl. halközösség minőségi és mennyiségi viszonyai, természetes halszaporulat, táplálékbázis, kompetíciós viszonyok). A jelentős halgazdálkodási, horgászturisztikai és környezetvédelmi fejlesztési potenciával bíró RSD halállományának felmérését a fentiek figyelembevételével végeztem el.

1.1. Célkitűzések:

- az RSD halgazdálkodással szembeni kihívásainak bemutatása részben a rendelkezésre álló (Környezetvédelmi Mérőközpont), részben saját mért adatok alapján nyert információk összegzése, értékelése alapján;
- a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep tisztított szennyvize hatásainak vizsgálata az RSD halközösségének szerkezetére;

- a halfauna strukturális viszonyainak vizsgálata az RSD Kvassay-zsilipről a Tassi-zsilipig terjedő szakaszán;
- az RSD halkészletének felmérése a VKI halas protokollja szerint a 2018-as év három különböző évszakában (tavasz, nyár, ősz);
- a halfauna összehasonlítása, hossz-szelvény menti változások az RSD különböző szakaszain;
- az RSD halállomány strukturális összetételének elemzése különböző diverzitásmutatók segítségével;
- annak igazolása, hogy a vizsgált funkcionális traitek használhatók-e a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez;
- javaslatok megfogalmazása a halgazdálkodási vízterület halgazdálkodási tervének felülvizsgálatához, illetve a horgász célú halgazdálkodás és a komplex vízhasznosítás lehetséges harmonizációjához;
- pontyjelölések a rendszeresen telepített II-III. nyaras korosztályú, illetve a rekordméretű (15 kg+) egyedek esetében, összefüggések megállapítása a pontyállományok növekedésére és vándorlási viselkedésére, azok mintázataira;
- javaslatok megfogalmazása az RSD revitalizációs terveihez.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. Halközösség struktúrájának vizsgálata, minősítése

Az 57,3 km hosszú RSD-t vizsgálataimban négy karakteres szakaszra osztottam, a vízterület ismerete alapján előzetesen 13 mintavételi területet jelöltem ki (észak-déli folyásirányban: RSD-1–RSD-13), figyelembe véve a vízterület jellegzetes élőhelyeit. Minden mintavételi területen 2 db 1000-1000 m hosszúságú és 2 m szélességű, a vízfolyás típusának megfelelő mintavételi részterületet (A és B) mintáztam.

A halak mintavétele elektromos halászati módszerrel a VKI követelményeinek megfelelő volt. A mintavétel három alkalommal, 2018. év három évszakában (tavasz/nyár/ősz), kisgéphajóból történt akkumulátoros SAMUS 1000 típusú, pulzáló egyenáramú elektromos halászgéppel. A mintavétel során megfogott egyedeket meghatározásuk és számlálásuk után a begyűjtésük helyszínén engedtem vissza. A halak meghatározását külső morfológiai bélyegek alapján végeztem.

A helyszíni méréseket (fajlagos elektromos vezetőképesség, oldottoxigén-koncentráció, pH-érték, víz hőmérséklet) szabványos módszerekkel akkreditált laborban előzetesen kalibrált WTW multi 3430 SET F típusú készülékkel, a vízfelszíni 20 cm-es rétegben mértem. Az RSD 2018. évi vízminőségének jellemzéséhez a Környezetvédelmi Mérőközpont RSD vízminőségi helyzetéről szolgáltatott jelentéseit vettem alapul.

A mintavételeket követően az OLYMPUS DM-1 és egy OLYMPUS WS-200S típusú digitális diktafonról visszahallgatott előfordulási adatokat a PAST 4.05, illetve a Species Diversity and Richness IV programoknak megfelelő formátumú adatmátrixba rendeztem. Az aktív gyűjtéssel eltöltött idő és az egyedszám ismeretében számítottam az egy óra alatt fogható halak mennyiségét (CPUE=catch per unit of effort). A mintavételi területeken előforduló nem természetes faunaelemek csoportosítása SÁLY (2007) faunakomponens fogalomrendszere alapján történt.

A halközösségek hasonlóságát a fajok mintavételi részegységeken belüli relatív tömegessége alapján a Jaccard és Bray-Curtis távolságmátrixának hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltam a PAST 4.05 program segítségével. A csoportok közötti halegyüttes-szerkezetbeli különbségeket ANOSIM teszttel elemeztem.

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 függvénycsaládot használtam.

A halközösségeknek a vízfolyás longitudinális profilja menti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens

tulajdonságának kvantifikálására jelenléten/hiányon alapuló Routledge β_1 -diverzitást alkalmaztam (ROUTLEDGE 1977).

A halközösségek diverzitását Rényi-féle diverzitási profilok összevetésével végeztem (RÉNYI 1961). Két mintavételi terület diverzitás-eltéréseinek szignifikanciáját SOLOW (1993)-féle statisztikai próbával teszteltem.

A halközösség két időpont közötti időszakra vonatkozó lokális fajbetelepülésből és lokális fajeltűnésből származó fajösszetétel változás mértékét a fajkicserélődés index (ST=species turnover) segítségével számítottam. Saját 2018-as felmérésem fajösszetétel adatainak, valamint 2007-es (UGRAI és GYÖRE 2007) és 2010-es (GYÖRE et al. 2012) vizsgálatok adatainak összehasonlítását nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) alapján végeztem. Az ordinációban alkalmazott Bray-Curtis távolságmátrix származtatott adatait az egyedszámok négyzetgyökeinek kettős Wisconsin standardizálását követően nyertem (SHEPARD 1980).

Az évszakra jellemző átlagos fajszámot az adott időszakban a 13 mintavételi terület/26 részterület fajszámának egyszerű középértékeként határoztam meg. Az átlagok összehasonlítása egymintás Student-féle t-eloszlás alapján történt.

Az RSD halegyüttes-szerkezetét a halfajok funkcionális guildek szerinti besorolásának mintájára is karakterizáltam. A besorolást SÁLY és ERŐS (2016) által javasolt biológiai jellemvonás csoportok szerint végeztem. Az értékelés során mintavételi helyenként az egyes funkcionális guildekbe tartozó fajoknak a mintavételek alapján összesített relatív abundanciáját vettem figyelembe.

A halközösség teljes fajszámát másodrendű jackknife 2 módszerrel, nemparaméteres úton a mintaterületenkénti összesített fajszám adatokból becsültem (TÓTHMÉRÉSZ 2002).

A halcsaládok három mintavételi időszak szerinti összesített relatív abundanciáját mintavételi területenként négyzetgyökvonással transzformáltam és a PAST 4.05 verziójú programcsomag segítségével PCA biplot ordinációval ábrázoltam. A PCA eljárás alkalmazása során az SVD algoritmussal a variancia-kovariancia mátrix sajátértékeit és sajátvektorait vettem figyelembe (LEGENDRE és LEGENDRE 1998).

A biotikus homogenizáció vagy differenciáció mértékét mintavételi terület lépték mentén, a prezencia/abszencia (OLDEN és POFF 2003), illetve az abszolút abundancia (ROONEY et al. 2004) alapján vizsgáltam. A PAST 4.05 verziójú programcsomag segítségével számba vettem a mintavételi területek fajegyütteseinek Jaccard-, illetve Bray-Curtis index szerinti páronkénti hasonlóságát, külön a 2010-es (GYÖRE et al. 2012) és a 2018-as saját adatokra. Számítottam a 2010-es, illetve a 2018-es páronkénti hasonlósági mátrixainak különbségmátrixait mindkét index esetében. Az RSD vízterületén történt biotikus homogenizáció vagy differenciáció mértékét a különbségmátrix átlagos hasonlósági értéke alapján becsültem.

