



1949

**ELTÉRŐ ÖSSZETÉTELŰ HORGÁSZATI
ETETŐANYAGOK VÍZI TÁPANYAGFORGALOMRA ÉS
HALAK SZERVEZETÉRE GYAKOROLT HATÁSAINAK
VIZSGÁLATA**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Fazekas Dorottya Lilla

Témavezetők:

Dr. Antal László
egyetemi docens

Dr. Mozsár Attila
tudományos főmunkatárs

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Műszaki Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2025

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen,

*Fazekas Dorottya Lilla
a jelölt aláírása*

*Tanúsítom, hogy **Fazekas Dorottya Lilla** doktorjelölt **2019-2024** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Hidrobiológia doktori** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.*

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen,

*Dr. Antal László
a témavezető aláírása*

*Tanúsítom, hogy **Fazekas Dorottya Lilla** doktorjelölt **2019-2024** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Hidrobiológia doktori** programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult.*

Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen,

*Dr. Mozsár Attila
a témavezető aláírása*

**ELTÉRŐ ÖSSZETÉTELŰ HORGÁSZATI ETETŐANYAGOK
VÍZI TÁPANYAGFORGALOMRA ÉS HALAK SZERVEZETÉRE
GYAKOROLT HATÁSAINAK VIZSGÁLATA**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Fazekas Dorottya Lilla**, okleveles hidrobiológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Környezettudományi/Hidrobiológia programja) keretében

Témavezetők: **Dr. Antal László**, egyetemi docens
Dr. Mozsár Attila, tudományos főmunkatárs

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2025.

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és célkitűzések	1
1.1. Bevezetés	1
1.2. Célkitűzések.....	6
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1. A horgászat jelentősége.....	7
2.2. A horgászat, illetve horgászati célú halgazdálkodás hatásai a halállományra	7
2.2.1. Halállomány csökkenés.....	7
2.2.2. Járvékos halelhullás	8
2.2.3. Halak betelepítése	10
2.3. A horgászattal összefüggő élőhelyzavarások és szennyezések.....	11
2.4. Horgászat során használt etetőanyagok.....	12
2.4.1. Etetőanyagok összetétele.....	13
2.5. Etetőanyagok okozta tápanyagterhelés	14
2.6. Az etetőanyaghasználat bentoszra és planktonra gyakorolt hatása	16
2.7. Halakra gyakorolt hatások - Az etetőanyagok, mint haltáplálék...	17
2.7.1. Fehérje-, aminosavtartalom és különböző fehérjeforrások	17
2.7.2. Lipidek és szénhidrátok a takarmányban	21
2.7.3. A nem megfelelő takarmányösszetétel élettani hatásai.....	23
3. Anyag és módszer	28
3.1. Az etetőanyagok vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása	28
3.1.1. A kísérletben használt etetőanyagok	28
3.1.2. Laboratóriumi kísérletek – az etetőanyagokból történő tápanyagoldódás	29
3.1.2.1. Statisztikai elemzés	30
3.1.3. Kültéri tartálykísérletek – etetőanyagokból történő tápanyag-felszabadulás halak jelenlétében és hiányában.....	30
3.1.3.1. Statisztikai elemzés	33
3.2. Az etetőanyagok halakra gyakorolt hatása	34
4. Eredmények	42
4.1. Az etetőanyagok a víz tápanyagforgalomra gyakorolt hatása	42

4.1.1. Az etetőanyagok tápanyagtartalma	42
4.1.2. Etetőanyagokból történő tápanyagoldódás - Laboratóriumi kísérletek	42
4.1.3. Etetőanyagokból történő tápanyag-felszabadulás halak jelenlétében és hiányában – Kültéri tartálykísérletek.....	47
4.2. <i>Az etetőanyagok halak szervezetére gyakorolt hatása</i>	53
4.2.1. Az etetőanyagok összetétele.....	53
4.2.2. Növekedési, kondíció és szomatikus mutatók.....	55
4.2.3. Immunválaszok a májban.....	57
4.2.4. Máj szövetten	59
5. Értékelés.....	61
5.1. <i>Az etetőanyagok a vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása</i>	61
5.1.1. El nem fogyasztott etetőanyag – oldódás	61
5.1.2. A halak által elfogyasztott etetőanyagok	63
5.2. <i>Az etetőanyag halak szervezetére gyakorolt hatása</i>	65
5.2.1. Az etetőanyagok halak növekedésére gyakorolt hatása	66
5.2.2. Az etetőanyagok hatása a máj egészségére	68
5.3. <i>Az eredmények gyakorlati vonatkozásai</i>	69
6. Összefoglalás.....	75
6.1. <i>Az etetőanyagok vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása</i>	75
6.2. <i>Az etetőanyag halak szervezetére gyakorolt hatása</i>	77
7. Új tudományos eredmények összefoglalása	79
8. Summary	80
8.1. <i>Effects of groundbaits on water</i>	80
8.2. <i>Effects of groundbaits on fish physiology</i>	81
9. Summary of new scientific findings.....	83
10. Köszönetnyilvánítás	84
11. Irodalomjegyzék	85
12. Tudományos tevékenység jegyzéke	106

1. Bevezetés és célkitűzések

1.1. Bevezetés

Az édesvizek az egyik legveszélyeztetettebb ökoszisztémák. Rendkívül sérülékenyek az emberi tevékenységekkel, és a környezeti változásokkal szemben. Több, mint tízezer halfaj él édesvizekben (Lundberg *et al.* 2000); ami globálisan a halak sokféleségének mintegy 40%-a. Azonban a felszíni édesvizek a világ vízkészletének csupán 0,01%-át teszik ki, és a Föld felszínének mindössze 0,8%-át borítják (Gleick 1996). 2003 decemberében az ENSZ Közgyűlése elfogadta az 58/217. számú határozatot, amely a 2005-2015 közötti időszakot a „Víz az életért” nemzetközi cselekvési évtizednek nyilvánította. A határozat felszólított arra, hogy a vízzel kapcsolatos problémákra és a fejlesztési erőfeszítésekre nagyobb hangsúlyt kell fektetni. A „Víz az életért” állásfoglalás rávilágít, hogy a vizek biológiai sokféleségét és biológiai erőforrásait az emberi tevékenységek soha nem látott mértékű és növekvő veszélye fenyegeti. Nagy szükség van rá, hogy megóvjuk ezeket a rendszereket a fenntartható jövő érdekében (Dudgeon *et al.* 2006).

Az édesvízi ökoszisztémák számos ökoszisztéma-szolgáltatást – kulturális, társadalmi és gazdasági – nyújtanak (Bhat *et al.* 2013, Dippong *et al.* 2019, Rosca *et al.* 2020, Zhou *et al.* 2022). Ilyen ökoszisztéma-szolgáltatások a vízellátás (ivóvíz, öntözés, ipar, stb.), árvízvédelem, halászat, vízenergia, közlekedés és rekreáció (Ho & Goethals 2019). Azonban az éghajlati változások és az emberi tevékenységek – az urbanizáció, az ipar, a mezőgazdaság (akvakultúra), a szabadidős tevékenységek és a turizmus – komoly veszélyt jelenthetnek a tavak, folyók és a part menti területek ökoszisztémáira (Sarà 2007, Serrano *et al.* 2017, Rosca *et al.* 2020, Zhou *et al.* 2020, Zhou *et al.* 2022).

Negatív hatások kapcsolódhatnak az általános infrastruktúrához, például az utakhoz, városi és turisztikai létesítményekhez, beleértve a természetes élőhelyek elvesztését, a talajeróziót, és szennyezéseket (Dokulil 2014, Zhou *et al.* 2020, Schripke *et al.* 2021). Az urbanizáció a kommunális szennyvizek és a szennyezett csapadékvizek révén hatással van a befogadó vizek élővilágára (Astaraié-Imani *et al.* 2012). Ugyanis a befolyó vízből származik a kontinentális vizeket érő szennyezések nagy része, melyek közül a nitrogén és a foszfor különösen nagy szerepet játszik (Anderson *et al.* 2002, Sará 2007, Chuai *et al.* 2012, Alimov & Golubkov 2014, Serrano *et al.* 2017, Zhou *et al.* 2020). A 20. században az urbanizáció és a népességnövekedés példátlan felgyorsulása megnövelte a tápanyag-beáramlást, ami rontotta a vízminőséget és csökkentette a biodiverzitást a világ állóvizeinek körülbelül 40%-ában (Ho *et al.* 2019).

Az akvakultúra a vízi szervezetek, például puhatestűek, vízi növények, halak és rákfélék tenyésztését és hasznosítását jelenti (Mavraganis *et al.* 2020). Az akvakultúra-tevékenységek hatással lehetnek mind a vízoszlopra (Modica *et al.* 2006), mind pedig az üledékre (Kalantzi & Karakassis 2006). Ennek fő oka lehet például az elfolyó vizekben jelen levő magas szervesanyag-tartalom (Dempster *et al.* 2002, Sarà *et al.* 2004, Modica *et al.* 2006). A szerves- és szervetlen anyagok mellett szintén bekerülhetnek a vízi rendszerekbe a gazdaságokban, a halak egészségének megőrzése és a termelés növelése érdekében használt bioaktív vegyületek, fertőtlenítőszeresek, antibiotikumok és peszticidek. Ezek a vegyszerek mérgezőek lehetnek a vízi élővilág számára. Ugyanakkor az akvakultúra ágazatnak is érdeke a megfelelő vízminőségi

feltételek biztosítása, és a vízi ökoszisztémák megőrzése (Mavraganis *et al.* 2020).

A vízhez kötődő szabadidős tevékenységek (pl. strandolás, horgászat) szennyezéshez, tápanyagterheléshez, eutrofizációhoz vezethetnek (Dokulil 2014, Zhou *et al.* 2020, Schripke *et al.* 2021). A strandolással kapcsolatos ökológiai problémát főként a bőrről lemosott vagy a vizelettel bejutó kémiai vegyületek, tápanyagok, valamint a strandok kialakításával járó élőhelyátalakítások jelentik (Dokulil 2014).

