



MAGYAR AGRÁR- ÉS
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

Horgászvizek környezeti állapotfelmérése és a horgász célú halgazdálkodás hatásának vizsgálata Magyarországon

Doktori (PhD) értekezés

Hegedűs Anna

Gödöllő

2026

„A gondolatnak, a szellemnek azonban legnemesebb tulajdonsága nem a pihenés, hanem a szünet nélkül való munka és törekvés; nem is a költött hitben való megnyugvás, hanem a valónak, az igaznak keresése, latolása és alkalmazása.” (Herman Ottó, 1887)

A doktori iskola megnevezése: Agrár-és Élelmiszertudományok Doktori Iskola

Tudományága: Állattenyésztési tudományok

Vezetője: Prof. Dr. Kovács Melinda
egyetemi tanár, az MTA rendes tagja
Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem

Témavezetők: Dr. Ferincz Árpád
egyetemi docens
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet

Dr. Staszny Ádám
Business Intelligence Fejlesztő
Alphavet Állatgyógyászati Kft.

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	7
2. Célkitűzések	9
3. Irodalmi áttekintés	10
3.1. A horgászat helye és szerepe a vizek hasznosításában	10
3.1.1. A horgászat definiálása, jelentősége	10
3.1.2. Édesvízi horgászat	12
3.1.3. Tengeri horgászat	13
3.2. A horgász célú halgazdálkodás intézményrendszere	14
3.2.1. Horgász szervezetek működése	14
3.2.2. A horgászat és a halgazdálkodás jogi szabályozása	16
3.2.3. A halgazdálkodás eszközei	17
3.3. A horgászvizek környezeti állapota	21
3.3.1. A biodiverzitás fenntartása	21
3.3.2. A vizes élőhelyek ökoszisztéma szolgáltatásai	24
3.3.3. Antropogén terhelések	26
3.3.4. Klímaváltozás	28
3.4. A horgászvizek ökológiai problémái	30
3.4.1. A haltelepítések hatása	30
3.4.2. Az idegenhonos halak terjedése	31
3.4.3. A halállomány szelektív kizsákmányolása	32
3.4.4. C&R gyakorlat	34
3.4.5. Élőhelypusztítás és leromlás	35
3.4.6. Védett piscivor fajok jelenléte	37
4. Anyag és módszer	39
4.1. A kérdőív tervezése	39
4.2. Az adatok statisztikai elemzése	41
5. Eredmények és azok megbeszélése	43
5.1. A magyarországi horgászvizek általános jellemzése	43
5.2. A horgász szervezetek alapadatainak leíró statisztikai elemzése	44
5.3. A horgászvizeken végzett monitoring tevékenységek és a vizek halállomány összetétel ismerete	45
5.4. A halállomány védelmére, fenntartására alkalmazott halgazdálkodási gyakorlatok	52
5.5. A védett piscivor fajok és az illegális halfogási tevékenység megítélése	62

5.6. A horgászvizek környezeti tényezői: klímaváltozás és vízminőség.....	65
5.7. Gazdálkodási tényezők és humán erőforrás	69
6. Következtetések és javaslatok.....	73
7. Új tudományos eredmények	76
8. Összefoglalás	77
9. Summary	80
10. Irodalomjegyzék	83
11. Mellékletek	130
11.1. Az értekezésben szereplő halfajok rendszertani adatai és védettségi státusza	130
11.2. Tájékoztató és felkérés a halgazdálkodói kérdőív kitöltésére	132
11.3. A kérdőív	133
12. Köszönetnyilvánítás	154

Jelölések, rövidítések jegyzéke

ALDFG – abandoned, lost or other discarded fishing gear (elhagyott, elveszített, vagy eldobott halász és horgászeszközök)

CEC – Commission of the European Communities (Európai Bizottság)

C&R – catch and release („fogd meg és engedd vissza”)

DCF – Data Collection Framework (Adatgyűjtési Keretrendszer)

EAA – European Anglers Alliance (Európai Horgász Szövetség)

EUMOFA – European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products (A halászati- és akvakultúra-termékek európai piacának megfigyelőközpontja)

FAO – Food and Agriculture Organisation (Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet)

Hhvtv. – Halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló törvény

IUCN – International Union for Conservation of Nature (Természetvédelmi Világszövetség)

MOHOSZ – Magyar Országos Horgász Szövetség

N – nitrogén

NBmR – Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Rendszer

P – foszfor

SL – standard length (standard hossz)

VGT – Víz Gazdálkodási Terv

VKI – Víz Keretirányelv

1. Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben a halgazdálkodás globális szinten is jelentős kihívásokkal néz szembe. A helyzetet döntően az emberi tevékenység és a környezeti tényezők okozta változások idézték elő (Brander 2007, Islam & Tanaka 2004). A halászat ősidők óta meghatározó gazdasági tevékenység világszerte, egyidejűleg különösen fontos azon közösségek számára, amelyeknél a halételek a mindennapi fehérjeforrásuk meghatározó alapját képezik (Allison et al. 2009). Ugyanakkor az ipari méretű, kereskedelmi célú halászat elterjedésével egyre inkább előtérbe került a túlhalászat problémája, biodiverzitás csökkenése és a természetes élőhelyek leromlása, amely súlyos ökológiai károkat okozott (Allan et al. 2005). Ennek felismerése a halgazdálkodási gyakorlatok újragondolását eredményezte, így Európa szerte egyre szigorodó szabályokat vezettek be a kereskedelmi célú halászat tekintetében. A szabályozás kiterjed a tevékenységet végző személyére, idejére, helyére, a használható eszközökre, halfajokra, minimális kifogható méretre, illetve a maximálisan kifogható mennyiségre (Cowx 2015). Mivel a kereskedelmi célú halászatot azonosították a halállomány csökkenésének fő okaként, a horgászat, mint -egy vitatott mértékben lehetséges- alternatíva, egyre nagyobb szerepet kapott (Cowx 2015, Rasmussen & Geertz-Hansen 2001, Wedekind et al. 2001). Az elmúlt 10 évben Magyarországon is gyökeres változások történtek a halgazdálkodás területén, amelynek fontos mérföldköve volt, hogy 2016-tól törvényi szinten szüntették meg a kereskedelmi célú halászatot a természetes vizeken, ezzel az intézkedéssel célul tűzték ki az őshonos halállomány védelmét és a vízi ökoszisztéma megóvását (Hhvtv.2013).

Bár sokáig alábecsülték a horgászat ökológiai hatásait a kereskedelmi célú halászattal szemben (Cooke & Cowx 2006), az utóbbi évek kutatásai arra figyelmeztetnek, hogy a horgászat és a hozzá kapcsolódó tevékenységek is jelentős környezeti hatásokként érik a vizeket, különösen akkor, ha nem megfelelően szabályozzák azokat (Eby et al. 2006, Lewin et al. 2006, Post et al. 2002). A fenntarthatóság jegyében számos korlátozást vezettek be a horgászatra vonatkozóan is (Cowx 2015), azonban a halgazdálkodási intézkedések hatékonyságának nyomon követése gyakorta hiányzik (Arlinghaus et al. 2022). Az adatgyűjtés elmaradása, valamint a globális klímaváltozás és az antropogén tevékenységek egyre súlyosbodó hatásai váratlan, sok esetben havária-szerű helyzeteket teremtenek a halgazdálkodásban, melyekre a vízkezelőknek reagálniuk kell (Arlinghaus et al. 2019, Burgin 2017, Jeanson et al. 2021, Myers et al. 2017). A megfelelő cselekvési terv kidolgozásához kulcsfontosságú a megbízható és rendszeres adatgyűjtés, valamint az adatok folyamatos értékelése (Hansen et al. 2015).

A horgászvizek heterogenitása már regionális skálán is szembeötlő. Eltérő jellegük, méretük és jellemzőik, valamint a mozaikos földrajzi elhelyezkedésük miatt a hatékony halgazdálkodás érdekében egyedi vizsgálatuk elengedhetetlen (Lester et al. 2021). Mivel azonban valamennyi

víztest folyamatos vizsgálata jelentős erőforrásokat igényel, az elmúlt években egyre nagyobb szerepet kaptak a társadalomtudományi módszerekkel végzett felmérések a természeti erőforrás-gazdálkodásban (Bonney et al. 2021, McKinley et al. 2017). E módszereket a halgazdálkodásban is széles körben alkalmazzák, például a halpopulációk nyomon követésére, a horgászati ráfordítás és fogások mérésére, a horgászok motivációinak megértésére, a halgazdálkodók attitűdjének feltérképezésére, sőt akár a vízszennyezés észlelésére is (Arlinghaus et al. 2022, Brooks et al. 2019, Czarkowski et al. 2021, Dumas et al. 2020, Oremland et al. 2022, Sparrevohn & Storr-Paulsen 2012). Bár ezen módszerek hatékonysága korlátozott, megfelelő tervezéssel és minőségbiztosítással értékes adatokat nyújthatnak, és fontos szerepet játszhatnak az adathiány enyhítésében (Fraisl et al. 2022).

A magyarországi természetes vizeket – ideértve néhány kiemelt jelentőségű horgászvizet is (pl. Balaton, Duna, Tisza-tó) – hazai (NBmR) és nemzetközi (VKI) monitoringprogramok rendszeresen vizsgálják. Ezek elsődleges célja, hogy hosszú távú, standard adatokat gyűjtsenek ezen víztestek ökológiai állapotának értékeléséhez és változásainak nyomon követéséhez (Boros et al. 2022, Ferincz et al. 2016, Specziár & Erős 2015). Ezzel szemben a kisebb mesterséges víztestek, például víztározók, bányatavak és csatornák gyakran a kutatások és monitoringprogramok perifériájára szorulnak, annak ellenére, hogy az iparosodott országokban széles körben elterjedt a horgász célú hasznosításuk (Arlinghaus et al. 2002). Az ilyen mesterséges víztestek halgazdálkodási gyakorlatai közvetett módon befolyásolják a környező természetes vizek ökológiai állapotát is (Ferincz et al. 2020), hiszen számos esetben közvetlen hidrológiai kapcsolat áll fenn közöttük (Takács et al. 2017). Mivel a horgászati célokra hasznosított víztestek többsége kisebb kiterjedésű (jellemzően 50 hektár alatti), ezek gyakran kívül esnek a kontinentális és regionális szintű szabályozások, mint például a VKI hatókörén (Hassal et al. 2016). Ugyanakkor számos kutatás rávilágított, hogy a kis mesterséges víztestek monitorozása alapvető fontosságú lehet a biodiverzitás vízgyűjtő szintű fenntartása érdekében (Davies et al. 2008).

A hazai horgászvizek tekintetében korábban nem készült átfogó és tudományos igényű környezeti és ökológiai hatásokat vizsgáló felmérés, így a horgász célú halgazdálkodás fenntarthatósága szempontjából alapvető fontosságú adatok sem állnak rendelkezésre. Emiatt dolgozatom kiemelt célja ezen információk összegyűjtése és elemzése.

2. Célkitűzések

Doktori munkám során elvégeztem a horgász-célú halgazdálkodási vízterületek országos léptékű, holisztikus vizsgálatát, az alábbi fő célkitűzések mentén:

1. Egységes és részletes adatokat gyűjteni a kezelt vizek ökológiai, környezeti és halgazdálkodási jellemzőiről, annak érdekében, hogy feltárjam a legfőbb ökológiai és környezeti problémákat és kihívásokat, valamint a halgazdálkodás lehetséges hatásait a vízi ökoszisztémára.
2. Vizsgálni a horgászszervezetek működését, beleértve a halgazdálkodási stratégiát, demográfiai tényezőket, a vezetők kompetenciáit, annak érdekében, hogy feltárjam a döntéshozatali folyamatok mögött rejlő tényezőket.
3. A vizek fenntartható kezelését akadályozó mechanizmusok azonosítása. A halállomány összetétel adatok elemzésével feltárni azokat a hiányosságokat, melyek jelentős mértékben befolyásolják a halállomány nyomon követésének hatékonyságát és a halgazdálkodási stratégiák sikerességét.
4. Felmérni a halállomány fenntartására irányuló halgazdálkodási eszköztár sokféleségét, hogy elemezsem az egyes intézkedések lehetséges hatásait a vízi ökoszisztémára.
5. Vizsgálni a védett hlevő állatok (nagy kárókatona (*Phalacrocorax carbo sinensis*, LINNAEUS, 1758); vidra (*Lutra lutra* L., 1758)) halgazdálkodók által tapasztalt károkozásának mértékét és elterjedését, hogy feltárjam a károkozás mintázatát és mértékét.
6. Vizsgálni a horgászvizeket érő antropogén terhelések és a klímaváltozás lehetséges hatásait, annak érdekében, hogy feltárjam ezen tényezők hozzájárulását a vízminőség változásaihoz.

3. Irodalmi áttekintés

3.1. A horgászat helye és szerepe a vizek hasznosításában

3.1.1. A horgászat definiálása, jelentősége

A horgászat világviszonylatban kiemelkedő jelentőségű szabadidős tevékenység. A horgászok létszámára vonatkozó globális adatok igen eltérőek, 220 millió és 700 millió között jegyzik (World Bank 2012, Cooke & Cowx 2004). Arlinghaus és munkatársai (2015) tanulmánya szerint 118 millió ember horgászik Észak-Amerikában, Európában és Óceániában, ami a teljes lakosság 10,52 %-a. Európa népességének 6,5%-a horgászik, ez megközelítőleg 25 millió embert jelent (Arlinghaus et al. 2015). Kelet Európában a horgászok száma átlagosan kevesebb (a népesség 2,2 %-a), míg északon bőven a becsült átlag feletti az arányuk (27,2%) (Hickley 2009). A fejlődő országokban is egyre jelentősebb a horgászat, azonban a számszerűsítése nehézkes, hiszen az adatok hiányosak, vagy nem megbízhatók (Bower 2020, Freire 2012). Magyarországon, a hivatalos statisztikai adatok alapján több, mint 948 ezer regisztrált horgász van, ami a lakosság 9,9 %-a, de a MOHOSZ 2024 októberében bejelentette, hogy a regisztrált horgászok száma elérte az egymilliót (NHTS2030 2024, Népszámlálás 2022). Azonban az éves állami horgászjeggyel rendelkezők száma, vagyis az aktív horgászok létszáma ennél alacsonyabb, körülbelül 526 ezer fő, ami a teljes lakosság mintegy 5,5%-át jelenti (NHTS2030 2024; Népszámlálás 2022).

A horgászat meghatározása igen eltérő a világon és még a szomszédos országok között sincs összhangban a definíció. A definiálásnál főként arra összpontosítottak, hogy mi nem tekinthető horgászatnak (Potts 2019). A FAO (2012) meghatározása szerint, horgászat a vízi állatok (főként halak) hasznosítása, melynek elsődleges célja nem az élelemszerzés, illetve a kifogott halakat nem értékesítik és nem kerül kereskedelmi forgalomba sem. A CEC (2001) szerint a horgászat minden olyan tevékenység, amit nem kereskedelmi céllal folytatnak. Az EAA (2004) meghatározása alapján, horgászat a halfogás vagy halfogási kísérlet, melyet bottal és damillal hajtanak végre, nem kereskedelmi céllal. Hazánkban a 2013. évi CII. törvény alapján horgászatnak minősül a rekreációs célból történő halfogás, melyet halgazdálkodási vízterületen vagy haltermelési létesítményben a törvény által meghatározott módon és horgászkesztyűvel, vagy csalihal-fogásra alkalmas 1 m²-nél nem nagyobb felületű emelőhálóval végeznek.

A horgászat jelentős gazdasági és társadalmi előnyökkel járhat. A gazdasági előnyeit több ágazat is élvezi. Hasznot hajt a fogyó- (csali, ólom stb.) illetve tartós horgászcsikkek (bot, orsó stb.) vásárlása, a specifikus ruházat, valamint a horgászat témájú könyvek és magazinok beszerzése (Mawle & Peirson 2009, Morales-Nin et al. 2015). A több napos horgásztúrák a helyi turizmust és vendéglátóipart támogatják, a szállásfoglalással, az éttermekben való fogyasztással, valamint a

területi engedélyek megváltásával (Mawle & Peirson 2009, Morales-Nin et al. 2015). Továbbá fontos gazdasági tényező az esetleges csónak vagy hajó kölcsönzés, illetve fenntartás, valamint ezekhez az üzemanyag vásárlása is (Moore et al. 2023, Morales-Nin et al. 2015).

A tengeri horgászok 2014-ben az Amerikai Egyesült Államokban közel 28 milliárd dollárt költöttek horgász felszerelésekre, amely összeg áttételesen 358 ezer munkahelyet támogatott (Lovell et al. 2016). Európában a tartós horgász cikkekre költött becsült összeg 5,89 milliárd euró volt 2016-ban (Hyder et al. 2018). A horgászati szektor közvetve és közvetlenül számos ember megélhetéséhez járul hozzá, több ezer munkahely megteremtésével és megtartásával (Moore et al. 2023, Mawle & Peirson 2009, Roberts et al. 2017). A kutatások rávilágítanak, hogy a horgászat gazdasági jelentősége, akár a többszöröse is lehet a kereskedelmi célú halászatból származó jövedelemnek (Morales-Nin et al. 2015, Pascoe et al. 2014). A horgászat társadalmi jelentősége többféleképpen is megnyilvánulhat. A horgászat a nagyvárosokban élő emberek egyik lehetősége, hogy közelebb kerüljenek a természethez (Elmer et al. 2017). A COVID-19 világjárvány alatt a horgászok motivációja megváltozott és előtérbe került a tevékenység stresszoldó hatása (Moore et al. 2023). A mentális egészség megőrzése mellett fontos szerepe van a fizikai aktivitásban is (Birdsong et al. 2021, McManus et al. 2011, Wheeler et al. 2020). A horgászatnak nem csak egészségügyi előnyei vannak, fontos szerepe van a szociális kapcsolatok ápolásában is (McManus et al. 2011, Sutton 2006). Az európai emberek számára jellemzően kevésbé fontos momentum a horgászat élelemszerző jellege (Cooke et al. 2018), azonban nem elhanyagolható a halfogyasztásra gyakorolt hatása sem. Az Európai Unióban 2021-es adatok alapján az átlagos halhús fogyasztás 23,71 kg/fő volt (EUMOFA 2023). Magyarország átlagos halfogyasztása lényegesen elmaradt az európai fogyasztástól, 6,28 kg/fő-re tehető (MA-HAL 2021), annak ellenére, hogy 2013-tól közel duplájára növekedett (NHTS2030 2024). A hal- és tengeri ételek fogyasztása széles skálán mozog, a világ népességének átlag fogyasztása 162,5 millió tonna, ami 20,6 kg/fő/év. Afrikában a legalacsonyabb ezen termékek fogyasztása, mindösszesen 9,4 kg/fő/év, míg Ázsiában a legmagasabb 24,7 kg/fő/év. Európa átlagos vízi állat fogyasztása 22,2 kg/fő/év (FAO 2024). Azonban fontos kiemelni, hogy az emberek halhús fogyasztását lényegesen befolyásolja az adott ország földrajzi elhelyezkedése. A magyar horgászok a 2022. év adatai alapján közel 4,5 millió kg halat fogtak, ami átlagosan 4,55 kg-mal növelte a saját és családjuk halfogyasztását az országos átlaghoz képest (NHTS2030 2024). Embke és munkatársai (2022) kutatása alapján Európa, Ázsia és Ausztrália területein a pontyfélék (*Cyprinidae*) horgászata és fogyasztása a meghatározó, addig Dél- Amerikában és Új- Zélandon a lazacfélék (*Salmonidae*) fogása a domináns. Közép- Amerikában (pl. Panama) a horgászok kedvelt célfajai a bölcsőszájúhalfélék, míg Észak Amerikában (USA) a díszsügér-félék (*Cichlidae*, *Centrarchidae*). Afrikában több halcsalád

(*Alestidea*, *Claroteidea*, *Cyprinidae*, *Latidae*) fajaiból is magas a fogások aránya (Embke et al. 2022).

3.1.2. Édesvízi horgászat

Az édesvízi horgászat tavakon, folyókon és más, kontinentális édesvizeken történő szabadidős tevékenység (Embke et al. 2022). Az elmúlt évtizedekben egyre jelentősebb mértékben szorul vissza a kereskedelmi halászat a természetes vizeken és ezzel párhuzamosan növekszik a horgászat jelentősége (Wedekind et al. 2001, Rasmussen & Geertz-Hansen 2001, Cowx 2015). Ennek fő oka, hogy a kereskedelmi célú halászatot a halállomány csökkenésének fő kiváltójaként azonosították világszerte (Welcomme 1992, Cowx 2015). Dainys és munkatársai (2022) Litvánia legnagyobb mesterséges víztestét, a Kaunasi-víztározó halállományát vizsgálták a kereskedelmi célú halászat betiltása után. A halfajok populációméretének növekedése eltérő volt: a bodorka (*Rutilus rutilus*, L., 1758) és karikakeszeg (*Blicca bjoerkna* L., 1758) állomány gyorsan növekedett, addig a sügér (*Perca fluviatilis* L., 1758) és süllő (*Sander lucioperca* L., 1758) állomány növekedése elmaradt az említett fajokétól. A halállomány növekedési ütemét jelentősen befolyásolta a horgászat. Amíg a ragadozóhal-állomány erősebben kitett a horgászati nyomásnak, addig a bodorka és karikakeszeg kevésbé számít célfajnak. A ragadozó halfajokéhoz hasonló tendencia figyelhető meg az ezüstkárász (*Carassius gibelio* BLOCH, 1782) és ponty (*Cyprinus carpio* L., 1758) esetében is, bár a vizsgált vízterületen ezek a fajok nem őshonosak, így kiaknázásuk nem sarkalatos tényező (Dainys et al. 2022). Hasonló jelenség figyelhető meg Nyugat-Európában is, ahol a holland édesvízi horgászok által kifogott halak éves mennyisége több millió egyedre tehető, és bár a fogások jelentős részét visszaengedik, egyes népszerű halfajok esetében a visszaengedések aránya kifejezetten alacsony, ez is jól mutatja a horgászati nyomás szelektív hatását (Hammen et al. 2016).

A horgászok motivációja kontinensen belül is eltéréseket mutat. Amíg Nyugat-Európában a horgászat, inkább kikapcsolódási és sportolási lehetőséget nyújt, addig Észak Európában a kifogott halak főként fehérjeforrást jelentenek, azonban már itt is egyre népszerűbbé válik a sporthorgászat. Kelet-Európában a horgászat szabadidős tevékenység, ugyanakkor nagy hagyománya van a ponty horgászatnak, ami kiemelt élelem-forrásnak is számít (Cowx 2015). A kétezres évek elején Németország egyik keleti tartományában a horgászok 92%-a még elfogyasztotta a kifogott halat (Wedekind et al. 2001). Azóta a C&R horgászat egyre elterjedtebb főleg a fiatalok körében (Czarkowski et al. 2021), az elfogyasztani kívánt halakat, inkább bevásárló központokból szerzik be, illetve a kifogott halak konyhai előkészítése (tisztítása) sem népszerű (Lyach & Cech 2018). Az emberek másik része elvi okokból engedi vissza a kifogott halakat, azok jóléte és védelme motiválja őket (Kearney 1999).

Akármilyen okból is döntenek a horgászok a halak visszaengedése mellett, elmondható, hogy az édesvízi halfajok kiemelten veszélyeztetett csoportját képviselik a gerinceseknek (Costa et al. 2021). Az IUCN vöröslisztája alapján 23%-ukat a kihalás veszélye fenyegeti (Burgueño 2023). A fenyegetettség több forrásból ered, úgymint a klímaváltozás, az élőhelyek leromlása vagy megszűnése, a mezőgazdasági műveléshez kapcsolódó tápanyag- és szennyezőanyag terhelések, a tisztított szennyvíz bevezetések, vízrendezési és mederszabályozási beavatkozások, a túlhasznosítás, valamint az idegenhonos és inváziós fajok és betegségek terjedése (Arya 2021, Barbarossa et al. 2020, Costa et al. 2021, Su et al. 2021). A törékeny édesvízi halállományok védelmének fontosságát a szektor érintettjei is felismerték, a negatív hatások enyhítésére, megszüntetésére számos szabályozás született (Cooke et al. 2013). Azonban fontos kihangsúlyozni, hogy az édesvizéken történő horgászati célú halgazdálkodás lényeges része a hasznosításba vont vizek széleskörű monitorozása. Ezek az adatok jelentős mértékben hozzájárulnak a felelős és fenntartható halgazdálkodáshoz (Lester et al. 2021).

3.1.3. Tengeri horgászat

A tengeri horgászat is egyre jelentősebb ágazat a tengeri ökoszisztéma hasznosításában (Steinback et al. 2004), azonban kevésbé vizsgált terület az édesvízi horgászathoz vagy a tengeren folytatott kereskedelmi célú halászathoz képest (Pitcher & Hollingworth 2002). A tengeri horgászatnál általában többféle eszköz (bot és damil, lándzsa, kézi gyűjtés, halók, csapdák stb.) megengedett a halak kifogására, mint az édesvízi horgászatban, illetve nem csak halak, hanem puhatestűek és rákfélék megfogása is engedélyezett (Hyder et al. 2018). Korlátozott mennyiségű információ áll rendelkezésre a tengeri horgászokról és tevékenységükről (Pawson et al. 2008), így az alábbiakban közölt számok jellemzően csak becsléseken alapulnak (Herfaut et al. 2013, Hyder et al. 2018). Becslések szerint az európai tengeri szabadidős horgászok száma 8,7 millióra tehető (1,6%-os részvételi arány), akik évente 77,6 millió napot töltöttek horgászattal és kiadásaik közel 6 milliárd eurót tettek ki (Hyder et al. 2018).

A horgászok és a halászok között számos konfliktushelyzet alakul ki, az erőforrások egyenlőtlen hozzáférhetősége miatt (Scheufele & Pascoe 2022). A horgászok főként a partközeli régiókat hasznosítják, beleértve a folyótorkolatokat, zátonyokat és az egyéb sekélyvízi élőhelyeket. (Cooke & Cowx 2004), ezért a part közelben élő, illetve a vándorló halfajok sokkal érzékenyebbek a horgászati nyomásra (Radford et al. 2018). A horgászok által kifogott halmennyiség egyes fajok esetén akár meg is haladhatja a kereskedelmi halászat által zsákmányolt mennyiséget (Cooke & Cowx 2004, Morales-Nin et al. 2005). Radford és munkatársai (2018) átfogó európai becslést készítettek a tengeri halak populációinak kizsákmányolására vonatkozóan. Kimutatták, hogy a horgászat napjainkra jelentős arányt képvisel az összes halfogásban

(kereskedelmi halászat és horgászat). A vizsgálat szerint az arányokban fajonként jelentős különbségek figyelhetők meg. Míg a közönséges makréla (*Scomber scombrus* L., 1758) horgászfogása az összfogás csupán 2%-át tette ki, addig a sávós tőkehal (*Pollachius pollachius* L., 1758) esetében ez az arány 43% volt. Helyi szinten azonban előfordulhatnak kivételek, például Belgiumban a közönséges makréla horgászfogása meghaladta a kereskedelmi célú halászat által zsákmányolt mennyiséget (Radford et al. 2018). A tengeri horgászok a kifogott halak túlnyomó többségét (65-70%) megtartják (Hammen et al. 2016, Hyder et al. 2018), így céljuk nagy arányban az élelemszerzés (Cooke et al. 2018). A halállományok horgászok általi potenciális túlhasznosítása nagymértékben függ a fajpreferenciától és az adott faj hozzáférhetőségétől (Radford et al. 2018). Európában a tengeri horgászat során számos halfaj számít kedvelt célpontnak, köztük a tőkehalfélék (*Gadidae*), a tengeri süllő (*Dicentrarchus labrax* L., 1758), a makrélafélék (*Scombridae*), a lepényhalalakúak (*Pleuronectoidei*) és a tengeri durbincsfélék (*Sparidae*) (Hyder et al. 2018). Az Európai Unió az Adatgyűjtési Keretrendszer (DCF) keretében egyes fajok – például tengeri süllő (*Dicentrarchus labrax* L. 1758), atlanti tőkehal (*Gadus morhua* L., 1758), atlanti lazac (*Salmo salar* L., 1758), tengeri pisztráng (*Salmo trutta trutta* L., 1758), kékúszójú tonhal (*Thunnus thynnus* L., 1758), angolna (*Anguilla anguilla* L., 1758) esetében előírja a horgászfogások (megtartott és visszaengedett egyedeknél egyaránt) regisztrálását (EU 2008, 2010).

A kereskedelmi célú halászat fő halfajai (tőkehal-, tonhal- fajok stb.) gyakran egybe esnek a horgászok népszerű célfajaival, így a tengerekben élő halállomány két oldalról is nagy nyomás éri (Roberson et al. 2020). A tengeri horgászat és kereskedelmi célú halászat közötti konfliktus fő forrása, a két tevékenység jogi meghatározásának ködössége. A világos meghatározások hiányában nehéz elkülöníteni és számszerűsíteni a két ágazat gazdasági és ökológiai hatásait (Pawson et al. 2008).

3.2. A horgász-célú halgazdálkodás intézményrendszere

3.2.1. Horgászszervezetek működése

Európa egyes részein (pl.: Nagy Britannia, Németország, Franciaország, Magyarország, Dánia) jellemző, hogy a vizek kezelése a horgászszervezetek felelősségi körébe tartozik (Cucherousset 2021, Skov et al. 2020, Deadlow 2011, Williams & Moss 2001). A nagy-, illetve jelentős „közérdekű” (pl.: egész országot átszelő, vízi szállításra alkalmas folyók, ivóvízellátásra szolgáló víztározók stb.) vizek általában állami tulajdonban vannak, és ezek kezelését gyakran több horgászszervezet összhangban végzi (Deadlow et al. 2011). A kisebb vízterület (pl. kisebb folyók, patakok, csatornák, bányatavak) jellemzően önkormányzati vagy épp magánszemély(ek)

birtokában vannak, ezek legtöbbször szintén horgász hasznosításban vannak (Rasmussen & Geertz-Hansen 2001, Deadlow et al. 2011).

Magyarországon a horgászszervezeti rendszer három szintből áll. A központi szint a MOHOSZ, alatta helyezkednek el a megyei tagszövetségek és a speciális jogállású tagok, melyek alatt a horgászegyesületek tevékenykednek (NHTS2030 2024). A halgazdálkodási jog gyakorlásának kérdését a 3.2.2 fejezetben tárgyalom.

A horgászszervezetek vezetőinek kiválasztása terén jelentős különbségek tapasztalhatók az egyes országok között. Egyes helyeken (pl. Cseh Köztársaság) szigorú szempontok alapján választják ki a vezetőket, nagy hangsúlyt fektetve az iskolai végzettségre, a gyakorlati tapasztalatokra és a halgazdálkodási ismeretekre (Lyach, 2023). Másutt (pl. Németország) az egyesületi vezetőség tagjait közvetlenül a horgászok közül választják, így a szakirányú végzettség nem feltétlenül szükséges, de a tisztség betöltése előtt egy szakirányú képzés (tanfolyam) elvégzése kötelező (Fujitani et al. 2016). A halgazdálkodásért felelős vezetőknek számos fontos szakmai döntést kell meghozniuk. Ezek a döntések tartalmazzák a halállomány hozzáférhetőségének (például kíméleti területek kijelölése, kíméleti időszakok meghatározása, horgászfelszerelések szabályozása), illetve a kifogott hal kezelésének (méretkorlátozások, darabszám korlátozások, C&R szabályainak alkalmazása) szabályozását, amelyek a halállomány fenntartását és védelmét, valamint az élőhelyek kezelését szolgálják (Deadlow et al. 2011). Fontos azonban megjegyezni, hogy a halgazdálkodóknak nem csupán az ökológiai szempontokat kell figyelembe venniük, hanem a horgászok preferenciáit, érdekeit is (Fujitani et al. 2020). Emiatt gyakran előfordul, hogy a horgászok elégedettsége elsődleges szemponttá válik, és olyan gyors és látványos megoldásokat keresnek, mint például a haltelepítések, amelyek azonban csak rövid távú eredményeket hoznak (Poorten et al. 2011).

A horgászati célú halgazdálkodás optimális és hatékony irányítása a társadalmi-ökológiai rendszer komplexitásának megértésén alapul, amelyben a környezeti tényezők és a halgazdálkodási intézkedések interakciója folyamatosan zajlik (Hunt et al. 2013). A hosszútávú fenntartható halgazdálkodás eléréséhez a legjobb megközelítés az adaptív menedzsment lehetne, mely magába foglalja az alkalmazkodóképességet, a folyamatos monitorozást és a tanulás lehetőségét (Hansen et al. 2015). Az adaptív menedzsment hatékonysága a bizonytalanság felismerésében rejlik, melyhez a halgazdálkodási intézkedések igazíthatók (Allen et al. 2011). A gyakorlat gyenge pontja a folyamatos megfigyelés (Hansen et al. 2015, Westgate et al. 2013), mivel a nagyszámú és változatos vízterületek egyedi megfigyelése nem kivitelezhető nagy térléptékben (Lester et al. 2003). Az eredményes halgazdálkodáshoz kezdésképp nélkülözhetetlen a vízkezelők, tudósok, horgászok és az ágazat valamennyi szereplőjének együttműködése,

valamint a résztvevők közötti folyamatos információáramlás (Dedual et al. 2013), a vízkezelők és horgászok szemléletmódjának megváltoztatása (Copeland et al. 2017).

3.2.2. A horgászat és a halgazdálkodás jogi szabályozása

Magyarországon a horgászatot 2013. évi CII. a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló törvény (Hhvtv) és a 133/2013 (XII. 29.) VM rendelet szabályozza, ami összhangban van az 1996. évi LIII. a természet védelméről szóló törvénnyel.

A jogszabály kimondja, hogy hazánk halgazdálkodási vízterületeinek halállománya állami tulajdon, amit védeni kell, elő kell segíteni a természetes megújulását, valamint fenntartható módon kell azt hasznosítani (Hhvtv 2013).

Hazánkban a halgazdálkodási jogot az állam gyakorolja, amit haszonbérbe vagy vagyonkezelésbe adhat (Hhvtv 2013). A halgazdálkodási jog haszonbérbe adása kijelölés útján történik, melynek kedvezményezettje a MOHOSZ. A MOHOSZ a halgazdálkodási jogot alhaszonbérletbe pályázati úton továbbadhatja (Hhvtv 2013). A pályázaton olyan természetes személy vehet részt, aki legalább középfokú mezőgazdasági vagy halászati szakirányú végzettséggel rendelkezik és a pályázat benyújtását megelőző legalább két évben halgazdálkodási tevékenységet folytatott; pályázat benyújtását megelőző legalább két évben őstermelőként, vagy őstermelők családi gazdaságának tagjaként halgazdálkodási tevékenységet folytatott; egyéni mezőgazdasági vállalkozó, amennyiben a pályázat benyújtását megelőző legalább két évben halgazdálkodási tevékenységet folytatott; vagy 5 éves halgazdálkodási gyakorlattal rendelkezik (89/2015. (XII. 22.) FM rendelet). A pályázaton jogi személy is részt vehet, mint a helyi önkormányzat, releváns civil szervezet és gazdálkodó szervezet (89/2015. (XII. 22.) FM rendelet). A haszonbérleti szerződés határozott időre szól legalább 5 évre legfeljebb 15 évre (Hhvtv 2013). A haszonbérleti szerződésnek tartalmaznia kell többek között a pályázatban meghatározott vállalatokat.

A halgazdálkodási jog a halgazdálkodási vízterületen elsősorban horgászati célú halgazdálkodásra jogosít (Hhvtv 2013). Kiegészítő tevékenységként lehet más halgazdálkodási hasznosítást végezni, mint például ökológiai célú szelektív halászatot, bemutató célú halászatot, vagy haltermelést (133/2013 (XII. 29) VM rendelet). A halgazdálkodásra jogosultat az őshonos halállományt veszélyeztető idegenhonos, invazív halfajok állományának felmérésére és szelektív halászatára kötelezhetik, jelentős ökológiai hatás esetén (Hhvtv 2013). A halak védelmének egyik fontos szabálya, hogy természetvédelmi oltalom alatt álló halat kifogni (elvinni) tilos (Hhvtv 2013). A halgazdálkodási vízterületekre kizárólag csak őshonos egyedek telepíthetők, idegenhonos fajok telepítése csak a 708/2007 EK tanácsi rendeletben meghatározott halfajok közül történhet, ami engedély köteles és összhangban kell lennie a természet védelméről szóló törvényben

meghatározottakkal. Ezenfelül kizárólag zárt, lefolyástalan vízterületbe történhet telepítés, vagy szaporodásra képtelen állományt telepíthetnek, így jelentősen csökkenthető az ökológiai kockázat (133/2013 (XII. 29) VM rendelet). A halak védelme érdekében egyes kifogható őshonos halak esetében fajlagos tilalmi idő, illetve méret- vagy mennyiségi korlátozás került meghatározásra (133/2013 (XII. 29) VM rendelet), azonban a halgazdálkodásra jogosult ezek alól felmentést, kérhet legfeljebb egy évre (ponty esetében 5 évre), ha a telepítés rendszeres és legalább 100 kg/ha/év (133/2013 (XII. 29) VM rendelet). A halgazdálkodó szigoríthatja is a korlátozásokat, a tilalmi időszakot meghosszabbíthatja, őshonos halfajokra további méret-, és mennyiségi korlátozást vezethet be, illetve általános horgászati (halászati) tilalmat is elrendelhet (Hhvtv 2013). A horgászati tevékenység végzéséhez horgászvizsgát kell tenni, ami a jogszabályban foglaltak ismeretét igazolja (Hhvtv 2013). Az állami horgászjeggyel rendelkező személy a törvény által meghatározott horgászalképességekkel horgászhat, valamint be kell tartania a halfajonként meghatározott méret és darabszám korlátozást is (133/2013 (XII. 29) VM rendelet). A horgász más víztestből származó idegenhonos halat nem engedhet a vízbe, valamint a kifogott inváziós idegenhonos halakat visszaengednie tilos (Hhvtv 2013). Kivételt képez ez alól, ha a horog kívülről akadt és nem a fejrészen (pl. a hal oldalába, úszójába), mivel ebben az esetben a külső akadás miatti kötelező visszaengedés mint főszabály, felülírja az inváziós halfajokra vonatkozó visszaengedési tilalmat (Hhvtv 2013). Ennek az eltérésnek az oka a „gereblyezés” gyakorlatának állatvédelmi szempontból indokolt, jogszabályban is rögzített szigorú tiltása. Idegenhonos halat élő csalihalnak használni csak azon a vízterületen engedélyezett, ahonnan kifogták (133/2013 (XII. 29) VM rendelet). A halgazdálkodásra jogosult köteles tervszerű halgazdálkodást végezni, mellyel biztosítani kell az élőhelynek megfelelő korú és méretű halállomány tartós fennmaradását (Hhvtv 2013). A halgazdálkodó köteles halgazdálkodási tervet készíteni, ami magába foglalja, többek között az évenkénti tervezett minimális haltelepítési mennyiséget halfaj és korosztály szerinti megoszlásban; vízminőség és halállomány védelmére hozott intézkedéseket (Hhvtv 2013).

3.2.3. A halgazdálkodás eszközei

Az utóbbi évtizedekben számos kutatás számolt be a horgászat negatív hatásairól, ami magába foglalja a halállományok kizsákmányolását, a fajszelektív horgásznyomást, a populáció szerkezetének megváltozását, az abundancia módosulását (Embke et al. 2019, Boznak et al. 2019, Guabiroba et al. 2020, Alós et al. 2014, Post et al. 2002). Ezeknek a negatív hatásoknak ellensúlyozására különböző szabályozások születtek világszerte (Arlinghaus et al. 2016, Poorten et al. 2011, Gaudin & De Joung 2007).

Méretkorlátozás

Széles körben elterjedt halgazdálkodási intézkedés a kifogott halak méret- illetve mennyiségi korlátozása, mely a horgászat okozta halállomány csökkenést hivatott ellensúlyozni (Arostegui et al. 2021). A minimális méretkorlátozás során a meghatározott testhossznál (jellemzően SL) nagyobb halakat lehet csak kifogni (megtartani), ezzel elkerülve a halállomány túlhasználtságát (Ayllón et al. 2019). A minimális méretet úgy határozzák meg, hogy a halak elérjék az ivarérettséget, valamint a megfogás előtt legalább egyszer legyen lehetőségük az ívásra (Arostegui et al. 2021). Előfordulnak olyan esetek is, ahol a legkisebb kifogható méretet nem megfelelően állapítják meg és jóval az ivarérett méret elérése előtti hosszúságot adnak meg (Poorten et al. 2013). A minimum méretkorlátozás csökkentése következtében a halászati nyomás kiterjed a fiatal, még nem ivarérett halakra is, ami rövid távon a juvenilis egyedek számának csökkenéséhez vezet. Hosszú távon kevesebb hal éri el az adult méretet, ami az ivarérett halak mennyiségének csökkenését, a szaporodási siker mérséklődését és a populáció biomasszájának jelentős csökkenését eredményezi (Ayllón et al. 2018; Arlinghaus et al. 2010; Nordwall et al. 2000). Ez az intézkedés nem csak a halállomány szerkezetét változtatja meg, hatással van az ívásra is. Az evolúciós válaszreakció következtében a halak korábban érik el az ivarérettséget, de kisebb testméretük miatt egyedenként kevesebb ikraszemet termelnek (Ayllón et al. 2018). A minimális méretkorlátozás növelésével növelhető a populáció biomasszája, kevésbé károsodik a populáció szerkezete, és magasabb a halak szaporodási aránya is (Ayllón et al. 2019, Nordwall et al. 2000). A maximális méretkorlátozást a legnagyobb szaporodási potenciállal rendelkező halak, illetve a kapitális halak védelmében hozzák (Arostegui et al. 2021). A korlátozás szükségessége abban rejlik, hogy a nagy testméretű ikrások több és jobb minőségű ikrát raknak, ezáltal az utódok túlélésének esélye nagyobb, illetve jellemzően gyorsabb növekedést is mutatnak (Ayllón et al. 2018). Emellett, a nagyobb halak mortalitása alacsonyabb és ellenállóbbak a kedvezőtlen körülményeknek a szaporodási időben (Donald 2023). A méretkorlátozások eredményessége erősen függ a visszaengedés utáni mortalitás arányától (Coggins et al. 2007), amelynek intervalluma igen tág, 10-50% közé tehető, azonban a mortalitás mértéke erősen függ a halfajtól (Waters & Huntsman 1986, Coggins et al. 2007). A méretkorlátozások kizárólagos alkalmazásával a halbiomassza rövid távú (3-5 év) növekedését érhetjük el (Poorten et al. 2013), azonban hosszú távon más típusú halgazdálkodási eszközöket is alkalmazni szükséges, mint az élőhelyek fejlesztése, védelme; a felszerelések korlátozása; a kíméleti idők és területek kijelölése (Hilborn et al. 2004).

Haltelepítés

A haltelepítés gyakran használt halgazdálkodási gyakorlat, melynek létjogosultságával mind a halgazdálkodók mind a horgászok egyetértenek (Klefoth et al. 2023). A haltelepítések szabályai eltérőek még a fejlett országokban is. Számos országban a telepítésnek szigorú feltételei vannak és kizárólag csak őshonos fajok telepítése engedélyezett (Copp et al. 2005), másutt (pl.: Németország, Franciaország) legálisan telepíthetők az idegenhonos halfajok, sőt a francia horgászvizek túlnyomó többségébe, idegenhonos pisztrángfajok telepítése történik (Cucherousset et al. 2021). Az idegenhonos fajok víztestbe kerülése, illegális telepítésekkel is történhet (Johnson et al. 2009). Léteznek olyan esetek is (pl. Magyarország), amikor a hatóságok engedélyezhetik egyes idegenhonos halfajok betelepítését egy adott víztérbe, de bizonyos feltételrendszernek meg kell felelni (Hhvtv 2013). Akár illegális, akár törvényes úton kerül telepítésre idegenhonos halfaj a horgászvizekbe, a kihelyezés mögött álló motiváció feltehetően az, hogy a horgászok szívesen választják célfajuknak azokat (Mozsár 2023, Ferincz et al. 2023a, Aas et al. 2018).

A horgászszervezetek költségvetésük túlnyomó részét haltelepítésre áldozzák, azonban az élőhelyrehabilitációs intézkedésekre minimális összeget szánnak (Cucherousset et al. 2021, Theis 2016). A telepítések során számos halfaj kerülhetne a vízbe a biodiverzitás fenntartása érdekében, azonban a vízterületek többségénél néhány népszerű (horgászok által kedvelt) halfajra korlátozódik e tevékenység (Cucherousset et al. 2021, Pelissoli et al. 2023). Bármilyen halfaj telepítése ökológiai kockázatot jelenthet (Cowx 1994), amelyeket a „3.4.1. A haltelepítések hatása” fejezetben részleteztek.

Élőhelykezelés

A horgászat nem csak a halállományban okoz változásokat, szerepet játszhat az élőhelyek degradációjában is (Lewin et al. 2006). Az élőhelykezelés kevésbé népszerű gazdálkodási eszköz és alkalmazásának gyakorisága eltéréseket mutat a horgászszervezetek között (Theis 2016), a megosztottság vélhetően pénzügyi okokból ered (Copeland et al. 2017). Az élőhelyvédelem népszerű eszköze az olyan területek kijelölése, amelyeken korlátozzák az emberi tevékenységet (pl.: tilos horgászni) (Cooke et al. 2013). A védett területek kijelölése javítja az élőhelyek minőségét, pozitívan hat a halállományok tömegességi mutatóira és méreteloszlására (Sanyanga et al. 1995, Taylor & McIlwain 2010, Nikolaus et al. 2022, Moraes et al. 2023). A Cseh Köztársaságban található Lipnói-víztározó esetében alacsony és magas antropogén terhelésű területeket hasonlították össze. Kimutatták, hogy bizonyos halfajok, így a csuka, harcsa (*Silurus glanis* L., 1758) és vörösszárnýú keszeg csak a védett zónákban fordultak elő. Emellett a nagyméretű süllő egyedei jobb túlélési mutatókkal rendelkeztek, és a juvenilis sügér állománya is

magasabb abundanciát mutatott a védett területeken (Moraes et al. 2023). Hasonló eredmények születtek a németországi kavicsbánya-tavak vizsgálatában, ahol a halászattól védett transzektekben az összes hal relatív abundanciája szignifikánsan magasabb volt, különösen a fiatal, 10 cm-nél kisebb halak esetében (Nikolaus et al. 2022). A tengeri védett területeken (Guam) a *Lethrinus harak* FORSSKÁL, 1775) populációi magasabb átlagéletkort értek el és alacsonyabb mortalitást mutattak a halászott területeken élő populációkhoz képest (Taylor & McIlwain 2010).

