



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Mesterséges ívóhelyek kifejlesztése és hatékonyságuk vizsgálata természetes vizeken

DOI: 10.54598/007020

Doktori (PhD.) értekezés

Sziráki Bence

Gödöllő

2024

*„Ami a fogassüllő tenyésztésében még ingadozó, illik, hogy azt
mi, magyarok tegyük tisztába.” (Herman Ottó, 1888)*

A doktori iskola megnevezése: Állatbiotechnológia és Állattudományi Doktori Iskola

Tudományága: Állattenyésztés-tudományok

Vezetője:

Dr. Mézes Miklós

egyetemi tanár, az MTA rendes tagja

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

Témavezető:

Dr. Ferincz Árpád

tudományos főmunkatárs, tanszékvezető

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Természetesvízi Halökológiai Tanszék

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS	7
2. CÉLKITŰZÉSEK.....	8
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
3.1. A fogassüllő: rendszertan és ökológia, gazdasági jelentőség	9
3.2. A fogassüllő szaporodásbiológiája: ivarérés, termékenység, ikrafejlődés	11
3.3. A fogassüllő szaporodása természetes körülmények között	13
3.4. A fogassüllő szaporítása mesterséges körülmények között.....	17
3.3.1. Természetes/természetközeli ivatás	17
3.3.2. Fél-kontrollált (kombinált) ivatás.....	18
3.3.3. Kontrollált mesterséges szaporítás keltetőházban	19
3.5. Mesterséges ívóhelyek a süllőszaporításban	19
3.5.1. A mesterséges ívóhelyek típusai története, alkalmazása	19
3.5.2. Mesterséges ívóhelyek a fogassüllő állomány támogatására: korábbi kísérletek és gyakorlat	21
3.6. A Balaton, mint kiemelt süllő élőhely.....	22
3.6.1. A Balaton-vízgyűjtő sajátosságai	22
3.6.2. A Balaton halállományának vizsgálata, hosszú idejű változásai és a változások lehetséges okai	23
3.6.3. A balatoni fogassüllő állomány helyzete napjainkban	27
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	29
4.1. Kísérleti helyszínek a Balaton-vízgyűjtőn.....	29
4.1.1. A bentikus ívófészkek kihelyezésének helyszínei.....	29
4.1.2. A keltetési kísérletek helyszínei	31
4.2. A kísérleti bentikus ívófészkek kialakítása	32
4.3. Elvégzett vizsgálatok.....	34
4.3.1. Előzetes prototípus tesztelés – foglaltság vizsgálat.....	34
4.3.2. Ikramennyiség meghatározása	35
4.3.3. A különböző típusú ívófészkek hatékonyságának vizsgálata az ikraszámok alapján .	36
4.3.4. Az aljzatviszonyok hatásának tesztelése	37
4.3.4. Ikrakeltetési kísérletek	38
4.4. Az adatelemzés módszerei.....	39
5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE	41
5.1. Előzetes prototípus tesztelés	41
5.2. Az egységnyi felületre eső ikramennyiség meghatározása	45
5.2.1. 2018-as vizsgálat	45

5.2.2. 2020-as vizsgálat	47
5.3. Az aljzatviszonyok hatásának tesztelése	49
5.4. Keltetési kísérlet.....	53
5.5. A különböző típusú ívófészek hatékonyságának hosszú távú (3 év) vizsgálata	54
5.5.1. Fészek típusonkénti ikramennyiség változások az egyes vizsgálati években	54
5.5.2 Az ívófészek hatékonyságának vizsgálata a helyszín és az év hatásának együttes figyelembevételével	57
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	59
7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	62
8. ÖSSZEFOGLALÁS	63
9. SUMMARY	64
10. MELLÉKLETEK	65
10.1. Irodalomjegyzék.....	65
10.2. További mellékletek.....	77
11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	85

Rövidítések jegyzéke

MOHOSZ: Magyar Országos Horgász Szövetség

BHGNP Zrt.: Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt.

FAO: Food and Agriculture Organization

HUN-REN BLKI: Magyar Kutatóintézeti Hálózat Balatoni Limnológiai Kutatóintézet

GSI: gonado-szomatikus index = $(\text{az ivarszerv tömege/teljes testtömeg}) * 100$

relatív fekunditás: testtömegre vonatkoztatott termékenység (ikraszem/kg)

MATE: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

AKI: Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet

THT: Természetesvízi Halökológiai Tanszék

hCG: humán chorion gonadotrop hormon

LH-RH: lutenizáló hormon-releasing faktor

LH-RHa: lutenizáló hormon-releasing faktor

GtH: gonadotrop hormon

Al: alumínium

PP: polipropilén

ttkg: testtömeg-kilogram

t: tonna

1. BEVEZETÉS

Természetes vizeink halállományát napjainkban számos tényező veszélyezteti (Magurran 2009, Closs et al. 2015). A gyors, antropogén eredetű globális klímaváltozás hatására a mérsékelt égövben jellemzően visszaszorul a vizek téli jégborítása, növekszik átlagos hőmérsékletük, illetve szélsőségesebbé, a megszokottól eltérővé válik a vízjárás (áradások elmaradása, vagy jellemző időszakának módosulása). Ezek a folyamatok jelentős hatással vannak a halak ívásának sikerére, főképpen negatív irányban befolyásolva azt (Heino et al. 2015). Ezzel párhuzamosan a halállományok hasznosításának mértéke (kereskedelmi célú halászat, horgászat) továbbra is magas szintű, ami további csökkenéshez vezethet (FAO 2020).

2016-óta a magyarországi természetes vizeken tilos a kereskedelmi célú halászati tevékenység, a kezelésükért elsősorban a MOHOSZ, illetve tagszervezetei a felelősek (2013. évi CII. törvény). Ezen szervezetek feladata többek között az is, hogy biztosítsák az őshonos halállományok utánpótlását.

A Balaton halállománya jelenleg még közelítőleg sem nevezhető önfenntartónak. Ez napjainkban elsősorban a jelentős mértékű horgászati nyomásnak köszönhető. A horgászlétszám már a COVID-19 járványt megelőző időszakban is elérte az évi 40-60 ezer főt, de a 2020-as évben - feltehetően a közösségi tevékenységek rendeleti korlátozásának következtében - meghaladta a 80 ezret (BHGNP Zrt. 2022). A horgászok által kifogott halmennyiség nem tud természetes úton pótlódni, mivel a korábbi vízrendezések (Sió-zsilip megépítése 1863-64, berkek lecsapolása) a természetes ívóhelyek jelentős részét megszüntették (Zlinszky és Tímár 2013). A horgászok által elvárt halállomány-szerkezet fenntartása emiatt főként a haltelepítésektől függ (Specziár 2010).

A balatoni horgászközönség legfontosabb célhala a ponty (*Cyprinus carpio*), melynek állományát a halgazdálkodási hasznosító BHGNP Zrt. -a halgazdálkodási tervnek megfelelően- évente 350 tonna két- és háromnyaras korú hal kihelyezésével támogat. A telepítések hatékonyságát jelölés-visszafogáson alapuló vizsgálatokkal elemezték a HUN-REN BLKI kutatói. Ennek eredményei alapján a telepített halak több mint 90 %-át a horgászok a kihelyezést követő 3 éven belül visszafogják (Specziár és Turcsányi 2014)! Ez a szélsőséges eredmény jól illusztrálja, hogy az állomány nem önfenntartó.

A tó halközösségének egyik legfontosabb csúcsragadozója a fogassüllő (*Sander lucioperca*; a faj magyar neve a 2013. évi CII. törvény szerint „fogassüllő”, de a halászati és halgazdálkodási szakirodalom -így jelen dolgozat is- szinonimaként használja a rövidebb „süllő” fajnevet is), amelynek állományára a pontyéval közel összemérhető, és egyre növekvő horgásznyomás irányul.

Specziár 2010-es monográfiájában megállapítja, hogy a jelenlegi állományméret hosszú távon nehezen lesz fenntartható. A hasznosító elsősorban egynyaras süllőt helyez ki, de ennek beszerzése gyakran ütközik piaci korlátokba. A visszafogási adatok alapján a süllő „turnovere” (azaz a betelepített halak visszafogásának várható ideje) is a pontyhoz hasonlóan rövid (Specziár és Turcsányi 2018).

A Balatonban élő halfajok között jelentős a különbség annak tekintetében, hogy a jelenlegi medermorfológiai és vízjárási szituációban milyen mértékben adottak a szaporodás feltételei (Paulovits et al. 2007, Specziár 2010). Ez ráadásul térben és időben is nagymértékben változik, azaz az egyes vizsgált évek között jelentős különbség van elsősorban a tó és befolyói vízállásának függvényében.

A fentiek alapján hasznosítói oldalról felmerült az igény a legfontosabb horgász-célhalak, de elsősorban a fogassüllő állományának mesterséges ívóhelyekkel való, fenntartható és hosszú távon költséghatékony támogatására.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Dolgozatomban elsősorban a fogassüllő balatoni állományaira koncentrálva, az alábbi kutatási-fejlesztési célokat tűztem ki:

1. Megtervezni és tesztelni olyan könnyen kezelhető és sorozatgyártható ívófészkeket, amelyek időtállóak, több éven keresztül alkalmasak elsősorban a fogassüllő állomány-utánpótlásának támogatására.
2. Vizsgálni, hogy milyen alakú, méretű és szubsztrátborítású ívófészkek a leginkább hatékonyak - a lerakott ikramennyiséget tekintve.
3. Vizsgálni az egyes tesztelt szubsztrátumok közötti különbséget - a kelési hatékonyságot tekintve.
4. Elemezni a süllőfészkek a lerakott ikramennyiség szerinti hatékonyság adatainak évek közötti változatosságát.
5. Vizsgálni a különböző mederaljzat-típusok hatását az ívófészkek hatékonyságára.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A fogassüllő: rendszertan és ökológia, gazdasági jelentőség

A fogassüllő (1. ábra) őshonos fajunk, mely széleskörben elterjedt a Palearktikus faunaterületen. Őshonos Közép- és Kelet-Európában, a Balti-, a Fekete-, az Azovi és a Kaszpi-tenger, valamint az Aral-tó vízgyűjtőjén is. Brakkvízi állománya ismeretes a Balti-tengerben. Gazdasági és horgászati értéke miatt számos ország vizeibe telepítették az európai, ázsiai és afrikai kontinensen.



1. ábra: Fogassüllő a Balatonból (Fotó: Dr. Ferincz Árpád)

A faj rendszertani státusza az alábbiak szerint tisztázott:

Királyság: Állatok (*Animalia*)

Törzs: Gerinchúrosok (*Chordata*)

Altörzs: Gerincesek (*Vertebrata*)

Főosztály: Állkapcsosak (*Gnathostmata*)

Osztály: Csontos halak (*Osteishthyes*)

Alosztály: Sugaras úszójú halak (*Actinopterygii*)

Rend: Sügéralakúak (*Perciformes*)

Család: Sügérfélék (*Percidae*)

Alcsalád: Süllőfélék (*Luciopercinae*)

Nem: Süllők (*Sander*)

Specziár (2023) leírása szerint a közepes és nagy álló- és folyóvizeket egyaránt kedveli, de a gyors áramlást kerüli. Bár oxigénigénye viszonylag magas, gyakran találkozunk vele eutróf vizekben is, így például halas és horgásztavakban. Élőhely használatukat tekintve a faj kifejlett egyedei napszakokhoz kötött aktivitást mutattak egy az Elba Cseh szakaszán végzett tanulmány szerint: a halak nappal a főmeder mély vizében tartózkodtak, míg éjszaka a parti sekély zónában. A mozgási aktivitás maximuma az alkonyati és hajnali időszakra esett. Horky és munkatársai (2008) ebből arra következtettek, hogy éjszaka a sekély, kevésbé áramló vízben egyszerűen csak pihentek.

A süllő hozzávetőleg 15cm-es testhossz elérése után obligát piscivor (halevő) halfaj (Specziár, 2023). A balatoni állomány sérülékenységeinek egyik fő oka, hogy a tóban nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségű planktonikus táplálékszervezet (kezdetben kerekesszék (Rotatoria), majd később ágascápú (Copepoda), illetve evezőlábú (Cladocera) rákok a kikelő ivadék és a növekedő fiatal lárvák számára. Az első táplálékváltásra 2,5-7cm-es testhossz elérésekor kerül sor, ekkor makroszkopikus gerinctelen szervezetek, elsősorban bolharák fajok (Gammarus sp., Dikerogammarus sp.) vagy a Balatonban jellemzően pontuszi tanúrák (Limnomysis benedeni). Ebben az életszakaszban a faj egyedei jellemzően a közvetlen parti övben keresik táplálékukat (Specziár 2010, Specziár 2023). A halfogyasztásra áttérő süllő meglehetősen opportunist, jellemzően az élőhelyén legnagyobb mennyiségben megtalálható szájnyílás-méretének megfelelő halakat fogyasztja (Keskinen és Marjomaki 2004, Argillier et al. 2012, Specziár 2023). A Balatonban a fő táplálékhalak 50cm-es testhosszig a kűsz (Alburnus alburnus L., 1758) és a vágódurbincs (Gymnocephalus cernua L., 1758, míg az ennél nagyobb egyedek esetében a dévérkeszeg (Abramis brama L., 1758) és a garda (Pelecus cultratus L., 1758). Mindemellett a teljes élethossz során jelentős a kannibalizmus is (Specziár 2010, 2023).

A jelenleg hozzáférhető legfrissebb 2016. évi halászati statisztika adatai alapján világszere 19 872 tonna süllőt halásztak le a természetes vizekből, illetve 1 358 tonnát termeltek meg az akvakultúrában. A legjelentősebb süllőtermelő országok Csehország, Magyarország, Dánia, Tunézia, Ukrajna, Hollandia és Lengyelország (FAO 2009). Magyarországon 2022-ben 26 682 hektár tógazdasági halastó üzemelt, melyben 23 tonna étkezési méretű süllőt termeltek meg a gazdálkodók (MA-HAL 2023). Az ezt megelőző időszakban a termelt mennyiség erősen ingadozó volt, összességében némiképp ingadozó tendenciát mutatott (MA-HAL 2023). Az élő süllő tóparti ára az egyik legmagasabb a termelt halfajok közül, ez 2022-re elérte a 4850 Ft/kg árszintet (MA-HAL 2023). Korábban, hazánk tradicionális tógazdasági tenyésztéstechnológiáiban a ragadozó halak (csuka, harcsa, fogassüllő stb.) csak másodlagos szerepet kaptak, azokat járulékos halként, magas piaci árak mellett is elsősorban csak a „gyomhalak” állományainak visszaszorítására termelték. A hazai 15-20 ezer tonna között változó étkezési hal tógazdasági termeléséből a

ragadozók mennyisége mindössze 2-3 %-ot tesz ki. Szerepük a tavakban a gazdasági értéket nem képviselő halfajok (pl. razbóra) mennyiségének szabályozása, így csak járulékos (de nagyon értékes) mellékterméknek minősülnek (Szűcs 2002).

3.2. A fogassüllő szaporodásbiológiája: ivarérés, termékenység, ikrafejlődés

A szövettani értelemben vett gonádfejlődés átlagosan 5,7 cm-es testhossz elérésekor kezdődik. Az ivarsejtek termelése az ikrásokban már 7,9 cm-es átlagos testhossz mellett megkezdődik, a tejesek esetében ekkor még nincs nyoma spermatogenezisnek (Zakes és Demska-Zakes 1996).

Az oociták növekedése és érése szinkronizált folyamat, azaz a faj egyedei évente egy alkalommal, viszonylag rövid időszakban ívnak. A fogassüllő esetében ugyan nem ismert, hogy az oociták végső éréséhez szükség van-e hőmérsékleti (vernalizációs) minimumértékre, de a közeli rokon északi süllő esetében ez 10,8°C (Hokanson 1977). A hideg periódus szükségességét feltételezik az olyan megfigyelések, melyek enyhe telek után jelentősen lecsökkent szaporodási sikerről számolnak be a faj esetében (Schlumberger és Proteau 1996).

Ahogy az 1. táblázatban is jól látható, az ivarérés időpontja, illetve a nemzetközi irodalomban gyakrabban alkalmazott indikátor, az ivaréréskori testhossz tekintetében jelentős különbségek mutatkoznak az egyes populációk között (Lehtonen 1987). A fogassüllők növekedése a melegebb déli tájakon jelentősen gyorsabb, mint északabbra, de jelentős lokális különbségek is kialakulnak például a táplálékellátottság vagy a környezeti stressz hatására (Lappalainen et al. 2003).

1. táblázat: A fogassüllő ivarérese: életkor és testméretek (Lappalainen et al 2003 nyomán, kiegészítve)

Vizsgálati helyszín	Típus	Földrajzi szélesség(°)	Élekor (év)	Testhossz (cm)	Súly (g)	Forrás
Balti- tenger (Finn-partvidék)	Brakkvíz	60	5-6	35-42	kb. 700	Lehtonen 1987
Kur-laguna	Brakkvíz	55	3	26-36	255-870	Gaygalas és Gyarulaytis 1974
Lohjanjarvi	Édesvíz	60		34-46	400-750	Lehtonen és Miina 1988
Hjalmaren	Édesvíz	59	3	31		Svardson és Molin 1968
Rhone-delta	Brakkvíz	43	1	21-32		Poulet et al. 2004

Az ivarérést tekintve általánosságban megállapítható, hogy a tejesek fiatalabb korban és kisebb testméret mellett válnak ivaréretté, mint az ikrások, illetve a déli populációk esetében mindez hamarabb és kisebb testméret mellett következik be (Raikova-Petrova és Zivkov 1998). Ez feltehetően a korábbiakban is említett magasabb hőösszezből fakadó gyorsabb növekedésnek köszönhető. Hasonló jelenség figyelhető meg az észak-amerikai északi süllő populációk esetében is: az ivaréreszkori testhossz jelentősen különbözik az egyes populációk között és negatívan korrelál a növekedési ütemmel (Nepszy et al. 1991).

Hancz (2007) hazai viszonyok között a megfelelő táplálék-ellátottság (mennyiségi és minőségi) ivaréresben betöltött szerepe mellett foglal állást. A Balatonban, ahol gyengébb a fiatal fogassüllő táplálékellátottsága, előfordulnak 250-300 g-os, ivarérett négynyaras nőtények, 10-30 ezres abszolút fekunditással. Ezzel szemben a Velencei-tóban, ahol a juvenilis fogassüllő számára sokkal jobb a táplálékellátottság, az ikrások gyakran még a 600-700 g elérésekor sem ivarérették. A szerző megjegyzi ugyanakkor, hogy az ivaréres ideje valószínűsíthetően genetikailag is determinált, hiszen a gyengébb táplálékellátottság hatására is csupán egy évvel tolódott el a balatoni fogassüllők ivaréresének ideje.

A fogassüllő ikrája más, hasonló testméretet elérő sügérfélével összevetve kisebb méretű. Az ikraszem átlagos átmérője 0,9 mm, amely jellemzően 0,5 és 1,4 mm között variál (Lappalainen et al. 2003). Az ikraszemek tartalmaznak egy kb. 0,45 mm átmérőjű olajcseppet (Tesch 1959). A közeli rokon fajok közül az északi süllő (*Sander vitrus* Mitchell, 1818) ikrájának átmérője 1,4-2,1

mm, míg a sügéré 1 – 1,9 mm (Marshall 1977, Thorpe 1977). Az ikraszem mérete befolyásolja az ivadék életképességét is: a legnagyobb és legjobb minőségű ikrát a Balti-tenger térségében az 5-7 éves 1 - 2,5 kg súlyú nőtényektől kapták (Gaygalas és Gyarulaytis 1974, Schlumberger és Proteau 1996).

A fekunditás erősen függ a táplálékellátottságtól. A GSI-t tekintve a nagyméretű ikrások akár 22 %-os értékkel is jellemezhetők. A hímek esetében ez az érték normál esetben 1% körül alakul (Craig 1987, Schlumberger és Proteau 1991). Ebből következően az ikraszám is nagyban függ a testmérettől. A legkevesebb ikrát a fiatal könnyebb és rövidebb nőtényekben találjuk. A relatív fekunditás 48 000 és 467 000 ikraszem/kg között változhat, de jellemzően 150 000 és 400 000 között változik (Willemsen 1977, Winkler et al. 1989, Kosior és Wandzel 2001). A termékenység évek közötti változásairól kevés információval rendelkezünk, ennek hátterében egyrészt a táplálékellátottság változásait, másrészt az oxigénhiányos időszakok előfordulását feltételezik (Lappalainen et al. 2003).

Az irodalmi adatok alapján az ikra megfelelő fejlődéséhez 8-20°C-os vízhőmérséklet szükséges. Ezt meghaladó hőmérséklet mellett jelentősen romlik a kelési arány, illetve megnő a torz ivadék aránya (Kokurewicz 1969, Muntyan 1977). A kikelő lárvák jellemzően 4,5-5,5 mm hosszúak, de egyes források 7 mm-es hosszt is említene (Unger 1938, Schlumberger és Proteau 1996). Az ikraszemek inkubációs ideje az alábbi összefüggések szerint számítható (Lappalainen et al. 2003):

$$NF=1255 \cdot T^{-1,07}$$

ahol: NF= hőösszeg (napfok); T= hőmérséklet (°C)

$$I=30124 \cdot T^{-2,07}$$

ahol: I= inkubációs idő (óra); T= hőmérséklet (°C).

3.3. A fogassüllő szaporodása természetes körülmények között

A fogassüllő szaporodása természetes vizekben a szaporodóhelyekre történő vonulással kezdődik. Ez jellemzően körülbelül egy hónappal előzi meg az ívási időszakot (Virbickas et al. 1974, Lehtonen és Toivonen 1987, Koed et al. 2000). Egyelőre nem ismert, hogy a faj egyedei milyen módon tájékozódnak és hogyan találják meg a szaporodóhelyüket. Erre nézve több elmélet létezik: egyes források a hőmérsékleti grádiensnek okolják (Hokanson 1977), míg a brakkvizekben végzett vizsgálatok szerzői pedig a sókoncentráció-különbségekben azonosítják az okot (Wootton 1990). A szaporodóhelyre vonulás a jelöléses módszerrel tanulmányozott populációk esetében jól kifejezett jelenségnek bizonyult, függetlenül attól, hogy édesvízi vagy brakkvízi állományokról

volt szó. Ezen vizsgálatok rámutattak arra is, hogy még az egymáshoz viszonylag közeli vízterekben élő, jelentősebb migrációs barrierrel el nem választott populációk is viszonylag elkülönülnek (izoláltak). Keveredés elsősorban fiatal korban fordul elő (Puke 1952, Willemsen 1977, Lehtonen 1979, 1983, Jepsen et al. 1999).

Az ívóhelyekre vonulás során megtett távolságok általában viszonylag rövidnek mondhatók, jellemzően 35 km alatt maradnak (Lappalainen et al. 2003). Természetesen kivételek itt is akadnak: egyes brakkvízi populációk esetében 250 km-es távolságot tapasztaltak (Lehtonen és Toivonen 1987). A vonulás jellemzően a mélyebb, nyíltvízi területek irányából sekélyebb parti öv, illetve a befolyók irányába történik. Az Észti-partvidék brakkvizeiből (Narva-öböl) a fogassüllők felúsznak a Vana-folyón keresztül a Vaikse-tóba. Hasonló migrációs mintázat figyelhető meg az elterjedési terület déli határain is: a fekete-tengeri populációk a Dnyeper-be, míg az Azovi-tengeri populációk pedig a Don és a Kubán folyók alsó és középső szakaszaira úsznak fel ívási időszak előtt (Erm 1981). Édesvízi élőhelyeken a megtett távolság jellemzően rövidebb, 30 km alatt van. A svédországi Malarn-tóból az öt legnagyobb befolyóba vonultak a halak ívni. A vonulás időpontja erősen függ az éghajlattól: az elterjedési terület déli részén már a téli (január, február) időszakban megkezdődik, míg északon csak március-áprilisban (Svardson és Molin 1973, Koed et al. 2000). Lappalainen et al. (2003) összefoglaló munkájában három csoportra osztotta az édesvizekben ívó süllőket: a telelőhelyekről (1.) a nyílt vízi területekre; (2.) befolyókba; (3.) a folyók alsó szakaszára vonulnak. A brakkvízi populációk esetében pedig a következő csoportosítást alkalmazták: a vonulás (1.) a folyótorkolatokba; (2.) a folyók alsóbb szakaszaira; (3.) édesvizű tavakba történik.

Őshonos halfajaink többségéhez hasonlóan a fogassüllő is kétivaros, gonochorisztikus szaporodású és külső megtermékenyítésű. Párokban ívik, viszonylag rövid szaporodási időszakban, az ikrafejlődés szinkronizált, a hímek pedig őrzik és védik a lerakott ikrát, és a kikelő lárvákat is. Ezen jellemzőinek köszönhetően monogámnak tekinthető (Deelder és Willemsen 1964, Lappalainen et al. 2003). Az ívóhelyekre elsőként a tejesek érkeznek. A dániai Bygholm-tározóban a rádiós jeladóval ellátott tejes fogassüllők ezután 2-6 hétig (átlag: 26 nap) maradnak (Jepsen et al. 1999). Elsőként az idősebb és nagyobb testméretű egyedek ívnak, feltehetően a legjobb minőségű ívási aljzatra (Erm 1981). A Balon-féle (1977) szaporodási guild-besorolás alapján a süllő a fészekőrző fitofilek csoportjába tartozik, azonban ezt napjainkra már tévesnek tekintjük, mivel nem feltétlenül szükséges növényi struktúra az íváshoz. Az ikrarakás előtt a hím fészket készít, amely alapvetően különböző struktúrák iszaptól, üledéktől való megtisztogatását, illetve esetenként 5-10 cm mély ívógödör kialakítását jelenti. A fészek átmérőjét tekintve a

szakirodalomban 50 cm-es adatot találunk (Erm 1981). A fészkek struktúrája az elterjedés északi határterületein kevésbé komplex, mint délebbre (Balon et al. 1977).

Poulet et al. (2005) vizsgálatai során a Rhone-delta csatornahálózatában, akusztikus jeladókkal követték nyomon a süllők ívás előtti mozgását és ívási viselkedését. Megállapítható volt, hogy a halak elkerülték a sekély vizű részeket, inkább a lagúnákat és a fás vegetációval jellemezhető partszakaszokat részesítették előnyben. Nem találtak különbséget a tejesek és ikrások területhasználatában. Az ívási időszak alatt mindkét ivar a víztér felsőbb szakaszán tartózkodott. Kimutatható volt, hogy az ikrások előbb hagyják el az ívóhelyet -valószínűsíthetően a táplálékállatok mozgását követve- míg a tejesek a fészkek mellett maradtak az ikrák keléséig.

Az ívás maga mindössze 30-40 (egyres források szerint 100) percig tart, többnyire az éjszakai vagy kora hajnali órákban. Ebből 20-25 perc az udvarlás, az ikrarakás, illetve a megtermékenyítés csak az utolsó 10-15 percben zajlik (Deelder és Willemsen 1964, Schlumberger és Proteau 1996). A tejesek hajnalonként fejük szitáló mozgásával igyekeznek ikrást csalni a fészkekre. Ha ez sikerül, a hím és a nőstény a fészkek fölött ellentétes irányba nézve párba áll. A násztánc ebben a testhelyzetben, szorosan a fészkek fölött, néhány percenként változó irányú lassú forgás, melynek időtartama 30-100 perc is lehet. Ez idő alatt a nőstény összes ikráját lerakja. Az egész testen végigfutó remegés kíséri az ivartermék kibocsátását. A párok legtöbbször hasonló testméretű példányokból alakulnak ki (Pénzes és Tölg 1980). Az ikraszemek erősen ragadósak, szorosan az aljzathoz rögzülnek, illetve egymáshoz is ragadnak. Az ikrarakás után a tejes elüldözi az ikrást a fészkek közeléből és azt meglehetősen agresszíven védelmezi. Számos esetben feljegyezték, hogy a fészkek közelében tevékenykedő bűvárokat is megharapták (Laurent et al. 1973). A védelmezési ösztön az ikraszemek kelése után csökken, illetve az elterjedés északi határán kevésbé erős, mint Duna, vagy a Don vízgyűjtőjén (Lappalainen et al. 2003).