2.2.Haljelöléses vizsgálatok

A 15 kg-nál nagyobb testtömegű pontyok 2020-2024. évek között fogási (jelölés-visszafogási) adatait elemeztem.

A fogáskor feljegyeztem a fogás időpontját, helyszínét, a hal standard testhosszát, testtömegét, valamint az alkalmazott csalítípust is. A megfogott halakat mikrotranszponderrel (ISO 11784:2024) jelöltem meg a nyomon követés érdekében. A fogott egyedeket chipleolvasó készülékkel (ISO 11785:1996) ellenőriztem, és visszafogás esetében az új fogási adatot az adott egyedhez tartozó előzmény adatokkal összerendeztem.

Vizsgáltam a fogott/visszafogott egyedek abszolút mennyiségét, illetve arányát, az egyes egyedek helyváltoztatásának mutatóit a folyó hossz-szelvénye mentén, a fogások havi, illetve napszakonkénti megoszlását, az egyedek testtömegének változását, a sikeres fogást eredményező csalítípusokat.

A legalább háromszor megfogott halak esetében elemeztem a fogási-visszafogási adatokat. A testhossz és testtömeg adatok alapján kiszámoltam a halak kondícióját, illetve annak változásait. A kondíció értékeléséhez FROESE (2006) képletét használtam. Az egyes testtömeg és kondíció változások, valamint a fogások között eltelt idő közötti kapcsolat feltárására korrelációanalízist végeztem 95%-os szignifikanciaszint mellett, míg az első és utolsó megfogáskori kondíció összevetésére kétmintás t-próbát alkalmaztam.

3. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

3.1. Vízminőség, vízmennyiség

A 2018. év sok tekintetben különleges volt, az év elején a fokozott belvízveszély jelentette az elsőrendű problémát a vízgyűjtő területen.

Az oldott oxigén koncentrációja az év nagy részében a VKI állóvizekre vonatkozó jó vízminőség szerinti alsó (7 mg/l) határértékét nem érte el. A Kvassay-zsilip, Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd, Szigethalom mintavételi pontok esetében a vízminőség május végétől kezdődően augusztus végéig jellemzően III. osztályú volt.

A víz pH-értéke a VKI szerinti jó vízminőséghez tartozó felső (pH=8,8) határértéket a minták csak kevés alkalommal haladták meg. A mintavételi területek vízminősége I-II. osztályú volt, a III. osztály határértékét csupán a Tassi-zsilip környéki víztest haladta meg mindössze két alkalommal.

A bevezetett belvizek április hónapban bizonyítható módon megemelték az RSD vizének fajlagos elektromos vezetőképességét. Ősszel extrém érték (1000-1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mutatkozott a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok környékén, ami kevéssel meghaladta a jó vízminőség szerinti felső határértéket. Az őszi időszak kivételével a fajlagos elektromos vezetőképesség szerint a mintavételi területek vízminősége I. osztályú volt.

Az ammóniumion-tartalom szempontjából egy mintavételi területen, a Kvassay-zsilipnél nem haladta meg a jó vízminőséghez tartozó határértéket, a többi mintavételi helyen az RSD az év nagy részében általában II. osztályú volt. Tavasszal és ősszel azonban a Molnár-sziget, Dunaharaszti M0-s híd, Dunaharaszti vasúti híd mintavételi pontok környékén csak III-IV. osztályú, sőt a Molnár-szigetnél tavasszal egy, ősszel pedig két alkalommal is V. osztályú volt.

A tápanyagháztartás jellemzői közül a nitrit-tartalom április közepétől az év végéig meghaladta a II. osztály határértékét, ősszel és télen mindvégig IV-V. osztályú volt a vízterület. A nitrát-tartalom a jó vízminőség szerinti felső határértékét mindössze az alsó szakasz (Ráckevei híd – Tassi-zsilip) őszi vízminősége nem lépte túl, a többi mintavételi terület és időszak esetében a vízminőségi jellemző tekintetében a II. osztályba volt sorolható.

A 2018. első negyedének belvizes időszakában az RSD vízszintjének jelentősen csökkentése miatt az amúgy is sekély vizű mellékágak, hókonyok sok helyen csaknem szárazra kerültek. Az RSD 45,0-46,2 fkm-ek közötti szakaszán Szigetszentmiklóstól északra egy értékes úszólápos terület található, ahol korábban kimutatták az *Umbra krameri* egyedeit. 2007-ben (UGRAI és GYÖRE 2007) és 2010-ben (GYÖRE et al. 2012). A 2018-as és 2020-as gyűjtéseim alkalmával egyetlen időszakban sem sikerült bizonyítanom e fokozottan védett halfaj előfordulását a mellékágban, ami a 2018. évi vízmennyiségi problémával és ezáltal az élőhely degradálódásával magyarázható.

3.2. Az RSD halközösségének struktúrája

2018. évi vizsgálataimban az RSD 26 mintavételi részterületén 8 halcsalád összesen 36 halfajának (26 589 egyed) előfordulását igazoltam. A natív (őshonos) fajok száma mindössze 23. A 13 adventív (betelepített, behurcolt, bevándorolt) faj: *Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius auratus*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Ameiurus nebulosus*, *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*. A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott vízterületen csak 6 fordult elő: *Rutilus virgo*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Gymnocephalus baloni*. A magyar faunaterületen élő endemikus halfajokból kettő – *Rutilus virgo*, *Gymnocephalus baloni* – egyedeinek előfordulását sikerült igazolnom. A NATURA 2000 jelölőfajok közül az *Aspius aspius* populációját tudtam kimutatni. A vízterületen két „nem fogható” státuszú őshonos halfaj – *Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua* – előfordulását igazoltam 2018-ban, majd 2023-ban a harmadik „nem fogható” halfaj, az *Acipenser ruthenus* előfordulását is kimutatásra került (UDVARI et al. 2023).

A tavaszi és a nyári mintavétel fajlistájában a közös fajok száma 24, a Jaccard-féle index magas hasonlóságot mutatott. A tavaszi és őszi fajlistákban a közös fajok száma 27. A nyári és az őszi fajlisták hasonlósága ugyancsak magas. A mintaterületek halközösség-struktúrája szerinti, Bray-Curtis index alapján történő klasszifikációja szerint elsőként a tavaszi és a nyári minták kerültek egy klaszterbe igen magas hasonlósági indexszel. A páronkénti ultrametrikák csekély torzítását a kofonetikus korreláció magas értéke bizonyítja. A három különböző időszakban (évszakban) gyűjtött halegyüttesek strukturális viszonyai statisztikailag igazolhatóan nem különböztek egymástól. A β -diverzitás, csak a főágban történt mintavételezéseket figyelembe véve megközelítőleg lineáris gradienst mutat. A vízfolyás teljes szakaszára, folyásirányban, a 13 mintavételi terület fajkészletének variabilitását jellemző Routledge-féle diverzitás a tavaszi mintavételek alapján, $\beta_1=0,1787$. Az őszi mintavételek eredményei szerint a diverzitásmutató a víztér szóban forgó soroksári szakaszán, a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékén, komoly zavaró hatást jelez. A páronkénti összehasonlításban a Routledge-féle diverzitás index az egymást követő mintahelyek sorában más esetben nem volt számottevően magas.