A kontinentális éghajlatú kavicsbánya tavak (Alsó-Szászország) és folyóvizek (Ottawa-Gatineau, Kanada) védett és nem védett partmenti szakaszainak összehasonlítása során a taposás, talajtömörödés, növényborítottság és horgászaktivitás hatásait elemezve kimutatható, hogy a taposás intenzitása szoros összefüggést mutat a taposásra érzékeny partmenti növényfajok abundanciájával (Nikolaus et al. 2022, O'Toole et al. 2009). Azoknál a part menti területeknél, ahol a horgászati tevékenység alacsony, a vízi makrofita-fajok nagyobb diverzitást, sűrűséget és magasságot mutattak (O'Toole et al. 2009). Továbbá a zavarás csökkenése kedvezően befolyásolta az énekesmadárfajok állományának megőrzését is (Nikolaus et al. 2022).

Az élőhelyek degradációja és a halállományok (populációk) méretének csökkenése ellen nem elég szabályokat hozni, fontos a horgászok és halgazdálkodók szemléletformálása, amely kitér a negatív hatások ismertetésére és a hatások enyhítésére szolgáló lehetséges megoldásokra, ezek mellett kulcsfontosságú a horgászok ösztönzése a szabályok betartására (O'Toole et al. 2009).

Idegenhonos (inváziós) halfajok gyérítése

Az idegenhonos, inváziós halfajok terjedése világszerte jelentős ökológiai és halgazdálkodási problémát okoz, ezért állományaik szabályozása a halgazdálkodás és a természetvédelem egyik kiemelt területe (Gozlan et al. 2010). Az inváziós halfajok visszaszorítására alkalmazott módszerek három fő csoportba sorolhatók: fizikai, kémiai és biológiai eljárásokra (Rytwinski et al. 2018). Európában a kémiai kezelések nem szelektív hatásuk miatt nem alkalmazhatók, így a gyakorlatban – hazánkban is – elsősorban a fizikai eltávolítási módszerek terjedtek el (Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete).

A fizikai eltávolítás leggyakrabban kopoltyúháló és varsa használatával, illetve elektromos halászattal történik. Hanchin és munkatársai (2002) dél-dakotai víztesteken vizsgálták a varsás és kopoltyúhálós módszerek hatékonyságát a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* RAFINESQUE, 1820) eltávolításában. Eredményeik szerint a varsák különösen a kisebb testméretű egyedek befogásában bizonyultak hatékonyabbnak, valamint összességében nagyobb egyedszám eltávolítását tették lehetővé, mint a kopoltyúhálók. Hasonló következtetésre jutott Barabe (2021), aki a kanadai West Fork San Luis Rey folyóban végzett célzott varsás gyérítést követően a fekete törpeharcsa eltűnését, valamint az őshonos szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss irideus*

GIBBONS, 1855) állományának növekedését mutatta ki. Ugyanakkor a szerző hangsúlyozza a kedvező hidrológiai és klimatikus tényezők szerepét a sikerességben, mivel a gyérítés időszakában száraz, kis medrek alakultak ki, míg a beavatkozást követően árvizek mosták ki a mederből a megmaradt állományt (Barabe, 2021). Kis kiterjedésű, sekély víztestekben a kopoltyúháló eltávolítás is eredményesnek bizonyult, amennyiben az élőhely morfológiai adottságai korlátozták az inváziós faj szaporodását (Knapp & Matthews 1998). Hasonlóan kedvező ökológiai válaszokat figyeltek meg egy dél-afrikai folyórendszerben is, ahol az idegenhonos díszsügérféle (*Micropterus punctulatus* RAFINESQUE, 1819) eltávolítását követően az őshonos halfajok denzitása növekedett (van der Walt et al. 2019), illetve Új-Zélandon az Ohinewai-tóban, ahol a ponty és a barna törpeharcsa gyérítése az őshonos angolna-fajok állományának erősödéséhez vezetett (Tempero et al. 2019).

Ezzel szemben több vizsgálat korlátozott vagy sikertelen eredményekről számolt be. Card és munkatársai (2020) a Red Deer folyórendszer mellékfolyóiban az ezüstkárász elektromos halászattal történő eltávolítását követően, az állomány növekedését tapasztalták, melyet elsősorban fiatal egyedek alkottak. Ezt az eredményt az ideális szaporodóhelyek közelségével magyarázták (Card et al. 2020, Paschos et al. 2004). Nagy kiterjedésű vagy mozaikos víztestekben az intenzív, hosszú távú eltávolítási programok sem mindig hozták meg a kívánt eredményt. A Yellowstone-tóban az amerikai tavi pisztráng (*Salvelinus namaycush*) populációja az évekig tartó gyérítés ellenére növekedett (Syslo et al. 2011), valamint hasonló jelenséget figyeltek meg a térségben invazív ponty esetében Dél-Dakota természetes tavaiban is (Weber et al. 2016). Azonban egyes tanulmányok szerint a fizikai eltávolítást hatékonyan kiegészítheti a biológiai védekezés, különösen a megfelelő ragadozó halfajok telepítésével, amely hozzájárulhat a megmaradt inváziós halfajok állományának szabályozásához (Lemmens et al. 2014, Davies & Britton 2015).

Az idegenhonos halfajok állományainak kontrollálása erőforrás-igényes és gyakran nem hozza meg a kívánt eredményt, ezért az irodalom egybehangzóan hangsúlyozza az idegenhonos (inváziós) halfajok betelepülésének megelőzését, mint a leghatékonyabb kezelési eszközt (Klein et al. 2023).

3.3. A horgászvizek környezeti állapota

3.3.1. A biodiverzitás fenntartása

Napjainkra általánossá vált, hogy a különböző emberi tevékenységek nyomán létrejött kis kiterjedésű vizeket (bányató, víztározó, holtág stb.), rekreációs célokra hasznosítják (Oertli 2018). A leggyakoribb rekreációs tevékenység ezeken a víztesteken a horgászat (Meyerhoff et al. 2019). Azonban a kis mesterséges vizeknek nem csak gazdasági értékük van, hanem fontos ökológiai

funkciókat is ellátnak (Davies et al. 2007, Matern et al. 2019, Meyerhoff et al. 2019, Oertli et al. 2005, Oertli 2018). A világszerte megszámlálhatatlan mennyiségben előforduló, kisméretű víztestek egyre növekvő jelentőségű élőhelyeket biztosítanak egyes állat- és növényfajok túlélésének (Oertli et al. 2005, Williams 2004). Ennek ellenére nincs semmilyen átfogó monitoring program ezekre a vizekre. A VKI csak az 50 ha feletti víztestek minősítésére terjed ki, így az ehhez kapcsolódó VGT legújabb, 2022-2027 időszakra készült tervezete sem vizsgálta az 50 ha alatti víztestek állapotát (VGT3 2022), így korlátozott az adatok mennyisége ezekről a vízterületekről. A kis mesterséges tavak jelentős mértékben járulnak hozzá a vízgyűjtő szintű biodiverzitás megőrzéséhez (Davies et al. 2007).

Søndergaard és munkatársai (2018) dán bányatavak kémiai és biológiai állapotát vizsgálták. A vizsgált tavak többsége a VKI alapján kémiai-biológiai és ökológiai minősége „jó” besorolású, valamint alacsony tápanyag-koncentrációval rendelkező, zárt mesterséges tavak. Eredményeik alapján ezek az antropogén eredetű tavak viszonylag gyorsan tudnak természetes tavakhoz hasonló ökoszisztémát létrehozni. A víz alatti makrofita fajok gyorsan képesek megtelepedni, főként a *Charophyta*-fajok, azonban a makrofita fajszerkezetét és a teljes borítottságát meghatározza a bányató életkora (Søndergaard et al. 2018). Egy Közép-Európában végzett kutatás a Pannon- és Kárpát biogeográfiai régióban mesterséges- és természetes vizek makrofita diverzitását vizsgálta. Mindkét régió esetében a mesterséges tavak makrofita fajgazdagsága nagyobb volt, mint a természetes vizeké (Hrivnák et al. 2014). A kutatások eredményei rávilágítanak, hogy a mesterséges tavak megfelelő másodlagos élőhelyet biztosíthatnak több védett és nem védett makrofita fajnak (Bubíková & Hrivnák 2018).

Számos makroszkopikus vízi gerinctelennek (főként a *Coleoptera*, *Gastropoda*, *Trichoptera*, *Hemiptera*, *Odonata* rendekből) adnak otthont a kis kiterjedésű mesterséges vizek (Hill et al. 2016). A megtelepedett fajok közül a többség őshonos (Apinda Legnouo et al. 2014, Hill et al. 2016). A szitakötőfajok vizsgálatánál Simaika és munkatársai (2016) azt találták, hogy mind az *Anisoptera* és *Zygoptera* alrendbe tartozó fajok száma és abundanciája a mesterséges tavakban magasabb volt, mint a természetes tavakban, azonban az érzékenyebb fajok száma a természetes tavakban volt magasabb (Simaika et al. 2016). A mesterséges kis vizek kiterjesztett szerepét bizonyítja, hogy olyan területeken is képesek élőhelyet biztosítani a térségben előforduló szitakötőfajok egyharmadának (köztük érzékeny fajoknak is), ahol nincs természetes víztest a közelben (Ruggiero et al. 2008).

A kételtű fajok fennmaradásához napjainkban már kritikus fontosságúak a mesterséges tavak (Zamora-Marín et al. 2021). Holtmann és munkatársai (2017) kételtű populációkat vizsgált külvárosi víztározók és természetes tavak esetében. Eredményeik azt mutatják, a kételtűek fajgazdagsága nem különbözött a két víztípus esetében, sőt az egyik faj (kecskebéka, *Pelophylax*

kl. esculentus LINNE 1758) relatív gyakorisága magasabb volt a mesterséges eredetű víztározókban. A területre jellemző kétéltű faunának 82%-a megtalálható volt a mesterséges tavakban. Ez alapján elmondható, hogy a mesterséges tavak fontos szerepet játszanak az urbanizált környezetben előforduló kétéltűállomány túlélésében és diverzitásában (Holtmann et al. 2017). Azt is megfigyelték, hogy a kétéltűek, a sekély medreket és kevésbé lejtős mederszéleket preferálják, így az épített vizes élőhelyeknél ezt célszerű figyelembe venni (Perrone et al. 2022). Több esetben is megfigyelték, hogy a fajok megtelepedése összefüggést mutatott a növényborítottsággal. A dús vegetáció pozitív hatással van a kétéltű- és rovar fajok diverzitására és abundanciájára egyaránt (Briggs et al. 2019, Holtmann et al. 2017, Perrone et al. 2022, Simaika et al. 2016).

A kis mesterséges állóvizek értékes élőhelyet biztosítanak számos őshonos halfaj számára. A közép-európai mesterséges víztestekben általában a természetes tavakra jellemző halfauna mutatkozik, többek között a bodorka, a küsz (*Alburnus alburnus* L., 1758), a vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* L., 1758), a dévérkeszeg (*Abramis brama* L., 1758), a sügér, a csuka (*Esox lucius* L., 1758) és a süllő (Vašek et al. 2016, Matern et al. 2022, Launois et al. 2011). Franciaország tavait és tározóit vizsgálva egyes fajok (pl.: dévérkeszeg, süllő, vörösszárnyú keszeg, harcsa (*Silurus glanis* L. 1758) gyakrabban fordultak elő a mesterséges élőhelyeken, mint a természetes tavakban (Launois et al. 2011). Matern és munkatársai (2022) Németország északi részén vizsgálták a halközösségek összetételét zárt bányatavakban és természetes tavakban, egyúttal figyelembe vették a halgazdálkodási tevékenységet is mindkettő tótipus esetében. Kutatásuk és korábbi vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy az emberi tevékenységek (pl. haltelepítés) mindkét víztípus esetében növelik a fajgazdagságot, ugyanakkor a halközösség összetétele nem mutat szignifikáns eltérést a kezelt kavicsbánya tavak, valamint a kezelt és kezeletlen természetes tavak között (Matern et al. 2022, Emmrich et al. 2014). Ezzel szemben a kezeletlen bányatavakban hiányoznak a tavi halfajok, továbbá a partmenti övezetek halfajösszetételében is jelentős különbségek figyelhetők meg a többi vizsgált víztesthez képest (Matern et al. 2022). A mesterséges tavak további funkciója közé tartozik, hogy hozzájárulhat a veszélyeztetett halfajok (pl.: lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792), széles kárász (*Carassius Carassius* L., 1758)) fennmaradásához is (Tatár et al. 2017). Azonban a mesterséges vizek nem csak az őshonos, hanem az idegenhonos halfajok életterületül is szolgálhatnak, amelyek kedvező környezeti feltételek mellett könnyen invázióssá válhatnak (Irz et al. 2004).

A felsorolt példák, mind azt jelzik, hogy ezek az antropogén eredetű víztestek, biztosítani tudják azokat a feltételeket, amelyek elégségesek ahhoz, hogy az adott térség természetes élőhelyein előforduló fajok megtelepedjenek (Lundholm & Richardson 2010).

A mesterséges víztestek kezelésének gyakori hiányossága, hogy nem ismerik fel a potenciálisan jelentős szerepüket a biodiverzitás fenntartásában. A vízgazdálkodási fejlesztéseknél fel kell mérni ezeknek a víztesteknek a tájban betöltött szerepét és az intézkedési tervek fókuszába kell helyezni azokat (Chester & Robson 2013, Briggs et al. 2019).

3.3.2. A vizes élőhelyek ökoszisztéma szolgáltatásai

Az emberi élet fenntartásához nélkülözhetetlen az ökoszisztémák hasznosítása, ami hozzájárul az emberek jólétéhez, kényelméhez, gazdasági és társadalmi fejlődéséhez (Summers et al. 2012). Az elmúlt évtizedekben azonban számos változás történt az ökoszisztémákban, a javak gyors és mértéktelen felhasználása miatt (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005).

A vizes élőhelyekhez kapcsolódó ökoszisztéma szolgáltatásokat négy kategóriába sorolhatjuk: termelő, szabályozó, támogató és kulturális szolgáltatások (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005).

A vizek termelő szolgáltatásai közé tartozik az élelem, mint a halak és „tenger gyümölcsei”, ivóvízellátás, a víz tárolása, visszatartása, valamint az ipari és mezőgazdasági vízellátásának biztosítása (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005).

A szabályozó szolgáltatások közé sorolható: az árvizek elleni védelem, az éghajlatváltozás hatásainak mérséklése, a biodiverzitás megőrzése (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005). A vizes élőhelyek közül, a lápok és tőzegtavak kulcsfontosságúak a klíma szabályozásában, mivel sértetlen állapotukban jelentős mennyiségű szén képesek hosszú távon megkötni, ugyanakkor degradációjuk esetén gyorsan szénforrássá válhatnak (Sheng et al. 2004, Silva et al. 2007, Waddington et al. 2010).

A vizes élőhelyek támogató szolgáltatásai a talajképződés, ami magába foglalja az üledék visszatartást és a szervesanyagok felhalmozódását, illetve a tápanyagkörforgást (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005).

A kulturális szolgáltatások köre esztétikai és rekreációs értéket képviselnek azáltal, hogy szolgálják az emberek lelki és testi feltöltődését (Millennium Ecosystem Assessment Board 2005), mindemellett egyes rekreációs tevékenységek gazdasági hasznot hajtanak (Mawle & Peirson 2009, Morales-Nin et al. 2015). A horgászat, hajózás (ideértve a csónakhasználatot is) és a parthasználattal kapcsolatos további tevékenységek mind-mind hatással vannak a vízi és vízparti ökoszisztémára (Schafft et al. 2021). Bár ezek a tevékenységek a kulturális szolgáltatások csoportjába tartoznak, azonban e tevékenységek és a hozzájuk kapcsolódó kezelési intézkedések más ökoszisztéma szolgáltatói csoportokra is hatással lehetnek (Pope et al. 2016).

A horgászat pozitív hatásait a kulturális és termelő szolgáltatások terén tapasztalhatjuk, a mentális feltöltődés és az élelemszerzés révén (Pope et al. 2016). Ugyanakkor azok a víztározók –

amelyeket elsősorban a víz megtartására építenek, és csak másodlagosan használnak horgásztatásra – gyakran a hosszirányú átjárhatóságot korlátozzák, a gátak vagy egyéb műtárgyak építésével. Ezek az objektumok negatívan befolyásolhatják a vízi ökoszisztémák szabályozó és támogató szolgáltatásait azáltal, hogy megváltoztathatják a víz áramlási viszonyait, az üledék- és tápanyagszállítást, valamint elősegíthetik az idegenhonos halfajok megtelepedését is (Pope et al. 2016, Grizzetti et al. 2016). A horgászat a halfajok túlhasznosításához vezethet (Grizzetti et al. 2016), bár a haltelepítési intézkedések növelhetik a kifogható halak számosságát, valamint elégedettséget adhatnak a horgászoknak, azonban ezek a lépések a biológiai sokféleség csökkenését, valamint az idegenhonos halfajok elterjedését eredményezhetik (Pope et al. 2016). Továbbá, a horgászat hozzájárulhat a diffúz vagy pontszennyezéshez, fokozhatja az eróziót, vagy növelheti a vízben lévő oldott szerves anyagok koncentrációját (Grizzetti et al. 2016). További szennyezőforrást jelenthetnek az elhagyott, elveszített és eldobott horgászeszközök (ALDFG) (Löki et al. 2025, Neményi et al. 2024). Hazai vizsgálatok alapján az elvesztett horgászfelszerelések száma több ezer darabra tehető, többségük a folyóvizekből kerülnek elő (Neményi et al. 2024). Becslések szerint Magyarországon évente 1800–2900 tonna horgászeszköz kerülhet a vizekbe, túlnyomórészt a felszerelések beszakadása révén (Löki et al. 2025). Ezek az adatok rámutatnak arra, hogy az ALDFG nem csupán lokális problémát jelent, hanem regionális szinten is komoly ökológiai kockázattal járhat a vízi élőlények és a vízminőség szempontjából (Löki et al. 2025, Neményi et al. 2024). Ezen kívül az emberi jelenlét zavarhatja a vizek körül fészkelő madarakat is (Yalden 1992).

Egyes kiemelt jelentőségű természetes vizeinken (pl.: Balaton, Duna) mind horgászati mind hajózási tevékenység is zajlik, sok esetben a horgászok maguk is használnak csónakot vagy kiscgéphajót. A hajózás ökológiai hatásai jelentősek (Schafft et al. 2021). Közvetlen hatásai közül kiemelhető az üledék felkeverése miatti turbiditás növekedés, illetve a hullámkeltés hozzájárulása a partmenti eróziós folyamatokhoz. Ezek károsítják a vízínövényzetet és megváltoztatják annak eloszlási mintázatát (Burgin & Hardiman 2011, Stott 2019). A motoros vízi járművek zajkeltésükkel hatással vannak nem csak a halak élettani folyamataira, de a vízi madarak viselkedésére, szaporodásuk sikerességére (Burgin & Hardiman 2011). A motorcsónak használatból eredő legfőbb szennyező források az üzemanyag, olaj és egyéb vegyszerek, amelyek gyakran vízminőségi problémákat eredményeznek (Burgin & Hardiman 2011). Ezek az anyagok, különféle policiklikus aromás szénhidrogéneket (PAH) tartalmaznak. A PAH vegyületek bizonyítottan rákkeltő hatásúak (Jameson 2021). A minél nagyobb szénigényűből álló PAH-ok nehezen metabolizálódnak, így azok felhalmozódnak az üledékben. Az üledék újbóli felkeverésével azonban a PAH-ok visszakerülhetnek a vízoszlopba, ami jelentős környezeti

kockázatot jelent (Albers 2002). A hajózás további negatív hatása, hogy hozzájárulhat az idegenhonos fajok terjedéséhez is (Burgin & Hardiman 2011, Stott 2019).

3.3.3. Antropogén terhelések

A vízminőséget számos természetes folyamat alakítja, első sorban a talajból és kőzetekből származó ásványi anyagok és nehézfémek beoldódása, a légköri ülepedés, de akár a természeti katasztrófák is (Khatri & Tyagi 2014). Az eutrofizáció e természetes folyamatok részeként magától is végbemegy, azonban jellemzően igen lassú folyamat, több ezer évig is eltarthat (Papp Károlyné & Fűrész 2003). Napjainkra az antropogén tevékenységek egyre növekvő hatása, különösen a mezőgazdasági, ipari és urbanizációs folyamatok, amelyek jelentős és egyre kiterjedtebb táp- és szennyezőanyag terhelést jelentenek, felgyorsítják ezt a folyamatot és súlyos vízminőségi problémák kialakulásához vezet (Khatri & Tyagi 2014).

A mezőgazdasági eredetű terhelés főként műtrágya-, peszticid- és herbicid-maradványok révén jut a felszíni vizekbe (Cruzeiro et al. 2015, Fournier et al. 2018, Waller et al. 2021), a nitrogén- és foszforformák forrásai ugyanakkor lehetnek az ipari és kommunális szennyvízbevezetések is (Česonienė et al. 2021, Waller et al. 2021). A vízbe jutó nagy mennyiségű tápanyag az elsődleges termelők túlzott elszaporodásához vezethet, ami a nyílt vízben a planktonikus algák tömeges jelenlétét (planktonikus eutrofizálódás), hínárosodást vagy az üledékfelszínen kialakuló algaszőnyegek elterjedését (bentonikus eutrofizálódás) eredményezi (Padisák 2005).

Az algák vagy gyökerező hínárfélék elszaporodása jelentősen csökkenti a fényáteresztő képességét, ami gátolja a fotoszintézist, így már emiatt is oxigénhiányos állapot alakulhat ki, ami végül a vízi szervezetek (pl.: makroszkópikus vízi gerinctelenek, halak) tömeges pusztulásához vezethet (van Beusekom 2018). Számos állóvízben a tápanyag feldúsulása jelentős változást – jellemzően degradációt – eredményezett, ahol az egykor vízínövények által dominált élőhelyeket napjainkra már a lebegő algák uralják (Scheffer 2001). A fitoplankton tömeges elszaporodása, az úgynevezett algavirágzás („vízvirágzás”) során, nemcsak a biomassza mennyisége, hanem az esemény időtartama is kulcsfontosságú (Peeters et al. 2007, Reynolds & Walsby 1975). Nappal az algák oxigént termelnek, de éjszaka az összes vízi szervezettel együtt oxigént fogyasztanak, ami hajnali órákra gyakran oxigénhiányos állapothoz vezet. A halgazdálkodási területeken főként ez az esemény okozza a tömeges halpusztulásokat (Nagy et al. 2007).

Az algavirágzást gyakran a cianobaktériumok (kékalgák) tömegprodukciója okozza, amelyek toxintermelővé is válhatnak, ami veszélyt jelent a halakra és magasabb rendű gerinces szervezetekre, ezt toxikus algavirágzásnak nevezzük (Paerl et al. 2001). A globális klímaváltozás kedvez a cianobakteriális algavirágzások terjedésének, mivel a magas hőmérsékletű időszakokban

a cianobaktériumok gyakran dominánsá válnak más algafajokkal szemben (Peeters et al. 2007). Tápanyag-limitált körülmények között is versenyelőnyre tehetnek szert, mivel nagyobb affinitással rendelkeznek a nitrogén és a foszfor iránt, és képesek a foszfort szervezetükben felhalmozni (Reynolds & Walsby 1975). Továbbá alacsonyabb nitrogén-foszfor (N:P) arány mellett is képesek növekedni, ami más fitoplankton szervezetek számára korlátozó tényező lehet. Emellett számos cianobaktérium képes a légköri nitrogén megkötésére, ami alapvető anyagcsere-folyamatként szolgál számukra (Paerl et al. 2001, Reynolds & Walsby 1975).

Az algásodás következtében a víz színe a domináns algafajtól függően megváltozik: jellemzően zöld, de akár vöröses árnyalatú is lehet. Emellett gyakran kellemetlen, bűzös szag kialakulása is megfigyelhető (Padisák 2005, Papp Károlyné & Fűrész 2003). A vízminőség romlásához az adott víztest halfaj-összetétele is hozzájárulhat, különösen a zooplankton fogyasztó halfajok túlzott jelenléte, valamint a bentikus táplálkozású halfajok elszaporodása, amelyek az üledék felkavarásával jelentős mennyiségű tápanyagot szabadítanak fel a vízoszlopba (Bajer et al. 2016, Weber & Brown 2009).

Nemcsak az algák tömeges elszaporodása jelent problémát, hanem azok tömeges pusztulása is. A vízvirágzás összeomlása során a lebontó baktériumok jelentős mennyiségű oxigént fogyasztanak, ami oxigénhiány kialakulásához vezethet a vízben (Padisák 2005). E folyamat során másodlagos hatásként halpusztulást, korróziót okozó gázok vagy toxikus anyagok (pl.: ammónia, kénhidrogén) keletkezését vonhatja maga után (Vollenweider 1989).

A szennyvíztelepek technikai korlátai miatt, a kommunális, kórházi és gyógyszeripari szennyvizekből számos gyógyszerhatóanyag – többek között antibiotikumok, antidepresszánsok, nem szteroid gyulladáscsökkentők – kerül a természetes vizekbe, ami jelentős környezeti kockázatot jelent (Carmona et al. 2014, Dahane et al. 2013, Kondor et al. 2022, Tran et al. 2018). A gyógyszerhatóanyag-maradványok környezeti kockázatának megítélése különösen összetett, mivel ritkán jelennek meg önmagukban a felszíni vizekben. Keverékeik és a bomlásuk során keletkező új vegyületek gyakran toxikusabbak az eredeti vegyület(ek)nél (Di Poi et al. 2018).

Mehdi és munkatársai (2021) kutatása rávilágított a szennyezőanyagok kibocsátásának szezonális eltéréseire. A téli hónapokban a szennyvíztisztító telepek környezetében a víz hőmérséklet emelkedik, ami vonzza a halakat, akik így kedvezőbb hőmérsékleti körülményeket találnak, de ezáltal nagyobb mértékben vannak kitéve a szennyezőanyagok magas koncentrációjának (Mehdi et al. 2021).

Egyre több kutatás tárja fel a szennyezőanyagok vízi élővilágra, különösen a halakra gyakorolt negatív hatásait. Ezek közé tartoznak a halak növekedésében (Duarte et al. 2022), viselkedésében (Duarte et al. 2022, Melvin & Wilson 2013) és szaporodásában tapasztalható rendellenességek (Duarte et al. 2022), a halfajok fenotípusos jellemzőinek változása (Staszny et

al. 2021), a bélmikrobiom összetételének és sokféleségének módosulása (Restivo et al. 2021), valamint különböző mértékű májkárosodás (Topić Popović et al. 2023).

További antropogén terhelést jelent a vízi rendszerek mikroműanyag szennyezése, amely széles körben elismert környezeti kihívás (Egessa et al. 2020, Mai et al. 2020, Wagner et al. 2019). Az apró műanyag részecskék, amelyek gyakran a nagyobb műanyag tárgyak lebomlásából származnak, komoly problémát jelentenek, mivel könnyen bekerülnek a vízi ökoszisztémákba, ahol károsíthatják az élőlényeket. E hatások között szerepel a mortalitás, a viselkedésbeli változások, az oxidatív stressz, a neurotoxicitás, a genotoxicitás, a szaporodási rendellenesség és a májkárosodás (De Sá et al. 2018, Lambert & Wagner 2018).

Az intenzív mezőgazdasági és ipari tevékenységek következtében a természetes vizekben jelentős mértékben megnövekedett a nehézfémek koncentrációja is (Elumalai et al. 2023). A nehézfémek a halak máj-, vese-, kopolyú- és izomszöveteiben halmozódnak fel (Squadrone et al. 2013, Voigt et al. 2015). A hatásaik hasonlóak a korábban említett szennyezőanyagokéhoz, rendellenességek léphetnek fel a szaporodási funkciókban, valamint hematológiai és szövettani károsodásokat is előidézhhetnek (Naz et al. 2021, Taslima et al. 2022).

Különösen fontos, hogy a fejezetben említett szennyezőanyag csoportok a táplálékláncon keresztül felhalmozódva az emberi egészségre is jelentős kockázatot jelenthetnek (Dai et al. 2021, Garai et al. 2021, Miranda & de Carvalho-Souza 2016).

3.3.4. Klímaváltozás

A klímaváltozás a Föld éghajlatának globális módosulása, amelyet napjainkban elsősorban az emberi tevékenységek által kibocsátott üvegházhatású gázok – például a szén-dioxid (CO₂) és a metán (CH₄) – légköri koncentrációjának növekedése okoz (Wuebbles & Jain 2001). Ennek eredményeként egyre gyakoribbá válnak az időjárási szélsőségek, például az egyenlőtlen csapadékeloszlás, a hurrikánok, tornádók, hőhullámok és aszályok (Clarke et al. 2022). Ezek a változások nemcsak a szárazföldi, hanem a vizes élőhelyeket is jelentősen befolyásolják, mivel ezek különösen érzékenyek a klimatikus hatásokra (Heino et al. 2009, Ricciardi & Rasmussen 1999).

A klímaváltozás és az antropogén terhelések szoros összefüggésben állnak és egymás hatását erősítve tovább ronthatják a vizes élőhelyek állapotát (Mahdian et al. 2023, Xie et al. 2021). A halak poikilotherm élőlények, melyek fiziológiai szükségleteit alapjaiban meghatározza a víz hőmérséklete (Nagy et al. 2007). A kutatások rávilágítanak, hogy az ún. „hidegvízi” fajok, mint például a pisztrángfélék, korlátozott hőtűrésük révén, különösen érzékenyek a klímaváltozás hatásaira (Jones et al. 2013). A víz melegedése egyidejűleg csökkenti a vízben oldható oxigén mennyiségét, miközben a halak anyagcseréje felgyorsul, így oxigénigényük jelentősen megnő

(Ferincz 2023a). Ennek következtében a hidegvízi halfajok esetében a megnövekedett hőmérséklet hatása nem önmagában, hanem elsősorban az oxigénellátottság csökkenésén keresztül érvényesül, ami növekedés csökkenéshez, fokozódó stresszhez, szélsőséges esetben pedig mortalitáshoz vezethet (Baudron et al. 2014). Az olyan halfajok, mint a sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario* L., 1758), süllő, domolykó (*Leuciscus cephalus* L., 1758), paduc (*Chondrostoma nasus* L., 1758) és menyhal (*Lota lota* L., 1758) különösen érzékenyek az oldott oxigén koncentrációjának csökkenésére, ami a felmelegedő vizekben fokozott kockázatot jelent számukra (Staszny 2023).

Az antropogén terhelések és a klimatikus változások (hőmérsékletemelkedés, csapadékeloszlás tér- és időbeli változása) együttesen segíti a cianobaktériumok tömegprodukciónak és toxintermelésnek, ami tovább rontja a vízminőséget (Errat et al. 2023, Paerl & Paul 2012). Az aszályok és az időszakos kiszáradások elősegítik az idegenhonos halfajok terjedését, mivel ezek a fajok gyakran jobban alkalmazkodnak a környezeti változásokhoz, mint az érzékenyebb őshonos halfajok, ennek következtében pedig gyorsan (re)kolonizálják az érintett területeket (Wedderburn et al. 2014, Ferincz et al. 2016). A megváltozott klimatikus viszonyok módosítják a tavak hőrétegződésének sajátosságait, ezáltal hatással vannak a párolgás intenzitására, csökkentve a vízszintet és a vízfelületek kiterjedését (Woolway et al. 2020). A vízszint csökkenése különösen káros a tavakra és tározókra, mivel ezek „betöményedéséhez”, az oldott sótartalom növekedéséhez vezet (Jeppesen et al. 2015). A nem vándorló halfajok esetében a magas sókoncentrációval szembeni tolerancia kulcsfontosságú szerepet játszik a túlélésben. A hazai halfajok közül a harcsa, domolykó, sügér és dévérkeszeg mutatják a legnagyobb toleranciát a magas sókoncentrációval szemben (Staszny 2023). A vizek fizikai és kémiai paramétereinek változása tehát jelentős hatással van a halak fiziológiai folyamataira, ami magában foglalja az idegrendszer és az immunrendszer normális működését, az ozmoregulációs mechanizmust, az anyagcsere folyamatokat és a szaporodást (Kjellman et al. 2003, Servili et al. 2020, Whitney et al. 2016). Ezekre a hatásokra adott válaszreakcióik, a halak túlélési esélyeinek, viselkedésének, növekedésének és szaporodásának módosulásában nyilvánulnak meg (Whitney et al. 2016).

A klímaváltozás közvetett hatásokat gyakorol a horgászatra is, az élőhelyek elvesztésén, a horgászati célfajok és fogások változásán, valamint a horgászok viselkedésének módosulásán keresztül (más horgász helyek választása, hidegtűrő fajok helyett melegkedvelő fajok horgászata, heti, havi vagy szezonális rutin módosulása, a preferált horgászidőszak áthelyezése hajnali vagy esti órákra, a horgászalkalmak csökkenése, vagy akár a horgászat teljes feladása), mindez pedig jelentős gazdasági következményekkel járhat (Jones et al. 2013, Townhill et al. 2019).

3.4. A horgászvizek ökológiai problémái

3.4.1. A haltelepítések hatása

A haltelepítés gyakran használt és elfogadott eszköz a horgász-célú halgazdálkodásban Közép- Európában (Arlinghaus et al. 2022, Klefoth et al. 2023, Riepe et al. 2017). A célja változó, főként a halállomány növelésére, illetve horgászok fogásainak gyarapítására, ritkábban pedig az eltűnt vagy eltűnő félben lévő fajok visszatelepítésére végzik (Cowx 1994, Lorenze et al. 2012). A haltelepítési programok hatásának utánkövetése azonban gyakorta hiányzik (Cowx 1994).

A monitoring tevékenységnek elengedhetetlen részét kellene képeznie a haltelepítésnek, hiszen ennek a széles körben alkalmazott halgazdálkodási módszernek genetikai, ökológiai és környezeti hatásai is lehetnek (Cowx 1994). A nem körültekintő telepítési gyakorlatok a genetikai állomány romlásához, illetve az adott élőhelyre jellemző genetikai háttérű állomány eltűnéséhez vezethet (Östergren et al. 2021). A genetikai változatosság csökkenésének több mechanizmusa ismert. Egyrészt a földrajzilag elkülönült populációk kereszteződése révén a populációk genetikailag homogenizálódhatnak (Östergren et al. 2021). Takács és munkatársai (2015a) a lápi póc esetében kimutatták, hogy a telepítéseket legfeljebb 80–90 km távolságon belüli állományokból célszerű végrehajtani, mivel ennél távolabbi források a faj genetikai diverzitását csökkenthetik. A genetikai diverzitás veszteség másik mechanizmusa, amikor a telepített halfaj a vízterületen élő más rokonfajjal összeívva hibrid egyedeket hoz létre (Hänfling et al. 2005). Erre példa a szlovéniai Soca-folyóban (Isonzó) élő őshonos márványpisztráng populáció szinte teljes eltűnése a sebes pisztráng telepítése miatt (Berrebi et al. 2000).

A bentivórá táplálkozású, nagy testméretet elérő halfajok (pl. ponty) túlzott mértékű telepítése kedvezőtlen hatást gyakorolhat a vízminőségre, mivel ezen fajok sajátos táplálkozási stratégiájuk révén bioturbációt okoznak, ami a vízi ökoszisztémák fizikai és kémiai állapotát egyaránt befolyásolja (Adámek & Maršálek 2012). A bioturbáció folyamata során a halak az üledéket felkavarva növelik a víz zavarosságát és csökkentik annak átlátszóságát (Weber & Brown 2015, Adámek et al. 2016), mindemellett jelentősen növelik a tápanyagok felszabadulását, így fokozva a fitoplankton (többek között cianobaktériumok) szervezetek növekedését (Adámek et al. 2016, Brönmark & Hansson 2017). A bioturbáció révén fellépő zavarosság nemcsak a víz minőségére, hanem az ökológiai egyensúlyra is hatással van, különösen a víz alatti makrofita növényzetre nézve kedvezőtlen (Weber & Brown 2009). A fitoplankton tömegtermelésének és a bioturbáció okozta zavarosság együttes hatása a fényviszonyok romlását eredményezi, ezáltal gátolva a gyökerező vízinövény szervezetek fotoszintetikus aktivitását, ami korlátozott növekedésükhöz vezet (Badiou & Goldsborough 2015). A makrofita vegetáció azonban kulcsfontosságú a tiszta vízű állapot fenntartásában (Weber & Brown 2015), mivel mechanikus és biológiai szűrőként is

funkcionál, stabilizálva az üledéket és csökkentve a víz tápanyagterhelését, közvetve mérsékli a fitoplankton mennyiségét, emellett a vízi élőlények búvó- és szaporodó helyeül is szolgál (Lesiv et al. 2020).

A haltelepítés halegészségügyi kockázatokat is hordozhat magában, mivel a nem megfelelően ellenőrzött telepítőanyag a patogének és paraziták terjedésének vektorai lehetnek (Agostinho et al. 2010). A fertőzés kockázatát és mértékét elsősorban a halak kondíciója határozza meg, mivel a gyenge kondíciójú halak nagyobb valószínűséggel hordoznak fertőzéseket míg az egészséges, jó kondíciójú halak gyakran még a kórokozók jelenlétében sem betegednek meg (Chong et al. 2011).

A haltelepítés legfőbb negatív következménye az idegenhonos halfajok terjedése, mivel a nem megfelelően ellenőrzött vagy szabályozott telepítési gyakorlatok lehetőséget adnak ezeknek a fajoknak a helyi ökoszisztémákba való behatolására (Gozlan et al. 2010).

3.4.2. Az idegenhonos halak terjedése

Világszerte az őshonos halállományt és ökoszisztémát fenyegető egyik legnagyobb kockázatként azonosítják az idegenhonos halfajok terjedését (Weiperth et al. 2017, Takács et al. 2017, Gozlan et al. 2010). A megtelepedett idegenhonos halfajok számos negatív hatást indukálhatnak a vízi környezetben, ilyen lehet az őshonos fajokkal történő hibridizáció, versengés az élelemért, őshonos halfajok élőhelyének és ívóhelyének pusztítása, a predáció, az új betegségek, paraziták behurcolása, valamint az őshonos paraziták fertőzési nyomásának fokozása azáltal, hogy alkalmas gazdaszervezetként működnek (Cucherousset & Olden 2011, Lusk et al. 2010, Gozlan et al. 2010, Kelly et al. 2009). Egyes idegenhonos halfajok (ezüstkárász, fekete törpeharcsa) magas ökológiai kockázatot jelentenek Európa-szerte, mivel jelentős inváziós potenciállal rendelkeznek (Ferincz et al. 2016). Az inváziós fajok egyedei azonos környezeti feltételek mellett gyakran hatékonyabban hasznosítják a rendelkezésre álló táplálékot, ami relatíve gyorsabb növekedési ütemet és jobb kondíciót eredményez az őshonos fajtársaikhoz képest (Tapkir et al. 2022). Emellett erős táplálékkonkurenciát jelentenek az őshonos fajok számára, ami hozzájárulhat azok állományainak visszaszorulásához az európai vizekben (Tapkir et al. 2022). Másrészt gyakran jól tűrik a rossz vízminőséget és kedvezőtlen környezeti körülmények között is képesek túlélni (Ferincz et al. 2016, Ribeiro et al. 2008). Mindezek mellett egyéb tulajdonságaik (pl.: ívási parazitizmus, magasfokú fenotípusos plaszticitás) lehetővé teszik, hogy hatékonyan hozzanak létre önfenntartó populációt új területeken (Copp et al. 2016, Fuad et al. 2021).

Bizonyos halfajokat biológiai védekezés céljából telepítettek be, mint például a szúnyogirtó fogaspontyok (*Gambusia affinis* BAIRD & GIRARD, 1853 és *Gambusia holbrooki*, GIRARD, 1859), amelyeket a csípőszúnyoglárva hatékony gyérítésére terveztek használni (Kumar &

Hwang 2006). Azonban a *Gambusia affinis* ragadozásának negatív hatásairól számolnak be a Santa Monica patakjaiban élő őshonos béka- és gőtefajok esetében (Goodsell & Kats 1999).

A magasabbrendű vízi növényzet szabályozására széles körben elterjedt az amur (*Ctenopharyngodon idella*, VALENCIENNES, 1844) telepítése (Zon 1977), de növényevő tevékenysége ökológiai kockázatot rejt magában (Ferincz et al. 2020). A sűrű vízi növényzet számos őshonos horgászfajnak (pl.: compó (*Tinca tinca* L., 1758), csuka (*Esox lucius* L., 1758), sügér, vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* L., 1758), bodorka, domolykó) (Ferincz et al. 2023b), valamint védett halfajnak (széles kárász, a lápi póc és a réti csík (*Misgurnus fossilis* L., 1758)) biztosít bújó-, szaporodó- és táplálkozó helyet (Müller et al. 2020), azonban az amur növényfogyasztásával, ökoszisztéma mérnök fajként képes megváltoztatni az élőhely szerkezetét (Tatár et al. 2020). A probléma gyökere, hogy nehezen határozható (szezonon belül is dinamikusan változhat) meg az a maximális egyedsűrűség, amely mellett az ökológiai kockázat minimális, azaz az amur tevékenysége még nem veszélyezteti a vízi ökoszisztémát (Lin et al. 2022a).

Az algásodás csökkentésére széles körben alkalmazzák a szűrő táplálkozású fehér busát (*Hypophthalmichthys molitrix* VALENCIENNES, 1844). Az ilyen biomanipulációs kísérletekhez kapcsolódó vizsgálatok ugyanakkor rendre kimutatták, hogy a fitoplankton biomassa, a klorofill-a koncentráció és a víz zavarossága drámaian növekedett, mindemellett csökkent egyes zooplankton-taxonok, például az evezőlábú rákok (*Copepoda*) és a kerekesférgek (*Rotatoria*) mennyisége, ami azt mutatja, hogy a fehér busa nem alkalmas az algásodás hatékony kezelésére (Lin et al. 2022b, Zhou et al. 2011).

A mérsékelt égövi vizekben a trópusi halfajok betelepítése és terjedése jellemzően az akvaristák tevékenységéhez köthető (Nagy et al. 2025; Takács et al. 2015b). A termálvízzel vagy ipari melegvíz bevezetéssel terhelt víztestek megfelelő élőhelyet biztosítanak a termofil fajoknak (Lente et al. 2024). A jelenleg lokálisnak tűnő probléma a klímaváltozás hatására könnyen széleskörűvé válhat. Minél hosszabb ideig él túl egy termofil faj populációja számára kedvezőtlen körülmények között, annál nagyobb esélye van az adaptációra, tovább növelve az őshonos ökoszisztémára gyakorolt negatív hatásokat (Rubenson és Olden 2017).

Az idegenhonos és invazív halfajok kezelésének leghatékonyabb módja a megelőzés, mivel ezek visszaszorítása rendkívül nehéz és költséges feladat. Az invázió megfékezéséhez jelentős erőforrásokra van szükség, és sok esetben a már megtelepedett populációk felszámolása gyakorlatilag lehetetlen (Klein et al. 2023).

3.4.3. A halállomány szelektív kizsákmányolása

A kereskedelmi célú halászathoz hasonlóan a horgászat is lokális szelekciót eredményezhet, amely jelentős hatással van a halpopulációk szerkezetére, valamint a vízi ökoszisztéma

működésére (Dainys et al. 2022). A horgászat során bizonyos fajok, illetve egyes fajok egyedei, méret, életkor, ivar vagy viselkedés alapján kerülnek előtérbe (Dainys et al. 2022, Lewin et al. 2006, Uusi-Heikkilä et al. 2008). A horgászat szelektív hatásait nehéz pontosan kvantifikálni, mivel gyakran hiányoznak a (megbízható) fogási- és halállomány felmérési adatok. (Lewin et al. 2006). A szelektivitás negatív hatásai különösen azoknál a fajoknál érzékelhetők, amelyek jelentős gasztronómiai értéket képviselnek vagy a sporthorgászok számára kihívást jelentenek (Lewin et al. 2006). A legkedveltebb célfajnak számítanak a nagytestű piscivor fajok (Dainys et al. 2022), mint a süllő, csuka, pisztrángsügér (*Micropterus salmoides* LACEPÈDE, 1802), sebes pisztráng (Arlinghaus & Mehner 2005, Post et al. 2002), valamint Közép-Európában nagy népszerűségnek örvendő ponty (Hickley & Chare 2004, Lyach 2021, Pitcher & Hollingworth, 2008, Specziár & Erős 2015).

Gyakori jelenség, hogy a horgászok a nagyméretű példányokra összpontosítanak – ún. szelektáló horgászat – rekordméretű halfogás reményében (Huddart 2019, Dainys et al. 2022, Flink et al. 2021). A legnagyobb egyedek eltávolítása azonban kedvezőtlen hatással van az adott faj populációdinamikájára, mivel csökkenti a szaporodási potenciált (Huddart 2019). Bizonyos fajoknál az ikrások mérete nagyobb, mint a tejeseké, így eltávolításuk esetén a kisebb ikrások kapnak nagyobb szerepet, így a lerakott ikraszemek kumulatív mennyisége csökken (Hubenova et al. 2007, Huddart 2019). Bizonyos esetekben a horgászat ivar alapú szelektivitása is jelentős, mely nemek közötti viselkedéskülönbségből adódhat (Greenberg & Giller, 2001, Hutchings & Gerber, 2002, Wirtz & Morato 2001). A csuka (Casselman 1975), atlanti lazac (Pérez et al. 2005), sügér (Heermann et al. 2013) esetén az ikrások fogásainak dominanciájáról számolnak be. Sutter és munkatársai (2012) szerint a pisztrángsügér magas reprodukív képességgel és fészekőrző hatékonysággal rendelkező hímjei agresszív viselkedésük miatt fokozottan ki vannak téve a horgászati nyomásnak (Sutter et al. 2012).

A szelektív kizsákmányolás ökológiai hatásai sem elhanyagolhatóak. A ragadozó halfajok fontos szerepet töltenek be a vízi ökoszisztémában, „top-down” szabályozásukkal limitálják az alacsonyabb trofikus szinteken lévő fajok abundanciáját és dinamikáját (Schmitz et al. 2010, Thorp 1986). Altieri és munkatársai (2012) kutatása bizonyította, hogy a horgászat hozzájárul az Atlanti-óceán nyugati részén elterjedt sós mocsarak területének csökkenéséhez. A ragadozó halak állományainak lokális eltűnése, amely elsősorban a rekreációs horgászat következménye, a növényevő rákok elszaporodásához vezetett, ami a mocsári növényzet degradációját eredményezte (Altieri et al. 2012).

A szelekciós nyomás negatív hatással van a genetikai variabilitásra is (Lewin 2006). A nagyméretű egyedek eltávolítása, vagy az ivararányok eltolódása szűkíti a populációk genetikai sokféleségét (Lewin 2006), amely csökkentheti az egyedek túlélőképességét (Frankham 2003), és

a környezeti változásokhoz való adaptációs képességüket (Reusch et al. 2005). Különösen fontos erre figyelni az elszigetelt édesvízi populációknál, ahol a horgászati/halászati nyomás mellett, az élőhely degradációja és az idegenhonos fajok inváziója egyidejűleg jelentkezik (Stockwell et al. 2003, Williams-Subiza & Epele 2021).