A hajózási tevékenység közvetlen és közvetett hatással is rendelkezik. A hajók propellerei által keltett hullámok növelhetik a zavarosságot az üledék felkavarásával, ami az üledékben tárolt tápanyagok és egyéb vegyületek (pl. nehézfémek) vízoszlopba áramlását segítik (Yousef *et al.* 1980). Ennek a jelentősége nagyobb a sekély állóvizekben, mint a mély tavakban (Asplund 1996). Továbbá az üzemanyag-szivárgás és egyéb szennyezések hatással vannak a vízminőségre, mivel fémeket, szénhidrogéneket és más szennyező anyagokat juttatnak a vízbe. Ezek mennyisége legtöbbször nem számottevő, és minimális a hatásuk a vízi szervezetekre. A poliaromás szénhidrogének és az üzemanyag-adalékanyagok azonban hatással lehetnek az ivóvízellátásra, illetve a forgalmas helyeken (kikötők) az üledékben való felhalmozódás problémát jelenthet a vízi élőlények számára (Wagner 1991). A hajók által keltett hullámok fokozhatják a partvonal erózióját (Johnson 1994), illetve kárt tehetnek a vízi élőlényközösségekben (Asplund & Cook 1997). A hajóforgalom közvetlen hatása a vadon élő állatokra a hajócsavarok okozta zaj vagy az azokkal történő közvetlen érintkezés (Asplund 2000).

Napjainkban, a legtöbb édesvízi élőhelyen a halállományok sokszor egyetlen és legjelentősebb hasznosítási formája a horgászat (Coleman *et al.* 2004, Cooke & Cowx 2004, 2006). Globálisan emberek millióit érinti, jelentős gazdasági és társadalmi értéket képvisel (Arlinghaus & Cooke 2005). Bár a horgászat irányítása regionális szinten jelentős figyelmet kap, a halállományokra és vízi ökoszisztémákra gyakorolt lehetséges hatásait behatóan nem vizsgálták (Cooke & Cowx 2004, 2006), ugyanakkor sokszor alábecsülik azokat (Arlinghaus *et al.* 2002). Egyetlen horgász sokkal kisebb hatást gyakorol a halállományokra, mint egy kereskedelmi halász – ez a szemlélet viszont figyelmen kívül hagyja a horgászok milliói által kiváltott kumulatív hatást (Arlinghaus *et al.* 2002). Többek között a hosszú távú megfigyelési programok hiánya, a halállományok térbeli és időbeli változékonysága, valamint a halállományok csökkenését elfedő gazdálkodási intézkedések (pl. a telepítések) miatt nehéz pontos képet kapni a horgászat hatásairól (Cooke & Cowx 2004, Arlinghaus & Cooke 2005).

Évtizedek óta foglalkoznak a horgászat közvetlen (pl. halpopulációk kor- és méretszerkezetének átalakítása) és közvetett (pl. trofikus kaszkádokban bekövetkező változások) hatásaival. A horgászok által nagy mennyiségben vízbejuttatott etetőanyagok tápanyagterhelést jelenthetnek az érintett víztereknek (Wolos *et al.* 1992, Imbert *et al.* 2022), ami a vízoszlop és az üledék tápanyagtartalmára egyaránt hatással lehet (Vanni *et al.* 2013, Shaughnessy *et al.* 2019). A hatás mértéke függ az etetőanyagok mennyiségétől és típusától (Boros *et al.* 2022), valamint a víztestek trofikus állapotától és mélységétől. Ily módon egy sekély oligotróf víztest sokkal érzékenyebben reagál a tápanyagterhelésre (Dokulil *et al.* 2014). Az etetőanyagok sokszor magas nitrogén- és

foszfortartalommal rendelkezhetnek, melyek egy része a vízbe kerülhet a csalik elfogyasztásának, illetve emészthetőségének függvényében (Niesar *et al.* 2004). A számos biogén elem közül, amelyek tápanyagként szolgálhatnak, a nitrogén és a foszfor különösen fontos; mennyiségük szoros összefüggést mutat az ökoszisztéma termelékenységével, az algák biomasszájával (Vollenweider & Kerekes 1982, Schindler 2012). Az etetőanyagok negatív hatással lehetnek a vízi gerinctelen faunára is (Cryer & Edwards 1987), de a halakra gyakorolt hatásuk kevésbé kutatott.

1.2. Célkitűzések

Munkám során az etetőanyag-használat ökológiai kockázatait igyekeztem körüljárni. A célkitűzések megfogalmazásakor figyelembe vettük, hogy melyek a legnyilvánvalóbb hatások, illetve mely aspektusokkal kapcsolatban nem rendelkezünk kellő információval a különböző, újabb etetőanyag-összetevők függvényében. Konkrét célkitűzésem a következők voltak:

- (i) *Az etetőanyag-használat rövidtávon mekkora tápanyagterhelést jelent a vízoszlopra?*
 - (a) mekkora mértékű a nitrogén és a foszfor felszabadulása az elfogyasztott és az el nem fogyasztott állati- és növényi alapú etetőanyagokból?
 - (b) a hőmérséklet változása milyen hatást gyakorol a tápanyag felszabadulásának dinamikájára?
- (ii) *Az etetőanyag fogyasztás milyen hatással van a halak növekedésére és egészségére?*
 - (a) az állati- és növényi alapú etetőanyagok eltérő hatással vannak-e a halak növekedésére?
 - (b) tapasztalható-e zsírfelhalmozódás és gyulladás a halak szervezetében az etetőanyagok fogyasztásával összefüggésben?

2. Irodalmi áttekintés

2.1. A horgászat jelentősége

A horgászat a turizmus és a szabadidős tevékenységek egyik legfontosabb és folyamatosan fejlődő ága, különösen a fejlett országokban (Hjalager 2010, Dokulil 2014, Imbert *et al.* 2022). Az iparosodott országok lakosságának mintegy 10%-a érdeklődik a horgászat iránt; számuk világviszonylatban több száz millió és 1 milliárd között lehet (Arlinghaus *et al.* 2015, Elmer *et al.* 2017, Embke *et al.* 2019), ami jelentős nyomást jelenthet a vízi ökoszisztémák számára. A horgászat népszerűségének növekedése töretlen, emiatt egyre sürgetőbb feladat ezen szabadidős tevékenység ökológiai következményeinek részletes feltárása és fenntarthatóságának hosszútávú megalapozása.

2.2. A horgászat, illetve horgászati célú halgazdálkodás hatásai a halállományra

2.2.1. Halállomány csökkenés

A horgászat legkézenfekvőbb hatása a haleltávolítás. Gyakran feltételezik, hogy a horgászat – szabadidős tevékenység lévén –, a kereskedelmi halászathoz képest elhanyagolható hatással van a halállományokra. A sűrűn lakott területek közelében elhelyezkedő vízterek esetében ez azonban nem feltétlen igaz (Dainys *et al.* 2022, Zeller *et al.* 2008, Marshall & Moore 2000, McPhee *et al.* 2002). A horgászattal kapcsolatos haleltávolítás méret- és fajszelektív, csökkentheti a halállományok abundanciáját tengeri és édesvízi rendszerekben egyaránt (Post *et al.* 2002, Cooke & Cowx 2004, Coleman *et al.* 2004, Dokulil 2014, Embke *et al.* 2019). Mivel a kereskedelmi halászatnál nagyobb faj és méretszelektivitást mutat – csali- és a horogméret

megválasztása révén – a horgászat nagyobb hatással lehet a halállományok populációszerkezetére (Beard & Kampa 1999). Túlhalászottnak tekinthető egy faj, ha ivarérett állományának 35%-át eltávolították (Embke *et al.* 2019). Az alacsony termékenységgel, késői ivaréréssel, valamint lassú növekedéssel jellemezhető fajok azonban érzékenyebben reagálnak az állománycsökkenésre (Steffe *et al.* 1996). Hasonlóképp növeli az érzékenységet a kis populációméret és a szűk elterjedési terület (McPhee *et al.* 2002). Ez a horgászati tevékenység esetében nagyobb figyelmet érdemel, hiszen a halfajok nagyméretű egyedei gyakran értékes „trófeáknak” számítanak a horgászok körében, melyek szelektív eltávolítása gyakori jelenség. Azonban a csúcsragadozók abundanciájának megváltozása a teljes ökoszisztéma szerkezetére és működésére hatással lehet (McPhee *et al.* 2002, Coleman *et al.* 2004, Dainys *et al.* 2022). A táplálékhálózat felső szintjén bekövetkező változások felülről lefelé irányuló (top-down) kaszkád hatásokon keresztül az alacsonyabb trofikus szintjeken is változásokat indukálnak (Carpenter *et al.* 1985, Duffy 2002). Ez hatással lehet a fito- és zooplankton biomasszájára, közösségszerkezetére (Findlay *et al.* 2005), a makrovegetáció mennyiségi viszonyára (Carpenter *et al.* 1985), valamint a rendszer tápanyagforgalmára.

2.2.2. Járulékos halelhullás

A közvetlen haleltávolítás mellett állománycsökkenést okozhat a horgászati tevékenység során bekövetkező járulékos halelhullás. Mint ahogy a kereskedelmi halászat esetében is előfordul járulékos fogás, úgy a horgászatnál is megfigyelhető. Ezek elsősorban nem kívánt fajok és a méreten aluli példányok. Emellett az utóbbi évtizedekben egyre inkább terjed a „fogd meg és engedd vissza” (catch-and-release) horgászat, mely

során a horgász – saját elhatározásából – csak a fogás élményéért űzi ezt a tevékenységet, a fogott halakat minden esetben visszaengedi. Azon felül, gyakran méretbeli és darabszámbeli szabályozásoknak köszönhetően visszaengedésre kerülnek a horgászok által kifogott halak nagy része (Dérer 2023, Hühn & Arlinghaus 2011); egyes fajok esetében ez megközelítheti, vagy el is éri a 100%-ot (Cooke & Cowx 2004).

A visszadobás utáni mortalitási arány igen tág határok között (0 és 95%) változhat (Mouneke & Chlidress 1994). A mortalitás mértéke több tényezőtől függ: vízmélységtől, hőmérséklettől, a csali és a használt felszerelés típusától, méretétől, valamint halfajonként is változik (Mouneke & Chlidress 1994, Hühn & Arlinghaus 2011). Ha a vízhőmérséklet nem kritikusan magas, a sérülés kicsi, minimalizálva van a levegőn töltött idő és a horog gyorsan eltávolításra kerül, akkor egy kisebb méretű példány is hasonló eséllyel éli túl a fogást és visszaengedést, mint egy kifejlett egyed (Hühn & Arlinghaus 2011). Többen leírták, hogy a csali típusa is meghatározó jelentőségű lehet. A természetes csalik (pl. férgek, lárvák) sokkal nagyobb mortalitást eredményezhetnek a visszaengedés után, mint a mesterséges csalik (Warner & Johnson, 1978, Payer *et al.* 1989, Hühn & Arlinghaus 2011). Ennek az lehet a magyarázata, hogy a hal mélyebbre hajlamos nyelni a természetes vagy épp élő csalit, ami így elérhet fontos szervekhez (pl. kopolytú), azokban jelentős sérülést, vérzést okozva. Ilyen esetben a horog kiszedése több időt igényel, ami magával vonja a hal hosszabb idejű levegőn való kitettséget, továbbá nőhet a vérzés és fertőzésnek kitettség lehetősége, így a túlélési esély csökken (Hühn & Arlinghaus 2011). Továbbá érdemes lehet figyelembe venni, hogy milyen hatással lehet a halak fiziológiájára, viselkedésére, szaporodására a kifogás utáni

hálóban tartás, ami szintén stresszfaktor lehet (Cooke & Cowx 2004, Arlinghaus *et al.* 2007). Egyes halfajok, mint például a ponty (*Cyprinus carpio*), jól tűri a kifogással járó stresszhatásokat (Rapp *et al.* 2012, 2014), ellenben a süllővel (*Sander lucioperca*). A süllők esetében számos tanulmány bizonyította, hogy a hasonló stresszorok (hálózás, befogás, szállítás, zsúfoltság, kézbevitel) káros hatással vannak a szaporodási képességre, valamint az ivarsejtek és lárvák minőségére és mennyiségére (Pankhurst & Van Der Kraak 1997, Schreck *et al.* 2001, Milla *et al.* 2009, Pourhosein Saramah *et al.* 2012).