Az RSD-ben a „főág”, valamint a mellékágak, holtágak és a hókonyok halközösségének minőségi és mennyiségi összetétele különböző. A területen összesen kimutatott 36 fajból a főágban 33, a mellékágakban pedig 30 faj kisebb-nagyobb populációjának jelenlétét igazoltam. A főág halközösségéből hiányzott a *Carassius carassius*, *Misgurnus fossilis*, *Micropterus salmoides*, amelyek kivétel nélkül stagnofil fajok. A mellékágak, hókonyok víztereiben pedig nem találtam a *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio*

vladykovi, *Carassius auratus* és a *Hypophthalmichthys molitrix* egyedeit. A közös fajok száma 21, a Jaccard-féle hasonlósági index viszonylag magas, $JQ=0,75$.

A mintaterületek halközösségének strukturális hasonlóságát a Bray-Curtis-féle százalékos különbözőségi formula alapján számítottam. A klaszteranalízis során a tavaszi minták alapján 5 csoportot lehet megkülönböztetni, kb. 0,650 hasonlósági értéknél „vágva” a dendrogramot. A nyári minták alapján csak 3, míg az őszi minták alapján 7 csoportot lehet megkülönböztetni.

A fogáshatékonyság (CPUE) tavasszal 450 ± 555 db hal volt óránként. Nyáron valamivel alacsonyabb volt a CPUE-értéke, 439 ± 289 db hal/óra. Ősszel óránként már csak 331 ± 240 halat sikerült egy óra alatt fogni mintavételi részterületenként. A fogáshatékonyság értékek között sem az F-, sem pedig a T-próba mutatott ki statisztikailag igazolható különbséget. Az egyes részterületeken tapasztalható magas CPUE-értékek a kimagasló *Alburnus alburnus* dominanciával magyarázható. Megfigyeltem, hogy mindhárom időszakban a CPUE értéke a folyásirányban növekvő.

A SÁLY és ERŐS (2016) osztályozásában megjelenített funkcionális traitek alkalmazhatóságát vizsgáltam a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez. A hat táplálkozási sajátosság közül az omnivor típus volt a leggyakoribb (96%), a három táplálkozási habitat közül a pelagikus (63,5%), a hét szaporodási csoport közül a fito-litofil (84,5%), a vízáramlással szembeni preferencia alapján az euritóp (91,7%), a biogeográfiai státusz szerinti az őshonos fajok túlsúly mellett az adventív fajok inkább az RSD felső szakaszára jellemzőek. Az RSD teljes szakaszán 2018-ban kimutatott 36 halfajt összesen 21 traitletbe tartozóan lehetett csoportosítani.

A legmagasabb diverzitást a 14 fajú Czuczor-szigeti főág, a legalacsonyabbat pedig a 13 fajú csepeli Királyerdő alatti szakasz halközössége mutatta. A 26 tavaszi minta összesítése alapján az RSD halközösségének Shannon-Wiener mutatója 1,229 volt, a mutatók átlaga pedig 1,345. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület halközösségének α -diverzitása alacsonyabb volt, mint a megelőző, vagy követő szakaszé. A szóban forgó szakasz jobb parti részterület halközösségének Shannon-Wiener-féle lokális diverzitása a tavaszi időszakban tapasztalható legalacsonyabb értéket mutatta.

Egyes szakaszokon a jobb és a bal parti részterületek fajdiverzitálásában számottevő eltérés mutatkozott. Magas lokális diverzitással rendelkeztek a tavaszi mintázások alkalmával a 35,00-49,25 fkm-ek közötti szakaszon kijelölt mintavételi területek. A magas Berger-Parker indexszel jellemezhető mintavételi területek halközösségét mindössze 1-2 faj dominálta, egyik fajként mindig az *Alburnus alburnus* és mellette három esetben a *Rutilus rutilus*, egy részterületen pedig a *Ponticola kessleri*. A várható fajszám az eredeti fajszámhoz képest, a csepeli Királyerdő alatti részterületen a legkisebb. A várható és a megfigyelt fajszám közötti eltérés pedig a Kvassay-zsilip alatti gubacsi dűlő mintavételi részterület esetében a legkisebb.

A nyári mintázások mintavételi részterületenkénti dominanciamutatói statisztikailag igazolhatóan nem különböztek a tavasszal tapasztaltakétól. A magas Berger-Parker index érték a szóban forgó időszakban is kizárólagosan az *Alburnus alburnus* dominanciájával magyarázható. Az RSD-1 mintavételi területen a két litorális régió halközösségének Shannon-Wiener indexe alapján a bal part fajdiverzitása nagyobb volt, mint a jobbé. Az RSD-2 esetében a tavasszal tapasztalttal ellentétben nyáron nem volt különbség a két partszakasz halegyüttesének diverzitásában. Az alsó szakaszon Dömsöd-Makád térségében ismételtelen statisztikailag igazolható különbséget mutatottam ki a jobb és bal part halközösségének diverzitása között a Solow-féle teszt alapján. A magas Berger-Parker indexszel jellemezhető mintavételi területek halközösségét nyáron már legalább 2 faj dominálta, egyik fajként továbbra is az *Alburnus alburnus* és mellette három esetben a *Rutilus rutilus*, egy-egy részterületen pedig az *Ameiurus nebulosus*, illetve a *Carassius gibelio*.

Az őszi mintavételezések alapján fajgazdag területnek bizonyult a Kvassay-zsilip alatti szakasz jobb partja, ahol 20 faj egyedeinek előfordulását sikerült bizonyítanom. Magas volt még a lokális fajgazdagsága a Czuczor-szigeti főágnak, Szigetcsépen a Csupics-szigeti hókonynak, valamint a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi-zsilip előtti vízterületnek. Mindhárom részterület őszi halközössége 18 fajból állt. A 26 mintavételi terület halközösségének őszi fajszaám átlaga 13,6 volt, ez statisztikailag igazolhatóan sem a tavasztól, sem a nyáritól nem különbözött. A legmagasabb lokális fajdiverzitást csakúgy, mint nyáron, most is a 18 fajú Czuczor-szigeti főág halközössége alapján mutattam ki, a legalacsonyabbat pedig a 14 fajú szigetbecsei Királyrét alatti részterületen. Az összes minta szerint az őszi α -diverzitás index 1,733 volt, a diverzitásmutatók átlaga 1,514, ami statisztikailag igazolhatóan magasabb, mint a nyári, de nem különbözik a tavasztól. Az összevontan kezelt RSD-2/A és RSD-2/B mintavételi részterületek halközösségeinek fajdiverzitása összességében is alacsonyabb volt, mint a közvetlen megelőző szakaszé, a Solow-teszt az RSD-1–RSD-2 párosítás esetében statisztikailag igazolható eltérést mutatott ($p \ll 0,0001$). Az RSD-2 és az RSD-3 mintavételi területek halközösségének α -diverzitása között nem volt statisztikailag igazolható különbség. Az egyes részterületek halközösségeit az őszi minták alapján, két kivételtől eltekintve (RSD-12/A és RSD-13/B) legalább három faj dominálta. A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület (RSD-2), valamint a közvetlenül felette (RSD-1) és alatta lévő RSD-szakaszok (RSD-3 és RSD-4) halközösségének Rényi-féle diverzitásrendezés szerint, a májusi mintavételek alapján, a 4 mintavételi hely halközösségének diverzitása sorba rendezhető. A szennyezett szakasz (RSD-2) fajdiverzitása a legalacsonyabb.