3.4.4. C&R gyakorlat

A „fogd meg és ereszd vissza” gyakorlat alapvető eszköze bizonyos halgazdálkodási szabályozásoknak, de számos horgász önkéntesen is alkalmazza ezt az elvet a halállomány fenntartása érdekében (Arlinghaus et al. 2007, Arostegui et al. 2021, Stensland et al. 2013). A C&R horgászat népszerűsége eltérő az egyes nemzetek között, valamint a visszaengedésre való hajlandóság mértékét meghatározza a hal mérete és a megcélzott halfaj is (Arlinghaus et al. 2007, Ferter et al. 2013). Az észak-amerikai horgászok döntése a C&R magatartás mellett sokkal összetettebb folyamat, befolyásolhatják a személyes preferenciák és a szituációs tényezők egyaránt (Sutton 2003). A visszaengedések aránya periodikusan is változhat, ami a vizsgált fajok növekedési ütemével magyarázható (Ferder et al. 2013). A visszaengedések arányában pár évente eltérések figyelhetők meg, amelyek az adott évek halállomány összetételéből levezethetők. Azokban az években, amikor a visszaengedések aránya magasabb, a horgászok a méreten aluli halakat azonosítják a visszaengedésük fő okaként, mivel feltételezhető, hogy ezekben az években nagyobb arányban fordulnak elő fiatal (nem megtartható méretű) egyedek a vízterületen. Így az egyedek növekedése révén a visszaengedések aránya az évek során változhat (Strehlow et al. 2012, Pickett et al. 1995).

A halakkal történő kíméletes bánásmód kiemelten fontos a C&R elv hatékony alkalmazásában (Brownscombe et al. 2017). A megfelelő horgászfelszerelések kiválasztásával nagymértékben növelhetők a halak túlélési esélyei, valamint elkerülhetőek, minimalizálhatóak a sérülések (Brownscombe et al. 2017). A horgászfelszerelések legkritikusabb eszköze a horog, amely meghatározza az akasztás helyét és mélységét, a horogszabadításhoz szükséges időt és az elszennvedett sérülések mértékét is, sőt az elhullás gyakori okozója is lehet (Alós 2008, Bergmann et al. 2014, Meka 2004). A fárasztás intenzitása és a levegőn való expozíció időtartamának növekedése fokozza a halak stresszreakcióját, amely fiziológias zavarokhoz vezet (Brownscombe et al. 2014, Landsman et al. 2011, Thompson et al. 2008, Thorstad et al. 2003). Azonban a viselkedésbeli változások kiváltása fajspecifikusnak tekinthető (Camargo-dos-Santos et al. 2021, Stålhammar et al. 2012, Thorstad et al. 2003).

A halállomány megőrzésének érdekében elengedhetetlen a C&R módszer hatásának vizsgálata a szaporodási tulajdonságokra. Flink és munkatársai (2021) eredménye alapján a C&R gyakorlatnak semmilyen hosszú távú hatása nem volt kimutatható a csukák szaporodására, a

vándorlás időzítésére, az ikraszemekérésére és minőségére a Balti-tengerben Öland partjainál (Svédország) (Flink et al. 2021). Hasonló megfigyelést tettek Richard és munkatársai (2013) az atlanti lazac esetében Escoumins-folyóban (Kanada), ahol a C&R módszer nem befolyásolta a szaporodás valószínűségét (Richard et al. 2013).

A C&R horgászatból fakadó mortalitás vizsgálatára több módszert is alkalmaznak, azonban a releváns és pontos számszerűsítéshez figyelembe kell venni az elhullást meghatározó valamennyi tényezőt (Pollock & Pine 2007). Egyes fajok (pl. süllő) esetén az elhullás sokkal nagyobb mértékű lehet, mivel érzékenyebben reagálnak a levegőnek való kitettségre, így kiemelten fontos a méreten aluli egyedek védelme (Arlinghaus és Hallermann 2007). A mortalitás mértéke azonban nem csak fajtól, hanem a halak nemétől függően is változhat (Gale et al. 2014). A kifogott egyedek visszaengedésük után sebezhetőbbé válhatnak, mivel az esetleges sérülések miatt vagy kifáradás következtében fokozottan ki vannak téve a predációs nyomásnak (Campbell et al. 2010). A többszöri kifogás is fontos tényező lehet a halak sebezhetőségében, mivel növelheti a sérülések és elhullások kockázatát (Thorstad et al. 2020). A kutatások alapján folyókban a többszöri visszafogások aránya a következőképpen alakul: a kétszer történő megfogás aránya 10% alatti, míg a három alkalommal történő visszafogás ennél is alacsonyabb, 2% alatti volt Oroszországban (Whoriskey et al. 2000) és Norvégiában elvégzett kutatások során (Thorstad et al. 2003, Thorstad et al. 2020)).

Összességében elmondható, hogy a halak érzékenységét és válaszreakciójuk mértékét több tényező együttese befolyásolja, mint például a faj, a víz hőmérséklete vagy épp a levegőn való expozíció hossza (Brownscombe et al. 2014, Thorstad et al. 2003, White et al. 2008).

3.4.5. Élőhelypusztítás és leromlás

A vizes élőhelyek pusztulása globális problémává vált, és jelentős negatív hatással van a biodiverzitásra és az ökoszisztémák működésére (Castello & Macedo 2016, Faghihinia et al. 2021, Sundblad & Bergström 2014, Zarfl et al. 2015). A globális biodiverzitás csökkenésének legfőbb okaként azonosították az élőhelyek eltűnését, fragmentációját és degradációját (Banks-Leite et al. 2020).

Az ökoszisztéma szolgáltatások kiaknázása jelentős mértékben járul hozzá a vizes élőhelyek szerkezetének megváltozásához (Eriksson et al. 2004, Zarfl et al. 2015). A vízenergia 2023-ban a világ villamosenergia-termelésének 14%-át biztosította, ami kiemelkedő arányú a többi megújuló energiaforráshoz viszonyítva (<http1>). A vízerőművek hatásait jól szemlélteti az Amazonas-medencébe telepített gátak példája (Lees et al. 2016). A folyók gátakkal való hosszirányú feldarabolása, hidrológiai, geomorfológiai és ökológiai változásokat okoz, amely az élőhely szerkezetét és átjárhatóságát is megváltoztatja (Anderson et al. 2018, Forsberg et al. 2017, Lees et

al. 2016). A gátak fölött létrehozott tározótér homogénebbé teszi az aljzatot és a növényzetet, növeli a vízmélységet, csökkenti az áramlási sebességet és rontja az oxigénellátottságot. Jelentős vízminőségi hatásnak tekinthető a lebegtetett hordalék gyors kiülepedése az állóvízi szakaszon (Birnie-Gauvin et al. 2017, Petts 1984, Poff & Hart 2002). A vízminőségben és vízjárásban bekövetkező változások, valamint az átjárhatóság hiánya mind hatással vannak különösképpen az endemikus és a vándorló fajok biodiverzítására (Anderson et al. 2018, Forsberg et al. 2017, Lees et al. 2016). Különösen hátrányosan érinti a reofil halfajok populációját (sebes pisztráng, atlanti lazac), a csökkent vízsebesség és oxigénkoncentráció kedvezőtlen hatásai által (Birnie-Gauvin et al. 2017). Hazai példaként a Tiszán épített duzzasztóművek és víztározók szolgálnak, amelyek jelentősen átalakították a folyó természetes élőhelyét: a gyors folyású szakaszok reofil halfajainak állománya (kecsege (*Acipenser ruthenus* L., 1758), márna (*Barbus Barbus* L. 1758), bagolykeszeg (*Ballerus ballerus* L. 1758), magyar és német bucó (*Zingel zingel* L. 1758, *Zingel streber* Siebold 1863)) drasztikusan csökkentek vagy eltűntek, miközben a lassú vizeket kedvelő (dévérkeszeg, halványfoltú küllő (*Romanogobio vladykovi* FANG, 1943)) és nagy toleranciájú halfajok (bodorka, ezüstkárász) elszaporodtak. Ezzel párhuzamosan a duzzasztók hozzájárultak a korábban rendszeresen felúszó anadrom tokfélék, mint a viza (*Huso Huso* L., 1758) eltűnéséhez is (Harka 2008). A part menti területek urbanizációja és beépítése jelentősen csökkenti a halak természetes szaporodóhelyeinek elérhetőségét (Sundblad & Bergström 2014). A kikötők, mólók és más mesterséges építmények kialakítása gyakran egybeesik a halak által preferált búvó- és ívőhelyekkel (Sundblad & Bergström 2014), különösen a sekély, hullámoktól védett part menti zónákkal (Winfield 2004). Ezen védett partközeli élőhelyek eltűnése negatívan befolyásolja a ragadozó halak populációinak méretét is (Fodrie & Levin 2008, Sundblad et al. 2014), illetve összefüggésbe hozható a vízminőség romlásával is (Eriksson et al. 2009).

A klímaváltozás további jelentős szerepet játszik az élőhelyek eltűnésében. Az egyre gyakoribb aszályos időszakok következtében a tavak és mocsarak jelentős vízmennyiség, ill. ebből következően területi veszteségeket szenvednek el, ami kritikus mértékben csökkenti az élőlények, köztük a védett halfajok életterét (Ferincz et al. 2023a). A vizes élőhelyek degradációját tovább súlyosbítják a mezőgazdasági és ipari tevékenységek, amelyek szennyezőanyagokkal és tápanyagokkal terhelik a vízi ökoszisztémákat, amelyek jelentős vízminőségi problémákat okoznak (Welcomme et al. 2010). A leromlott víztestek fokozottan érzékenyek az idegenhonos fajok inváziójára, szemben a természetes és természetközeli ökológiai rendszerekkel (Dudgeon 2013). Azonban a védett területek kijelölése, elősegítheti az ökoszisztéma egyensúlyának fenntartását, valamint a biodiverzitás megőrzését (Nikolaus et al. 2022).

3.4.6. Védett piscivor fajok jelenléte

A védett piscivor fajok közül hazánkban a legelterjedtebb gazdasági problémát okozó fajok a nagy kárókatona (*Phalacrocorax carbo* L., 1758) és a vidra (*Lutra lutra* L., 1758). A nagy kárókatona globálisan elterjedt faj (del Hoyo et al. 1992), amely jelentős kihívást jelent a halgazdálkodók számára, mivel táplálkozása túlnyomórészt halakból áll. Opportunista táplálkozási szokásainak köszönhetően a halfajok széles skáláját fogyasztja (Gagliardi et al. 2015). Egyes tanulmányok jelentős mértékű ragadozó tevékenységükről számoltak be, amely komoly gazdasági károkat eredményezett (Jepsen et al. 2019, Steffens 2010, Veneranta et al. 2020), míg más kutatások nem találtak egyértelmű kapcsolatot a nagy kárókatona jelenléte és a gazdasági veszteségek között (Diana et al. 2006). A faj komoly vitákat vált ki a természetvédők és a halgazdálkodásban érintett felek között globális szinten (Cowx 2003), mivel a 2000-es évek elejére a nagy kárókatona szaporodó populációja jelentősen megnőtt Európa-szerte, és egyedszáma meghaladta a 600 ezret (Kohl 2008). A legfrissebb adatok szerint, a teljes európai állománya 2,2 millióra tehető (Kohl 2015). A madarak vándorló viselkedésük révén azonban globális problémát jelentenek, mivel az egyik országból származó egyedek az év különböző időszakaiban más országokban is problémát okozhatnak (Marzano 2013). Magyarországon a nagy kárókatona nem védett, de a 274/2004. (X.8) kormányrendelet alapján közösségi jelentőségű madárfaj. Az okszerű halgazdálkodási termelés érdekében nagy kárókatona riasztása, gyérítése egyedi engedélyhez kötött. A gyérítés szeptember 1. és január 31. között engedély nélkül végezhető, de csak a védett természeti területeken kívül. Míg riasztását július 1-től február 28-ig végezhetik a halgazdálkodók. A tevékenység ugyanakkor bejelentési kötelezettséggel jár a halgazdálkodó részéről a természetvédelmi hatóság felé (Fera et al. 2017). Az állományszabályozás hatására a hazai fészkelő állomány csökkent, ez a 2015. évi adatok alapján 2440 egyedet jelent (Fera et al. 2017). A halállományban okozott veszteségek többségét vélhetően, a mintegy 30 ezer egyedre tehető vonuló állomány okozhatja (Fera et al. 2017). A legfrissebb vízivad monitoring eredménye alapján 2021-2022-ben az észak- és közép európai nagy kárókatona költő populációjának nagysága 380-405 ezer példányra tehető Magyarországon, ami az előző felmérési idényhez képest csökkenő tendenciát mutat (Faragó 2024).

A nagy kárókatona halfogyasztásán túl közvetett hatásokon keresztül is befolyásolja a vízi ökoszisztémákat. A pihenő kolóniák térségében képződő ürülék jelentős mennyiségű nitrogént és foszfort juttat közvetlenül a vízbe vagy a környező talajba, amely csapadék és felszíni lefolyás útján a közeli vizekbe kerülve felgyorsítja az eutrofizációt (Klimaszyk et al. 2014). Az így megnövekedett tápanyagterhelés elősegítheti a fonalas cianobaktériumok egész éven át tartó proliferációját. A tápanyagterhelés és a halfogyasztás együttesen alakítják át a táplálékhálózatot.

A nagy kárókatona populációi így közvetlen és közvetett módon egyaránt meghatározó szerepet játszanak a vízi ökoszisztémák tápanyag-dinamikájában és működésében (Napiórkowska-Krzebietke et al. 2021). A vidra hazánkban az 1996. évi LIII. törvény alapján védett faj. Az 1960-as években a mértéktelen vízszennyezés következtében majdnem kipusztult (Lanszki 2009). Azonban az 1990-es évektől állományuk növekedésnek indult (Heltai et al. 2012). A vidra bármely vizes élőhelyen előfordul, elsődleges limitáló tényezői a megfelelő búvó- és szaporodóhelyek, valamint az elegendő táplálékforrás (Gera 2004). Különösen fontos számára az emberi zavarásoktól mentes környezet és a dús vízi és partmenti növényzet (Lanszki 2009). Étrendje túlnyomórészt halakból áll (Kingston et al. 1999, Lanszki & Sallai 2006), amelyben kiemelt szerepet játszanak a pontyfélék (*Cyprinidae*) családjába tartozó fajok (Buglione et al. 2020, Lanszki 2009), de opportunista táplálkozása révén, étrendjében a könnyen hozzáférhető rákok és kétéltűek is fontos szerepet kaphatnak (Dettori et al. 2021). Martínez-Abraín és munkatársai (2020) kutatása feltárta, hogy az étrendjének módosulását a biotikus (pl. a nagy kárókatona táplálék konkurenciája) és abiotikus (vízmennyiség változás) tényezők befolyásolják (Martínez-Abraín et al. 2020). A vidra étrendjében elsősorban a kisebb halak dominálnak (Remonti et al. 2010, Lanszki et al. 2007), ugyanakkor egy másik vizsgálat szerint a csuka esetében jellemzően a 250 mm feletti egyedek kerültek elfogyasztásra (Britton et al. 2017). Adámek és munkatársai (2003) 370 mm feletti fogásokat is bőségesen dokumentáltak (Adámek et al. 2003). Az elejtett nagy testméretű halak esetében, a haltetemek kevesebb mint 40%-át fogyasztották el a vidrák, és főként a belsegek kerültek hasznosításra (Adámek et al. 2003, Lanszki et al. 2007).

A nagy kárókatonához hasonlóan a vidra halfogyasztása is feszültséget okoz a természetvédelem és a halgazdálkodók között, mivel jelentős gazdasági veszteségeket okozhat a halgazdaságokban és horgásztavakban egyaránt (Freitas et al. 2007). Ennek kezelésére néhány európai ország (Cseh Köztársaság, Ausztria, Németország), kártérítési rendszert hozott létre (Bodner 1995, Similä et al. 2005, Václavíková et al. 2011). A halgazdálkodók körében leggyakrabban alkalmazott védekezési módszerek közé tartozik a kerítések és villanypásztorok telepítése, kifejezetten a vidrák számára létrehozott, gazdasági szempontból kevésbé értékes halakkal népesített tavak létrehozása, valamint zaj- és fénykibocsátó eszközök, illetve rácsok alkalmazása a ki- és befolyóknál (Václavíková et al. 2011).

4. Anyag és módszer

A hazai horgászvizek jelentős részéről csak korlátozott mennyiségű információ áll rendelkezésre, ami indokoltá tette egy országos lefedettségű adatgyűjtés megvalósítását. A kutatás célkitűzéseivel összhangban kérdőíves felmérést végeztem, amely lehetővé tette egy egységes és átfogó adatbázis létrehozását a horgászszervezetek bevonásával.

4.1. A kérdőív tervezése

Az adatok gyűjtésére online kérdőívet alkalmaztam. A válaszadók önkitöltős formában, saját maguk válaszoltak a kérdésekre, elektronikus úton (Rencz 2022). A kérdőív Google Forms weboldalon került kialakításra, amelyet egy linken keresztül értek el a válaszadók. Az online kérdőívnek számos előnye van, többek között: az adatok egyből digitális formában vannak, így az adatelemzés könnyebb, nagymennyiségű válasz rögzítésére alkalmas (Rencz 2022). A kérdések személyre szabhatóak a „skip logic” (ugratások/ elágaztatások) alkalmazásával, amely a válaszok alapján a nem releváns kérdéseket automatikusan átugorja, így a kitöltés gyorsabb és hatékonyabb (Rencz 2022). A kötelező kérdések meghatározásával elkerülhetőek a hiányzó válaszok, szükség esetén a kérdésekhez magyarázó szöveg csatolható (Rencz 2022). A módszer gyengeségei közé tartozik, hogy egy válaszadó akár többször is kitöltheti a kérdőívet, nincs jelen a kérdező, hogy segítsen a kitöltésben, valamint az adatok megbízhatósága kétséges (Rencz 2022).

A kérdőív 75 kérdést tartalmazott, mely a következő témakörökre terjedt ki:

- 1.) horgászszervezetek általános információi (elnökségi tagok száma és végzettsége, aktív horgászok száma, eladott horgászjegyek száma stb.),
- 2.) halgazdálkodási gyakorlatok vizsgálata (halállomány összetétel vizsgálat, halvédelmi intézkedések, engedélyezett horgász módszerek stb.),
- 3.) a kezelt vizek halállományának ismerete (halállomány összetétel és faj-készlet ismeret, idegenhonos halfajok és védett halfajok jelenléte),
- 4.) haltelepítési gyakorlat (telepített halfaj, kormegoszlás, mennyiség),
- 5.) természetes reprodukció vizsgálata (természetes ívás elősegítése stb.),
- 6.) piscivor fajok kártétele (nagy kárókatona, európai vidra),
- 7.) vízminőség vizsgálata (monitoring tevékenység, vízvirágzás, oxigénhiány stb.),
- 8.) antropogén eredetű szennyezés (mezőgazdasági-, ipari tevékenység, nagymennyiségű szoktató etetés stb.),
- 9.) klímaváltozás hatásai (aszály),
- 10.) elnökségi tagok ökológiai ismeretei.

A teljes kérdőív a Mellékletek (11. fejezet) 11.3. A kérdőív c. alfejezetben található.

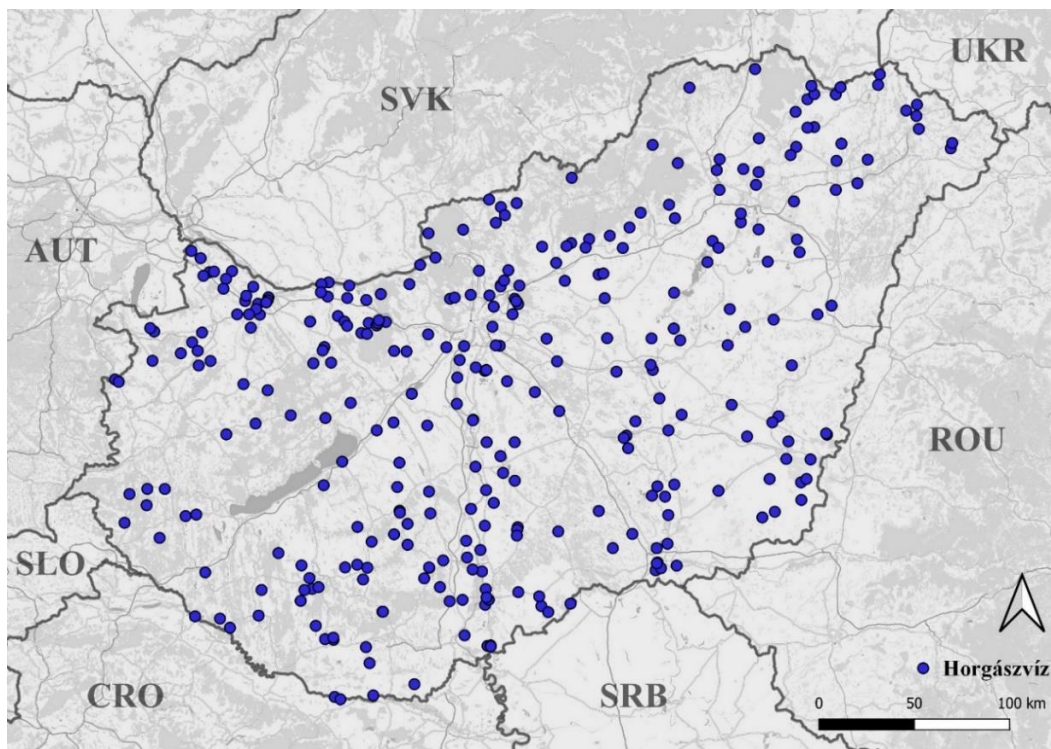
A kérdőív magyar nyelven készült. A kérdések megfogalmazásánál kiemelten fontos volt, hogy a kérdés könnyen értelmezhető legyen, lehetőségekhez mérten minél rövidebb és a nyelvhelyessége kifogástalan legyen (Lietz 2010). A lehető legátfogóbb adatszerzés érdekében több kérdéstípust is használtam, amelyeket következőkben részletezek.

A gyors és informatív válaszadás érdekében főként zártvégű kérdéseket alkalmaztam, amivel az esetleges gépelési hibákból eredő fals eredményeket elkerülhettem, így könnyítve a későbbi adatelemzési munkám. A dichotóm (igen-nem) kérdések használatával egyes halgazdálkodási eszközök alkalmazását, környezeti tényezők jelenlétét mértem fel. A feleletválasztás esetén kettőnél több válaszlehetőséget adtam meg és ezek közül kellett a legjellemzőbb lehetőséget kiválasztani. Többszörös választást alkalmaztam a vizekben élő halfajok, valamint a vizekben és a vizek közvetlen közelében élő szervezetek felmérésére. Az egyes feleletválasztós kérdések esetében nyílt végű, „egyéb” válaszlehetőséget is felkínáltam, ahová saját gondolatait rögzíthették röviden a válaszadók. Előnye, hogy a válaszadó nem kényszerül olyan választásra, amit nem érez igaznak (Rencz 2022). Az invazív halfajok és a védett piscivor fajok problémájának mérésére 1-től 8-ig terjedő numerikus értékelőskálát alkalmaztam, ahol az 1-es végpont, azt jelzi, hogy az adott faj kismértékű problémát jelent a vízterületen, míg a 8-as végpont meghatározása alapján, az adott faj a lehető legnagyobb problémát jelenti. A nyitott végű kérdéseket általában az adott témakör kiegészítő kérdéseként használtam, mely során további információk birtokába juthattam. A kérdőív végleges alkalmazása előtt próbakitöltést végeztem, amely egy kismintás adatgyűjtés volt. Célja a kérdések érthetőségének és a kitöltési folyamat gördülékenységének ellenőrzése. A teszt során azonosítottam az esetleges hibákat, és biztosítottam, hogy a végleges verzió hatékony adatgyűjtést eredményezzen (Rencz 2022).

A 2013. évi CII. a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló törvény kimondja, hogy az összes állami tulajdonú természetes és mesterséges víz halgazdálkodási joga a MOHOSZ-t illeti. A vizek halgazdálkodási jogát a MOHOSZ továbbíthatja nyilvános pályázati kiírás útján a tagszövetségeinek, tagegyesületeinek vagy speciális jogállású tagjainak alhaszonbérletbe. A kérdőívet a MOHOSZ közreműködésével juttattam el az 1242 horgászszervezethez. Az online űrlap először 2022. április 21-től 2022. május 15-ig volt elérhető, majd a horgászszervezetek emlékeztető e-mailt kaptak a kutatásban való részvételi lehetőségről és további két hétig 2022. május 31-ig állt nyitva kitöltő felület. A kutatási felhívásról szóló értesítés a Mellékletek (11. fejezet) 11.2. alfejezetében megtekinthető. A résztvevők számára technikai kérdéseket illetően telefonos segítségnyújtás biztosítva volt az adatgyűjtési periódus teljes ideje alatt.

Az adatok azonosítása és nyomon követhetősége érdekében, felhívtuk a válaszadók figyelmét (a kérdőív kitöltése közben többször is), hogy a kérdőívet a kezelésükben lévő víztestekre külön-külön töltsék ki. A kitöltött kérdőívek 348 darab vízterület információit

tartalmazták. Az adatok minőségellenőrzése után, kizárásra kerültek a rosszul kitöltött kérdőívek, a duplikált kitöltések, illetve azok a megválaszolt kérdéssorok is, amelyeknél egy űrlapot töltöttek ki több víztestre vonatkozóan. A végleges adatbázis 316 vízterület adatait tartalmazza (1.ábra), melyet 278 darab horgászszervezet kezel.



1. ábra: A vizsgált víztestek elhelyezkedése Magyarországon

4.2. Az adatok statisztikai elemzése

Az adatok statisztikai elemzéséhez, először a szöveges válaszok kódolása, valamint az egyes válaszok számszerűsítése volt szükséges. A dichotóm (igen-nem) válaszok, bináris (1-0) változókat kaptak. Az egyes feleletválasztós kérdések (alacsony vízállás időtartama, vízminőség vizsgálat gyakorisága) adatelemzésbe való bevonása előtt a csoportokat számszerűsítettem, úgy, hogy az osztályközök két szélső értékének az átlagát vettem. Az így kapott értékek már alkalmasak a statisztikai elemzésre. A víztestekben élő összes halfaj megjelölésével, számszerű adatokat nyertem (folytonos változó).

A horgászszervezetek általános bemutatására egyszerű leíró statisztikai módszereket alkalmaztam (százalékos arányok, átlag, minimum, maximum, szórás), ami magába foglalja elnökségi tagok számát, felnőtt horgászok számát, ifjúsági horgászok számát, gyermekhorgászok számát, eladott éves területi jegyek számát, eladott napijegyek számát, valamint az eladott kiegészítő jegyek számát, a kezelt vizek számát és méretét, valamint, hogy hány éve végeznek halgazdálkodást az adott vízterületen.

A prezencia/abszencia változók arányának összevetésére nemparaméteres egymintás Z-tesztet alkalmaztam. A kutatásomban azt teszteltem, hogy a vizsgált attribútum (pl.: végeznek-e rendszeresen halállomány összetétel vizsgálatot) megegyezik-e 0,5-tel. A teszt megmutatta, hogy szignifikánsan eltér-e 0,5-től (azaz 50%-tól) azoknak a vízterületeknek az aránya, ahol a megfigyelt eseményre pozitív (vagy negatív) választ kaptam.

A vízterület mérete és a nagy kárókatona halgazdálkodók által érzékelt károkozásának mértéke közötti kapcsolat erősségét Fisher-féle egzakt teszttel vizsgáltam, amit kontingencia táblázatban értékeltem. A teszt nem érzékeny a minta eloszlására és nagyságára sem. A Fisher-féle egzakt teszt nullhipotézise (H_0) ebben az esetben az, hogy a víztest mérete és a nagy kárókatona problémájának mértéke független egymástól. A teszttel a mért gyakoriságokból közvetlenül kiszámítottam az aránytalanság mértékét, vagyis annak a valószínűségét, hogy a megfigyelt értéknél szélsőségesebb értékeket kaptunk, ha a H_0 igaz. A mért gyakoriságokat tartalmazó táblázatban, megkerestem a legkisebb gyakoriságú cellát és a hozzá tartozó átlót fokozatosan csökkentettem eggyel, míg a másik átló értékeit növeltem eggyel. Ezzel a művelettel keresztátlókat készítettem, amíg a cella gyakorisága $n_{\min}=0$. A keresztátlókat valószínűségeit összeadtam a valószínűség kiszámításához.

A többváltozós mintázatelemzéshez korrespondenciaelemzést (CA) végeztem. Ez a módszer vizuális formában tárja fel az asszociatív kapcsolatot több változó között, azáltal, hogy a kontingencia táblázat soraiban és oszlopaiban szereplő adatokat grafikusán ábrázolja (Sourial et al. 2010). A CA elemzés megmutatta, hogy a vezetők végzettsége és a halakat fenyegető potenciális veszélyek kategóriái közül, melyek között található asszociáció. Az elemzéshez adatmátrixot hoztam létre, amelynek egyik dimenziója az elnökségi tagok iskolai végzettségét, a másik dimenziója a halakat fenyegető potenciális veszélyeket tartalmazza. A cellák összesítik mennyi válaszadó tartotta az egyes tényezőket igaznak az iskolai végzettségük alapján. A sztochasztikus kapcsolat tesztelésére Pearson-féle khi-négyzet tesztet, a sztochasztikus kapcsolat erősségének vizsgálatára Cramer-féle V-együtthatót alkalmaztam.

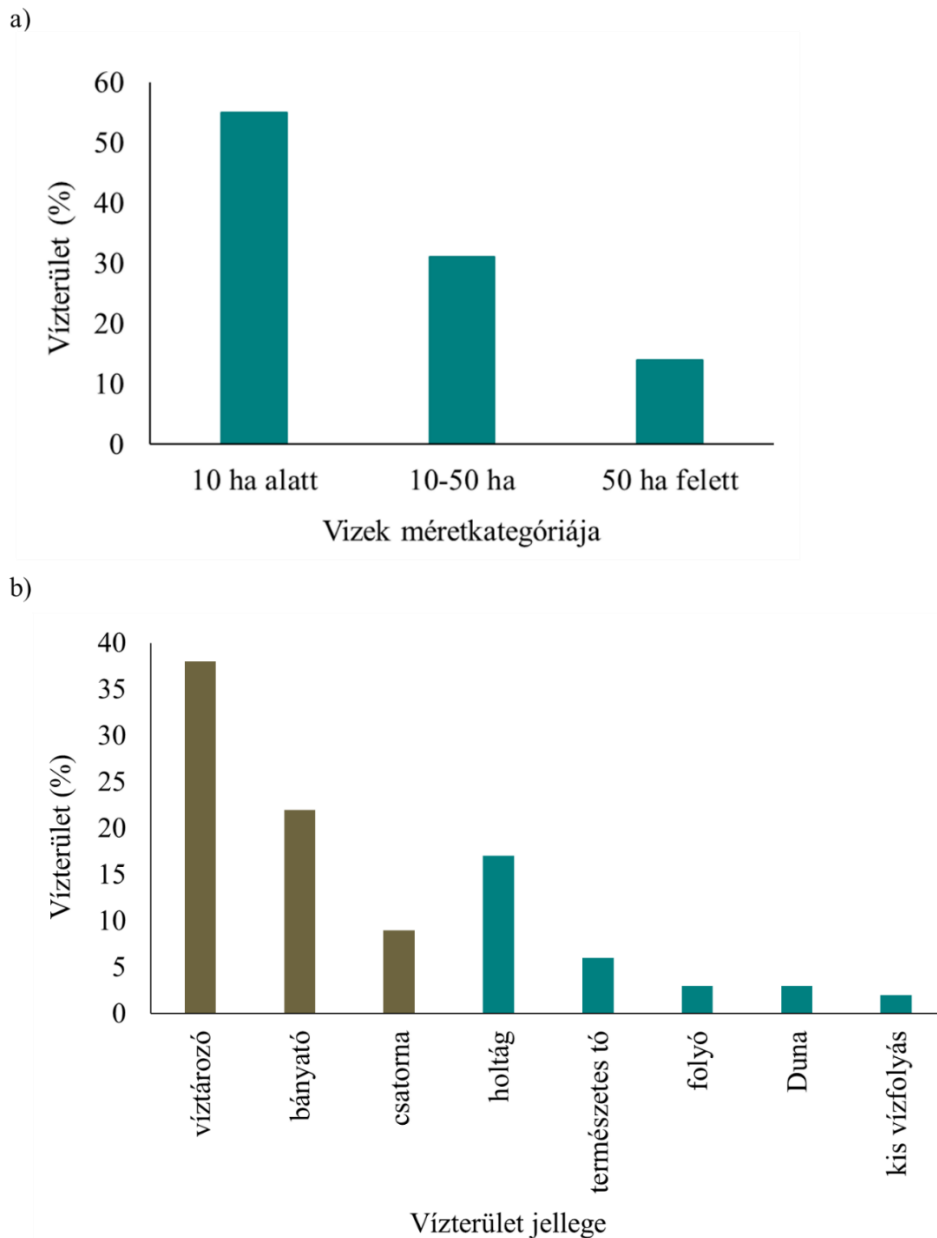
A víztípusok közötti különbségek feltárására, a folytonos vagy ordinális változók esetében Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam, mivel több, mint három független csoportom volt. A módszer gyakorlatilag egy nemparaméteres ANOVA teszt. Az eljárás során az egymástól független mintákat egyesíti, majd az így létrejött közös minta elemeit sorba rendezi. Az egyes elemekhez rangszámokat rendel, majd csoportonként meghatározza a rangszámok összegét és átlagát (McKight & Najab 2010). Ezek alapján megállapítható van-e a vizsgált víztípusok között sztochasztikus dominancia. Annak megállapítására, hogy mely víztípusok különböznek egymástól Dunn-féle post hoc tesztet alkalmaztam, mellyel összehasonlítottam külön-külön az összes mintapárt. Az elemzéseket IBM SPSS v27 programmal végeztem.

5. Eredmények és azok megbeszélése

A kérdőíves felméréssel 278 db MOHOSZ tagszervezet működéséről és az általuk kezelt 316 db vízterületről gyűjtöttem adatokat. Az elemzésbe bevont vízterületek kiterjedése 33 662,4 ha, ami az összes MOHOSZ szervezetek és speciális jogállású tagok által hasznosított vízfelület 25%-a.

5.1. A magyarországi horgászvizek általános jellemzése

Általánosságban elmondható, hogy a horgászatra hasznosított vízterületek túlnyomó többsége kis kiterjedésűek, 50 ha alattiak (86%). Keletkezésük eredetét tekintve 69%-a mesterséges eredetű, főként bányató és víztározó (2a és b ábra). A hazánkban a horgászat többnyire állóvizeken történik. Ezzel szemben például Csehországban a horgászható vízfelületek főként patak- és folyószakaszok (Lyach & Čech 2018). Downing et al. (2006) kutatása kiemeli a kisméretű és gyakran mesterséges eredetű vizek gyakoriságát az egész világon. Ezek a vizek a tájunk szerves részét képezik és különböző értékes ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtanak (Reynaud & Lanzanova 2017). A felhagyott bányatavakat gyakran hasznosítják horgászati célokra (Meyerhoff et al. 2019). Davies et al. (2008) hangsúlyozzák a vízgyűjtőszintű biodiverzitás fenntartásában betöltött kulcsfontosságú szerepüket is.



2. ábra: a) A víztestek besorolása méretkategória alapján (n=316), b) a víztestek besorolása eredetük szerint (barna szín a mesterséges eredetű vizeket, a zöld szín a természetes eredetű vizeket jelöli; a holtágakat – eredetüktől függetlenül – a „természetes” kategóriába soroltuk) (n=316)

5.2. A horgászszervezetek alapadatainak leíró statisztikai elemzése

A horgászszervezetek általános információit (demográfiai adatok, kezelt vízterületek, eladott területi engedélyek száma stb.) az 1. táblázat foglalja össze. A válaszadó horgászszervezetek vezetőségében általában 5 ($\pm 2,6$) elnökségi tag foglal helyet. A horgászszervezeteknek átlagosan 337,1 ($\pm 664,2$) felnőtt tagja van, melynek közel kétharmada 240,7 ($\pm 678,9$) fő, aktív tag (aki az adott évben legalább egyszer horgászott) volt 2021-ben. Általánosságban az ifjúsági tagokból van legkevesebb a horgászszervezetekben, 11,3 ($\pm 34,2$) fő, a gyermek tagok száma szintén alacsony 75 ($\pm 347,6$) fő. Az összes tag 20%-a 18 év alatti gyermek és serdülő korú. A tagságra vonatkozó adatok nagyságrendileg megegyeznek Theis 2016-os vizsgálatában szereplőkkel. A

horgásztársadalom világszerte az idősebb korosztályok felé tolódik, és alacsony az ifjúsági és gyermek horgászok aránya (Changeux et al. 2024, Hammen & Chen 2020, Czarkowski et al. 2021).

Eredményeim azt mutatják, hogy a tagszervezetek átlagosan 1 ($\pm 0,7$) vízterületet kezelnek. A halgazdálkodási tevékenységet a felmért víztestek esetében átlagosan 1993 ($\pm 18,8$) óta végzik, azaz körülbelül 30 éve. Ezzel szemben a németországi horgászegyesületek jellemzően 50-60 éves kezelési tapasztalattal rendelkeznek (Theis 2016). Az eladott időszakos jegyek száma közel duplája az eladott éves területi jegyeknek.

1. táblázat: A MOHOSZ tagszervezetek általános adatai 2022-ben

	N	Min	Max	Átlag	\pmSD
Elnökségi tagok száma	278	0	19	5,5	2,6
Felnőtt tagok száma	278	0	5389	337,1	664,2
Ifjúsági tagok száma	278	0	500	11,3	34,2
Gyermek tagok száma	278	0	5412	75	347,6
Aktív tagok száma (2021)	278	0	9460	240,7	678,9
Kezelt vízterületek száma	278	1	8	1,1	0,7
Alapítás éve	316	1929	2022	1993	18,8
Eladott éves területi jegyek száma	316	0	14074	383	1359,8
Eladott időszakos jegyek száma (24-168 óra)	316	0	27387	843,2	2479
Eladott kiegészítő jegyek száma (pl.: éjszakai)	316	0	1000	17,8	77,1

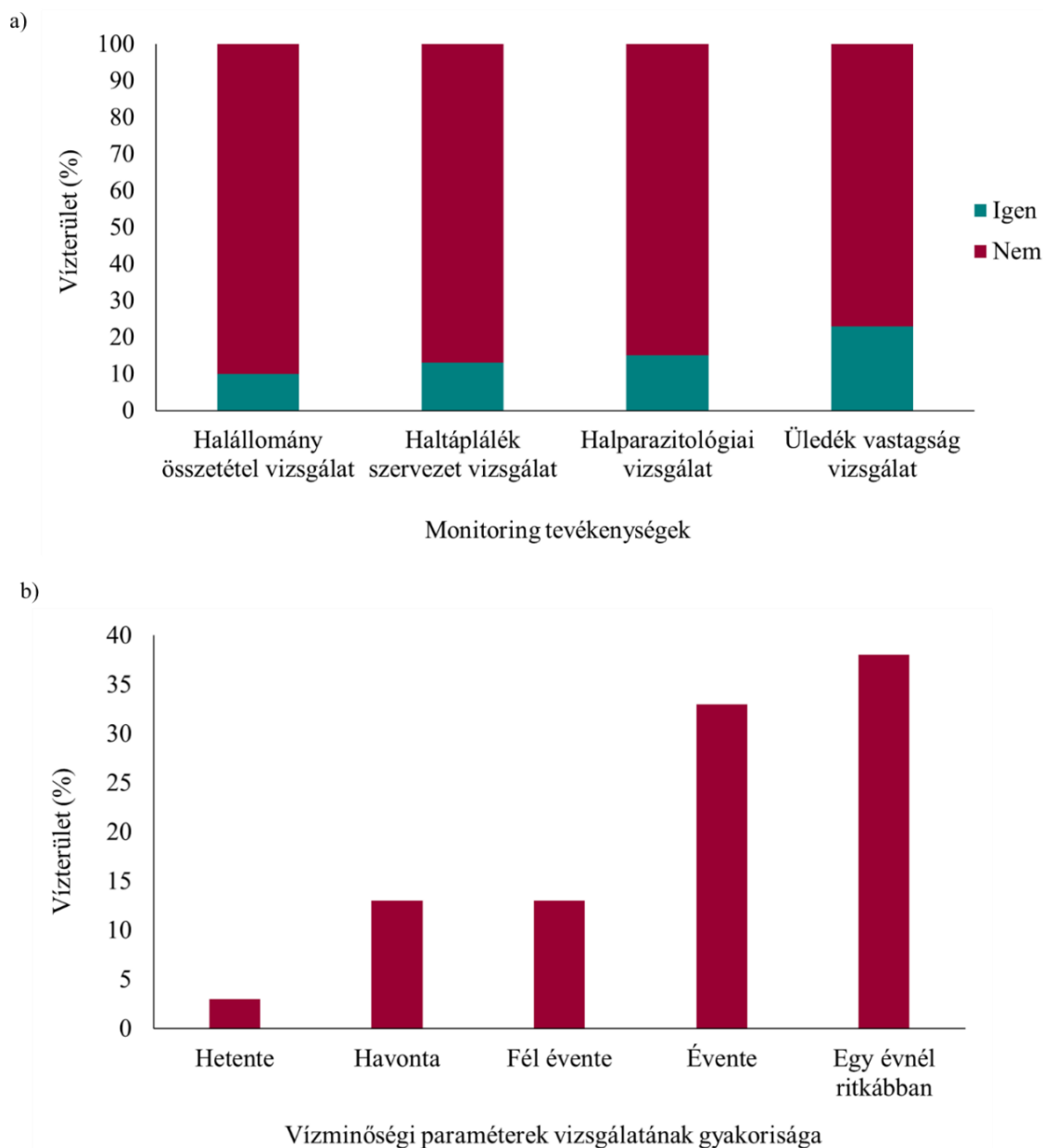
5.3. A horgászvizeken végzett monitoring tevékenységek és a vizek halállomány összetétel ismerete

A horgászvizek szakszerű kezeléséhez elengedhetetlen a vizek folyamatos monitorozása, a fajkészlet ismerete. A Z-teszt eredményei azt mutatják, hogy azoknak a víztesteknek az aránya, ahol rendszeresen (legalább 3 évente) vizsgálják a halállomány összetételét (10%, $Z=-14,06$; $p<0,01$), illetve a haltáplálék szervezeteket (13%, $Z=-13,05$; $p<0,01$) szignifikánsan kevesebb, mint a vízterületek fele. Hasonlóan ritkán végeznek továbbá halparazitológiai vizsgálatokat (15%, $Z=-12,49$; $p<0,01$), ill. üledék vastagság méréseket (23%, $Z=-9,45$; $p<0,01$) (3a ábra).

A horgászvizek kezelése és fenntartása Európa szerte a horgászszervezetek hatáskörébe tartozik (Arlinghaus et al. 2022, Fujitani et al. 2020, Meyerhoff et al. 2019), ami kiemelt figyelmet érdemelne, hiszen ezeknek a víztesteknek a vizsgálata a legtöbb esetben nem szerepel a VKI

direktívájában (Hassal et al. 2016). Ennek ellenére a halállomány nyomon követése hazánkhoz hasonlóan sehol nem elterjedt halgazdálkodási gyakorlat (Arlinghaus et al. 2022).

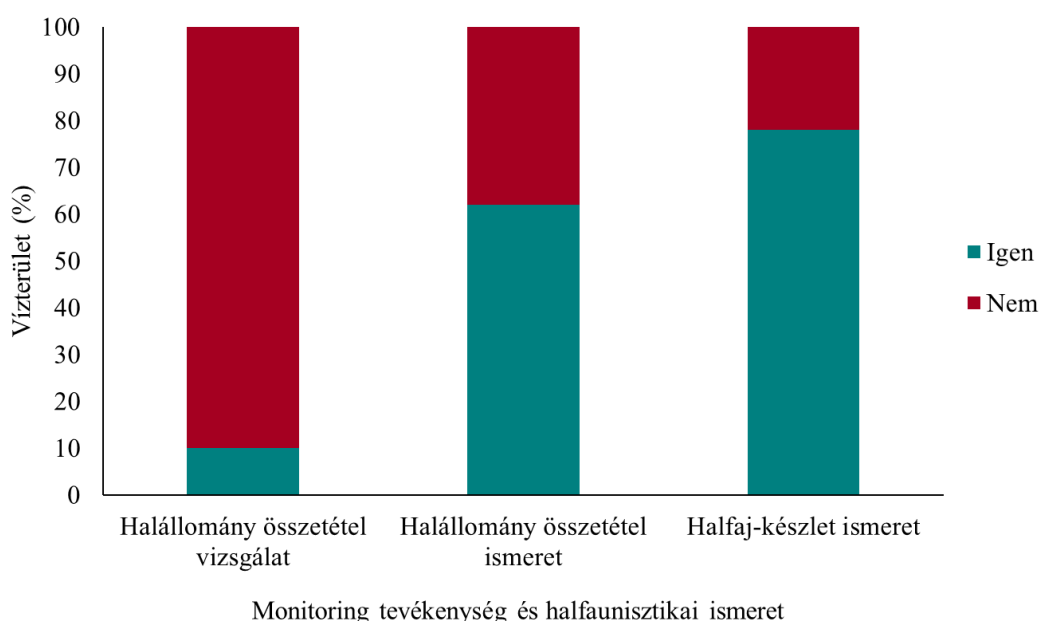
Bár a vízminőség folyamatos ellenőrzése kulcsfontosságú lenne az okszerű halgazdálkodásban, ennek ellenére a vízminőségi paraméterek vizsgálatát a legtöbb horgászszervezet csak évente (33%) vagy ennél ritkábban (38%) végzi (3b ábra). A víz minőségének romlása nem csupán az ökoszisztéma integritását károsíthatja, hanem negatív hatást gyakorolhat a horgászok viselkedésére is (Eiswerth et al. 2008). Vesterinen és munkatársai (2010) kimutatták, hogy a vízminőség javításával növelhető a horgászok létszáma.



3. ábra: a) Rendszeres (legalább 3 évente) végzett monitoring vizsgálatok a kezelt vizeken (n=316), b) A vízminőségi paraméterek vizsgálatának gyakorisága (n=316)

A halállomány összetétel monitorozását és a horgászszervezetek vezetőinek saját vizeikről alkotott halfaunisztikai ismereteit összevetve ellentmondás tapasztalható. A horgászszervezetek

vezetőit nagyfokú magabiztosság jellemzi e kérdéskörben. A vízkezelők 62%-a ($Z=4,28$; $p<0,01$) állítja, hogy pontosan ismeri a vizekben élő halállomány összetételét, valamint 78%-a ($Z=10,13$; $p<0,01$) pontos képpel rendelkezik legalább a fajösszetételről, annak ellenére, hogy a víztestek csupán 10%-án történt az elmúlt három évben szakszerű halfaunisztikai állapotfelmérés (4. ábra). A legtöbb vezető a nemzetközi gyakorlatban is a fogási napló adataira támaszkodik (Tsuboi et al. 2021). Azonban ezek az adatok csak részben szolgáltatnak releváns képet a vizekben élő halállományról, mivel nem veszik figyelembe a halfajok téves azonosítását, a méret és súly pontatlan megadását, a horgászat szelektivitását vagy az illegális halelvitelt (Cooke & Cowx 2006, Grilli et al. 2021, Tsuboi et al. 2021).