2. táblázat: A fogassüllő ívóhelye néhány vízterületen (Lappalainen et al. 2003 nyomán)

Élőhely/ vízterület	Ívóhely típusa	Mélység (m)	Aljzat	Forrás
Balti- tenger	sekély befolyók és öblök	1-3	homok és sóder, ritkán vizinövény vizinövénnyel dúsan benőtt	Lehtonen és Toivonen 1987
Nyamunas -folyó deltája		1-3	homokos, enyhén iszapos	(Gaygalas és Gyarulaytis 1974)
Vanern-tó	szigetek öblözetek, folyótorkolatok			Svardson és Molin 1973
Hjalmaren- tó	partmenti területek	akár 8m		Svardson és Molin 1973
Orsjön-tó	Ljusna-folyó		agyagos, köves	Svardson és Molin 1973

Az ívási kezdetének időpontja, illetve az ívás intenzitása a hőmérséklettől és a megvilágítás (nappalok) hosszától függ (Lappalainen et al. 2003), de a fény és a hőmérséklet manipulációjával a süllő egész évben szaporítható (Zakes 2012). A hőmérsékletre vonatkozó intervallum meglehetősen tág, feljegyeztek már 3-4 °C-nál kezdődő, illetve 24 °C-nál befejeződő fogassüllő ívást is, azonban általánosságban kijelenthető, hogy legtöbbször 8 és 16 °C között zajlik (Sarmasik és Timur 1994, Ruuhijarvi és Hyvarinen 1996, Raikova-Petrova és Zivkov 1998). A hazai szakirodalom rendszerint a 10 °C-os hőmérsékletet jelöli meg küszöbértéknek (Pintér 2002, Harka és Sallai 2004). Az északi süllő esetén több tanulmány felhívja a figyelmet arra, hogy az ívás időpontjában meghatározó tényező a nappalok hossza, illetve az ehhez igazodó cirkadián ritmus (Hokanson 1977, Malison et al. 1994), így feltehetően a fogassüllő esetében is jelentős tényező. Az ívással kapcsolatban további szórványos információ található az irodalomban: a németországi Müggelsee vizében a legerősebb ívást a légnyomás erőteljes zuhanásakor tapasztalták (Tesch 1959). Az ívás hossza nem csak a vízhőmérséklettől, de az együtt ívó halak korcsoport-eloszlásától is függ: minél több korosztály ívik együtt, annál elnyújtottabb az ívás. Egy hirtelen betörő hidegfront nyomán bekövetkező vízhőmérséklet csökkenés félbeszakíthatja az ívást (Erm 1981).

Nem meglepő módon az ívás időpontja erősen függ a földrajzi szélességtől: alacsonyabb szélességi körök estén hamarabb, míg északabbra később történik. Természetesen ezt befolyásolja az orográfia (hegyi vizekben később kezdődik, mint síkvidéken), illetve az ívóhely mélysége is (Lappalainen et al. 1997, Lappalainen et al. 2003). Feljegyezték azt is, hogy az egyforma

klimatikus viszonyok közt élő édes- és brakkvízi populáció közül mindig az előbbi ívik korábban (Salojarvi et al. 1986).

3.4. A fogassüllő szaporítása mesterséges körülmények között

A fogassüllő a hagyományos tógazdasági gyakorlatban „mellékhal”, azaz kisebb arányban (jellemzően 5 % alatt) népesítve egyrészt a gyomhalak eltávolítása, másrészt a rentabilitás növelésére termelik (Horváth és Tamás 1981, Horváth et al. 1982, Horváth 2000, Horváth et al. 2009). A félmesterséges szaporítás, az előnevelés és az egynyaras nevelés tógazdasági technológiája a mindennapi gyakorlatban, üzemi körülmények között is széles körben alkalmazott módszer. Tógazdasági körülmények között három alapvető módszert alkalmaznak a faj ívatására: (1.) az természetes/természetközeli ívatást; (2.) a fél-kontrollált körülmények közötti ívatást; és a (3.) kontrollált körülmények közötti szaporítást (Łuczyński et al. 2007).

3.3.1. Természetes/természetközeli ívatás

A szaporodási időszakban (hazánkban március közepe-április eleje) mesterséges fészkeket helyeznek ki a tóba a fogassüllő párok számára (Horváth 2000). A fészkek kerete egy körülbelül 0,2-0,3 m² nagyságú lécváz, melyre szárított fűzgyökeret, hálóléhest, fenyőgallyakat, esetleg bolyhos műanyagot rögzítenek. A lécváz alá nehezéket kötnek, amely segítségével a fészkek a fenéken marad, a fészkekhez egy-egy jelzőbóját is rögzítenek. A megfelelő vízhőmérséklet elérésekor (szakirodalmi adatok szerint: 10-12°C) a süllők ezekre a fészkekre rakják az ikrát. Az ikrával borított fészkeket keltetőházba szállítják. A begyűjtött ikra minősítése a fészkenkénti ikra darabszáma, a termékenyülési százalék és a várható kelési idő megállapításából áll (Horváth et al. 1982). Ezt a módszert az 1900-as évek elejétől kezdve általánosan használják. A síkfelületű fészkeken az ikraszám könnyebben meghatározható (Bódis és Csapó 2004).

Az ívatóból vagy a természetes ívóhelyről begyűjtött ikrával borított fészkeket az ikra érleléséhez a keltetőházba szállítják. A süllő ikrája az egyik legkönnyebben szállítható, legkevésbé érzékeny ikra, de hosszú, több órás szállítás esetén gondoskodni kell az ikra nedvesen tartásáról. Ez legegyszerűbben úgy érhető el, hogy az ikrát nedves mohával vagy vászonnal betekerik, magát a fészket pedig fóliával borítják be. A keltetőházban ezután megkezdődik a süllő ikraérlelése. Az ikrával sűrűn, több rétegben borított fészkek oxigénellátása rossz, kis területre több százezer ikraszem is kerülhet. A szükséges oxigén mennyisége vagy vízátfolyással, vagy permetes

érleléssel biztosítható. Az utóbbi módszer lényege, hogy az erős héjú süllő ikra nagy páratartalmú légtérben is érlelhető (Bódis és Csapó 2004). Az ikrát igen finom, állandó légpermet óvja a kiszáradástól és a levegő oxigénje lehetővé teszi az ikra légzését. A másik esetben a fészket szét kell szedni, majd az ikrával borított fűrtöket átfolyó vizes medencékben vagy óriás Zuger-edényekben kell érlelni. A süllő ikra érése folyamán igen hajlamos a penészedésre, ezért korábban malachitzöld oldatos, jelenleg formalinos kezelése tógazdasági körülmények között bevett gyakorlat. A kezelést úgy végezzük, hogy egy megfelelő nagyságú tartályban 1:60 000 töménységű oldatot készítünk, a fészket 3-4 percre belemerítjük, majd a fölös mennyiségű vegyszert lemossuk róla (Horváth 2000).

Az ivatásos módszer alkalmazható telelőtavakban is, ahol azonban lehetőségünk van az anyahalak kisebb mértékű, méret és ivar szerinti manipulálására. A telelőtavakba rendszerint az őszi lehalászás után kerülnek, a téli időszakra elegendő mennyiségű táplálékhallal együtt. A telelőkbe 20-30 m²-re számítva egy ívó párt, lehetőleg hasonló nagyságú ikrás és tejes fogassüllőket javasolt kihelyezni. A módszer további előnye, hogy megelőzzük más fajok (elsősorban a bodorka) ívását a fészkekre (Horváth 2000).

3.3.2. Fél-kontrollált (kombinált) ivatás

Ebben az esetben a fogassüllő párokat egy 0,5-1 m³- es hálóketrecebe helyezik a megfelelő fészkekkel együtt (Skrzypczak et al. 1998). A halakat legtöbbször pontyhipofízissel kezelik (Tamás et al. 2006, Demska-Zakes és Zakes 2002) és hagyják, hogy azok a behelyezett fészkekre ívjanak. Müller et al. (2006) hormonkezelést követően, az ikrásokat és tejeseket fészkek behelyezése mellett kádakban tartották. Természetes vízről befogott ikrások ketreces ivatása hormonkezelés nélkül, csak a felkészült ikrások esetében bizonyul sikeresnek. A hormonkezelés azonban serkenti a még nem teljesen felkészült ikrások beérését és szinkronizálja a ketrecekbe kihelyezett párok ívását (Demska-Zakes és Zakes, 2002). A kikelt lárva, a ketrec falán keresztül a fészkekből szabadon kiúszik. A módszer lehetővé teszi, hogy az ikrával borított fészket a tejessel együtt áthelyezzük egy olyan előkészített tóba, ahol az ivadéknak nagyobb esélyei vannak az életben maradásra. A tejes halat azért kell áthelyezni a fészkekkel együtt, hogy az ikrát gondozni tudja.

3.3.3. Kontrollált mesterséges szaporítás keltetőházban

Az indukált mesterséges szaporítás a leginkább hatékony és jól programozható szaporítási módszer (Łuczyński et al. 2007). Az intenzív rendszerben, vagy kádakban tartott anyahalakat hormonálisan stimulálják (Rónyai 2007). Az ivartermék ezután fejéssel nyerhető és Zuger- vagy Weiss-féle üvegekben keltethető (Berka 1979). A hormonkezelésre az elmúlt időszakban számos alternatív módszert fejlesztettek az elmúlt időszakban: az ivarérés felgyorsítható pontyhipofízis, HCG, LH-RH, vagy szuperaktív hormonanalógok adásával, illetve néhány esetben dopamin antagonistákkal (Kucharczyk et al. 1996, 1998, 2001, Demska-Zakes és Zakes 2002, Rónyai 2007, Łuczyński et al. 2007). Az ivartermék érésének stimulációjára első sorban a GtH és a hCG vált be. Az ovopellel (GnRHa + metoklopramid) végzett kísérletek ellentmondásos eredményeket hoztak: lengyel kutatók sikertelenségről (Zakes és Demska-Zakes 2005), míg magyar kollégáik sikeres ivartermék nyerésről számoltak be (Rónyai 2007).

A magyarországi gyakorlatban a termelők a hormonális indukcióhoz leggyakrabban pontyhipofízist (4 mg/tkg dózisban) (Horváth 2009), vagy HCG-t 200 IU-t előadagnak és 500 IU-t döntőadagnak (Zakes és Demska-Zakes 2005). Fontos, hogy a kezelt süllő anyákat folyamatosan figyelemmel kísérjük. A megfelelő időpontban lefejt ikraszemek termékenyülése rendszerint nagyon magas arányú. Az ikra ragadosságának az elvételéhez 10 l duzzasztóvízbe 15 g konyhasót és 20 g karbamidot célszerű használni, a 1-1,5 órás duzzasztás közben tanninos kezelés alkalmazható (6-8 g/10 l).

3.5. Mesterséges ívóhelyek a süllőszaporításban

3.5.1. A mesterséges ívóhelyek típusai története, alkalmazása

A természetes vizekbe kihelyezett mesterséges struktúrákat a halak rendszerint gyorsan, akár néhány óra múlva „birtokba veszik” (Richards 1997). A tapasztalat szerint ezen tárgyak vagy építmények a halak számára meglehetősen attraktívak lesznek akár szaporodóhelyként, akár búvóhelyként, elsősorban az olyan vizekben, ahol kevés természetes struktúra áll rendelkezésre (Creque et al. 2006).

A mesterséges struktúrák felépítése rendkívül változatos lehet. Az alábbiakban a nemzetközi irodalom alapján ismertetek néhány típust, illetve a hozzájuk kapcsolódó esetleges tapasztalatokat, eredményeket.

Észak-Amerikában már a 1970-es évektől végeztek kísérleteket mesterséges struktúrákkal. Prince et al. (1977) ajánlásai szerint: fontos, hogy a struktúra mérete ne lépje túl a tófelület 0,25 %-át, így 40 ha-nál kisebb tavaknál max. 3 db, 40-400 ha-os tavakra 3-10 db, nagyobb tavaknál 200 ha-onként max. 1 db-ot javasol. Érdekes sekélyebb 1,5 méteres és mélyebb 6 méteres vízbe is kihelyezni. Az anyagra vonatkozóan tág kereteket ajánl: gumiabroncs, bokrok, fák, beton és agyagcsövek, cementtömbök, régi hajók, autó-karosszériák.

A skóciai Loch Linnhe parti övében 40 db mesterséges zátonyt hoztak létre, melyek mindegyikéhez 5000 db 20x20x40 cm-es beton tömböt használtak fel. A zátonyoktól 5 m-es távolságra vizsgálták az üledékben bekövetkező változásokat, melyek kimutathatók voltak a kagyló és csigafauna szintjén, illetve az üledék fizikai-kémiai paramétereit tekintve (Wilding 2006).

Elsősorban a sügér ívásának elősegítésére telepítettek az olaszországi Piediluco-tóba 70x25x25 cm-es fémvázba rögzített bokrokat, 2 és 3,8 méter mélységbe a parti övben. A tanulmány távolságot nem közöl (Pedicillo et al. 2008). A struktúrákon a sügérívás jelentős volt.

Nash et al. (1999) Nagy-Britanniában végzett vizsgálatai során megállapította, hogy a kihelyezett mesterséges aljzatok anyagánál (ebben a vizsgálatban: hétféle fa és két műanyag struktúra) sokkal fontosabb az architektúrájuk. Megjegyzik továbbá, hogy a fenyők használatának komoly hátránya, hogy folyamatos vízborítás mellett maximum 3 évig tudják betölteni funkciójukat, mivel utána lebomlanak.

Gillet és Dubois (1995) bodorka, csuka (*Esox lucius*) és sügér szaporodását vizsgálta a Vouglans-i és a Genfi-tóban mesterséges aljzatok alkalmazása mellett. Szubsztrátumként borókat (*Juniperus* sp.), ciprust (*Cupressus glabra*), lucfenyőt (*Picea abies*) és műanyag rácsozatot (Enkamat 7225) használtak. A halak a mesterséges aljzatot nem választották ritkábban és esetükben a kelés sem volt gyengébb, mint a természetes anyagok esetében. Hasonló konklúzióra jutott egy cseh és egy olasz tanulmány is. Megállapították, hogy a sügér esetében a szubsztrát anyaga nem lényegesebb tényező, mint a hely vagy a mélység (Pedicillo et al. 2008, Cech et al. 2012).

Sandström és Karas (2002) vizsgálta, hogy a kihelyezett mesterséges aljzaton mekkora a kikelő ivadék predátorok okozta mortalitása. Kísérleti elrendezésükben a mesterséges aljzatról 24 mm-es lyukbőségű hálóval kizárták a ragadozó halakat, ezáltal szignifikánsan javult az ivadék túlélése.

McLean et al. (2014) 38 darab, 1800 és 2013 között, a Nagy Tavak (Laurentian Great Lakes) területén épített mesterséges struktúrát vizsgált, melyek mérete 95 és 33 000m² között változott. A struktúrák elsődleges célja főként a halak szaporodásának elősegítése volt. A legtöbb élőhelyen

megvalósult valamilyen utánkövetés, főként a szaporodó halak mennyiségét tekintve, azonban ezek többnyire nem standard és összevethető módszertan szerint készültek. Megállapítja, hogy a vizsgált tanulmányok állításai szerint a megépített struktúrák többnyire elérik „céljukat”, azonban standardizált értékelő rendszer hiányában ezt nehéz objektíven értékelni.

Roseman et al. (2011) a tavi tok (*Acipenser fulvescens*) megmaradt állományai számára alakítottak ki mesterséges szaporodóhelyet a Detroit-folyóban. A kísérleti elrendezés a következő módon került kialakításra: négyféle szubsztrát típus, három ismételtsben a folyó teljes szélességében. A projekt sikerrel járt, az egyes szubsztrát-típusokra rakott ikraszemek mennyisége között kimutatható különbség volt, ami azt is jelenti, hogy a különböző mesterséges aljzatok közötti kis távolság (5-10 m) ellenére ezek különálló szaporodóhelyeknek tekinthetők.

A fentiek alapján általánosan kijelenthető, hogy a legtöbb épített élő- és ívóhely esetében a projekt megvalósítói valamilyen kimutatható változást értek el az adott területen megjelenő halak mennyiségét és szaporodási sikerét tekintve, amelyet rendszerint sikerként könyveltek el. Kevés összevetésre alkalmas adat van azonban a különböző módon és különböző alkotóelemekből kialakított élőhelyek által biztosított mikroélőhely-diverzitás szintjéről.

3.5.2. Mesterséges ívóhelyek a fogassüllő állomány támogatására: korábbi kísérletek és gyakorlat

A Dél-Finnországban található sekély és zavaros (magas átlagos tubiditású) (tehát a Balatonhoz hasonló) Tuusulanjarvi esetében 70x70 cm-es fém keretre kötözött 60-100 cm hosszú lucfenyő gallyakból álló fészkeket helyeztek ki. A fészkeket 30 m-es transzektekben helyezték ki, 1-5,5 m mély vízben. A vizsgálat elsődleges célja az ívóhelyek feltérképezése volt. Megállapították, hogy a fészkek 25 %-át foglalták el a halak, illetve 3 m-nél mélyebben nem volt ívás (Lehtonen et al. 2006)

A Magyarországon és így a Balatonon a süllő mesterséges ívatása nem előzmények nélküli tevékenység. A fészekkihelyezések (főként borókaágak és fűzgyökerek) kezdete a 19. század végére tehető, a módszert rutinszerűen és évente használták és olyannyira lényeges eleme volt a halgazdálkodási tevékenységnek, hogy az 1944-es évben a II. világháború miatt elmaradó fészekkihelyezést külön kiemeli a korabeli szaksajtó (Faragó 1948). Antalfi és Tölg (1965) beszámol a Dinnyési Halgazdaságban alkalmazott léckeretre és „kerítésdróra” erősített fűzgyökérpárnával burkolt fészkekkel szerzett tapasztalataikról. A kétezres évek elején zajlottak kísérletek az ún. Csapó-féle „alumínium keretes” fészkekkel is, de ezek esetében a lerakott

ikramennyiséggel jellemezhető hatékonyságot csak felületesen vizsgálták (pl. „gyenge fészek”: 25 ezer ikraszem alatt; „jó fészek: 50-80 ezer ikraszem) (Bódis és Csapó 2004).

A Balatonba még a legközelebbi múltban (2018-ig) kihelyezett fészeksorokat az ívás után (legalább részben) összegyűjtik, mesterséges körülmények között keltetik, majd előnevelés után a Balaton-vízrendszerbe visszahelyezik. Az itt alkalmazott borókafészkek használatával a legfőbb probléma, hogy nem tekinthető fenntarthatónak, mivel minden évben új bokrok kivágására van szükség. Ez a probléma más, természetes anyagú fészkek esetében is fennáll. A Balatonon a borókafészkekből minden tavasszal új kötés kerül kihelyezésre, a bokrok beszerzése pedig egyre nagyobb távolságról egyre költségesebb (Juhász et al. 2020).

3.6. A Balaton, mint kiemelt süllő élőhely

3.6.1. A Balaton-vízgyűjtő sajátosságai

A Balaton Közép-Európa legnagyobb kiterjedésű sekély tava. A tó felülete 589 km², átlagos mélysége 3,3 m, vízgyűjtője 5757 km². A vízgyűjtő legnagyobb része dombvidéki terület, legmagasabb pontja a Kab-hegy (599 m) a Déli-Bakonyban. A Balaton befolyó vizei többségében dombvidéki kisvízfolyások. Legjelentősebb befolyó vízfolyása a 120 km hosszú Zala-folyó. A tó rendelkezik egy mesterséges eredetű kifolyóval (Sió-csatorna), mely zsilipekkel szabályozott, de közvetlen összeköttetést nyújt a Dunával, így potenciális inváziós folyosóként értelmezhető.

A Balaton és vízgyűjtője az 1800-as évek második fele óta jelentős antropogén eredetű hatásokkal terhelt. A tó ökoszisztémáját alapvetően átalakította a Sió-zsilip 1863-as üzembe helyezése és az ezt követő kb. 3 m-es vízszint csökkenés. A korábban ívóhelyként, illetve a befolyó vizek szűrőmezőiként funkcionáló öblözetek (pl. Nagyberek, Kis-Balaton, Tapolcai-medence) közvetlen összeköttetése a tóval megszűnt. Ebből eredeztethető a tó Balaton 20. századi történetét jelentős mértékben meghatározó eutrofizációs probléma kialakulása is. Ez a folyamat már az 1900-as években elkezdődött, a nyugati medence hínárosodásával, majd az 1960-as évektől egyre intenzívebbé vált, köszönhetően a tóparti üdülőövezetek gyors fejlesztésének. A 1970-es évek végére a Balatonban nyaranta jellemzővé vált a cianobakterium-fajok (*Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, 1886, *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) Aguilera & al., 2018) okozta vízvirágzás, illetve többször előfordultak halpusztulások is (Takács et al. 2013). A fogassüllő állomány szempontjából a legjelentősebb mortalitást (kb. 40t) azonban nagy valószínűséggel nem az eutrofizáció, hanem az intenzifikálódó mezőgazdasági tevékenységgel

együtt járó növényvédőszer (pl. dieldrin) használat okozta (Woynárovich 1992). Egyes vélekedések szerint ezt a balatoni süllőállomány a 2000-es évekig sem heverte ki (Bíró 2003).

Az eutrofizációs probléma kezelésére a 1980-as évektől megvalósult a Kis-Balaton Víztisztítási Rendszer kialakítása (Pomogyi 1993, Tátrai et al. 2000), illetve a Balaton-környéki települések szennyvízelvezetésének kialakítása, az ún. „körcsatorna”, (Sarkady et al. 2013). Ez a 2000-es évtized végére jelentős vízminőség javulást, oligotrofizációt eredményezett. A tó hossz tengelye mentén kialakuló trofitás-grádiens (Nyugati-medence: mezotróf, Keleti-medence: oligotróf napjainkig jellemző (Padisák és Reynolds 1998, Istvánovics és Somlyódy 2001)). Ez a folyamat ugyanakkor negatív hatással bírt a tó halállományára, mivel a halak számára ivadékkorban szükséges zooplankton mennyiség is csökkent (Bernát et al. 2020).

Feltehetően a klímaváltozás hatására, a megváltozott időjárás (hosszabb szélcsendes, forró időszakok) következtében 2019 óta ismét több alkalommal volt vízvirágzás a Balatonon. Ezt egy inváziós fecskemoszat faj okozta, a kialakulásához szükséges tápanyagmennyiség pedig feltehetően az üledékből szabadult fel (Istvánovics et al. 2022).

3.6.2. A Balaton halállományának vizsgálata, hosszú idejű változásai és a változások lehetséges okai

A balatoni halállomány referencia-állapotának meghatározása a több mint évszázados, folyamatosan erősödő mértékű antropogén hatások ismeretében nehéz feladat. A legkorábbi feljegyzések a 16-17. századra datálódnak, de ezek elsősorban a Balaton és a kapcsolódó vízrendszer általános halgazdagságára hívják fel a figyelmet (Takács et al. 2011). Az első tudományos igényű referenciamunkaként a Magyar halászat könyvét (Herman 1887) használhatjuk, azonban ezesetben is meg kell jegyezni, hogy a halfauna mennyiségi összetételéről kevés adatot közöl. A 20. század elejétől számos dolgozat foglalkozik a tó halfaunájával (pl. Vutskits 1897, Unger 1925, Hankó 1931, Lukács 1932, Entz és Sebestyén 1942), de ezek rendszerint nem ismert vagy nem reprodukálható módszertannal (pl. halászati statisztikák áttekintése) vizsgálták az állomány összetételét. Meglepő lehet, de az első, mintavételi módszertanát tekintve is összevethető, kvantitatív vizsgálatot a múlt század '90-es éveiben publikálták (Paulovits et al. 1994). Az 1990-es évek második felétől megkezdődtek a Balaton és a vízgyűjtő terület egészét érintő szisztematikus, standardizált módszertanon alapuló felmérések is (Specziár et al. 2000, Specziár et al. 2009, Takács et al. 2011).

A halállomány összetételben bekövetkező változások fő okai mind antropogén eredetűek. Ahogy már a bevezetőben is kiemelésre került a berekterületek és a Kis-Balaton lecsapolása alapvetően változtatta meg a Balaton anyagforgalmát és halállományát. Az állományösszetételre napjainkig ható további, kiemelő tényező az idegenhonos fajok megjelenése, illetve betelepítése (Ferincz et al. 2016a, Takács et al. 2017). Az alábbiakban sorra veszem a Balatonban megtelepedett idegenhonos halfajokat, melyek napjainkban is előfordulnak a tóban. (A vízgyűjtőn – pl. a Hévíz-lefolyón – előforduló további idegenhonos fajok nem képezik tárgyát jelen disszertációnak.)

Az első betelepülőt, a ponto-kaszpi eredetű tarka gébet (*Proterorhinus semilunaris* Pallas, 1814) már Herman (1887) is jelzi: „a keszthelyi-hévíz beszakadásának tájékáról”. Az 1940-es évekig minden faunisztikai munkában említik, majd bő hatvan évig nem került elő a tó területéről, csak a befolyó vizekből (Ferincz et al. 2014). A 2010-es évek óta állománya első sorban a parti kövezéseken erősödik (Czeglédi et al. 2019). A fogassüllő számára potenciális prédahal, illetve kisebb mértékben ikrájának fogyasztója.

Az észak-amerikai eredetű naphalat (*Lepomis gibbosus* L., 1758) 1895-ben (illetve egyes források szerint 1902-ben) telepítették a tóba. Állománya elsősorban a parti övben, kiváltképp a hullámzástól védett öblözetekben, kikötőkben jelentős (Specziár 2010, Czeglédi 2019). A fogassüllő bizonyos élőhelyeken fogyasztja, ikra és ivadékfogyasztása azonban az eltérő habitatpreferencia miatt nem érvényesül jelentősebb mértékben.

Az 1960-as -'70-es években több, a balatoni halfaunára nézve kiemelt jelentőségű idegenhonos halfaj betelepítése történt. Az angolnát (*Anguilla anguilla* L., 1758) nagy mennyiségben 1961-ben kezdték a Balatonba telepíteni - megjegyzendő azonban, hogy kisebb volumenű kihelyezések már 1890 környéke óta történtek, illetve a fajt a Duna-vízrendszerében, szórványos megjelenésű, de őshonos fajnak tekintjük. A faj tevékenységének következtében a Balatonból kipusztult a menyhal (*Lota lota* L., 1758), a kecskerák (*Astacus leptodactylus* L., 1758), illetve erősen lecsökkent a sügér állománya is. A faj telepítését 30 évig (1991-ig folytatták), de a 2017-2018-as évben a siófoki angolnacsapda még mindig több 10 tonna angolnát fogott. Napjainkra az angolna lassan kezd eltűnni, melyet a sügérállomány, illetve a tízlábú rákok populációinak erősödése, valamint a menyhal visszatelepítésének sikere is mutat (Specziár 2010, Czeglédi et al. 2019, Weiperth et al. 2020, BHGNP 2022).

A razbóra (*Pseudorasbora parva* Temminck és Schlegel, 1846) 1962 tájékán érkezett a Balaton-vízgyűjtőre, „potyautasként” nem megfelelően ellenőrzött pontyszállítmányokkal. Eredeti elterjedési területe a Távol-Keleten van. A tóban nagyobb állományai nem ismertek, de rendszeresen előfordul a parti övben, elsősorban a sekély, növényzettel benőtt részeken. Meg kell

jegyezni, hogy az állomány utánpótlása a vízgyűjtőről jelentős és folyamatos (Specziár 2010, Ferincz et al. 2016b).

A távol-keleti amur (*Ctenophayngodon idella* Valenciennes, 1844) 1965-ben került a vízgyűjtőn lévő halastavakba. A tóba közvetlenül soha nem telepítették, nagyobb mennyiségben feltehetően egy gátszakadás után került a tóba (Harka és Sallai 2004). Utánpótlását elsősorban a vízgyűjtőn lévő halastavakból kiszökő fiatal egyedek jelentik, a tóban nem szaporodik (Specziár 2010, Ferincz et al. 2014).

Bár első észlelésére 1970-ben került sor, a korabeli vizsgálatok gyorsan bizonyították, hogy már évekkel korábban bekerülhetett Balatonba a folyami géb (*Neogobius fluviatilis* Pallas, 1814), mivel megtalálásakor már elterjedt volt a kövezéseken (Bíró 1971, 1972). A faj napjainkra elsősorban a kövezéseken és kikötők környékén található meg nagyobb mennyiségben (Specziár 2010, Czeglédi 2019), kiemelkedő jelentősége egyes élősködők terjesztésében van (Vital et al. 2021).

A Balaton halállományának mennyiségi összetételére az idegenhonos halfajok közül legnagyobb hatással a busák (*Hypophthalmichthys* sp.) voltak. A szűrő táplálkozásmódú, elsősorban fitoplankton-fogyasztó fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844) telepítését 1972-ben kezdték meg, az általános vélekedés szerint egyre inkább előre haladó eutrofizációs probléma kezelésére, illetve egyes a halhozamok fokozására. Zooplankton fogyasztó pettyes busát (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845) hivatalosan soha nem telepítettek a Balatonba, azonban a napjaink genetikai vizsgálatai igazolták a korábbi feltevést, mely szerint a tó jelenlegi busaállománya a két faj hibridje (Specziár 2010, Boros et al. 2014, Molnár et al. 2021). A telepítéseket 1983-ban leállították, azonban a vízgyűjtőn található halastavakból évtizedeken keresztül pótlódott az állomány (Vital et al. 2017). A Balatonban élő busák mennyiségéről nincs és soha nem is létezett megfelelő megbízhatóságú becslés. Szinte bizonyos azonban, hogy a busa napjainkban is jelentős eleme a táplálékhálózatnak, jelentős mennyiségű planktonfogyasztásával többek közt a fogassüllő ivadék „éhezésének” is egyik okozója lehet.