3.3. Rekordméretű pontyok jelölés-visszafogási eredményei

Értekezésem 1394 ponty egyed 2515 fogásának adatait tartalmazza. Két olyan egyed volt, melyet 9 alkalommal, egy olyan egyed, melyet 8 alkalommal, hét

olyan egyed, melyet 7 alkalommal is megfogtak, hatszor 22 halat, ötször 29 halat, négyszer 84 halat, háromszor 148 halat, kétszer 282 halat fogtak meg, és 819 egyed csupán egyszer került horogra.

A leghosszabb *upstream* vándorlás hossza 49 km, és ehhez kapcsolódóan az adott egyed két detektált fogása között eltelt idő 369 nap volt. A leghosszabb *downstream* hossza 45 km, és ehhez kapcsolódóan az adott egyed két detektált fogása között eltelt idő 66 nap volt. A leggyorsabb helyváltoztatást, 5 km/nap átlagsebességet, egy „lefelé” úszó példány esetében figyeltem meg.

A legnagyobb testtömeg-növekedést, 9,8 kg-ot, mindössze 105 nap produkált egy egyed. A legextrémebb, 10,26 kg-os fogyást egy olyan egyednél mutattam ki, amelyiknek a két megfogása között 409 nap telt el.

A fogások legnagyobb része az 5 legdélibb településhez (Ráckeve 638, Szigetbecse 363, Dömsöd 602, Makád 352, illetve Tass 221 fogás) kapcsolódik, ami összességében 86,5%-os arányt reprezentál az RSD összes nagypontyfogási eredményéhez viszonyítva a vizsgált – 2020 és 2024 közötti – időszakban.

Érdemes megemlíteni, hogy a halak 90%-át egyetlen csalitípussal, bojlival fogták.

A legalább háromszor megfogott halak esetében a két legtávolabbi fogási pont átlagos távolsága 4,97 km volt. A halak több mint 70%-a maximum 5 km-t mozdult el, de a 93%-a sem úszott el 16 km-nél messzebb, ami azt jelzi, hogy a halak a vízrendszernek csak egy kis részét használják rendszeresen.

4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK

4.1. Vízminőség, vízmennyiség

Az RSD-re napjainkban jellemző komplex vízgazdálkodási rendszer nem volt és ma sem képes megbirkózni a vízminőségromlásával.

A vízminőségi viszonyok jövőbeni várható javulását tekintve szükségesnek tartom a szennyvíztisztítás intenzifikálását, a vízgyűjtőn lévő pontszerű és nem pontszerű lakossági és mezőgazdasági eredetű szennyezések kizárását, a vízszállító képesség javítását, de elsősorban a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepről jelenleg az RSD-be vezetett tisztított szennyvíz átvezetését a Duna fő medrébe. A beavatkozásokat nemcsak gazdaságpolitikai kontextusba kell helyezni, hanem halgazdálkodási céloktól is függővé kellene tenni.

Az RSD 45,0-46,2 fkm-ek közötti szakaszának (RSD-4/A mintavételi részterület) jobboldali mederszélén a hosszú évek során biztos önfenntartó állománnyal rendelkező lápi póc populáció véglegesen kipusztulhatott az adott élőhelyről, vagy szerencsésebb esetben, el tudott vándorolni egy olyan közeli refúgium területre, amelyről még nem kolonizálta újra a régi területét. A vízszintcsökkentésre, mint súlyos károkat okozó diszturbanciára a lápi póc populációja nem volt képes felkészülni és nem tudta azt tolerálni.

4.2. Fajkészlet

Az RSD halkészletének változása a korai időszak adatai miatt nem követhető pontosan nyomon. Vizeink halfaunájának kutatása fontos feladat kell legyen, azt megfelelő gyakorisággal szükséges végezni, hogy a változásokat és azok okait minden részletre kiterjedően meg lehessen állapítani. Vizsgálatom során az RSD teljes szakaszára jellemző, becsült teljes fajszaám 42. A fajszaám extrapoláció megmutatta, hogy további 6 olyan faj fordulhat még elő a közösségben, amelyek a 2018-as mintázások során nem kerültek elő. Az eddig kimutatott 5 gébfaj (*Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Babka gymnotrachelus*) mellett sajnálatos módon a közeljövőben várható a *Perccottus glenii* előkerülése is.

Az RSD halfajkészletének bővülése elsősorban az észak-amerikai, valamint a kelet-ázsiai halfajok átgondolatlan honosításainak, telepítéseinek, illetve a pontokaspikus gébfajok térhódításának, természetes gradációjának köszönhető. A halfajkészlet változásainak másik fontos okozója a keresztgátak megépítése, létezése.

Kilenc adventív halfaj (*Ctenopharyngodon idella*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Hypophthalmichthys* sp., *Lepomis gibbosus*, *Neogobius fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Proterorhinus semilunaris*) egyedeit mutattam ki az RSD-ben a 2018-as mintavételek során. Az RSD mintázása során a *Carassius auratus* egy piros színű egyedét a dömsödi

Napos part szakaszán fogtam 2018. október 11-én, amely a vízterület szempontjából első leírt előfordulási adatnak tekinthető.

Az idegenhonos gébfajok összesített egyedszamaránya az RSD halközösségében 2007-ben még csak 0,08% volt, 2010-ben 0,24%, vizsgálataim alapján 2018-ra pedig már 0,81%-ra gyarapodott.

Számos reofil faj csak alkalmi vendégként fordulhat elő a lassú vízáramú mellékágban, így pl. az *Eudontomyzon mariae*, *Acipenser ruthenus*, *Squalius cephalus*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*. kizárólagosan a zsilipkapuk nyitásakor úszhatnak be a mellékágba, de nem valószínű, hogy messzire távolodnának el a zsilipektől. Ugyanakkor, a tassi Sajó Elemér többfunkciójú vízleeresztő műtárgy 2021-es üzembe helyezése a víz áramlását a korábbiakhoz viszonyítva relatíve intenzívebbé tette, ezáltal egyes reofil halfajok (*Vimba vimba*, *Leuciscus idus*) nagyobb előfordulási gyakorisággal jelentkeznek azóta a horgászfogásokban. 2022. november 19-én a ráckevei Savoyai-kastély előtti szakaszon az *Acipenser gueldenstaedtii* előfordulását mutattam ki, amely az RSD-re nézve első detektálásnak tekinthető

Az RSD teljes szakaszán a fogott halpéldányok összességét tekintve az *Alburnus alburnus* 62,5%-os egyedszám aránya magasan kiemelkedett a többi közül. A faj általánosan, más víztestek halegyüttesének esetében is gyakran tapasztalható „túlreprezentáltságának” oka egyrészt a felszínközeli életmódja, illetve csapatképző tulajdonsága, így nagyobb hatékonysággal fogható elektromos halászati módszerrel. Korábbi eredményekkel összhangban megállapítható, hogy ugyanazon évszakban (tavasszal) gyűjtött mintákban az első öt legnagyobb egyedszámmal előforduló halfaj közül az *Alburnus alburnus*, a *Rutilus rutilus* és az *Abramis brama* mindhárom évben jelen volt, további magas egyedszámú populációval volt megtalálható a *Cyprinus carpio* (2007-ben és 2018-ban), a *Carassius gibelio* (2007-ben és 2010-ben) és a *Blicca bjoerkna* (2010-ben).