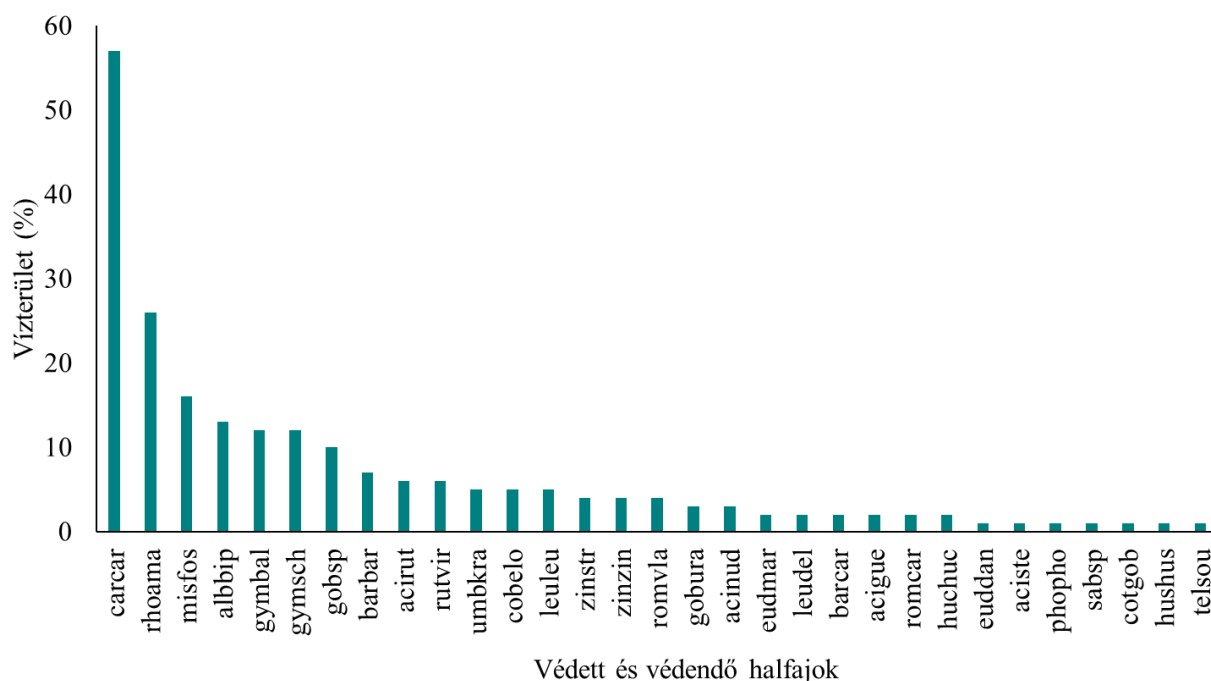


4. ábra Halállomány összetétel vizsgálata, valamint a halállomány összetétel és halfaj-készlet ismerete (n=316)

A horgászszervezetek illetékesei szerint a felmért víztestekben átlagosan 2,3 (± 3) védett és védendő halfaj él. Véleményük szerint a legelterjedtebb a széles kárász, melyet a vízterületek 57%-ában azonosítottak. Ezt követik, jóval kisebb előfordulási arányban, a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus* BLOCH, 1782) (26%) és a réti csík (16%). A legtöbb védett faj a horgászvizekben csak elvétve fordul elő (5. ábra).

Az egyes halfajok téves azonosítása gyakori jelenség, amely szerepet játszik veszélyeztetett halfajok megőrzésében, a halgazdálkodási intézkedések hatékonyságában (Lyon et al. 2018, Macbeth et al. 2018, Page et al. 2012). A széles kárász állománya Európa-szerte csökkenő tendenciát mutat (Tapkir et al. 2022, Tarkan et al. 2016, Šmejkal et al. 2025). Nincs ez másképp Magyarországon sem. Felmérések igazolják, hogy radikálisan lecsökkent a hazai előfordulásuk is (Ferincz 2023d). A horgászszervezetek által szolgáltatott adatok jelentős ellentmondásban állnak a hazai és nemzetközi kutatások eredményeivel. Ez az eltérés az ezüstkárász országos

térnyerésével magyarázható, amely megjelenésében nagyon hasonló a széles kárászhoz, ráadásul hibridizálódnak is, ami a téves azonosítás kockázatát jelentősen növeli (Ferincz 2023b, Takács et al. 2017). Az ezüstkárász egész Európában magas ökológiai kockázatot jelent (Ferincz et al. 2016, Puntila et al. 2013). Mivel a horgászok körében népszerű célfajnak számít, terjedésének visszaszorításában a horgászok kevésbé érdekeltek (Ferincz et al. 2020).



5. ábra: A védett és védendő halfajok előfordulása a felmért vizekben (n=316). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

Számos idegenhonos halfajt azonosítottak a vízkezelők a felmért víztestekben (átlag \pm SD $4,6\pm 3$). A legnagyobb arányban előforduló idegenhonos halfaj az amur (88%), ezt követi az ezüstkárász (86%), valamint a „törpeharcsa” (*Ameiurus nebulosus* LESUEUR, 1819) (58%) (6a ábra). A legnagyobb kihívást jelentő halfajként a legtöbb vízterületen a törpeharcsa-fajokat (74%) azonosították (barna- és fekete törpeharcsa). A rendelkezésre álló hazai halállomány felmérési adatok alapján a fekete törpeharcsa szinte teljesen kiszorította a hazai vizekből a barna törpeharcsát (Preiszner 2023a, b). A fekete törpeharcsát gyakran tévesztik össze a barna törpeharcsával más európai országokban is (Copp et al. 2005), vélhetően hazánkban is erről lehet szó és a horgászvizekben jelen lévő törpeharcsák jelentős része a fekete törpeharcsa fajba tartozhat. Megjegyzendő továbbá, hogy a pontos faji hovatartozástól függetlenül halgazdálkodási szempontból problémát jelentenek a vízkezelőknek.

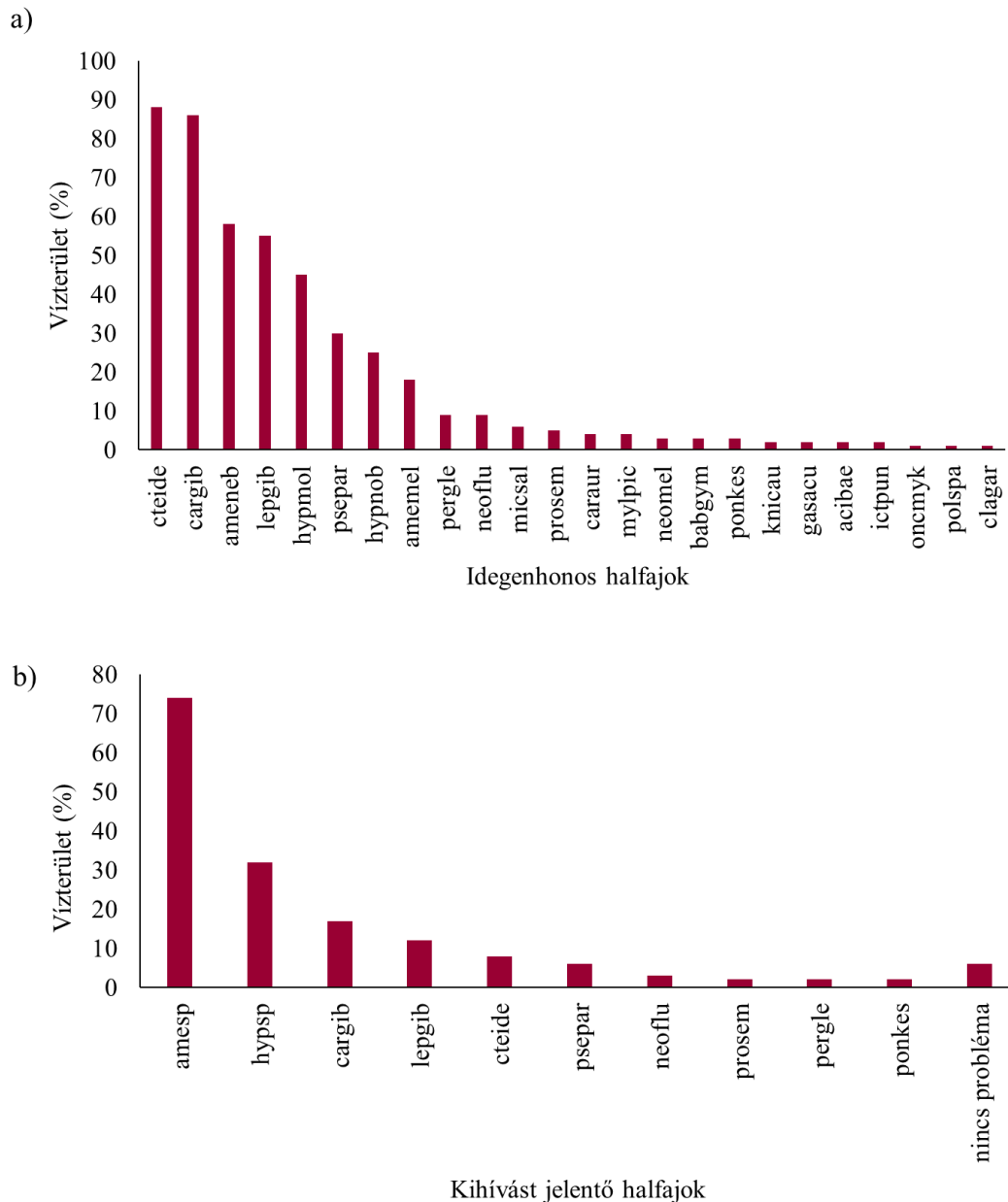
A vízterületek 32%-án jelentenek problémát a busa-fajok (fehér- és pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis* RICHARDSON, 1845)) jelenléte. A busa-fajok

(*Hypophthalmichthys sp.*) megítélése a horgászok körében negatív, nehéz foghatóságuk és rossz húsminőségük miatt (Morgan & Ho 2018, Varble & Secchi 2013, Vitál et al. 2025).

Az elmúlt két évtized országos felmérési adatai alapján jelenleg 100 lelőhelyet tartanak számon a 2 838 vizsgált helyszínből (Vitál 2023a, b). Fontos megemlíteni, hogy a busa-fajok standard halállományfelmérési módszerekkel történő mintavétele nehézkes (Ridgway et al. 2023). Ugyanakkor Vitál és munkatársai (2024) közösségi tudásra (citizen science) alapozott felmérése kimutatta, hogy a busa-fajok Magyarország összes közepes és nagy folyójában, valamint bizonyos csatornában és tavakban is jelen vannak, a horgászok összesen 307 helyszínen jelentették előfordulásukat. Előre tekintve megállapítható, hogy a klímaváltozás hatására e fajok ökológiai kockázata a közép-európai folyókban egyre jelentősebbé válik (Vital 2023a, b).

Bár az ezüstkárász az országos térléptékű halállomány felmérésekben rendre a leggyakoribb halfaj (Takács et al. 2017, Ferincz 2023b), a horgászvezetők válasza alapján csak elenyésző arányban, a vizek mindössze 17%-án jelent problémát a vízkezelőknek. Ennek oka vélhetően a már említett horgász preferencia.

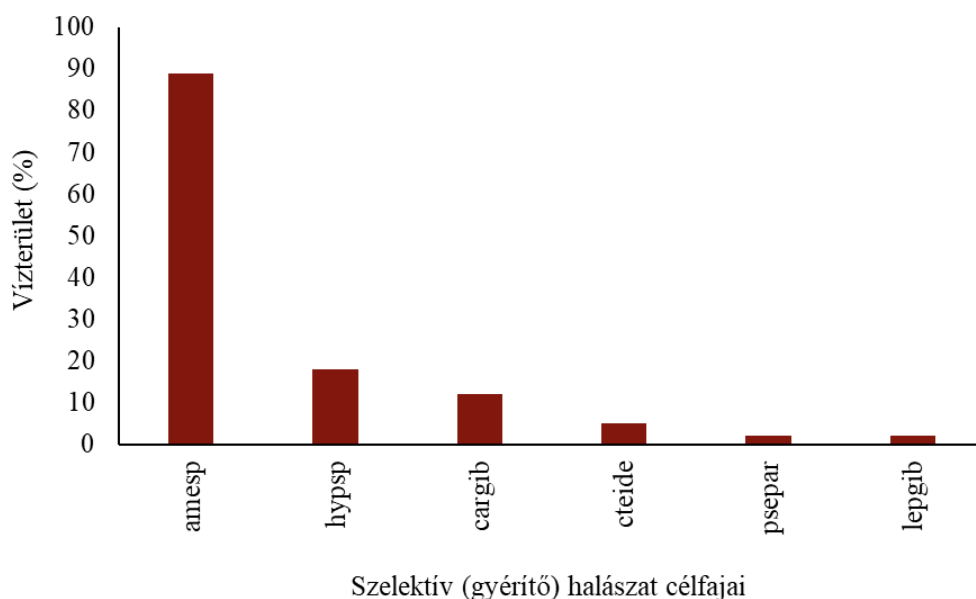
A vizsgált víztestek 6%-ánál egyetlen idegenhonos halfaj sem jelent problémát a vízkezelőknek (6b ábra).



6. ábra: a) Az idegenhonos halfajok előfordulása a felmért vizekben (n=316), b) A legnagyobb kihívást jelentő halfajok aránya a felmért vizekben (n=316). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

Az idegenhonos halak állományának csökkentésére a vizek 28%-án végeztek szelektív (gyérítő) halászatot az elmúlt 5 évben ($Z=-7,9$; $p<0,01$). A szelektív halászzal érintett horgászvizek körében ($n = 83$) az intézkedések döntő többsége a törpeharcsa-fajok állományának csökkentésére irányult, amelyek az érintett vízterületek 89%-án szerepeltek célfajként. A második leggyakoribb céltaxont a busa-fajok jelentették, amelyek a szelektív halászzal alkalmazó vízterületek 18%-án kerültek gyérítésre, amint azt a 7. ábra szemlélteti. A törpeharcsa- és busa-fajok kiemelt kezelése összhangban áll azzal, hogy ezen idegenhonos halfajok megítélése a horgászok körében Európa-szerte jellemzően negatív (Banha et al. 2024, Morgan & Ho 2018). A törpeharcsa-gyérítést a kezelt vízterületek 72%-án varsákkal valósították meg. A csapdákat

jellemzően kis kiterjedésű (9 ha alatti) és sekély (11 m-nél nem mélyebb) vizekben alkalmazzák (Rytwinski et al. 2018). A gyérítés sikerességét vizsgálva nem találtunk szignifikáns különbséget a kezelt vízterületek között ($Z = -0,22$; $p = 0,83$), a válaszok szerint a beavatkozások a vízterületek 49%-án oldották meg a problémát. A különböző csapdák alkalmasak lehetnek a törpeharcsa-fajok és más idegenhonos halfajok hatékony gyérítésére (Jaćimović et al. 2023, Barabe 2021), azonban ezek nagyfokú méretszelektivitást mutatnak (Cucherousset et al. 2006). A gyérítés sikeressége függ az alkalmak számától, az éveken át tartó folyamatosságtól (Rytwinski et al. 2018).



7. ábra: A vizsgált víztesteken alkalmazott szelektív halászat célfajainak megoszlása (n=83). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

Az élő csali alkalmazása jelentősen hozzájárul az idegenhonos halak terjedéséhez (Kalous et al. 2013). Az élő csali használatát, a vizsgált vízterületek 94%-án ($Z=15,6$; $p<0,01$) engedélyezik. Az idegenhonos halak terjedésének meggátlása szempontjából kulcsfontosságú a horgászok szabálykövető viselkedése. Hazánkban idegenhonos hal élő egyedével csalizni lehet, de csak a csali kifogásának helyén (Hhvtv 2013). A Cseh Köztársaságban a leggyakrabban értékesített csali halak közé tartozik a razbóra (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL 1846) és az ezüstkárász, amelyek idegenhonosak, sőt inváziós halfajoknak számítanak az Európai Unióban (Kalous et al. 2013). Hasonló jelenség figyelhető meg az Amerikai Egyesült Államokban, ahol számos kiskereskedelmi üzletben árusítanak inváziós halfajokat (Mulligan et al. 2023, Snyder et al. 2020). Egy maryland-i (USA) kutatás szerint a horgászok 65%-a elengedi a vásárolt, de fel nem használt idegenhonos és invazív halakat (Kilian et al. 2012), hasonló tendencia tapasztalható a cseh vizeken is (Kalous et al. 2013). Az idegenhonos halak terjedésének másik jelentős forrása a halastavakból kiszökött példányok (Bojarski et al. 2021, Takács et al. 2017). A vízkezelők

válaszai alapján a felmért horgászvizek 60%-a ($Z = -3,60$; $p < 0,01$) nem áll közvetlen, halak által átjárható kapcsolatban természetes vízzel.

5.4. A halállomány védelmére, fenntartására alkalmazott halgazdálkodási gyakorlatok

A 2. táblázat összefoglalja a halgazdálkodók által leggyakrabban alkalmazott, a halállományt védő intézkedéseket. A legnépszerűbb halgazdálkodási eszközök a haltelepítés (95%), a jogszabály által meghatározott minimum méret és mennyiségi korlátozások szigorítása (82%), valamint az éves kvóta (maximális elvihető halmennyiség) csökkentése (87%).

2. táblázat: A halállomány fenntartására és a túlhasznosítás ellen használt halgazdálkodási intézkedések (n=316). *Szignifikancia szint: $p < 0,01$.

Halgazdálkodási eszköz	Pozitív válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Haltelepítés 2020	95 %	15,86	<0,01*
Haltelepítés 2021	95 %	15,98	<0,01*
Kiterjesztett méret/mennyiségi korlátozás	82%	11,36	<0,01*
Éves kvóta	87%	13,28	<0,01*
Kíméleti terület	53%	1,01	0,31
Horgászjegy korlátozás	20%	-10,58	<0,01*
C&R szabályozás	43%	-2,59	0,01
C&R általi elhullás	8%	-14,85	<0,01*

A természetes szaporodás elősegítésére alkalmazott kíméleti területek csak a víztestek felénél kerültek kijelölésre. A C&R horgászathoz kapcsolható további szabályozások, mint a pontybölcső és fertőtlenítőszer használat, illetve egyéb halkímélő eszközök és módszerek a vízterületek 43%-án kerültek előírásra. A halak pusztulását csak a vízterületek 8%-án hozták kapcsolatba a C&R módszer alkalmazásával. A kiadható horgászjegyek mennyiségének maximalizálása nem elterjedt halvédelmi intézkedés (20%).

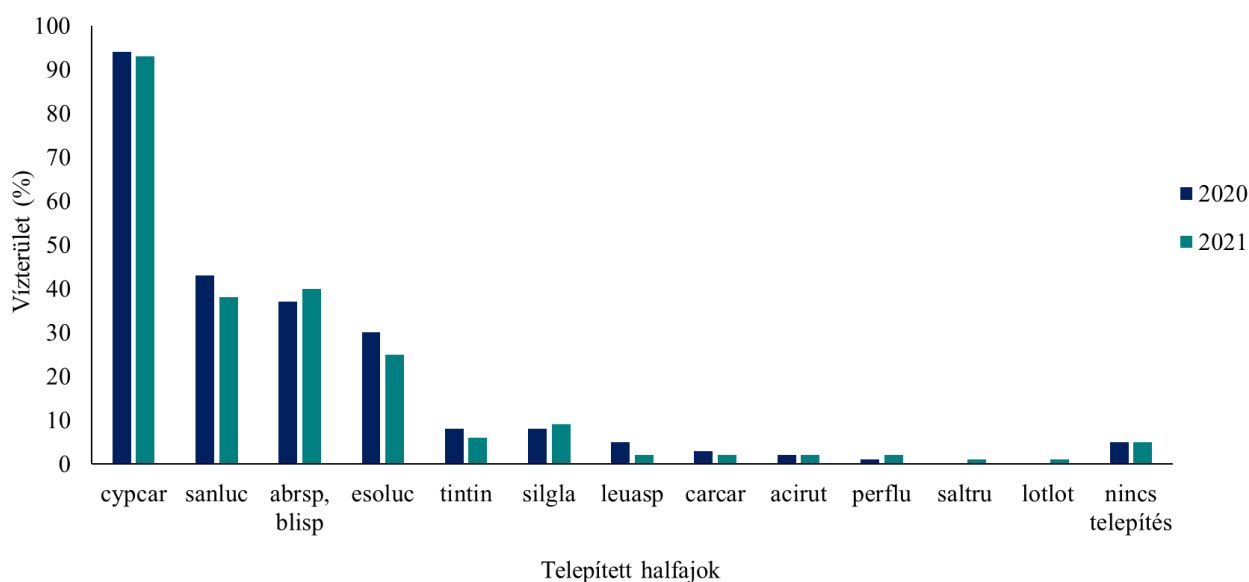
Magyarországhoz hasonlóan számos európai országban a halállomány fenntartásának legelterjedtebb eszköze a haltelepítés (Arlinghaus et al. 2022, Fujitani et al. 2020, Riepe et al. 2017). A telepítési terv megalkotása és kivitelezése általában a horgászszervezetek feladata (Deadlow et al. 2011). A telepített halállomány gyakran a horgászok preferenciáit, igényeit tükrözi, ezzel háttérbe szorítva a szakmai szempontokat (Arlinghaus et al. 2022, Klefoth et al. 2023, Riepe et al. 2017). A telepítési gyakorlatot jelentősen befolyásolják a gazdasági és társadalmi elvárások, míg az ökológiai megfontolások kevésbé kerülnek előtérbe (Arlinghaus et al. 2022, Fujitani et al. 2020, Riepe et al. 2017).

A telepítéssel párhuzamosan világszerte elterjedt halállomány-fenntartó intézkedések közé tartozik a kifogható halak méret- és darabszám-korlátozása, a megengedett horgászszerszerek típusának és mennyiségének korlátozása, az elfoglalható horgászhelyek, illetve kiadható engedélyek limitálása, a kéméleti területek kijelölése, valamint a tilalmi időszakok meghatározása (Cowx 2015, Arlinghaus et al. 2022). Ezen túlmenően, mind a hazai, mind a német horgászszervezetek számára kötelező a minimális hossz- és darabszám-korlátozások betartása, ugyanakkor lehetőségük van ezen korlátok önkéntes szigorítására is (Arlinghaus 2007). Világviszonylatban is a legkevésbé alkalmazott halgazdálkodási intézkedések az élőhely-javító tevékenységek, melyek (a haltelepítéshez képest) nem hoznak azonnali, látványos eredményeket (Arlinghaus et al. 2022, Sass et al. 2017).

A vizsgált vizekbe mindössze átlagosan 2,3 ($\pm 1,3$) és 2,2 ($\pm 1,4$) halfaj egyedeit telepítették 2020-ban és 2021-ben. A vízterületek több, mint 90%-án történt pontytelepítés. A pontyhorgászatnak nagy hagyománya van Magyarországon, a legnépszerűbb horgász célfajnak számít hazánkban (Specziár & Erős 2015). A többi halfaj telepítésének gyakorisága és volumene jóval elmarad a pontytól. A vízterületek 30-40%-án történt süllő, őshonos keszeg-félék és csuka kihelyezése. A többi halfaj telepítése (compó (*Tinca tinca* L., 1758), harcsa, balin (*Aspius aspius* L., 1758), széles kárász, kecsge, sügér, menyhal stb.) a vízterületek kevesebb, mint 10%-án történt (8. ábra).

A telepítőanyag összetételét nagy mértékben befolyásolja a telepíteni kívánt halfajok piaci elérhetősége is. A horgászszervezetek vezetői a vízterületek egyharmadába (37%) tervezték őshonos keszegfélék telepítését, továbbá a felmért víztestek 13-25%-ába compó, széles kárász, sügér, illetve csuka kihelyezése is tervezett volt, azonban ezek a fajok nem elegendő mennyiségben voltak elérhetők a termelői kínálatban.

A hazai haltermelő létesítmények napjainkban még mindig elsősorban a pontytermelésre koncentrálnak. A 2022-es tógazdasági lehalászási adatok alapján összesen több, mint 17 ezer tonna pontyot (étkezési, anya, kétnyaras, egynyaras, növendék, ivadék) állítottak elő. Emellett a megtermelt ragadozó halak (süllő, csuka, harcsa) mennyisége mindösszesen 250,7 tonna volt, a lehalászott compó mennyisége 9 tonna, a keszegfélék esetében ez a mennyiség 142 tonna volt (Kiss 2023).



8. ábra: A 2020 és 2021 év telepített halfajai és megoszlásuk (n=316). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

A telepített pontyok koreloszlását a 3. táblázat szemlélteti. A kihelyezett egyedek többsége azonos korcsoportba tartozott. A vízterületek, több mint 90%-ába háromnyaras egyedek (jellemzően 30+ cm) kerültek kihelyezésre. Oka, hogy ezek az egyedek már legálisan kifogható méretűek. A vízterületek közel felébe telepítettek még kétnyaras pontyokat, azonban az ennél kisebb életszakaszban lévő egyedek kihelyezése minimális (<10%) volt. A vizsgált évek között csak 1-2% variabilitás mutatkozik.

3. táblázat: A telepített pontyok kormegoszlása 2020-ban és 2021-ben. A táblázatban szereplő százalékos értékek a telepített pontyok korcsoport-eloszlását mutatják.

	Ponty	
	n=297	n=294
	2020	2021
Ivadék	2%	1%
Előnevelt (1-2cm)	5%	4%
1+ (6-15cm)	7%	7%
2+ (18-30cm)	41%	43%
3+ (30+ cm)	92%	93%

A ragadozó halak, szintén népszerű horgász célfajnak számítanak. A telepített piscivor halfajok koreloszlása, sokkal diverzebb képet mutat, mint a ponty esetében. A vizsgált időszakban magas volt a telepített ivadék és előnevelt egyedek aránya (4. táblázat).

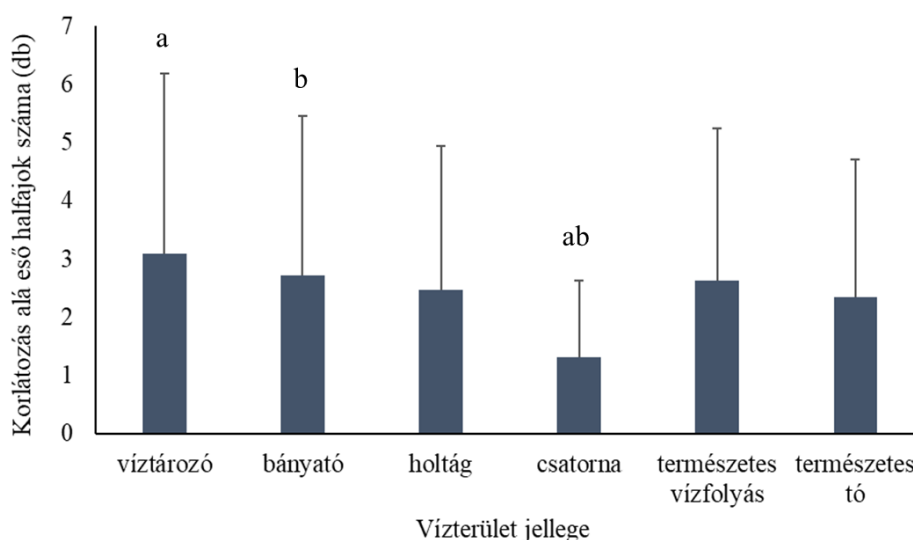
4. táblázat: A telepített ragadozó halak faj- és kormegoszlása 2020-ban és 2021-ben. A táblázatban szereplő százalékos értékek az adott ragadozó halfaj vízterületekre kihelyezett korcsoport-eloszlását mutatják.

	Balin		Süllő		Harcsa		Csuka	
	n=15	n=7	n=135	n=121	n=24	n=29	n=96	n=80
	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Ivadék	33%	14%	13%	14%	0%	7%	10%	9%
Előnevelt	53%	57%	41%	31%	17%	17%	39%	40%
1+	13%	0%	13%	19%	25%	14%	10%	10%
2+	0%	14%	30%	34%	42%	31%	35%	34%
3+	7%	14%	20%	19%	38%	55%	20%	31%

A francia horgászszervezetek telepítési struktúrája egyes fajoknál eltérő, a kihelyezett süllő és csuka esetében a juvenilis egyedek aránya volt nagyobb, míg a pontynál nagyfokú diverzitás mutatkozott a telepített egyedek méretében (Cucherousset et al. 2021). A Cseh Köztársaságban hasonlóan a magyar szabályozáshoz, éves telepítési tervet kell készíteni. Amelyben figyelembe veszik a víztest haleltartó képességét, a halpopuláció sűrűségét, az ívási potenciált, a haleyő állatok jelenlétét és a horgászok igényeit. A telepítések két fő célt szolgálnak: egyrészt nagytestű, rekreációs szempontból kiemelt fontosságú halakat telepítenek a horgászok számára, másrészt a vadon élő őshonos halpopulációk megerősítésére törekednek (Lyach 2023). Az Elba folyó egy 4 km-es szakaszán 2022-ben főként nagyméretű pontyot telepítettek, emellett jellemző volt a keszegfélék kihelyezése is. A ragadozó halak esetében a kihelyezett biomassa jelentősen kisebb volt, mint a pontyok esetében, a legnagyobb egyedszámban csukát telepítettek (Lyach 2023). Ausztráliában a haltelepítések túlnyomó része rekreációs célt szolgál. Az országban elsősorban lazacféléket, különösen szivárványos pisztrángot (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM, 1792) telepítenek, de jelentős mértékben előfordul a sügérfélék, például a *Macquaria ambigua* (RICHARDSON, 1845) és a *Maccullochella peelii* (MITCHELL, 1838) fajok telepítése is (Hunt & Jones 2017). Az Egyesült Államokban a haltelepítési programokat állami szervek hajtják végre, amelyek főként hidegvízi sporthalakat, különösen a szivárványos pisztráng telepítésére koncentrálnak. A kihelyezett halak 60%-a a 15,2 cm feletti, nagy testhosszúságú kategóriába tartozott (Halverson 2008). Brazíliában, annak ellenére, hogy az idegenhonos halak telepítése tiltott, 14 nem őshonos taxont regisztráltak, köztük olyan fajokat, mint a ponty, amur, pettyes busa és nílusi tilápia (*Oreochromis niloticus* L., 1758). Az idegenhonos fajok az összes telepített hal 46,3%-át tették ki. Ez különösen aggasztó, mivel a telepítések engedélyezését szövetségi vagy állami hatóságok hagyják jóvá (Pelissoli et al. 2023).

A nemzetközi tapasztalatok alapján a rosszul kivitelezett haltelepítési stratégia közvetlenül és rövid idő alatt eredményezhet rossz vízminőséget. Az általunk vizsgált víztestek többségénél vizsgálendő lenne a ponty túltelepítésének lehetősége. A ponty vagy más nagytestű bentikus, omnivor táplálkozású halfaj túlszaporodása vagy túlzott jelenléte és aktivitása (a táplálkozási sajátosságuk révén) nagyfokú bioturbációt okozhat, ami tovább súlyosbítja a vízminőségi problémákat (Huser et al. 2022, Roozen 2007). Káros hatásaik közé tartozik a megnövekedett tápanyag-hozzáférhetőség és a zavarosság, ami a vízi növényzet csökkenésével párosul (Bajer et al. 2016, Weber és Brown 2009). A ponty eltávolítása a Pickerel-tó (Minnesota, USA) esetében több vízminőségi paraméterre is jelentős pozitív hatást gyakorolt. Az eltávolítás különösen a makrofita borítottság növekedését és ezzel párhuzamosan az algák számának csökkenését eredményezte, ami a vízi környezet ökológiai állapotának jelentős javulását mutatja (Huser et al. 2022).

A vizsgált vizek esetében átlagosan 2,7 ($\pm 2,2$) db halfaj esetében határoztak meg szigorúbb halelviteli szabályokat az országos szabályozáshoz képest. A kiterjesztett korlátozás alá eső halfajok számát vizsgálva, szignifikáns különbségek vannak az egyes vizsgált víztípusok között (Kruskal-Wallis $H=19,91$; $p<0,01$). Kimutatható, hogy a csatornák halfajait kevésbé védik, mint a bányatavak ($p=0,01$) és a víztározók ($p<0,01$) halait. A víztározókon és bányatavakon átlagosan 3,1 ($\pm 2,3$) db és 2,7 ($\pm 2,1$) db halfajnál alkalmaznak szigorúbb korlátozásokat, míg a csatornákon csupán 1,3 ($\pm 1,9$) db halfaj esetében (9. ábra).

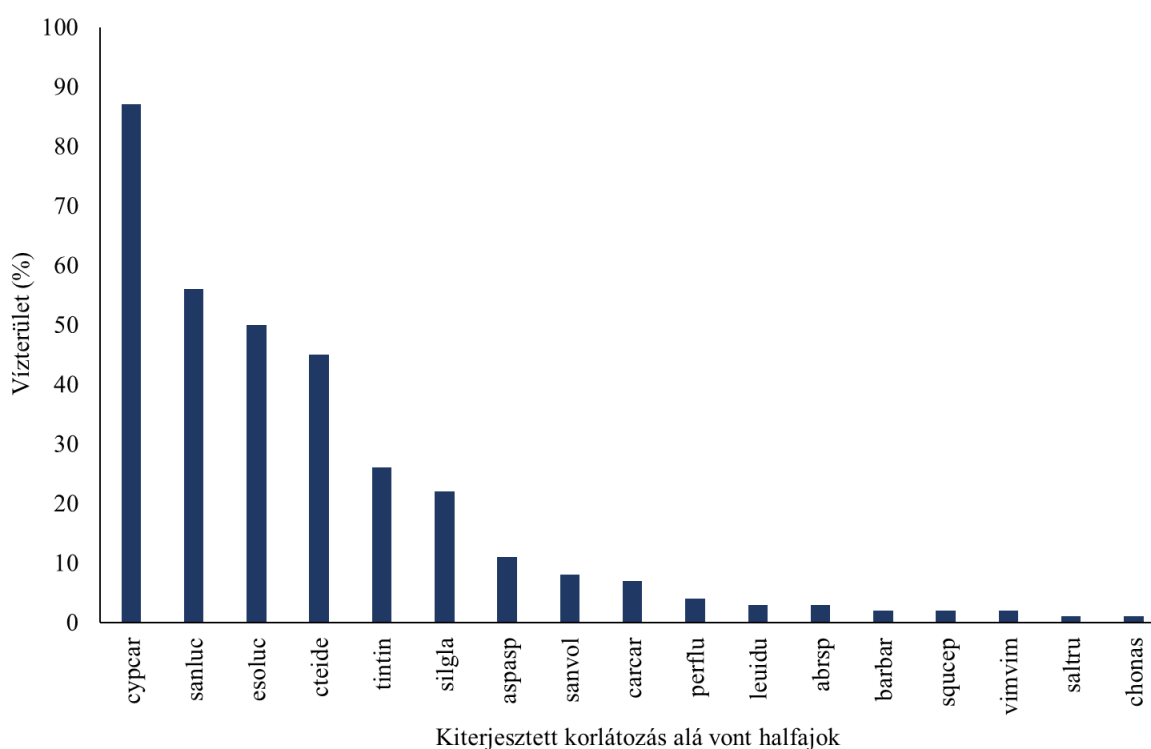


9. ábra: A halfajok átlagos száma víztípusonként, amelyeknél a jogszabályban foglaltaknál szigorúbb méret és/vagy mennyiségi korlátozást alkalmaznak (n=255). Az „ab”-val jelölt víztípus szignifikánsan különbözik mind az „a”-val, mind a „b”-vel jelölt víztípustól ($p<0,05$).

A csatornák változatos halfajösszetétellel rendelkezhetnek (Nagy et al. 2024) és számos természetvédelmi szempontból értékes faj számára biztosíthatnak élőhelyet, mint az Ér-folyó csatornáiban a réti csík, vágó csík (*Cobitis elongatoides*, BĂCESCU & MAIER, 1969), kurta baing

(*Leucaspius delineatus* HECKEL, 1873) (Szabó, 2018), a Belfő-csatornában a réti csík, a vágó csík, és a szivárványos ökle, a Sió-csatornában élő szivárványos ökle (Poór et al. 2009, Czeglédi et al. 2018), vagy épp a Nagykunsági-főcsatorna halványfoltú küllő és szivárványos ökle populációi (Nagy et al. 2024). E halfajok azonban nem tartoznak a horgászati szempontból célzott fajok közé, így védelmük nem elsősorban a horgászati szabályozásból, hanem a természetvédelmi előírásokból fakad (nem fogható, ill. védett halfajok) (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet, 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet). Ugyanakkor a csatornák olyan horgászati értékkel rendelkező halfajok számára is életteret biztosíthatnak, amelyekre országos horgászati szabályozás vonatkozik (pl.: csuka, márna, balin, jászkeszeg (*Leuciscus idus* L.1758), sügér, compó, széles kárász) (Czeglédi et al. 2018; Nagy et al. 2024, Poór et al. 2009). Mivel a horgászat ezeken a víztesteken is gyakori így megfontolandó legalább a tenyészőidőszakban további védelmi intézkedések (pl.: kéméleti terület kijelölése; tilalmi idő meghosszabbítása) bevezetése.

Eredményeink alapján kiterjesztett korlátozásokat főként a horgászati szempontból leginkább kedvelt halfajok esetében határoznak meg, többi halfaj esetében elegendőnek tartják az országos szabályozást. A magyarországi horgászok számára legfontosabb ponty esetében a vízterületek 87%-án alkalmaznak helyi, az országosnál szigorúbb szabályozást. A vízterületek felénél szigorították az elviteli korlátokat a süllő (56%), csuka (50%) és amur (45%) esetében (10. ábra).



10. ábra: Az országos szabályozásnál szigorúbb korlátozás alá vont halfajok (n=255). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

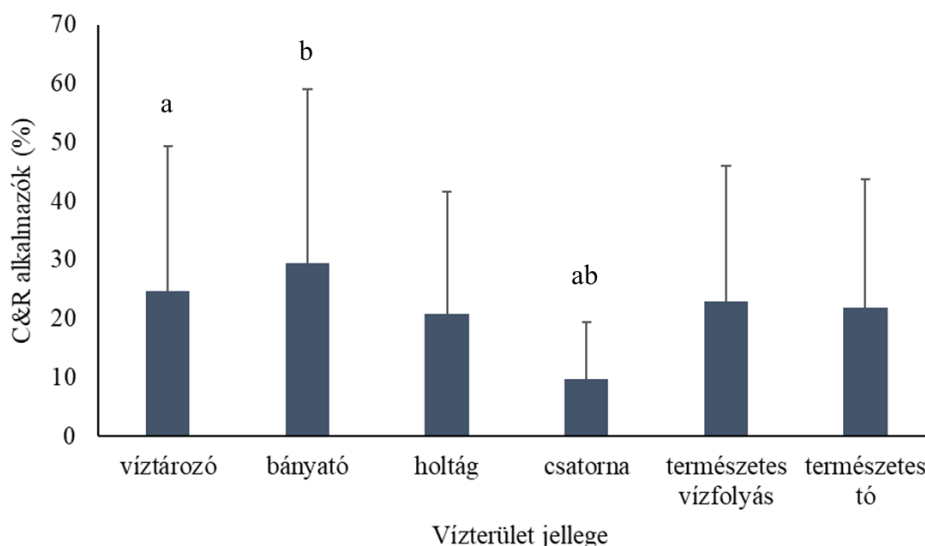
Az amur idegenhonos halfaj, országos szabályozás szerint tilalmi idő és méretkorlátozás nélkül fogható, ennek ellenére sok horgászszervezet állapít meg hosszkorlátozást. Az amur foghatóságának korlátozása részben annak köszönhető, hogy horgászati jelentősége kiemelkedő mind a sport-, mind a gasztrohorgászok körében (Mozsár 2023). Emellett a magasabb rendű vízi növényzet fogyasztásával szabályozza és karbantartja a vízínövényzet állományát (Zon 1977, Mozsár 2023). Azonban az amur tevékenysége jelentős ökológiai kockázatot is hordoz magában, mivel a sűrű növényzettel benőtt vízterületek számos őshonos és védett halfaj, például a lápi póc, a réti csík (*Misgurnus fossilis* L. 1758), valamint a kurta baing másodlagos élőhelyei. Így a vízínövényzet borításának csökkenése az élőhely struktúrájának változását is maga után vonja (Tatár et al. 2020; Ferincz et al. 2020). A problémát tovább súlyosbítja, hogy még nem sikerült meghatározni azt a biztonságos egyedsűrűséget, amely nem veszélyezteti a vízi ökoszisztémát (Lin et al. 2022a).

Hazánkban a 2013. évi CII. törvény kötelezi a horgászokat, hogy a méreten aluli halakat vissza kell helyezni eredeti élőhelyükre. A vizsgált vizeken átlagosan a horgászok 23%-a ($\pm 24,2$) engedi vissza a kifogott halakat (az összes kifogott halegyedet, korlátozás alá nem eső halakat is). A C&R világszerte széles körben elterjedt gyakorlat a halállomány túlzott használata elleni küzdelemben (Arlinghaus et al. 2007). Lengyelországban például a horgászat rekreációs jellege sokkal inkább előtérbe kerül, a hazainál kevésbé szól az élelemszerzésről. A lengyel horgászok 74%-a fontosnak tartja a legálisan kifogható halak visszaengedését is (Czarkowski et al. 2021). Azonban kiemelendő, hogy a módszer hatékonysága erősen függ a horgász kíméletes bánásmódjától, illetve a gyors cselekvésétől. A fogás és visszaengedés utáni stressz több módon is megnyilvánulhat, zavart okozhat a halak viselkedésében, szaporodásában (Klefoth et al. 2008, Cooke et al. 2002). Ezen túlmenően vannak olyan halfajok is, amelyek érzékenyebbek a levegő expozícióval szemben (pl.: süllő), így a C&R nagyobb valószínűséggel járhat az egyedek pusztulásával (Arlinghaus & Hellermann 2007).

Az egyes víztípusok között szignifikáns különbség van a C&R elvet alkalmazó horgászok arányában (Kruskal-Wallis $H=21.33$; $p<0,01$). A csatornákon szignifikánsan kevesebben alkalmazzák ezen gyakorlatot, mint a víztározókon ($p<0,01$) és bányatavakon ($p<0,01$). A C&R horgászok aránya a csatornákon átlagosan 9,7% ($\pm 10,2$), víztározókon 24,7% ($\pm 19,7$), bányatavakon 29,5% ($\pm 29,6$) (11. ábra).

A C&R elv alkalmazásának alacsonyabb aránya a csatornákon akár a halállomány összetételéből is adódhat. Magyarországon több csatornán végzett halfaunisztikai állapotfelmérés alapján, a Sió-csatorna halközösségének 25%-át idegenhonos halfajok alkotják, Bélfő-csatornában gyakori volt az amurgéb és a fekete törpeharcsa jelenléte, az Érmellék csatornarendszerének vizsgálatánál az ezüstkárász állandó jelenlétét igazolták, valamint egyes szakaszokon a razbóra

tömeges jelenlétét is dokumentálták (Czeglédi et al. 2018, Poór et al. 2009, Szabó 2018). Mivel ezen inváziós halfajok visszaengedése tilos, a horgászok gyakran nem alkalmaznak C&R módszert, hogy elkerüljék a jogszabályok megsértését. Ugyanakkor valószínűbb, hogy a csatornákon a horgászatot más motivációk vezérik. Vélhetően a horgászok inkább élelemszerzésre használják ezeket a vízterületeket, mintsem a horgászat sportértéke, rekreációja céljából.



11. ábra: A C&R gyakorlatot alkalmazók átlagos aránya víztípusonként (n=313). Az „ab”-val jelölt víztípus szignifikánsan különbözik mind az „a”-val mind a b”-vel jelölt víztípustól (p<0,05).

A horgászszervezetek vezetői úgy vélik, hogy a horgász célfajok esetében megfelelő mennyiségű ívóhely található a kezelt vizeiken (68%), valamint megfelelő mennyiségű utánpótlás áll rendelkezésre a halak természetes szaporodásából (72%). Ennek ellenére a vízterületek 82%-án alkalmaznának a vízkezelők mesterséges ívófelületet a természetes ívás elősegítésére, és a halállomány fenntarthatóságának növelésére (5. táblázat).

5. táblázat: A halak természetes reprodukciójának vizsgálata (n=316). * Szignifikancia szint p<0,05.

	Pozitív válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Megfelelő mennyiségű ívóhely	68%	6,5	<0,01*
Megfelelő mennyiségű halivadék	72%	7,7	<0,01*
Mesterséges ívófelület alkalmazásának hajlandósága	82%	11,5	<0,01*

Statisztikai módszerrel igazolható különbségek figyelhetők meg a víztípusok között a kéméleti területek kijelölése terén. Míg a Duna szakaszain és a víztározóknál rendszerint kijelölnek ilyen területeket legalább az ívás idejére, addig a természetközeli holtágaknál jellemzően nem alkalmaznak horgászoktól elzárt területeket ivási időben sem (6. táblázat). Ez különösen aggályos lehet, mivel a holtágak kulcsfontosságúak a halak biodiverzitásának fenntartásában, hiszen ezek a

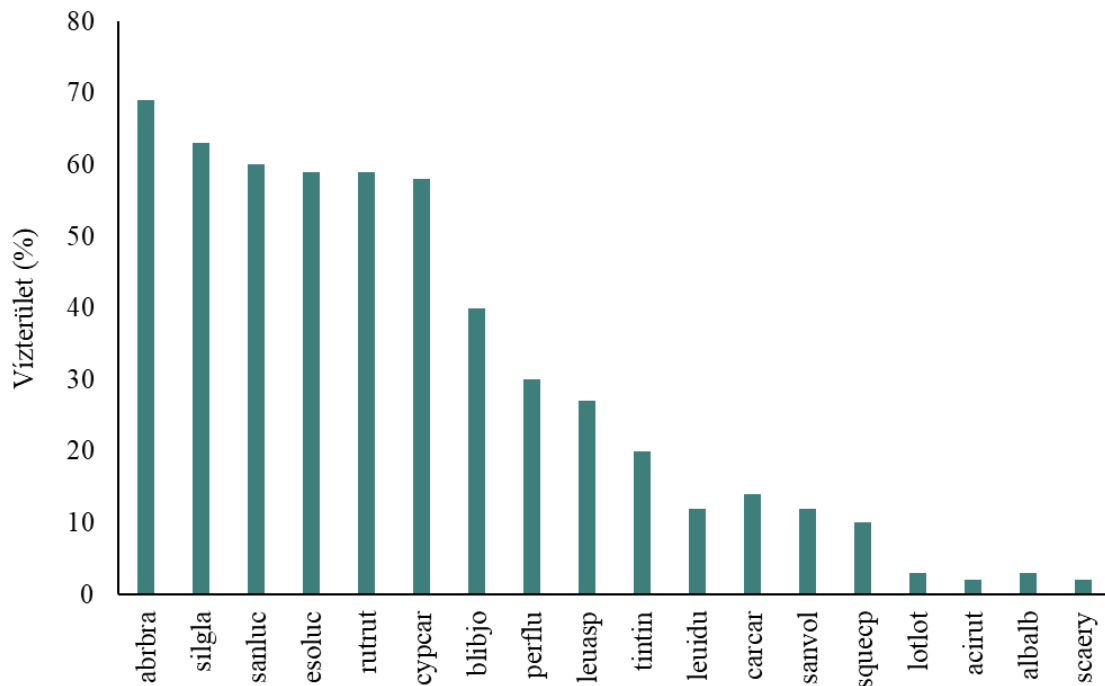
területek számos halfaj számára biztosítanak ívó- és búvóhelyet, valamint táplálékforrást (Penczak et al. 2004, Hohausová et al. 2003, Mazur et al. 2022, Obolewski et al. 2016).