A szintén távol-keleti ezüstkárász (*Carassius gibelio* Bloch, 1784) Balaton-vízrendszerbe kerülésének idejéről nincs pontos információ: valamikor az 1970-es években történt. A vízgyűjtő egészére nézve a legmagasabb ökológiai kockázattal rendelkező faj tóban élő állománya jelentősnek mondható ugyan, de messze nem tömegesnek (Erős et al. 2009, Ferincz et al. 2010, Ferincz et al. 2016a).

Az észak-amerikai fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas* Rafinesquae, 1820) 1980-ban, Olaszországon keresztül került hazánkba. A Balaton-vízgyűjtőn az 1990-es évek elejétől első

sorban a halastavak környékén és a kapcsolódó csatornarendszerekben tömeges, de a tóban csak kisebb lokális állományai tudtak kialakulni. A balatoni kikötők és kövezések előterében az elmúlt 10 évben helyenként tömegessé vált (Czeplédi et al. 2019, MATE THT publikálatlan adatok). Bár a fogassüllővel jellemzően nem egy élőhelyen fordul elő, az ivadékot és a fiatal egyedeket a törpeharcsák nagy hatékonysággal predálhatják.

A halállományra ható tényezők közül nem szabad kihagyni bizonyos haltáplálék szervezeteket sem. A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771), a quagga kagyló (*Dreissena bugensis* Andrusov, 1897), a tegzes bolharák (*Celicerophius curvispinum* Sars, 1895), a pontuszi tanúrák (*Limnomysis benedeni* Czerniawsky, 1882), a cifrarák (*Faxonius limosus* Rafinesque, 1817) és a folyami bödöncsiga (*Theodoxus fluviatilis* L., 1758) megtelepedése és invázióssá válása feltehetően kiemelkedő, de részleteiben máig ismeretlen hatással bír a tó anyagforgalmára és az egyes halfajok táplálkozási viszonyaira (Muskó et al. 2007, Ferincz et al. 2014, Balogh et al. 2018, Takács et al. 2019).

Szintén fontos megemlíteni a haltelepítéseket is, mint az állományt jelentősen befolyásoló tényezőt. A Balaton 2018 és 2022-között hatályos halgazdálkodási tervében foglaltak alapján a 3. táblázat szerinti mennyiségek kerülnek éves szinten a tóba. Bár egy hektárnyi vízfelületre vetítve ez kis mennyiség (hőzavetőleg 5 kg/ha) hosszú távú hatása bizonyítható (Specziár és Turcsányi 2017, 2018).

3. táblázat: Évente telepítendő halmennyiségek a Balaton Halgazdálkodási Tervében foglaltak szerint

Halfaj	Korosztály	Mennyiség
Ponty	I. - II. Nyaras	300000 kg
Compó	vegyes	200 kg
Fogassüllő	I. - II. Nyaras	6 000 kg
Csuka	előnevelt	250 000 db
Vegyes ragadozó (balin, kőszüllő)	vegyes	3000 db
Menyhal	vegyes	100 db
Ponty	előnevelt	250000 db

3.6.3. A balatoni fogassüllő állomány helyzete napjainkban

A balatoni fogassüllő állományra vonatkozó ismereteket Specziár (2010) monográfiája részletesen bemutatja. A faj a tó meghatározó és abundáns csúcsragadozójának tekinthető, így kiemelt szerepe van az ökoszisztéma integritásának és stabilitásának alakításában, megőrzésében. Fontos szabályozó tényező elsősorban a planktivor és benthivor halfaj állományok esetében.

Az állomány mérete az 1970-es évek vége óta -ekkor Bíró (1983) 578 t-ra becsülte az állomány biomasszáját- hozzávetőleg 80-100 t-val csökkenhetett. Ennek háttérében valószínűsíthetően a Balaton tápanyagháztartásának megváltozása (oligotrofizáció) állhat. Az állomány összetételére jellemző a fiatal (30 cm-es testhossz) alatti egyedek nagy aránya (82%). Ha biomasszáat tekintjük, akkor a leginkább tömeges mérettartomány az állomány 78%-át teszi ki (Specziár 2010).

A fogassüllő balatoni növekedése kezdetben, a jelentős táplálékszűke miatt lassú: a fogható méretet (30 cm) általában 4-5 év alatt éri el. Ezt a méretet meghaladva a 6-7 év (1-1,5 kg testsúly) után a növekedés köszönhetően a megfelelő méretű és profitabilitású táplálékhalak nagy tömegű rendelkezésre állásának felgyorsul (Specziár 2010, Specziár és Turcsányi 2017).

A faj termékenysége az balatoni viszonyok között viszonylag magasnak mondható, 115 000 – 341 000 ikraszem/ttkg. Az állomány sérülékenységét más tényezők, elsősorban a már említett fiatakori táplálékhiány (ez leginkább 40-120 mm-es mérettartományban kifejezett), illetve az ívási időben előforduló jelentős időjárásváltozások okozzák. Utóbbi jelenség a globális klímaváltozás következtében egyre gyakoribbá válhat. A veszélyeztető tényezők között fontos megemlíteni a jelentős horgászati nyomást, illetve az orvhorgászatot is. A Balatonba telepített, jelölt fogassüllők 17,4%-át négy éven belül visszafogták. Ez is jelzi, hogy a süllő esetében tapasztalható horgászati nyomás kisebb, mint a ponty esetében tapasztalt (17,8% visszafogás 2 év alatt), de így is igen jelentős zsákmányolást jelent. A jelöléses vizsgálatok további eredményei szerint a telepített fogassüllők gyorsan szétszélednek a tó egészében, függetlenül a telepítés helyétől (part, nyílt víz) és idejétől (tavasz, ősz) és jellemzően (82%-ban) a nyíltvízi, csónakos horgászok ejtik őket zsákmányul. A tavon belüli elterjedési mintázatról kevés ismerettel rendelkezünk. A tó nyílt vizének aljzatviszonyai kevésbé változatosak, így már kisebb változatosságok (kemény, agyagos vagy márgás aljzat; néhány 10 cm-es törések is aggregáló hatással bírhatnak (Specziár és Turcsányi 2014, 2017).

Az állomány mestereséges pótlása évtizedeken keresztül 1-1,5 millió darab 4-6 hetes ivadék kihelyezésével valósult meg. Az ivadék rossz megmaradása után napjainkra a halgazdálkodó BHGNP Zrt. áttért az egynyaras egyedek kihelyezésére, amelyből évente kb. 60 000 db, 6000 kg

telepítése szerepel a halgazdálkodási tervben. A telepítőanyag -a korábbi időszakban és napjainkban is- jellemzően a vízgyűjtőn található halastavakból származik. Az ivadékot kisebb részt halastavi ívatásból, nagyobb részt balatoni fészkek begyűjtéséből nyerik. A hosszú ideje tartó telepítések hatásai napjainkra az állomány genetikai hátterén is tetten érhetők: csökkenés mutatható ki az átlagos allélszám és az allélgazdagság tekintetében is. Mindenképpen meg kell jegyezni azonban, hogy a genetikai diverzitás jelenleg is magasnak mondható, így a fentiek nem jelentenek közvetlen veszélyt (Molnár et al. 2020). Bánó és munkatársai (2024) eredményei ezt megerősítik: a balatoni süllőpopuláció genetikai diverzitása magas, sem a halpusztulások sem a hasznosítás nem okozott genetikai palacknyakhatást. Megállapítják továbbá, hogy a balatoni süllőpopuláció a tó hosszetengelye mentén metapopulációs jellegű dinamikát is mutat.

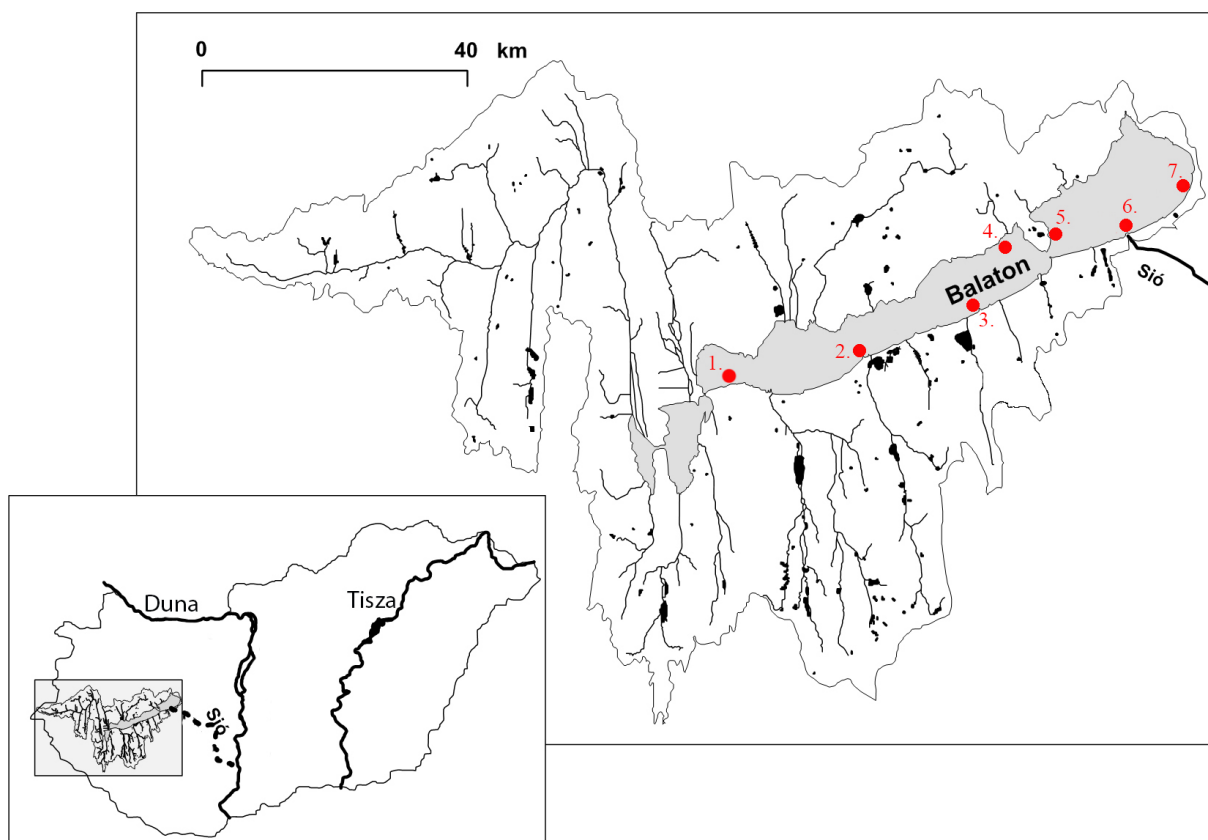
4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Kísérleti helyszínek a Balaton-vízgyűjtőn

A dolgozatban leírt összes vizsgálatot a Balaton-vízgyűjtőn végeztem 2017 és 2020 között.

4.1.1. A bentikus ívófészkek kihelyezésének helyszínei

A Balatonon Keleti- medencéjében négy, míg a Nyugati-medencében három vizsgálati helyszínen végeztünk vizsgálatokat. Ezek közül a fonyódi, balatonvilágosi és tihanyi helyszínek ismert, „tradicionális” süllőívhelyek, ún. akadók voltak, melyeket kemény, köves vagy márgás aljzat jelezett. A balatonberényi, balatonszemesi, balatonudvari, illetve siófoki helyszíneken az aljzat homokos iszap, amely önmagában nem megfelelő ívási szubsztrát a fogassüllő számára (2. ábra).



2. ábra: A kísérleti bentikus ívófészkek kihelyezési helyszínei a Balatonon (1: Balatonberény; 2: Fonyód; 3: Balatonszemes; 4. Balatonudvari; 5. Tihany; 6. Siófok; 7. Balatonvilágos)

Az kísérleti helyszínek pontos lokalitását, illetve néhány alapvető jellemzőjét a 4. táblázatban ismertetem.

4. táblázat: A bentikus ívófészkek kihelyezési helyszíneinek jellemzői

Helyszínkód	Település	GPS (WGS84) koordináta	Távolság a parttól (m)	mélység (m)	Aljzattípus
1	Balatonberény	46.71891, 17.2949	770	2,8	lágyszap (iszapos)
2.	Fonyód	46.75038, 17.5399	540	3,6	kemény (kőves/márgás)
3.	Balatonszemes	46.81374, 17.75693	570	3,2	lágyszap (iszapos)
4.	Balatonudvari	46.89414, 17.81006	550	3	lágyszap (iszapos)
5.	Tihany	46.9216, 17.8924	250	3	kemény (kőves/márgás)
6.	Siófok	46.91524, 18.04744	460	3,8	lágyszap (iszapos)
7.	Balatonvilágos	46.96544, 18.15019	520	4,2	kemény (kőves/márgás)

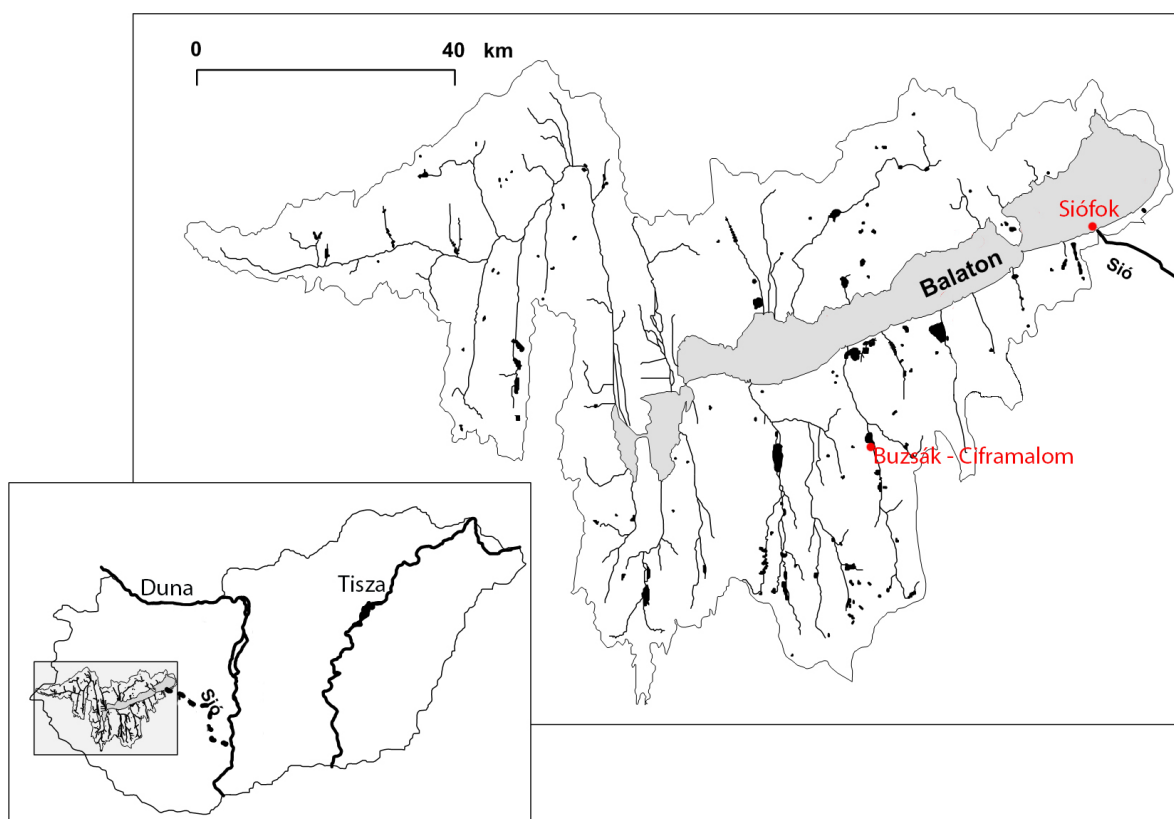
A kísérleti bentikus ívófészkek kihelyezésére az egyes vizsgálati években eltérő lokalitáson (5. táblázat) került sor. A kihelyezések időpontjai minden esetben március 10. és 16. közé estek, annak függvényében, hogy az időjárási körülmények (szél, illetve jégborítás) mikor tették lehetővé a munkavégzést.

5. táblázat: Az ívófészkek kihelyezésének ideje az egyes vizsgálati területeken

	Balatonberény	Fonyód	Balatonszemes	Balatonudvari	Tihany	Siófok	Balatonvilágos
2017	X	X	X		X		X
2018		X			X		X
2019		X			X		X
2020		X	X	X	X	X	X

4.1.2. A keltetési kísérletek helyszínei

A fészkekre rakott süllőikra kelésének sikerességét természetes körülmények között a Balatonban, illetve keltetőházi körülmények között, a potenciális ikrafogyasztók kizárásával vizsgáltam. A helyszín egyrészt a BHGNP Zrt. siófoki telephelyének kikötője, másrészt a BHGNP Zrt. buzsaíki telephelyén, átfolyóvízes rendszerbe (halastóvíz) kötött 5m³ térfogatú medencék voltak (3. ábra). A keltetési kísérletben felhasznált fészkek kivétel nélkül a fonyódi vizsgálati helyszínről származtak.



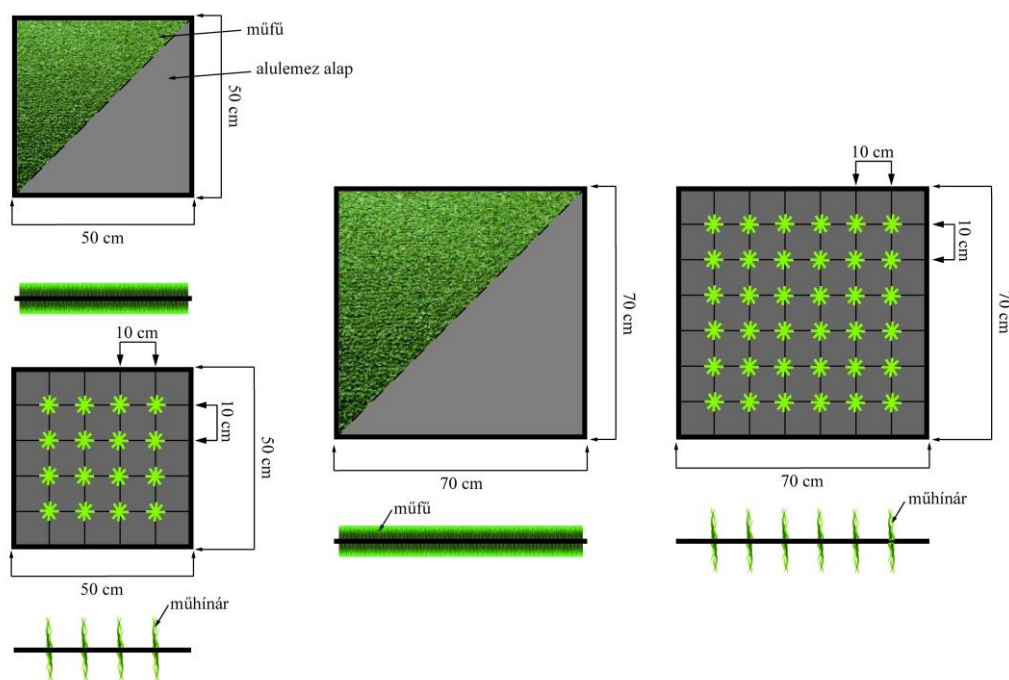
3. ábra: A keltetési kísérletek helyszínei

4.2. A kísérleti bentikus ívófészkek kialakítása

A fészkek tervezésekor több követelményt is figyelembe kellett venni azon túl, hogy megfeleljenek a célfaj igényeinek. Egyrészt időtállóknak kell lenniük víz alatti körülmények között, hogy lehetőség szerint több éven keresztül is használhatóak maradjanak. Másrészt pedig olyan kialakítású fészkek létrehozása volt a cél, amelyek kezelése, szállítása és kihelyezése könnyen megoldható, akár emberi erővel is mozdítható.

A tesztek során összesen tízféle bentikus ívófészek – prototípus működését vizsgáltuk.

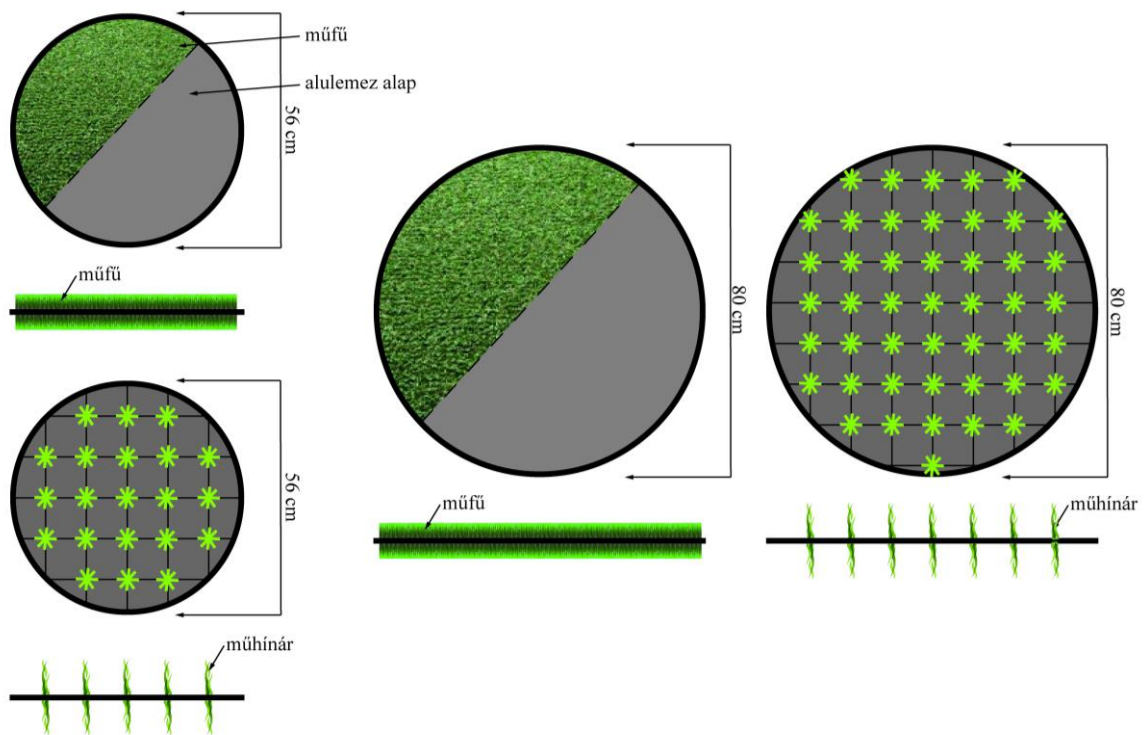
1. 50x50cm-es, négyzet alakú alumínium (Al) keretbe hegesztett perforált Al-lemez: (A.) 6 cm szálhosszúságú műfűvel (B.) 3 cm-es szálhosszúságú fémhuzalra erősített polipropilén (PP) girlanddal borítva (4. ábra).



4. ábra: Négyzet alakú süllőfészkek sematikus ábrázolása kétféle méretben

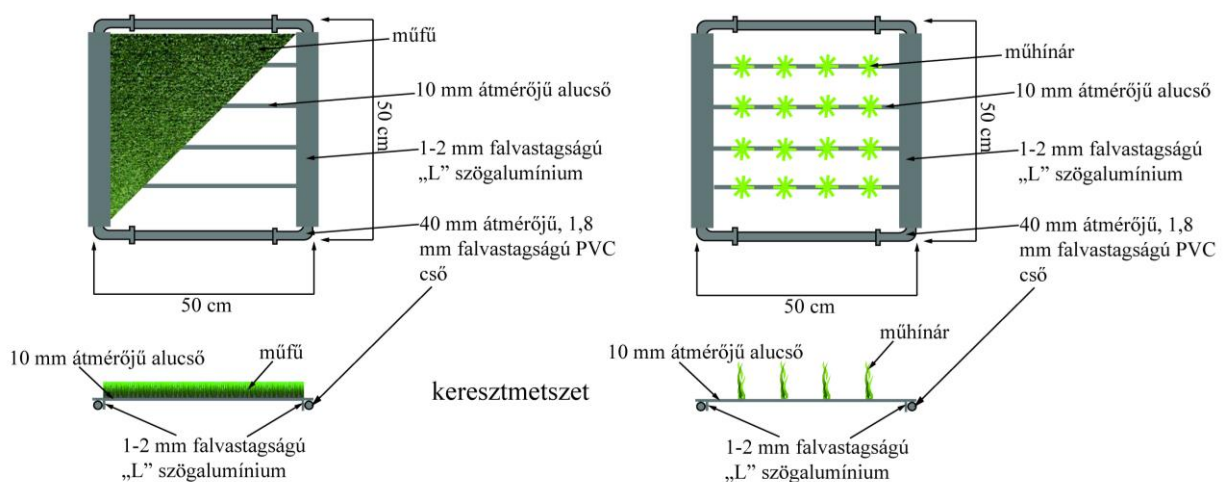
2. 70x70 cm-es, négyzet alakú (Al) keretbe hegesztett perforált Al-lemez: (A.) 6 cm szálhosszúságú műfűvel (B.) 3 cm-es szálhosszúságú fémhuzalra erősített PP girlanddal borítva. (5. ábra)
3. $d=56\text{cm}$ átmérőjű, kör alakú keretbe hegesztett perforált Al-lemez: (A.) 6 cm szálhosszúságú műfűvel (B.) 3 cm-es szálhosszúságú fémhuzalra erősített PP girlanddal borítva. (5. ábra)

4. $d=80$ cm átmérőjű, kör alakú keretbe hegesztett perforált Al-lemez: (A.) 6 cm szálhosszúságú műfűvel (B.) 3 cm-es szálhosszúságú fémhuzalra erősített PP girlanddal borítva (5. ábra).



5. ábra: Kör alakú ívófészkek sematikus ábrázolása kétféle méretben

5. $d=56$ cm átmérőjű, kör alakú keretbe hegesztett perforált Al-lemez: (A.) 6 cm szálhosszúságú műfűvel (B.) 3 cm-es szálhosszúságú fémhuzalra erősített PP girlanddal borítva; 5 cm átmérőjű PVC cső kerettel lebegtetve. (6. ábra)



6. ábra: Az úszó fészkek sematikus rajza

Az elkészített tervrajzok alapján a kísérlet fészkek Al-vázait a Ferroflex 2005 Kft. készítette, amelyekre a szubsztrátot a BHGNP Zrt. és a MATE AKI THT munkatársai rögzítették.

4.3. Elvégzett vizsgálatok

4.3.1. Előzetes prototípus tesztelés – foglaltság vizsgálat

2017-ben elővizsgálatot végeztem, melynek célja volt tesztelni, hogy a megtervezett fészkeket egyáltalán elfogadják-e a halak, illetve a fészekkihelyezés, ellenőrzés és a mérések módszertana is ekkor kerültek kidolgozásra.

A 2017-es vizsgálati évben öt helyszínen kerültek kihelyezésre fészeksorok. A tízféle prototípusból egyenlő számban (5-5 db helyszínenként) véletlenszerűen egymás után kötve, egy sorban, egymástól 1,5 m távolságban rögzítve került a Balatonba március 16.-án.