2.2.3. Halak betelepítése

A vízi ökoszisztémákra jelentős hatást gyakorolhatnak a szándékos vagy véletlenszerű haltelepítések (Krueger & May 1991, Grimes 1998). A horgászati szempontból kiemelt jelentőségű (kedvelt) halfajok állományát gyakran telepítések segítségével támogatják, melyek nyomán az adott faj biomasszája a rendszer eltartó képességéhez képest túlzottan megemelkedhet. Ebben az esetben akár egy őshonos faj is okozhat problémát. Példaként említhetjük a pontyot, ami hazánkban és Közép-Európában az egyik legkedveltebb halfaj a horgászok körében (Arlinghaus & Mehner 2003, Cucherousset *et al.* 2021). Ökoszisztéma mérnök faj lévén, biomasszájának túlzott növekedésével a teljes ökoszisztéma átalakulhat (Weber & Brown 2009). Nagy tömegben jelentős táplálék- és élőhelykonkurensévé válik egyéb őshonos halfajainknak. Továbbá, táplálkozása során túrja az aljzatot, növelve ezzel a rendszer belső tápanyagterhelését, megakadályozza a makrovegetáció gyökerezését (Bajer & Sorensen 2015), mindezzel a planktonikus eutrofizáció kialakulásának és a biodiverzitás csökkenésének kedvez (Bajer *et al.* 2009, Vilizzi *et al.* 2015).

Habár számos országban a jogszabályok korlátozzák vagy tiltják az idegenhonos fajok betelepítését, véletlenszerű betelepítések révén a horgászati tevékenység hozzájárulhat idegenhonos fajok megtelepedéséhez. Ilyen vektor lehet a horgászok által preferált élő csalihalak használata (Ludwig & Leitch 1996, Holthe *et al.* 2005). A horgászok nagy száma, mobilitásuk és az élőhal-szállítási technológia rohamos fejlődése növeli a valószínűségét egy-egy újabb faj megtelepedésének (Ludwig & Leitch 1996). A csalihalak továbbá hordozhatnak vírusokat, parazitákat, amelyek veszélyeztethetik a vadon élő halpopulációk egészségét (Goodwin *et al.* 2004). Mindezek miatt számos regionális szabályozás tiltja az élő csalihalak szállítását, elengedését, sőt esetenként eleve a csalihalak (akár élettelen vagy szelet formában is) használatát (Lewin *et al.* 2006).

2.3. A horgászattal összefüggő élőhelyzavarások és szennyezések

A horgászattal összefüggő zavarás a parti, illetve a part menti területeket érinti leginkább, ami számos halfaj, madár és hüllő számára szaporodási, táplálkozási vagy vándorlási területet jelent (Jackson *et al.* 2001, Lewin *et al.* 2006). A vízhez való hozzáférés érdekében a horgászok letaposhatják vagy eltávolíthatják a partmenti növényzetet (Lewin *et al.* 2006, Rees & Tivy 1978). A partmenti növényzet eltűnésével halivadékok és makrogerinctelen fajok veszítik el élettereiket (Lewin *et al.* 2006), valamint fitofil halfajok ívási szubsztrátjaikat (Aarts & Nienhuis 2003). Az emberi zavarás közvetlenül is hatással lehet a halállományra: egy, a lazacok ívóhelyein a kikelés előtti időszakban végzett gázolás az ikrák és ivadékok majdnem felét, míg a napi kétszeri gázolás több mint 90%-át pusztította el (Roberts & White 1992).

Az emberi zavarás következtében, egy-egy élőhelyen a vízimadarak fajgazdagsága, abundancia viszonyai is erőteljesen megváltozhatnak (Quan *et al.* 2002, Robinson & Cranswick 2003). A fokozott emberi jelenlét zavarhatja a telelést (Bell & Austin 1985), táplálkozást (Madsen 1985, Mori *et al.* 2001), és szaporodást (Gillett *et al.* 1975, Parsons & Burger 1982).

A horgászati tevékenységgel összefüggésben a legnyilvánvalóbb szennyezések a partközeli vízben hagyott vagy elveszített szerelékek, horgászsinórok, ólmok és horgok okozzák (hazai példa: Neményi *et al.* 2024), amibe hüllők, madarak könnyen beleakadhatnak, illetve lenyelhetik azokat, ezzel az állatoknak súlyos sérülést vagy halált okozva (Laist 1987, 1997, McPhee *et al.* 2002, Cowx 2002, Cooke & Cowx 2004). Az utóbbi években egyre nagyobb figyelem irányul a horgászat során használt csalogató- és etetőanyagokra, melyekre szerves- illetve – magas nitrogén és foszfortartalmuk miatt – tápanyagterhelésként is gondolhatunk.

2.4. Horgászat során használt etetőanyagok

A horgászok gyakorta használnak csalogató- és etetőanyagokat, hogy a kijelölt horgászterületre vonzzák, és tartósan közelben tartsák a halakat, így maximalizálva a fogás esélyét (Cryer & Edwards 1987, Wolos *et al.* 1992, Niesar *et al.* 2004). Az európai édesvizekben a horgászok átlagosan 1 - 2 kg, míg a pontyra specializálódott horgászok 3 kg (Wolos *et al.* 1992, Arlinghaus & Mehner 2003, Boros *et al.* 2022) etetőanyagot juttatnak a vízbe horgásznaponként. A magas és egyre növekvő számú horgásznak köszönhetően az édesvizekbe juttatott etetőanyag mennyisége országonként elérheti a több ezer tonnát is évente (Mehner *et al.* 2018). Németországban 2002-ben 3,3 millió aktív horgászt

regisztráltak, és az általuk felhasznált etetőanyag mennyiségét 24000 tonnára becsülték (Arlinghaus & Niesar 2005). Egy közelmúltban végzett felmérés szerint a Balatonba évente több mint 2000 tonna etetőanyag kerül (Boros *et al.* 2022). Látható tehát, hogy ez már egy olyan mennyiség is lehet, aminek ökológiai kockázata fokozott figyelmet érdemel.

2.4.1. Etetőanyagok összetétele

Napjainkban számtalan etetőanyag-típus van forgalomban, amelyek összetevőikben és tápanyagtartalmukban jelentősen különbözhetnek egymástól (Imbert *et al.* 2022). A csalogató hatás szempontjából a magas fehérje- és aminosav-tartalom kiemelt fontosságú, mivel a halak szaglása nagyon érzékenyen reagál rájuk (Jones 1992, Hara 1994). Általánosságban elmondható, hogy lehetnek tisztán állati eredetű (pl. hal-, hús- és kagylóliszt) vagy növényi eredetű összetevőkből (pl. őrölt gabonafélék), illetve ezek keverékéből álló termékek (Wolos *et al.* 1992, Niesar *et al.* 2004, Boros *et al.* 2022). A „hagyományos” etetőanyagok gabonafélékből, lisztkekből (mogyoró-, kukorica-, búza-), kenyérmorzsából, olajokból és az aromás anyagokból álló őrlemények (Wolos *et al.* 1992, Niesar *et al.* 2004, Amaral *et al.* 2015, Imbert *et al.* 2022). Összetevőinek aránya általában a kifogni kívánt halfajtól is függ (Arlinghaus & Niesar 2005, Amaral *et al.* 2015). A „modern” pontyhorgászatban megjelentek a formázott etetőanyagok, a pelletek, és az úgynevezett „bojlik”. A bojlik általában 1-3 cm átmérőjű, golyó alakú termékek, amik elsősorban őrölt gabonaféléket, hallisztet, szójalisztet és aromákat tartalmaznak, amelyeket végül szilárd halmazállapotúra főznek vagy gőzölnek. Ennek az elkészítési technikának az a célja, hogy csak a nagyméretű pontyfélék legyenek képesek felvenni vagy elfogyasztani

(Wolos *et al.* 1992, Arlinghaus & Mehner 2003, Niesar *et al.* 2004, Boros *et al.* 2022).

2.5. Etetőanyagok okozta tápanyagterhelés

Az etetőanyagokkal vízbe került tápanyagoknak három útja lehet: 1) egy részük beépülhet a halak szervezetébe, 2) kiülepedhet az üledékben, vagy 3) feloldódhat, szuszpendálódhat a vízoszlopban (Kitchell *et al.* 1975, Vanni *et al.* 2013, Shaughnessy *et al.* 2019). A halak tápanyagvisszatartási hatékonysága függ a táplálék emészthetőségétől és a tápanyagtartalomtól. Az emészthetőség csökkenésével nő a kiürített (azaz szilárd halmazállapotban távozó anyag – fécesz) tápanyag mennyiség, a tápanyagtartalom növekedésével pedig a kiválasztott (azaz oldott állapotban távozó anyagcsere melléktermék) tápanyag mennyisége nő, mivel a halak a szükségletükön felül asszimilált tápanyagokat kiürítik (Vanni 2002). A pontyfélék a táplálékkal felvett nitrogén 20-50% és foszfor 15-56% százalékát képesek beépíteni a szervezetükbe (Hlaváč *et al.* 2014). Az oldhatatlan vagy emészthetetlen részek a mederfenékre süllyednek, és tápanyagaik időlegesen az üledékben raktározódhatnak. A halak teste és az üledék ugyan átmenetileg tápanyagraktárakat jelentenek a vízoszlop számára, de hosszabb időskálán természetesen megfigyelhető tápanyagáramlás ezek és a vízoszlop között (Vanni *et al.* 2013, Shaughnessy *et al.* 2019). Az el nem fogyasztott etetőanyagokból kioldódó nitrogén- és foszforformák, illetve a halak által kiválasztott oldott tápanyagok közvetlen hatással vannak az elsődleges termelőkre. A túlzott etetőanyaghasználat ezért jelentős tápanyagterhelést (nitrogén és foszfor) jelenthet, ami ronthatja a vízminőséget és a víztestek eutrofizációjához vezethet (Wolos *et al.* 1992, Arlinghaus & Mehner 2003, Arlinghaus & Niesar 2005, Hadwen *et al.* 2005, Rapp *et al.* 2008,

Amaral *et al.* 2013, Imbert *et al.* 2022). Azonban a horgászat hozzájárulása az antropogén eutrofizációhoz erősen függ a helyi viszonyoktól, úgy, mint a vízfelület méretétől, vízmélységtől, a tropikus állapottól, valamint a haleltávolítás mértékétől. Ilyen szempontból az oligotróf, kisebb, sekély tavak sérülékenyebbek (Arlinghaus & Mehner 2003, Søndergaard *et al.* 2008, Boros *et al.* 2022). A nyáron termikusan rétegződő, mélyebb tavak tápanyagraktárként működnek, és nem, vagy csak kis mértékben szuszpendálódnak vissza az elraktározott tápanyagok. A belső tápanyagterhelés ezért gyakran elhanyagolható. Ezzel szemben a sekély tavak esetében hőmérsékleti rétegződés nem figyelhető meg, a tápanyagok nem záródnak ki tartósan a belső körforgásból, és gyakori a visszaszuszpendálás, ami nagy belső terheléshez vezethet. A kisebb időjárási események és a napszakok változása a sekélyebb tavakban a mély tavakhoz képest jobban érvényesülnek (Dokulil *et al.* 2014).