A korábbi évekhez képest tapasztalható elektromos halászattal történő fogáscsökkenés oka talán abban kereshető, hogy a 2018-as év több tekintetben (alacsony vízállás, csekély mennyiségű vízcsere, csaknem állóvíz jelleg) rendhagyó volt, így a tavaszi időszakban a halak által „megszokott” partszegélyi habitatokban jóval kevesebb egyed tartózkodott. Valószínűsíthetően az *Alburnus alburnus* rendkívül magas egyedszám aránya (80%) is ennek a körülménynek tudható be, mint pelagikus halfaj a partszegélyi kiüresedett habitatokba behatolt.

Az RSD leggyakoribb halai a *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Leuciscus aspius*, *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio* és a *Lepomis gibbosus*. Gyakorinak bizonyult még az *Abramis brama*, *Silurus glanis*, *Esox lucius* és a *Sander lucioperca*. A víztér ritka, színező elemei a mindössze egy-két mintaterületen nagyon kevés példányszámban kimutatott *Rutilus virgo*, *Squalius cephalus*, *Gobio gobio complex*, *Carassius carassius*, *Carassius auratus*, *Misgurnus fossilis*. A reofil fenékjáró küllőt több mint 60 év után a vizsgálataim során mutattam ki, így ez az egyetlen egyed a faj RSD-beli előfordulásának bizonyító példánya.

A *Carassius carassius* az RSD nagyon ritka faunaelemévé vált az elmúlt 60 év alatt. A faj hazai, illetve európai állomány nagyságának csökkenését más élőhelyeken is megfigyelték, ezt általánosságban az ezüstkárász inváziójának tudható be. Másik okaként a víz fokozott szennyezését tartják, amely a víz alatti növényzet szinte teljes pusztulását eredményezi, ahol a halfaj él, táplálkozik és szaporodik.

A stagnofil *Misgurnus fossilis* egy-egy példányát 2018-ban a Csupics-sziget mellékágában (RSD-4/A) és a Domariba-sziget előtti nádasok, gyékényesek keleti mellékágának sekély mocsaras jellegű (RSD-7/A) vizében fogtam, amelyet HORVÁTH (1968) első jelzése óta csak TÓTH (2003) és GYÖRE et al. (2012) által végzett kutatások eredményeképpen igazolták korábban RSD faunaelemként.

A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének közvetlen hatása alatt álló mintavételi terület, illetve a közvetlenül felette és alatta lévő RSD-szakaszok halközösségében tavasszal összesen 21 halfaj egyedeinek előfordulását igazoltam, ami a teljes fajkészlet 35%-a. Ugyanezen szakasz ugyanazon 4 mintavételi területén 2007 tavaszán 26 halfaj előfordulását igazolták (GYÖRE et al. 2012). A 2007. év tavaszi mintázásainak eredményeivel összevetve a 2018-as tavaszi adatokat, a fajkicserélődés mértéke közepesnek ítélnélhető. A hét „eltűnt” faj, *Rhodeus amarus*, *Umbra krameri*, *Gymnocephalus cernua*, *Gymnocephalus baloni*, *Sander volgensis*, *Proterorhinus semilunaris*, *Neogobius melanostomus* helyett 2018-ban csak kettő, a *Scardinius erythrophthalmus* és a *Neogobius fluviatilis* jelent meg az adott területen.

4.3.Faj- és funkcionális diverzitás

A 2018. tavaszi mintavételezés alkalmával a Kvassay-zsilip alatti mintavételi részterületek (RSD-1/A és RSD-1/B), illetve a Csepel-Soroksár komp alatti RSD-3/B mintavételi részterületének halközössége kétszer-háromszor változatosabbnak mutatkozott, mint a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep „tisztított” szennyvizének hatása alatt álló mintavételi területek (RSD-2/A és RSD-2/B) halközössége. Az M0-s híd környéki szakasz (RSD-4/A és RSD-4/B) halközössége pedig már ötször-hatszor diverzebb.

A Berger-Parker index jól mutatja a halközösség valamilyen tényező által zavart abundancia eloszlását. A szennyezett szakasz halközösségének zavart abundancia eloszlása jól megmutatkozott. A dominancia az *Alburnus alburnus* populációhoz volt köthető. Ez azzal is magyarázható ebben az esetben, hogy a befolyók környékét, még ha azok jelentősen szennyezett vizet is szállítanak, a kűsz előszeretettel keresi fel nagy csapatokban.

Az RSD szakaszok között a 2010 és 2018 között végbement biotikus homogenizáció százalékos értéke a Jaccard hasonlósági index alapján $-6,89 (\pm 10,92)$, a negatív átlagos százalékos „homogenizáció” érték nem a hasonlóság növekedése felé való elmozdulást, hanem egy kis mértékű differenciálódást igazol. A Bray-Curtis index alkalmazása mellett a homogenizációs és a

differentiációs esetek száma teljesen azonos volt (39-39). Olyan mintavételi hely nem volt, amelynél ne következett volna be valamilyen irányú változás. A legnagyobb mértékű homogenizáció (61,78%) az RSD-2 és az RSD-3, a legnagyobb mértékű differenciáció (57,78%) pedig az RSD-2 és az RSD-13 mintavételi területek között történt. A magas értékű közösségi hasonlóság az egymást követő RSD-2 és RSD-3 mintavételi területek esetében érthető, hiszen mindkét szakasz az RSD nagymértékben szennyezett régiójában található, a habitat degradáció pedig a homogenizáció folyamatát erősíti.

Nehéz megtalálni azokat az őshonos ragadozó halfajokat, amelyek sikeresen csökkenthetik ezeknek az adventív fajoknak az állománynagyságát. Magyarországon is történt erre vonatkozólag kísérlet (HORVÁTH et al. 2007), alapul véve azt, hogy a ragadozóhal populációk mesterséges növelése a táplálékhálózatban a *top down* szabályozást valósítja meg. Az RSD ragadozóhal állományának struktúráját (sok balin) a süllő, de különösen a csuka telepítésével szükségessé megváltoztatni.

Az RSD funkcionális csoportjait elemezve, meg kell állapítani, hogy a halfajok funkcionális csoportok közötti eloszlása rendkívül egyenlőtlen, néhány guildbe szembetűnően több faj tartozik. Jó néhány funkcionális csoport viszonylag kevés fajjal rendelkezik, így ezek a guildek kis hatással vannak a közösség diverzitására. A fajok gyakoriságában mutatkozó különbségek részben magyarázatot adnak arra, hogy egyes funkcionális csoportok viszonylag sok fajjal rendelkeznek. A több fajjal rendelkező csoportokba tartozó taxonok magas egyedszámmal is rendelkeznek az RSD halközösségében és nagy gyakorisággal fordulnak elő a víztér szakaszain. Az omnivor táplálkozású, a fito-litofil reprodukciós guildbe tartozó, és a vízáramlás szempontjából euritóp, illetve stagnofil csoportba tartozó halfajok kimagaslóan magas dominanciája alapján az RSD halegyüttese egy degradált állóvízi ökoszisztémát jelez.