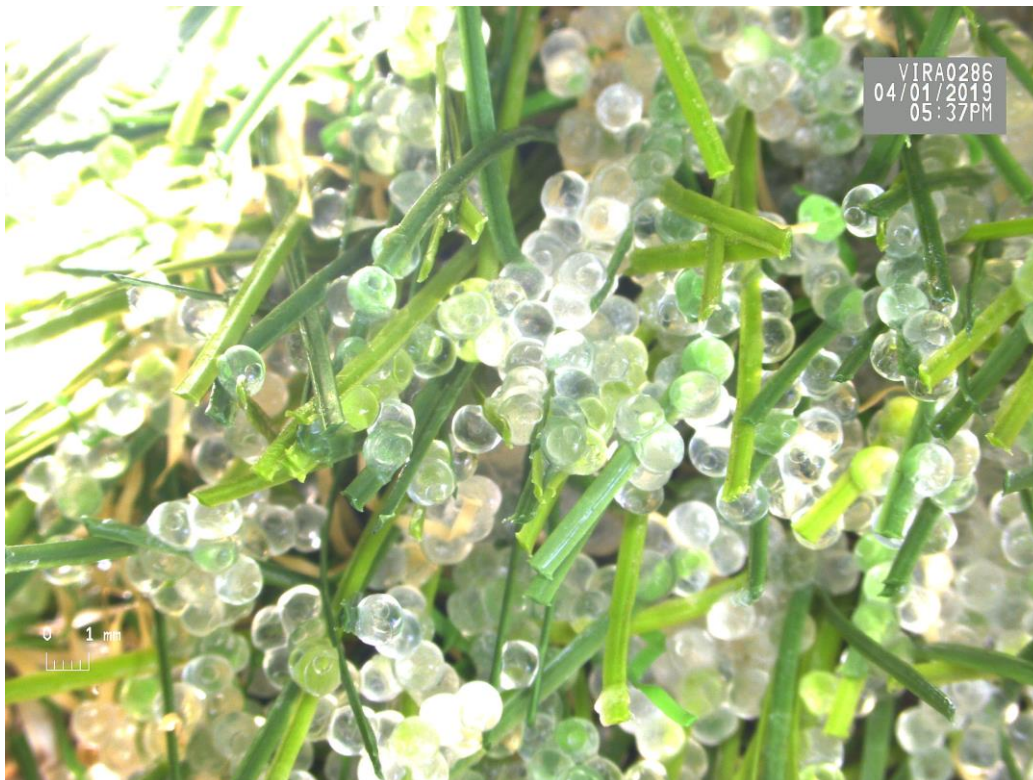
Az első ellenőrzésre 2017. március 27.-én került sor, ekkor minden fészekről egyedi fotódokumentáció készült, rögzítésre került a foglaltság ténye vagy hiánya, illetve az ikrát lerakó halfaj (süllő/bodorka/vegyes – szemléltető anyag a Mellékletben) (7. ábra).



7. ábra: Ikrával teli süllőfészek óvatos visszahelyezése a Balatonba (Dr. Staszny Ádám felvétele)

4.3.2. Ikramennyiség meghatározása

Az egyes szubsztráttípusok egységnyi felületén megtapadó ikramennyiség vizsgálatához először terepi körülmények között kb. 10x10 cm-es mintákat vágunk (3-3 db/szubsztráttípus). A mintavételre a fonyódi és a siófoki helyszíneken került sor 2018-ban, illetve 2020-ban. Ezután mindegyik mintából a lehető legnagyobb precizitással 3 db 2x2 cm-es almintát képeztem. Ezen almintákról az ikraszemeket óvatosan lefejtésre kerültek, majd az egységnyi felületre eső ikraszám (ikra/cm²) egy Leica DMS-1000 típusú digitális mikroszkóp alatt egyszerű számolással került meghatározásra (8. ábra). A fészkenkénti ikramennyiség meghatározása az ikrával borított felület mérete és az 1 cm²-es felületegységre számított ikraszám segítségével került meghatározásra.



8. ábra: Ikraszemek mikroszkópos felvétele műfüves mintán, kis nagyítással (saját felvétel)

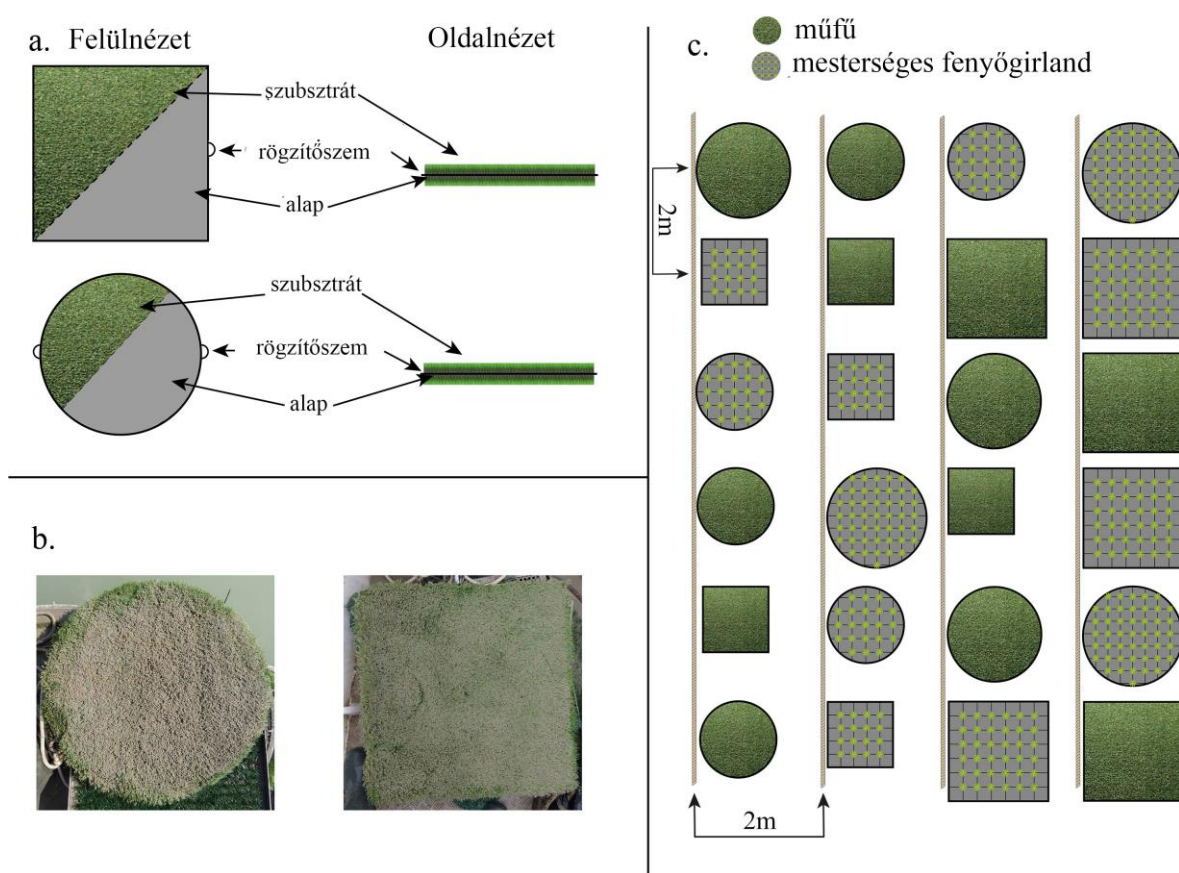
A foglalt fészkeken található ikramennyiségek meghatározásához a terepi ellenőrzések (felnézés) során készített digitális fotókat használtam. Az egyedi fészkefotókon az ImageJ szoftver (Schneider et al. 2012) használatával pixelben meghatározásra került az ikrával borított felület nagysága. Ezt követően a korábban meghatározott ikra/cm² összefüggést alkalmazva egyszerűen kiszámítható volt az egy fészkekre jutó ikramennyiség.

4.3.3. A különböző típusú ívófészkek hatékonyságának vizsgálata az ikraszámok alapján

A 2018-as évtől a lebegtetett fészkek kizárása után, az összes további fészektípus esetében vizsgáltuk a lerakott ikramennyiségek alapján mért hatékonyságot. Az egyes fészkek közötti távolság két méter volt. A sorok két darab 10 kg-os súllyal rögzültek az aljzathoz. A sorokat a két végükön 2-2 kisebb bója jelölte, az egész kísérleti területet pedig 4 db 200 l-es, sárgára festett hordóból készült bója határolta. Egy soron 6 db fészkek voltak, melyek típusai méret és borítás szerint is véletlenszerűen követték egymást (9. ábra).

A fenti kísérleti elrendezés 2018 és 2020 között minden évben egyforma kiosztásban került kihelyezésre a fonyódi, tihanyi és balatonvilágosi helyszínekre. A fészkek kihelyezését egy 50 LE-s Tohatsu motorral hajtott ORCA 540 típusú munkahajóból háromfős személyzet végezte.

A fészkekellenőrzések hetente történetek, a felnézés (a fészkek soronként történő felhúzása és egyesével történő szemrevételezése, majd óvatos visszahelyezése) során minden fészkekről egyedi fotódokumentáció készült (Nikon D500 fényképezőgép, AF-Nikkor DX 35mm f/1,8G fix objektív) függetlenül attól, hogy regisztrálható volt-e rajta ikraszem.



9. ábra: A bentikus ívófészkek sematikus rajza (a); a süllő lerakott ikrája a kísérleti ívófészkeken (b); Az alkalmazott kísérleti elrendezés (c)

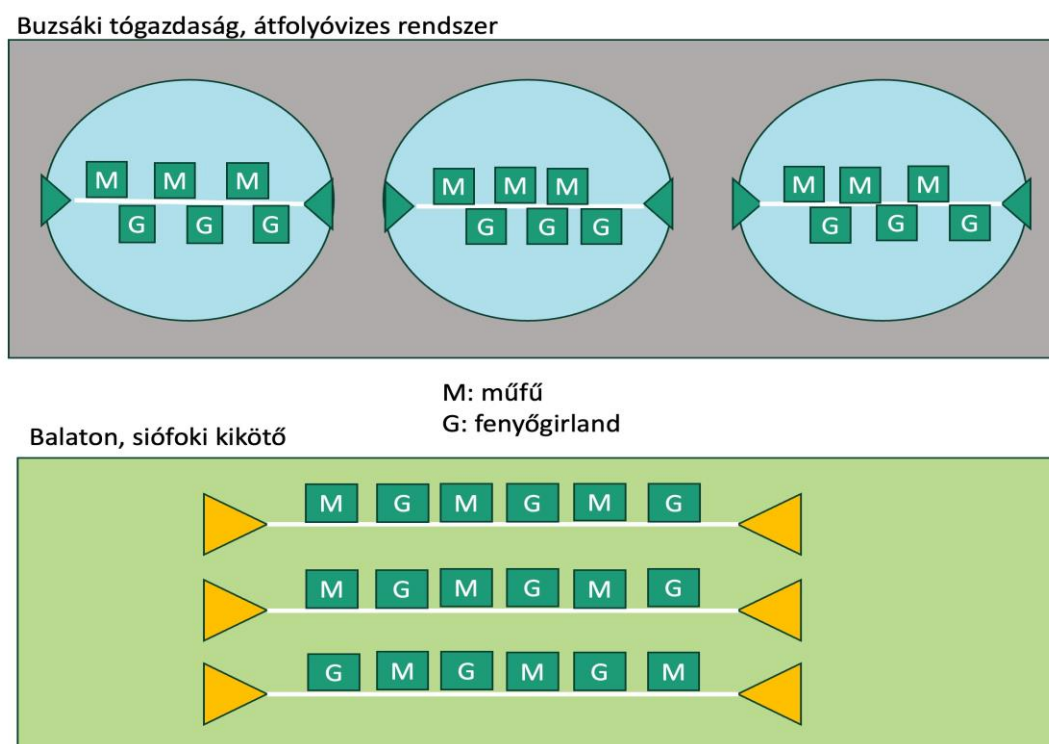
4.3.4. Az aljzatviszonyok hatásának tesztelése

A bentikus ívófészkek különböző aljzatviszonyok melletti hatékonyságát a 2020-as vizsgálati évben vizsgáltuk. A három kemény (köves, márgás) aljzattal rendelkező vizsgálati helyszín (Fonyód, Tihany, Balatonvilágos) mellett három olyan helyszínt (Balatonszemes, Balatonudvari,

Siófok) is kijelölésre került, ahol az aljzat iszap illetve iszapos homok volt. A fészekkihelyezés a korábbiaknak megfelelő módszertannal került kivitelezésre 2020 március 10 – 11.-én, 4,3 °C-os víz hőmérséklet (siófoki helyszín, a vízfelszínen mérve) mellett. Az ellenőrzéseket hetente végeztük (8. ábra). Az ívás a március 27.-ét megelőző maximum 5 napban történt, ekkor a víz hőmérséklet 6,8 °C volt (Siófok, vízfelszín).

4.3.4. Ikrakeltetési kísérletek

A vizsgálatra 2019. március 28. és 2019. április 1. között került sor. A keltetési kísérlethez a fonyódi helyszínről kiemelt fészkek késedelem nélkül átszállításra kerültek a siófoki, illetve buzsaíki helyszínekre, ügyelve arra, hogy a szállítás alatt ne sérüljenek, illetve nedves állapotban maradjanak. A kísérlethez a termékenyült ikraszemeket a Balatonba kihelyezett fészkek egy részéről a szubsztráttal (műfű és fenyőgirland) együtt eltávolítottuk. Az ikraszemeket tartalmazó szubsztrátokból egységnyi, 3 x 3 cm-es darabokat vágtam, melyeket lesúlyozva (100 g-os csavaranya) egy vékony damil segítségével egy a vízfelszín közelében kifeszített kötélre függesztettem, a vízfelszíntől 30 cm távolságra. A kísérleti elrendezést a 10. ábrán is bemutatom.



10. ábra: A keltetési kísérletek elrendezésének sematikus vázlata

A Balaton esetében a vízhőmérséklet $8,5 \pm 1$ °C, míg a tógazdaság esetében $10,2 \pm 2$ °C volt a kísérlet időtartama alatt. Az ikrafejlődést Leica DMC-1000 digitális sztereomikroszkóp alatt, kezdetben 12 óránként, majd 4 óránként ellenőriztem, és “életképesnek” tekintettem minden olyan ikraszemet, amelyben a kikelés előtt 1-2 órával intenzíven mozgó, fejlett és torzulástól mentett embrió volt látható (11. ábra). Az ikrahéjakon egyes esetekben kiüledő finom üledéket finom szálú ecsettel távolítottam el.



11. ábra: Az életképes embriók számolása mikroszkóp alatt a BHGNP Zrt. buzsáki telephelyén (Dr. Ferincz Árpád felvétele)

4.4. Az adatelemzés módszerei

Az alapadatokat $\log(x+1)$ függvény segítségével transzformáltam, hogy eloszlásuk a lehető leginkább közelítse a normál eloszlást, melynek tesztelését Kolomogorov-Smirnov tesztel végeztem minden esetben (95 %-os) konfidencia szinten. Amennyiben a normailtásfeltétel teljesült parameters próbákat (Student-féle t-teszt, egyszempontú varianciaanalízis – ANOVA) használtam. Ha parameters próba nem volt használható, akkor Kruskal-Wallis (KW) tesztet alkalmaztam. Az ANOVA-k eredményeinek értékelése után páronkénti összevetésekhez a széles

körben alkalmazott Tukey-féle post-hoc tesztet alkalmaztam, míg a KW teszt után a Dunn-féle tesztet használtam.

A különböző aljzattípusok potenciális hatásainak vizsgálatához többutas faktoriális ANOVA-t használtam, melyben az “ikraszám”-ot tekintettem függő változónak, míg az “alakot”, a “méretet”, a “szubsztrátot” és a helyszínt faktoroknak. Az összes elemzést az R statisztikai környezetben végeztem (R Development Core Team 2020).

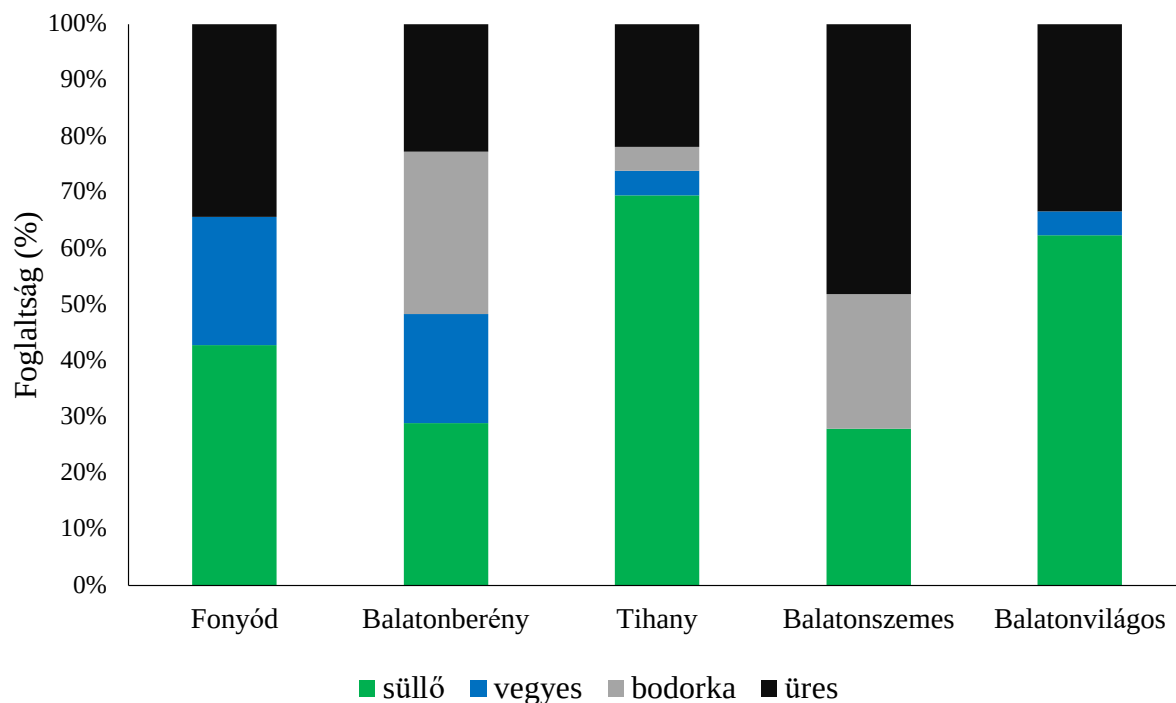
5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

5.1. Előzetes prototípus tesztelés

A 2017-es vizsgálat során kihelyezett 250 bentikus ívófészkek közül 148-at (59,2%) foglaltak el a halak. Ha azonban az adatsorból kizárjuk a „lebegő” fészkek-prototípusokat (5.A és 5.B), ez az arány megemelkedik (66%).

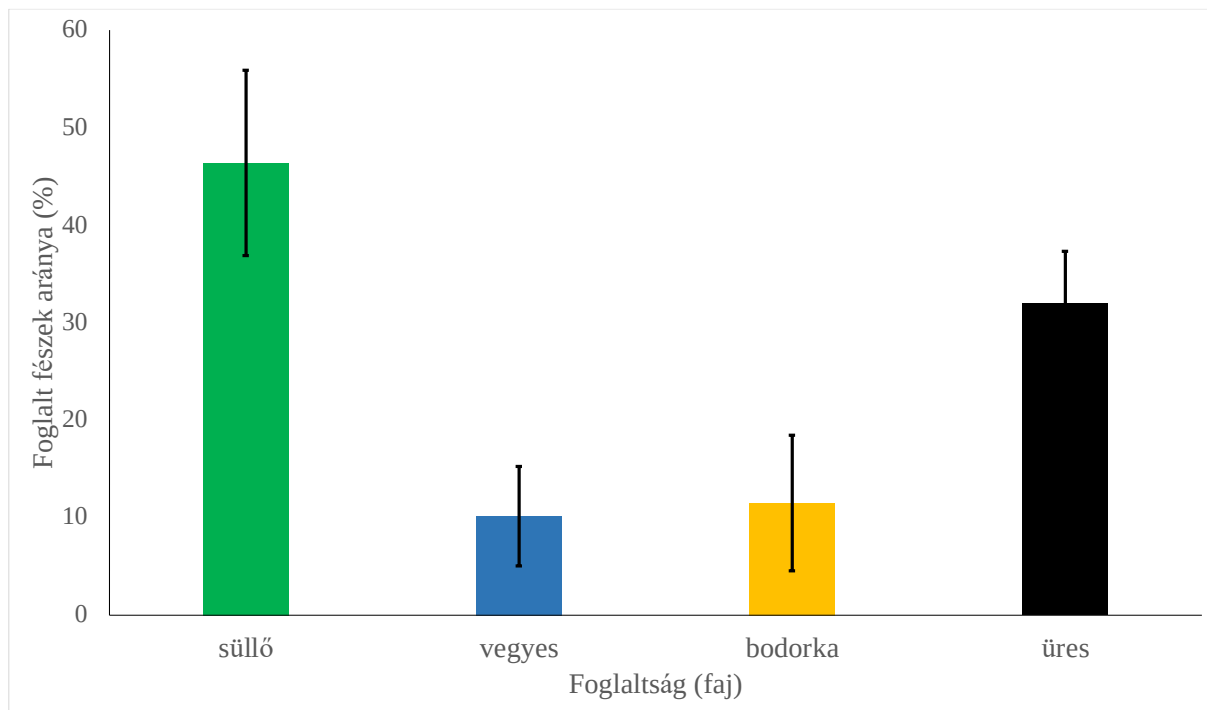
A „lebegő” prototípusok a gyakorlatban nem váltak be, a halak nem foglalták el azokat, feltehetően a helyi áramlások zavaró hatása miatt. Ezek a fészkek az ellenőrzésükkor is rendre összekuszált állapotban kerültek a felszínre. Emiatt a későbbi tesztelésekből is kizárásra kerültek.

Az öt vizsgálati helyszín között jelentős variabilitás mutatkozott a fészkek foglaltsága tekintetében (52-72%, 12. ábra).



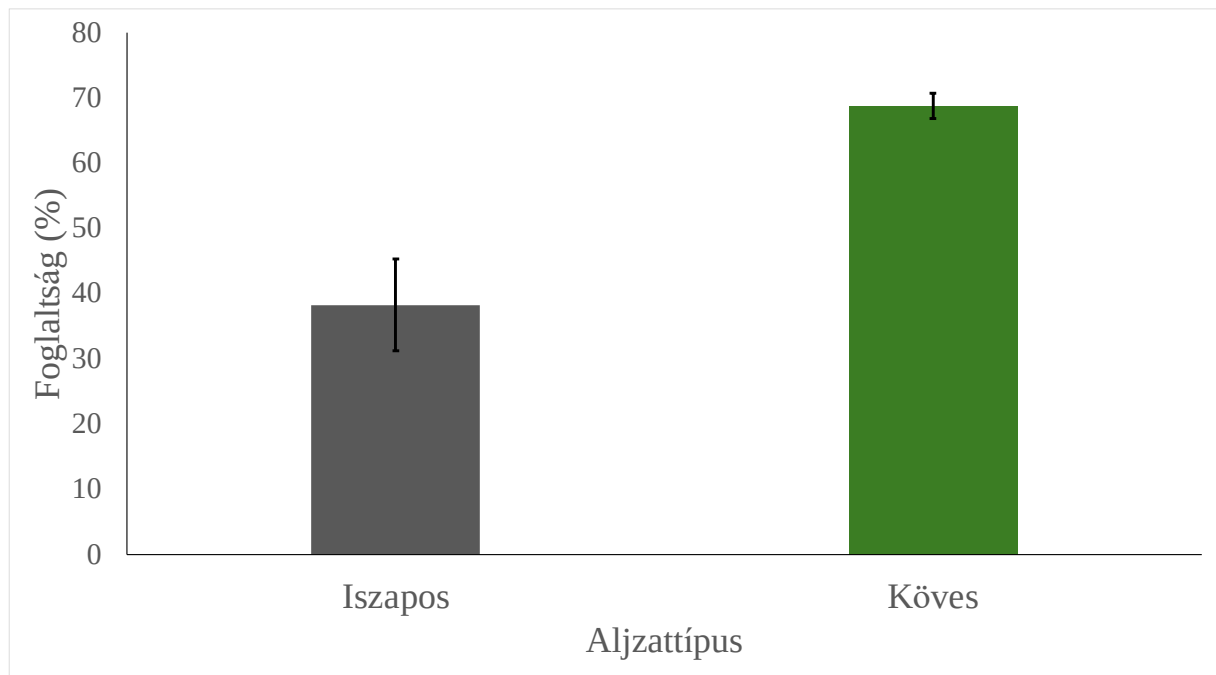
12. ábra: A kihelyezett bentikus ívófészkek foglaltsága az egyes vizsgálati helyszíneken

A süllőikrán kívül jelentős arányban volt megtalálható bodorka ikra is a fészkeken: az összes foglalt fészkek 68%-ára ívtak süllők, 20%-ra csak bodorka, míg 12% esetében mindkét faj ivarterméke megtalálható volt (12. ábra).



12. ábra: A kihelyezett bentikus ívófészkek foglaltsága fajok szerinti bontásban

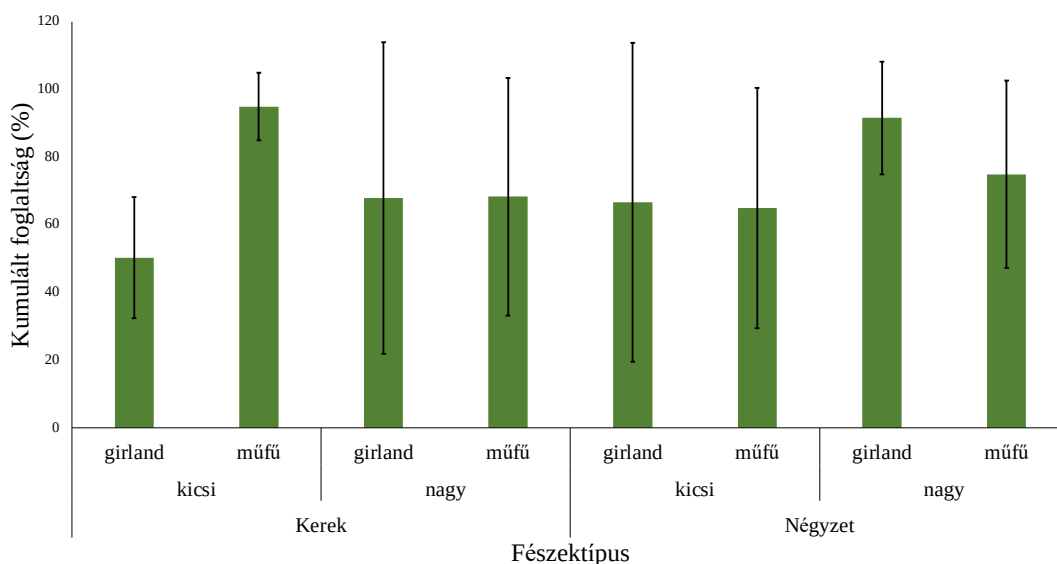
A fészkek foglaltsági arányát tekintve szignifikáns különbség volt kimutatható az iszapos, illetve köves aljzattal rendelkező vizsgálati helyszínek között (Student-féle t-teszt, $t=3,6$, $df=3$, $p=0,034$; 13. ábra).



13. ábra: Fészekfoglaltság- arányok különböző aljzatviszonyok esetében

A köves, kemény aljzatviszonyok mellett regisztrálható magasabb fészekfoglaltsági értékeknek többféle háttere lehet. Egyrészt feltételezhető (illetve az ellenőrzések során a gyakorlat is megerősíti), hogy a könnyen mobilizálódó lágy üledék egyszerűen nagyobb eséllyel borítja be, illetve szélsőségesebb esetben temeti be a fészkeket. Ilyen esetekben a halak egyszerűen nem veszik észre a fészkeket, így letisztogatni sincs lehetőségük. Az is előfordulhat ugyanakkor, hogy az ívási időszakban a süllők kevésbé használják az iszapos élőhelyeket.

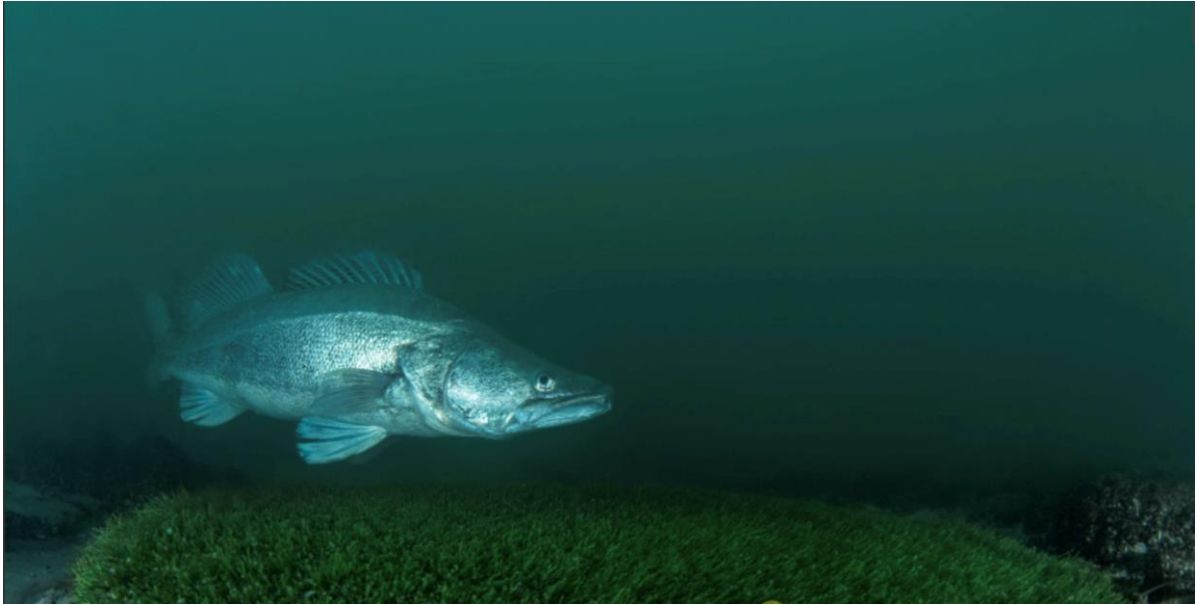
A süllő esetében nem áll rendelkezésre korábbi vizsgálati adat az ívóhely aljzatát tekintve. Északi süllő (*Sander vitreus*) esetében rádiotelemetriás vizsgálatok segítségével kimutatták, hogy ívási időszakban kerüli az iszapos aljzattal rendelkező, vagy sűrű növényzettel borított élőhelyeket (Pitlo 1989). Ezen közel rokon faj esetében ismert az is, hogy a lerakott ikraszemek szinte egyáltalán nem kelnek ki iszapos, illetve lágyüledékkel jellemezhető kísérleti rendszerekben (Crane és Farrell 2013). Megjegyzendő ugyanakkor az is, hogy a fogassüllővel ellentétben a az északi süllő nem őrzi a fészket, így a teljes halak által végzett üledékeltávolítás sem érvényesül, ami miatt az ikraszemek könnyebben kerülnek anaerob környezetbe (Ivan et al. 2010).