6. táblázat: A kéméleti terület alkalmazásának aránya vízjellegek szerint. * Szignifikancia szint $p < 0,05$.

Víztípusok	Pozitív válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Víztározó (n=121)	66%	3,55	<0,01*
Bányató (n=69)	46%	0,60	0,55
Holtág (n=53)	34%	2,34	0,02*
Csatorna (n=29)	38%	1,30	0,19
Folyó (n=9)	44%	0,33	0,74
Duna szakaszok (n=8)	88%	2,12	0,03*
Természetes kisvízfolyás (n=7)	43%	0,38	0,71
Természetes tó (n=20)	60%	0,89	0,37

A vízterületek többségéről jelentettek természetes szaporodásból származó ivadékot a keszegfélék (dévér- (69%), karikakeszeg (40%), bodorka (59%)) esetében. Annak ellenére, hogy a küsz és a vörösszárnýú keszeg is országsszerte gyakori és tömeges halfaj (Lente 2023, Ferincz 2023e) a horgászszervezetek által kezelt vízterületek esetében az utánpótlásukat csak néhány esetben tartják kielégítőnek (a vizek 2, ill. 3%-án). Ennek egyik feltehető oka, hogy a keszegfélék és a küsz ivadékainak megkülönböztetése nem feltétlenül könnyű feladat, így az eltérés adódhat egyszerű félrehatározásból, amely a horgászok körében világszerte gyakori jelenség (Page et al. 2012).

A vizsgált vízterületek többségénél, a kezelők megállapításai szerint a ragadozó halak (harcsa (63%), süllő (60%), csuka (59%)), valamint a ponty (58%) ívására és az utódok túlélésére is van alkalmas élettér. Azonban a halgazdálkodók úgy vélik, a széles kárász (14%), menyhal (3%) és kecsege (2%) esetén az alkalmas szaporodó és élőhely a vízterületek többségénél korlátozott. A széles kárász esetén bizonyított, hogy a hazánkban napjainkra már csak néhány elszigetelt víztestben maradt önfenntartó populációja (Ferincz 2023d). A kecsege állományának elterjedése nemcsak hazai viszonylatban, hanem az egész elterjedési területén csökken (Weiperth 2023). A menyhal elsősorban nagyobb folyóvizeinkben, valamint időszakosan kisebb mellékfolyókban is előfordul, azonban a klímaváltozás következtében az emelkedő nyári átlag vízhőmérsékletek egyre kevésbé optimálisak számára (Ferincz 2023c) (12. ábra).



Természetes reprodukciót és életképes ivadékállományt produkáló halfajok

12. ábra: A vizsgált vízterületeken természetes reprodukciót és életképes ivadékállományt produkáló halfajok aránya (n=223). A halfajok elnevezése a tudományos név mindkét tagjának három-három kezdőbetűjéből keletkezik. A felsorolt taxonokra vonatkozó részletes kiegészítő információk a Mellékletek (11. fejezet) 11.1. táblázatában érhetők el.

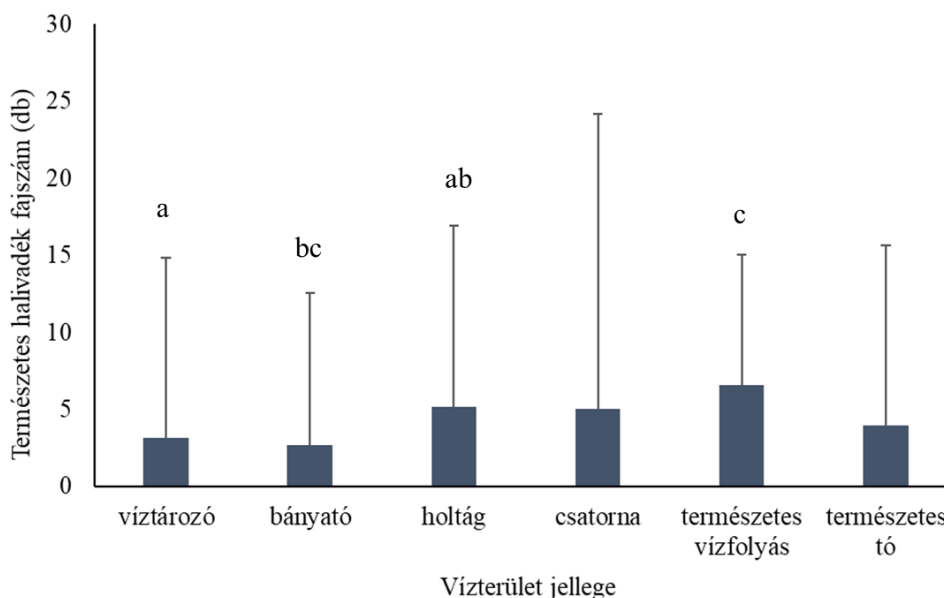
A vizsgált vízterületeket tipológiájuk szerint csoportosítva, különbségek mutatkoznak az önfenntartó állománnyal rendelkező (itt: nem telepített) halfajok számában (Kruskal-Wallis $H=21,6$; $p<0,01$).

A halgazdálkodók által szolgáltatott adatok szerint, a legtöbb önfenntartó állománnyal rendelkező halfaj a természetes vízfolyásokban ($6,6\pm 5,7$), és holtágakban ($5,2\pm 3,9$) él. Ugyanakkor ezek az értékek elmaradnak a szakirodalomban közölt adatoktól, amelyek szerint e víztípusokban a halfajok száma jóval magasabb annál, mint amit a halgazdálkodók feltételeznek vagy ismernek (lásd: Duna (Erős et al. 2008), Ipoly (Csipkés & Szatmári 2011), Tarna (Sály & Hódi 2011), Zagyva (Szepesi et al. 2022), Balaton vízgyűjtőjének kisvízfolyásai (Sály et al. 2009), dunai és tiszai holtágak (Sály et al. 2021)).

A bányatavak ($2,7\pm 2,9$) önfenntartó állománnyal jellemezhető halfajainak száma szignifikánsan kisebb, mint a holtágaké ($5,2\pm 3,9$; $p=0,01$) és természetes vízfolyásoké ($6,6\pm 5,7$; $p=0,03$). A víztározók ($3,2\pm 3$) esetében ez a szám szignifikánsan eltér a holtágakétól ($5,2\pm 3,9$; $p=0,04$) (13. ábra).

Eredményeink arra utalnak, hogy a természetes vízfolyások és holtágak önfenntartó halközössége fajgazdagabb, míg a mesterséges víztestek, például a bányatavak és víztározók esetében kisebb halfaj-diverzitás figyelhető meg. Ez összhangban áll Søndergaard és munkatársai (2018) megállapításával, miszerint a mesterséges tavak halfauna diverzitása alacsony. Ezzel

szemben a természetes vízfolyások és holtágak ökológiai funkciói, különösen a búvó- és szaporodóhelyként betöltött szerepük, hozzájárulnak a magasabb fajgazdagsághoz (Penczak et al. 2004). Ugyanakkor egy mesterséges víztest halfaj diverzitását nagy mértékben befolyásolhatja a halgazdálkodási tevékenység, kiemelten a haltelepítések (Matern et al. 2019, Zhao et al. 2015, Říha et al. 2009).



13. ábra: Az öfenntartó állománnyal rendelkező halfajok átlagos száma víztípusok szerint (n=223). Az „a”-val jelölt víztípus szignifikánsan különbözik az „ab” jelölésű víztípustól, a „bc” jelölésű víztípus szignifikánsan különbözik az „ab” és „c” jelölésű víztípusoktól ($p < 0,05$).

5.5. A védett piscivor fajok és az illegális halfogási tevékenység megítélése

A halállomány összetételét nem csak a horgászat, az egyes állományvédelmi, állománypótló intézkedések vagy a természetes ivadékállomány alakítja, hanem a halevő állatok tevékenysége (halgazdálkodási szempontból: kártétele) is befolyásolhatja.

A védett piscivor állatok halgazdálkodásra gyakorolt hatását vizsgálva, a Z-tesztek eredményei alapján nincs szignifikáns különbség az érintett és nem érintett víztestek aránya között. A válaszadók szerint az európai vidra a felmért vizek 52%-án jelent kihívást ($Z=0,56$; $p=0,57$), míg a nagy kárókatona a vizek 49%-án ($Z=-0,45$; $p=0,65$). A halgazdálkodók megítélése alapján a vidra és a nagy kárókatona által okozott probléma egyaránt közepes mértékűnek tekinthető. A vidra esetében az átlagos értékelés $4,8 (\pm 2,1)$, míg a nagy kárókatonánál $5,8 (\pm 2,0)$ volt a nyolcfokozatú Likert-skálán. Az európai vidra problémakörét vizsgálva, a Z-tesztek alapján a halgazdálkodók tapasztalatai szerint a Duna szakaszok esetében szignifikánsan nagyobb azoknak a szakaszoknak (88%) az aránya, ahol problémát jelent a vidra. A bányatavakon (33%) azonban jellemzően nem okoz problémát a halgazdálkodók számára. Lanszki (2009) kutatása alapján a vidra állandó jelenléte jelentős mértékben megfigyelhető a halastavak, holtágak, tavak, tározók (beleértve a

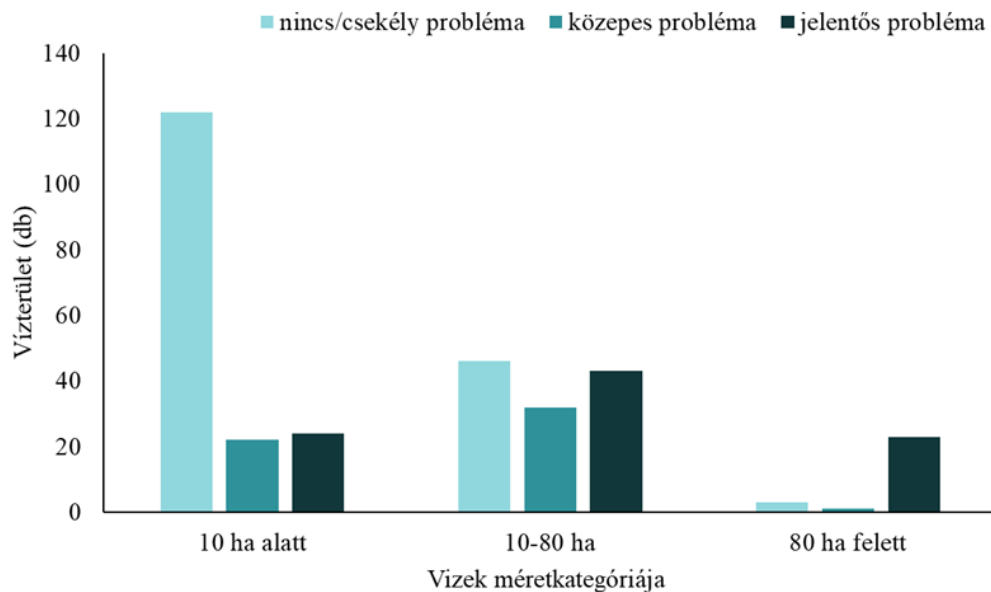
horgászati hasznosítású vízterületeket is), lápok és folyók környékén. A vidra előfordulását kevésbé befolyásolja az emberi jelenlét, mint például a halászat, a vadgazdálkodás vagy a horgászat, azonban az intenzív mezőgazdasági tevékenységek, ipari létesítmények és forgalmas csomópontok közelsége jelentős mértékben csökkenti a vidra előfordulását. Ezenkívül a vidra állandó jelenlétét meghatározza az élőhely természetessége, azoknál a vízterületeknél, ahol dús vízparti növényzet található, a vidra jelenléte gyakoribb, mint a településeken a lakóépületek, üzemek, utak közelében (Lanszki 2009).

A nagy kárókatona halfogyasztását kiemelt problémának tekintik a Duna szakaszoknál (100%) és a holtágaknál (77%), azonban a felmért víztározók esetében nem jelentenek problémát a vízkezelőknek (7. táblázat).

7. táblázat: Problémát okozó két piscivor faj jelenléte a vizek jellege szerint (n=316). *Szignifikancia szint: $p < 0,05$.

Vízípusok	Európai vidra			Nagy kárókatona		
	„Igen” válaszok aránya	Z-érték	P-érték	„Igen” válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Víztározó (n=121)	55%	1,00	0,32	34%	-3,55	<0,01*
Bányató (n=69)	33%	-2,77	0,01*	45%	-0,84	0,40
Holtág (n=53)	57%	0,96	0,34	77%	3,98	<0,01*
Csatorna (n=29)	59%	0,93	0,35	55%	0,56	0,58
Folyó (n=9)	56%	0,33	0,74	67%	1,00	0,32
Duna szakaszok (n=8)	88%	2,12	0,03*	100%	2,83	<0,01*
Természetes kiszívfolyás (n=7)	43%	-0,38	0,71	14%	-1,89	0,06
Természetes tó (n=20)	60%	0,89	0,37	50%	0,00	1,00

A nagy kárókatona feltételezett kártételének mértéke korrelál a vízterületek kiterjedésével (Fisher=75,07; $p < 0,01$). A 14. ábra szemlélteti, hogy míg a 10 hektárnál kisebb vizekben elenyésző mértékű a nagy kárókatona halfogyasztása, addig 80 ha felett szinte kizárólag csak magas értéket jelöltek a halgazdálkodók. Adámek és Kajgrova (2022) eredményei szintén azt mutatják, hogy a vízterület mérete korrelál a károkozás mértékével. A kutatásuk alapján a 150 hektárnál nagyobb vízterületeken volt a legnagyobb a nagy kárókatona egyedszáma és az anyagi veszteség (Adámek és Kajgrova 2022).



14. ábra: A nagy kárókatona halgazdálkodók által érzékelt problémájának mértéke a vízterületek méretének a függvényében (n = 316). Az észlelt problémát 8 pontos Likert-skálán értékelték a válaszadók. A kategóriák a következő értékeket tartalmazzák: a nincs/ceskély probléma a 0 értéket (nincs probléma) és a Likert-skála 1–2 értékeit, a közepes probléma a 3–5 értékeket, míg a jelentős probléma a 6–8 értékeket jelöli.

Az elmúlt években egyre nagyobb hangsúlyt fektetnek a halgazdálkodók a halórzésre, az illegális halelvitel visszaszorítása érdekében. A kérdőív tanulsága szerint a vízterületek többségén (69%) csak elvétve okoz gondot az illegális horgászat/halászat. A vízkezelők átlagosan 2,8 ($\pm 1,8$)-ra értékelték a problémát az 1-8 ig terjedő Likert-skálán. Az illegális horgászat/halászat a vízterületek kevesebb, mint 5%-án jelentős (15. ábra). Az illegális horgászati/halászati tevékenység jelentős problémát okozhat, mivel hatást gyakorol nem csak a halállományra (Cavole et al. 2015), de a vízi élőhelyekre is (Mak et al. 2005), csökkenti a biodiverzitást, valamint a kijelölt védett területek sikerességét egyaránt (Harasti et al. 2019).



15. ábra: Az illegális horgászat/halászat problémájának értékelése, 1-8 ig terjedő Likert-skálán, ahol az 1-es az egyáltalán nem jelent problémát, a 8-as a nagy problémát jelöli. (n=316).

5.6. A horgászvizek környezeti tényezői: klímaváltozás és vízminőség

A vízminőséget számos tényező befolyásolja. Alapvetően határozza meg a vízgyűjtő jellege (alapkőzet, földhasználat, urbanizáció stb.), a különböző antropogén terhelések (kommunális és/vagy ipari szennyvíz, diffúz mezőgazdasági terhelés stb.) (Badrzadeh et al. 2022, Bernal et al. 2020), az éghajlatváltozás hatásai (Jánosi et al. 2023), horgász módszerek (túlzott etetőanyag használat) (Fazekas et al. 2023), halgazdálkodási intézkedések (telepítés) (Huser et al. 2022). A klímaváltozás közvetlen hatásait a horgászvizek vízszintingadozásának és a vízutánpótlás mértékének feltárásával vizsgáltam. Közép-Európában is egyre gyakoribbá válnak a szélsőséges időjárási viszonyok, a hosszantartó szárazságok és visszatérő aszályok, illetve a villámárvizek (Jánosi et al. 2023, Tabari 2020). A halgazdálkodók tapasztalatai alapján 2021-ben a hazai horgászvizek 60%-án ($Z=3,71$; $p<0,01$) volt rendkívüli vízszintcsökkenés (a csökkenés mértéke meghaladta „az elmúlt öt év átlagában számított „szokásos éves” szintingadozást). Megfelelő (elégéses) mennyiségű vízutánpótlás a vizek 47%-án ($Z= -0,90$; $p=0,37$) volt a nyári időszakban (16. ábra).



16. ábra: A klímaváltozás hatásainak vizsgálata (n=316).

A Z-tesztek alapján jelentős vízszintcsökkenést a holtágaknál (66%), csatornáknál (76%), a Duna szakaszainál (88%) és a természetes tavaknál (75%) regisztráltak a halgazdálkodók, elégéses mennyiségű vízutánpótlást csak a Duna (88%) esetében érzékelték a válaszadók (8. táblázat).

8. táblázat: A klímaváltozás hatásai víztípusok szerint. *Szignifikancia szint: $p < 0,05$.

Vízípusok	Rendkívüli vízszintcsökkenés			Megfelelő mennyiségű vízutánpótlás		
	„Igen” válaszok aránya	Z-érték	P-érték	„Igen” válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Víztározó (n=121)	57%	1,55	0,12	47%	-0,64	0,52
Bányató (n=69)	49%	-0,12	0,90	39%	-1,81	0,07
Holtág (n=53)	66%	2,34	0,02*	43%	-0,96	0,34
Csatorna (n=29)	76%	2,79	0,01*	59%	0,93	0,35
Folyó (n=9)	44%	-0,33	0,74	67%	1,00	0,32
Duna szakaszok (n=8)	88%	2,12	0,03*	88%	2,12	0,03*
Természetes kisvízfolyás (n=7)	71%	1,13	0,26	29%	-1,13	0,26
Természetes tó (n=20)	75%	2,24	0,03*	55%	0,45	0,65

A visszajelzések alapján az alacsony vízszint a vizsgált horgászvizek negyedénél fél évnél tovább tartott (17. ábra). A rendkívül alacsony vízszintcsökkenést az alábbiak szerint definiáltam: ha a tó/víztározó a vízmérce szerint az üzemi minimum vízszint alá csökken; vagy ha a vízszint az átlag mélység 20%-át meghaladó mértékben csökken; vagy ha a csökkenés mértéke a hasznosítást veszélyezteti.



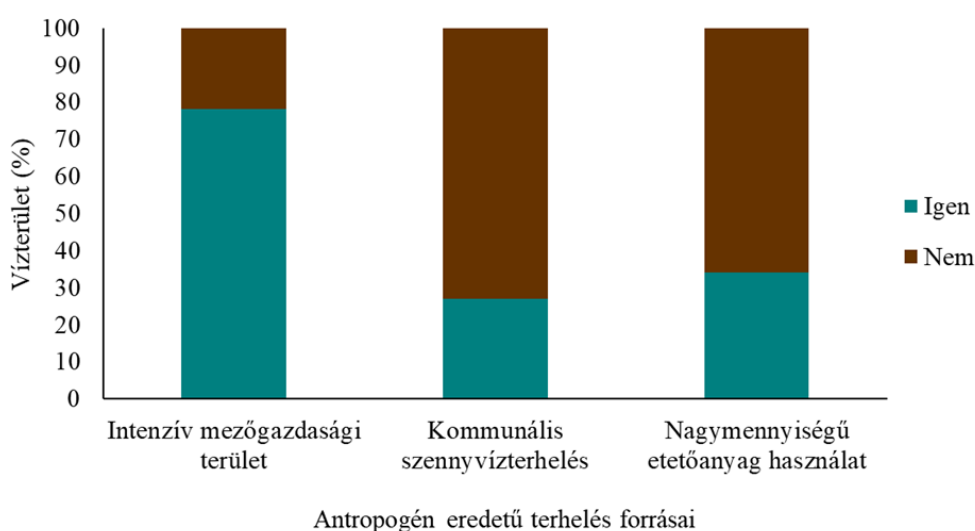
17. ábra: A vizeket érintő rendkívüli vízszintcsökkenés időtartama (n=189).

A megváltozott klimatikus viszonyok további kedvezőtlen helyzeteket indukálhatnak, úgy, mint a csökkenő vízhozam és áramlási sebesség, a sótartalom- és a hőmérséklet növekedése, a vízvirágzás valószínűségének növekedése, az oxigénháztartás felborulása (Jeppesen et al. 2020, Merz et al. 2023, Mosley 2015). Mindemellett a horgászok preferenciái között is kiemelt fontosságú a vízállás (Czarkowski et al. 2021).

A vízterületeket érő antropogén eredetű szennyezéseket a horgászszervezetek vezetői az alábbiak szerint azonosították be (18. ábra). A vizsgált víztestek 78%-a ($Z=10,01$; $p<0,01$) közvetlenül kitett a mezőgazdasági területekről származó tápanyag lefolyásnak. A mezőgazdasági területek műtrágya használatának a vízminőségre gyakorolt negatív hatásait széleskörben tárgyalja a szakirodalom (Badrzadeh et al. 2022, Giri & Qiu 2016, Hart et al. 2004). A kommunális szennyvízterhelés, illetve tisztított szennyvíz bevezetés szintén szerepet játszanak a többlet tápanyag bejutásában (Bernal et al. 2020, Carey & Migliacco 2009, Enns et al. 2023). A felmért vizek (27%, $Z=-8,21$; $p<0,01$) esetén ritka a közvetlen szennyvízterhelés, azonban kivételt képeznek a Duna szakaszai (100%, $Z=2,83$; $p<0,01$).

A szennyvízbevezetés további negatív hatása a mikroszennyezők jelenléte. A felmérés során 7 (2%; $Z=-16,99$; $p<0,01$) víztest kezelője számolt be arról, hogy mutattak ki valamilyen mikroszennyező anyagot a vízben vagy az üledékben, azonban ezeknek az anyagoknak a vizsgálata még nem elterjedt a horgászszervezetek körében. A gyógyszerhatóanyagok jelenlétéről és potenciális ökológiai kockázatáról egyre több tanulmány számol be (Gómez-Regalado et al. 2023, Kondor et al. 2022, Kidd et al. 2024), azonban csak néhány esettanulmány foglalkozik a vízi élővilágra gyakorolt tényleges hatásukkal (Kock et al. 2023, Staszny et al. 2021, Topić Popović et al. 2023). Ezeknek a szennyezőanyagoknak a halszövetekben való előfordulása nemcsak az élettani hatások miatt ad okot aggodalomra, hanem az emberi fogyasztáson keresztül potenciális egészségügyi kockázatot is jelent (Korkmaz et al. 2023).

A horgászok a nagymennyiségű etetőanyag használatával szintén hozzájárulhatnak a vizek tápanyagterheléséhez. Ezt felismerve a vízkezelők, a vizek 66%-án ($Z=-5,74$; $p<0,01$) kifejezetten tiltják a „szoktató etetést”, ami a horgászhelyekre történő, akár több napon keresztül végzett nagy mennyiségű tápanyagbejuttatását jelenti.



18. ábra: A horgászvizeket érintő antropogén terhelés forrásai (n=316).

Eredményeim alapján kijelenthető, hogy a vízkezelők főként az állóvizek esetén tartják kiemelten fontosnak az etetőanyag mennyiségének korlátozását (9. táblázat).

9. táblázat: A „szoktató etetés” engedélyezése egyes víztípusoknál. *Szigifikancia szint $p < 0,05$.

Víztípusok	„Szoktató etetés” engedélyezése		
	„Igen” válaszok aránya	Z-érték	P-érték
Víztározó (n=121)	30%	-4,45	<0,01*
Bányató (n=69)	30%	-3,25	<0,01*
Holtág (n=53)	36%	-2,06	0,04*
Csatorna (n=29)	41%	-0,93	0,35
Folyó (n=9)	67%	1,00	0,32
Duna szakaszok (n=8)	75%	1,41	0,16
Természetes kisvízfolyás (n=7)	43%	-0,38	0,71
Természetes tó (n=20)	20%	-2,68	0,01*

Az etetőanyagok szerepe a tápanyagháztartásban megosztó. Néhány esettanulmányban azonosították jelentőségüket (Arlinghaus & Mehner 2003, Fazekas et al. 2023, Mehner et al. 2019), más esettanulmányokban, azonban nem, vagy csak minimális N- és P-terhelés-növekedésről számoltak be (Amaral et al. 2013, Boros et al. 2022).

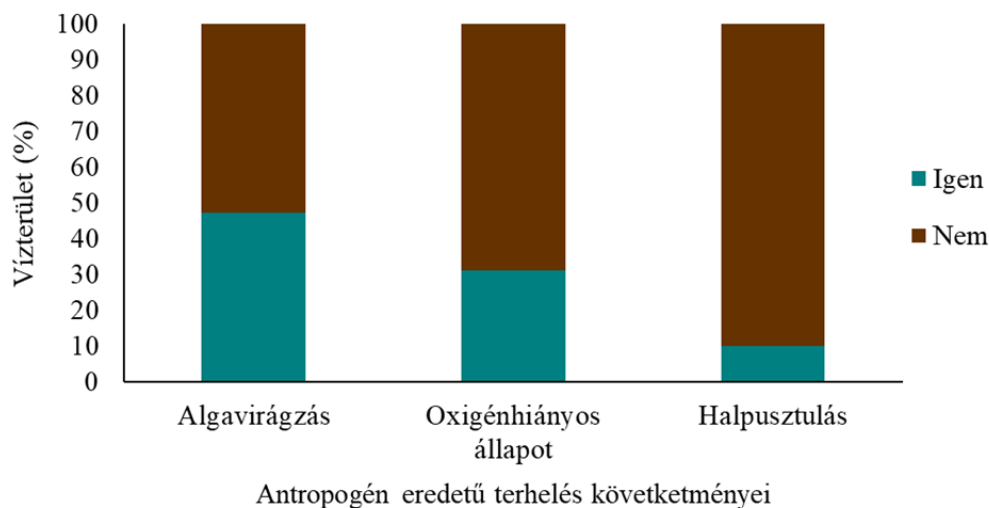
Boros és munkatársai (2022) tápanyagmérleg-vizsgálatai alapján a Balatonba évente 28,7 tonna nitrogén és 8,2 tonna foszfor kerül be az etetőanyagok révén, amelyet a halfogás nem képes teljes mértékben kompenzálni, bár ez a tó teljes külső tápanyagterhelésének csak kis részét teszi ki (N: 1%; P: 3%). Amaral és munkatársai (2013) szintén elhanyagolható arányúnak találták az etetőanyagok hozzájárulását a Maranhão-víztározó (Portugália) tápanyagterheléséhez, évi 3–20 tonna bejuttatás mellett. Mindkét tanulmány kiemelte, hogy az elérhető etetőanyagok tápanyagtartalma jelentős eltéréseket mutat, és míg a pellet típusú csalik a legmagasabb N- és P-tartalommal rendelkeznek, addig a hagyományos etetőanyagok, mint a kukorica vagy a kenyér, lényegesen kevesebb tápanyagot juttatnak a vízbe (Amaral et al. 2013, Boros et al. 2022).

Arlinghaus és Mehner (2003), valamint Niesar és munkatársai (2004) is rámutattak, hogy a horgászati tápanyagbevitel gyakran egyensúlyhiányt eredményez, mivel a foszforbevitelt csak a megfelelő mennyiségű hal eltávolításával lehetne kompenzálni, amelynek mértékét a beszórt etetőanyag mennyisége és összetétele is befolyásolja (Niesar et al. 2004). Mehner és munkatársai (2019) továbbá kimutatták, hogy az eutróf tavakban a ponty és keszegfélék növekedési üteme

fokozódott, és táplálkozási viselkedésük is megváltozhat az etetőanyagok könnyű hozzáférhetősége miatt.

Fazekas és munkatársai (2023) rövid távú kísérletei azt mutatták, hogy a különböző etetőanyagok eltérő módon és mértékben befolyásolják a vízi rendszerek tápanyagforgalmát. Eredményeik szerint a halliszt-alapú etetőanyagból az alkalmazást követő öt napon belül a nitrogéntartalom mintegy 32%-a felszabadult. Emellett kimutatták, hogy a vizsgált etetőanyagokból, már az első 12 órában jelentős foszforoldódás következett be. A növényi alapú etetőanyagok rosszabb emészthetősége miatt tápanyagaik hasznosulása korlátozottabb, ami hosszabb távon a vízi ökoszisztémák tápanyagdinamikájára is hatással lehet, és foszfor-limitált rendszerekben hozzájárulhat az eutrofizáció folyamatához (Fazekas et al. 2023).

A többlet-tápanyag bejutása, illetve felhalmozódásuk a vizekben, rendkívüli eseményeket (havária helyzeteket) idézhet elő. Az algavirágzás gyakori és közvetlen következménye a tápanyagterhelésnek. Az adatot szolgáltatók körében ez a jelenség a vizek 47%-át érintette, amely magas érték, de nem különbözik szignifikánsan a nem érintett vízterületek arányától ($Z=-1,01$; $p=0,31$) a vizsgált időszakban. Az oxigénhiányos állapot (31%; $Z=-6,75$; $p<0,01$) és tömeges halpusztulás (10%; $Z=-14,18$; $p<0,01$) előfordulási aránya szintén említésre méltó, de szignifikánsan kisebb arányban sújtotta a felmért vizeket (19. ábra).



19. ábra: Az antropogén terhelés hatásai a horgászvizekben (n=316).

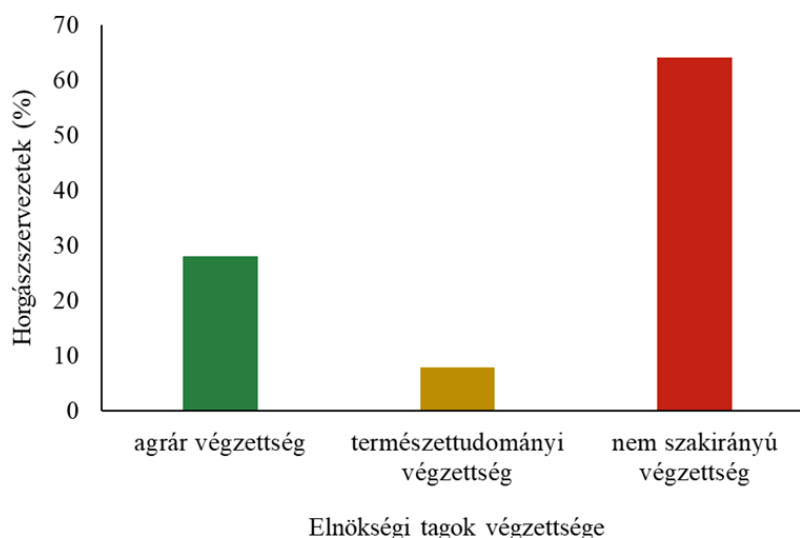
5.7. Gazdálkodási tényezők és humán erőforrás

A vizsgált vizek jelentős részén (96%) a halgazdálkodási tevékenységet kizárólag a horgászszervezetek végzik, más érdekelt felek közreműködése nélkül ($Z=16,20$; $p<0,01$), hasonlóan más európai országokhoz (Cucherousset 2021, Skov et al. 2020, Deadlow 2011, Williams & Moss 2001). A kötelező halgazdálkodási tervek elkészítése a vízterületek többségén (61%) külső szakértő bevonása nélkül történt. A halgazdálkodási terv elkészítéséhez szükséges

háttéradatot az elmúlt évek tapasztalatai (64%), illetve kisebb mértékben a fogási naplók adatai (28%) szolgáltatják. Bár ezek a források értékes információt szolgáltatnak, fontos megjegyezni, hogy gyakran félrevezetőek lehetnek (Chizinski et al. 2014, Page et al. 2012). A horgász szempontból nem releváns fajok állományairól ilyen módon nem áll rendelkezésre adat, ezáltal nem követhető nyomon ezen fajok állományainak változása a halgazdálkodási tevékenység következtében (Conron et al. 2018). Ez a módszer nem veszi figyelembe továbbá a piscivor fajok, a halpusztulások, illetve az illegális halfogásból eredő veszteséget, valamint a természetes szaporodásból származó ivadékállományt sem (Marzano et al. 2013). Csak a vízterületek töredéke (7%) rendelkezik standard módszerrel végzett halállomány felmérési adatokkal.

Megállapítottam, hogy a vízterületek csupán 36%-án rendelkezik elnökségi tag szakirányú (agrár- vagy természettudományos) végzettséggel (20. ábra). A kérdőív a halgazdálkodók végzettségének vizsgálatánál a következő válaszlehetőségeket tartalmazta:

- Agrár felsőfokú
- Agrár középfokú/technikum
- Közgazdaságtudomány
- Jogtudomány
- Tanár (természettudományos)
- Tanár (humán)
- Műszaki (egyetemi, főiskolai)
- Egészségügyi(felsőfokú)
- Érettségi (szakközépiskola vagy gimnázium)
- Szakmunkásképző
- Egyéb (ahol megadható volt a végzettség).

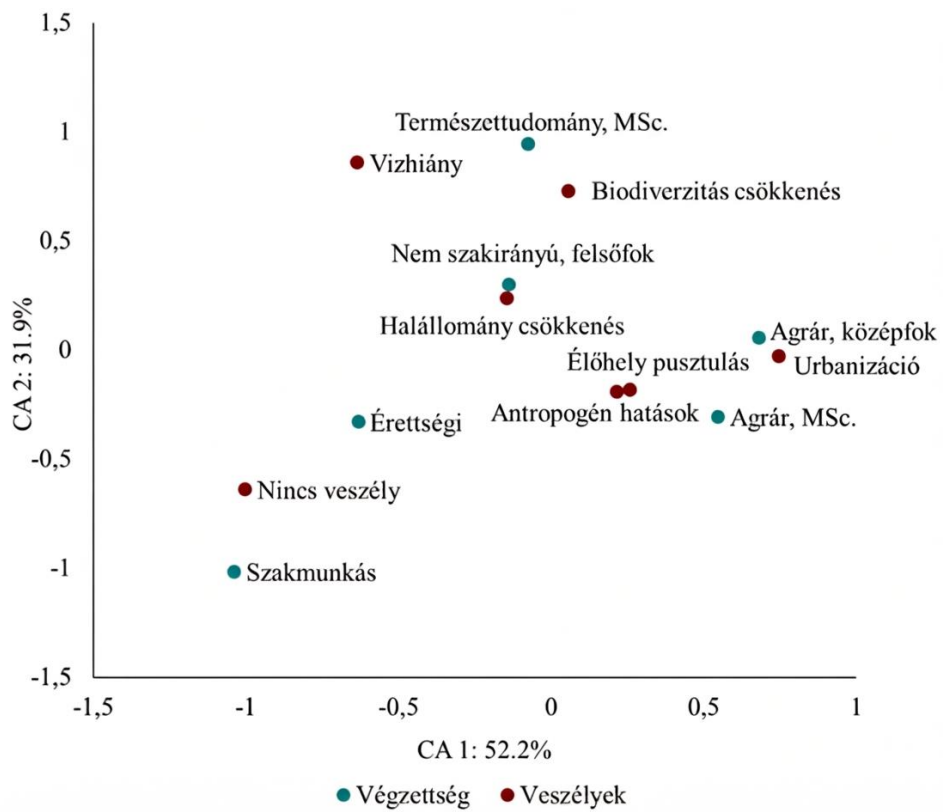


20. ábra: A horgász szervezetek elnökségi tagjainak végzettsége (n=316).

A továbbiakban összefüggést kerestem a horgászszervezetek vezetőinek végzettsége, ill. az őshonos halállományokat veszélyeztető, előre definiált tényezők között. A lehetséges válaszok az alábbiak voltak:

- biodiverzitás csökkenés,
- halállomány méretének csökkenése,
- vízhiány,
- urbanizáció,
- élőhelypusztulás,
- a mezőgazdasági és/vagy vízügyi tevékenységek negatív hatása (antropogén hatások),
- nincs veszély.

A korrespondencia elemzés eredménye alapján (21. ábra) a szakirányú végzettséggel rendelkező vezetők válaszaiból széleskörű ökológiai ismeretekre lehet következtetni. A nem szakirányú, de felsőfokú végzettséggel rendelkező elnökségi tagok jellemzően csak a halállomány csökkenését tartják potenciális veszélyforrásnak. A leginkább meglepő azonban, hogy az érettségivel vagy szakmunkás végzettséggel rendelkezők szerint semmilyen veszély nincs a halakra nézve. A hazai rendszer hasonló a Németországban működőhöz, ahol nem előfeltétel a releváns szakmai tapasztalat azonban a tisztség betöltése előtt kötelező, egy tömör szakképzési programon részt venni (Fujitani et al. 2016). Ezzel ellentétben a Cseh Köztársaságban tudásalapú rendszer működik, ahol a halgazdálkodási vezetők kiválasztási folyamatát elsősorban szakhatóság irányítja, nagy hangsúlyt fektetve a jelöltek végzettségére, gyakorlati tapasztalatára és halgazdálkodási készségeire (Lyach 2023).



21. ábra: Az elnökségi tagok végzettsége és a halállományt fenyegető veszélyek ismerete közötti összefüggés (n=316).

6. Következtetések és javaslatok

Bár az elmúlt 10 évben a hazai horgászati szabályozás és kultúra jelentős mértékű, első sorban szervezeti szintű fejlődésen ment keresztül, a bemutatott eredmények rávilágítanak arra, hogy a hazai horgász-célú halgazdálkodási gyakorlat további, jelentős kihívásokkal küzd, amelyek megoldásához elsősorban további szakirányítási beavatkozások szükségesek.

Jelenleg a rekreációs halgazdálkodás keretrendszere gyakran a horgászok igényei és preferenciái által motivált döntések irányába tendál, ami megnehezíti a fenntartható gyakorlatok és az ökológiai-fenntarthatósági szempontrendszer alkalmazását. Megjegyzendő azonban, hogy ez a jelenség korántsem csak hazánkban, hanem Európa jelentős részén hasonlóan működik (Fujitani et al. 2020).

A kis kiterjedésű, mesterséges eredetű víztestek ökológiai állapotának és biodiverzitásának fenntartásában a vízkezelők kulcsszerepet játszanak, ezért kiemelt fontosságú, hogy a döntések és a vízkezelés módszerei a szokások és hagyományok helyett tudományos bizonyítékokra épüljenek. Ezt jelenleg a legjobb szándék mellett is – Európa-szerte – korlátozza az átfogó és naprakész adatok (vízminőség, halállomány összetétel) hiánya (Arlinghaus et al. 2019). A halgazdálkodási gyakorlat átfogó fejlesztését jelentősen akadályozza, hogy a nemzetközi tendenciákhoz hasonlóan, Magyarországon is számos horgászegyesületben hiányoznak a megfelelő szakirányú végzettséggel rendelkező vezetők, akik megfelelően ismernék a halgazdálkodás potenciális eszköztárának sokféleségét. Ez önmagában nem jelentene problémát, ha a horgászszervezetek rendelkeznének elegendő erőforrással, a halgazdálkodási szakértők eseti alkalmazására (Deadlow et al. 2011, Arlinghaus et al. 2022).

A halgazdálkodás gyakorlatában jellemzően előnyben részesítik azokat az intézkedéseket, amelyek gyors eredményt ígérnek, látványosak, és nem igényelnek jelentős anyagi vagy munkaerő-ráfordítást. Ilyen például a horgászati szabályozások bevezetése, mint a napi fogási kvóták vagy méret és mennyiségi korlátozások, amelyek célja a halállomány védelme. Bár ezek az intézkedések rövid távon eredményesek lehetnek, több kutatás is rávilágít, hogy hosszú távú hatásuk korlátozott (Chan et al. 2018, Cox et al. 2002). Az intézkedések sikeressége nagyban múlik a horgászok viselkedésén, illetve azon, mennyire fogadják el és tartják be ezeket a szabályokat (Arlinghaus & Mehner 2005, Dabrowska et al. 2017).

A haltelepítést gyakran a halállomány-megőrzés „csodaszerének” tekintik, és napjainkban ez az egyik leggyakrabban alkalmazott halgazdálkodási eszköz Európa-szerte (Arlinghaus & Mehner 2005, Fujitani et al. 2016). A horgászegyesületek számára a haltelepítések jelentik a legnagyobb költséget, de ezen erőfeszítés főként a népszerű horgász célfajokra, például a pontyra, csukára vagy a süllőre korlátozódik (Cucherousset et al. 2021). Ennek eredményeként a telepítések

során sokszor nem kapnak figyelmet a vizek ökológiai állapotának javítását célzó szempontok, amelyek pedig alapvetőek lennének a hosszú távú fenntarthatóság biztosítása érdekében. A haltelepítések során alkalmazni szükséges az elővigyázatosság elvét, amihez elengedhetetlen a telepíteni kívánt halfajok ökológiai igényeinek részletes ismerete, illetve a környezeti, ökológiai és genetikai hatásainak átfogó elemzése és szem előtt tartása (Cowx 1994). A haltelepítések tervezésekor elengedhetetlen a világos célkitűzések meghatározása, természetes vizek esetén a víztestekre jellemző halegyüttes referencia-állapotának ismerete, illetve a hosszú távú utánkövetés. E tényezők figyelembevételével a telepítések sikeressége és gazdaságossága is növelhető, miközben csökkenthetők az ökoszisztémára gyakorolt potenciálisan káros hatások. A jövőbeni haltelepítések során indokolt a telepítendő halfajok diverzifikálása, amelyhez elengedhetetlen a telepítőanyag választékának bővítése és elérhetőségének javítása. E cél megvalósításához azonban alapvető fontosságú bizonyos halfajok (pl. garda (*Pelecus cultratus* L.1758), jászkeszeg, domolykó, szilvaorrú keszeg (*Vimba vimba* L. 1758), paduc) szaporítási technológiáinak fejlesztése, melyek jelenlegi hiányosságai akadályozzák a változatos halállomány kialakítását.

A vízminőséget számos tényező befolyásolja, beleértve a vízgyűjtő jellegét, a halgazdálkodási eljárásokat és a horgász módszereket (Adámek & Maršálek 2012, Česonienė et al. 2021, Fazekas et al. 2023, Staszny et al. 2021). Eredményeim rámutattak, hogy a klímaváltozás fokozódó hatásai különösen aggasztóak a halgazdálkodás területén. Az extrém időjárási események, mint például az ismétlődő vízhiány, súlyosbodó aszályos időszakok, hirtelen bekövetkező hóingás vagy épp a villámárvizek (Jánosi et al. 2023, Tabari 2020) sürgős beavatkozást igényelnek a megfelelő vízminőség (és mennyiség) megőrzése érdekében. A jelenség már a 2022-es extrém aszályos év előtt is a hazai halgazdálkodási létesítmények több, mint felét érintette, de a vizeket érő antropogén terhelések jelenlegi szintje mellett egyre gyakoribbá válhatnak a különböző havária (oxigénhiány, halpusztulás) események (van Beusekom 2018). Ezek megelőzése érdekében a halgazdálkodási gyakorlatok újragondolása elengedhetetlen, különös tekintettel a rendszeres adatgyűjtésre és monitoringra, amely magában foglalja a vízminőségi változók, környezeti jellemzők és halállomány adatok standardizált felmérését. Ezen adatvezérelt megközelítés alapozhatja meg az okszerű halgazdálkodást, amely képes alkalmazkodni a változó környezeti feltételekhez.

A védett piscivor állatok, mint például a nagy- és kis kárókatona (*Microcarbo pygmeus*, TEMMINCK, 1824), valamint a vidra, Európa-szerte konfliktusokat generálnak a természetvédelemben és halgazdálkodásban érdekelt felek között (Marzano 2013). Kutatásom alapján ugyan nem igazolható e halfogyasztó fajok országos szintű károkozása, azonban lokálisan jelentősebb hatásaik lehetnek a halállományokra. Ez különösen érvényes olyan halfajokra,

amelyek gazdasági vagy természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőséggel bírnak. A kárókatónak problémája szoros összefüggésben áll a klímaváltozással (Onmuş et al. 2023, White et al. 2011). Az enyhe telek következtében vizeink nem, vagy csak kis ideig fagynak be, így az összeállt halrajok nagyobb mértékben érintettek a predációs nyomásnak (Ferincz et al. 2020). Az így a lokálisan kialakuló intenzív predáció a gazdasági károkozás mellett ökológiai problémát is okozhat (pl. süllő, mint csúcsragadozó állományának csökkentése). Ez a jelenség rávilágít a többoldalú konfliktuskezelés és az adaptív menedzsment szükségességére.

Jelenleg a horgászvizek ökológiai állapotának értékelésére nincs egységes minősítési rendszer, ezért alapvető fontosságú lenne egy specifikus ökológiai minősítési rendszer kidolgozása a hazai mesterséges víztestek számára is. Az ilyen rendszer lehetővé tenné a vízminőség, az élőhelyek állapota és a biodiverzitás szintjének átfogó értékelését, amely alapként szolgálhatna a halgazdálkodási döntésekhez, hozzájárulva a horgászvizek hosszú távú ökológiai stabilitásához és a klímaváltozással szembeni ellenálló képességük növeléséhez.

Összességében elmondható, hogy a horgásztársadalom és a horgászszervezetek vezetőinek körében alapvető fontosságú az ökológiai szemléletmód erősítése, mivel tevékenységük közvetlenül befolyásolja a vízi ökoszisztéma állapotát. A horgászat környezeti és ökológiai hatásainak fenntarthatóvá tétele érdekében elengedhetetlen a megfelelő monitoring programok kidolgozása, a releváns kutatási kezdeményezésekbe való bekapcsolódás, valamint a horgászati előírások szigorú betartása (Arlinghaus & Cooke 2009, Brownscombe et al. 2019). Mindezek mellett a halgazdálkodóknak célszerű lenne az alkalmazott halgazdálkodási eszköztár bővítése, mint az online vízminőség monitoring eszközök telepítése, mesterséges ívófelületek alkalmazása, haltáplálék-szervezet vizsgálat. Ezek az intézkedések nagyban hozzájárulhatnak a költségek csökkentéséhez is.

A kutatásom során olyan komplex ökológiai és környezeti problémák is felszínre kerültek, amelyek megoldása túlmutat a halgazdálkodókon. E problémák kezelése jelentős forrást igényel, és ehhez elengedhetetlen a hazai és Európai Unió pályázati lehetőségek kihasználása. A horgászegyesületek vezetőinek folyamatos szakmai továbbképzése, valamint ökológiai és hidrobiológiai ismereteik bővítése kulcsfontosságú a fenntartható halgazdálkodás biztosításához.