Nagymértékben függ az etetőanyagokban jelenlevő tápanyagok mennyiségétől és formájától, hogy az adott etetőanyag mennyire járul hozzá tápanyagterhelés kiváltásához. A ma népszerű, „modern” etetőanyagok, mint a pelletek és bojlík, magasabb tápanyagtartalommal rendelkeznek, mint az egyszerű „hagyományos” kukorica vagy gabonaalapú etetőanyagok (Boros *et al.* 2022). Míg a tisztán növényi alapú csalik nitrogéntartalma nem éri el a 2%-ot, foszfortartalmuk pedig a 0,4%-ot (Wolos *et al.* 1992, Hlaváč *et al.* 2014), addig a „modern” etetőanyagok nitrogén- és foszfortartalma ennek többszöröse (a nitrogéntartalom akár háromszoros, a foszfortartalom akár ötszörös is lehet; Imbert *et al.* 2022). Ez azzal magyarázható, hogy az etetőanyaggyártás során megnövekedett a halliszt és egyéb nitrogénben és foszforban gazdag állati eredetű összetevők használata (Niesar *et al.*

2004) – mivel ezek nagyon vonzóak a halak számára. Viszont a hallisztben gazdag takarmányok magas foszfortartalmának egy része a halak számára emészthetetlen trikálcium-foszfát, ami csökkenti a halak foszforvisszatartási hatékonyságát (Sato *et al.* 1992, Niesar *et al.* 2004).

A horgászat tápanyagforgalomra gyakorolt hatását komplexen kell vizsgálni, ugyanis a haleltávolítás képes ellensúlyozni az etetőanyagok okozta tápanyagterhelést (Amaral *et al.* 2015). A környezetükhöz képest a halak teste nagy koncentrációban tartalmazza a felszíni vizeink elsődleges termelését leggyakrabban limitáló tápelemeket – nitrogént és foszfort. Egyes ökoszisztémákban (pl. a Balatonban) a vízoszlop teljes foszforkészletének fele halak testében van jelen (Boros *et al.* 2022). A haleltávolítás (horgászfogások) így ökoszisztéma szinten is meghatározó tápanyageltávolítást jelenthet. Mind az etetőanyagok, mind pedig a halak nitrogén- és foszfortartalma jelentősen eltér az egyes típusok, illetve fajok között (Niesar *et al.* 2004, Hendrixson *et al.* 2007, Boros *et al.* 2022), de a felhasznált etetőanyag tömegével megegyező halbiomassza eltávolítása már jó közelítéssel képes ellensúlyozni az etetés okozta tápanyagterhelést.

2.6. Az etetőanyaghasználat bentoszra és planktonra gyakorolt hatása

Az el nem fogyasztott etetőanyagok kiülepednek az üledék felszínére, és ott bomlásnak indulnak. Az etetőanyagok bakteriális bomlása oxigénhiányos állapotot (hipoxiát) idézhet elő az üledékben és annak felszínén, és ezáltal csökkentheti a bentikus makrogerinctelenek egyedsűrűségét (Cryer & Edwards 1987). Míg egyes taxon (pl.: Tubificidae) jól ellenáll ezen hatásnak, mások (pl.: Cladocera, Cyclopoida, Naididae) szinte teljesen eltűnnek (Cryer & Edwards 1987). Több víztéren végzett zooplanktonközösség vizsgálata (Goździejewska *et al.* 2020) során kimutatták, hogy az intenzív horgásznyomás alatt álló

vizet jellemezte a legmagasabb klorofill-a tartalom, tápanyagtartalom és zavarosság, ellenben a zooplankton-közösségek diverzitása itt volt a legalacsonyabb. Ennek az lehet a magyarázata, hogy a vizet minden évben dupla akkora nitrogén- és foszforterhelés érte, mint azt, ahol mérsékelt horgásztevékenység folyt. A „catch and release” horgásztevékenység nyomán a betelepített pontyok nem kerültek eltávolításra, ami jelentős hatást gyakorolt a zooplankton szerkezetre, bioturbáció révén a vízoszlop tápanyag-koncentrációjára, ezzel elősegítve a fitoplankton biomasszájának gyarapodást (Kloskowski 2011, Vilizzi & Tarkan 2015).

2.7. Halakra gyakorolt hatások - Az etetőanyagok, mint haltáplálék

Horgászati szempontból intenzívebben hasznosított vizekben az etetőanyagok fontos táplálékforrást jelenthetnek a halak – elsősorban, de nem kizárólag pontyfélék – számára (pl.: Specziár *et al.* 1997). Fontos, tehát feltárni az etetőanyag-fogyasztás fiziológiai következményeit, mind természetes vizeink halállományának védelme, mind pedig a mesterséges horgásztavak gazdasági fenntarthatósága érdekében. Ezekhez az akvakultúra haltakarmányozásban elért eredményei és sok évtizedes tapasztalata megfelelő alapot biztosítanak.

2.7.1. Fehérje-, aminosavtartalom és különböző fehérjeforrások

Fehérjeigény tekintetében jelentős különbségek figyelhetők meg korosztályok és fajok között (El-Sayed & Teshima 1991). Befolyásolhatja továbbá a takarmány fehérje-energia aránya, a nem fehérje-eredetű energia mennyisége, valamint a fehérje aminosav-összetétele és emészthetősége (Wilson 1989, Deng *et al.* 2011). Általánosságban

elmondható, hogy a ragadozó fajok fehérjeigénye – pl., lazac (*Oncorhynchus kisutch*; Zeitoun *et al.* 1974), sügér (*Morone saxatilis*) nyersfehérje igénye: 40-55% (Millkin 1983) – magasabb, mint a mindenevőké – pl. tilápia (*Oreochromis niloticus*) esetében 35-45% (NRC 1977).

A nem megfelelő fehérjebevitel legszembetűnőbb hatása a lassú növekedés (Siddiqui *et al.* 1988, Chen & Tsai 1994, Yang *et al.* 2003, Guo *et al.* 2012, Wu & Gatlin 2014), ezzel együtt romlik a takarmányhasznosítás hatékonysága (Ballestrazzi *et al.* 1994, Abdel-Tawwab *et al.* 2010, Chen & Tsai 1994, Guo *et al.* 2012, Lee *et al.* 2000, Ai *et al.* 2004, Shapawi *et al.* 2014). Ugyanakkor, a túlzottan magas fehérjebevitel is kedvezőtlen hatásokat válthat ki: a hal a szükségletein felüli asszimilált fehérjét kiválasztja, ami fokozott nitrogénterhelést jelent a környezet számára (Hidalgo & Alliot 1988, Kim *et al.* 1991).

A haltakarmány gyártás elsődleges fehérjeforrása a halliszt, amit általában makrélából, szardellából és apró termetű nyíltvízi, tengeri halakból állítanak elő (Shepherd & Jackson 2013, Jannathulla *et al.* 2019). Világszinten a halliszttermelés körülbelül négy és fél (FAO 2016) - öt és fél millió tonna (2018-ban; EUMOFA 2021), melynek 87%-a a haltakarmányozásban hasznosul (Majful *et al.* 2024). 2006-tól a halliszt előállítására felhasznált halak mennyisége a korábbi 32-35 millió tonnáról nagyjából 21 millió tonnán stabilizálódott (Majful *et al.* 2024). Az éghajlatváltozás következtében a halliszt globális termelése 2000-hez képest 26,5%-kal csökkent 2018-ban, ami a kereslet és az ár növekedéséhez (háromszoros) vezetett (Jannathulla *et al.* 2019). A halliszt gazdag makrotápanyagokban és nyomelemekben (Hardy 2010), magas a fehérjetartalma (60-72% nyersfehérjét tartalmaz), aminosavprofilja

ideális, könnyen emészthető, nem tartalmaz emésztésgátló (un.: antinutritív) anyagokat, és a halak könnyen elfogadják (Dersjant-Li 2002, Jackson 2009). Egyéb állati fehérjeforrás a baromfiliszt, csontliszt, vérliszt (Zhou *et al.* 2004, Dedeker *et al.* 2013, Bahrevar & Faghani-Langroudi 2015), rákliszt (Raamsdonk *et al.* 2012), illetve az utóbbi években előtérbe került rovarfehérje. Utóbbi esetében a legígéretesebb alternatíva rovarliszt formájában a közönséges lisztbogár, a fekete katonalégy és a házi légy lárvája (Henry *et al.* 2018).

Habár a halliszt szinte tökéletes fehérjeforrás, az egyre növekvő igények miatt fenntarthatóbb, alternatív fehérjeforrásokat vontak be a haltakarmányozásba. A figyelem elsősorban a növényi fehérjeforrások felé fordult – pl.: szója, kukoricaglutén, csillagfürt –, felhasználásukat azonban hiányos esszenciális aminosav- és tápanyagtartalmuk, illetve az összetevőikben jelen lévő antinutritív vegyületek és komplex szénhidrátok korlátozzák (NRC 1993, Vielma *et al.* 2003). Emiatt az állati eredetű fehérjeforrásokat (elsősorban hallisztet) csak részlegesen helyettesítik növényi fehérjeforrásokkal (Tacon 1993). Számos halfaj esetében 20-50%-os behelyettesítés megvalósítható a növekedés és egészségi állapot leromlása nélkül (Takagi *et al.* 2001, Kissil *et al.* 2000, Lim *et al.* 2004).