4.4. Jelölt rekordpontyok

2020-2024. évek nagypontyjelölési vizsgálatainak elemzése során kimutattam, hogy az 1394 megfogott és jelölt 15 kg feletti ponty (*Cyprinus carpio*) egyedből volt olyan egyed, amelyet az évek során már 9 (!) alkalommal megfogtak horgászok. A 2024. évben a 693 fogott egyedből 359 egyed volt az első ízben regisztráltak aránya, amely azt mutatja, hogy az RSD vízterületéből a chippel első alkalommal regisztrált egyedek százalékos aránya (51,8%) továbbra is magas, de statisztikailag igazolhatóan csökkenő.

Bizonyítottam, hogy az RSD nagyponty-állományának legnagyobb része az RSD Ráckeve alatti szakaszán összpontosul (86,5%), amire a ponty faj számára ideális élőhelyi adottságok (pl. kagylók jelentős biomasszája) adhatnak magyarázatot, de közre játszhat a telepítések nagyobb volumene is.

Az általam végzett 1963 hektárra kiterjedő vizsgálat eredményei nagyon hasonló mintázatot mutatott, mint a RAAT (1985) alig több mint 3 hónapos két ismétlésben végzett vizsgálata, melyet egy 0,4 ha-os tavon végzett el. Az egyszer

megfogott halak aránya RAAT (1985) vizsgálataiban esetében 50%, illetve 73%, míg az esetemben 58,75% volt, a kétszer megfogott halak aránya 29%, 23%, míg nálam 20,23% volt. A háromszor megfogott pontyok esetében a 15%, 4%, illetve a saját vizsgálatom esetében 10,61%. A fenti eredmények felvetik annak lehetőségét, hogy a pontyok között létezik valamiféle konzervatív mintázat, ami alapján a populációkban azonos arányban találhatók félénk, illetve kevésbé félénk egyedek, esetleg tanulási folyamat (csali elkerülés) nagyon hasonló módon zajlik. Az sem zárható ki, hogy a mortalitás is szerepet játszik ennek a visszafogási arány mintázatnak a kialakulásában.

A fogások térbeli eloszlásra vonatkozó adatok részben alátámasztják SPECZIÁR és TURCSÁNYI (2014) megállapításait, miszerint a pontyok jellemzően csak kis területen mozognak. STUART és JONES (2006) két éven át tartó vizsgálata esetében a halak közel 80%-a 5 km-en belül került meg, és az átlagos távolság 19 km, míg a vizsgálatom esetében az átlagos elmozdulás 4,97 km volt. Ez a távolság viszont lényegesen kisebb, mint az ugyanezen a vízterületen, de fiatalabb korosztályú pontyok vizsgálatával végzett felmérés eredménye, ami átlagosan 12 km-t mutatott ki (VITÁL et al. 2022).

A halak testtömegét vizsgálva megállapítható, hogy még ebben az igen idős korosztályban is van még növekedés, a legtöbb hal életkora WINKER et al. (2011) alapján 6+ és 28+ év között lehet. A két megfogás között eltelt átlagos idő 210 nap, ami nagyon hasonló érték, mint a CZAPLA et al. (2023) munkájában jelzett hét hónap, mely az az átlagos idő, amíg a pontyok esetében igazolták a korábbi megfogás utáni csali/horog elkerülést.

4.5.Javaslatok

A **vízminőség védelme** érdekében szükségesnek tartom a szennyvíztisztítás hatékonyságának javítását, a vízgyűjtőn lévő pontszerű és nem pontszerű lakossági és mezőgazdasági eredetű szennyezések kizárását, a vízszállító képesség javítását, részleteiben:

- A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepen a teljes tisztításra nem kerülő csapadékvízzel kevert szennyvíz mechanikai tisztítását (rácsszemét eltávolítása, olajfogó kiépítése).
- A Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepéről jelenleg az RSD-be vezetett tisztított szennyvíz végleges átvezetését a Nagy-Dunába.
- A Kvassay-vízlepcsőnél az új szivattyútelep létrehozását az RSD megfelelő vízminősége eléréséhez az öntözővízigények biztosítása mellett is.
- Az RSD főágán és mellékágain kiüledett mederiszap kotrását és hasznosítását.
- A RSD parti sávjában az üdülőterületek végleges és teljes bekötését a kialakított csatornahálózatba.

Az **őshonos halfauna védelme** és a horgász célú halgazdálkodás fejlesztése érdekében az RDHSZ mint halgazdálkodásra jogosult részére az alábbi javaslatokat fogalmazom meg:

- Az idegenhonos halfajok állománynagyságának csökkentése érdekében őshonos ragadozó halfajok telepítését az RSD-be (*top down* szabályozás).
- Az RSD jelenlegi ragadozóhal állományának struktúráját (sok balin) a süllő, de különösen a csuka telepítésével meg kell változtatni. Javaslatomra az RDHSZ a jövőben a ragadozó halfajok állományának javítása érdekében azok szaporítására, telepítésére nagyobb hangsúlyt kíván fektetni, amely a 2019-2024. évek időszakában már megindult.
- Az RSD egyik fontos lápi pócos élőhelyén habitatvesztés következtében a lápi póc populációja a fennmaradáshoz szükséges kritikus egyedszám alá esett. Javasolom, hogy az érintett hókonyba az (RSD-ből begyűjtött anyáktól származó szaporulatból) a lápi póc kerüljön visszatelepítésre. A hókony vízgazdálkodását javítani szükséges, annak érdekében, hogy a lápi póc eltűnését előidéző alacsony vízszint és így káros vízmennyiségi helyzetek a jövőben a természetvédelmi szempontból értékes élőhelyen ne alakulhassanak ki.
- Az RSD nagypontyállományának (15 kg+) védelmére indított, általam bevezetett, chip-es haljelöléses rendszert indokolt hosszú távon fenntartani, mivel a hallopások elleni aktív védelem mellett az ebből kinyerhető, rendszerezett statisztikai adatok a nagypontyállomány szerkezetéről, a pontyok növekedési és vándorlási mintázatairól, valamint ezek hosszú idősoros változásairól adnak fontos információt. Ezek a jövőbeni hasznosítói döntések (haltelepítések tervezése, halórzás) alapjául szolgálhatnak.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Az RSD 26 mintavételi részterületén 8 halcsalád összesen 36 halfaj 26 589 egyedének előfordulását igazoltam. A fajkészletből a natív halfajok száma mindössze 23. Adventív (telepített, behurcolt, bevándorolt) halfajok közül 13 jelenlétét sikerült bizonyítanom. A Magyarországon védett 37 halfajból a mintázott vízterületen mindössze csak 6 fordult elő, *Rutilus virgo*, *Gobio gobio complex*, *Romanogobio vladykovi*, *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*, *Gymnocephalus baloni*. A magyar faunaterületen élő endemikus halfajokból kettő, a *Rutilus virgo* és a *Gymnocephalus baloni* egyedeinek előfordulását sikerült igazolnom. A NATURA 2000 jelölőfajok közül az *Aspius aspius* populációjának jelenlétét tudtam kimutatni. A vízterületen két olyan faj előfordulását igazoltam (*Carassius carassius*, *Gymnocephalus cernua*), melyek nem fogható őshonos halfajok. Fajszegénységnek mutatkozott a Molnár-szigeti mellékág (8 faj) és a Tököli Parkerdő alatti szakasz (8 faj). Fajgazdagnak találtam a Kiskunsági-főcsatorna és a Tassi-zsilip előtti vízterületet, ahol 20 faj populációjának a jelenlétét igazoltam. Fajgazdag területnek bizonyult még a Taksonyi holtág 18 fajjal. **2018-ban az RSD vízterületéről elsőként sikerült leírnom a *Carassius auratus* faj egy egyedének, valamint 2022-ben az *Acipenser gueldenstaedtii* faj két egyedének az előfordulását.**

2. A halközösség strukturális hasonlóságának vizsgálatára az RSD esetében elsőként alkalmaztam a Bray-Curtis-féle százalékos különbözőségi formulát és elkészítettem a mintaterületek évszakonkénti (tavasz, nyár, ősz) klaszterdiagramját. Az RSD halközösség-struktúra időbeli mintázatának vizsgálata során megállapítottam, hogy egy adott vizsgálati év három különböző évszakában vett minták klaszterezése alapján a három különböző időszakban gyűjtött halegyüttesek strukturális viszonyai statisztikailag igazolhatóan nem különböztek egymástól.