14. ábra: A kihelyezett bentikus ívófészkek foglaltsága típus szerinti bontásban

A foglaltsági adatokat megvizsgáltam az egyes fészek típusok szerint is (14. ábra). Ebben az esetben statisztikai módszerrel igazolható különbséget nem sikerült kimutatni (ANOVA: $F = 0,85$; $df = 7$; $p = 0,55$). Annak ellenére, hogy két fészek típus (kisméretű, kerek műfüves, illetve nagyméretű, négyzet alakú girlanddal borított) átlagosan magasabb foglaltsággal volt jellemezhető, a minden esetben magas szórásnak köszönhetően ez csupán véletlenszerűnek tekinthető. A fentiek alapján fészek típus szerinti preferenciát nem sikerült meghatározni.

Az előzetes prototípus tesztelés során bebizonyosodott, hogy a megtervezett ívófészkek -az úszófészkek kivételével- alkalmasak az üzemi körülmények közötti további tesztelésre. A süllő, illetve bodorka számára megfelelő ívási felületet biztosítanak (15. ábra).

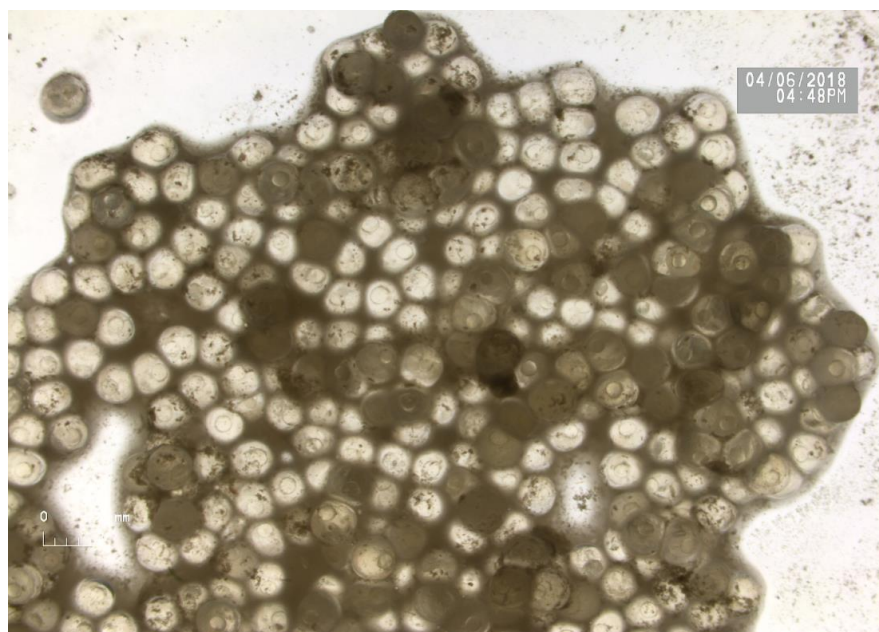


15. ábra: Kísérleti fészket őrző tejes süllő (fotó: ifj. Lőrincz Ferenc)

5.2. Az egységnyi felületre eső ikramennyiség meghatározása

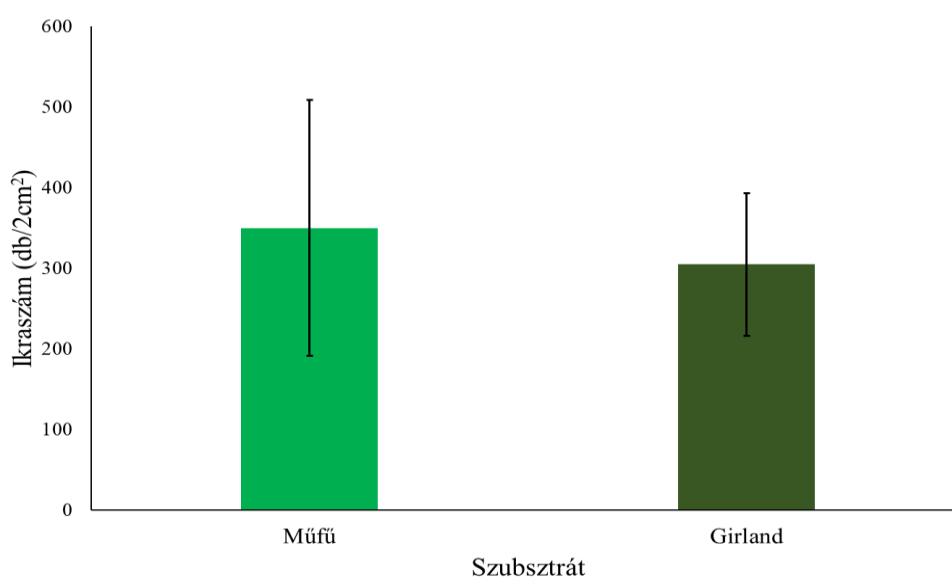
5.2.1. 2018-as vizsgálat

A 2017-es vizsgálatok tapasztalatai alapján a fészkek kihelyezésére már korábban, március 12.-13.-án sor került. A számláláshoz az ikrával borított szubsztrát-darabokat 2018. március 28.-án gyűjtöttük. Az egységnyi (1x2 cm) szubsztrát-felületről az ikraszemek eltávolíthatók és így számolhatók voltak (16. ábra).



16. ábra: A szubsztrátról leválasztott süllőikra digitális mikroszkóp alatt, számolás közben (saját felvétel)

A digitális mikroszkóp alatt végzett számolás eredménye szerint egységnyi műfű szubsztráton átlagosan több (350 ± 158 db) ikraszem található, mint a fenyőgirland szubsztráton (305 ± 88 db; 16. ábra), de a két szubsztrát között statisztikai módszerrel nem volt igazolható különbség (Student-féle t-teszt: $t=0,55$; $df=8$; $p=0,29$), felehetően a nagy szórás miatt (17. ábra). Ennek értelmében a két szubsztráttípus esetében, az egységnyi felületen megtapadó ikraszemek mennyiségében érdemi és gyakorlati szempontból jelentős különbség nincs.



17. ábra: Egységnyi felületre jutó ikraszemek mennyisége mikroszkópos számolás alapján (2018)

5.2.2. 2020-as vizsgálat

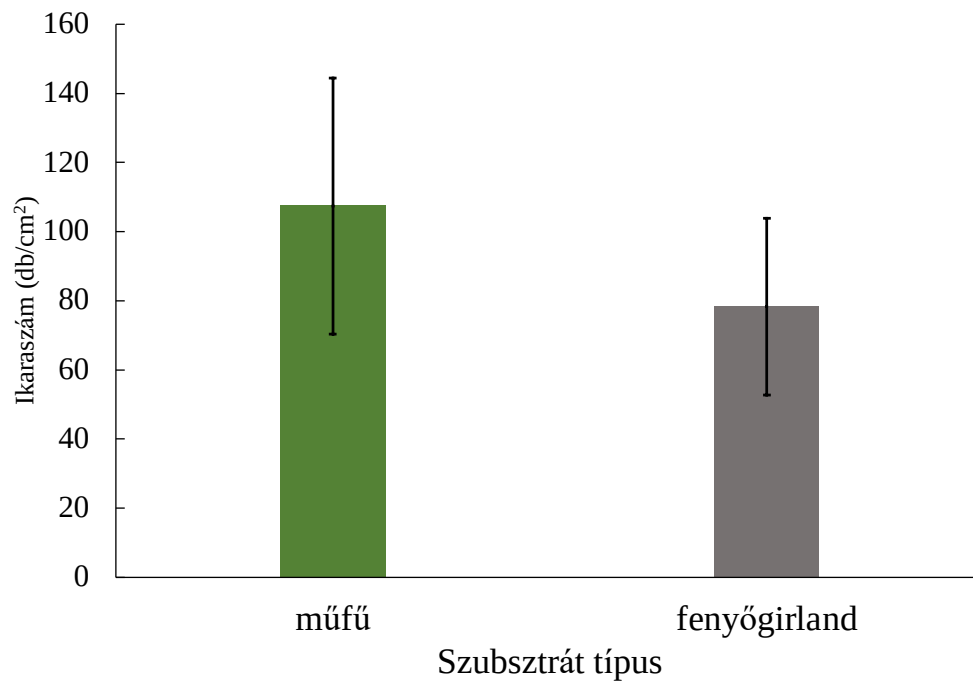
A 2020-as évben a felületegységre jutó ikramennyiség számítását megismételtem, mivel az aljzathatás vizsgálatához mindenképp friss adatot kívántam használni. Ebben az esetben az 1 cm²-re jutó ikramennyiség műfű esetében 107,4±74-nek, míg fenyőgirland esetében 78,3±51-nek bizonyult. A két érték statisztikai összevételére alkalmazott t-próba ezúttal sem igazolt különbséget (Student-féle t-teszt: t=0,913, df=4, p=0.18; 18. ábra).

Megállapítható továbbá, hogy a két vizsgálati évben mért átlagos értékek páronként (műfű-műfű – girland-girland) eltérést nem mutatnak (Student-féle t-teszt: p>0,05; 6. táblázat). A regisztrált magas szórásértékek oka lehet, hogy a halak nem feltétlenül egyenletesen rakják le az ivarterméket, így egyes, véletlenszerűen a mintába kerülő felületen jelentősen változó mennyiségű ikraszem található (19. ábra).

6. táblázat: Egységnyi (1 cm²) szubsztráton számolható ikraszemek (db) a 2018-as és a 2020-as vizsgálatban

	műfű		fenyőgirland	
	átlag	szórás	átlag	szórás
2018	175	79	107,4	74
2020	152,5	42,5	78,3	51

A két vizsgálat eredményei közül a 2020-ast használtam a további elemzések során.



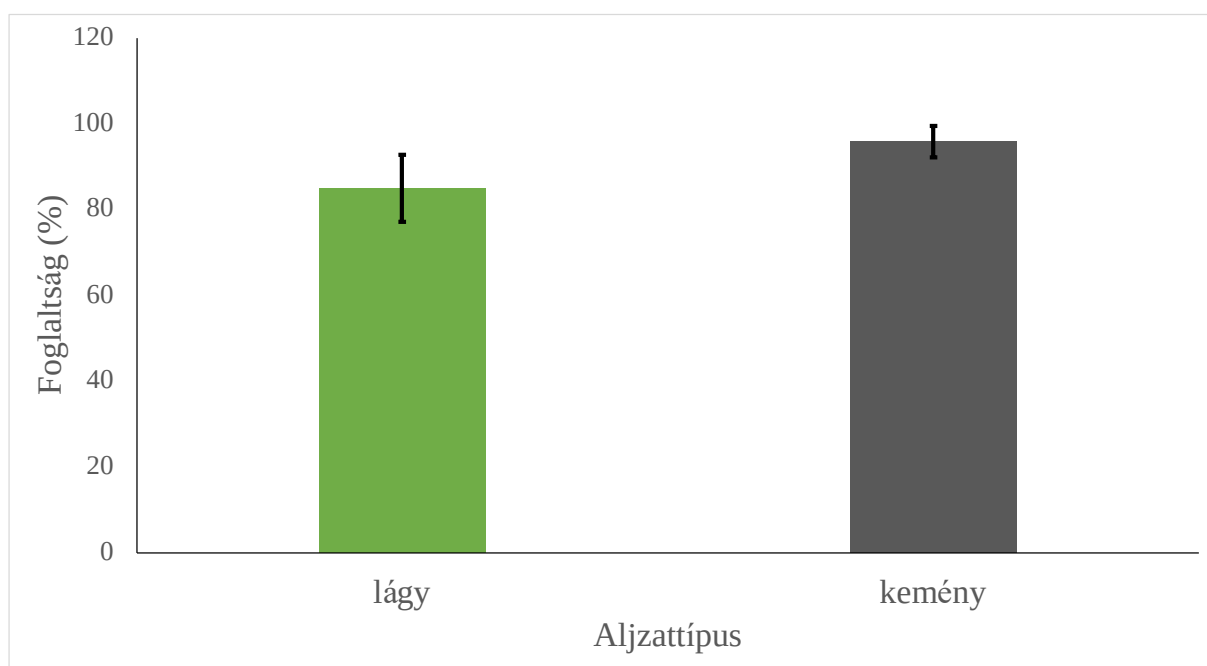
18. ábra: Egységnyi felületre jutó ikraszemek mennyisége mikroszkópos számolás alapján (2020)



19. ábra: Süllőikrával több rétegben borított fenyőgirland szubsztrát (Lente Vera felvétele)

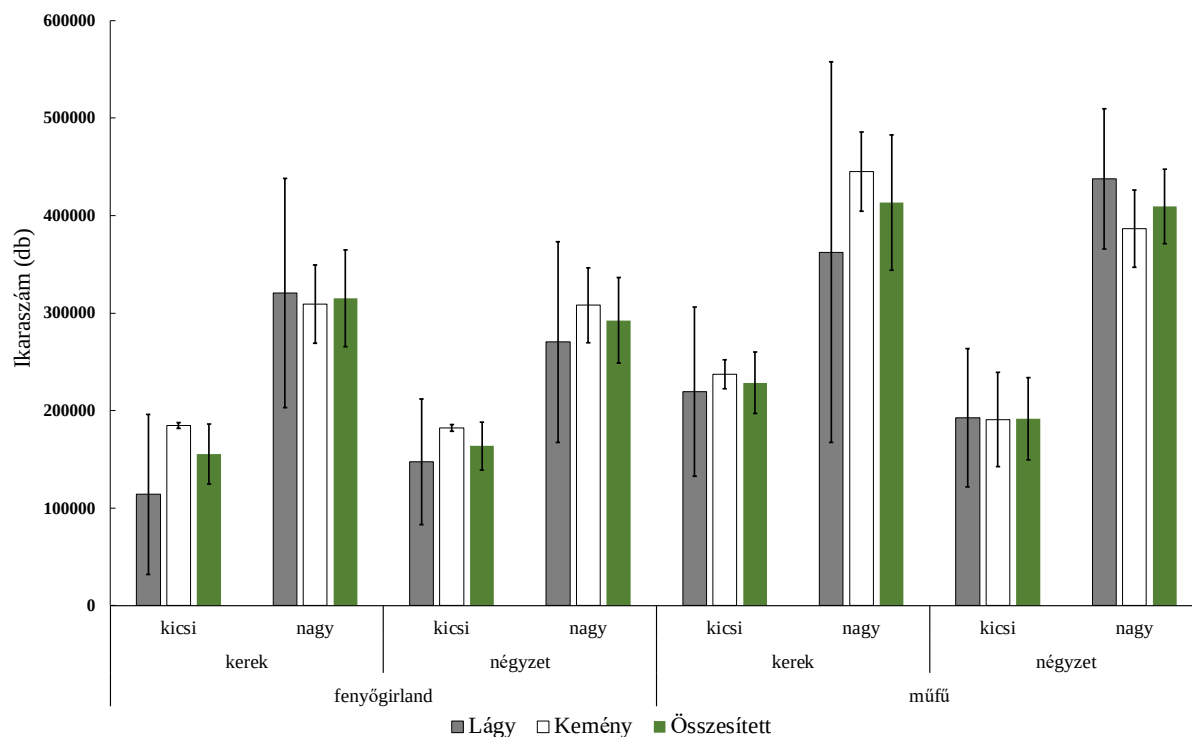
5.3. Az aljzatviszonyok hatásának tesztelése

A 2020-as vizsgálati évben a kihelyezett ívófészek összesen 89%-át foglalták el süllők. A foglaltsági arány kismértékben alacsonyabb volt lágy (iszap, homokos iszap) aljzatviszonyok mellett (84,9%), mint a kemény (köves, márgás) aljzat esetében (95,8%, 19.ábra). A két érték közötti különbség nem bizonyult statisztikai módszerrel igazolhatónak (Student-féle t-teszt: $t=1,067$, $df=2$, $p=0,19$).



19. ábra: Foglaltsági adatok összevetése lágy és kemény aljzatokon a 2020-as vizsgálati évben

A fészkenkénti átlagos ikraszámot tekintve a faktoriális ANOVA szignifikáns hatást igazolt a méret, a szubsztrát típusa és az aljzat tekintetében (7. táblázat). A nagyobb méretű fészkeken átlagban szignifikánsan több ikraszem volt megtalálható, függetlenül annak alakjától, illetve a szubsztráttípustól. Ugyanakkor a műfü szubsztrát igazolhatóan hatékonyabbnak bizonyult, mint a fenyőgírland, a lágy aljzatra kihelyezett ívófészekeken pedig egyértelműen kevesebb ikraszem volt megtalálható (20. ábra). A fenti igazolható hatások mellett semmilyen kombinált hatás nem volt kimutatható (7. táblázat).



20. ábra: A különböző típusú ívófészkekre lerakott ikraszemek mennyisége eltérő aljzatviszonyok mellett

A mesterséges bentikus ívófészkek rendkívül hatékony eszköznek bizonyultak a süllő ívatására természetes körülmények között, Közép-Európa legnagyobb sekély tavában. Annak ellenére, hogy a különböző típusú mesterséges fészkek tógazdasági körülmények között elterjednek mondhatók (Malinovskiy et al., 2018, Policar et al., 2019), természetesvízi alkalmazásukról nem áll rendelkezésre adat. Lehtonen és munkatársai (2006) ugyan fém kereteket használt a közönséges lucfenyő kötegek lesúlyozására, de az ívási szubsztrát ebben az esetben is természetes anyag volt. Ez a vizsgálat ugyanakkor megelégedett a fészkek foglaltságának vizsgálatával, a lerakott ikraszemek mennyiségét nem elemezte.

7. táblázat: Az ívófészek alakjának, méretének, a szubsztrát típusának és az aljzat minőségének hatása az egy fészekre rakott süllőikra mennyiségre (függő változó). Faktoriális ANOVA.

	df	MS	F	p
Alak	1	0.208	2.316	0.1309
Méret	1	3.193	35.591	< 0.0001
Szubsztrát	1	0.538	21.797	0.0159
Aljzat	1	0.416	4.638	0.0335
Alak x Méret	1	0.009	0.099	0.7541
Alak x Szubsztrát	1	0.034	0.378	0.5399
Méret x Szubsztrát	1	0.004	0.042	0.8376
Alak x Aljzat	1	0.152	1.695	0.1957
Méret x Aljzat	1	0.060	0.671	0.4144
Szubsztrát x Aljzat	1	0.133	0.016	0.2265
Alak x Méret x Szubsztrát	1	0.171	1.908	0.17
Alak x Méret x Aljzat	1	0.018	0.2	0.6554
Alak x Szubsztrát x Aljzat	1	0.066	0.735	0.3931
Méret x Szubsztrát x Aljzat	1	0.230	2.566	0.1121
Alak x Méret x Szubsztrát x Aljzat	1	0.047	0.529	0.4684
Reziduális	110	9.868	0.090	

Eredményeink alapján a mesterséges fészek mérete kulcsfontosságú tényező annak - ikramennyiségben mérhető- hatékonyságát tekintve. A rendelkezésre álló irodalmi adatok alapján természetes vízen a tejes süllők kb. 50 cm-es átmérőjű fészkeket készítenek az aljzaton (Erm 1981). Ennek megfelelően a legtöbb kísérleti eszköz is 50x50 cm-es volt, illetve alakjukat tekintve -az egyszerűbb előállíthatóság miatt- többnyire szögletesek (pl.: Lappalainen et al., 2003; Łuczyński et al., 2007; Steinfeldt et al., 2015). Mindössze néhány szerző tesz említést nagyobb: 65 x 65 cm (Salminen és Ruuhijarvi, 1991) vagy 89 x 89 cm (Malinovskiy et al., 2018) ívófészek alkalmazásáról.

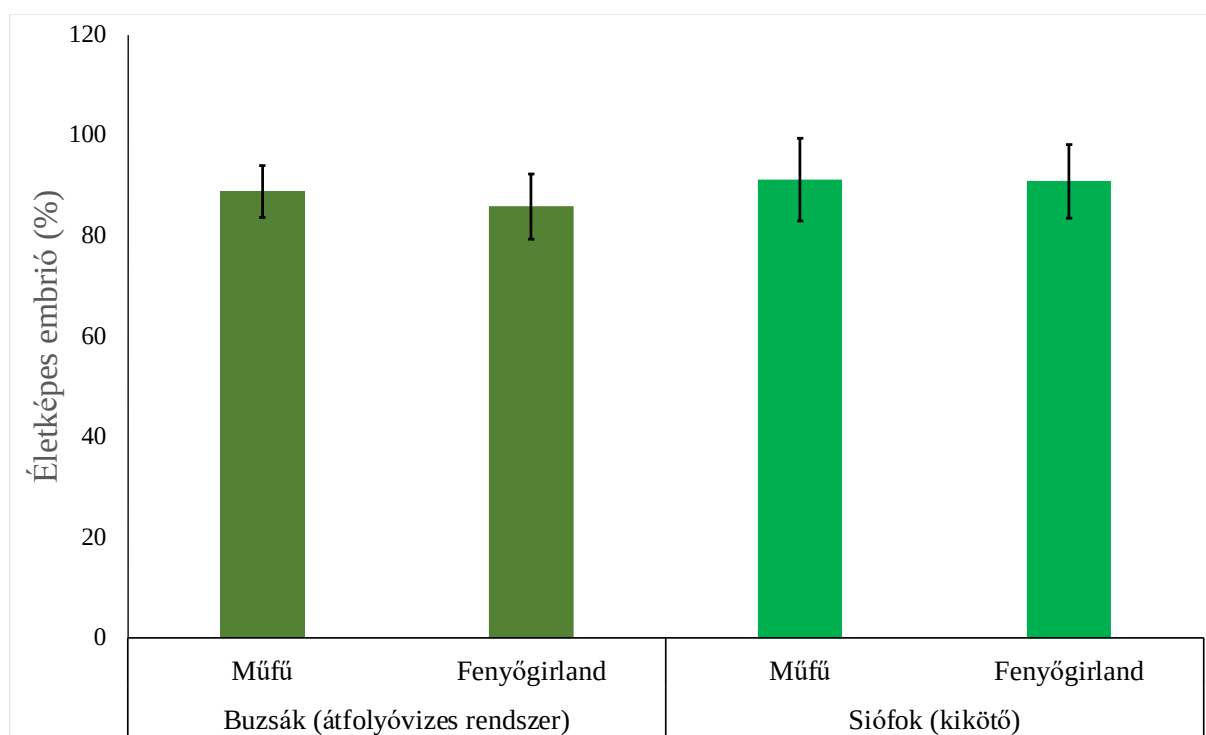
Természetesvízi körülmények között azért lehet előnyös a nagyobb méretű ívófészek használata, mert az ívó süllőpárok nem a tógazdaságban kezelhető méretű anyaghalak közül kerülnek kiválasztásra. Valószínűsíthető, hogy a süllők a felkínált ívófészkeket a Balatonban rendelkezésre álló természetes ívóhelyekhez képest preferálják, így elsősorban a nagyobb méretű halegyedek

foglalják el őket. Mindemellett azért is tűnnek jobb választásnak, mert nagyobb fészkek esetén az ikraszemek kevésbé szóródnak szét az aljzaton, a tejes süllő így hatékonyabban tudja védelmezni őket. Ehhez az aktivitáshoz hozzájárul a kifejlesztett fészkek lapos kialakítása is. Bár jelen kísérletsorozat esetében nem vizsgáltuk az ikrafaló fajok hatását, megjegyzendő, hogy az északi süllő esetében jelentősnek volt mondható az ikrapedáció, ugyanakkor az is meg kell említeni, hogy a *S. vitreus* tejesei nem őrzik sem a fészket, sem az ivadékot (Ivan et al., 2010).

A kísérleti ívófészkek hatékonysága – az ikramennyiség tekintetében- kemény aljzaton egyértelműen magasabbnak bizonyult, mint lágy, iszapos aljzatviszonyok között, ugyanakkor az elfoglalt fészkek mennyisége nem különbözött. Bár a süllő szaporodását már korábban is említik iszapos aljzatviszonyok között (Balon 1977), jelen vizsgálat eredményei azt engedik feltételezni, hogy az ilyen aljzatviszonyok szuboptimálisak a faj számára. Ha azt feltételezzük, hogy a nagyobb testméretű egyedek foglalják el először az ívóhelyeket, akkor a kisebb testméretű, így kevesebb ikrát lerakó halaknak a kevésbé optimális feltételeket biztosító ívóhelyek jutnak. A Balaton esetében tapasztaltak ezt azonban legalább részben árnyalják. A tény, hogy az elfoglalt fészkek száma nem volt különbözőnek tekinthető a kétféle aljzattípus esetében, csak a lerakott ikraszemek mennyisége volt kevesebb, arra enged következtetni, hogy a Balatonban összességében kevés a rendelkezésre álló, jó minőségű ívóhely a süllő számára. Ez a korábbi vizsgálatok által jelzett korai (planktonfogyasztó) életszakaszban jelenlevő táplálékhiány, illetve kannibalizmus mellett negatívan befolyásolhatja a horgászok által jelentős mértékben hasznosított süllőállomány stabilitását (Specziár, 2005, 2011).

5.4. Keltetési kísérlet

Az életképes (kelés előtt intenzíven mozgó) embriók aránya a keltetőházi átfolyóvízes kísérletben $88,10 \pm 10$ % volt a műfű, míg ennél minimálisan alacsonyabb $85,9 \pm 13$ % a fenyőgírland esetében. A siófoki kikötőben végzett kísérletben hasonló, minimálisan magasabb értékeket (rendre: $91,2, 10 \pm 16$ %, $90,9 \pm 14$ %) regisztráltam. Statisztikai módszerrel igazolható különbség sem a vizsgált szubsztrátok között, sem pedig a két kísérleti helyszín között nem volt igazolható (ANOVA $F=1,0061$, $df=3$, $P=0,394$; 21. ábra).



21. ábra: Életképes embriók aránya a két helyszínen végzett keltetési kísérletben

Az életképes embriók aránya mindkét esetben kifejezetten magasnak bizonyult és csak igen kis mértékben különbözött. A műfű tömött, szálak szerkezete nem eredményezett megnövekedett ikrapusztulást sem oxigénhiány, sem pedig fertőzés miatt. Ez az eredmény megerősíti Malinovskiy et al. (2018) korábbi feltevését, mely szerint süllő esetében a kelési arány magasabb lesz mesterséges (műanyag, nem biodegradálható) aljzatok esetében. Ez azzal magyarázható, hogy az elsősorban fakultatív patogén a szaprofita gombák alacsonyabb denzitásban vannak jelen ezeken a felületeken. Ezt a képet némiképp árnyalja, hogy nemrégiben igazolták számos patogén mikroba megtelepedését egy magyarországi víztározóba kihelyezett műanyag aljzaton (Szabó et al. 2021).

Megemlítendő továbbá, hogy a siófoki kikötőben jelentős mértékű ikrapredációt tapasztaltunk a kihelyezett szubsztrát darabokon. Ez nem ismert mértékben, de mindenképpen csökkentette az ikraszemek denzitását. Ezzel párhuzamosan azonban nem volt jelentősen magasabb az életképes embriók aránya. Annak ellenére sem, hogy az átfolyóvízes rendszer esetében a táplálóvíz lebegőanyagtartalmának egy része kiülepedett az ikraszemek felszínére.

Összességében megállapítható tehát, hogy a kelési sikerességet nem befolyásolja érdemben a mesterséges szubsztrát típusa, a gyakorlati alkalmazás során elsődlegesen a beszerezhetőség, az ár-érték arány, illetve az időtállóság határozhatja meg az alkalmazást.