A vizsgálat átfogó megközelítése révén hozzájárulhat a horgászat tudományos alapú fejlesztéséhez és a vízterületek fenntartható használatának előmozdításához Magyarországon. Az adatgyűjtés és elemzés során remélhetőleg új perspektívákat nyújtok a horgászat és vízgazdálkodás területén, ezzel segítve a jövőbeli fejlesztési irányok meghatározását.

7. Új tudományos eredmények

1. Kimutattam, hogy a felmért víztesteken a horgászszervezetek többsége önállóan végzi a halgazdálkodást, jellemzően külső szakértő bevonása nélkül készítve a halgazdálkodási tervet, aminél elsősorban korábbi évek tapasztalataira és a fogási naplók adataira támaszkodnak, mivel a vizek többségénél hiányoznak a standard felmérésekből származó adatok.
2. Megállapítottam, hogy a vizsgált horgászvizek többségénél hiányzik a szakirányú végzettségű elnökségi tag. Vizsgálatom rávilágított, hogy a szakirányú végzettséggel rendelkező vezetők ökológiai ismeretei széleskörűek, míg a nem szakirányú végzettségű vezetők tudása korlátozott e téren. Ez egyértelműen alátámasztja az ökológiai és hidrobiológiai jellegű szaktudás meglétének szükségességét a halgazdálkodási döntések során.
3. Kimutattam, hogy a vízkezelők által magas szintűnek ítélt ismereteik a halfaj-készletről és halállomány összetételéről a vizsgált vizek többségénél nincsenek alátámasztva standard halállomány felmérésekből származó adatokkal.
4. Kimutattam, hogy a vizsgált víztesteken a halgazdálkodási intézkedések elsősorban a ponty védelmét és állományainak fenntartását szolgálják, miközben háttérbe szorulnak az ökológiai szempontok és a víztestek természetes fajösszetételének megőrzése. Ez egyben a hazai horgász célú halgazdálkodás erős pontycentrikus szemléletét is tükrözi.
5. Megállapítottam, hogy a vidra és a nagy kárókatona a vizsgált vizek felénél okoz valamilyen mértékű problémát a halgazdálkodók számára. Bár országos szinten nem igazoltam fenyegetésüket, lokálisan jelentős kihívást jelenthetnek, gyakran konfliktust generálva a halgazdálkodási célok és a természetvédelmi szempontok között. Továbbá kimutattam, hogy a nagy kárókatona esetében a víztestek méretének növekedésével a halgazdálkodók által érzékelt károkozás mértéke is nő.
6. Kimutattam, hogy a vizsgált víztesteken a horgászati célú halgazdálkodást leginkább fenyegető antropogén tényezők a vízhiány és a fokozott tápanyagterhelés voltak, amelyek lokálisan (esetenként) algavirágzást, oxigénhiányt és halpusztulást idéztek elő.

8. Összefoglalás

A 2013. évi CII. törvénymódosítást követően hazánkban alapjaiban változott meg a halgazdálkodás rendszere. A fenntartható horgászhasznosítás vált a prioritássá mind a természetes, mind a mesterséges vizeken. 2016-tól a MOHOSZ fokozott felelősséget vállal a halállományok védelmében, miközben továbbra is képviseli a horgásztársadalmat.

Annak ellenére, hogy az ágazat jelentős változásokon ment keresztül, horgász célú halgazdálkodás hatásait továbbra sem vizsgálták teljeskörűen hazánkban. Kiemelt figyelmet érdemel, hogy a horgászhasznosításra bevont víztestek jellemzően kis mesterséges vizek, amelyekre nem készült szabályozás vagy monitoring program. A víztestek ökológiai egyensúlyának fenntartása elsősorban a horgászszervezetek feladata, amelyek közvetve hatást gyakorolhatnak a természetes vízi ökoszisztémákra is.

A horgászat napjainkban kiemelt jelentőségű rekreációs- és élelemszerző tevékenység nem csak hazai, hanem nemzetközi szinten is, ezért hatásait nem vehetjük félvállról. A vizekre ható egyéb antropogén hatásokkal együtt pedig súlyos nyomás helyezkedik a halállományra és a vízminőségre egyaránt.

A doktori munkámban kérdőíves felmérést végeztem a hazai horgászszervezetek körében annak érdekében, hogy feltárjam a vizeket érintő ökológiai, környezeti és halgazdálkodási konfliktusokat. A módszer lehetőséget biztosított a nagy mintaelemszámú, országos lefedettségű vizsgálatra. A vizsgálat alatt részletes, egységes és empirikus adatokat gyűjtöttem a hazai halgazdálkodási tevékenységről.

A kutatás során 278 db horgászszervezet tevékenységét vizsgáltam, ezáltal 316 db vízterület jellemzőiről szereztem adatokat, ami 25%-os országos lefedettséget jelentett. A víztestek 86%-a 50 ha alatti és 69%-a mesterséges eredetű (víztározók, bányatavak, csatornák).

A halgazdálkodás szakszerűségét vizsgálva, a víztestek kevesebb, mint 25%-án végeznek rendszeres halállomány-, haltáplálékszervezet-, parazitológia-, üledékvastagság- és vízminőség-vizsgálatokat. Bár a standard monitoring vizsgálatok hiányoznak, a vízkezelők önértékelése alapján, a vizek 78%-án ismerik a halfajlistát és 62%-án rendelkeznek pontos információval a halállomány összetételéről is. Vélhetően fogási naplók- és a telepítési adatok adnak tájékoztatást számukra. A legelterjedtebb idegenhonos halfajok az amur (88%), az ezüstkárász (86%) és a törpeharcsa-fajok (58%), melyek közül a legnagyobb kihívást a törpeharcsa-fajok jelentik (74%) a halgazdálkodóknak. Azonban a hasonló ökológiai kockázatot jelentő ezüstkárász invázióját csupán a vizek 17%-án ítélték problémának.

A halállomány védelme és fenntartása érdekében a horgászoknak különböző szabályokat kell betartaniuk. A vizek 82%-án alkalmaznak kiterjesztett méret és mennyiségi korlátozásokat,

illetve a vizek 87%-án az éves halelviteli darabszámot is korlátozzák. Eredményeim alapján a leginkább védett halfajok a kezelt vizekben a ponty (87%), a süllő (56%), és csuka (50%). A halállománypótlás a víztestek 95%-án telepítéssel történik, mely során túlnyomórészt (>90%) két- és háromnyaras pontyok kerülnek kihelyezésre. A ragadozó halak telepítése ennél jóval visszafogottabb (~40%), azonban a telepítőanyag kormegoszlása sokkal diverzebb. A kutatásom során az is feltárássra került, hogy a víztározó és bányatavak halfajai kiemelt védelmet élveznek, a csatornák halfaunájával szemben (halállomány védelmi intézkedések szigorítása, C&R-t alkalmazók aránya). A természetes reprodukciót vizsgálva, a vízkezelők úgy vélik, hogy a horgász célfajok esetében megfelelő mennyiségű ívóhely található a kezelt vizeken (68%), valamint megfelelő mennyiségű utánpótlás áll rendelkezésre a halak természetes szaporodásából (72%). Ennek fényében a vizek 53%-án jelölnek ki kíméleti területet az ívás idején. A kíméleti területek kijelölése az ívási időben, főként a Duna szakaszain (88%), illetve a mesterséges tavak (66%) esetében jellemző. A természetközeli holtágak (34%) esetében azonban nem alkalmaznak horgászoktól elzárt területeket ívási időben sem. A vizsgált víztestek esetében, a legtöbb természetes szaporodásból származó halfaj a természetes vízfolyásokban, illetve a holtágakban él.

A védett piscivor fajok problémáját elemezve a halgazdálkodók közlése alapján, az európai vidra károkozása a Duna szakaszok esetében jelentős (88%). A bányatavakon (33%) azonban jellemzően nem okoz problémát a halgazdálkodók számára. A nagy károkatona feltételezett problémájának mértéke pozitívan korrelál a vízterületek kiterjedésével, a halgazdálkodók szerint kiemelt problémát a felmért Duna szakaszain és a holtágakon okoz.

A klímaváltozás negatív hatásai jól megmutatkoznak a hazai horgászvizek állapotában. A felmérés időszakában és az azt megelőző 3 évben a halgazdálkodók tapasztalatai alapján vizek 60%-át sújtotta rendkívüli vízszintcsökkenés, amely a vizek negyedénél fél évnél tovább tartott. Azonban elégséges mennyiségű vízutánpótlást csak a vizek 47%-ánál regisztráltak a válaszadók.

A klímaváltozás hatásai mellett fontos odafigyelni az antropogén terhelésre is. A felmért vizek 78%-a kitett mezőgazdasági lefolyásból származó tápanyagterhelésnek, 27%-a kap szennyvíz bevezetést, melyet a felmért Duna szakaszok 100%-a elszív. A tápanyagterhelés másik forrása lehet a nagymennyiségű etetőanyag ún. „szoktató etetés” alkalmazása is, melyet vizek 66%-án tiltanak a vízkezelők, kiemelten az állóvizek esetében, ahol a tápanyag feldúsulás elkerülhetetlen. Az antropogén terheléseknek káros hatásai közül, a vizsgált vizek 47%-án algavirágzás, 31%-án oxigénhiány, 10%-án tömeges halpusztulás jelentkezett.

A vizsgált horgászszervezetek elnökségi tagjainak 64%-a nem rendelkezik szakirányú végzettséggel. Az elnökségi tagok ökológiai ismereteit elemezve megállapítható, hogy a halállományt fenyegető potenciális veszélyek felismerése szoros korrelációt mutat a vezetők végzettségével. Míg a szakirányú végzettséggel rendelkező vezetők tisztában vannak ezen

veszélyekkel, addig a nem szakirányú, de felsőfokú végzettséggel rendelkezők csupán a horgászat által okozott halállomány-csökkenést tekintik problémának. A szakmunkás végzettségű és érettségivel rendelkező vezetők számára viszont nem merülnek fel halállományt érintő veszélyek.

A kutatás eredményei rávilágítanak arra, hogy a magyarországi horgászvizek gazdálkodási gyakorlata számos kihívással néz szembe. A monitoring rendszerek fejlesztése, az adaptív menedzsment eszközeinek alkalmazása és az ökológiai szempontok erősebb figyelembevétele elengedhetetlen a hosszú távon fenntartható halgazdálkodás biztosítása érdekében. A horgászszervezetek szerepe továbbra is kulcsfontosságú a vízterületek kezelésében, azonban a jelenlegi gyakorlatok és ismeretek nem elegendőek ahhoz, hogy hatékonyan kezeljék a vizek ökológiai és halgazdálkodási problémáit. A paradigmaváltás szükségessége egyre inkább egyértelművé válik a jövőbeli fenntarthatóság érdekében.

9. Summary

Following the management of the CII Act in 2013, the fisheries management system in Hungary has undergone significant changes. The sustainable use of fishing has become a priority in both natural and artificial waters. Since 2016, the Hungarian Angling Association (MOHOSZ) has taken on an increased responsibility for the protection of fish stocks, while at the same time representing the angling community and becoming increasingly important in ecological matters. Despite these significant changes in the sector, the impact of angling-based fisheries management in Hungary has not yet been comprehensively studied. In particular, the waters used for angling are predominantly small, artificial waters, for which there are no regulations or monitoring programs. Maintaining the ecological balance of these waters is primarily the responsibility of angling organisations, which may also indirectly affect natural aquatic ecosystems.

Angling is an important recreational and food-gathering activity, both nationally and internationally, and its impact should not be underestimated. Combined with other anthropogenic pressures on water bodies, it exerts considerable pressure on both fish stocks and water quality.

As part of my doctoral research, I conducted a survey of Hungarian angling organisations to identify ecological, environmental and fisheries management conflicts over water bodies. This method allowed for a large-scale, nationwide study. The research provided detailed, consistent and empirical data on domestic fisheries management activities.

In total, I surveyed 278 angling organisations and collected data on 316 water bodies, representing 25% of the national coverage. 86% of these waters are less than 50 hectares in size and 69% are artificial (reservoirs, pit lakes and canals). In terms of the professionalism of fisheries management, less than 20% of water bodies are subject to regular monitoring of fish stocks, fish food sources, parasitology, sediment thickness and water quality. In the absence of monitoring activities, 78% of water managers are aware of the fish species list, and 62% know the composition of the fish stocking. It is likely that fishing logs and stocking data provide them with this information. The most common non-native fish species are grass carp (88%), gibel carp (86%), and brown- and black bullhead (58%). With brown- and black bullhead posing the greatest challenge (74%) to fisheries managers. However, despite the similar ecological risks, only 17% of water managers consider the gibel carp invasion a problem.

To protect and maintain fish stocks, anglers must adhere to various rules. Extended size and quantity restrictions are applied in 82% of the water bodies, and annual bag limits are imposed in 87% of them. According to my findings, the most protected fish species in managed waters are common carp (87%), zander (56%), and northern pike (50%). Stocking is used for fish population replenishment in 95% of water bodies, primarily involving two- and three-years-old carp (>90%).

Predator fish stocking is much more limited (~40%), but the age distribution of the stocked fish is more diverse. The research also revealed that fish species in reservoirs and mining lakes enjoy greater protection compared to those in canals, with stricter protective measures for the fish stocks (including catch-and-release practices).

Regarding natural reproduction, water managers believe that adequate spawning habitats are available in 68% of managed waters for target fish species, and 72% believe there is sufficient natural replenishment. Consequently, small conservation areas are designated during spawning periods in 53% of waters. The designation of such areas during the spawning season is particularly significant in sections of the river Danube (88%) and artificial lakes (66%). However, no closed fishing areas are designated during spawning times in backwaters (34%). Among the water bodies examined, most species naturally reproduce in natural watercourses and backwaters.

Analyzing the issue of protected piscivorous species, the consumption of fish by European otters is significant in river Danube sections (88%), but typically not a problem in pitlakes (33%). The problem with the great cormorant is positively correlated with the size of water bodies, posing a significant issue in the surveyed sections of the river Danube and backwaters.

The negative effects of climate change are evident in the state of Hungarian angling waters. Over the course of the survey period and the previous three years, 60% of the waters experienced severe water level declines, with 25% of them enduring such conditions for over six months. However, adequate water replenishment occurred only in 47% of the waters.

In addition to the effects of climate change, anthropogenic pressures must also be considered. 78% of the waters are exposed to nutrient loading from agricultural runoff, and 27% receive wastewater inputs, which all Danube sections surveyed suffer from. Another source of nutrient loading is excessive feeding, which is banned by water managers in 66% of the waters, especially in lakes where nutrient accumulation is inevitable. Among the harmful effects of anthropogenic pressures, 47% of the waters experience algal blooms, 31% suffer from oxygen deficiency, and 10% face mass fish mortality.

60% of the leaders of the angling organizations surveyed do not have specialized education. Analyzing the ecological knowledge of these leaders reveals a strong correlation between the awareness of potential threats to fish stocks and their level of education. Leaders with specialized education are aware of these threats, while those with a non-specialized but higher-level education consider only fishing-related stock declines a problem. Leaders with vocational qualifications and high school diplomas do not perceive any threats to fish stocks.

The results of my research highlight the challenges facing the management practices of Hungarian angling waters. The development of monitoring systems, the application of adaptive management tools, and stronger consideration of ecological aspects are essential to ensure long-

term sustainable fisheries management. Angling organizations remain crucial in water body management, but current practices and knowledge are insufficient to effectively address the ecological and management challenges. The need for a paradigm shift is becoming clear for future sustainability.

10. Irodalomjegyzék

- 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről
- 89/2015. (XII. 22.) FM rendelet az államot megillető halgazdálkodási jog vagyongazdálkodásba, pályázati úton történő haszonbérbe, valamint alhaszonbérbe adásának egyes szabályairól
- 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról
- 274/2004. (X.8) kormányrendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről
- Hhvtv. (2013). 2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és a hal védelméről
- Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről
- Aas, Ø., Cucherousset, J., Fleming, I. A., Wolter, C., Höjesjö, J., Buoro, M., & Arlinghaus, R. (2018). Salmonid stocking in five North Atlantic jurisdictions: identifying drivers and barriers to policy change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28, 1451–1464.
- Adámek, Z., Kortan, D., Lepič, P., & Andreji, J. (2003). Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International*, 11, 389-396.
- Adámek, Z., & Maršálek, B. (2012). Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, 21, 1-17.
- Adámek, Z., Mrkvová, M., Zukal, J., Roche, K., Mikl, L., Šlapanský, L., Janáč, M. & Jurajda, P. (2016). Environmental quality and natural food performance at feeding sites in a carp (*Cyprinus carpio*) pond. *Aquaculture international*, 24, 1591-1606.

- Adámek, Z., & Kajgrová, L. (2022). Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) occurrence in carp aquacultural ponds: a case study from the South Bohemia (Czech Republic) pond region. *Aquaculture International*, 30(5), 2541-2556.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2010). Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8(2), 103-111.
- Albers, P. H. (2002). Sources, fate, and effects of PAHs in shallow water environments: a review with special reference to small watercraft. *Journal of Coastal Research*, 143-150.
- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z. E. B., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55(12), 1041-1051.
- Allen, C. R., Fontaine, J. J., Pope, K. L., & Garmestani, A. S. (2011). Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1339–1345.
- Allison, E. H., Perry, A. L., Badjeck, M. C., Neil Adger, W., Brown, K., Conway, D., Halls, A. S., Pilling, G. M., Reynolds, J. D., Andrew, N. L. & Dulvy, N. K. (2009). Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. *Fish and fisheries*, 10(2), 173-196.
- Alós, J., Palmer, M., Grau, A. M., & Deudero, S. (2008). Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 65(6), 899-905.
- Alós, J., Palmer, M., Catalan, I. A., Alonso-Fernández, A., Basterretxea, G., Jordi, A., Buttay, L., Morales-Nin, B. & Arlinghaus, R. (2014). Selective exploitation of spatially structured coastal fish populations by recreational anglers may lead to evolutionary downsizing of adults. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 219-233.
- Altieri, A. H., Bertness, M. D., Coverdale, T. C., Herrmann, N. C., & Angelini, C. (2012). A trophic cascade triggers collapse of a salt-marsh ecosystem with intensive recreational fishing. *Ecology*, 93(6), 1402-1410.
- Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J. A., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C., Rivadeneira J. F., Hidalgo M., Cañas C. M., Ortega H., Salcedo N., Maldonado M. & Tedesco, P. A. (2018). Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science advances*, 4(1), eaao1642.

- Amaral, S. D., Brito, D., Ferreira, M. T., Neves, R., & Franco, A. (2013). Modeling water quality in reservoirs used for angling competition: Can groundbait contribute to eutrophication? *Lake and Reservoir Management*, 29(4), 257–269.
- Apinda Legnouo, E.A., Samways, M.J. & Simaika, J.P. (2014). Value of artificial ponds for aquatic beetle and bug conservation in the Cape Floristic Region biodiversity hotspot. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 24: 522-535.
- Arlinghaus, R. (2007). Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fisheries Management and Ecology*, 14(2), 161-171.
- Arlinghaus, R., Mehner, T. & Cowx, I.G. (2002). Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, 3: 261-316.
- Arlinghaus, R., & Mehner, T. (2003). Socio-economic characterisation of specialised common carp (*Cyprinus carpio* L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. *Fisheries Research*, 61(1-3), 19-33.
- Arlinghaus, R. & Mehner, T. (2005). Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: habitat management versus fish stocking. *Limnologica*, 35(1–2), 2–17.
- Arlinghaus, R., & Hallermann, J. (2007). Effects of air exposure on mortality and growth of undersized pikeperch, *Sander lucioperca*, at low water temperatures with implications for catch-and-release fishing. *Fisheries Management and Ecology*, 14(2), 155-160.
- Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S., G. & Thorstad, E. B. (2007). Understanding the Complexity of Catch-and-Release in Recreational Fishing: An Integrative Synthesis of Global Knowledge from Historical, Ethical, Social, and Biological Perspectives. *Reviews in Fisheries Science*, 15(1–2), 75–167.
- Arlinghaus, R. & Cooke, S. (2009). Recreational Fisheries: Socioeconomic Importance, Conservation Issues and Management Challenges. In book: *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods: Science and Practice*
- Arlinghaus, R., Matsumura, S., & Dieckmann, U. (2010). The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing. *Biological Conservation*, 143(6), 1444-1459.

- Arlinghaus, R., Tillner, R., & Bork, M. (2015). Explaining participation rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fisheries Management and Ecology*, 22(1), 45-55.
- Arlinghaus, R., Lorenzen K., Johnson B. M., Cooke S. J., & Cowx I. G. (2016). Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. Pages 557–579 in J. F. Craig, editor. *Freshwater fisheries ecology*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Arlinghaus, R., Abbott, J. K., Fenichel, E. P., Carpenter, S. R., Hunt, L. M., Alós, J., Klefoth, T., Cooke, S., J., Hilborn, J., Jensen, O., P., Wilberg, M., J., Post J., R. & Manfredo, M. J. (2019). Governing the recreational dimension of global fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(12), 5209-5213.
- Arlinghaus, R., Riepe, C., Theis, S., Pagel, T., & Fujitani, M. (2022). Dysfunctional information feedbacks cause the emergence of management panaceas in social-ecological systems: The case of fish stocking in inland recreational fisheries. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 38, 100475.
- Arostegui, M. C., Anderson, C. M., Benedict, R. F., Dailey, C., Fiorenza, E. A., & Jahn, A. R. (2021). Approaches to regulating recreational fisheries: balancing biology with angler satisfaction. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31(3), 573-598.
- Arya S. (2021). Freshwater Biodiversity and Conservation Challenges: A Review. *Int. Journal of Biological Innovations*. 3 (1): 74-78.
- Ayllón, D., Railsback, S. F., Almodóvar, A., Nicola, G. G., Vincenzi, S., Elvira, B., & Grimm, V. (2018). Eco-evolutionary responses to recreational fishing under different harvest regulations. *Ecology and evolution*, 8(19), 9600-9613.
- Ayllón, D., Nicola, G. G., Elvira, B., & Almodóvar, A. (2019). Optimal harvest regulations under conflicting tradeoffs between conservation and recreational fishery objectives. *Fisheries Research*, 216, 47-58.
- Badiou, P.H.J. & Goldsborough, L.G. (2015). Ecological impacts of an exotic benthivorous fish, the common carp (*Cyprinus carpio* L.), on water quality, sedimentation, and submerged macrophyte biomass in wetland mesocosms. *Hydrobiologia* 755, 107–121.
- Badrzadeh, N., Samani, J. M. V., Mazaheri, M., & Kuriqi, A. (2022). Evaluation of management practices on agricultural nonpoint source pollution discharges into the rivers under climate change effects. *Science of the Total Environment*, 838, 156643.

- Bajer, P. G., Beck, M. W., Cross, T. K., Koch, J. D., Bartodziej, W. M., & Sorensen, P. W. (2016). Biological invasion by a benthivorous fish reduced the cover and species richness of aquatic plants in most lakes of a large north american ecoregion. *Global Change Biology*, 22(12), 3937-3947.
- Banha, F., Gago, J., Margalejo, D., Feijão, J., Casals, F., Anastácio, P. M., & Ribeiro, F. (2024). Angler's preferences, perceptions and practices regarding non-native freshwater fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 34(1), 385-404.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M., Folkard-Tapp, H., & Fraser, A. (2020). Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. *One Earth*, 3(6), 672-676.
- Barabe, R. (2021). Black Bullhead removal from a headwater trout stream in southern California. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(S1), S64-S70.
- Barbarossa, V., Schmitt, R. J., Huijbregts, M. A., Zarfl, C., King, H., & Schipper, A. M. (2020). Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(7), 3648-3655.
- Baudron, A. R., Needle, C. L., Rijnsdorp, A. D., & Tara Marshall, C. (2014). Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes. *Global change biology*, 20(4), 1023-1031.
- Bergmann, C., Driggers, W. B., Hoffmayer, E. R., Campbell, M. D., & Pellegrin, G. (2014). Effects of Appendaged Circle Hook Use on Catch Rates and Deep Hooking of Black Sea Bass in a Recreational Fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 34(6), 1199–1203.
- Bernal, S., Drummond, J., Castelar, S., Gacia, E., Ribot, M., & Martí, E. (2020). Wastewater treatment plant effluent inputs induce large biogeochemical changes during low flows in an intermittent stream but small changes in day-night patterns. *Science of the total environment*, 714, 136733.
- Berrebi, P., Povz, M., Jesensek, D., Cattaneo-Berrebi, G., & Crivelli, A. J. (2000). The genetic diversity of native, stocked and hybrid populations of marble trout in the Soca river, Slovenia. *Heredity*, 85(3), 277–287.
- Birdsong, M., Hunt, L. M., & Arlinghaus, R. (2021). Recreational angler satisfaction: What drives it?. *Fish and Fisheries*, 22(4), 682-706.

- Birnie-Gauvin, K., Aarestrup, K., Riis, T. M., Jepsen, N., & Koed, A. (2017). Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(6), 1345-1349.
- Bodner, M. (1995). Otters and fish-farming: preliminary experiences of a WWF project in Austria. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 7(1-2).
- Bojarski, B., Jakubiak, M., Szerbik, P., Bień, M., Klaczak, A., Stański, T., & Witeska, M. (2021). The influence of fish ponds on fish assemblages of adjacent watercourses. *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(1).
- Bonney, R., Byrd, J., Carmichael, J. T., Cunningham, L., Oremland, L., Shirk, J., & Von Harten, A. (2021). Sea change: using citizen science to inform fisheries management. *Bioscience*, 71(5), 519-530.
- Boros, G., Mozsár, A. & Specziár, A. (2022). Management options for the unfavourable nutrient balance of recreational fishing in Lake Balaton (Hungary). *Ecosystem Health and Sustainability*, 8(1), 2095928.
- Bower, S. D., Aas, Ø., Arlinghaus, R., Douglas Beard, T., Cowx, I. G., Danylchuk, A. J., Potts, W., M., Sutton, S., G. & Cooke, S. J. (2020). Knowledge gaps and management priorities for recreational fisheries in the developing world. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(4), 518-535.
- Boznak, E. I., Zakharov, A. B., & Tereshchenko, V. G. (2019). Effect of the increasing intensity of recreational fishing on the fish assemblage of a watercourse in an economic development zone. *Inland Water Biology*, 12, 88-95.
- Brander, K. M. (2007). Global fish production and climate change. *Proceedings of the national academy of sciences*, 104(50), 19709-19714.
- Briggs A, Pryke JS, Samways MJ, Conlong DE. (2019). Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.*; 29: 1190–1201.
- Britton, J. R., Berry, M., Sewell, S., Lees, C., & Reading, P. (2017). Importance of small fishes and invasive crayfish in otter *Lutra lutra* diet in an English chalk stream. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 13.

- Brooks, S. J., Fitch, B., Davy-Bowker, J., & Codesal, S. A. (2019). Anglers' Riverfly Monitoring Initiative (ARMI): A UK-wide citizen science project for water quality assessment. *Freshwater Science* 38(2).
- Brownscombe J., W., Marchand K, Tisshaw K, Fewster V, Groff O, Pichette M, Seed M, Gutowsky LF, Wilson AD, & Cooke SJ. (2014). The influence of water temperature and accelerometer-determined fight intensity on physiological stress and reflex impairment of angled largemouth bass. *Conserv Physiol.* 2014 Dec 8;2(1)
- Brownscombe, J. W., Danylchuk, A. J., Chapman, J. M., Gutowsky, L. F., & Cooke, S. J. (2017). Best practices for catch-and-release recreational fisheries—angling tools and tactics. *Fisheries Research*, 186, 693-705.
- Brownscombe, J. W., Hyder, K., Potts, W., Wilson, K. L., Pope, K. L., Danylchuk, A. J., Cooke, S., J., Calrke, A., Arlinghaus, R., & Post, J. R. (2019). The future of recreational fisheries: advances in science, monitoring, management, and practice. *Fisheries Research*, 211, 247-255.
- Brönmark, C., & Hansson, L. A. (2017). *The biology of lakes and ponds*. Oxford university press.
- Bubíková, K., & Hrivnák, R. (2018). Artificial ponds in Central Europe do not fall behind the natural ponds in terms of macrophyte diversity. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (419), 8.
- Buglione, M., Petrelli, S., Troiano, C., Notomista, T., Riviuccio, E., & Fulgione, D. (2020). The diet of otters (*Lutra lutra*) on the Agri river system, one of the most important presence sites in Italy: a molecular approach.
- Burgin, S. (2017). Indirect consequences of recreational fishing in freshwater ecosystems: an exploration from an Australian perspective. *Sustainability*, 9(2), 280.
- Burgin, S., Hardiman, N. (2011). The direct physical, chemical and biotic impacts on Australian coastal waters due to recreational boating. *Biodivers Conserv* 20, 683–701.
- Burgueño S. E. (2023). Freshwater fish species on IUCN Red List 2020, <https://www.statista.com/statistics/1265060/freshwater-fish-species-iucn-list/> (Letöltve: 2024.11.24.)

- Campbell, M. D., Patino, R., Tolan, J., Strauss, R., & Diamond, S. L. (2010). Sublethal effects of catch-and-release fishing: measuring capture stress, fish impairment, and predation risk using a condition index. *ICES Journal of Marine Science*, 67(3), 513-521.
- Camargo-dos-Santos, B., Rossi, V. S., Gonçalves, B. B., Leutz, J. de A. C. M., Giaquinto, P. C., & Sabbadin Zanuzzo, F. (2021). The impact of catch-and-release on feeding responses and aggressive behavior in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 54(3), 133–148.
- Card, J. T., Hasler, C. T., Ruppert, J. L., Donadt, C. & Poesch, M. S. (2020). A Three-pass electrofishing removal strategy is not effective for eradication of prussian Carp in a North American stream network. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 11(2), 485-493.
- Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. *Environmental management*, 44, 205-217.
- Carmona, E., Andreu, V., & Picó, Y. (2014). Occurrence of acidic pharmaceuticals and personal care products in Turia River Basin: from waste to drinking water. *Science of the total environment*, 484, 53-63.
- Casselman, J. M. (1975). Sex ratios of northern pike, *Esox lucius* Linnaeus. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104(1), 60-63.
- Castello, L. & Macedo, M.N. (2016), Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol*, 22: 990-1007.
- Cavole, L. M., Arantes, C. C., & Castello, L. (2015). How illegal are tropical small-scale fisheries? An estimate for arapaima in the Amazon. *Fisheries Research*, 168, 1-5.
- CEC (2001). Commission of the European Communities, Fisheries control in member states—Belgium. Commission Staff Working Paper, Commission of the European Communities. Brussels: SEC; 2001. p. 1799.
- Česonienė, L., Šileikienė, D., Marozas, V., & Čiteikė, L. (2021). Influence of Anthropogenic Loads on Surface Water Status: A Case Study in Lithuania, *Sustainability* 13, no. 8: 4341.
- Chan, M. N., Beaudreau, A. H., & Loring, P. A. (2018). Evaluating the recreational fishery management toolbox: Charter captains' perceptions of harvest controls, limited access, and quota leasing in the guided halibut fishing sector in Alaska. *Marine Policy*, 91, 129-135.

- Changeux, T., Boisneau, P., Stolzenberg, N., & Goulon, C. (2024). A long term overview of freshwater fisheries in France. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 34(1), 19-41.
- Chester, E. T., & Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64-75.
- Chizinski, C. J., Martin, D. R., & Pope, K. L. (2014). Self-confidence of anglers in identification of freshwater sport fish. *Fisheries Management and Ecology*, 21(6), 448-453.
- Chong, R., Bousfield, B., & Brown, R. (2011). Fish disease management. *Veterinary Bulletin-Agriculture, Fisheries and Conservation Department Newsletter*, 1, 1-12.
- Clarke, B., Otto, F., Stuart-Smith, R., & Harrington, L. (2022). Extreme weather impacts of climate change: an attribution perspective. *Environmental Research: Climate*, 1(1), 012001.
- Coggins, L.G., Jr, Catalano, M.J., Allen, M.S., Pine, W.E., III and Walters, C.J. (2007). Effects of cryptic mortality and the hidden costs of using length limits in fishery management. *Fish and Fisheries*, 8: 196-210.
- Conron, S. D., Giri, K., Hindell, J. S., Grixti, D., & Walker, T. I. (2018). Comparison of catch rates and catch composition among 'research-angler'diary and fishery-independent survey methods in Victoria, Australia. *Zoology and Ecology*, 28(4), 265-279.
- Cooke, S. J., Schreer, J. F., Wahl, D. H., & Philipp, D. P. (2002). Physiological impacts of catch-and-release angling practices on largemouth bass and smallmouth bass. In *American fisheries society symposium* (pp. 489-512). American Fisheries Society.
- Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2004). The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, 54(9), 857-859.
- Cooke, S. J., & Cowx, I. G. (2006). Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological conservation*, 128(1), 93-108.
- Cooke, S. J., Suski, C. D., Arlinghaus, R., & Danylchuk, A. J. (2013). Voluntary institutions and behaviours as alternatives to formal regulations in recreational fisheries management. *Fish and Fisheries*, 14(4), 439-457.

- Cooke, S. J., Twardek, W. M., Lennox, R. J., Zolderdo, A. J., Bower, S. D., Gutowsky, L. F., Danylchuk, A., J., Arlinghaus, R. & Beard, D. (2018). The nexus of fun and nutrition: Recreational fishing is also about food. *Fish and fisheries*, 19(2), 201-224.
- Copeland, C., Baker, E., Koehn, J.D., Morris, S.G. & Cowx, I.G. (2017). Motivations of recreational fishers involved in fish habitat management. *Fish Manag Ecol*, 24: 82-92.
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J. & Kováč, V., (2005). To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(4), pp.242-262.
- Copp, G. H., Tarkan, A. S., Masson, G., Godard, M. J., Koščo, J., Kováč, V., Novomeská, A., Miranda, R., Cucherousset, J., Pedicillo, G. & Blackwell, B. G. (2016). A review of growth and life-history traits of native and non-native European populations of black bullhead *Ameiurus melas*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26(3), 441–469.
- Costa, M. J., Duarte, G., Segurado, P., & Branco, P. (2021). Major threats to European freshwater fish species. *Science of the Total Environment*, 797, 149105.
- Cowx, I. G. (1994). Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 1(1), 15–30.
- Cowx, I. G. (2003). Interactions between fisheries and fish-eating birds: optimising the use of shared resources. *Interactions between fish and birds: implications for management*, 361-372.
- Cowx, I.G. (2015). Characterisation of inland fisheries in Europe. *Fish Manag Ecol*, 22: 78-87.
- Cox, S. P., Beard, T. D., & Walters, C. (2002). Harvest control in open-access sport fisheries: hot rod or asleep at the reel?. *Bulletin of Marine Science*, 70(2), 749-761.
- Cruzeiro, C., Pardal, M. Â., Rocha, E., & Rocha, M. J. (2015). Occurrence and seasonal loads of pesticides in surface water and suspended particulate matter from a wetland of worldwide interest—the Ria Formosa Lagoon, Portugal. *Environmental monitoring and assessment*, 187(11), 669.
- Csipkés, R. & Szatmari, L. (2011). Adatok az Ipoly magyarországi felső szakaszának és mellékpartjainak halfaunájáról. *Pisces Hungarici*. 5. 73-82.

- Cucherousset, J., Paillisson, J. M., & Carpentier, A. (2006). Is Mass Removal an Efficient Measure to Regulate the North American Catfish *Ameiurus melas* Outside of Its Native Range? *Journal of Freshwater Ecology*, 21(4), 699–704.
- Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, 36(5), 215-230.
- Cucherousset, J., Lassus, R., Riepe, C., Millet, P., Santoul, F., Arlinghaus, R. and Buoro, M. (2021). Quantitative estimates of freshwater fish stocking practices by recreational angling clubs in France. *Fish Manag Ecol*, 28: 295-304.
- Czarkowski, T. K., Wołos, A., & Kapusta, A. (2021). Socio-economic portrait of Polish anglers: implications for recreational fisheries management in freshwater bodies. *Aquatic Living Resources*, 34, 19.
- Czeglédi, I., Boros, G., Preiszner, B., Specziár, A., Takács, P., Vitál, Z., & Erős, T. (2018). Halfaunisztikai vizsgálatok a Sió-csatornán= Investigation of the fish fauna of the Sió-canal. *Pisces Hungarici*, (12), 33-36.
- Dabrowksa, K., Hunt, L. M., & Haider, W. (2017). Understanding how angler characteristics and context influence angler preferences for fishing sites. *North American Journal of Fisheries Management*, 37(6), 1350-1361.
- Dahane, S., García, M. G., Bueno, M. M., Moreno, A. U., Galera, M. M., & Derdour, A. (2013). Determination of drugs in river and wastewaters using solid-phase extraction by packed multi-walled carbon nanotubes and liquid chromatography–quadrupole-linear ion trap-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1297, 17-28.
- Dai, C., Li, S., Duan, Y., Leong, K. H., Tu, Y., & Zhou, L. (2021). Human health risk assessment of selected pharmaceuticals in the five major river basins, China. *Science of The Total Environment*, 801, 149730.
- Dainys J, Jakubavičiūtė E, Gorfine H, Kirka M, Raklevičiūtė A, Morkvėnas A, Pūtys Ž, Ložys L, Audzijonyte A. (2022). Impacts of Recreational Angling on Fish Population Recovery after a Commercial Fishing Ban. *Fishes*. 7(5):232.
- Davies, B.R., Biggs, J., Williams, P.J., Lee, J.T., Thompson, S. (2007). A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. In: Oertli, B., Céréghino, R., Biggs, J.,

- Declerck, S., Hull, A., Miracle, M.R. (eds) Pond Conservation in Europe. Developments in Hydrobiology 210, vol 210. Springer, Dordrecht.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P., Sear, D., Bray S. & Maund, S. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4), 1-8.
- Davies, G. D., & Britton, J. R. (2015). Assessing the efficacy and ecology of biocontrol and biomanipulation for managing invasive pest fish. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1264-1273.
- De Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future?. *Science of the total environment*, 645, 1029-1039.
- Deadlow, K., Beard, T. D., & Arlinghaus, R. (2011). A property rights-based view on management of inland. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 75, pp. 13-38).
- Dedual, M., Sague Pla, O., Arlinghaus, R., Clarke, A., Ferter, K., Geertz Hansen, P., Gerdeaux, D., Hames, F., Kennelly, S.J., Kleiven, A.R., Meraner, A. & Ueberschär, B. (2013). Communication between scientists, fishery managers and recreational fishers: lessons learned from a comparative analysis of international case studies. *Fish Manag Ecol*, 20: 234-246.
- Del Hoyo, J., Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. (1992). *Handbook of the birds of the world* (Vol. 1, No. 8). Barcelona: Lynx edicions. ISBN: 84-87334-15-6
- Dettoni, E. E., Balestrieri, A., Zapata-Perez, V. M., Bruno, D., Rubio-Saura, N., & Robledano-Aymerich, F. (2021). Distribution and diet of recovering Eurasian otter (*Lutra lutra*) along the natural-to-urban habitat gradient (river Segura, SE Spain). *Urban Ecosystems*, 1-10.
- Di Poi, C., Costil, K., Bouchart, V., & Halm-Lemeille, M. P. (2018). Toxicity assessment of five emerging pollutants, alone and in binary or ternary mixtures, towards three aquatic organisms. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 6122-6134.
- Diana, J. S., Maruca, S., & Low, B. (2006). Do increasing cormorant populations threaten sportfishes in the Great Lakes? A case study in Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 32(2), 306-320.

- Donald J. O. (2023). *Fish, Fishing, and Conservation*. Blacksburg: Virginia Tech Department of Fish and Wildlife Conservation. <https://doi.org/10.21061/fishandconservation>. Licensed with CC BY 4.0.
- Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell W.H, Kortelainen, P, Caraco, N.F., Melack, J.M. & Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and oceanography*, 51(5), 2388-2397.
- Duarte, I. A., Fick, J., Cabral, H. N., & Fonseca, V. F. (2022). Bioconcentration of neuroactive pharmaceuticals in fish: Relation to lipophilicity, experimental design and toxicity in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 812, 152543.
- Dudgeon, D. (2013). Anthropocene extinctions: global threats to riverine biodiversity and the tragedy of the freshwater commons. *River Conservation: Challenges and Opportunities*. Sabater S, Elozegi A (eds.). BBVA Foundation, p129-165.
- Dumas, P., Fiat, S., Durbano, A., Peignon, C., Mou-Tham, G., Ham, J., Dereva, S., Kaku, R., Chateau, O., Wantiez, L., De Ramon N'Yeurt, A. & Adjeroud, M. (2020). Citizen Science, a promising tool for detecting and monitoring outbreaks of the crown-of-thorns starfish *Acanthaster* spp. *Scientific reports*, 10(1), 291.
- EAA (2004). *European Anglers Alliance- Recreational angling—Definition*. A definition on recreational angling agreed by the European anglers alliance at the general assembly 2004 in Dinant, Belgium.
- Eby, L. A., Roach, W. J., Crowder, L. B., & Stanford, J. A. (2006). Effects of stocking-up freshwater food webs. *Trends in ecology & evolution*, 21(10), 576-584.
- Egessa, R., Nankabirwa, A., Ocaya, H., & Pabire, W. G. (2020). Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria. *Science of the Total Environment*, 741, 140201.
- Eiswerth, M. E., Kashian, R. D. & Skidmore M. (2008). Examining angler behavior using contingent behavior modeling: A case study of water quality change at a Wisconsin lake, *Water Resour. Res.*, 44, W11426,
- Elmer, L. K., Kelly, L. A., Rivest, S., Steell, S. C., Twardek, W. M., Danylchuk, A. J., Arlinghaus, R., Bennett J. R. & Cooke, S. J. (2017). Angling into the future: ten commandments for

- recreational fisheries science, management, and stewardship in a good Anthropocene. *Environmental Management*, 60, 165-175.
- Elumalai, S., Prabhu, K., Selvan, G. P., & Ramasamy, P. (2023). Review on heavy metal contaminants in freshwater fish in South India: current situation and future perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(57), 119594-119611.
- Embke, H. S., Rypel, A. L., Carpenter, S. R., Sass, G. G., Ogle, D., Cichosz, T., Hennessy, J., Essington, T. E. & Vander Zanden, M. J. (2019). Production dynamics reveal hidden overharvest of inland recreational fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(49), 24676-24681.
- Embke, H. S., Nyboer, E. A., Robertson, A. M., Arlinghaus, R., Akintola, S. L., Atessahin, T., Badr L.M., Baigun C., Basher Z., Jr. Beard T., D., Boros G., Bower S. D., Cooke S. J., Cowx G. I., Franco A., Ma. Gaspar-Dillanes T., Granada V., P., Hart R. J., Heinsohn C. R., Jalabert V., Kapusta A., Krajc T., Koehn J. D., Lopes G., Lyach R., Magqina T., Milardi M., Nattabi J., Nyaboke H., Phang S., Potts M. W., Ribeiro F., Mercado-Silva N-, Sreenivasan N., Thorpe A., Treer T., Ustups D., Weyl O. L. F., Wood E. L., Zengin M. & Lynch, A. J. (2022). Global dataset of species-specific inland recreational fisheries harvest for consumption. *Scientific Data*, 9(1), 488.
- Emmrich, M., Schällicke, S., Huehn, D., Lewin, C., & Arlinghaus, R. (2014). No differences between littoral fish community structure of small natural and gravel pit lakes in the northern German lowlands. *Limnologica*, 46, 84-93.
- Enns, D., Cunze, S., Baker, N. J., Oehlmann, J. & Jourdan, J. (2023). Flushing away the future: The effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates. *Water Research*, 243, 120388.
- EU (2008). Council Regulation (EC) No. 199/2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. *Official Journal of the European Union*, L60, 1–12.
- EU (2010). Commission Decision of 18 December 2009 adopting a multiannual Community programme for the collection, management and use of data in the fisheries sector for the period 2011–2013. *Official Journal of the European Union*, L41, 8–71.

- Eriksson, B.K., A. Sandström, M. Isæus, H. Schreiber, & P. Karås. (2004). Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.
- Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg S. & Snickars, M. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *Ecological Applications*, 19(8), 1975-1988.
- Erős T, Tóth B, Sevcsik A. (2008). A halállomány összetétele és a halfajok élőhely használata a Duna litorális zónájában (1786-1665 fkm) - monitorozás és természetvédelmi javaslatok. *Halászat* 101(3): 114-123
- Erratt, K. J., Creed, I. F., Lobb, D. A., Smol, J. P., & Trick, C. G. (2023). Climate change amplifies the risk of potentially toxigenic cyanobacteria. *Global Change Biology*, 29(18), 5240-5249.
- EUMOFA (2023): The EU Fishmarket, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2023
- Faghihinia, M., Xu, Y., Liu, D., & Wu, N. (2021). Freshwater biodiversity at different habitats: Research hotspots with persistent and emerging themes. *Ecological Indicators*, 129, 107926.
- FAO (2012). Food and Agricultural Organisation of the United Nations- Technical Guidelines for Responsible Fisheries: Recreational Fisheries. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations, 176 pp.
- FAO (2024): The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/cd0683en> (Letöltve: 2024. 05.28)
- Faragó, S. (2024). A magyar vízivad monitoring eredményei a 2021/2022-es idényben. *Magyar Vízivad Közlemények*, (38), 57-299.
- Fazekas, D. L., Antal, L., Halasi-Kovács, B., Kwiatkowski, M., Tóth, F., Specziár, A. & Mozsár, A. (2023). Acute effects of angler’s groundbaits: nutrient flux to water column. *Scientific Reports*, 13(1), 17691.
- Fera G., Tóth I. G., Csörgits G., Udvari Zs. (2017). Közös gondolkodás, hatékony problémamegoldás, *Halászat* (110)2, 40pp. 6-8p.