3. Az RSD halegyüttesének mintavételi területenkénti mozaikosságára, fajösszetételbeli variabilitásának, mint az élőlényközösség lényeges inherens tulajdonságának kvantifikálására jó megközelítést ad a β -diverzitás számszerűsítése. **A 2018. őszi mintavételek eredményei szerint, a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep befolyójának környékén a diverzitásmutató komoly zavaró hatást jelzett, így a fajösszetétel variabilitásának mutatója alapján elsőként sikerült bizonyítanom a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telep vizének diszturbanciát okozó hatását az RSD vízterében.**

4. Az RSD esetében elsőként igazoltam, hogy a SÁLY és ERŐS (2016) osztályozásában megjelenített funkcionális jellemzők alkalmazhatóak a halközösség szerkezete és az RSD működése közötti kapcsolatok megértéséhez. Az RSD teljes szakaszán 2018-ban kimutatott 36 halfajt összesen 21 traitbe tartozóan lehetett csoportosítani. A hat táplálkozási sajátosság közül

minden mintavételi területen az omnivor típus volt a leggyakoribb, helyenként akár 96%-kal, míg a táplálkozási habitat 3 funkcionális jellemzője közül átlagosan a pelagikus típus volt a leggyakoribb (63,5%). A hét szaporodási csoport közül az RSD-t jellemző 36 halfaj egyedeinek legnagyobb része (84,5%-a) a fito-litofil traitbe tartozik. Vízáramlással szembeni preferencia szempontjából az euritóp fajok relatív gyakorisága az egész RSD-t tekintve kimagasló. A biogeográfiai státusz szerinti két trait (adventív és őshonos) relatív gyakorisága szerint az adventív fajok inkább az RSD felső szakaszára jellemzők, mintegy jelezve – elsősorban a ponto-kaszpikus Gobiidae fajok – bevándorlási irányát. Az idegenhonos halfajok viszonylag kimagasló gyakoriságértéke leginkább négy fajnak köszönhető: naphal, fekete törpeharcsa, törpeharcsa, ezüstkárász.

5. Az RSD ragadozóhal-állományainak struktúrájában statisztikailag igazolható változást mutattam ki a korábbi felmérésekhez képest: a balinpopuláció mérete jóval nagyobb lett, ugyanakkor a csukának a ragadozóhal állományokon belüli részaránya közel a negyedére apadt. A ragadozóhal-állományok strukturális viszonyainak megváltoztatása érdekében – vélhetően a klímaváltozás hatásait természetesvízi állományaik zsugorodásával indikáló hidegvízi halfajok, így – a süllő, de különösen a csuka telepítését javasoltam a halgazdálkodásra jogosultnak.

6. Hazai viszonylatban elsőként alkalmaztam a rekordméretű (15 kg+) pontyok növekedési és vándorlási mintázatának nyomon követésére és statisztikai értékelésére a mikrotranszponderes haljelölést egy nagy kiterjedésű halgazdálkodási vízterület (RSD) hosszabb időtartamú (5 év) vizsgálata esetében, melynek során 1394 ponty egyed 2515 fogásának (jelölés-visszafogás) adatait elemeztem.

6. IRODALOMJEGYZÉK

CZAPLA, P., WALLERIUS, M.L., MONK, C.T., COOKE, S.J., ARLINGHAUS, R. (2023): Reexamining one-trial learning in common carp (*Cyprinus carpio*) through private and social cues: No evidence for hook avoidance lasting more than seven months. In: *Fisheries Research*, 259: 106573

FROESE, R. (2006): Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. In: *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241–253. p.

GYÖRE K., UGRAI Z., CSIKAI CS. (2012): A ráckevei-Duna-ág halközösségének vizsgálata 2010-ben. In: *Halászatfejlesztés* 34: 34-48. p.

HORVÁTH L. (1968): Gondolatok a Soroksári Duna-ág halfaunájáról. In: *Halászat*, 61 (5): 159. p.

HORVÁTH L., CSORBAI B., URBÁNYI B. (2007): A tájidegen gyomhalak visszaszorítása őshonos ragadozó halfajokkal. Gödöllő: Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet Halgazdálkodási Tanszék, 128 p.

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology, 2nd English ed. Elsevier, 853 p.

OLDEN, J.D., POFF, N.L. (2003): Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. In: *The American Naturalist*, 162: 442-460. p.

RAAT, A.J.P. (1985): Analysis of angling vulnerability of Common Carp, *Cyprinus carpio* L., in catch-and-release angling in ponds. In: *Aquaculture and Fisheries Management*, 16: 171–187. p.

RÉNYI, A. (1961): On measures of entropy and information. In: NEYMAN, J. (Szerk.): *Proceedings of the fourth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*. Berkeley, CA, 547-561. p.

ROONEY, T.P., WIEGMANN, S.M., ROGERS, D.A., WALLER, D.M. (2004): Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. In: *Conservation Biology*, 18: 787–798. p.

ROUTLEDGE, R.D. (1977): On Whittaker's components of diversity. In: *Ecology*, 58: 1120-1127. p.

SÁLY P. (2007): A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére. In: *Pisces Hungarici*, 1: 93-101. p.

SÁLY P., ERŐS T. (2016): Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. In: *Pisces Hungarici*, 10: 15-45. p.

SHEPARD, R.N. (1980): Multidimensional scaling, tree-fitting, and clustering. In: *Science*, 210: 390-398. p.

SOLOW, A.R. (1993): A simple test for change in community structure. In: *Journal Animal Ecology*, 62 (1): 191-193. p.

SPECZIÁR A., TURCSÁNYI B. (2014): Effect of stocking strategy on distribution and recapture rate of common carp *Cyprinus carpio* L., in a large and shallow temperate lake: implications for recreational put-and-take fisheries management. In: *J. Appl. Ichthyol.*, 30: 887–894. p.

STUART, I.G., JONES, M.J. (2006): Movement of common carp, *Cyprinus carpio*, in a regulated 432 lowland Australian river: implications for management. In: *Fish. Manage. Ecol.*, 13: 213-219. p.

TÓTH B. (2003): A Taksonyi hókony halfaunisztikai vizsgálata I. Budapest: Közép-Duna Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság.

TÓTHMÉRÉSZ B. (2002): A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. In: SALAMON-ALBERT É. (Szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. Pécs: PTE Növénytani Tanszék, 607-638. p.