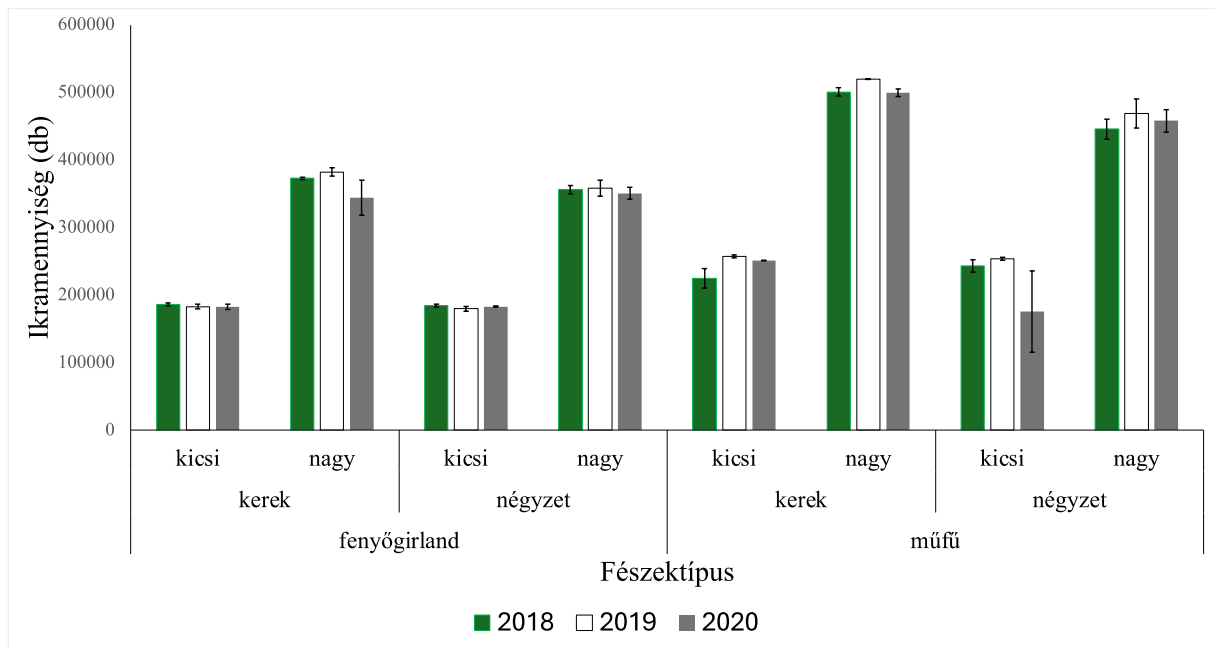
5.5. A különböző típusú ívófészkek hatékonyságának hosszú távú (3 év) vizsgálata

A hosszú távú vizsgálatokat a 2018-as és 2020-as szaporodási időszakok során ismert, kemény (márgás, köves) aljzattal jellemezhető vizsgálati helyszínen végeztem. A kísérleti helyszínek (Balatonvilágos, Tihany, Fonyód) és a kihelyezett fészkek elrendezése mindhárom vizsgálati évben megegyezett.

5.5.1. Fészektípusonkénti ikramennyiség változások az egyes vizsgálati években

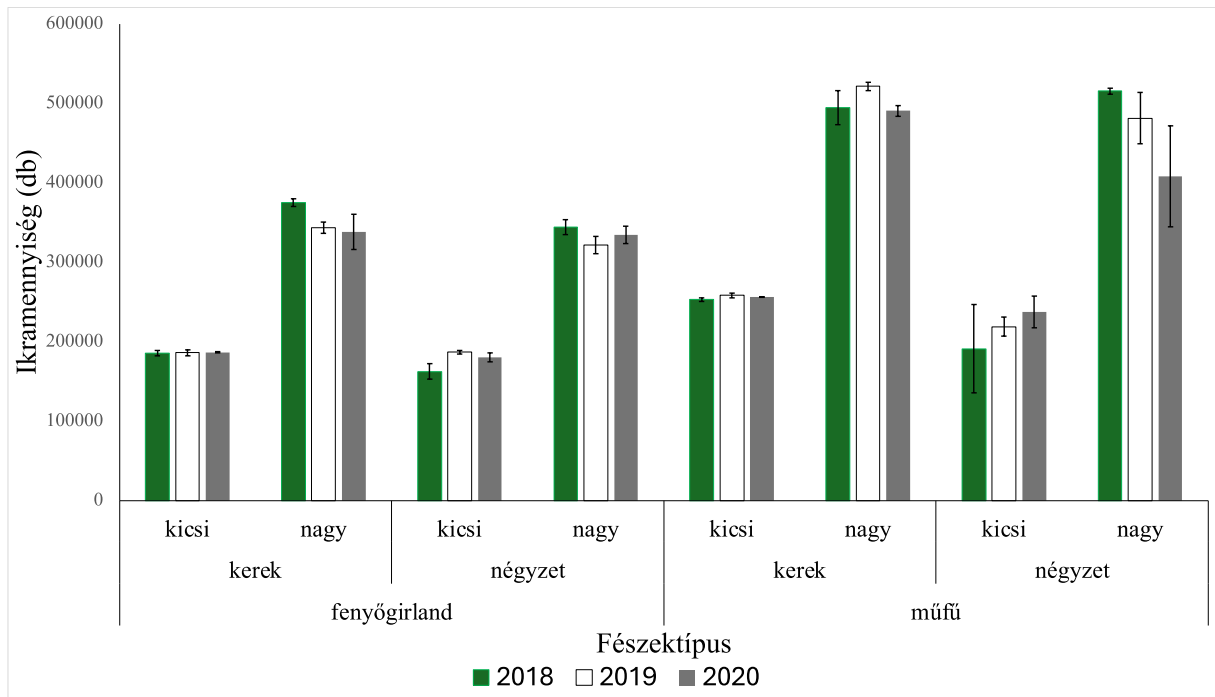
Mindhárom élőhely esetében szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk az egyes fészektípusok esetében regisztrált ikramennyiségek között (Kruskal- Wallis tesztek: $H_{\text{Balatonvilágos}} = 70,79$; $H_{\text{Tihany}} = 68,93$; $H_{\text{Fonyód}} = 66,89$; $P < 0,00001$ mindhárom esetben. A Dunn post-hoc teszttel végzett páronkénti összevetések azonban kizárólag csak az ívófészkek mérete alapján igazolt szignifikáns különbséget (M1-M3 táblázatok).

A balatonvilágosi mintavételi helyszín esetében jellemzően alacsony variancia volt regisztrálható mind az egyes fészektípusok tekintetében, mind a típuson belüli, évek között ikramennyiségek tekintetében (22. ábra).



22. ábra: Fészkenkénti átlagos ikramennyiség adatok 2018 és 2020 között a Balatonvilágosi vizsgálati helyszínen

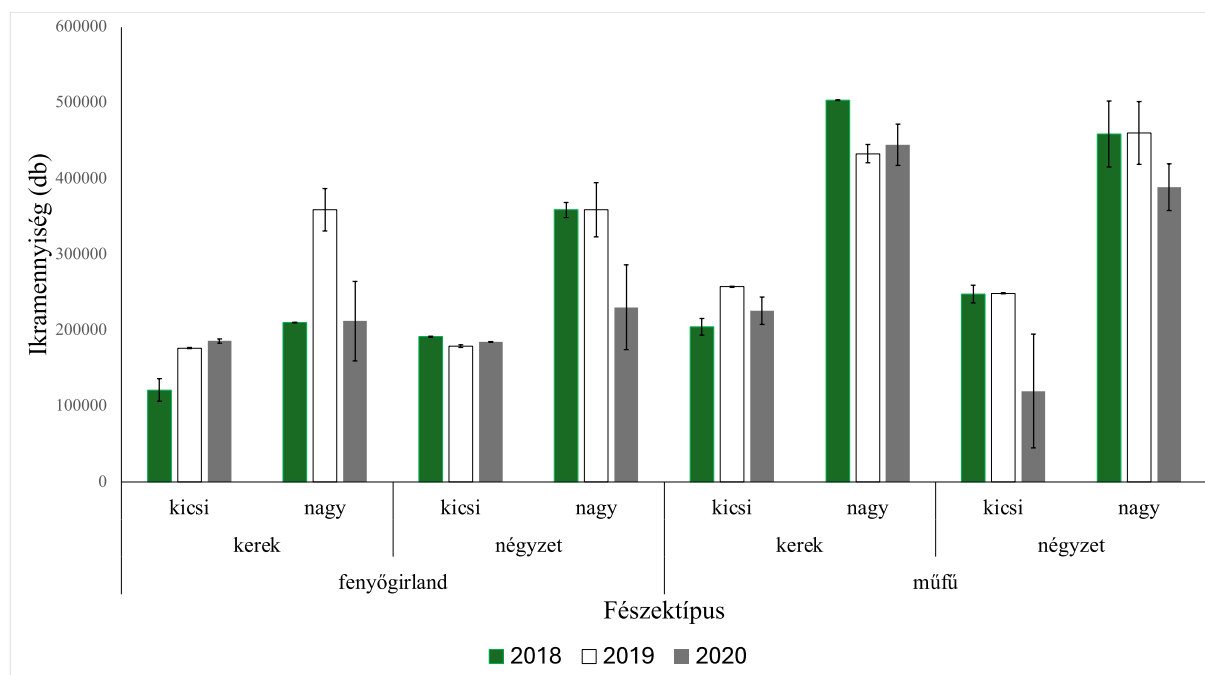
A tihanyi vizsgálati helyszín esetében az előzőhöz hasonló mintázatot tapasztaltunk (23. ábra). A négyzet alakú, műfűvel borított fészkek esetén az 2018, illetve 2020 években a többi értékkel összevetve magasabb szórásokat regisztráltunk, de típuson belül az átlagok között statisztikai módszerrel igazolható különbség nem volt ebben az esetben sem.



23. ábra: Fészkenkénti átlagos ikramennyiség adatok 2018 és 2020 között a tihanyi vizsgálati helyszínen

A jelenség háttérben a vizsgálati helyszín aljzatviszonyának egyenetlenségei állhatnak. A tihanyi „akadón” jelentős törések, szakadások, ill szikla-kiemelkedések található, elképzelhető, hogy ezek miatt néhány fészek nem ideális pozícióban feküdt az fenéken, így a süllők csak részben használták ívási aljzatként.

A fonyódi vizsgálati helyszín esetében a tihanyi és a balatonvilágosi helyszínhez képest jelentősebb eltérések fedezhetők fel (24. ábra).



24. ábra: Fészkenkénti átlagos ikramennyiség adatok 2018 és 2020 között a fonyódi vizsgálati helyszínen

A nagyméretű, kerek, fenyőgirlanddal borított fészektípus esetében 2018-ban és 2020-ban, míg a nagyméretű, négyzet alakú, fenyőgirlanddal borított fészektípus esetében 2020-ban viszonylag magas szórásértékek mellett, de alacsony -a kisméretű fészkekkel összemérhető- ikramennyiségeket regisztráltam. Ennek lehetséges okai, hogy ezen az ívóhelyen kisebb átlagos testméretű süllőanyák gyűltek össze. Az is elképzelhető ugyanakkor, hogy a fonyódi „akadó” nagy kiterjedése miatt ezen a helyen sokkal több és jobb minőségű természetes ívóhely áll rendelkezésre, amelyet a nagy testméretű süllők előnyben részesítettek a mesterséges aljzatokkal szemben. Ez utóbbi feltételezést árnyalják a műfüvel borított fészkek esetén magas ikraborítási értékek.

5.5.2 Az ívófészkek hatékonyságának vizsgálata a helyszín és az év hatásának együttes figyelembevételével

Az elvégzett faktoriális ANOVA eredményei alapján (7. táblázat) megállapítható, hogy a vizsgálati évek közötti különbségeknek (időjárás, víz hőmérséklet, víz állás) nem volt igazolható hatása a kísérleti bentikus ívófészkekre rakott ikramennyiségekre.

A kihelyezés helyszínének azonban annak ellenére is igazolható hatása volt, hogy ebben az elemzésben csak a kemény (márgás, köves) aljzattal jellemezhető élőhelyek adatait vettem figyelembe. Ebben szerepet játszhat a helyszínnek kismértékben, de eltérő abiotikus környezeti jellemzői (pl. vízmélység; 4. táblázat). Mivel sem a jelöléses (Specziár és Turcsányi 2017), sem pedig a populációgenetikai (Bánó et al. 2024) vizsgálatok nem igazoltak valódi, populáció szintű elkülönülést a Balaton egyes részei (medencéi) között a süllőállományban, ezért szinte kizárható, hogy a különbséget az egyes helyeken szaporodó egyedek életmenet-sajátosságaiban kellene keresni.

Az ívófészkek mérete és a szubsztrát minősége tekintetében a különbséget az idősoros adatokat figyelembe vevő vizsgálatok megerősítették.

7. táblázat: Az ívófészek alakjának, méretének, a szubsztrát típusának a vizsgálati év és helyszín hatása az egy fészekre rakott süllőikra mennyiségre (függő változó). Faktoriális ANOVA, az igazolható különbségek félkövérrel szedve).

	df	Négyzetátlag (MS)	F	p
Alak	1	0,013	1,743	0,11841
Méret	1	4,65	606,065	<0,00001
Szubsztrát	1	0,98	127,772	<0,00001
Év	1	0,015	1,932	0,11628
Helyszín	2	0,051	6,589	0,00173
Alak x Méret	1	0,004	0,494	0,48321
Alak x Szubsztrát	1	0,043	5,604	0,01899
Méret x Szubsztrát	1	0,047	6,068	0,01471
Alak x Év	1	0,043	5,54	0,01967
Méret x Év	1	0,021	2,719	0,10089
Szubsztrát x Év	1	0,001	0,095	0,75769
Alak x Helyszín	2	0,023	2,99	0,05282
Méret x Helyszín	2	0,025	3,225	0,04207
Szubsztrát x Helyszín	2	0,019	2,51	0,08415
Év x Helyszín	2	0,012	1,616	0,20154
Alak x Méret x Szubsztrát	1	0,002	0,198	0,65649
Alak x Méret x Év	1	0,003	0,352	0,55378
Alak x Szubsztrát x Év	1	0,002	0,232	0,63059
Méret x Szubsztrát x Év	1	0,015	1,991	0,16002
Alak x Méret x Helyszín	2	0,004	0,498	0,60876
Alak x Szubsztrát x Helyszín	2	0,003	0,359	0,69859
Méret x Szubsztrát x Helyszín	2	0,004	0,468	0,62671
Alak x Év x helyszín	2	0,022	2,898	0,05771
Méret x Év x Helyszín	2	0,022	2,882	0,05861
Szubsztrát x Év x Helyszín	2	0,005	0,648	0,52434
Alak x Méret x Szubsztrát x Év	1	0,001	0,163	0,68649
Alak x Méret x Szubsztrát x Helyszín	2	0,005	0,614	0,5421
Alak x Méret x Év x Helyszín	2	0,022	2,908	0,05715
Alak x Szubsztrát x Év x Helyszín	2	0,016	2,126	0,12234
Méret x Szubsztrát x Év x Helyszín	2	0,011	1,441	0,23934
Alak x Méret x Szubsztrát x Év x Helyszín	2	0,018	2,305	0,10267
Reziduális	179	0,008		

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A kifejlesztett bentikus ívófészkek nagy hatékonysággal használhatók a Balatonon, illetve más halgazdálkodási vízterületeken. Különösen jól használhatók olyan vízterekben, ahol a természetes ívóhelyek korlátozottan állnak rendelkezésre. A süllő esetében -a faj szaporodási viselkedését, azaz a tejes halak ívóhelytisztítási tevékenységét kihasználva- az ívófészkek hatékonynak bizonyultak iszapos aljzatviszonyok között is. Ez különösen figyelemre méltó a Balaton tekintetében, mivel a nagy vízfelületű, sekély tó esetében a szél, illetve a hullámozás következtében könnyen mobilizálódó üledék nagy valószínűséggel temeti be a kihelyezett ívófészkeket. Erre a jelenségre kisebb horgásztavak, illetve víztározók esetében nem, vagy csak elhanyagolható mértékben kell számítani.

Az ívófészkek megfelelően korai időszakban való kihelyezésével elérhető, hogy kizárólag süllők vegyék azokat használatba, ugyanakkor a bodorkaikra jelenléte bizonyítja, hogy adott esetben más halfaj számára is alkalmas ívóhelyet jelentenek a kifejlesztett mesterséges struktúrák.

A korábbi vizsgálatokkal ellentétben (Lappalainen et al., 2003; Łuczyński et al., 2007; Steinfeldt et al., 2015) egyértelműen javasolható a nagyobb méretű ívófészkek kihelyezése. Bár jelen kutatásban nem vizsgáltam, a halak esetében általánosan ismert, hogy a lerakott ikramennyiség - illetve a süllő esetében az ikrával borított szubsztrát mérete - függ az ikrás testméretétől (Živkov és Petrova 1993, M'Hetli 2011, Olin et al. 2018). Emiatt az ívófészkek méretének optimalizálásához további támpontot nyújthat az adott víztestben élő süllők testhossz-eloszlásának ismerete. Ez a gyakorlatban nyilvánvalóan csak kisebb méretű horgásztavak esetében mérhető fel megfelelő hatékonysággal.

A lágyüledékkel (iszap) borított aljzatra kihelyezett ívófészkek relatíve jelentős foglaltsága nem csak arra a tényre hívja fel a figyelmet, hogy a Balatonban rendelkezésre álló ívóhelyek mennyisége jelentős mértékben korlátozott. A halak egy részénél ismert jelenség az ún. „nesting fidelity”, azaz ívóhelyhűség fogalma (Skjæraasen et al. 2011, Keefer et al. 2014, Binder et al. 2018). A fogassüllő közeli rokona, az észak-amerikai északi süllő esetében is megfigyelt jelenségről (Hayden et al. 2018, Izzo et al. 2023) a hazai faj esetében kevés adat áll rendelkezésre, ezek is leginkább az ivarérett egyedek esetében tapasztalható élőhelyhűségről („homing”) szolgáltatnak információt (Keskinen et al. 2005, Ložys et al. 2017). A Balaton esetében a nagy mennyiségben rendelkezésre álló iszapos aljzattal rendelkező élőhelyek önmagukban feltehetően nem teszik lehetővé a süllők sikeres szaporodását. A 2017-es és 2020-as vizsgálati évben azonban

tapasztaltunk ívást az ilyen helyekre kihelyezett fészkek esetében is, azaz a későbbiekben javasolható a süllő ivóhelykeresési viselkedésének vizsgálata.

A 2018 és 2020 között zajló standardizált vizsgálatok során az ívás időpontja a szakirodalmi adatokhoz jól illeszkedve március végén történt (Pintér 2002, Harka és Sallai 2004). A 2020-as vizsgálati év márciusának második felében érkező két jelentősebb lehűlés hatására a víz hőmérséklet (Siófok, vízfelszín), mindössze 5,5°C volt. Ez jelentősen elmarad a hazai vizek esetében a szakirodalom által említett értékektől (10°C körül) (Pintér 2002, Harka és Sallai 2004). Az északi süllő esetében végzett vizsgálatok kimutatták, hogy ezen közeli rokon faj esetében a cirkadián ritmust nagymértékben befolyásoló fotoperiódusnak, azaz a nappalok hosszának kiemelkedően fontos szerepe van az ívás, illetve az előtte zajló hormonális folyamatok beindításában (Jones et al. 2003). A jelen vizsgálat során tapasztaltak alapján mindenképpen indokolt ezen kérdésnek további vizsgálata süllő esetében is.

A doktori munkámban végzett vizsgálatok eredményei alapján, a BHGNP Zrt. 2250 db 80 cm átmérőjű, kerek, műfü szubsztráttal borított ívófészket gyártott le. Ezeket jelenleg is, a kidolgozott protokollnak megfelelően évente kihelyezik, majd a süllő szaporodási időszaka után (május-június) felszedik és karbantartják.

A kifejlesztett bentikus ívófészkek egyrészt kifejezetten hatékony eszközök a süllők természetes vizeken, illetve halgazdálkodási létesítményekben való ívatására, ugyanakkor nyilvánvalóan önmagukban nem oldják meg az antropogén hatásokkal különböző mértékben terhelt élőhelyeken előforduló halak természetes utánpótlásának problémáit. A Balatonban évente kihelyezésre kerülő fészkekmennyiségre elméletben hozzávetőleg 1 milliárd ikraszem kerül. Kísérleteink alapján ennek 90%-a kikel ugyan, de mivel a tóban nem áll rendelkezésre a zsenge ivadéknak megfelelő táplálék (zooplankton), ezért elenyésző része, hozzávetőleg 0,001-0,005 %-a (Specziár 2003) nő fel 1 nyaras koráig. Ez a gyakorlatban azt jelenti, hogy az kihelyezett fészkek hektáronként 1,5 – 7,5 egynyaras süllőt jelenthetnek a Balaton egészére vonatkoztatva. Ezt az értéket Bíró (1997) becslésével (2,4-7,5 db süllő/ha) összevetve mégiscsak jelentős mértékben járulhatnak hozzá az állomány hosszútávú, fenntartható hasznosításához. Mindemellett megjegyzendő, hogy a nagy mennyiségű ívófészkek kezelése évről-évre jelentős feladat a halgazdálkodó számára, hiszen az eszközök kihelyezése, begyűjtése, karbantartása (mosás, javítás) mind jelentős humánerőforrás illetve üzemanyagköltséget jelent.

Ahogy arra már korábban utaltam, a mesterséges ivóhelyek használata, valamint a BHGNP ZRt. által a helyi horgászrendben előírt, az országosnál lényegesen szigorúbb fogási szabályozás (alsó és felső méretkorlát, kvótarendszer) fontos lépcsőfok a süllő - illetve bármilyen más célhalfaj –

fenntartható, a Balaton esetében horgászati célú halgazdálkodás megalapozása felé. Hosszabb távon azonban a jelenleginél komplexebb, vízgyűjtő szintű élőhelyrehabilitációs, illetve élőhelyfejlesztési tevékenység szükséges mindehhez. A Balaton-vízgyűjtőn napjainkban is megtalálhatók olyan természetközeli élőhelyek (pl. Nagyberek, Pogányvölgyi-vízfolyás, Lesence-Nádasmező), melyeket a tóval ismét, legalább az ívási időszakban átjárható módon összekötve egyszeri beruházással is jelentős eredményeket lehetne elérni nemcsak a süllő, de a teljes balatoni halfauna tekintetében. Ezen élőhelyek -egykori Balaton-öblözetek- nemcsak jelentős mennyiségű természetes ívóhellyel szolgálnának, hanem jellegükből adódóan (sekély, dús vegetációjú élőhelyek) az ivadék megmaradására is pozitív hatással lehetnének.

A fentieket összefoglalva, doktori munkám legfontosabb eredménye egy olyan új eszköz, amelynek alkalmazhatóságát a halgazdálkodási gyakorlatban tudományos vizsgálatokkal, üzemi szintű kísérletekben is alátámasztottam.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Igazoltam, hogy a süllő számára megfelelő ívási aljzatot jelentenek az aljzaton nyugvó (bentikus), teljesen mesterséges struktúrák, míg a lebegtetett fészkek nem alkalmasak a faj egyedei számára.
2. Megállapítottam, hogy a süllő faj estén, a vizsgált összesen nyolcféle ívófészkek prototípus között, azok foglaltsági viszonyait (ikraszemeket tartalmazó fészkek) tekintve nem mutatható ki különbség, azaz méret, alak vagy szubsztrátpreferencia.
3. Kimutattam, hogy két kereskedelmi forgalomban kapható mesterséges fészkekborítás (szubsztrát) típus (fenyőgirland és műfű) hatékonyságában (ikraszem/cm²) nincs igazolható különbség, így a gazdaságossági szempontokat (beszerezhetőség, ár, tartósság) figyelembe véve egyformán alkalmazhatók.
4. Kimutattam, hogy -a korábbi szakirodalmi adatokkal ellentétben- célszerű nagyobb méretű (80 cm átmérőjű kerek vagy 70 cm élhosszúságú négyzetes) mesterséges ívófészkeket a süllők rendelkezésére bocsátani, annak érdekében, hogy az ikraszemek minél nagyobb része kerüljön a mesterséges szubsztrátra.
5. Megállapítottam, hogy az átlagos ikramennyiség (ikraszám/fészkek) tekintetében a 80 cm átmérőjű, kerek, műfűvel borított fészkek esetében regisztrálhatók a legmagasabb értékek, emiatt, illetve a műfű tartóssága miatt ez a típus sorozatgyártásra javasolható.
6. Kimutattam, hogy a kifejlesztett bentikus ívófészkek a süllő számára szuboptimális, lágy (iszapos, lágyüledékes) aljzatviszonyok között is a kemény aljzatviszonyokhoz hasonló hatékonyságúak a foglaltság tekintetében. A lerakott ikramennyiséget tekintve ugyanakkor szignifikánsan kevesebb ikraszem volt regisztrálható a lágy aljzatra helyezett fészkek esetében.
7. Kimutattam, hogy mindkét tesztelt szubsztrát-típusról (műfű és fenyőgirland) hasonlóan nagy hatékonysággal (85% felett) keltethető süllőikra.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A Balaton és annak halállománya nemzeti kincs, így megőrzése kiemelt nemzeti érdek és feladat. Ezen halállomány hasznosítása (horgászat, horgászturizmus és a kapcsolódó vendéglátási és kereskedelmi tevékenységek) mindemellett komoly nemzetgazdasági relevanciával is bír. A hosszú távú fenntartható Halgazdálkodás alapja, hogy a tóban minél nagyobb tömegben és jó egészségben éljenek azon őshonos halak, amelyek a horgászok elsődleges célfajai.

A tó az elmúlt másfél évszázad során számos olyan antropogén hatást szenvedett el, melyek összességében jelentősen csökkentették a halak, így a fogassüllő számára rendelkezésre álló természetes ívóhelyek mennyiségét. Ezen probléma megoldására egy GINOP projekt részeként mesterséges ívófészkek kerültek megtervezésre, melyeknek vizsgálata doktori értekezésem témája.

A négy évig tartó üzemi léptékű kísérletsorozat során a Balaton több pontján vizsgáltam többek között, hogy (1) kimutatható-e fészektípus preferencia?, (2) melyik fészektípus tekinthető a leginkább hatékonynak a lerakott ikramennyiséget tekintve?, (3) van-e különbség a különböző aljzattal jellemezhető helyszínekre kihelyezett ívófészkek hatékonysága között, illetve (4) kimutatható-e eltérés az egyes helyszínek, illetve vizsgálati évek tekintetében a regisztrált ikramennyiségek között.

Eredményeim megerősítették, hogy a Balatonban erősen limitált a fogassüllő számára alkalmas természetes ívóhelyek mennyisége, a fészkek foglaltságai aránya magas. Az egyes fészektípusok között a foglaltság tekintetében nem találtam különbséget. Az ikramennyiséget tekintve a leginkább hatékony fészektípusnak a 80cm átmérőjű, kör keresztmetszetű, műfü szubsztráttal borított bizonyult. A fészkek hatékonysága különbözött a kemény (köves, márgás) és lágy (iszapos, homokos) aljzattípusok esetében, de a tény, hogy a süllők elfoglalták a számukra szuboptimális aljzatviszonyok közé kihelyezett fészkeket is, bizonyítja azok attraktivitását, illetve hatékonyságát is. Az egyes vizsgálati évek között a fészektípusok hatékonyságát tekintve nem találtam különbséget, amely megerősíti a hosszú távú hatékonyságot. A vizsgálati helyszínek (csak kemény aljzat) között ugyanakkor különbség mutatkozott, amely feltehetően a kismértékben eltérő környezeti viszonyok következménye volt.

A megtervezett és vizsgált eszközök összességében megfelelő hatékonyságúnak bizonyultak, a vizsgálatok tapasztalatai alapján sorozatgyártásuk is megtörtént és jelenleg is használatban vannak.

9. SUMMARY

Lake Balaton and its fish stocks are considered to national treasure, therefore their conservation is a priority national interest and task. The exploitation of these fish stocks (fishing, angling tourism and related recreational and commercial activities) also have great economic importance. Long-term, sustainable fisheries management could be based on the ensurement, that the lake is inhabited with the viable populations of native fish, which are the primary target species of anglers.

The lake has suffered a number of anthropogenic impacts over the last 150 years which have significantly reduced numbers of natural spawning habitats available for fish, including pikeperch. To solve this problem, artificial spawning nests were designed under the frame of a GINOP project, and the study of these nests is the subject of my PhD. thesis.

During four years of operational scale experiments at several locations on Lake Balaton were carried out. Main subject of the studies were: (1) assess the preference of pikeperch for a particular nest type, (2) which nest type was considered to be the most efficient in terms of the quantity of eggs laid, (3) whether there is a difference in the efficiency of spawning nests deposited on sites with different sediment characteristics, and (4) whether there is a difference in the egg deposition rates recorded between sites and years of study.