A növényi alapanyagok aminosav – elsősorban lizin, metionin, valamint glicin, alanin, triptofán, taurin – pótlással javíthatók (Ayadi *et al.* 2012, Chatzifotis *et al.* 2008, Fuke *et al.* 1981, Kader *et al.* 2010, Venou *et al.* 2006, Takagi *et al.* 2008, Gaylord *et al.* 2006, Lunger *et al.* 2007). Az aminosav pótlás történhet kristályos aminosavakkal, de állati-eredetű adalékokkal is – pl.: krillliszt, tintahalliszt – melyek aminosav tartalma megfelelően kiegészítheti a növényi alapú tápokot (Kader 2008,

Kolkovski *et al.* 2000, Kousoulaki *et al.* 2009, Mai *et al.* 2006). Továbbá, ezen kiegészítők ízanyagai javítják a tápfelvételt.

A növényi alapanyagokban jelenlévő antinutritív anyagokat a növények saját védelmükre fejlesztik ki. Olyan másodlagos anyagcseretermékek, amelyek gátolják a táplálék és a tápanyagok hasznosítását, különösen a fehérjék, vitaminok és ásványi anyagok hasznosulását, ezzel befolyásolva a halak növekedését és egészségi állapotát (Makkar 1993, Ugwu & Oranye 2006). Hatásuk alapján négy nagyobb csoportra oszthatóak: 1) a fehérjék hasznosítását és emésztését gátló vegyületek, mint pl. a proteáz gátlók, lektinek, tanninok, 2) az ásványi anyagok hasznosítását befolyásoló vegyületek, mint a fitátok, gossypol pigmentek, oxalátok, glükozinolátok, 3) az antivitaminok (A, D, E, K, B₁₂ vitamin ellenes aktivitást mutatnak; Hill 2003), 4) egyéb, számos hatással bíró vegyületek (például a mikotoxinok, mimosin, cianogének, nitrátok, alkaloidok, fitoösztrogének és szaponinok) (Francis *et al.* 2001). A mikotoxinok a gombák másodlagos anyagcsereterméke és rákkeltő hatásúak lehetnek (Magan & Olsen 2004), míg a mimoszineknek nem egyértelmű a hatásuk: lehet aminosav antagonist, gyenge növekedést, szaporodási problémákat okozhat. A cianogének a növekedés csökkenését okozhatják, de nem minden faj esetében figyelték meg (Ufodike & Matty 1983). Hidrolízise során mérgező hidrogén-cianid keletkezik, ami fulladást okozhat (Davies 1991). A nitrátok és alkaloidok csökkenthetik a takarmány felvételét (de la Higuera *et al.* 1988), de kevés információ áll rendelkezésre a hatásáról. A fitoösztrogének ösztrogén hatásúak, és a növekedés csökkenését okozhatják, hasonlóan a szaponinokhoz, melyek szintén a növekedés lassulását eredményezhetik a keserű ízük miatti táplálékbevitel-csökkenés révén (Francis *et al.* 2001).

A legtöbb antinutritív anyag nem okoz elhullást abban a mennyiségben, ami a haltápokra jellemző, a halak növekedésére azonban jelentős negatív hatást gyakorolhatnak. Nehéz azonban általános következtetéseket levonni az antinutritív anyagok negatív hatást kiváltó küszöbértékeiről. Feltételezhetően a proteázgátlók, fitátok és antigénvegyületek a kereskedelemben kapható növényi fehérjeforrásokat tartalmazó haltápokban olyan mennyiségben vannak jelen, ami nem befolyásolja a halak növekedési teljesítményét, viszont a glükozinolátok, szaponinok, tanninok, forbolészterek, oldható nem-keményítő poliszacharidok és a gosszipol nagyobb figyelmet érdemelnek ebből a szempontból (Francis *et al.* 2001).

A semlegesítésük egyik leggyakoribb formája a hőkezelés, mivel számos antinutriens hőre labilis, mint a proteáz gátlók, vannak azonban hőstabil vegyületek, mint például a szaponinok (Van der Peol 1989, Rumsey *et al.* 1993). Utóbbiak esetében szóba jöhet az oldószeres extrakció és az enzimes kezelés, extrudálás és az infravörös mikrozinálási kezelések (Tacon & Jackson 1985, Melcion *et al.* 1988, Pongmaneerat 1993).

2.7.2. Lipidek és szénhidrátok a takarmányban

Ugyan a halfajok között jelentős különbségek vannak e tekintetben is, de általánosságban elmondható, hogy a halak telítetlen, n-3 zsírsav-igénye magas. A haltakarmányban zsírforrásként sokáig kizárólag halolajat használtak, ami hosszú szénláncú többszörösen telítetlen n-3 zsírsavakban gazdag, kiváló zsírforrás (Mézes 2020). A halolajat – a halliszthez hasonlóan – elsősorban kistermetű tengeri halak feldolgozásával nyerték, viszont ezek mennyisége az elmúlt évtizedekben az intenzív halászat miatt fokozatosan csökkent (Froehlich *et al.* 2018).

Alternatív zsírforrások lehetnek egyéb állati zsírok, növényi olajok, az algákból nyert olajok, és a rovarlárvákból nyert zsír is, viszont ezek alkalmazása során a legnagyobb problémát a hosszú szénláncú többszörösen telítetlen zsírsavak hiánya jelenti (Tocher 2015).

Az étrendben az energiakomponensek optimális egyensúlyának biztosítása azért fontos, mert a nem fehérje eredetű energia (lipid és szénhidrát) többlete vagy hiánya a növekedési ütem csökkenéséhez vezethet (Cho *et al.* 1985). A táp nagyon magas lipidtartalma elzsírosodáshoz (Ai *et al.* 2004, Lee *et al.* 2002), és a test növekedésének csökkenéséhez vezethet (Daniels & Robinson 1986). A tápok magas energiataralma csökkenti a napi takarmányfelvételt, azt ugyanis a táplálékkal elérhető energia szabályozza (Lee & Putnam 1973, Lee *et al.* 2002), minek során az étvágy vagy a szükséglet kielégítése előbb történhet meg, míthogy elegendő fehérje (vagy más tápanyag) kerülne bevitelre a fehérjeszintézis és a megfelelő növekedés biztosításához (Cho *et al.* 1985). Ugyanakkor a tápok alacsony energiataralma is csökkentheti a testi növekedést, mert ebben az esetben a táp fehérjetartalmának jelentősebb része energianyerésre (anyagcsere, aktivitás), és nem növekedésre fordítódik (Cho *et al.* 1985). A lipidek, szénhidrátok – mint energiaforrás – pozitív hatását a fehérjehasználásra „protein sparing effect”-ként, vagyis „fehérje takarékosági hatásként” ismerjük (Anderson *et al.* 1984, El-Sayed & Teshima 1992, Deng *et al.* 2011, Morais *et al.* 2001, Lee *et al.* 2002).

A szénhidrátok hasznosítása a fajok között szintén különböző lehet (Wilson 1994, Hemre *et al.* 2002). Általában a ragadozó fajok gyengébben képesek a szénhidrátot energiaforrásként hasznosítani, mint a lipideket, ezért esetükben a táp szénhidrátartalmát 20% alatt érdemes

tartani (Wilson 1994, Hemre *et al.* 2002). A növény- és mindenevő fajok jobban tudják hasznosítani a szénhidrátokat, mint a ragadozók, de még a pontyok esetében is kimutatták, hogy 40%-os szénhidráttartalom lassítja, gátolja a növekedést (Furuichi & Yone 1980). A nehezen vagy egyáltalán nem emészthető szénhidrátok, a rostok csökkenthetik más tápanyagok (pl.: lipid) hasznosulását (Hilton *et al.* 1983, Anderson *et al.* 1984).

A fehérjetakarékosság hatékonysága a szénhidrátmolekula összetettségétől is függ, ami azt jelenti, hogy az egyszerű cukrok (pl.: glükóz és szacharóz) takarékosági hatása magasabb lehet, mint az összetettebb szénhidrátoké. Monoszacharidként a glükóz nem igényel emésztést és gyorsan asszimilálódik a bélben, mint a hidrolízist igénylő poliszacharidok (Anderson *et al.* 1984). Azonban a glükózzal ismert, hogy gátolja az aminosavak transzportját az emlősök bélmembránjának felszívódási helyein (Alvarado 1966). Ezt a mechanizmust már halakban is kimutatták (Hokazono *et al.* 1979), ezért nagy mennyiségben történő felhasználása nem előnyös (pl. a tilápia esetében a táp több, mint 25%-a), negatívan befolyásolhatja a fehérje megtartását, de akár a növekedés csökkenését is okozhatja (Anderson *et al.* 1984).

2.7.3. A nem megfelelő takarmányösszetétel élettani hatásai

Általában a tápokban nagyobb százalékban jelenlevő halliszt jobb növekedést eredményez a nagy mennyiségű növényi fehérjét tartalmazó takarmányokkal szemben (Regost *et al.* 1999, Kokou *et al.* 2012, Kader *et al.* 2012, Sitja-Bodadilla *et al.* 2005, Murashita *et al.* 2018). Továbbá a különböző összetételű takarmányok eltérő hatással lehetnek a halak testösszetételére. A növényi fehérjében gazdag tápok hozzájárulhatnak a halak testzsírtartalmának növekedéséhez (Kaushik *et al.* 1995, Kaushik *et al.* 2004, Sitja-Bodadilla *et al.* 2005).

A halak szervezetében több helyen felhalmozódhat zsír: a bőr alatt, a testüregben, intramuszkulárisan és a májban (Falahatkar 2012, Hancz *et al.* 2003). A tápok kiegyensúlyozatlan energiatartalmára leggyakrabban a máj zsírtartalma és a hasúri zsír reagál (Falahatkar 2012, Caruso *et al.* 2012), ami a hepatoszomatikus index (HSI) és a visceroszomatikus index (VSI) változásával jól nyomon követhető (Hung *et al.* 1997).