- Ferincz, Á. (2023a). Az édesvízi életteret és a halakat veszélyeztető tényezők. In: Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p., 51-55 pp.
- Ferincz Á. (2023b). Ezüstkárász (*Carassius gibelio*) In: Ferincz, Árpád; Staszny, Ádám; Dérer, István; Urbányi, Béla (szerk.) Magyar Halkönyv, Budapest, Magyarország: Magyar Országos Horgász Szövetség 368 p. p. 101-104
- Ferincz, Á. (2023c). Menyhal (*Lota Lota*). In: Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p.
- Ferincz, Á. (2023d). Széles kárász (*Carassius Carassius*). In: Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p.
- Ferincz, Á. (2023e). Vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*). In: Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p. Ferincz Á., Müller T., Weiperth A., Lente V., Hegedűs A., Csenki Zs., Bányai Zs., Dérer I., Urbányi B. (2023a). A klímaváltozás lehetséges hatásai a halgazdálkodásra - esettanulmányok és kezelési lehetőségek, Állattenyésztés és Takarmányozás 72, 283.
- Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk) (2023b): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p.
- Ferincz, Á., Staszny, Á., Weiperth, A., Takacs, P., Urbányi, B., Vilizzi, L., Paulovits, G. & Copp, G. H. (2016). Risk assessment of non-native fishes in the catchment of the largest Central-European shallow lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia*, 780, 85-97.
- Ferincz, Á., Staszny Á., Weiperth, A; Juhász V., Urbányi, B., & Dérer I. (2020). Horgászvizeink Problémáiról Tudományosan. *Animal Breeding & Feeding/Állattenyésztés és Takarmányozás*, 69(3). Ferter, K., Weltersbach, M. S., Strehlow, H. V., Vølstad, J. H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., Dorow, M., de Graaf, M., van der Hammen, T., Hyder, K., Levrel, H., Paulrud, A., Radtke, K., Rocklin, D., Sparrevohn, C. R. & Veiga, P. (2013). Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1319–1329

- Flink, H., Nordahl, O., Hall, M., Rarysson, A., Bergström, K., Larsson, P., Petersson, E., Merilä J. & Tibblin, P. (2021). Examining the effects of authentic C&R on the reproductive potential of Northern pike. *Fisheries Research*, 243, 106068.
- Fodrie, F. J., & Levin, L. A. (2008). Linking juvenile habitat utilization to population dynamics of California halibut. *Limnology and Oceanography*, 53(2), 799-812.
- Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C., Sorribas M. V., Silva U. L. Jr. & Weisser, S. (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PloS one*, 12(8)
- Fournier, M. L., Echeverría-Sáenz, S., Mena, F., Arias-Andrés, M., de la Cruz, E., & Ruepert, C. (2018). Risk assessment of agriculture impact on the Frío River watershed and Caño Negro Ramsar wetland, Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 13347-13359.
- Fraisl, D., Hager, G., Bedessem, B., Gold, M., Hsing, P. Y., Danielsen, F., Hitchcock, C. B., Hulbert, J. M., Piera, J., Spiers, H., Thiel, M. & Haklay, M. (2022). Citizen science in environmental and ecological sciences. *Nature Reviews Methods Primers*, 2(1), 64.
- Frankham, R. (2003). Genetics and conservation biology. *C.R. Biologies*, 326: 22–29.
- Freire, K. M., Machado, M. L., & Crepaldi, D. (2012). Overview of inland recreational fisheries in Brazil. *Fisheries*, 37(11), 484-494.
- Freitas, D., Gomes, J., Luis, T. S., Madruga, L., Marques, C., Baptista, G., Rosalino, LM., Antunes, P., Santos, R. & Santos-Reis, M. (2007). Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia*, 587, 51-62.
- Fuad, M. M. H., Vetešník, L., & Šimková, A. (2021). Is gynogenetic reproduction in gibel carp (*Carassius gibelio*) a major trait responsible for invasiveness?. *Journal of Vertebrate Biology*, 70(4), 21049-1.
- Fujitani, M. L., McFall, A., Randler, C., & Arlinghaus, R. (2016). Efficacy of lecture-based environmental education for biodiversity conservation: a robust controlled field experiment with recreational anglers engaged in self-organized fish stocking. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 25-33.

- Fujitani, M. L., Riepe, C., Pagel, T., Buoro, M., Santoul, F., Lassus, R., Cucherousset, J. & Arlinghaus, R. (2020). Ecological and social constraints are key for voluntary investments into renewable natural resources. *Global Environmental Change*, 63, 102125.
- Gagliardi, A., Preatoni, D. G., Wauters, L. A., & Martinoli, A. (2015). Selective predators or choosy fishermen? Relation between fish harvest, prey availability and great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) diet. *Italian Journal of Zoology*, 82(4), 544–555.
- Gale, M.K., Hinch, S.G., Cooke, S.J., Donaldson, M.R., Eliason, E.J., Jeffries, K.M., Martins, E.G. & Patterson, D.A. (2014). Observable impairments predict mortality of captured and released sockeye salmon at various temperatures. *Conservation Physiology*, 2(1)
- Garai, P., Banerjee, P., Mondal, P., & Saha, N. C. (2021). Effect of heavy metals on fishes: Toxicity and bioaccumulation. *Journal of Clinical Toxicology*, 18(001).
- Gaudin, C., & De Young, C. (2007). Recreational fisheries in the Mediterranean countries: a review of existing legal frameworks.
- Gera P., (2004): Vidrakönyv, Alapítvány a Vidrakerért, Budapest, 291 p.
- Giri S. & Qiu Z. (2016). Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review, *Journal of Environmental Management*, 173: 41-48.
- Gómez-Regalado, d. C. M., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., Alonso, E., & Zafra-Gómez, A. (2023). Bioaccumulation/bioconcentration of pharmaceutical active compounds in aquatic organisms: Assessment and factors database. *Science of the Total Environment*, 861, 160638.
- Goodsell, J. A., & Kats, L. B. (1999). Effect of introduced mosquitofish on Pacific treefrogs and the role of alternative prey. *Conservation Biology*, 13(4), 921-924.
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*, 76(4), 751-786.
- Greenberg, L. A., & P. S. Giller. (2001). Individual variation in habitat use and growth of male and female brown trout. *Ecography*, 24: 212–224.
- Grilli, G., Curtis, J., & Hynes, S. (2021). Using angling logbook data to inform fishery management decisions. *Journal for Nature Conservation*, 61, 125987.

- Grizzetti, B., Lanzaova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194-203.
- Guabiroba, H. C., Santos, M. E. A., Pinheiro, H. T., Simon, T., Pimentel, C. R., Vilar, C. C., & Joyeux, J. C. (2020). Trends in recreational fisheries and reef fish community structure indicate decline in target species population in an isolated tropical oceanic island. *Ocean & coastal management*, 191, 105194.
- Halverson, M. A. (2008). Stocking Trends: A Quantitative Review of Governmental Fish Stocking in the United States, 1931 to 2004. *Fisheries*, 33(2), 69–75. doi:10.1577/1548-8446-33.2.69
- Hammen, T. v.d., & Chen, C. (2020). Participation rate and demographic profile in recreational angling in The Netherlands between 2009 and 2017. *Fisheries research*, 229, 105592.
- Hammen, T.v.d., de Graaf, M., & Lyle, J. M. (2016). Estimating catches of marine and freshwater recreational fisheries in the Netherlands using an online panel survey. *ICES Journal of Marine Science*, 73(2), 441-450.
- Hänfling, B., Bolton, P., Harley, M., & Carvalho, G. R. (2005). A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). *Freshwater biology*, 50(3).
- Hanchin, P. A., Willis, D. W. & St. Sauver, T. R. (2002). Comparison of Concurrent Trap-Net and Gill-Net Samples for Black Bullheads. *Journal of Freshwater Ecology*, 17(2), 233–237.
- Hansen, G. J. A., Gaeta, J. W., Hansen, J. F., & Carpenter, S. R. (2015). Learning to Manage and Managing to Learn: Sustaining Freshwater Recreational Fisheries in a Changing Environment. *Fisheries*, 40(2), 56–64.
- Harasti, D., Davis, T. R., Jordan, A., Erskine, L., & Moltschaniwskyj, N. (2019). Illegal recreational fishing causes a decline in a fishery targeted species (Snapper: *Chrysophrys auratus*) within a remote no-take marine protected area. *Plos One*, 14(1)
- Harka, Á. (2008). A tiszai halfauna változásai az utóbbi másfél évszázadban. *Halászat*, 101(1), 28-39.
- Hart, M.R., Quin, B.F. & Nguyen, M.L. (2004). Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 33: 1954-1972.

- Hassall, C., Hill, M. J., Gledhill, D., & Biggs, J. (2016). The ecology and management of urban ponds. In R. A. Francis, J. Millington, & M. A. Chadwick (Eds.), *Urban landscape ecology: Science, policy and practice* (pp. 129–147). London: Routledge
- Heermann, L., Emmrich, M., Heynen, M., Dorow, M., König, U., Borcharding, J., & Arlinghaus, R. (2013). Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries Management and Ecology*, 20(2-3), 187-200.
- Heino, J., Virkkala, R., & Toivonen, H. (2009). Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84(1), 39-54.
- Heltai, M., A Bauer-Haáz, É., Lehoczki, R., & Lanszki, J. (2012). Changes in the occurrence and population trend of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Hungary between 1990 and 2006. *North-Western Journal of Zoology*, 8(1).
- Herfaut, J., Levrel, H., Thébaud, O., & Véron, G. (2013). The nationwide assessment of marine recreational fishing: A French example. *Ocean & Coastal Management*, 78, 121-131.
- Hickley, P., & Chare, S. (2004). Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment?. *Fisheries management and ecology*, 11(3-4), 203-212.
- Hickley, P (2009). Recreational fisheries – social, economic and management aspects, In: Hickley, P., & Tompkins, H. (Eds.). *Recreational fisheries: social, economic, and management aspects* (p. 169). Oxford, UK: Fishing News Books.
- Hill, M. J., Chadd, R. P., Morris, N., Swaine, J. D., & Wood, P. J. (2016). Aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with artificial agricultural drainage ditches. *Hydrobiologia*, 776, 249-260.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J. J., Smith, T., Botsford, L. W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A. Rice, J. Bell, J. Cochrane, K. L. Garcia S., Hall, J. S., Kirkwood G. P., Sainsbury, K., Stefansson G. & Walters, C. (2004). When can marine reserves improve fisheries management?. *Ocean & Coastal Management*, 47(3-4), 197-205.
- Hohausová, E., Copp, G. H., & Jankovský, P. (2003). Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(2), 107-117.

- Holtmann, L., Philipp, K., Becke, C., & Fartmann, T. (2017). Effects of habitat and landscape quality on amphibian assemblages of urban stormwater ponds. *Urban Ecosystems*, 20, 1249-1259.
- Hrivnák R, Kochjarová J, O'ahel'ová H, Pa'ove-Balang P, Slezák M, Slezák P. (2014). Environmental drivers of macrophyte species richness in artificial and natural aquatic water bodies – comparative approach from two central European regions. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*;50(4):269-278.
- http1.: EMBER- Global Electricity Source Trends <https://ember-climate.org/insights/research/global-electricity-review-2024/global-electricity-source-trends/#hydro> (Letöltve: 2024.09.12.)
- Hubenova, T., Zaikov, A., & Vasileva, P. (2007). Investigation on fecundity, follicles and free embryo size of pond-reared pike (*Esox lucius*) of different age and size. *Aquaculture International*, 15(3), 235-240.
- Huddart, D. (2019). Recreational fishing. Pages 395–429 in D. Huddart and T. Stott, editors. *Outdoor recreation: environmental impacts and management*. Palgrave Macmillan, Cham, Switzerland.
- Hunt, L. M., Sutton, S. G., & Arlinghaus, R. (2013). Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within a social-ecological system framework. *Fisheries Management and Ecology*, 20(2-3), 111-124.
- Hunt, T. L., & Jones, P. (2017). Informing the Great Fish Stocking Debate: An Australian Case Study. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 26(3), 275–308.
- Huser, B. J., Bajer, P. G., Kittelson, S., Christenson, S., & Menken, K. (2022). Changes to water quality and sediment phosphorus forms in a shallow, eutrophic lake after removal of common carp (*Cyprinus carpio*). *Inland Waters*, 12(1), 33-46.
- Hutchings, J. A., & Gerber L. (2002). Sex-biased dispersal in a salmonid fish. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2487-2493.
- Hyder, K., Weltersbach, M. S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus R., Bajkov A., Bellanger M., János B., Borch T., Cambie G., Graaf M., d., MC Diogo H., Dziemian Ł., Gordoia A., Grzebielec R., Hartill B., Kagervall A., Kapiris K., Karlsson M., Kleiven A., R., Lejk A. M., Levrel H., Lovell S., Lyle J., Moilanen P., Monkman G., Morales-

- Nin B., Mugerza E., Martinez R., O'Reilly P., Olesen H.J., Papadopoulos A., Pita P., Radford Z., Radtke K., Roche W., Rocklin D., Ruiz J., Scougal C., Silvestri R., Skov C., Steinback S., Sundelöf A., Svagzdys A., Turnbull D., Hammen T. v. d., Voorhees D., v., Winsen F., v., Verleye T., Veiga P., Vølstad J.-H., Zarauz L., Zolubas T. & Strehlow, H. V. (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context—participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, 19(2), 225-243.
- Johnson, B. M., Arlinghaus, R., Martinez, P. J. (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context—participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, 19(2), 225-243.
- Irz, P., Argillier, C., & Proteau, J. P. (2004). Contribution of native and non-native species to fish communities in French reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3-4), 165-172.
- Islam, M. S., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, 48(7-8), 624-649.
- Jaćimović, M. L., Smederevac-Lalić, M. M., Nikolić, D., Cvijanović, G. D., Spasić, S. Z., Višnjić-Jeftić, Ž. V., Skorić S.B. & Krpo-Ćetković, J. (2023). Changes to fish assemblage following the selective removal of black bullhead (*Ameiurus melas*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 33(9), 981-994.
- Jameson, C. W. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbons and associated occupational exposures.
- Jánosi, I. M., Bíró, T., Lakatos, B. O., Gallas, J. A., & Szöllosi-Nagy, A. (2023). Changing Water Cycle under a Warming Climate: Tendencies in the Carpathian Basin. *Climate*, 11(6), 118.
- Jeanson, A. L., Lynch, A. J., Thiem, J. D., Potts, W. M., Haapasalo, T., Danylchuk, A. J., Beard, T., D., Arlinghaus, R., Hunt, M., L., Young, N., Cooke, S. J. (2021). A bright spot analysis of inland recreational fisheries in the face of climate change: learning about adaptation from small successes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31, 181-200.
- Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Noges, T., Nõges, P., Attayde, J. L., Zohary, T., Coppens, J., Bucak, T., Fernandes, R., Sousa F. R., Krnan M., Søndergaard, M & Beklioglu, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water

- abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750, 201-227.
- Jeppesen, E., Beklioglu, M., Özkan, K., & Akyürek, Z. (2020). Salinization increase due to climate change will have substantial negative effects on inland waters: a call for multifaceted research at the local and global scale. *The Innovation*, 1(2).
- Jepsen, N., Flávio, H., & Koed, A. (2019). The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. *Fisheries Management & Ecology*, 26(2).
- Johnson, B. M., Arlinghaus, R., & Martinez, P. J. (2009). Are We Doing All We Can to Stem the Tide of Illegal Fish Stocking? *Fisheries*, 34(8), 389–394.
- Jones, R., Travers, C., Rodgers, C., Lazar, B., English, E., Lipton, J., Vogel j., Strezepek K., & Martinich, J. (2013). Climate change impacts on freshwater recreational fishing in the United States. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 18, 731-758.
- Kalous, L., Musil, J., Petrtýl, M., Vajglová, T., Romočuský, Š., & Bušta, L. (2013). The danger in the anglers' bucket: qualitative and quantitative insight into bait fish market in Prague (Czech Republic). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 77, 27-35.
- Kearney B. (1999). Perspectives on evaluating recreational fisheries from the keynote speakers. In: Pitcher T. J. (Ed.), *Evaluating the Benefits of Recreational Fisheries*. Fisheries Centre Research Reports 7, pp. 44-45.
- Kelly, D. W., Paterson, R. A., Townsend, C. R., Poulin, R., & Tompkins, D. M. (2009). Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology?. *Ecology*, 90(8), 2047-2056.
- Khatri, N., & Tyagi, S. (2014). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23–39.
- Kidd, K. A., Backhaus, T., Brodin, T., Inostroza, P. A., & McCallum, E. S. (2024). Environmental risks of pharmaceutical mixtures in aquatic ecosystems: Reflections on a decade of research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 43(3), 549-558.
- Kilian, J. V., Klauda, R. J., Widman, S., Kashiwagi, M., Bourquin, R., Weglein, S., & Schuster, J. (2012). An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biological Invasions*, 14, 1469-1481.

- Kjellman, J., Lappalainen, J., Urho, L., & Hudd, R. (2003). Early determination of perch and pikeperch recruitment in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 495.
- Kingston, S., O'Connell, M., & Fairley, J. S. (1999). Diet of otters *Lutra lutra* on Inishmore, Aran Islands, west coast of Ireland. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* (pp. 173-182). Royal Irish Academy.
- Kiss G. (2023). Lehalászás jelentés XXVIII. (1) 2023 Revideált adatok, 2022. év
- Klefoth, T., Kobler, A. & Arlinghaus, R. (2008). The impact of catch-and-release angling on short-term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.). *Hydrobiologia* 601, 99–110.
- Klefoth, T., Wegener N., Meyerhoff J. & Arlinghaus R., (2023). Do anglers and managers think similarly about stocking, habitat management and harvest regulations? Implications for the management of community-governed recreational fisheries, *Fisheries Research*, Volume 260, 106589, ISSN 0165-7836.
- Klein, Z. B., Quist, M. C., & Guy, C. S. (2023). Suppression of invasive fish in the West: Synthesis and suggestions for improvement. *North American Journal of Fisheries Management*, 43(2), 369-383.
- Klimaszyk, P., Joniak T., & Rzymiski P. (2014). Roosting colony of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) as a source of nutrients for the lake. *Limnological Review* 14.3: 111-119.
- Knapp, R. A. & Matthews, K. R. (1998). Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration ecology*, 6(2), 207-213.
- Kock, A., Glanville, H. C., Law, A. C., Stanton, T., Carter, L. J., & Taylor, J. C. (2023). Emerging challenges of the impacts of pharmaceuticals on aquatic ecosystems: A diatom perspective. *Science of the Total Environment*, 878, 162939.
- Kohl, F. (2008). Cormorants and protection of fish stocks: a pan-European problem. Committee on Fisheries, EU Parliament, Brussels, Belgium.
- Kohl, F. (2015). Cormorants in Europe-Development of Breeding Pairs & Total Population Trends per Country. A Documentation of European Anglers Alliance. 02.1
- Kondor A Cs, Molnár É, Jakab G, Vancsik A, Filep T, Szeberényi J, Szabó L, Maász G, Pirger Zs, Weiperth A, Ferincz Á, Staszny Á, Dobosy P, Horváthné Kiss K, Hatvani I. G. & Szalai Z

- (2022). Pharmaceuticals in water and sediment of small streams under the pressure of urbanization: Concentrations, interactions, and risks science of the total environment 808, 152160
- Korkmaz, N. E., Caglar, N. B., Aksu, A., Unsal, T., Balcıoglu, E. B., Arslan, H. C., & Demirel, N. (2023). Occurrence, bioconcentration, and human health risks of pharmaceuticals in biota in the Sea of Marmara, Türkiye. *Chemosphere*, 325, 138296.
- Kumar, R., & Hwang, J. S. (2006). Larvicidal efficiency of aquatic predators: a perspective for mosquito biocontrol. *Zoological Studies*, 45(4), 447-466.
- Lambert, S., & Wagner, M. (2018). Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. Springer International Publishing. 1-23.
- Landsman, S. J., Wachelka, H. J., Suski, C. D., & Cooke, S. J. (2011). Evaluation of the physiology, behaviour, and survival of adult muskellunge (*Esox masquinongy*) captured and released by specialized anglers. *Fisheries Research*, 110(2), 377-386.
- Lanszki J. (2009). Vadon élő vidrák Magyarországon, Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár, 238 p.
- Lanszki, J., & Sallai, Z. (2006). Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. *Mammalian Biology*, 71(6), 336-346.
- Lanszki, J., Pallos, Z. S., Nagy, D., & Yoxon, G. (2007). Diet and fish choice of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. *Aquaculture International*, 15, 393-402.
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P., & Argillier, C. (2011). Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(1), 120-132.
- Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and conservation*, 25, 451-466.
- Lemmens, P., Mergeay, J., Vanhove, T., De Meester, L. & Declerck, S. A. (2015). Suppression of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* by native pike *Esox lucius* in ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(1), 41-48.
- Lente V., (2023). Kűsz (*Alburnus alburnus*). In: Ferincz, , Staszny, ., Derer I. & Urbanyi B. (szerk): Magyar Halkonyv, Magyar Orsazogos Horgasz Szovetseg, Budapest 368 p., 154-156.

- Lente, V., Staszny, Á., Hegedűs, A., Weiperth, A., Bányai, Z. M., Urbányi, B., & Ferincz, Á. (2024). Growth of two invasive cichlids (Perciformes: Cichlidae) in a natural thermal water habitat of temperate Central Europe (Lake Hévíz, Hungary). *Biologia Futura*, 1-8.
- Lesiv, M. S., Polishchuk, A. I., & Antonyak, H. L. (2020). Aquatic macrophytes: ecological features and functions. *Studia Biologica*, 14(2), 79-94.
- Lester, N.P., Marshall, T.R., Armstrong, K., Dunlop, W.I. and Ritchie, B. (2003). A Broad-Scale Approach to Management of Ontario's Recreational Fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1312-1328.
- Lester, N.P., Sandstrom, S., de Kerckhove, D.T., Armstrong, K., Ball, H., Amos, J., Dunkley, T., Rawson, M., Addison, P., Dextrase, A., Taillon, D., Wasylenko, B., Lennox, P., III, Giacomini, H.C. & Chu, C. (2021). Standardized Broad-Scale Management and Monitoring of Inland Lake Recreational Fisheries: An Overview of the Ontario Experience. *Fisheries*, 46: 107-118.
- Lewin, W. C., Arlinghaus, R., & Mehner, T. (2006). Documented and Potential Biological Impacts of Recreational Fishing: Insights for Management and Conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14(4), 305–367.
- Lietz, P. (2010). Research into Questionnaire Design: A Summary of the Literature. *International Journal of Market Research*, 52(2), 249-272.
- Lin, S., Milardi, M., Gao, Y., & Wong, M. H. (2022a). Sustainable management of non-native grass carp as a protein source, weed-control agent and sport fish. *Aquaculture Research*, 53(17), 5809-5824.
- Lin, Q., Liao, Y., Xia, Q., & Peng, L. (2022b). Body size mediates the trophic cascade effect of filter-feeding fish [*Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phytoplankton in large enclosures. *Hydrobiologia*, 849(21), 4707-4724.
- Lorenzen, K., Beveridge, M. C., & Mangel, M. (2012). Cultured fish: integrative biology and management of domestication and interactions with wild fish. *Biological Reviews*, 87(3), 639-660.
- Lovell S. J., Hilger J., Steinback S., Hutt C. (2016). The economic contribution of marine angler expenditures on durable goods in the United States, 2014. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-165.

- Löki, V., Nagy, J., Neményi, Z., Nagy, A., Hagyó, A., Vitál, Z., Mozsár, A., Reynolds, S. J., & Lukács, B. A. (2025). Long-term perceptions of freshwater anglers about abandoned, lost or discarded fishing gear during their fishing careers. *Ecological Solutions and Evidence*, 6, e70123.
- Lundholm, J.T. and Richardson, P.J. (2010). MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology*, 47: 966-975.
- Lusk, S., Lusková, V., & Hanel, L. (2010). Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica*, 59(1), 57-72.
- Lyach, R. (2021). How Did the Czech Fishing Union Convince over 99% of Czech Recreational Anglers to Report Their Harvested Fish and Their Fishing Visits into Their Angling Logbooks?. *Sustainability*, 13(23), 13499.
- Lyach, R. (2023). Fisheries and Aquaculture in the Czech Republic: History, Current Status, Management, and Regulations. *Fisheries*, 48(5), 197-203.
- Lyach, R., & Čech, M. (2018). A new trend in Central European recreational fishing: More fishing visits but lower yield and catch. *Fisheries Research*, 201, 131-137.
- Lyon, J. P., Tonkin, Z., Moloney, P. D., Todd, C., & Nicol, S. (2018). Conservation implications of angler misidentification of an endangered fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(6), 1396-1402.
- MA-HAL (2021). Jelentés a Szervezet működésének 2020. évi eredményeiről, Magyar Akvakultúra és Halászati Szakmaközi Szervezet, Agrárközgazdasági Intézet, Budapest, 66p.
- Macbeth, W. G., Butcher, P. A., Collins, D., McGrath, S. P., Provost, S. C., Bowling, A. C., Geraghty P.T. & Peddemors, V. M. (2018). Improving reliability of species identification and logbook catch reporting by commercial fishers in an Australian demersal shark longline fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 25(3), 186–202.
- Mahdian, M., Hosseinzadeh, M., Siadatmousavi, S. M., Chalipa, Z., Delavar, M., Guo, M., Abolfathi, S. & Noori, R. (2023). Modelling impacts of climate change and anthropogenic activities on inflows and sediment loads of wetlands: Case study of the Anzali wetland. *Scientific Reports*, 13(1), 5399.

- Mai, L., Sun, X. F., Xia, L. L., Bao, L. J., Liu, L. Y., & Zeng, E. Y. (2020). Global riverine plastic outflows. *Environmental Science & Technology*, 54(16), 10049-10056.
- Mak, K. K., Yanase, H., & Renneberg, R. (2005). Cyanide fishing and cyanide detection in coral reef fish using chemical tests and biosensors. *Biosensors and Bioelectronics*, 20(12), 2581-2593.
- Martínez-Abraín, A., Marí-Mena, N., Vizcaíno, A., Vierna, J., Veloy, C., Amboage, M., Guitián-Caamaño, A., Key, C. & Vila, M. (2020). Determinants of Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet in a seasonally changing reservoir. *Hydrobiologia*, 847, 1803-1816.
- Marzano, M., Carss, D. N., & Cheyne, I. (2013). Managing European cormorant-fisheries conflicts: problems, practicalities and policy. *Fisheries Management and Ecology*, 20(5), 401-413.
- Matern S, Emmrich M, Klefoth T, Wolter, C., Nikolaus, R., Wegener, N. & Arlinghaus, R. (2019). Effect of recreational-fisheries management on fish biodiversity in gravel pit lakes, with contrasts to unmanaged lakes. *Journal of Fish Biology*, 94(6), 865-881.
- Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Hussner, A., Simon, J., & Arlinghaus, R. (2022). Fish community composition in small lakes: The impact of lake genesis and fisheries management. *Freshwater Biology*, 67, 2130–2147.
- Mawle, G.W. & Peirson, G. 2009. Economic evaluation of inland fisheries: Economic evaluation of inland fisheries:Managers report SC050026/SR2. Environment Agency, Bristol.
- Mazur, M. L.C., Smith, B., Bird, B., McMillan, S., Pyron, M., & Hauswald, C. (2022). Hydrologic connectivity and land cover affect floodplain lake water quality, fish abundance, and fish diversity in floodplain lakes of the Wabash-White River basin. *River Research and Applications*, 38(1), 160–172.
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., Evans, D. M., French, R. A., Parrish, J. K., Philips T. B., Ryan, S. F., Shanley L. A., Shirk, J. L., Stepenuck, K. F., Weltzin, J. F., Wiggins, A., Boyle O. D., Briggs, R. D., Chapin III, S. F., Hewitt, D. A., Preuss, P. W., Soukup, M. A. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15–28.

- McKight, P. E., & Najab, J. (2010). Kruskal-wallis test. *The corsini encyclopedia of psychology*, 1-1.
- McManus, A., Hunt, W., Storey, J., & White, J. (2011). Identifying the health and well-being benefits of recreational fishing. FRDC Project.
- Mehdi, H., Lau, S. C., Synyshyn, C., Salena, M. G., McCallum, E. S., Muzzatti, M. N., Bowman, J. E., Mataya, K., Bragg, L.M., Servos, M. R., Kidd, K. A., Scott G. R. & Balshine, S. (2021). Municipal wastewater as an ecological trap: Effects on fish communities across seasons. *Science of The Total Environment*, 759, 143430.
- Mehner, T., Rapp, T., Monk, C. T., Beck, M. E., Trudeau, A., Kiljunen, M., Hilt S. & Arlinghaus, R. (2019). Feeding aquatic ecosystems: whole-lake experimental addition of angler's ground bait strongly affects omnivorous fish despite low contribution to lake carbon budget. *Ecosystems*, 22, 346-362
- Meka, J. M. (2004). The Influence of Hook Type, Angler Experience, and Fish Size on Injury Rates and the Duration of Capture in an Alaskan Catch-and-Release Rainbow Trout Fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(4), 1309–1321.
- Melvin, S. D., & Wilson, S. P. (2013). The utility of behavioral studies for aquatic toxicology testing: a meta-analysis. *Chemosphere*, 93(10), 2217-2223.
- Merz, E., Saberski, E., Gilarranz, L. J., Isles, P. D., Sugihara, G., Berger, C., & Pomati, F. (2023). Disruption of ecological networks in lakes by climate change and nutrient fluctuations. *Nature Climate Change*, 13(4), 389-396.
- Meyerhoff, J., Klefoth, T., & Arlinghaus, R. (2019). The value artificial lake ecosystems provide to recreational anglers: Implications for management of biodiversity and outdoor recreation. *Journal of Environmental Management*, 252, 109580.
- Millennium ecosystem assessment, M. E. A. (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute. (<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf> Letöltve: 2024.08.05)
- Miranda, D. D. A., & de Carvalho-Souza, G. F. (2016). Are we eating plastic-ingesting fish?. *Marine pollution bulletin*, 103(1-2), 109-114.

- Moore, A., Schirmer J., Magnusson, A., Keller K., Hinten, G., Galeano, D., Woodhams, J., Wright, D., Maloney, L. & Dix, A. (2023). National Social and Economic Survey of Recreational Fishers 2018-2021, FRDC Project No 2018-161; Fisheries Research and Development Corporation
- Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M. P., Grau, A. M., Riera, F., & Cerda, M. (2005). The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science*, 62(4), 727-739.
- Morales-Nin, B., Cardona-Pons, F., Maynou, F., & Grau, A. M. (2015). How relevant are recreational fisheries? Motivation and activity of resident and tourist anglers in Majorca. *Fisheries Research*, 164, 45-49.
- Moraes, K. R.d., Souza, A. T., Bartoň, D., Blabolil, P., Muška, M., Prchalová, M., Randák T., Říha M., Vašek, M., Turek, J., Tušer, M., Žlábek, V. & Kubečka, J. (2023). Can a protected area help improve fish populations under heavy recreation fishing?. *Water*, 15(4), 632.
- Morgan, M., & Ho, Y. (2018). Perception of Asian carp as a possible food source among Missouri anglers. *Human Dimensions of Wildlife*, 23(5), 491–498.
- Mosley, L. M. (2015). Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews*, 140, 203-214.
- Mozsár A. (2023). Amur (*Ctenopharyngodon idella*) In: Ferincz, Árpád; Staszny, Ádám; Dérér, István; Urbányi, Béla (szerk.) *Magyar Halkönyv*, Budapest, Magyarország, Magyar Országos Horgász Szövetség (2023) 359 p. p. 130-132
- Mulligan, H., Schall, B. J., Davis, T., & Coulter, A. A. (2023). Opportunities for regional collaboration and prevention: Assessing the risk of the live bait trade as a pathway of invasive species. *Biological Conservation*, 287, 110342.
- Müller, T., Urbányi, B., & Staszny, Á. (2020). *Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, rétcsík, széles kárász)(második, módosított kiadás)*.
- Myers, B. J., Lynch, A. J., Bunnell, D. B., Chu, C., Falke, J. A., Kovach, R. P., Krabbenhoft, T., J., Kwak, T., J. & Paukert, C. P. (2017). Global synthesis of the documented and projected effects of climate change on inland fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, 339-361.

- Nagy, A., Neményi, Z., Hagyó, A., Lukács, B. A., Vitál, Z., Mozsár, A., Reynolds S. J., Nagy, J. & Löki, V. (2025). The Knowledge and Perceptions of Recreational Anglers Related to Alien Plant Species in Freshwater Ecosystems: A Case Study From Hungary. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 35(3), e70082.
- Nagy, L., Andalik, P., Somogyi, D., Nyeste, K., & Antal, L. (2024). A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség-alapú ökológiai állapotminősítése eltérő mintavételi protokollok és módszerek alapján. *Halászatfejlesztés*, 41, 167-172.
- Nagy S. A., Grigorszky I., Wittner I., Dévai Gy. (2007): A halastavi halhústermelés ökológiai alapjai, In: Haltenyésztés, Ed.:Hancz Csaba, Kaposvár, 262p., 15-39 pp.
- Napiórkowska-Krzebietke, A., Kalinowska, K., Bogacka-Kapusta, E., Stawecki, K., & Traczuk, P. (2021). Persistent blooms of filamentous cyanobacteria in a cormorant-affected aquatic ecosystem: Ecological indicators and consequences. *Ecological Indicators*, 124, 107421.
- Naz, S., Hussain, R., Ullah, Q., Chatha, A. M. M., Shaheen, A., & Khan, R. U. (2021). Toxic effect of some heavy metals on hematology and histopathology of major carp (*Catla catla*). *Environmental science and pollution research*, 28, 6533-6539.
- Neményi, Z., Nagy, A., Hagyó, A., Nagy, J., Vitál, Z., Lukács, B. A., & Löki, V. (2024). Tracking abandoned, lost or discarded fishing gears of anglers by analyzing magnet fishers' catch. *Hydrobiologia*, 851(9), 2249-2260.
- Nemzeti Horgászturisztikai Stratégia (NHTS 2030) 2.0 kormányzati előkészítési állapot (2024): A Nemzeti Horgászturisztikai Stratégia 1.0 horgász-, horgászszervezeti és szakmai konzultációinak, társadalmi egyeztetésének eredménye alapján, Nemzeti Horgászturisztikai Stratégiai és Fejlesztési Munkacsoport, Budapest 2024. március 20.
- Népszámlálás (2022): <https://nepszamlalas2022.ksh.hu/> (Letöltve: 2024. 03.12.)
- Niesar, M., Arlinghaus, R., Rennert, B., & Mehner, T. (2004). Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiments to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing. *Fisheries Management and Ecology*, 11(3-4), 225-235.
- Nikolaus, R., Matern, S., Schafft, M., Maday, A., Wolter, C., Klefoth, T. & Arlinghaus, R. (2022). Influence of protected riparian areas on habitat structure and biodiversity in and at small lakes managed by recreational fisheries. *Fisheries Research*. 256. 106476.

- Nordwall, F., Lundberg, P., & Eriksson, T. (2000). Comparing size-limit strategies for exploitation of a self-thinned stream fish population. *Fisheries Management and Ecology*, 7(5), 413-424.
- Obolewski, K., Glińska-Lewczuk, K., Ożgo, M., & Astel, A. (2016). Connectivity restoration of floodplain lakes: an assessment based on macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 774, 23-37.
- Oertli B (2018). Freshwater biodiversity conservation: The role of artificial ponds in the 21st century. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*; 28: 264–269.
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P. & Lachavanne, J. B. (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 535-540.
- Onmuş, O., Soydan, E., & Tavares, J. P. (2023). Population dynamics and wintering strategies of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*): what are the factors for selecting wintering sites?. *Hydrobiologia*, 850(1), 151-166.
- Oremland, L., Furnish, A., Byrd, J., & Cody, R. (2022). How fishery managers can harness the power of the crowd: using citizen science and nontraditional data sources in fisheries management. *Fisheries*, 47(11), 459-462.
- O'Toole, A.C., Hanson, K.C. & Cooke, S.J. (2009). The Effect of Shoreline Recreational Angling Activities on Aquatic and Riparian Habitat Within an Urban Environment: Implications for Conservation and Management. *Environmental Management* 44, 324–334.
- Östergren, J., Palm, S., Gilbey, J., Spong, G., Dannewitz, J., Königsson, H., Persson, J., & Vasemägi, A. (2021). A century of genetic homogenization in Baltic salmon-evidence from archival DNA. *Proceedings. Biological sciences*, 288(1949), 20203147.
- Padisák J. (2005): *Általános limnológia*, ELTE Eötvös Kiadó, 331 p. Paerl, H. W., Fulton III, R. S., Moisander, P. H., & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *TheScientificWorldJournal*, 1, 76-113.
- Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012): Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46(5), 1349-1363.
- Page, K. S., Zweifel, R. D., Carter, G., Radabaugh, N., Wilkerson, M., Wolfe, M., Greenlee M. & Brown, K. (2012). Do Anglers Know What They Catch? Identification Accuracy and Its

- Effect on Angler Survey-Derived Catch Estimates. *North American Journal of Fisheries Management*, 32(6), 1080–1089.
- Papp Károlyné & Fűrész Gy. (2003). *Vízminőség, vízvizsgálatok*. Magyar Országos Horgász Szövetség.
- Paschos, I., Nathanailides, C., Tsoumani, M., Perdikaris, C., Gouba, E., & Leonardos, I. (2004). Intra and inter-specific mating options for gynogenetic reproduction of *Carassius gibelio* (Bloch, 1783) in Lake Pamvotis (NW Greece). *Belgian Journal of Zoology*, 134(1), 55-60.
- Pascoe, S., Doshi, A., Dell, Q., Tonks, M., & Kenyon, R. (2014). Economic value of recreational fishing in Moreton Bay and the potential impact of the marine park rezoning. *Tourism Management*, 41, 53-63.
- Pawson, M. G., Glenn, H., & Padda, G. (2008). The definition of marine recreational fishing in Europe. *Marine Policy*, 32(3), 339–350.
- Peeters, F., Straile, D., Lorke, A., Livingstone, D.M. (2007). Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology*. 13, 1898–1909.
- Pelissoli, Y.M., Agostinho, A.A., Schmitz, M.H. and Pelicice, F.M., 2023. An overview of fish stocking in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 21.
- Penczak, T., Galicka, W., Głowacki, Ł., Koszaliński, H., Kruk, A., Zięba, G., Kostrzewa, J. & Marszał, L. (2004), Fish assemblage changes relative to environmental factors and time in the Warta River, Poland, and its oxbow lakes. *Journal of Fish Biology*, 64: 483-501.
- Pérez, J., Izquierdo, J. I., de la Hoz, J., & Garcia-Vazquez, E. (2005). Female biased angling harvests of Atlantic salmon in Spain. *Fisheries Research*, 74(1-3), 127-133.
- Perrone, S.M., Deutsch, C., Bilenca, D.N. & Agostini, M.G. (2022). Artificial aquatic habitats impoverish amphibian diversity in agricultural landscapes of central Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(4), 591–604.
- Petts, G. E. (1984). *Impounded rivers: Perspectives for ecological management*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.

- Pickett, G. D., Eaton, D. R., Cunningham, S., Dunn, M. R., Potten, S. D., & Whitmarsh, D. (1995). An appraisal of the UK bass fishery and its management. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research, 47 p.
- Pitcher, T. J., & Hollingworth, C. E. (2002). Fishing for fun: where's the catch. *Recreational fisheries: Ecological, economic and social evaluation*. Blackwell Science, Oxford, 1-16.
- Pitcher, T. J., & Hollingworth, C. (Eds.). (2008). *Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation*. John Wiley & Sons.
- Poff, N. L., & Hart, D. D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience*, 52, 659–668.
- Pollock, K. H., & Pine III, W. E. (2007): The design and analysis of field studies to estimate catch-and-release mortality. *Fisheries Management and Ecology*, 14(2), 123-130.
- Poorten, B. T. v., Arlinghaus, R., Deadlow, K., & Haertel-Borer, S. (2011). Social-ecological interactions, management panaceas, and the future of wild fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(30), 12554-12559.
- Poorten, B.T.v., Cox, S.P. & Cooper, A.B. (2013). Efficacy of harvest and minimum size limit regulations for controlling short-term harvest in recreational fisheries. *Fish Manag Ecol*, 20: 258-267.
- Poór, Á., Juhász, L., & Fazekas, G. (2009). Adatok a Belfő-csatorna halközösségéről, Datas from fish community of Belfő-canal. *Pisces Hungarici*, 3, 33-38.
- Pope, K. L., Pegg, M. A., Cole, N. W., Siddons, S. F., Fedele, A. D., Harmon, B. S., Ruskamp, R. l., Turner D. R. & Uerling, C. C. (2016). Fishing for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 183, 408-417.
- Post, J. R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N. P., Walters, C. J., Parkinson, E. A., Paul, A., J., Jackson l., & Shuter, B. J. (2002). Canada's recreational fisheries: the invisible collapse?. *Fisheries*, 27(1), 6-17.
- Potts W. M, Downey-Breidt N, Obregon P, Hyder K, Bealey R, Sauer W. H. H. (2019). What constitutes effective governance of recreational fisheries? A global review. *Fish Fish*; 21: 91–103.

- Preisznér, B., (2023a). Fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*). In: Ferincz, Á, Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p. 220-222.
- Preisznér, B., (2023b). Törpeharcsa (*Ameiurus nebulosus*). In: Ferincz, Á, Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p., 223-225.
- Puntila, R., Vilizzi, L., Lehtiniemi, M. & Copp, G. H. (2013). First Application of FISK, the Freshwater Fish Invasiveness Screening Kit, in Northern Europe: Example of Southern Finland. Risk Analysis 33 (8): 1397-1403.
- Radford, Z., Hyder, K., Zarauz, L., Mugerza, E., Ferter, K., Pallezo, R., Strehlow H., V., Townhill B., Lewin W. C. & Weltersbach, M. S. (2018). The impact of marine recreational fishing on key fish stocks in European waters. PLoS One, 13(9), e0201666.
- Rasmussen, G., & Geertz-Hansen, P. (2001). Fisheries management in inland and coastal waters in Denmark from 1987 to 1999. Fisheries Management and Ecology, 8(4-5), 311-322.
- Remonti, L., Prigioni, C., Balestrieri, A., Sgrosso, S., & Priore, G. (2010). Eurasian otter (*Lutra lutra*) prey selection in response to a variation of fish abundance. Italian Journal of Zoology, 77(3), 331-338.
- Rencz, F. (2022). Kérdőívtervezés. Budapesti Corvinus Egyetem. ISBN 978-963-503-914-2
- Restivo, V. E., Kidd, K. A., Surette, M. G., Servos, M. R., & Wilson, J. Y. (2021). Rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) from a river impacted by municipal wastewater effluents have altered gut content microbiomes. Science of the Total Environment, 751, 141724.
- Reusch, T. B., Ehlers, A., Hämmerli, A., & Worm, B. (2005). Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. Proceedings of the National Academy of Sciences, 102(8), 2826-2831.
- Reynaud, A., & Lanzanova, D. (2017). A global meta-analysis of the value of ecosystem services provided by lakes. Ecological Economics, 137, 184-194.
- Reynolds, C. S., & Walsby, A. E. (1975). Water-blooms. Biological reviews, 50(4), 437-481.

- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., & Moyle, P. B. (2008). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*, 10, 89-102.
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation biology*, 13(5), 1220-1222.
- Richard, A., Dionne, M., Wang, J. & Bernatchez, L. (2013). Does catch and release affect the mating system and individual reproductive success of wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)?. *Mol Ecol*, 22: 187-200.
- Ridgway, J.L., Lawson, K.M., Shier, S.A., Calfee, R.D. & Chapman, D.C. (2023). An Assessment of Fish Herding Techniques: Management Implications for Mass Removal and Control of Silver Carp, *North American Journal of Fisheries Management*, 43(1), pp. 176–188
- Riepe, C., Fujitani, M., Cucherousset, J., Pagel, T., Buoro, M., Santoul, F., Lassus, R. & Arlinghaus, R. (2017). What determines the behavioral intention of local-level fisheries managers to alter fish stocking practices in freshwater recreational fisheries of two European countries?. *Fisheries Research*, 194, 173-187.
- Říha, M., Kubečka, J., Vašek, M., SeřA, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Matěna, J., Hladík, M., Čech, M., Drašík, V., Frouzová, J., Hohausová, E., Jarolím, O., Jůza, T., Kratochvíl, M., Peterka, J. & Tušer, M. (2009). Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, 16: 121-129.
- Roberson, L.A., Watson, R.A. & Klein, C.J. (2020). Over 90 endangered fish and invertebrates are caught in industrial fisheries. *Nat Commun* 11, 4764.
- Roberts, A., Munday, M., Roche, N., Brown, A., Armstrong, M., Hargreaves, J., Pilgrim-Morrison, S., Williamson, K. & Hyder, K. (2017). Assessing the contribution of recreational sea angling to the English economy. *Marine Policy*, 83, 146-152.
- Roozen, F. C., Lürling, M., Vlek, H., Van Der Pouw Kraan, E. A., Ibelings, B. W., & Scheffer, M. (2007). Resuspension of algal cells by benthivorous fish boosts phytoplankton biomass and alters community structure in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 52(6), 977-987.
- Rubenson, E. S., & Olden, J. D. (2017). Dynamism in the upstream invasion edge of a freshwater fish exposes range boundary constraints. *Oecologia*, 184, 453-467.

- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. (2008). Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *Comptes Rendus Biologies*, 331(4), 298-308.
- Rytwinski, T., Taylor, J. J., Donaldson, L. A., Britton, J. R., Browne, D., Gresswell, R. E., Lintermans, M., Prior, K. A., Pellatt, M. G., Vis, C. & Cooke, S. J. (2018). The effectiveness of non-native fish removal techniques in freshwater ecosystems: a systematic review. *Environmental Reviews*.
- Sass, G. G., Rypel, A. L., & Stafford, J. D. (2017). Inland fisheries habitat management: lessons learned from wildlife ecology and a proposal for change. *Fisheries*, 42(4), 197-209.
- Sanyanga, R.A., Machena, C. & Kautsky, N. (1995). Abundance and distribution of inshore fish in fished and protected areas in Lake Kariba, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 306, 67–78 (1995).
- Sály, P., Erős, T., Takács, P., Kiss, I., & Bíró, P. (2009). Kisvízfolyások halegyüttestípusai és karakterfajai a Balaton vízgyűjtőjén: élőhelytípus-indikátorok és fajegyüttes-indikátorok. *Pisces Hungarici*, 3, 133-146.
- Sály, P. & Hódi B., K. (2011.) A Tarna felső és középső vízgyűjtőjének pataki halegyüttese, *Pisces Hungarici* 5 (2011) 83-94.
- Sály P., Specziár A., Czeglédi I., Maroda Á., Preiszner B., Szalóky Z., Erős T. (2021): Minősítési index holtágak halakkal történő ökológiai állapotminősítéséhez. *Pisces Hungarici* 15:23–37.
- Schafft, M., Wegner, B., Meyer, N., Wolter, C., & Arlinghaus, R. (2021). Ecological impacts of water-based recreational activities on freshwater ecosystems: a global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1959), 20211623.
- Scheffer, M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. *TheScientificWorld* 1, 254-263
- Scheufele, G., Pascoe, S. (2022). Estimation and use of recreational fishing values in management decisions. *Ambio* 51, 1275–1286.
- Schmitz, O. J., Hawlena, D., & Trussell, G. C. (2010). Predator control of ecosystem nutrient dynamics. *Ecology letters*, 13(10), 1199-1209.
- Šmejkal, M., Kalous, L., Auwerx, J., Gorule, P. A., Jarić, I., Dočkal, O., Fedorčák, J., Muška, M., Thomas, K., Takács, P., Ferincz, Á., Choleva, L., Lamatsch, D., K., Wanzenböck, J. & Van Wichelen, J. (2025). Wetland fish in peril: A synergy between habitat loss and biological

- invasions drives the extinction of neglected native fauna. *Biological Conservation*, 302, 110948.
- Servili, A., Canario, A. V., Mouchel, O., & Muñoz-Cueto, J. A. (2020). Climate change impacts on fish reproduction are mediated at multiple levels of the brain-pituitary-gonad axis. *General and Comparative Endocrinology*, 291, 113439.
- Sheng, Y., L. C. Smith, G. M. MacDonald, K. V. Kremenetski, K. E. Frey, A. A. Velichko, M. Lee, D. W. Beilman, & P. Dubinin (2004). A high-resolution GIS-based inventory of the west Siberian peat carbon pool, *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB3004,
- Silva, J., Jones, W. & Phillips, L. (2007). LIFE and Europe's wetlands – Restoring a vital ecosystem, Publications Office, European Commission: Directorate-General for Environment, 65p. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/22840>
- Simaika, J. P., Samways, M. J., & Frenzel, P. P. (2016). Artificial ponds increase local dragonfly diversity in a global biodiversity hotspot. *Biodiversity and conservation*, 25, 1921-1935.
- Similä, J., Thum, R., Ring, I., & Varjopuro, R. (2005). Interplay between European regulation and national policies in biodiversity conflict reconciliation, UFZ—Discussion Papers. UFZ Centre for Environmental Research.
- Skov, C., Berg, S., Eigaard, O. R., Jessen, T. K., & Skov, P. V. (2020). Danish fisheries and aquaculture: past, present, and future. *Fisheries*, 45(1), 33-41.
- Snyder, M. R., Stepien, C. A., Marshall, N. T., Scheppler, H. B., Black, C. L., & Czajkowski, K. P. (2020). Detecting aquatic invasive species in bait and pond stores with targeted environmental (e) DNA high-throughput sequencing metabarcoding assays: Angler, retailer, and manager implications. *Biological Conservation*, 245, 108430.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2018). Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Science of the Total Environment*, 612, 9-17.
- Sourial, N., Wolfson, C., Zhu, B., Quail, J., Fletcher, J., Karunanathan, S., Bandeen-Roche K., Bélanf F. & Bergman, H. (2010). Correspondence analysis is a useful tool to uncover the relationships among categorical variables. *Journal of clinical epidemiology*, 63(6), 638-646.