Results confirmed that the quantity of natural spawning habitat suitable for the pikeperch in Lake Balaton is limited. No differences were found in occupancy rates between nest types. The most efficient nest type in terms of egg quantity was found to be the 80cm diameter circular nest type covered with an artificial grass substrate. Nest efficiency differed between hard (stony, marly) and soft (silty, sandy) substrate types, but the fact that the nests were occupied by the waders even in suboptimal substrate conditions proves their attractiveness and efficiency. No differences in the effectiveness of nest types were found between study years, confirming long-term effectiveness. However, there were differences between study sites (hard substrates only), presumably due to slightly different environmental conditions.

Overall, the devices designed and tested were found to be sufficiently effective and, based on the experiences of the tests, have been mass-produced and are currently in use.

10. MELLÉKLETEK

10.1. Irodalomjegyzék

- Argillier C., Barral M., Irz P. (2012): Growth and diet of the pikeperch *Sander lucioperca* (L.) in two French reservoirs. *Fisheries & Aquatic Life* 20 (3): 191-200.
- Antalfi A., Tölg I. (1965): Hogyan helyezzük ki a süllőfészek-kereteket? *Halászat* 58(2): 41.
2013. évi CII. törvény: a Halgazdálkodásról és a Hal védelméről (<https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1300102.tv>)
- Balogh Cs., Vlácilová A., G.-Tóth L., Serfőző Z. (2018): Dreissenid colonization during the initial invasion of the quagga mussel in the largest Central European shallow lake, Lake Balaton, Hungary, *Journal of Great Lakes Research* 44: 114-125.
- Balon E. K., Momot W.T., Regier H.A. (1977): Reproductive guilds of percids: results of the paleogeographical history and ecological succession. *Journal Fish Research Board Canada* 34: 1910–1921.
- Bánó B., Benedek I., Zsolnai A., Specziár A., Takács P., Molnár T. (2024): Population genetic structure of intensively exploited pikeperch (*Sander lucioperca*) in Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia* 851, 559–571 (2024).
- Berka, R. (1979): Incubation of pikeperch eggs (a review). *Bulletin VURH Vodnany*, 15: 42-48.
- Bernát G., Boross N., Somogyi B., Vörös L., Tóth L. G., Boros G. (2020): Oligotrophication of Lake Balaton over a 20-year period and its implications for the relationship between phytoplankton and zooplankton biomass. *Hydrobiologia* 847: 3999–4013.
- BHgNP (2022): <https://balatonihal.hu/bemutakozas> Keresőprogram: Google, Kulcsszavak: balatonihal bemutatkozás, Elérés: 2022.11.20.
- Binder T. R., Riley, S. C, Holbrook, C. M., Hansen, M. J., Bergstedt, R. A. Bronte, C. R., He,J., Krueger, C. C. (2016): Spawning site fidelity of wild and hatchery lake trout (*Salvelinus namaycush*) in northern Lake Huron. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73(1): 18-34.
- Bíró P. (1971): Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat* 17: 22-23.
- Bíró P. (1972): *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton - a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. *Journal of Fish Biology* 4: 249-255.
- Bíró P. (1983): Ont he dynamics of fish population in Lake Balaton. *Roczniki Nauk Rolniczych* 100: 55-64.

- Bíró P. (1997): Temporal variations in Lake Balaton and its fish populations. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 196-216.
- Bíró P. (2003): Az érdekek ütköző zónájában. Töprengések a Balatonról. *Új Horizont* 4: 1-7p
- Bódis M., Csapó I. (2004): Süllőkeltetés a gyakorlatban I. *Halászat* 97 (4): 4-6.
- Boros G., Mozsár A., Vitál Z., Nagy A. S., Specziár A. (2014): Growth and condition factor of hybrid (Bighead *Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845 × silver carp *H. molitrix* Valenciennes, 1844) Asian carps in the shallow, oligo-mesotrophic Lake Balaton. *Journal of Applied Ichthyology* 30: 546–548.
- Cech M, Vejřík L., Peterka J., Riha M., Muska M., Júza T., Drastík V., Kratochvíl M., Kubecka J. (2012): The use of artificial spawning substrates in order to understand the factors influencing the spawning site selection, depth of egg strands deposition and hatching time of perch (*Perca fluviatilis* L.), *Journal of Limnology* 71: 170-179.
- Closs M. Krkosek, Olden J. (Eds.), (2015): Conservation of Freshwater Fishes (*Conservation Biology*). Cambridge, Cambridge University Press UK. 238-269 pp.
- Craig J.F. (1987): The biology of perch and related fish. Beckenham, UK: Croom-Helm, 333 pp.
- Crane D. P., Farrell J. M. (2013): Spawning Substrate Size, Shape, and Siltation Influence Walleye Egg Retention. *North American Journal of Fisheries Management* 33 (2): 329-337.
- Creque S.M., Raffenberg M.J., Brofka W.A., Dettmers J.M. (2006): If you build it, will they come? Fish and angler use at a freshwater artificial reef. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(2): 702-713.
- Czeglédi I., Preiszner B., Vitál Z., Kern B., Boross N., Specziár A., Takács P., Erős T. (2019): Habitat use of invasive monkey goby (*Neogobius fluviatilis*) and pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Lake Balaton (Hungary): a comparison of electrofishing and fyke netting. *Hydrobiologia* 846: 147-158.
- Deelder C.L., Willemsen J. (1964): Synopsis of biological data on the pike-perch, *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus), 1958. *FAO Fisheries Synopsis* 28: 1–60.
- Demška-Zakes K., Zakes Z. (2002): Controlled spawning of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in lake cages. *Czech Journal of Animal Sciences*, 47(6): 230-238.
- Entz G., Sebestyén O. (1942): A Balaton élete. Királyi Magyar Természettudományi Társulat. Budapest. 366 pp.
- Erm V. (1981): Koha. Valgus, Tallinn. 128p.
- Erős T., Specziár A., Bíró P. (2009): Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake-A comparison between gillnetting and electric fishing. *Fisheries Research* 96: 70-76.

- FAO (2020): The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. 206 pp.
- FAO Fisheries and Aquaculture Department (2009): *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) https://firms.fao.org/fi/webSite/FIRetrieveAction.do?dom=culturespecies&xml=Sander_lucioperca.xml Keresőprogram: Google, Kulcsszavak: *Sander lucioperca* main producers, Lekérdezés időpontja: 2022.03.13.
- Faragó S. (1948): A Balaton Halállományának változásai a fogási statisztika tükrében. *Halászat* 47(6): 84-85.
- Ferincz Á., Horváth Zs, Staszny Á., Ács A, Kováts N, Vad Cs F, Csaba J, Sütő Sz, Paulovits G. (2016b): Desiccation frequency drives local invasions of non-native gibel carp (*Carassius gibelio*) in the catchment of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary), *Fisheries Research* 173: 37-44.
- Ferincz Á., Weiperth A., Staszny Á., Paulovits G. (2010): Ezüstkárász (*Carassius gibelio*, BLOCH) növekedésének vizsgálata a Balaton-vízgyűjtő négy kiválasztott élőhelyén. *Hidrológiai közlöny* 90 (6): 26-28.
- Ferincz Á., Kováts N., Benkő-Kiss Á., Paulovits G. (2014): New record of the spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in the catchment of Lake Balaton (Hungary), *BioInvasions Records* 3: 35-38.
- Ferincz Á., Staszny Á., Takács P., Urbányi B., Vilizzi L., Paulovits G., Copp G.H. (2016a): Risk assessment of non-native fishes in the catchment of the largest Central-European shallow lake (Lake Balaton, Hungary), *Hydrobiologia* 780: 85-97p.
- Ferincz Á., Staszny Á., Weiperth A., Sütő Sz., Soczó G., Ács A., Kováts N., Paulovits G. (2014): Adatok a Dél-Baltoni berekterületek halfaunájához, *Natura Somogyiensis* 24: 279-286.
- Gaygalas K.S., Gyarulaytis A.B. (1974): The ecology of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca*) in the Kurshyu Mares basin, the state of its stocks and fishery regulation measures. *Journal of Ichthyology* 14: 514-525.
- Gillet C., Dubois J. P. (1995): A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes, *Hydrobiologia* 300-301: 409-415.
- Hancz Cs. (2007): Haltenyésztés. Egyetemi Jegyzet, Kaposvár, 262pp.
- Hankó B. (1931): Magyarország halainak eredete és elterjedése. A Debreceni Tisza István Egyetem Állattani Intézetének Közleményei 10,34pp.
- Harka Á., Sallai Z. (2004): Magyarország halfaunája. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, 269p.
- Hayden TA, Binder TR, Holbrook CM, Vandergoot, C. S., Fielder, D. G., Cooke, S. J., Dettmers, J. M, Krueger C. C. (2018): Spawning site fidelity and apparent annual survival of walleye

- (*Sander vitreus*) differ between a Lake Huron and Lake Erie tributary. *Ecology of Freshwater Fish* 27: 339–349.
- Heino J., Erkinaro J., Huusko A., Luoto, M. (2015): Climate change effects on freshwater fishes, conservation and management. In: Closs G., Krkosek, M., Olden, J. (eds.): *Conservation of Freshwater Fishes (Conservation Biology,)*. Cambridge: *Cambridge University Press*. pp. 76–106p
- Herman O. (1887): *A magyar halászat könyve*. Természettudományi könyvkiadó vállalat, Budapest. 860p.
- Hokanson K. E. F. (1977): Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1524–1550.
- Horký P., Slavík O., Bartoš, L. (2008): A telemetry study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia* 614, 151–157
- Horváth L. (2000): *Halbiológia és haltenyésztés*, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest 440 pp.
- Horváth L., Tamás G. (1981): *Ivadéknvelés: Szaporító és ivadéknvelő halászmesterek könyve*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 182pp.
- Horváth L., Tamás G., Tölg I. (1982): *Tógazdasági tenyészanyag termelés*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest 259 pp.
- Horváth L., Urbányi B., Horváth Á. (2009): *A süllő (Sander lucioperca) tógazdasági tenyésztése*. Szent István Egyetem, Gödöllő., 174pp.
- Istvánovics V., Somlyódy L. (2001): Factors influencing lake recovery from eutrophication — the case of Basin 1 of Lake Balaton, *Water Research* 35 (3): 729–735.
- Istvánovics V., Honti M., Torma P., Kousal J. (2022): Record-setting algal bloom in polymictic Lake Balaton (Hungary): A synergistic impact of climate change and (mis)management. *Freshwater Biology* 67: 1091–1106.
- Ivan L., Rutherford E., Riseng C. Tyler J. A. (2010): Density, production, and survival of walleye (*Sander vitreus*) eggs in the Muskegon River, Michigan, *Journal of Great Lakes Research* 36 (2), 328–337.
- Izzo L.K., Dembkowski D., Hayden T., Binder T., Vandergoot C., Hogler S., Donofrio M., Zorn T., Krueger C.C., Isermann, D. (2023): Spawning Locations, Movements, and Potential for Stock Mixing of Walleye in Green Bay, Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* 43: 695–714.
- Jepsen N., Koed A., Økland F. (1999): The movements of pikeperch in a shallow reservoir. *Journal of Fish Biology* 54: 1083–1093.

- Jones M. L., Netto J. K., Stockwell J. D., Mion J. B. (2003): Does the value of newly accessible spawning habitat for walleye (*Stizostedion vitreum*) depend on its location relative to nursery habitats? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60 (12): 1527–1538.
- Juhász V., Staszny Á., Sziráki B., Szári Zs., Nagy G., Havranek M., Németh F., Jankovics Z., Urbányi B., Ferincz, Á (2020): Különböző mesterséges süllőfészkek tesztelése a Balatonban, *Halászat* 113 (1): 24-32.
- Keefer M.L., Caudill C.C. (2014): Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 333–368.
- Keskinen T., Pääkkönen J.-P. J., Lilja J., Marjomäki T. J., Karjalainen J. (2005): Homing behaviour of pikeperch (*Sander lucioperca*) following experimental transplantation. *Boreal Environmental Research*. 10: 119–124.
- Keskinen T., Marjomäki T.J. (2004): Diet and prey size spectrum of pikeperch in lakes in central Finland. *Journal of Fish Biology*, 65: 1147-1153.
- Koed A., Mejlhede P., Balleby K., Aarestrup K. (2000): Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river. *Journal of Fish Biology* 57: 1266–1279.
- Kokurewicz B. (1969): The influence of temperature on the embryonic development of the perches: *Perca fluviatilis* L. and *Lucioperca lucioperca* (L.). *Zoologica Poloniae* 19: 47–67.
- Kosior, M., Wandzel, T. (2001): Comparison of fecundity of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in three lagoons in the southern Baltic Sea. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute* 154: 3–27.
- Kucharczyk D., Szczerbowski A., Luczynski M.J., Kujawa R., Mamcarz A., Wyszomirska E., Szabo T., Ratajski S. (2001): Artificial spawning of Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L., using ovopel. *Archives of Polish Fisheries* 9: 39-49.
- Kucharczyk D., Kujawa R., Mamcarz A., Skrzypczak A., Wyszomirska E. (1996): Induced spawning in perch, *Perca fluviatilis* L. using carp pituitary extract and HCG. *Aquaculture Research* 27: 847-852.
- Kucharczyk D., Kujawa R., Mamcarz A., Skrzypczak A., Wyszomirska E. (1998): Induced spawning in perch, *Perca fluviatilis* L., using FSH + LH with pimizide or metoclopramide. *Aquaculture Research* 29: 131-136.
- Ložys L., Shiao J. C., Iizuka Y., Minde A., Pūtys Z., Jakubavičiūtė E., Dainys J., Gorfine H., Tzeng W. N. (2017): Habitat use and migratory behaviour of pikeperch *Sander lucioperca* in Lithuanian and Latvian waters as inferred from otolith Sr:Ca ratios, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 198: 43-52.
- Lappalainen J, Dörner H, Wysujack K. (2003): Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. *Ecology of Freshwater Fish*: 12: 95–106.

- Lappalainen J., Lehtonen H., Erm V. (1997): Possible effects of climate warming on the timing of spawning, abundance and catches of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Boreal Environmental Research* 2: 85–91.
- Laurent M., Garaicoechea C., Coudin J.-M. (1973): La fraye du sander (*Lucioperca lucioperca* L.) dans l'étang de Sanguinet. *Bulletin Francais de Peche et de Pisciculture* 271: 77–78.
- Lehtonen H., Lappalainen J., Kervinen J., Fontell E. (2006): Spatial distribution of spawning sites of pikeperch [*Sander lucioperca* (L.)] in a highly eutrophic clay-turbid lake – implications for management, *Journal of Applied Ichthyology* 22: 542–544.
- Lehtonen H., Miina T. (1988): Minimum size of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) for exploitation in Lake Lohjanjärvi, Southern Finland. *Aqua Fennica* 18: 157–164.
- Lehtonen H., Toivonen J. (1987): Migration of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in different coastal waters in the Baltic Sea. *Finnish Fisheries Research* 7: 24–30.
- Lehtonen H. (1979): Stock assessment of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in the Helsinki sea area. *Finnish Fisheries Research* 3: 1–12.
- Lehtonen H. (1983): Stocks of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) and their management in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland. *Finnish Fisheries Research* 5: 1–16.
- Lehtonen H. (1987): Selection of minimum size limit for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the coastal waters of Finland. In: *Proceedings of the Fifth Congress of European Ichthyologists*, Stockholm, 351–355p.
- Łuczyński M. J., Kucharczyk D., Szczerbowski A., Szkudlarek M., Mamcarz, A., Gomułka P. (2007): State of art of pikeperch reproduction – a short review. In: Mamcarz et al. (eds): *Artificial reproduction of pikeperch*, Olsztyn 80pp.
- Lukács K. (1932): A Balaton halainak gyakoriságáról. *A Magyar Biológiai Kutatóintézet Munkái* 5: 17–27.
- Magurran A. E. (2009): Threats to Freshwater Fish, *Science* 325: 1215–1216.
- MA-HAL (2022): Jelentés a szervezet 2022. évi működéséről , 65pp.
- Malinovskyi O., Vesely L., Blecha M., Kristan J., Policar T. (2018): The substrate selection and spawning behaviour of pikeperch *Sander lucioperca* L. broodstock under pond conditions. *Aquaculture Research* 49 (11): 3541–3547.
- Malison J. A., Procarione L. S. , Barry T. P., Kapuscinski A. R., Kayes, T.B. (1994): Endocrine and gonadal changes during the annual reproductive cycle of the freshwater teleost, *Stizostedion vitreum*. *Fish Physiology and Biochemistry* 13: 473–484.
- Marshall T.R. (1977): Morphological, physiological, and ethological differences between walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and pikeperch (*S. lucioperca*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1515–1523.

- McLean A.M., Roseman E.F., Pritt J.J., Kennedy G.K., Manny B.A. (2014): Artificial reefs and reef restoration in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 41 (1): 1-8.
- M'Hetli M., Ben Khemis I., Hamza N., Turki B., Turki, O. (2011): Allometric growth and reproductive biology traits of pikeperch *Sander lucioperca* at the southern edge of its range. *Journal of Fish Biology* 78: 567-579.
- Molnár T., Benedek I., Kovács B., Zsolnai A., Lehoczky I. (2020): Genetic consequences of pond production of a pikeperch (*Sander lucioperca* L.) stock with natural origin: the effects of changed selection pressure and reduced population size. *PEERJ* 8: e8745.
- Molnár T., Lehoczky I., Edviné Meleg E., Boros G., Specziár A., Mozsár A., Vitál Z., Józsa V., Allele W., Urbányi B., Fatle Fatema A., Kovács B. (2021): Comparison of the Genetic Structure of Invasive Bigheaded Carp (*Hypophthalmichthys* spp.) Populations in Central-European Lacustrine and Riverine Habitats. *Animals* 11 (7): 2018 13pp.
- Muntyan S.P. (1977): Effect of constant incubation temperatures on hatching and the morphological characteristics of pike perch embryos. In: Karzinkin G. S., ed. *Metabolism and biochemistry of fishes*. New Delhi: Indian National Scientific Documentation Centre. 214–221.
- Muskó I. B., Balogh C., Tóth Á., Varga É., Lakatos G. (2007): Differential response of invasive malacostracan species to lake level fluctuations. *Hydrobiologia* 590 (1): 65– 74.
- Müller T., Bódis M., Nyitrai G. (2006): Megfigyelések a süllő mesterséges szaporításával kapcsolatban. *Halászat* 99 (1): 20-22.
- Nash, K.T., Hendry, K., Cragg-Hine, D. (1999): The use of brushwood bundles as fish spawning media, *Fisheries Management and Ecology* 6: 349-355.
- Nepszy S.J., Davies D.H., Einhouse D., Hatch R.W., Isbell G., MacLennan D., Muth, K.M. (1991): Walleye in Lake Erie and Lake St. Clair. In: Colby, P.J., Lewis, C.A. & Eshenroder, R.L., eds. *Status of Walleye in the Great Lakes: case studies prepared for the 1989 workshop*. Ann Arbor, MI: Great Lakes Fishery Commission, Special Publication 91: 145–168.
- Olin M, Vainikka A, Roikonen T, Ruuhijärvi J., Huuskonen H., Kotakorpi M., Vesala S., Ala-Opas P., Tiainen J., Nurminen L., Lehtonen H. (2018): Trait-related variation in the reproductive characteristics of female pikeperch (*Sander lucioperca*). *Fisheries Management and Ecology*; 25: 220–232.
- Padisák J., Reynolds C.S. (1998): Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41–53.
- Paulovits G., Borbély G., Tóth L. G., Staszny Á. (2007): A balatoni halállomány szaporodásának és ívási körülményeinek módosulásai a vízszintváltozás hatására, *Acta Agraria Kaposvárensis* 11: 1-12.

- Paulovits G., Tátrai I., Bíró P., Perényi I., Lakatos Gy. (1994): Fish stock structure in the littoral zone of Lake Balaton. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 2162-2163.
- Pedicillo G., Merulli F., Carosi A., Viali P., Lorenzoni M. (2008): The use of artificial spawning substrates as media to support the reproduction of Eurasian perch in Lake Piediluco. *Hydrobiologia* 609: 219-223.
- Pénzes B., Tölg I. (1980): A halak ösztönei és szokásai. Natura kiadó, Budapest, 192pp.
- Pintér K. (1989): Magyarország halai. Biológiájuk és hasznosításuk. Akadémiai kiadó, Budapest 202pp.
- Pintér K. (2002): Hal (Gazdasági állataink – Fajtatan) Mezőgazda könyvkiadó, Budapest 77pp.
- Pitlo J. R. (1989): Walleye Spawning Habitat in Pool 13 of the Upper Mississippi River, *North American Journal of Fisheries Management* 9 (3): 303-308.
- Policar T., Schaefer F. J., Panana E., Meyer S., Teerlink S., Toner D., Zarski D. (2019): Recent progress in European percid fish culture production technology—tackling bottlenecks. *Aquaculture International* 27: 1151–1174.
- Pomogyi, P. (1993): Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System. *Hydrobiologia* 251: 309–320.
- Poulet N., Lek S., Argillier, C. (2005): Pikeperch habitat use within a canal network in spring. *Journal of Fish Biology* 67 (5): 1460–1474.
- Poulet, N., Forgeois S., Crivelli A. J., Lek S., Argillier C. (2004): Life history traits of the pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in the southern outskirts of its distribution area. Proceedings of Percis III: The Third International Percid Fish Symposium, Madison, University of Wisconsin, Sea Grant Institute.
- Prince E. D., Maughan O. E., Brouha P. (1977): How to Build a Freshwater Artificial Reef. Second Edition. Sea Grant at Virginia Tech, Extension Division, Virginia Polytechnic Institute and State University. 14pp.
- Puke C. (1952): Pike-perch studies in Lake Vanern. Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 33: 168–178p.
- R Development Core Team (2023): A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<https://www.R-project.org>)
- Raikova-Petrova G., Zivkov M. (1998): Maturity, spawning and sex ratio of pike perch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in two Bulgarian reservoirs as compared to other European habitats. *Journal of Applied Ichthyology* 14: 31–35.
- Richards T.A. (1997): Placement and monitoring of synthetic and evergreen tree fish attracting devices. Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife. Technical Report. Westborough 210pp.

- Rónyai A. (2007): Induced out-of-season and seasonal tank spawning and stripping of pike perch (*Sander lucioperca* L.). *Aquaculture Research* 38: 1144-1151.
- Roseman E.F., Manny B., Boase J., Child M., Kennedy G., Craig J., Soper K., Drouin R. (2011): Lake sturgeon response to a spawning reef constructed in the Detroit river. *Journal of Applied Ichthyology* 27 (S2): 66-76.
- Ruuhijarvi J., Hyvarinen P. (1996): The status of pikeperch culture in Finland. *Journal of Applied Ichthyology* 12: 185–188.
- Salminen M., Ruuhijärvi J. (1991): Production of pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) fry: procedures and devices. In Lavens, P., Sorgeloos, P., Jaspers, E., Ollevier E (eds.), Larvi '91. Fish and crustacean larviculture symposium EAS Spec. Publ. 15., Gent, Belgium. pp. 287–289.
- Salojarvi K., Salminen M., Ruuhijarvi J., Ahonen M., Nurmio T., Aarnio M., Honkanen M. (1986): Kuhanviljely. *Kalatalouden Keskusliitto* 84: 1–21.
- Sandström A., Karas P. (2002): Tests of artificial substrata as nursery habitat for young fish. *Journal of Applied Ichthyology* 18 (2): 102–105.
- Sarkady A., Yuzhakova T., Dióssy L., Kurdi R., Rédey, Á. (2013): New trends in communal waste management at the regional level: waste treatment plants in Hungary and practical applications, *Environmental Engineering and Management Journal* 12 (8): 1691-1698.
- Sarmasik, A., Timur, M. (1994): A study on seasonal development of gonad and determination of sexual maturity age of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* Linnaeus, 1758) in Lake Egirdir. *Turkish Journal of Biology* 18: 9–26.
- Schlumberger, O., Proteau, J.P. (1991): Production de juveniles de sander (*Stizostedion lucioperca*). *Aqua-Revue* 36: 25–28.
- Schlumberger O., Proteau, J.P. (1996): Reproduction of pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in captivity. *Journal of Applied Ichthyology* 12: 149–152.
- Schneider C. A., Rasband W. S., Eliceiri K. W. (2012): NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis, *Nature methods* 9 (7): 671-675.
- Skjæraasen J. E., Meager J. J., Karlsen Ø., Hutchings J. A., Ferno, A. (2011): Extreme spawning-site fidelity in Atlantic cod. –*ICES Journal of Marine Science* 68: 1472–1477.
- Skrzypczak A., Kucharczyk D., Mamcarz A., Kujawa R., Furgala-Selezniow G. (1998): A new breeding technique of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in net cages. *Czech Journal of Animal Science* 43: 398-398.
- Specziár A. (2023): Fogassüllő (*Sander lucioperca* L. 1758) – in: Ferincz et al. (szerk.) Magyar halkönyv, MOHOSZ, Budapest. 277-279.

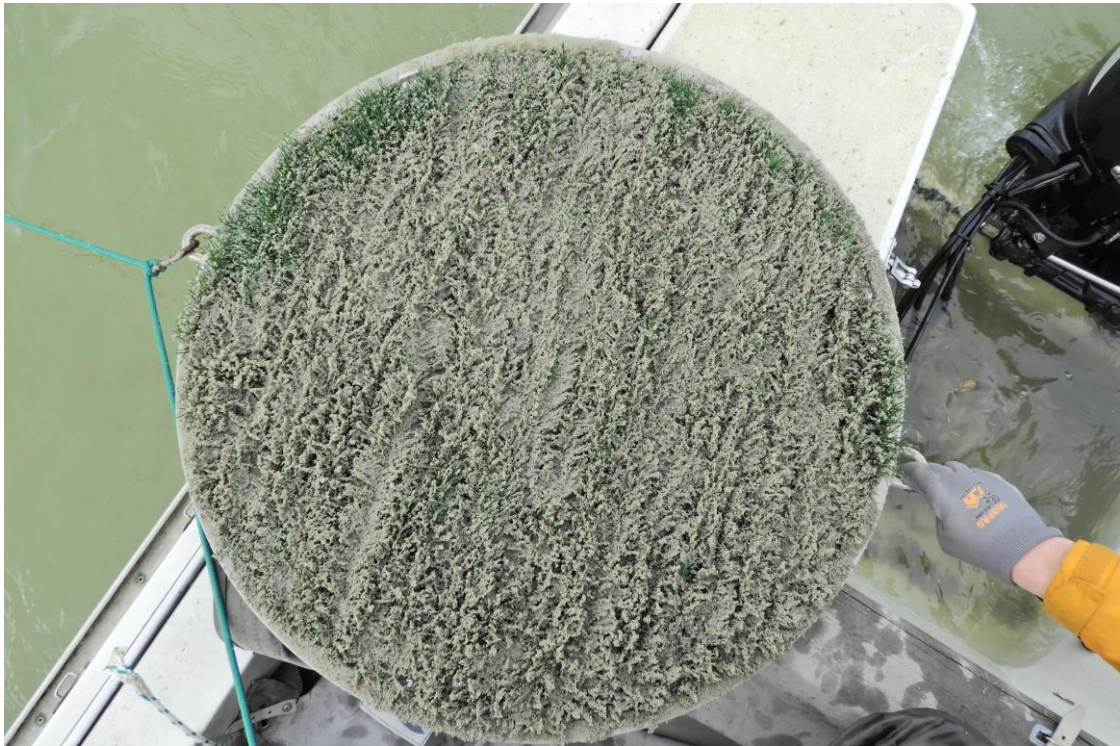
- Specziár A., Takács P., Sály P., György Á. I., Erős T. (2009): A Balaton és be- folyói halállományának monitorozása az EU VKI irányelveinek figyelembe vételével. In: Bíró, P. Banczerowski, J. (szerk.), A Balaton kutatásának 2008. évi eredményei. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest: 73-83p.
- Specziár A., Tölg L., Bíró P. (2000): A Balaton halfaunájának vizsgálata. *Halászatfejlesztés* 24: 115-125.
- Specziár A., Turcsányi B. (2017): Management of pikeperch stocking in Lake Balaton: effect of season, area, fish size and method of release on the rate and distribution of recaptures. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 418: 52.
- Specziár A., Turcsányi B. (2018): Calendar and thermal time based growth models for common carp and pikeperch, and the influence of stocking strategy in Lake Balaton, Hungary, *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 419, 39.
- Specziár, A. (2003): A dévérkeszeg és a fogassüllő szaporodási lehetőségeinek vizsgálata a Balatonban. – Kutatási jelentés a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Halgazdálkodási Alapjának megbízásából, Budapest, 61 pp.
- Specziár, A. (2005): First year ontogenetic diet patterns in two coexisting Sander species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton, *Hydrobiologia* 549 (1), 115-130.
- Specziár, A. (2010): A Balaton halfaunája: a halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere, *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica* 23: 1-186.
- Specziár, A. (2011): Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *Sander volgensis* shaped by bimodal prey size distribution, *Journal of Fish Biology* 79 (7), 1895-1917.
- Specziár A., Turcsányi B. (2014): Effect of stocking strategy on distribution and recapture rate of common carp *Cyprinus carpio* L., in a large and shallow temperate lake: implications for recreational put-and-take fisheries management, *Journal of Applied Ichthyology* 30: 887-894.
- Steenfeldt S., Fontaine P., Overton J.L., Policar T., Toner D., Falahatkar B., Horváth Á., Khemis I.B., Hamza N., Mhetli M. (2015): Current Status of Eurasian Percid Fishes *Aquaculture*. In P. Kestemont, K. Dabrowski, & R. C. Summerfelt (Eds.), *Biology and culture of percid fishes*, pp. 817–841p. Berlin, Germany
- Svärdson G., Molin, G. (1968): Growth, weight and year– class fluctuations in the pikeperch (*Lucioperca lucioperca* L.) of lakes Hjälmaren and Malaren. Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 48: 17–35.
- Svärdson G., Molin, G. (1973): The impact of climate on Scandinavian populations of the sander, *Stizostedion lucioperca* (L.). Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Sweden. 28p.