A magas szénhidráttartalmú gabonafélék etetése intenzívebb testzsírlerakódást okozott pontyok esetében, mint a magasabb fehérjetartalmú granulált takarmány, a csillagfürt, vagy zooplankton (Eröss 1982, Oberle *et al.* 1997). A HSI és az étrendi szénhidrát pozitív korrelációját többen is leírták (Daniels & Robinson 1986, Hidalgo & Alliot 1988, Yang *et al.* 2003). A HSI növekedése mögött ugyanakkor állhat a takarmány alacsony fehérjetartalma, a fehérje és szénhidrát aránya, vagy a nem megfelelő fehérje/energia arány (Deng *et al.* 2011). A máj zsírtartalma és zsigeri zsír mennyisége általában negatív összefüggést mutat a takarmány fehérjetartalmával (Hidalgo & Alliot 1988, Deng *et al.* 2011, Yang *et al.* 2003, Abdel-Tawwab *et al.* 2010). Papaparaskeva-Papoutsoglou és Alexis 1986-ban tett megfigyelései szerint (Papoutsoglou & Alexis 1986) az a tény, hogy a test lipidtartalma a táplálék szénhidráttartalmával együtt nő, a szénhidrátokból szintetizált lipidek jeleként értelmezhető. Fontos megjegyeznünk azonban, hogy a máj kóros elzsírosodása a májfunkció károsodásához vezethet (Lee *et al.* 2002).

A takarmány nem megfelelő zsírsavösszetétele szerepet játszhat gyulladás kialakulásában (Montero *et al.* 2015). A halak egészségének megőrzéséhez kiegyensúlyozott n-3/n-6 zsírsav arány szükséges. Míg a halolaj gazdag n-3 hosszú láncú, többszörösen telítetlen zsírsavakban (LC-PUFA), addig a növényi olajok alacsony LC-PUFA-tartalmúak

(Sargent *et al.* 2003), viszont gazdagok n-6 zsírsavakban, amelyek számos immunparaméterben változásokat okozhatnak, és serkentik a gyulladáskeltő citokinek, mint az interleukin-1 β (IL-1 β) és a tumor nekrosis faktor- α (TNF- α) gének expresszióját (Montero & Izquierdo 2010, Montero *et al.* 2010, Montero *et al.* 2015, Torecillas *et al.* 2017). Mindezek miatt a magas étrendi növényi fehérje- és olajtartalom károsan befolyásolhatja a halak bélrendszerének egészségét és a betegségekkel szembeni ellenállóképességét is (Montero & Izquierdo 2010).

Mindemellett a növényi fehérjeforrások antinutritív anyagaik révén káros hatással lehetnek az aminosavak, ásványianyagok és vitaminok elérhetőségére (Kaushik 1990, D'Mello 2000, Gatlin *et al.* 2007), illetve szintén gyulladást válthatnak ki a szövetekben és a bélben (Marjara *et al.* 2012, Hedrera *et al.* 2013, Montero *et al.* 2015, Torrecillas *et al.* 2017). Kifejezetten a szójaliszt alapú tápok számos élettani rendellenességet okozhatnak, többek között morfológiai változásokat a bélben és a májban, az epetermelés csökkenését és csökkent emésztőenzim-aktivitást (Zhang *et al.* 2018, Nguyen *et al.* 2011, Yamamoto *et al.* 2007, Iwashita *et al.* 2008, Urán *et al.* 2008), valamint befolyásolhatja a bél immunológiai funkcióját és a takarmányfelvételt is (Bakke-Mckellep *et al.* 2000, Refstie *et al.* 2000, Kroghdal *et al.* 2003, Urán *et al.* 2008). A takarmányban nagy mennyiségben levő szójaliszt a máj fokozott elzsírosodását, májszteatózist és a bélnyálkahártya tágulását okozhatja (Sitja-Bodadilla *et al.* 2005).

A szójalisztben megtalálható antinutritív vegyületek, a proteázgátlók (mint a tripszingátló) a tripszinaktivitás, tripszinszekréció csökkenését okozhatják. Egy krónikus hatásvizsgálat során (6 hét) a halaknál emésztőrendszeri gátlás, redukált epe szekréció, alacsonyabb epehólyagtömeg, a hepatopankreatikus enzimek (tripszin, kimotripszin,

amiláz és/vagy lipáz) alacsonyabb aktivitása/génkifejeződési szintje, leromlott emésztési hatékonyság és enzimműködés (csökkent proteáz aktivitás: tripszin és kimotripszin) lépett fel. Ezek az eredmények azt jelzik, hogy a szójaliszt hosszantartó etetése az epe- és hasnyálmirigy emésztőenzimek csökkent tárolásához, termeléséhez és kiválasztásához vezethet (Murashita *et al.* 2015, Murashita *et al.* 2018). Az emésztési folyamat ily módon történő gátlása lehet az egyik fő oka a szójaliszt alapú táppal etetett halak alacsony növekedési teljesítményének.

A szójalisztben jelenlevő másik antinutritív vegyület, a szaponin jelenléte magyarázhatja egyes halakban (pl. ponty) a bél gyulladását, és a bél tápanyagfelvevő képességének romlását (Bakke-Mckellep *et al.* 2000, Kroghdal *et al.* 2003, Baeverfjord & Kroghdal 1996, Hedrera *et al.* 2013, Urán *et al.* 2008). A szaponinok részt vehetnek a szervezet patogenezisében (Knudsen *et al.* 2008), más, még azonosítandó tényezőkkel együtt. Feltételezhető, hogy a szaponinok növelik a bélszövetek áteresztőképességét (Knudsen *et al.* 2008), így növelhetik a szövetek kitettségét más antinutritív anyagoknak, immunstimuláló vegyületeknek és/vagy a bélben jelen lévő mikrobiótának (Marjara *et al.* 2012). A disztális bélrendszerben bekövetkező hisztopatológiai változások közé tartozik a bél kötőszöveteinek megvastagodása a gyulladásos sejtek beszivárgása miatt (pl. a T-sejtek, eozinofil granuláris sejtek (hízósejtek), makrofágok, neutrofil granulociták stb.), valamint a nyálkahártya redők megrövidülése és összeolvadása (Kroghdal & Baeverfjord 2000, Baeverfjord & Kroghdal 1996, Bakke-Mckellep *et al.* 2000, Bakke-Mckellep *et al.* 2007, Lilleeng *et al.* 2009). Továbbá a nagy mennyiségű növényi liszt a bél kötőszöveteinek megvastagodása mellett a proinflammatorikus citokinek (pl.: TNF- α , IL-1 β) fokozott relatív

génexpressziójával, relatív magasabb nyálkatermeléssel, valamint a nyálkahártya mikrobióta-profiljának megváltozásával járhat. A halolaj növényi olajjal történő helyettesítése növelheti a lipidlerakódást a bél kötőszövetében (lamina propria) (Torecillas *et al.* 2017).

3. Anyag és módszer

3.1. Az etetőanyagok vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása

3.1.1. A kísérletben használt etetőanyagok

Az állati és növényi alapanyagok emészthetősége és – feltételezhetően – az oldhatósága jelentősen eltér, így a tápanyag-felszabadulásban a legfontosabb különbségeket az állati- és növényi alapú etetőanyagok között feltételeztük. Vizsgálatainkhoz ezért egy halliszt- és egy növényi alapú etetőanyagot választottunk ki, melyek kereskedelmi forgalomban kapható, népszerű termékek. A halliszt alapú etetőanyag egy 8 mm átmérőjű, henger alakú pellet volt, míg a növényi alapú etetőanyag egy 18 mm átmérőjű kerek bojli. A gyártó által megadott, összetétellel kapcsolatos információk a következők:

Az állati eredetű etetőanyag (AN-GB-1) összetétele: búza, halliszt, hántolt, pirított szója kivonat, halolaj, szárított hemoglobin, búza glutén, pálma olaj, állati zsír. A növényi alapú etetőanyag (PL-GB-1) összetétele: Scopex és karamell íz, magas minőségű szénhidrát, tejfehérje, hozzáadott aminosavakkal, nagy mennyiségű tigrismogyoró-liszt, különböző olajos magvak és kekszliszt, magas zsír- és cukortartalmú, zúzott és ropogósított keverék. Magas szénhidráttartalom, magas energiatartalom. Minimális állati fehérjét tartalmaz.

A hasonló felület-térfogat arány és a halak számára való elfogadhatóság biztosítása érdekében a növényi alapú bojlit nyolc darabra vágtuk.

3.1.2. Laboratóriumi kísérletek – az etetőanyagokból történő tápanyagoldódás

A tisztán oldódásból származó nitrogén- és foszforfelszabadulást és azok hőmérsékletfüggését laboratóriumi körülmények között vizsgáltuk. A kísérleteinkhez 25 literes üvegmedencéket használtunk, amelyeket 20 liter csapvízzel töltöttünk fel. A hőmérsékletfüggés vizsgálatához a kísérleteket 13°C és 23°C-on végeztük el. Kezelésenként (kétféle etetőanyag és két hőmérséklet) három-három ismétlést futtattunk. A nitrogén- és foszfor-mérésekhez közvetlenül az etetőanyag hozzáadása előtt (0. óra), majd 24 órán keresztül minden hatodik órában vízmintát vettünk. Következő lépésként, hosszabb időtávban is vizsgáltuk az oldódási folyamatokat. Ehhez a 23°C-on végzett kísérletet megismételtük, de 24 óra helyett 5 napos időtartammal. Vízmintákat az etetőanyag hozzáadása előtt és minden 24. órában vettünk 5 napon keresztül. A 24 órás és az 5 napos kísérletekben az etetőanyag-tömeg és a víz térfogatának aránya átlagosan $113,4 \pm 3,1$ mg/l volt. Az oldódás miatt fontos, hogy az oldószer (jelen esetben a víz) és az oldott anyag (illetve oldásra szánt anyag) aránya ne térjen el jelentősen az egyes kísérletek között.

Az oldott nitrogén (ammónia, nitrit, nitrát) és foszfor (ortofoszfát) mérést automatikus áramlásos injektáló analitikai rendszerrel (Quikchem 8500, Lachat Instruments) végezték a Magyar Agrártudományi Egyetem akkreditált laboratóriumában (Öntözési és Vízgazdálkodási Kutatóközpont, Környezetanalitikai Laboratórium – MATE, ÖVKI, KAK).





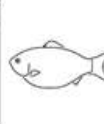
3.1.2.1. Statisztikai elemzés

A nitrogén és foszfor felszabadulást az alábbiak szerint számszerűsítettük: az adott megfigyelési időszakban kioldódó mennyiség az etetőanyaggal bevitt mennyiség százalékában kifejezve. Az adatokat többszemponos (kevert) varianciaanalízissel (ANOVA) értékeltük: Az etetőanyag típusa és a hőmérséklet (csak a 24 órás kísérletben) a tényezők közötti hatások (between-subject factors), az idő pedig tényezőn belüli (ismételt mérések) hatás (within-subject factor) volt. Az 5 napos kísérletben az ötödik napon mind a nitrogén, mind a foszfor-adatokban találtunk egy-egy kiugró értéket, amelyet eltávolítottunk az elemzésből. A normalitást a reziduálisokra illesztett Q-Q ábrák alapján, a sfericitást (azaz a varianciák egyenlőségét) pedig a Mauchly-teszt segítségével ellenőriztük. A páronként összehasonlításokhoz Tukey post-hoc tesztet használtunk, Bonferroni-féle korrekcióval.