- Sparrevohn, C. R., & Storr-Paulsen, M. (2012). Using interview-based recall surveys to estimate cod *Gadus morhua* and eel *Anguilla anguilla* harvest in Danish recreational fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 69(2), 323-330.
- Specziár, A., & Erős, T. (2015). Freshwater resources and fisheries in Hungary. *Freshwater Fisheries Ecology*, 196–200.
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise, S., Benedetto, A. & Abete, M. C. (2013). Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere*, 90(2), 358-365.
- Stålhammar, M., Linderfalk, R., Brönmark, C., Arlinghaus, R., & Nilsson, P. A. (2012). The impact of catch-and-release on the foraging behaviour of pike (*Esox lucius*) when released alone or into groups. *Fisheries Research*, 125, 51-56.
- Staszny, Á. (2023): Élőhelyek és környezeti tényezők. In: Ferincz, Á, Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p., 46-49 pp.
- Staszny, Á., Dobosy, P., Maasz, G., Szalai, Z., Jakab, G., Pirger, Zs., Szeberenyi, J., Molnar, E., Pap, L.O., Juhasz, V., Weiperth, A., Urbanyi, B., Kondor, A.Cs. & Ferincz, Á. (2021): Effects of pharmaceutically active compounds (PhACs) on fish body and scale shape in natural waters, *PeerJ* 9:e10642
- Steffens, W. (2010). Great Cormorant—substantial danger to fish populations and fishery in Europe. *Bulgarian journal of agricultural science*, 16(3), 322-331.
- Steinback, S., Gentner, B. & Castle, J., (2004). The economic importance of marine angler expenditures in the United States. NOAA Professional Paper NMFS.
- Stensland, S., Aas, Ø., & Mehmetoglu, M. (2013). The Influence of Norms and Consequences on Voluntary Catch and Release Angling Behavior. *Human Dimensions of Wildlife*, 18(5), 373–385.
- Strehlow, H. V., Schultz, N., Zimmermann, C., & Hammer, C. (2012). Cod catches taken by the German recreational fishery in the western Baltic Sea, 2005–2010: implications for stock assessment and management. *ICES Journal of Marine Science*, 69(10), 1769-1780.

- Stockwell, C. A., Hendry, A. P., & Kinnison, M. T. (2003). Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in ecology & evolution*, 18(2), 94-101.
- Stott, T. (2019). *Water Sports and Water-Based Recreation*. In: *Outdoor Recreation*. Palgrave Macmillan, Cham.
- Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838.
- Summers, J. K., Smith, L. M., Case, J. L., & Linthurst, R. A. (2012). A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *Ambio*, 41, 327-340.
- Sundblad, G. & Bergström, U. (2014). Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *AMBIO* 43, 1020–1028
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A. & Eklöv, P. (2014). Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 71(3), 672-680.
- Sutter, D. A., Suski, C. D., Philipp, D. P., Klefoth, T., Wahl, D. H., Kersten, P., Cooke S. J. & Arlinghaus, R. (2012). Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(51), 20960-20965.
- Sutton, S. (2003). Personal and Situational Determinants of Catch-and-Release Choice of Freshwater Anglers. *Human Dimensions of Wildlife*, 8(2), 109–126.
- Sutton, S. G. (2006). *An assessment of the social characteristics of Queensland's recreational fishers*. Queensland, Australia: CRC Reef Research Centre., 150p.
- Syslo, J. M., Guy, C. S., Bigelow, P. E., Doepke, P. D., Ertel, B. D., & Koel, T. M. (2011). Response of non-native lake trout (*Salvelinus namaycush*) to 15 years of harvest in Yellowstone Lake, Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(12), 2132-2145.
- Szabó, I. (2018). Az Ér folyó csatornáinak aktuális halközössége The actual fish community in the Ér/Ier River. *Pisces Hungarici* 12. 57-62
- Szepesi, Zs., Sallai, Z., Erős, T., Takács, P., Czeglédi, I., Sevcsik, A., Tóth B., Müller T. & Harka, Á. (2022). A Zagyva halfaunája 2003 és 2022 között Fishfauna of the river Zagyva (Hungary), between 2003 and 2022. *Pisces Hungarici* 16. 63-82.

- Tabari, H. (2020). Climate change impact on flood and extreme precipitation increases with water availability. *Scientific reports*, 10(1), 13768.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A. & Erős T. (2017). Non-native fish species Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution, *Hydrobiologia*, 795: 1-22.
- Takács, P., Erős, T., Specziár, A., Sály, P., Vitál, Z., Ferincz, Á., ... & Csoma, E. (2015a). Population genetic patterns of threatened European Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a fragmented landscape: implications for conservation management. *PLoS One*, 10(9), e0138640.
- Takács P, Maász G, Vitál Z, Harka Á (2015b). Aquarium fishes in the outflow of the thermal Lake Hévíz. *Pisces Hungarici* 9:59–64.
- Tapkir, S., Boukal, D., Kalous, L., Bartoň, D., Souza, A.T., Kolar, V., Soukalová K., Duchet C., Gottwald M. & Šmejkal M. (2022). Invasive gibel carp (*Carassius gibelio*) outperforms threatened native crucian carp (*Carassius carassius*) in growth rate and effectiveness of resource use: Field and experimental evidence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(12), 1901–1912.
- Tarkan, A. S., Almeida, D., Godard, M. J., Gaygusuz, Ö., Rylands, M., Sayer, C. D., Zięba, G., & Copp, G. H. (2016). A review and meta-analysis of growth and life-history traits of a declining European freshwater fish, crucian carp *Carassius carassius*. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26: 212–224. doi:10.1002/aqc.2580.
- Taslina, K., Al-Emran, M., Rahman, M. S., Hasan, J., Ferdous, Z., Rohani, M. F., & Shahjahan, M. (2022). Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish– A review. *Toxicology reports*, 9, 858-868.
- Tatár, S., Bajomi, B., Specziár, A., Tóth, B., Trenovszki, M. M., Urbányi, B., Csányi, B., Szekeres, J. & Müller, T. (2017). Habitat establishment, captive breeding and conservation translocation to save threatened populations of the Vulnerable European mudminnow *Umbra krameri*. *Oryx*, 51(4), 718-729.
- Tatár S., Sallai Z. & Müller T. (2020). A lápi póc, In: *Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réticsík, széles kárász) (második, módosított kiadás)* 264.p.

- Taylor, B. M., & McIlwain, J. L. (2010). Beyond abundance and biomass: effects of marine protected areas on the demography of a highly exploited reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 411, 243-258.
- Tempero, G. W., Hicks, B. J., Ling, N., Morgan, D., Daniel, A. J., Özkundakci, D. & David, B. (2019). Fish community responses to invasive fish removal and installation of an exclusion barrier at Lake Ohinewai, Waikato. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 53(3), 397–415.
- Theis, S. (2016). Typology of German Angling clubs in relation to means to manage local fisheries. Humboldt-Universität zu Berlin, Student project of M. Sc. Fishery Science and Aquaculture. 61.
- Thompson, L. A., Cooke, S. J., Donaldson, M. R., Hanson, K. C., Gingerich, A., Klefoth, T., & Arlinghaus, R. (2008). Physiology, behavior, and survival of angled and air-exposed Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(4), 1059-1068.
- Thorstad, E. B., Næsje, T. F., Fiske, P., & Finstad, B. (2003). Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research*, 60(2-3), 293-307.
- Thorstad, E.B., Diserud, O.H., Solem, Ø., Havn, T.B., Bjørum, L.O., Kristensen, T., Urke, H.A., Johansen, M.R., Lennox, R.J., Fiske, P. and Uglem, I., (2020). The risk of individual fish being captured multiple times in a catch and release fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 27(3), pp.248-257.
- Thorp, J. H. (1986). Two distinct roles for predators in freshwater assemblages. *Oikos*, 75-82.
- Topić Popović, N., Čižmek, L., Babić, S., Strunjak-Perović, I., & Čož-Rakovac, R. (2023). Fish liver damage related to the wastewater treatment plant effluents. *Environmental science and pollution research*, 30(17), 48739-48768.
- Townhill, B. L., Radford, Z., Pecl, G., Putten, I., Pinnegar, J. K., & Hyder, K. (2019). Marine recreational fishing and the implications of climate change. *Fish and Fisheries*.
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water research*, 133, 182-207.

- Tsuboi, J. I., Morita, K., Sahashi, G., Kuroki, M., Baba, S., & Arlinghaus, R. (2021). Species-specific vulnerability to angling and its size-selectivity in sympatric stream salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(10), 1470-1478.
- Uusi-Heikkilä, S., Wolter, C., Klefoth, T., & Arlinghaus, R. (2008). A behavioral perspective on fishing-induced evolution. *Trends in ecology & evolution*, 23(8), 419-421.
- van Beusekom, J. E. (2018). Eutrophication. *Handbook on marine environment protection: Science, impacts and sustainable management*, 429-445.
- van Der Walt, J. A., Marr, S. M., Wheeler, M. J., Impson, N. D., Garrow, C., & Weyl, O. L. (2019). Successful mechanical eradication of spotted bass (*Micropterus punctulatus* (Rafinesque, 1819)) from a South African river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2), 303-311.
- Varble, S. & Secchi, S. (2013). Human consumption as an invasive species management strategy. A preliminary assessment of the marketing potential of invasive Asian carp in the US, *Appetite* 65: 58-67
- Vašek, M., Prchalová, M., Říha, M., Blabolil, P., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Jůza, T., Kratochvíl, M., Muška, M., Peterka, J., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vejřík, L., Znachor, P., Mrkvička, T., Sed'a, J. & Kubečka, J. (2016). Fish community response to the longitudinal environmental gradient in Czech deep-valley reservoirs: implications for ecological monitoring and management. *Ecological Indicators*, 63, 219-230.
- Václavíková, M., Václavík, T., & Kostkan, V. (2011). Otters vs. fishermen: Stakeholders' perceptions of otter predation and damage compensation in the Czech Republic. *Journal for Nature Conservation*, 19(2), 95-102.
- Veneranta, L., Heikinheimo, O., & Marjomäki, T. J. (2020). Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) predation on a coastal perch (*Perca fluviatilis*) population: estimated effects based on PIT tag mark-recapture experiment. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7-8), 2611-2622.
- Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A., & Neuvonen, M. (2010). Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of environmental management*, 91(4), 984-994
- Vitál Z. (2023a): Fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), in: Ferincz Á., Staszny, Á., Dérer, I., Urbányi, B. (Szerk.): *Magyar Halkönyv*, MOHOSZ, Budapest 368 pp.

- Vitál Z. (2023b): Pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis*), in: Ferincz Á., Staszny, Á., Dérer, I., Urbányi, B. (szerk.): Magyar Halkönyv, MOHOSZ, Budapest 368 pp.
- Vitál, Z., Chapman, D. C., Sallai, M., & Mozsár, A. (2024). Themed social networking groups as effective sources of data: A country-wide survey on invasive bigheaded carp (*Hypophthalmichthys molitrix* and *H. Nobilis*) detection and distribution. *Citizen Science: Theory and Practice*, 9(1).
- Vitál Z., Juhász I. & Mozsár A. (2025). A busák horgászatának helyzete Magyarországon, In: Nagy Zoltán (szerk.) A XLIX. Halászati Tudományos Tanácskozás kiadványa, Szarvas, 234 p. pp. 124-134.,11 p.
- VGT 3 (2022): Magyarország Vízyűjtő-Gazdálkodási Terve 2021, Országos Vízügyi Főigazgatóság 2022. május, Budapest, 686 pp. <https://vizeink.hu/vgt/#page=1> (Letöltve 2024. 06.23.)
- Voigt, C. L., Da Silva, C. P., Doria, H. B., Randi, M. A. F., de Oliveira Ribeiro, C. A., & de Campos, S. X. (2015). Bioconcentration and bioaccumulation of metal in freshwater Neotropical fish *Geophagus brasiliensis*. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 8242-8252.
- Wagner, S., Klöckner, P., Stier, B., Römer, M., Seiwert, B., Reemtsma, T., & Schmidt, C. (2019). Relationship between discharge and river plastic concentrations in a rural and an urban catchment. *Environmental Science & Technology*, 53(17), 10082-10091.
- Waters, J.R. & Huntsman, G.R. (1986) Incorporating mortality from catch and release into yield-per-recruit analyses of minimum-size limits. *North American Journal of Fisheries Management* 6, 463–471.
- Waddington, J. M., M. Strack, and M. J. Greenwood (2010), Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration, *J. Geophys. Res.*, 115, G01008
- Waller, D. M., Meyer, A. G., Raff, Z., & Apfelbaum, S. I. (2021). Shifts in precipitation and agricultural intensity increase phosphorus concentrations and loads in an agricultural watershed. *Journal of environmental management*, 284, 112019.
- Weber, M. J. & Brown M., L. (2009). Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after “Carp as a Dominant”: Ecological Insights for Fisheries Management, *Reviews in Fisheries Science*, 17:4, 524-537

- Weber, M.J., & Brown, M.L. (2015). Biomass-dependent effects of age-0 common carp on aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 742, 71–80
- Weber, M. J., Hennen, M. J., Brown, M. L., Lucchesi, D. O., & Sauver, T. R. S. (2016). Compensatory response of invasive common carp *Cyprinus carpio* to harvest. *Fisheries Research*, 179, 168-178.
- Wedderburn, S. D., Barnes, T. C., & Hillyard, K. A. (2014). Shifts in fish assemblages indicate failed recovery of threatened species following prolonged drought in terminating lakes of the Murray–Darling Basin, Australia. *Hydrobiologia*, 730, 179-190.
- Wedekind, H., Hilge, V. & Steffens, W. (2001). Present status, and social and economic significance of inland fisheries in Germany. *Fisheries Management and Ecology*, 8: 405-414.
- Weiperth, A. (2023): Kecsege (*Acipenser ruthenus*). In: Ferincz, Á, Staszny, Á., Dérer I. & Urbányi B. (szerk): Magyar Halkönyv, Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest 368 p.
- Weiperth, A., Czeglédi, I., Ferincz, Á., Gál, B., Sály, P., Specziár, A., Staszny Á., Takács P., Vitál Z. & Erős, T. (2017). Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése, In book: Magyarország Környezeti Állapota 2016, Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., Budapest, Hungary, 91-105pp
- Welcomme, R. L. (1992). The conservation and environmental management of fisheries in inland and coastal waters. *Netherlands Journal of Zoology* 2-3.
- Welcomme, R. L., Cowx, I. G., Coates, D., Béné, C., Funge-Smith, S., Halls, A., & Lorenzen, K. (2010). Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2881-2896.
- Westgate, M. J., Likens, G. E., & Lindenmayer, D. B. (2013). Adaptive management of biological systems: a review. *Biological Conservation*, 158, 128-139.
- Winfield, I. J. (2004). Fish in the littoral zone: ecology, threats and management. *Limnologica*, 34(1-2), 124-131.
- Wheeler, M., Cooper, N. R., Andrews, L., Hacker Hughes, J., Juanchich, M., Rakow, T., & Orbell, S. (2020). Outdoor recreational activity experiences improve psychological wellbeing of military veterans with post-traumatic stress disorder: Positive findings from a pilot study and a randomised controlled trial. *PloS one*, 15(11), e0241763.

- White, A. J., Schreer, J. F., & Cooke, S. J. (2008). Behavioral and physiological responses of the congeneric largemouth (*Micropterus salmoides*) and smallmouth bass (*M. dolomieu*) to various exercise and air exposure durations. *Fisheries Research*, 89(1), 9-16.
- White, C. R., Boertmann, D., Gremillet, D., Butler, P. J., Green, J. A., & Martin, G. R. (2011). The relationship between sea surface temperature and population change of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* breeding near Disko Bay, Greenland. *Ibis*, 153(1), 170-174.
- Whitney, J. E., Al-Chokhachy, R., Bunnell, D. B., Caldwell, C. A., Cooke, S. J., Eliason, E. J., Rogers M., Lynch A. J., Paukert, C. P. (2016). Physiological Basis of Climate Change Impacts on North American Inland Fishes. *Fisheries*, 41(7), 332–345.
- Whoriskey, F.G., Prusov, S. & Crabbe, S. (2000). Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoj River, Kola Peninsula, Russian Federation. *Ecology of Freshwater Fish*, 9: 118-125.
- Williams, A. E., & Moss, B. (2001). Angling and conservation at Sites of Special Scientific Interest in England: economics, attitudes and impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(5), 357-372.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341.
- Williams-Subiza, E. A., & Epele, L. B. (2021). Drivers of biodiversity loss in freshwater environments: A bibliometric analysis of the recent literature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(9), 2469-2480.
- Wirtz, P., & Morato, T. (2001). Unequal sex ratios in longline catches. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81(1), 187-188.
- Vollenweider, R. A. (1989). Global problems of eutrophication and its control. In *Symposia Biologica Hungarica* (Vol. 38, pp. 19-41).
- Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Lenters, J. D., Merchant, C. J., O'Reilly, C. M., & Sharma, S. (2020). Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(8), 388-403.
- World Bank (2012) Hidden harvest: the global contribution of capture fisheries. Report No. 66469-GLB. Washington: International Bank for Reconstruction and Development, pp. 152.

- Wuebbles, D. J., & Jain, A. K. (2001). Concerns about climate change and the role of fossil fuel use. *Fuel processing technology*, 71(1-3), 99-119.
- Xie, K., Chen, H., Qiu, Y., Kim, J. S., Yoon, S. K., Lin, Y., Liu, B., Wang, J., Chen, J. & Zhang, S. (2021). Exploring and predicting the individual, combined, and synergistic impact of land-use change and climate change on streamflow, sediment, and total phosphorus loads. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 726793.
- Yalden, D. W. (1992). The influence of recreational disturbance on common sandpipers *Actitis hypoleucos* breeding by an upland reservoir, in England. *Biological Conservation*, 61(1), 41-49.
- Zamora-Marín, J. M., Ilg, C., Demierre, E., Bonnet, N., Wezel, A., Robin, J., Vallod D., Calvo J., F., Oliva-Paterna F., J., Oertli, B. (2021). Contribution of artificial waterbodies to biodiversity: A glass half empty or half full?. *Science of the Total Environment*, 753, 141987.
- Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77, 161-170.
- Zhao, T., Grenouillet, G., Pool, T., Tudesque, L., & Cucherousset, J. (2015). Environmental determinants of fish community structure in gravel pit lakes. *Ecology of freshwater Fish*, 25(3), 412-421.
- Zhou, G., Zhao, X., Bi, Y., & Hu, Z. (2011). Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on spring phytoplankton community structure of Three-Gorges Reservoir (China): results from an enclosure experiment. *Journal of Limnology*, 70(1), 26-32.
- Zon, v. J. C. J. (1977). Grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) in Europe. *Aquatic Botany*, 3, 143-155.

11. Mellékletek

11.1. Az értekezésben szereplő halfajok rendszertani adatai és védettségi státusza

Rövidítés	Magyar név	Latin név	Család	Származás	Védettségi besorolás (Hhvtv; IUCN)
abrsp, blisp	Keszegfélék	<i>Abramis sp., Blicca sp.</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
acibae	Lénai tok	<i>Acipenser baerii</i>	<i>Acipenseridae</i>	idegenhonos	Kritikusan veszélyeztetett (Critically Endangered)
acique	Vágótok	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	<i>Acipenseridae</i>	őshonos	Védett; Kritikusan veszélyeztetett (Critically Endangered)
acinud	Simatok	<i>Acipenser nudiiventris</i>	<i>Acipenseridae</i>	őshonos	Védett; Kritikusan veszélyeztetett (Critically Endangered)
acirut	Kecsege	<i>Acipenser ruthenus</i>	<i>Acipenseridae</i>	őshonos	Védett; Súlyosan veszélyeztetett (Endangered)
aciste	Sóregtok	<i>Acipenser stellatus</i>	<i>Acipenseridae</i>	őshonos	Védett; Kritikusan veszélyeztetett (Critically Endangered)
albalb	Küsz	<i>Alburnus Alburnus</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
albbip	Sujtásos küsz	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
amemel	Fekete törpeharsca	<i>Ameiurus melas</i>	<i>Ictaluridae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
ameneb	Törpeharsca	<i>Ameiurus nebulosus</i>	<i>Ictaluridae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
babgym	Csupasztorkú géb	<i>Babka gymnotracheus</i>	<i>Gobiidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
barbar	Kővicsik	<i>Barbatula barbatula</i>	<i>Baltioridae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
barcar	Kárpáti márna	<i>Barbus carpathicus</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
caraur	Aranyhal	<i>Carassius auratus</i>	<i>Cyprinidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
carcar	Széles kárász	<i>Carassius carassius</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cargib	Ezüstkárász	<i>Carassius gibelio</i>	<i>Cyprinidae</i>	idegenhonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
chonas	Paduc	<i>Chondrostoma nasus</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Mérsékeltlen fenyegetett (Near Threatened)
clagar	Afrikai harsca	<i>Clarias gariepinus</i>	<i>Clariidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cobelo	Vágó csik	<i>Cobitis elongatooides</i>	<i>Cobitidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cotgob	Botos kölönte	<i>Cottus gobio</i>	<i>Cottidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cteide	Amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	<i>Cyprinidae</i>	idegenhonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cypcar	Ponty	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
esoluc	Csuka	<i>Esox lucius</i>	<i>Esox lucius</i>	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cuddan	Tiszai ingola	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	<i>Petromyzontid</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
cudmar	Dunai ingola	<i>Eudontomyzon mariae</i>	<i>Petromyzontid</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
gasacu	Tüskés pikó	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<i>Gasterosteidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
gobsp	Fenekjártó küllő	<i>Gobio sp.</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Védett
gobura	Felpillantó küllő	<i>Gobio uranoscopus</i>	<i>Cyprinidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
gymbal	Széles durbincs	<i>Gymnocephalus baloni</i>	<i>Percidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
gymsch	Selymes durbincs	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	<i>Percidae</i>	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
huchuc	Dunai galóca	<i>Hucho hucho</i>	<i>Salmonidae</i>	őshonos	Védett; Veszélyeztetett (Vulnerable)
hushus	Viza	<i>Huso huso</i>	<i>Acipenseridae</i>	őshonos	Védett; Kritikusan veszélyeztetett (Critically Endangered)
hypmol	Fehér busa	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	<i>Cyprinidae</i>	idegenhonos	Mérsékeltlen fenyegetett (Near Threatened)
hypnob	Pettyes busa	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	<i>Cyprinidae</i>	idegenhonos	Adathányi (Data Deficient)
ictpun	Pettyes harsca	<i>Ictalurus punctatus</i>	<i>Ictaluridae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
knicau	Kaukázusi törpegéb	<i>Knipowitschia caucasica</i>	<i>Gobiidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
lepgib	Naphal	<i>Lepomis gibbosus</i>	<i>Centrarchidae</i>	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)

Rövidítés	Magyar név	Latin név	Család	Származás	Védettségi besorolás (Hhvtv; IUCN)
leuas	Balin	<i>Leuciscus aspius</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
leudel	Kurtabaing	<i>Leucaspisus delineatus</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
leuidu	Jászkeszeg	<i>Leuciscus idus</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
leuleu	Nyúldomolykó	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
lotlot	Menyhal	<i>Lota lota</i>	Gadidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
micsal	Pisztrángsügér	<i>Micropterus salmoides</i>	Centrarchidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
misfos	Réti csik	<i>Misgurnus fossilis</i>	Cobitidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
mylpic	Fekete amur	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	Cyprinidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
neoflu	Folyami géb	<i>Neogobius fluviatilis</i>	Gobiidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
neomel	Feketeszájú géb	<i>Neogobius melanostomus</i>	Gobiidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
onomyk	Szivárványos pisztráng	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Salmonidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
perflu	Sügér	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
pergle	Amurgéb	<i>Percottus glenii</i>	Odontobutidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
phopho	Fürge cselle	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
polspa	Lapátorrú tok	<i>Polyodon spathula</i>	Polyodontidae	idegenhonos	Veszélyeztetett (Vulnerable)
ponkes	Kessler-géb	<i>Ponticola kessleri</i>	Gobiidae	idegenhonos	Veszélyeztetett (Vulnerable)
prosem	Tarka géb	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Gobiidae	idegenhonos	Mérsékelten fenyegetett (Near Threatened)
psepar	Razbóra	<i>Pseudorasbora parva</i>	Cyprinidae	idegenhonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
rhoama	Szivárványos ökle	<i>Rhodeus amarus</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
romcar	Homoki küllő	<i>Romanogobio carpathorossicus</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
romvla	Halványfoltú küllő	<i>Romanogobio vladykovi</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
rutrut	Bodorka	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
rutvir	Leánykoncér	<i>Rutilus virgo</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
sabs	Törpecsik	<i>Sabanejewia sp.</i>	Cobitidae	őshonos	Védett
saltru	Sebespisztráng	<i>Salmo trutta m. fario</i>	Salmonidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
sanluc	Süllő	<i>Sander lucioperca</i>	Percidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
sanvol	Kőszüllő	<i>Sander volgensis</i>	Percidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
scaery	Vörösszármű keszeg	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
squeep	Domolykó	<i>Squalius cephalus</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
silgla	Harsca	<i>Silurus glanis</i>	Siluridae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
telsou	Vaskos csabak	<i>Telestes souffia</i>	Cyprinidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
tintin	Compó	<i>Tinca tinca</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
umbkra	Lápi póc	<i>Umbra krameri</i>	Umbriidae	őshonos	Védett; Veszélyeztetett (Vulnerable)
vímvim	Szilvaorrú keszeg	<i>Vimba vimba</i>	Cyprinidae	őshonos	Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
zínstr	Német bucó	<i>Zingel streber</i>	Percidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)
zinzin	Magyar bucó	<i>Zingel zingel</i>	Percidae	őshonos	Védett; Legkisebb aggodalomra okot adó (Least Concern)

11.2. Tájékoztató és felkérés a halgazdálkodói kérdőív kitöltésére



MAGYAR ORSZÁGOS HORGÁSZ SZÖVETSÉG Országos Horgászszervezeti Szolgáltató Központ Titkárság

H-1124 Budapest, Korompai utca 17. * Levélcím: H-1511 Budapest, Pf. 7.
Telefon: +36 (1) 248 2590 * E-mail: titkarsag@mohosz.hu * Info: www.mohosz.hu

Alhaszonbérleti jogviszonyú halgazdálkodási hasznosító horgászszervezetek részére

Székhelyükön

Ikt. szám:	1195/2022.
Hiv. szám:	-
Ügyintéző:	Zellei Á.
Tárgy:	kérdőív

Tisztelt Horgásztársak!

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE) Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet Természetesvízi Halökológiai Tanszék részéről a MOHOSZ szervezetével egyeztetve kidolgozásra került egy kérdőív a horgász célú halgazdálkodás átfogó felmérése érdekében.

Kérjük, hogy az alhaszonbérleti jogviszonyú, 10 ha feletti halgazdálkodási vízterületek hasznosítói **2022. május 15-ig** töltsék ki a kérdőívet (több víztérkóddal rendelkező egybefüggő vízterületek, pl. folyószakaszok esetében az összevontan is kitölthető, az érintett összevont területek víztérkódjainak megjelenítése mellett).

A nem alhaszonbérletes vagy a 10 ha-nál kisebb vízterületek esetében is kitölthető a kérdőív, mely hasznos információkkal szolgálhat a kutatók számára, de a feldolgozás után az összehasonlító adatok rendelkezésre fognak állni a kitöltők részére is.

A kérdőív kitöltése a jelen levelünk kiküldését szolgáló e-mailben található linkkel indítható.

A MOHOSZ és a MATE együttműködése, illetve a feldolgozandó téma fontossága érdekében kiemelten számítunk együttműködésükre.

Budapest, 2022. április 21.

Dr. Szűcs Lajos

elnök

megbízásából

Dr. Dérec István

főigazgató



Tájékoztatásul kapja: MATE AKI THT

1195_Körlevél_kérdőív_halgazd_220421



A vizek, a halak, a horgászok érdekében és védelmében!

Horgász célú halgazdálkodás felmérése

Kedves Kitöltő!

Szeretném előre is megköszönni, hogy kitölti az űrlapot!

Válaszai elengedhetetlenül fontosak disszertációm elkészítéséhez!

Szeretném kiemelni, hogy a konkrét vízterületekre/egyesületekre vonatkozó adatok nem fognak megjelenni. A vízterületek elhelyezkedése inkább földrajzi/regionális szempontból fontosak számomra.

Amennyiben több vízterületet kezel, kérem minden víztérkódra külön töltsse ki az űrlapot!

* Kötelező kérdés

-
1. Kérjük adja meg az egyesület nevét, kódszámát! *

Kizárólag adminisztratív célokat szolgál, az eredmények közzétételkor nem fogjuk felhasználni!

-
2. Kérjük adja meg az Ön e-mail címét! *

Az esetleges tisztázó kérdések miatt szükséges, bizalmasan kezeljük és semmilyen más célra nem használjuk fel!

-
3. Kérjük adja meg az elnökségi tagok számát! *
-

4. Kérjük adja meg az elnökségi tagok legmagasabb iskolai végzettségét! *

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- Agrár felsőfokú
- Agrár középfokú/technikum
- Közgazdaságtudományi
- Jogtudomány
- Tanár (természettudományos)
- Tanár (humán)
- Érettségi (szakközépiskola vagy gimnázium)
- Műszaki (egyetemi, főiskolai)
- Szakmunkásképző
- Egészségügyi(felsőfokú)
- Egyéb: _____

5. Kérjük adja meg az egyesület felnőtt tagjainak számát! *

6. Kérjük adja meg az egyesület ifjúsági tagjainak számát! *

7. Kérjük adja meg az egyesület gyermek tagjainak számát! *

8. Kérjük adja meg az egyesület aktív tagjainak* a számát! *

*Aktív tag, aki az adott év során területi jegyet váltott saját kezelésű vízterületre.

9. Kérjük adja meg a kezelt vízterület víztérkódját! *

Több kezelt víztér esetén kérjük minden víztérkódra külön töltsse ki az űrlapot!

10. Kérjük adja meg a vízterület jellegét! *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- nyitott holtág (közvetlen kapcsolatban áll folyóval)
- mentett oldali holtág
- mentetlen oldali holtág
- völgyzárógátas mesterséges tó
- körtöltéses mesterséges tó
- természetes tó
- zárt, kifolyóval nem rendelkező bányató
- nyitott, kifolyóval rendelkező bányató
- csatorna
- természetes kisvízfolyás (patak, csermely, ér)
- folyó
- Duna

11. Kérjük adja meg a kezelt vízterület kiterjedését! *

Hektárban megadva.

12. Az Önök által kezelt vizeknek, van-e halak számára átjárható kapcsolata természetes vízzel? *

A válasz abban az esetben igen, ha a vízterület elfolyóvize közvetlenül természetes vízbe jut, illetve a befolyó víz olyan mederrel rendelkezik, amely a halak számára alkalmas élőhely!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

13. Hogyan végzi a vízterület hasznosítását? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Önálló hasznosítás történik *Ugrás a(z) 15. kérdésre*
- Társhasznosítóval együttműködve *Ugrás a(z) 14. kérdésre*

14. Kérjük adja meg a társszervezet nevét!

15. Kérjük adja meg mióta áll hasznosításuk alatt a vízterület! *

Évszám

16. Kérjük adja meg az elmúlt évben eladott éves területi jegyek számát! *

Darab

17. Kérjük adja meg az elmúlt évben eladott időszakos jegyek* számát! *

*Időszakos jegy: napijegy, többnapos jegy, hetijegy stb.

18. Kérjük adja meg az elmúlt évben eladott kiegészítő jegyek (behúzás, éjszakai stb.) számát! *

19. Végeznek-e rendszeres halállomány-felmérést külső szakértő bevonásával? *

A minimum 3 évente elvégzett vizsgálatot tekintjük rendszeresnek!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 20. kérdésre*
- Nem *Ugrás a(z) 21. kérdésre*

20. Milyen módszerrel végzik a halállomány-felmérést?

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- elektromos halászgéppel
- elektromos kecével
- kopoltyúhálós módszerrel
- varsás módszerrel
- kerítőhálós módszerrel
- szonárral
- Egyéb: _____

21. Végeztek-e halállomány felmérést külső szakértő bevonásával az elmúlt tíz évben legalább egy alkalommal? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 22. kérdésre*
- Nem *Ugrás a(z) 23. kérdésre*

22. Hány alkalommal?

23. Milyen rendszerességgel végez az egyesület vízminőségi vizsgálatokat? *

Fizikai és kémiai paraméterek vizsgálata.

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Hetente
- Havonta
- Fél évente
- Évente
- Egy évnél ritkábban
- Folyamatos online monitoring

24. vízminőség vizsgálat során kimutattak-e mikroszennyezőt (pesticid, nehézfém, gyógyszerhatóanyag-maradvány)? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 25. kérdésre*
 Nem *Ugrás a(z) 26. kérdésre*

25. Melyek voltak ezek?

Kérjük adja meg, a kimutatott nehézfém, pesticid ill. gyógyszermaradvány nevét!

26. Végeztet-e az egyesület haltáplálék-szervezet (pl. plankton, makroszkópikus vízi gerinctelen) vizsgálatokat? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
 Nem

27. Végeztet-e az egyesület halparazitológiai vizsgálatokat? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
 Nem

28. Végeztek-e üledékvastagság vizsgálatot az elmúlt 5 évben? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
 Nem

29. Hogyan készítik a halgazdálkodási tervet? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- külső szakértőt kérünk fel
 saját alkalmazású szakértő készíti
 szakértő bevonása nélkül

30. Milyen adatok alapján készítik a halgazdálkodási tervet? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- felmérésen alapuló állomány összetétel adatok alapján
- fogási naplók adatai alapján
- az elmúlt évek/időszak tapasztalatai alapján
- Egyéb: _____

31. Ön szerint milyen lehetséges veszélyek fenyegetik a vizekben élő halállományt? *

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- Horgászat okozta halállomány csökkenés
- Kedvelt halfajok horgászatával a biodiverzitás csökkenése
- Mezőgazdasági és/ vagy vízügyi tevékenység negatív hatása a természetes úton szaporodó halállományra
- Élőhelyek pusztulása
- Urbanizáció (terület beépítés)
- Nem fenyegeti veszély
- Egyéb: _____

32. Véleménye szerint rendelkeznek-e pontos képpel a kezelt vízterület halállomány összetételét tekintve (halfajok, korosztályuk, egymáshoz viszonyított arányuk alapján)? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

33. Ismeri-e pontosan a kezelt vízterületen élő halak fajlistáját? *

Pontos képpel rendelkeznek-e azon fajokról is, melyek nem telepítéssel kerülnek a kezelt vízbe?

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

34. Hány halfaj található meg az Önök által kezelt vízterületen?

35. Az alábbi őshonos halfajok közül melyek élnek az Önök által kezelt vízterületen? *

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- tiszai ingola
- dunai ingola
- viza
- vágótok
- simatok
- sőregtok
- kecsege
- vaskos csabak
- fürge cselle
- kurta baing
- sujtásos kűsz
- petényi vagy kárpáti márna
- fenékjáró küllő
- halványfoltú küllő
- felpillantó küllő
- homoki küllő
- kövi csík
- réti csík
- vágócsík
- törpecsík (kőfúró csík/ balkáni csík)
- lápi póc
- széles durbincs
- selymes durbincs
- magyar bucó
- német bucó
- botos kölönte
- szivárványos ökle
- széles kárász
- leánykoncér
- nyúldomolykó
- dunai galóca

36. Jelölje meg, hogy az alábbiak közül mely idegenhonos halfajok élnek az Önök által kezelt vízterületen? *

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- lénai tok
- lapátorrú tok
- amur
- fekete amur
- razbóra
- ezüstkárász
- fehér busa
- pettyes busa
- törpeharcsa
- fekete törpeharcsa
- pettyes harcsa
- afrikai harcsa
- pataki szajbling
- szivárványos pisztráng
- tüskés pikó
- naphal
- pisztrángsügér
- amurgéb
- folyami géb
- csupasztorkú géb
- Kessler géb
- feketeszájú géb
- tarka géb
- kaukázusi törpegéb
- aranyhal

37. Értékelje az idegenhonos halfajok okozta probléma mértékét! *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

1 2 3 4 5 6 7 8

kis problémát okoz nagy problémát okoz

38. Válassza ki a legnagyobb problémát okozó halfajokat! *

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- amur
- fehér busa
- pettyes busa
- razbóra
- ezüstkárász
- kaukázusi törpegéb
- törpeharcsa
- fekete törpeharcsa
- szivárványos pisztráng
- tüskés pikó
- naphal
- pisztrángsügér
- tarka géb
- folyami géb
- Kessler géb
- amurgéb
- Egyéb: _____

39. Végeztek-e az idegenhonos fajokra irányuló szelektív (gyérítő) halászatot az elmúlt 5 évben? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 40. kérdésre*
- Nem *Ugrás a(z) 43. kérdésre*

40. Jelölje meg a szelektív (gyérítő) halászat célfajait!

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- amur
- fehér busa
- pettyes busa
- razbóra
- ezüstkárász
- kaukázusi törpegéb
- törpeharcsa
- fekete törpeharcsa
- szivárványos pisztráng
- tüskés pikó
- naphal
- pisztrángsügér
- tarka géb
- folyami géb
- Kessler géb
- amurgéb
- Egyéb: _____

41. Milyen módszerrel végezték a szelektív gyérítést?

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- elektromos halászgép
- elektromos kece
- kopoltyúhálós módszer
- varsás módszer
- kerítőhálós módszer
- Egyéb: _____

42. Megoldotta-e a szelektív gyérités a kiindulási problémát?

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

43. Engedélyezik-e élő csalihal használatát? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

44. Véleménye szerint van-e a vízterületen megfelelő ívóhely a horgászati szempontból fontos halfajok számára?

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

45. Van-e természetes szaporulatból származó utánpótlás, a horgászati szempontból fontos halfajokból? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen *Ugrás a(z) 46. kérdésre*

Nem *Ugrás a(z) 47. kérdésre*

46. Mely fajok esetén tapasztalnak természetes szaporulatból (nem telepített állományból) felnövekvő ivadékállományt?

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- ponty
- dévérkeszeg
- karikakeszeg
- jászkeszeg
- bodorka
- vörösszárnyú keszeg
- küsz
- compó
- balin
- süllő
- kősüllő
- sügér
- harcsa
- csuka
- kecsege
- menyhal
- széles kárász
- domolykó

Egyéb: _____

47. Ha lehetősége lenne rá, alkalmazna-e mesterséges ívóhelyeket, ívófelületet a természetes szaporulat megerősítésére?

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

48. Véleménye szerint mely halfaj utánpótlásával van jelenleg probléma az Önök által kezelt vízterületen? Mely halfaj(ok) telepítésére lenne igény, de nem beszerezhető?

49. Kérjük adja meg a 2020-as haltelepítési adatokat!

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

	ivadék	előnevelt	1+	2+	3+
ponty					
balin					
compó					
süllő					
kősüllő					
keszeg-félék					
sügér					
harcsa					
csuka					
kecsege					
menyhal					
széleskárász					
domolykó					
jászkeszeg					
sebes pisztráng					

50. Kérjük adja meg a 2020-as év telepítésének összmenyiségét!

Kilogrammban kifejezve.

51. Kérjük adja meg a 2021-es haltelepítési adatokat!

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

	ivadék	előnevelt	1+	2+	3+
ponty					
balin					
compó					
süllő					
kősüllő					
keszeg-félék					
sügér					
harcsa					
csuka					
kecsege					
menyhal					
széleskárász					
domolykó					
jászkeszeg					
sebes pisztráng					

52. Kérjük adja meg a 2021-es év telepítésének összmenységét!

Kilogrammban kifejezve.

53. Van-e az Önök által kezelt vízterületen adott napon elfoglalható horgász hely/
kiadható horgászjegy mennyiségi korlátozás? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

54. Alkalmaz-e az egyesület a jogszabályban foglaltaknál szigorúbb méret és/vagy mennyiségi korlátozást a kifogható halak esetében? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 55. kérdésre*
 Nem *Ugrás a(z) 56. kérdésre*

55. Jelölje meg, mely fajok esetében?

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- csuka
 balin
 sügér
 fogassüllő
 kősüllő
 garda
 domolykó
 jászkeszeg
 szilvaorrú keszeg
 paduc
 márna
 ponty
 compó
 harcsa
 sebes pisztráng
 menyhal
 széles kárász
 amur
 Egyéb: _____

56. Alkalmaznak-e egy főre eső éves kvótát (darabszám korlátozást)? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
 Nem

57. Van-e az Önök által kezelt vízterületen kijelölt kíméleti terület, ahol tilos horgászni, legalább ívási időben? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

58. Alkalmaznak-e külön szabályozást a "catch and release" (továbbiakban: C&R) horgászat esetében a kezelt vízterületen? *

"fogd meg és engedd vissza" (őshonos fajok esetén releváns)

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

59. A területi jegyet váltó horgászok hány százaléka alkalmazza a C&R elvet? *

Százalékos arány meghatározása (saját becslés)

60. Tapasztalnak-e másodlagos elhullást a C&R elv nem megfelelő alkalmazása során? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

61. Van-e a vízterület felett (legfeljebb 5 km) intenzív mezőgazdasági terület? *.

A válasz igen, ha legalább 5 hektárnyi intenzív mezőgazdasági vagy intenzív állattenyésztő telep van, ahol rendszeres tápanyagutánpótlás és/vagy növényvédelem folyik!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

62. Kap-e a vízterület kommunális szennyvíz-terhelést/ tisztított szennyvizet, akár a befolyó-vízen keresztül? *

A válasz igen, amennyiben a befolyó víz a befogadótól mért 15 km-es távolságra szennyvíz-terhelést kap!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

63. Engedélyezett-e a nagy mennyiségű (szoktató) etetés? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

64. Rendelkezésre áll-e elégséges mennyiségű vízpótlás a nyári időszakban? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen

Nem

65. Tapasztaltak-e az elmúlt 5 évben rendkívüli vízszintcsökkenést? *

Igen a válasz, ha a vízszintcsökkenés meghaladta a „szokásos éves” szintingadozás mértékét!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen *Ugrás a(z) 66. kérdésre*

Nem *Ugrás a(z) 67. kérdésre*

66. Adja meg mennyi ideig tartott a rendkívül alacsony vízszint*!

*Alacsony a vízszint: ha a tó/víztározó üzemi minimuma alá csökken; ha az átlag mélység 20%-át meghaladó mértékben csökken; ha a csökkenés mértéke a hasznosítást veszélyezteti.

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- 1-2 hónap
- 3-4 hónap
- 5-6 hónap
- Fél évnél tovább

67. Tapasztaltak-e algavirágzást az elmúlt 3 évben legalább egyszer? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

68. Volt-e oxigénhiányos állapot az elmúlt 3 évben? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen
- Nem

69. Volt-e tömegesnek mondható kagyló-, rák-, illetve halpusztulás az elmúlt 3 évben? *

A válasz abban az esetben igen, ha a pusztulás mértéke elérte az 50kg/ha mértéket!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

- Igen *Ugrás a(z) 70. kérdésre*
- Nem *Ugrás a(z) 71. kérdésre*

70. Mely élőlénycsoportot érintette?

Válassza ki az összeset, amely érvényes.

- hal
- tízlábú rákfajok
- kagylófajok

71. A vízterületen okoz-e problémát a vidra? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen Ugrás a(z) 72. kérdésre

Nem Ugrás a(z) 73. kérdésre

72. Értékelje, hogy a kezelt vízterületen milyen mértékű problémát okoz a vidra!*

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

1 2 3 4 5 6 7 8

kis problémát okoz

nagy problémát okoz

73. A vízterületen okoz-e problémát nagy kárókatona? *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

Igen Ugrás a(z) 74. kérdésre

Nem Ugrás a(z) 75. kérdésre

74. Értékelje, hogy a kezelt vízterületen milyen mértékű problémát okoz a nagykárókatona!

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

1 2 3 4 5 6 7 8

kis problémát okoz

nagy problémát okoz

75. Értékelje milyen mértékű problémát jelent az orvhorgászat/orvhalászat az Önök által kezelt vízterületen! *

Soronként csak egy oválist jelöljön be.

1 2 3 4 5 6 7 8

nem okoz problémát

nagy problémát okoz

12. Köszönetnyilvánítás

Mély hálával tartozom témavezetőimnek, Dr. Ferincz Árpádnak és Dr. Staszny Ádámnak. Köszönöm Dr. Ferincz Árpádnak, hogy tanszékvezetői és számos más kötelezettsége mellett is időt szánt rám, nagy türelemmel és elkötelezettséggel támogatta kutatásom minden szakaszát. Külön köszönöm Dr. Staszny Ádámnak, aki nélkülözhetetlen segítséget nyújtott a kutatás megtervezésében, és szakmai iránymutatásával folyamatosan segítette munkám előrehaladását.

Hálás köszönetemet fejezem ki Prof. Dr. Urbányi Bélának, amiért biztosította számomra a lehetőséget, hogy a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézetében végezhessem a kutatásom.

Köszönet illeti a MATE AKI egykori Természetesvízi Halökológiai Tanszék tagjait, Prof. Dr. Müller Tamást, Dr. Weiperth Andrást, Dankáné Dr. Keszte Szilviát, Lente Verát, akik szakmai tanácsaikkal és támogatásukkal végig mellettem álltak a kutatásom során.

Kiemelten hálás vagyok Dr. Dérer Istvánnak, a MOHOSZ OHSZK főigazgatójának, valamint a MOHOSZ valamennyi munkatársának a kutatás fizikai kivitelezésében nyújtott segítségükért.

Végül szívből köszönöm családomnak és páromnak, akik töretlen támogatásukkal és megértésükkel végig mellettem álltak a doktori képzésem teljes ideje alatt.