- Szabó I., Al-Omari J., Szerdahelyi G.S., Farkas M., Al-Omari Y., Szabó P. M., Sebők R., Griffiths J., Kriszt B., Szoboszlai S. (2021): In Situ Investigation of Plastic-Associated Bacterial Communities in a Freshwater Lake of Hungary. *Water Air and Soil Pollution* 232: 493
- Szűcs I. (2002): A halászati ágazat gazdasági, szervezési és piaci kérdései. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 221p.
- Takács P., Specziár A., Erős T., Sály P., Bíró P. (2011): A balatoni vízgyűjtő halállományainak összetétele. *Ecology of Lake Balaton* 1: 1-21.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth, Erős T. (2017): Non-native fish species Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution, *Hydrobiologia*, 795: 1-22p.
- Takács P., Turcsányi B., Bíró P. (2013): Társadalmi konfliktusokat generáló ökológiai történések a Balaton életében az utóbbi néhány évtizedben: Halpusztulások, *Acta Scientiarum Socialium* 39: 57–66.
- Takács P., Ács A., Bánó B., Czeglédi I., Csaba J., Erős T., Fésűs-Móré M., Preiszner B., Staszny Á., Vitál Z., Weiperth A., Ferincz Á. (2019): “Invasion in progress”: first occurrence and spread of river nerite (*Theodoxus fluviatilis* L., 1758) in the largest Central European shallow lake, Lake Balaton, Hungary. *BioInvasions Records* 8(2): 273–280.
- Tamás G., Csorbai B., Kovács É., Németh I., Horváth L. (2006): A süllő (*Sander lucioperca*) szaporítási technológiájának továbbfejlesztése. *Halászat* 99: 157-169.
- Tátrai I., Mátyás K., Korponai J., Paulovits G., Pomogyi P. (2000): The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton, *Ecological Engineering* 16 (1): 73-78.
- Tesch F.W. (1959): Die Zanderlaichverhältnisse (*Lucioperca lucioperca* L.) auf Grund von Laichnestkontrollen im Müggelsee. *Zeitschrift für Fischerei* VIII: 587–596 (in German).
- Thorpe J.E. (1977): Morphology, physiology, behaviour, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill et al. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1504–1514.
- Unger E. (1925): A Balaton halai és halászata. In: Wlassics, T. (szerk.), Balatoni kalauz. Balatoni Társaság, Budapest: 78-88.
- Unger E. (1938): Über die Zanderzucht in Karpfenteichwirtschaften. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 63: 81–85. (in German).
- Virbickas J., Gerulaitis A., Misiuniene D., Sineviciene D. (1974): Biology and Fishery of the Pike-Perch in the Water Bodies of Lithuania. Vilnius: State publishing house ‘Mintis’, 277 pp.
- Vitál Z., Boross N., Czeglédi I., Preiszner B., Erős T., Molnár K., Cech G., Székely Cs., Sándor D., Takács P. (2021): First genetically verified occurrence of *Ligula pavlovskii* outside its native range and characteristics of its infection in *Neogobius fluviatilis*, *Journal of Great Lakes Research* 47: 236-241.

- Vitál Z., Józsa V., Specziár A., Mozsár A., Lehoczky I., Kovács B., Hliwa P., Boros G. (2017): Source of Bigheaded Carps (*Hypophthalmichthys* spp.) in Lake Balaton, Hungary: Natural Recruitment or Continuous Escapement from Aquaculture? *Inland waters* 7 (2): 218-226.
- Vutskits Gy. (1897): A Balaton halai és gyakoriságuk. *Természettudományi Közlemények* 29: 593-595.
- Weiperth A., Czeglédi I., Dragán P. E., Boross N., Erős T., Ferincz Á., Gál B., Juhász V., Lökkös A., Lökkösné Kelbert B., Specziár A., Staszny Á., Szivák I., Takács P., Vitál Z., Preiszner B. (2020): Tízlábú rákfajok aktuális elterjedése a Balatonban és vízgyűjtőjén, *Pisces Hungarici* 14: 145-150.
- Wilding T.A. (2006): The benthic impacts of the Loch Linnhe Artificial Reef. *Hydrobiologia* 555: 345-353.
- Willemsen J. (1977): Populations dynamics of percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1710–1719.
- Winkler H.M., Klinkhardt M., Buuk, B. (1989): Zur Fruchtbarkeit und Reifeentwicklung Am Zander (*Stizostedion Lucioperca* (L.) aus Brackgewässern der sudlichen Ostsee. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universitat Rostock* 38 (N-Reihe): 31–37 (in German)
- Wootton R.J. (1990): Ecology of teleost fishes. New York: Chapman & Hall Ltd, 404pp.
- Woynárovich E. (1992): Emlékezzünk az 1965-ös balatoni halpusztulásra. *Halászat* 85 (3): 118.
- Zakes Z. (2012): *Sander lucioperca*, Cultured Aquatic Species Information Programme, FAO
- Zakes Z., Demska-Zakes K. (2005): Artifical spawning of pikeperch (*Sander lucioperca* L.) stimulated with human chorionic gonadotropin (hCG) and mammalian GnRH analogue with dopamine inhibitor. *Archives of Polish Fisheries* (13) 63-75.
- Zakes Z., Demska-Zakes K. (1996): Effect of diets on growth and reproductive development of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), reared under intensive culture conditions. *Aquaculture Research* 27: 841–845.
- Živkov M., Petrova G. (1993): On the pattern of correlation between the fecundity, length, weight and age of pikeperch *Stizostedion lucioperca*. *Journal of Fish Biology* 43: 173-182.
- Zlinszky A., Tímár G. (2013): Historic maps as a data source for socio-hydrology: a case study of the Lake Balaton wetland system, Hungary. *Hydrology And Earth System Sciences* 17 (11): 4589-4606.

10.2. További mellékletek

M1 kép: süllőikrával borított ívófészek



M2 kép: bodorka ikrával borított fészek



M3 kép: Bodorka és süllőikrával borított, „vegyes” fészek



M1 táblázat: a Dunn-féle post hoc tesztek (fészektípusok hatékonysága, évek szerinti összevetés) eredményei Balatonvilágos vizsgálati helyszínen

	KKG 2018	KKM 2018	KNG 2018	KNM 2018	NKG 2018	NKM 2018	NNG2 018	NNM 2018	KKG2 019	KKM 2019	KNG 2019	KNM 2019	NKG 2019	NKM 2019	NNG 2019	NNM 2019	KKG 2020	KKM 2020	KNG2 020	KNM 2020	NKG 2020	NKM 2020	NNG 2020	NNM 2020
KKG 2018		0,525	0,916	0,426	0,025	0,001	0,066	0,005	0,730	0,202	0,760	0,282	0,019	0,000	0,039	0,004	0,932	0,339	0,822	0,830	0,058	0,000	0,072	0,004
KKM 2018	0,525		0,488	0,881	0,134	0,012	0,261	0,041	0,359	0,549	0,379	0,680	0,111	0,005	0,204	0,033	0,500	0,764	0,421	0,694	0,238	0,009	0,277	0,038
KNG 2018	0,916	0,488		0,399	0,028	0,001	0,069	0,006	0,822	0,196	0,851	0,269	0,022	0,000	0,044	0,005	0,985	0,321	0,911	0,764	0,061	0,001	0,075	0,006
KNM 2018	0,426	0,881	0,399		0,177	0,018	0,330	0,059	0,286	0,653	0,303	0,793	0,149	0,008	0,266	0,047	0,410	0,881	0,339	0,587	0,303	0,014	0,349	0,054
NKG 2018	0,025	0,134	0,028	0,177		0,312	0,708	0,587	0,016	0,369	0,017	0,277	0,925	0,196	0,741	0,524	0,030	0,231	0,021	0,059	0,750	0,307	0,680	0,562
NKM 2018	0,001	0,012	0,001	0,018	0,312		0,166	0,640	0,001	0,056	0,001	0,036	0,359	0,779	0,158	0,708	0,001	0,027	0,001	0,004	0,184	0,952	0,155	0,667
NNG 2018	0,066	0,261	0,069	0,330	0,708	0,166		0,359	0,041	0,600	0,045	0,477	0,640	0,095	0,944	0,312	0,072	0,410	0,054	0,129	0,955	0,155	0,970	0,339
NNM 2018	0,005	0,041	0,006	0,059	0,587	0,640	0,359		0,003	0,149	0,003	0,103	0,653	0,454	0,362	0,925	0,007	0,082	0,004	0,015	0,389	0,660	0,339	0,970
KKG 2019	0,730	0,359	0,822	0,286	0,016	0,001	0,041	0,003		0,129	0,970	0,184	0,012	0,000	0,024	0,002	0,808	0,223	0,911	0,600	0,036	0,000	0,045	0,003
KKM 2019	0,202	0,549	0,196	0,653	0,369	0,056	0,600	0,149	0,129		0,139	0,851	0,321	0,028	0,528	0,125	0,203	0,764	0,160	0,321	0,562	0,047	0,626	0,139
KNG 2019	0,760	0,379	0,851	0,303	0,017	0,001	0,045	0,003	0,970	0,139		0,196	0,013	0,000	0,027	0,003	0,837	0,238	0,940	0,626	0,039	0,000	0,049	0,003
KNM 2019	0,282	0,680	0,269	0,793	0,277	0,036	0,477	0,103	0,184	0,851	0,196		0,238	0,017	0,406	0,085	0,277	0,911	0,223	0,421	0,443	0,029	0,500	0,095
NKG 2019	0,019	0,111	0,022	0,149	0,925	0,359	0,640	0,653	0,012	0,321	0,013	0,238		0,231	0,667	0,587	0,023	0,196	0,017	0,047	0,680	0,357	0,613	0,626
NKM 2019	0,000	0,005	0,000	0,008	0,196	0,779	0,095	0,454	0,000	0,028	0,000	0,017	0,231		0,087	0,512	0,001	0,013	0,000	0,001	0,107	0,719	0,088	0,477
NNG 2019	0,039	0,204	0,044	0,266	0,741	0,158	0,944	0,362	0,024	0,528	0,027	0,406	0,667	0,087		0,312	0,046	0,342	0,033	0,091	0,992	0,144	0,912	0,342
NNM 2019	0,004	0,033	0,005	0,047	0,524	0,708	0,312	0,925	0,002	0,125	0,003	0,085	0,587	0,512	0,312		0,005	0,066	0,003	0,011	0,339	0,734	0,294	0,955
KKG 2020	0,932	0,500	0,985	0,410	0,030	0,001	0,072	0,007	0,808	0,203	0,837	0,277	0,023	0,001	0,046	0,005		0,330	0,896	0,779	0,064	0,001	0,078	0,006
KKM 2020	0,339	0,764	0,321	0,881	0,231	0,027	0,410	0,082	0,223	0,764	0,238	0,911	0,196	0,013	0,342	0,066	0,330		0,269	0,488	0,379	0,021	0,431	0,075
KNG 2020	0,822	0,421	0,911	0,339	0,021	0,001	0,054	0,004	0,911	0,160	0,940	0,223	0,017	0,000	0,033	0,003	0,896	0,269		0,680	0,047	0,000	0,059	0,004
KNM 2020	0,830	0,694	0,764	0,587	0,059	0,004	0,129	0,015	0,600	0,321	0,626	0,421	0,047	0,001	0,091	0,011	0,779	0,488	0,680		0,116	0,002	0,139	0,013

NKG																									
2020	0,058	0,238	0,061	0,303	0,750	0,184	0,955	0,389	0,036	0,562	0,039	0,443	0,680	0,107	0,992	0,339	0,064	0,379	0,047	0,116			0,173	0,925	0,369
NKM																									
2020	0,000	0,009	0,001	0,014	0,307	0,952	0,155	0,660	0,000	0,047	0,000	0,029	0,357	0,719	0,144	0,734	0,001	0,021	0,000	0,002	0,173			0,144	0,689
	KKG	KKM	KNG	KNM	NKG	NKM	NNG2	NNM	KKG	KKM	KNG	KNM	NKG	NKM	NNG	NNM	KKG	KKM	KNG	KNM	NKG	NKM	NNG	NNM	
	2018	2018	2018	2018	2018	2018	018	2018	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020	2020
NNG																									
2020	0,072	0,277	0,075	0,349	0,680	0,155	0,970	0,339	0,045	0,626	0,049	0,500	0,613	0,088	0,912	0,294	0,078	0,431	0,059	0,139	0,925	0,144			0,321
NNM																									
2020	0,004	0,038	0,006	0,054	0,562	0,667	0,339	0,970	0,003	0,139	0,003	0,095	0,626	0,477	0,342	0,955	0,006	0,075	0,004	0,013	0,369	0,689	0,321		

M2 táblázat: a Dunn-féle post hoc tesztek (fészektípusok hatékonysága, évek szerinti összevetés) eredményei Tihany vizsgálati helyszínén

	KKG 2018	KKM 2018	KNG 2018	KNM 2018	NKG 2018	NKM 2018	NNG 2018	NNM 2018	KKG 2019	KKM 2019	KNG 2019	KNM 2019	NKG 2019	NKM 2019	NNG 2019	NNM 2019	KKG 2020	KKM 2020	KNG 2020	KNM 2020	NKG 2020	NKM 2020	NNG 2020	NNM 2020
KKG 2018		0,349	0,587	0,653	0,017	0,002	0,041	0,002	0,955	0,286	0,985	0,613	0,051	0,001	0,085	0,003	0,970	0,359	0,925	0,406	0,059	0,005	0,044	0,018
KKM 2018	0,349		0,139	0,626	0,149	0,031	0,269	0,026	0,379	0,896	0,359	0,667	0,312	0,013	0,431	0,043	0,369	0,985	0,303	0,865	0,339	0,064	0,310	0,155
KNG 2018	0,587	0,139		0,321	0,003	0,000	0,010	0,000	0,549	0,107	0,574	0,294	0,013	0,000	0,023	0,000	0,562	0,144	0,653	0,158	0,015	0,001	0,009	0,004
KNM 2018	0,653	0,626	0,321		0,054	0,008	0,111	0,007	0,694	0,537	0,667	0,955	0,134	0,003	0,203	0,012	0,680	0,640	0,587	0,726	0,149	0,019	0,124	0,056
NKG 2018	0,017	0,149	0,003	0,054		0,477	0,736	0,431	0,020	0,190	0,018	0,061	0,667	0,352	0,512	0,562	0,019	0,144	0,013	0,087	0,626	0,680	0,599	0,985
NKM 2018	0,002	0,031	0,000	0,008	0,477		0,294	0,940	0,002	0,043	0,002	0,010	0,253	0,865	0,172	0,896	0,002	0,030	0,001	0,013	0,231	0,764	0,198	0,465
NNG 2018	0,041	0,269	0,010	0,111	0,736	0,294		0,261	0,047	0,330	0,043	0,125	0,925	0,197	0,750	0,359	0,045	0,261	0,033	0,177	0,881	0,454	0,869	0,750
NNM 2018	0,002	0,026	0,000	0,007	0,431	0,940	0,261		0,002	0,036	0,002	0,008	0,223	0,928	0,149	0,837	0,002	0,025	0,001	0,011	0,203	0,708	0,172	0,421
KKG 2019	0,955	0,379	0,549	0,694	0,020	0,002	0,047	0,002		0,312	0,970	0,653	0,059	0,001	0,095	0,004	0,985	0,389	0,881	0,441	0,066	0,006	0,050	0,021
KKM 2019	0,286	0,896	0,107	0,537	0,190	0,043	0,330	0,036	0,312		0,294	0,574	0,379	0,020	0,512	0,059	0,303	0,881	0,246	0,756	0,410	0,085	0,381	0,196
KNG 2019	0,985	0,359	0,574	0,667	0,018	0,002	0,043	0,002	0,970	0,294		0,626	0,054	0,001	0,088	0,003	0,985	0,369	0,911	0,417	0,061	0,006	0,046	0,019
KNM 2019	0,613	0,667	0,294	0,955	0,061	0,010	0,125	0,008	0,653	0,574	0,626		0,149	0,003	0,223	0,014	0,640	0,680	0,549	0,772	0,166	0,022	0,140	0,064
NKG 2019	0,051	0,312	0,013	0,134	0,667	0,253	0,925	0,223	0,059	0,379	0,054	0,149		0,164	0,822	0,312	0,056	0,303	0,041	0,211	0,955	0,399	0,948	0,680
NKM 2019	0,001	0,013	0,000	0,003	0,352	0,865	0,197	0,928	0,001	0,020	0,001	0,003	0,164		0,103	0,756	0,001	0,013	0,000	0,004	0,147	0,624	0,116	0,342
NNG 2019	0,085	0,431	0,023	0,203	0,512	0,172	0,750	0,149	0,095	0,512	0,088	0,223	0,822	0,103		0,216	0,092	0,421	0,069	0,312	0,866	0,286	0,861	0,524
NNM 2019	0,003	0,043	0,000	0,012	0,562	0,896	0,359	0,837	0,004	0,059	0,003	0,014	0,312	0,756	0,216		0,003	0,041	0,002	0,020	0,286	0,866	0,252	0,549
KKG 2020	0,970	0,369	0,562	0,680	0,019	0,002	0,045	0,002	0,985	0,303	0,985	0,640	0,056	0,001	0,092	0,003		0,379	0,896	0,429	0,064	0,006	0,048	0,020
KKM 2020	0,359	0,985	0,144	0,640	0,144	0,030	0,261	0,025	0,389	0,881	0,369	0,680	0,303	0,013	0,421	0,041	0,379		0,312	0,881	0,330	0,061	0,300	0,149
KNG 2020	0,925	0,303	0,653	0,587	0,013	0,001	0,033	0,001	0,881	0,246	0,911	0,549	0,041	0,000	0,069	0,002	0,896	0,312		0,352	0,047	0,004	0,034	0,014
KNM 2020	0,406	0,865	0,158	0,726	0,087	0,013	0,177	0,011	0,441	0,756	0,417	0,772	0,211	0,004	0,312	0,020	0,429	0,881	0,352		0,234	0,031	0,200	0,091
NKG 2020	0,059	0,339	0,015	0,149	0,626	0,231	0,881	0,203	0,066	0,410	0,061	0,166	0,955	0,147	0,866	0,286	0,064	0,330	0,047	0,234		0,369	0,996	0,640
NKM 2020	0,005	0,064	0,001	0,019	0,680	0,764	0,454	0,708	0,006	0,085	0,006	0,022	0,399	0,624	0,286	0,866	0,006	0,061	0,004	0,031	0,369		0,334	0,667

	KKG 2018	KKM 2018	KNG 2018	KNM 2018	NKG 2018	NKM 2018	NNG 2018	NNM 2018	KKG 2019	KKM 2019	KNG 2019	KNM 2019	NKG 2019	NKM 2019	NNG 2019	NNM 2019	KKG 2020	KKM 2020	KNG 2020	KNM 2020	NKG 2020	NKM 2020	NNG 2020	NNM 2020
NNG 2020	0,044	0,310	0,009	0,124	0,599	0,198	0,869	0,172	0,050	0,381	0,046	0,140	0,948	0,116	0,861	0,252	0,048	0,300	0,034	0,200	0,996	0,334		0,613
NNM 2020	0,018	0,155	0,004	0,056	0,985	0,465	0,750	0,421	0,021	0,196	0,019	0,064	0,680	0,342	0,524	0,549	0,020	0,149	0,014	0,091	0,640	0,667	0,613	

M3 táblázat: a Dunn-féle post hoc tesztek (fészektípusok hatékonysága, évek szerinti összevetés) eredményei Fonyód vizsgálati helyszínen

	KKG 2018	KKM 2018	KNG 2018	KNM 2018	NKG 2018	NKM 2018	NNG 2018	NNM 2018	KKG 2019	KKM 2019	KNG 2019	KNM 2019	NKG 2019	NKM 2019	NNG 2019	NNM 2019	KKG 2020	KKM 2020	KNG 2020	KNM 2020	NKG 2020	NKM 2020	NNG 2020	NNM 2020
KKG 2018		0,158	0,249	0,033	0,140	0,000	0,003	0,000	0,692	0,024	0,586	0,050	0,001	0,001	0,008	0,000	0,368	0,107	0,407	0,528	0,195	0,001	0,189	0,003
KKM 2018	0,158		0,859	0,435	0,866	0,009	0,084	0,008	0,324	0,319	0,349	0,491	0,053	0,025	0,156	0,018	0,654	0,827	0,600	0,461	0,981	0,025	0,996	0,084
KNG 2018	0,249	0,859		0,368	0,746	0,009	0,074	0,008	0,449	0,272	0,491	0,418	0,049	0,023	0,135	0,017	0,801	0,704	0,746	0,601	0,885	0,023	0,871	0,074
KNM 2018	0,033	0,435	0,368		0,580	0,058	0,314	0,059	0,087	0,784	0,086	0,973	0,248	0,127	0,485	0,101	0,242	0,574	0,212	0,145	0,456	0,127	0,467	0,314
NKG 2018	0,140	0,866	0,746	0,580		0,022	0,145	0,021	0,280	0,439	0,301	0,627	0,105	0,052	0,242	0,040	0,564	0,973	0,517	0,397	0,857	0,052	0,871	0,145
NKM 2018	0,000	0,009	0,009	0,058	0,022		0,407	0,885	0,001	0,130	0,000	0,072	0,410	0,732	0,264	0,815	0,004	0,016	0,003	0,002	0,014	0,732	0,014	0,407
NNG 2018	0,003	0,084	0,074	0,314	0,145	0,407		0,458	0,011	0,494	0,009	0,331	0,950	0,627	0,773	0,552	0,042	0,127	0,035	0,021	0,101	0,627	0,105	1,000
NNM 2018	0,000	0,008	0,008	0,059	0,021	0,885	0,458		0,001	0,141	0,000	0,075	0,463	0,825	0,294	0,916	0,004	0,014	0,003	0,001	0,013	0,825	0,013	0,458
KKG 2019	0,692	0,324	0,449	0,087	0,280	0,001	0,011	0,001		0,064	0,904	0,117	0,005	0,002	0,024	0,002	0,614	0,234	0,666	0,815	0,368	0,002	0,358	0,011
KKM 2019	0,024	0,319	0,272	0,784	0,439	0,130	0,494	0,141	0,064		0,062	0,773	0,427	0,242	0,692	0,201	0,177	0,427	0,155	0,105	0,340	0,242	0,349	0,494
KNG 2019	0,586	0,349	0,491	0,086	0,301	0,000	0,009	0,000	0,904	0,062		0,120	0,004	0,002	0,022	0,001	0,675	0,248	0,733	0,897	0,399	0,002	0,389	0,009
KNM 2019	0,050	0,491	0,418	0,973	0,627	0,072	0,331	0,075	0,117	0,773	0,120		0,270	0,145	0,494	0,117	0,288	0,627	0,256	0,183	0,505	0,145	0,517	0,331
NKG 2019	0,001	0,053	0,049	0,248	0,105	0,410	0,950	0,463	0,005	0,427	0,004	0,270		0,647	0,711	0,567	0,025	0,086	0,021	0,011	0,069	0,647	0,073	0,950
NKM 2019	0,001	0,025	0,023	0,127	0,052	0,732	0,627	0,825	0,002	0,242	0,002	0,145	0,647		0,439	0,914	0,012	0,041	0,009	0,005	0,034	1,000	0,035	0,627
NNG 2019	0,008	0,156	0,135	0,485	0,242	0,264	0,773	0,294	0,024	0,692	0,022	0,494	0,711	0,439		0,377	0,081	0,223	0,069	0,044	0,177	0,439	0,183	0,773
NNM 2019	0,000	0,018	0,017	0,101	0,040	0,815	0,552	0,916	0,002	0,201	0,001	0,117	0,567	0,914	0,377		0,009	0,031	0,007	0,004	0,025	0,914	0,027	0,552
KKG 2020	0,368	0,654	0,801	0,242	0,564	0,004	0,042	0,004	0,614	0,177	0,675	0,288	0,025	0,012	0,081	0,009		0,516	0,943	0,787	0,692	0,012	0,679	0,042
KKM 2020	0,107	0,827	0,704	0,574	0,973	0,016	0,127	0,014	0,234	0,427	0,248	0,627	0,086	0,041	0,223	0,031	0,516		0,467	0,348	0,821	0,041	0,836	0,127
KNG 2020	0,407	0,600	0,746	0,212	0,517	0,003	0,035	0,003	0,666	0,155	0,733	0,256	0,021	0,009	0,069	0,007	0,943	0,467		0,843	0,640	0,009	0,627	0,035
KNM 2020	0,528	0,461	0,601	0,145	0,397	0,002	0,021	0,001	0,815	0,105	0,897	0,183	0,011	0,005	0,044	0,004	0,787	0,348	0,843		0,505	0,005	0,494	0,021
NKG 2020	0,195	0,981	0,885	0,456	0,857	0,014	0,101	0,013	0,368	0,340	0,399	0,505	0,069	0,034	0,177	0,025	0,692	0,821	0,640	0,505		0,034	0,986	0,101
NKM 2020	0,001	0,025	0,023	0,127	0,052	0,732	0,627	0,825	0,002	0,242	0,002	0,145	0,647	1,000	0,439	0,914	0,012	0,041	0,009	0,005	0,034		0,035	0,627

	KKG 2018	KKM 2018	KNG 2018	KNM 2018	NKG 2018	NKM 2018	NNG 2018	NNM 2018	KKG 2019	KKM 2019	KNG 2019	KNM 2019	NKG 2019	NKM 2019	NNG 2019	NNM 2019	KKG 2020	KKM 2020	KNG 2020	KNM 2020	NKG 2020	NKM 2020	NNG 2020	NNM 2020
NNG 2020	0,189	0,996	0,871	0,467	0,871	0,014	0,105	0,013	0,358	0,349	0,389	0,517	0,073	0,035	0,183	0,027	0,679	0,836	0,627	0,494	0,986	0,035		0,105
NNM 2020	0,003	0,084	0,074	0,314	0,145	0,407	1,000	0,458	0,011	0,494	0,009	0,331	0,950	0,627	0,773	0,552	0,042	0,127	0,035	0,021	0,101	0,627	0,105	

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Kiemelt köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Ferincz Árpádnak, aki tanszékvezetői és egyéb elfoglaltságai mellett is nagy türelemmel segítette a munkámat. Hálásan köszönöm Prof. Dr. Urbányi Bélának és Szári Zsoltnak, hogy lehetővé tették a munkavégzést a MATE AKI-ban és a Balatonon.

Köszönet illeti a MATE AKI Természetesvízi Halökológiai Tanszék kollektíváját: Staszny Ádámot, Lente Verát, Weiperth Andrást és Hegedűs Annát akik a vizsgálatok kivitelezésében illetve az értékelésben is segítségemre voltak.

A vizsgálatok fizikai kivitelezésében segítségemre voltak a BHGNP Zrt. munkatársai, név szerint: Nagy Gábor, Fodor Ferenc, Havranek Mihály, Németh Ferenc, Gutmajer Gergely, Krisztin Dezső, Fléger János, Joó József, Molnár Imre.

A vizsgálatok kivitelezését a „GINOP 2.3.2 – 15 – 2016 – 00004: A balatoni halállomány fenntartható, horgászati célú hasznosításának megalapozása” című projekt és az Innovációs és Technológiai Minisztérium támogatta a Tématerületi Kiválósági Program 2020, Nemzeti Kihívások Alprogram „Antropogén eredetű mikroszennyezők körforgása az ökológiai hálózatban: a környezeti folyamatok feltárása és modellezése a Balaton vízgyűjtőjén” (TKP2020-NKA-16) keretében.

Végül szeretném megköszönni a támogatást és a türelmet a feleségemnek és a többi családtagomnak, barátaimnak.