3.1.3. Kültéri tartálykísérletek – etetőanyagokból történő tápanyag-felszabadulás halak jelenlétében és hiányában

Pontyokkal (*Cyprinus carpio*) végzett szabadtéri tartálykísérletek segítségével vizsgáltuk, hogy az elfogyasztott, illetve az el nem fogyasztott etetőanyagok mekkora foszfor- és nitrogénterhelést jelentenek a vízoszlop számára. Tizenkét, hengeres, levegőztetett, szabadtéri, átfolyó rendszerű tartályt állítottunk fel oldalról nyitott, de az időjárási viszontagságoktól felülről védett sátor alatt. A 60 cm magas, és 80 cm átmérőjű tartályokat 250 liter vízzel töltöttük fel egy a Kákafoki-holtág (Körös-holtág) által táplált ülepítő tóból. Az átfolyós rendszer miatt a tartályok vize folyamatosan cserélődött, a vízutánpótlást szintén a Körös-holtág vize biztosította.

A kísérleteket a laboratóriumi vizsgálatban használt kétféle etetőanyaggal végeztük, melyek közül a növényi alapú bojlit ugyanúgy feldarabolva kínáltuk. Az etetőanyagok típusa (állati- és növényi alapú etetőanyag) és a halak jelenléte/hiánya alapján összesen ötféle kezelést alkalmaztunk (1. ábra): (1) állati alapú etetőanyag × halmentes és a (2) növényi alapú etetőanyag × halmentes az el nem fogyasztott etetőanyagok hatását modellezte; az (3) állati alapú etetőanyag × hal, és a (4) növényi alapú etetőanyag × hal az elfogyasztott etetőanyagok hatását modellezte; illetve az (5) etetőanyag mentes × hal az alapvető endogén (azaz nem a táplálkozással összefüggő) tápanyag-kiválasztást jellemzésére.

					
1. kísérlet		×	×	×	×
2. kísérlet	×		×	×	×
3. kísérlet	×	×	×		×
4. kísérlet	×	×		×	×
5. kísérlet	×	×	×	×	

1. ábra. A szabadtéri tartálykísérletek kezeléseinek beosztása. Egy adott kísérleten belül minden egyes kezeléstípust háromszoros ismétlésben végeztünk.

A tartályokba helyezés előtt lemértük a halak súlyát, és úgy osztottuk szét őket a tartályok között, hogy a teljes halbiomassza ne térjen

el jelentősen. Tartályonként 3 db (300-500 g tömegű) egyéves pontyot telepítettünk, melyek össztömege tartályonként 1133 ± 143 g volt. A kísérleti halak a Halászati Kutató Központ saját szaporításaiból és az intézet belső telepéről származtak, ami vízutánpótlását a fentebb említett ülepítő tóból kapja. Egy egyhetes akklimatizációs idő után, a kísérletsorozatot május 16. és június 11. között végeztük 14°C , 17°C , 20°C , 22°C és 26°C növekvő átlagos vízhőmérséklet mellett. A tartályok vizének hőmérsékletnövekedése követte az ülepítő tó és a Körös-holtág vizének természetes hőmérsékletváltozását. A kísérletek időtartama 24 óra volt, melyek előtt a víz átfolyását megszüntettük, vízmintát vettünk minden tartályból (0. időpont), majd az etetőanyagokat a tartályokba helyeztük. Az etetőanyagokból a halak nedves testtömegének 2%-ával megegyező mennyiséget kínáltunk fel (naponta egy alkalommal), míg a hal nélküli medencékbe a halas tartályokba juttatott etetőanyagok mennyiségének átlagát helyeztük. A 24 óra letelte után újabb vízmintát vettük, majd a vízátfolyást visszaállítottuk. A kísérletek között 5-7 napos pihenőidőt biztosítottunk a halak számára. Mind a kísérlet előtti akklimatizáció, mind a kísérletek közötti pihenőidőszakok alatt a halakat naponta kétszer akvakultúrában használt, intenzív neveléshez fejlesztett haltáppal (Aller master, 8 mm, származás: Dánia) etettük, de minden kísérlet előtt 1 napos táplálékmegegyeztetést alkalmaztunk. Naponta többször ellenőriztük a tartályok oxigéntartalmát WTW FDO 925 oxigénelektroddal, és hőmérsékletét WTW 3430 mérőműszerrel. A hőmérséklet esetében a tartályok közötti variancia (szórás) $0,13-0,18^{\circ}\text{C}$ között változott. A napokon belüli variancia (szórás) $1-1,3^{\circ}\text{C}$ közötti volt. Az átlagos (szórás) oldott oxigén értékek az egyes körök alatt: 8,4 (0,8), 7,2 (1,1), 6,5 (1,6), 5,8 (1,1) és 4,9 (1) mg/l volt. A kísérletek az állatok

tudományos célú felhasználására vonatkozó engedélynek megfelelően történtek (engedélyszám: BE/25/4302-3/2017, Békés Megyei Élelmiszerlánc-biztonsági és Állategészségügyi Főosztály).

Az etetőanyagok tápanyagtartalmának meghatározásához az örölt etetőanyag-mintákat 60°C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd dörzsmozsárral homogenizáltuk. A nitrogéntartalom mérés Kjeldahl-módszerrel történt, míg a foszfortartalmat mikrohullámmal segített salétromsav-hidrogén-peroxidos feltárással és az azt követő ICP-OES (iCAP 6500 Duo View, Termo Scientific) méréssel határozták meg az Öntözési és Vízgazdálkodási Kutatóközpont, Környezetanalitikai Laboratórium (ÖVKI, KAK) akkreditált laboratóriumában. A vízminták oldott nitrogén- és foszfortartalmát a korábban leírt módszerek alkalmazásával mérték. Az összes nitrogén (TN) és az összes foszfor (TP) meghatározásához kálium-perszulfátos feltárási módszert alkalmaztak; a felszabadult nitrogén- és foszforformákat automatikus elemzőegységgel (Ganimede-N és P, Hach Lange) mérték.

3.1.3.1. Statisztikai elemzés

A statisztikai analízis során a tápanyag-felszabadulásra vonatkozó, kezelésekkkel kapcsolatos változásokat (azaz az etetőanyagok behelyezése előtti (0. óra) és a kísérlet végi (24. óra) mérések közötti különbséget) a tartályvízben lévő nitrogén- és foszforformák (szervetlen, szerves és összes) koncentrációjában értékeltük. Az adatokat általános lineáris modellekkkel (GLM) értékeltük ki, amelyek az egyes kísérleti köröket random faktorként, a kezelést pedig fix hatásként vették figyelembe. Az előzetes elemzés azt igazolta, hogy a halak (ANOVA: kísérlet, $F_{4,29}=0,55$, $p=0,700$; kezelés, $F_{2,29}=0,04$, $p=0,965$) és az etetőanyag tömege (ANOVA: kísérlet, $F_{4,40}=0,96$, $p=0,438$; kezelés,

$F_{3,40}=0,30$, $p=0,828$) homogén volt az egyes kísérletekben és kezelési típusokban. A normalitást és a szfericitást a korábban ismertetett módon ellenőriztük. Az egyes kísérleti körök adatait ezután külön-külön vizsgáltuk, a kezelések közötti különbségeket, illetve az egyes kezelési típusok adatait a hőmérséklettel kapcsolatos különbségek feltárása érdekében - mivel a víz hőmérséklete jelentősen változott a kísérletek között, és a kísérlet néhány alapvető folyamata hőmérsékletfüggő lehet - egyutas ANOVA-val, majd Bonferroni által korrigált Tukey post-hoc teszttel hasonlítottuk össze.

3.2. Az etetőanyagok halakra gyakorolt hatása

A halak növekedése és egészségi állapota szempontjából is a növényi és állati eredetű összetevők aránya az egyik legmeghatározóbb tényező. A kísérletbe vont etetőanyagok kiválasztásánál ez volt a meghatározó. Két döntően állati és két növényi összetevőkből álló etetőanyagot választottunk. Egy állati és egy növényi eredetű etetőanyag ugyanazok a termékek, amiket az előző kísérletekben is használtunk. Az újonnan kísérletbe vont etetőanyagok szintén kereskedelmi forgalomban kaphatóak, esetükben a gyártó által megadott, összetétellel kapcsolatos információk a következők: Az állati eredetű etetőanyag (AN-GB-2) összetétele: magas fekete bors, fűszeres aromák, Robin Red por, májkivonat, nagy mennyiségű tintahal-kivonat, tonhal. Nem tartalmaz mesterséges adalékanyagokat vagy színezékeket. 100%-ban természetes alapanyagokból készült. A növényi alapú etetőanyag (PL-GB-2) összetétele: Tejes-krémes illatú, édes bojli. Számos szénhidrátforrás, telítetlen zsírsavak, teljes értékű fehérjehordozók. Esszenciális aminosavak, makró – és mikroelemet, vitamint tartalmaz.

Kontrollként egy teljes értékű haltápot választottunk, mely a sokéves tapasztalatok alapján jó növekedést eredményez, és nincs negatív hatása a halak egészségére. Ez egy a pontyok igényeihez és intenzív körülményekhez fejlesztett haltáp (Aller master, 8 mm, származás: Dánia).

Hathetes takarmányozási kísérletet végeztünk a MATE AKI HAKI recirkulációs akvakultúra-rendszerében (RAS) tógazdasági akvakultúrából származó pontyokkal. A kísérletet megelőzően a halak négy hetet töltöttek a RAS karanténmedencéiben. Az előzetes karanténzás protokoll kötelező eleme a RAS rendszerbe való haltelepítésnek. Célja, hogy megbizonyosodjunk afelől, hogy a halak egészségesek, és így a RAS rendszerbe nem kerül kórokozó egy esetleges beteg egyedből. A karanténidőszak lejártával a halakat 15 db, hálózattal fedett, 1 m³-es tartályba helyeztük. Tartályonként 5 db halat telepítettünk, melyeket PIT (passzív integrált transzponder) jelekkel egyenként megjelöltünk. A kísérleti rendszerben egyhetes akklimatizációs időszakot alkalmaztunk. A karantén és az akklimatizációs időszak alatt a halakat naponta biomasszájuk 2%-ának megfelelő mennyiségű, kiegyensúlyozott tápanyagtartalmú kereskedelmi haltáppal etettük, amit a kísérlet során kontrolltakarmányként is alkalmaztunk. A kísérlet megkezdése előtt megmértük a halak teljes hosszát (TL) és tömegét (W), ami átlagosan 31,2 cm ($\pm 2,5$ cm) és 557 g (± 155 g) volt. A halak kezdeti testtömege nem különbözött a tartályok között (ANOVA, $F_{1,14}=0,49$, $p=0,675$). Az átlagos állománysűrűség tartályonként 2786 g/m³ (± 314 g) volt a kísérlet elején, és 4382 g/m³ (± 633 g) a kísérlet végén. Az oldott oxigént és a hőmérsékletet naponta ellenőriztük WTW FDO 925 oxigénelektroddal, és

WTW Multi 3620 IDS mérőműszerrel. Az oxigén 90% feletti, hőmérséklet $21,9 \pm 0,9$ °C-os értékek voltak.