UDVARI ZS., MOSONYI G., DÉRER I. (2023): Nagy-Dunába telepített kecsegék (*Acipenser ruthenus*) visszafogása a Ráckevei (Soroksári)-Dunából. In: *Halászat*, 116 (3): 14. p.

UGRAI Z., GYÖRE K. (2007): A Ráckevei-Duna-ág halközösségének felmérése. In: *Pisces Hungarici*, 2: 95-100. p.

VITÁL Z., FAZEKAS D.L., HALASI-KOVÁCS B., UDVARI ZS., UGRAI Z., TÓTH F., MOZSÁR A. (2022): Capture rate and distribution patterns of newly-stocked common carp (*Cyprinus carpio*) in a put and take lotic fishery: a multi-year case study. In: *International Aquatic Research*, 14: 293-302. p.

WINKER, H., WEYL, O., BOOTH, A., ELLENDER, B. (2011): Life history and population dynamics of invasive common carp, *Cyprinus carpio*, within a large turbid African impoundment. In: *Marine and Freshwater Research*, 62: 1270-1280. p.

7. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK

(UDVARI ZSOLT)

Impakt faktoros publikáció a biológiatestudomány területén:

JUHÁSZ P., LENGYEL S., **UDVARI ZS.**, NAGY S.A., STÜNDL L. (2017): Optimised selenium enrichment of *Artemia* sp. feed to improve red drum (*Sciaenops ocellatus*) larvae rearing. In: *Acta Biologica Hungarica*, 68 (3): 255-266. p. <https://doi.org/10.1556/018.68.2017.3.3> (Impakt faktor: 0.439)

SUHAIMI N.S., SELLYEI B., **UDVARI ZS.**, SZÉKELY CS., CECHE G. (2024): Characterization of four novel actinospore types of fish parasitic myxozoans and the occurrence of *Branchiodrilus hortensis* and *Ophidona* *serpentina* from fish farms of Hungary. In: *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 25:100994. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2024.100994> (Impakt faktor: 2.0)

UDVARI ZS., BÉRES A., URBÁNYI B., CSORBAI B. (2025): Analysis of catch data for record-sized (15 kg+) common carps (*Cyprinus carpio* L.) in the Ráckeve Danube. In: *North-Western Journal of Zoology*, 21 (2) (in press)

VITÁL Z., FAZEKAS D.L., HALASI-KOVÁCS B., **UDVARI ZS.**, UGRAI Z., TÓTH F., MOZSÁR A. (2022): Capture rate and distribution patterns of newly-stocked common carp (*Cyprinus carpio*) in a put and take lotic fishery: a multi-year case study. In: *International Aquatic Research*, 14: 293-302. p. <https://doi.org/10.22034/IAR.2022.1961028.1292> (Impakt faktor: 1.768)

Hazai periodikumokban megjelent lektorált cikkek:

MÉSZÁROS G., VADADI-FÜLÖP CS., **UDVARI ZS.**, HUFNAGEL L. (2007): Analysis of spatial and temporal changes of the zooplankton fauna in the Ráckeve-Soroksár Danube arm = A Ráckevei-Soroksári Duna zooplankton (*Copepoda*, *Cladocera*) faunájának tér-időbeli változásai. In: *Tájökológiai Lapok*, 5 (2): 333-345. p.

MOZSÁR A., HALASI-KOVÁCS B., **UDVARI ZS.**, UGRAI Z., VITÁL Z. (2021): Másfél évtized ponty jelöléseinek tapasztalatai a Ráckevei Duna-ágon. In: *Halászatfejlesztés*, 38: 56-61. p.

TÓTH F., VITÁL Z., MOZSÁR A., ÁRVA D., FAZEKAS D.L., **UDVARI ZS.**, HALASI-KOVÁCS B. (2023): A Dél-pesti Szennyvíztisztító közösségökológiai hatásai a Ráckevei-Soroksári Dunaágon. In: *Halászatfejlesztés*, 40: 19-29. p.

TÓTH F., VITÁL Z., MOZSÁR A., ÁRVA D., FAZEKAS D.L., **UDVARI ZS.**, HALASI-KOVÁCS B. (2022): Ívóhelyek ökológiai vizsgálata a Ráckevei-Soroksári Dunaágon. In: *Halászatfejlesztés*, 39: 87-91. p.

UDVARI ZS. (2024): A tízlábú rákok (Decapoda) magyar vonatkozású szakirodalmának áttekintése. In: *Halászat-Tudomány*, 10 (1): 21-30. p.

UDVARI ZS. (2023): Újabb vágótok (*Acipenser gueldenstaedtii*) a Ráckevei Duna-ágból. In: *Halászat*, 116 (2): 13. p.

UDVARI ZS., GYÖRE K. (2020): A Ráckevei (Soroksári)-Duna halfajkészlete (1902–2020). In: *Pisces Hungarici*, 14: 151-162. p.

UDVARI ZS., GYÖRE K., POÓR CS. (2018): A magyar államot megillető halgazdálkodási jog felértékelésének módszertana a Ráckevei (Soroksári)-Duna példáján. In: *Pisces Hungarici*, 12: 123-137. p.

UDVARI ZS., MOSONYI G., DÉRER I. (2023): Nagy-Dunába telepített kecségék (*Acipenser ruthenus*) visszafogása a Ráckevei (Soroksári)-Dunából. In: *Halászat*, 116 (3): 14. p.

UDVARI ZS., PFEIFER R. (2023): Két vágótok (*Acipenser gueldenstaedtii*) a Ráckevei (Soroksári)-Dunából. In: *Halászat*, 116 (1): 10. p.

UDVARI ZS., PFEIFER R. (2022): Márna (*Barbus barbus*) és jászkeszeg (*Leuciscus idus*) a Duna-Tisza-csatornából. In: *Halászat*, 115 (4): 20. p.

UDVARI ZS., STIBINGER É., PEKLI J., ZELLEI Á., KERESZTESSY K., VÁRADI L. (2003): A pontyállomány természetes szaporodásának lehetőségei a Ráckevei Dunaágon. In: *Halászatfejlesztés*, 28: 123-140. p.

UDVARI ZS., UGRAI Z., GYÖRE K. (2019): A Ráckevei (Soroksári)-Dunába vezetett tisztított kommunális szennyvíz hatása a halközösség szerkezetére. In: *Pisces Hungarici*, 13: 101-113. p.

UDVARI ZS., UGRAI Z., GYÖRE K. (2019): Ragadozóhal állomány struktúrája a Ráckevei (Soroksári)-Dunában 2018-ban és a 2019. évi hasznosítói intézkedések. (Előadás) XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, NAIK Halászati Kutatóintézet, Szarvas, 2019. május 29-30. *Proceedings*, 16-21. p.

Könyv, könyvfejezet:

ÁRVA D., CZEGLÉDI I., GYÖRE K., FAZEKAS G., FARKAS M., JÓZSA V., KAJÁRI B., KOVÁCS B., MOZSÁR A., SALLAI Z., SPECZIÁR A., **UDVARI ZS., WEIPERTH A.** (2024): Tízlábú rákok (Decapoda) magyarországi elterjedésének felmérése. Szarvas: NAIK Halászati Kutatóközpont, 158 p.

UDVARI ZS. (Szerk.) (2023): A Ráckevei (Soroksári)-Duna/RSD horgászatának története. Ráckeve: Ráckevei Dunaági Horgász Szövetség, 510 p.