Az etetőanyagok alapján ötféle kezelést alkalmaztunk három ismétlésben. Az (1) és (2) kezeléseknél a halakat egy-egy állati eredetű etetőanyaggal etettük, amelyeknek fő összetevője a halliszt. A (3) és (4) kezeléseknél egy-egy növényi alapú etetőanyagot kínáltunk a halaknak, míg az (5) kezelés kontrollként szolgált, ahol a halakat a korábban említett haltáppal (Aller master, 8 mm) etettük. A halak számára való jobb elfogadhatóság érdekében az egyik halliszt alapú és a két növényi alapú etetőanyagot feldaraboltuk. Az alkalmazott takarmányozási arány a nedves testtömeg 2%-a volt, amelyet a nap folyamán két adagban kínáltunk fel. A testméretet (TL, standard hossz – SL, és W) kéthetente megmértük, és a takarmány mennyiségét ennek megfelelően módosítottuk. A kísérlet végén minden halat fenoxietanollal elaltattunk, majd megmértük a test-, a zsiger- és a máj tömegét, a testhosszt (TL és SL), és májszövetmintát vettünk. A vizsgálat során elhullás nem történt. A kísérleteket az állatok tudományos célú felhasználására vonatkozó engedélynek megfelelően végeztük (engedélyszám: BE/25/4302-3/2017, Békés Megyei Élelmiszerlánc-biztonsági és Állategészségügyi Főosztály).

A mintaelemzések során az őrölt etetőanyag-mintákat 60°C-on állandó tömegűre szárítottuk, majd dörzsmozgással homogenizáltuk. A nitrogén- és foszfortartalmat a fentebb (3.1.3 fejezet) leírt módszerekkel határozták meg. Az etetőanyagok nyers fehérjetartalmát a nitrogéntartalom alapján határoztuk meg (nyersfehérje = $6,25 \times$ nitrogéntartalom). Az aminosavprofilokat automatikus aminosav-analizátorral (INGOS AAA400, Ingos Corporation, Cseh Köztársaság) határozták meg. A nyersrost-, nyerszsír- és keményítőtartalmat savas-

bázisos kezeléssel (EC 152/2009 III, I; Európai Bizottság, 2009), éteres extrakcióval (EC 152/2009 III, H; Európai Bizottság, 2009), illetve polarimetriás módszerrel határozták meg az UBM Feed Inc. akkreditált laboratóriumában. Az energiatartalmat Parr 6400 kaloriméterrel (Parr Instrument Co., Moline, IL, USA) mértük.

A halak növekedését az alábbi indexekkel jellemeztük: tömeggyarapodás: $WG = (W_{\text{final}} - W_{\text{initial}}) / W_{\text{initial}} \times 100$ és az abszolút növekedési arány: $AGR = (W_{\text{final}} - W_{\text{initial}}) / \text{időtartam (nap)}$, ahol W_{final} a halak testsúlya a kísérlet végén, W_{initial} pedig a halak testsúlya a kísérlet kezdetén (Lugert *et al.* 2016). A takarmányozási együtthatót a következőképpen számítottuk ki: $FCR = F / (W_{\text{final}} - W_{\text{initial}})$, ahol F a felvett takarmány teljes tömege (Parker 1987). A fehérjehatékonysági arányt a $PER = (W_{\text{final}} - W_{\text{initial}}) / P$ mutatta ki, ahol P az elfogyasztott fehérje grammban kifejezve (Cho *et al.* 2005). Az energiahatékonysági arányt a következőképpen számítottuk ki: $EER = (W_{\text{final}} - W_{\text{initial}}) / GE$ (Cho *et al.* 2005), ahol GE a kalorimetriás módszerrel meghatározott bruttó energiafogyasztás grammban. Meghatároztuk továbbá a Fulton-féle kondíció faktort: $K = W \times 100 / SL^3$, ahol a W a hal tömege, az SL pedig a standard testhossza (Nash *et al.* 2006). Az elzsírosodás értékeléséhez kiszámították a hepatoszomatikus indexet $HSI = W_{\text{máj}} / W_{\text{hal}}$, és a viszkeroszomatikus indexet $VSI = W_{\text{viscera}} / W_{\text{hal}}$ (Ighwela *et al.* 2014, Saleh & Ali 2017).

A génexpresszió elemzéséhez tartályonként két halból vettünk májmintát. Minden egyes mintához 100 mg májat gyűjtöttünk, és 1 ml RNS-vízbe (Invitrogen, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) helyeztük egy napra 4°C-on, majd az elemzésig -20°C-on tároltuk. Vizsgáltuk a nem specifikus immunválaszban részt vevő gyulladáso-

citokinek (tumor nekrozis faktor alfa (TNF- α), interleukin-1 béta (IL-1 β), interleukin-10 (IL-10) és transzformáló növekedési faktor béta (TGF- β)) génextpresszióját valós idejű kvantitatív PCR (qPCR) segítségével. Referenciaként β -aktint használtunk. A teljes RNS-t a gyártó utasításai szerint az SV Total RNA Isolation System (Promega, Madison, WI, USA) segítségével izoláltuk. Az RNS mennyiségét NanoDrop 2000 spektrofotométerrel (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) mértük. Az integritást (minőséget) denaturáló gélelektroforézissel (1,5%-os agaróz gél), a tisztaságot pedig az OD260/OD280 abszorbancia arány mérésével ellenőriztük (>1,95). A cDNS-t 1000 ng teljes RNS-ből állítottuk elő iScript cDNA Synthesis Kit (BioRad Laboratories, Hercules, CA, USA) segítségével, a gyártó által javasolt protokollt követve. Az első szálú cDNS szintézis termékét 10x-re hígítottuk és -20°C-on tároltuk a kvantitatív RT-PCR (qPCR) futtatásáig. A qPCR-reakciókat LightCycler 96 készülékkel és a FastStart Essential DNA Green Master qRT-PCR kit (Roche, Basel, Svájc) segítségével végeztük. A felhasznált primereket az *1. táblázat* tartalmazza. A qPCR-reakciót 20 μ L végső térfogatban végeztük, amely 10 μ L master mixből (2x), 1 μ L minden egyes primerből (10 μ M), 5 μ L cDNS-ből (reverz transzkripció reakciómix) és 3 μ L nukleázmentes vízből állt. A hőprofil minden reakció esetében 95°C-on 10 percig, majd 40 ciklus 95°C-on 10 másodpercig, 60°C-on 10 másodpercig és 72°C-on 10 másodpercig. A reakciók specifitását olvadási görbe elemzéssel ellenőriztük, és nem találtunk hibás primereket vagy primer dimereket. Minden reakciót három példányban végeztünk. A küszöbciklusok (Ct) átlagát kiszámítottuk, és a qPCR-adatokat a Pfaffl (2001) által leírt módszerrel elemeztük. A qPCR-reakciók hatékonyságát standard görbék és májminták cDNS-éből készített sorozathígítások (10x,

30x, 90x, 270x és 810x) segítségével határoztuk meg. A kvantitatív PCR-reakciókat ezeken a hígításokon végeztük el az összes primerpárral háromszoros ismétlésben. Minden egyes primerpárra standard görbék rajzoltunk a Ct-értékek és a cDNS-minták különböző hígítású oldatainak log₁₀-értékeinek ábrázolásával. A hatékonyságot (E) a standard görbék meredekségéből számoltuk ki az $E = 10^{(-1/\text{meredekség})}$ egyenlet segítségével, és az eredményeket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A valós idejű kvantitatív PCR-ben használt primerek

Célgén	Forward primer szekvencia	Reverse primer szekvencia	qPCR hatékonyság	Hivatkozások
TNF	AAGTCTCAGAA CAATCAGGAA	TGCCTTGGAAG TGACATT	109,45%	Wang <i>et al.</i> 2020; Wu <i>et al.</i> 2022a,b; Fan <i>et al.</i> 2023
IL-1	AACTTCACACTT GAGGAT	GACAGAACAAT AACAACAAC	99,93%	Wang <i>et al.</i> 2020; Wu <i>et al.</i> 2022a,b; Fan <i>et al.</i> 2023
IL10	GCCAGCATAAA GAACTCG	CCAAATACTGC TCGATGT	107,42%	Wang <i>et al.</i> 2020; Wu <i>et al.</i> 2022a,b; Fan <i>et al.</i> 2023
TGF	GGGACATCATC GCCATCT	TGACATTCTCG GCAGGGT	109,05%	Wang <i>et al.</i> 2020; Wu <i>et al.</i> 2022a,b;
β-actin	GCTATGTGGCTC TTGACTTCGA	CCGTCAGGCAG CTCATAGCT	104,66%	Stolte <i>et al.</i> 2008

A máj szövettani vizsgálata során a májmintákat feldaraboltuk a máj energiatartalékainak (azaz a lipid és a glikogén) azonosítása céljából. A májminták azonos darabjait szobahőmérsékleten 24 órán keresztül 4%-os paraformaldehid (PFA) oldatban, 0,1 M foszfátpufferben (PB, pH=7,6) hígítva fixáltuk, majd több körben (6 x 15 perc) PB-ben (0,1 M, pH=7,6) és 20%-os szacharózoldatban 1 órán keresztül mostuk. Ezt követően 30%-os szacharózoldatban egy éjszakán át szobahőmérsékleten krioprotektáltuk. Az inkubációt követően a mintákat Cryomatrixba (#6769006, Thermo Fisher Scientific) ágyasztuk be, és kriosztát metszetek

sorozatát (16 μm) Superfrost ultra plus tárgylemezekre (#J3800AMNZ, Thermo Fisher Scientific) erősítettük fel, majd a gyártó protokollja szerint kész alciánkéék (#101647, Sigma-Merck) periódusos savas-Schiff (PAS, #101646, Sigma-Merck) festéssel festettük. A mikrofotózást egy Zeiss Axioplane fénymikroszkóphoz kapcsolt Leica Flexacam C1 digitális fényképezőgéppel végeztük. A lipidcseppek sűrűségének meghatározásához megszámoltuk a cseppek számát és az általuk lefedett területet a teljes látómező területéhez viszonyítva rögzített látómezőmérettel (60 \times 100 μm). Megmértük a lipidcseppek átlagos területét is. A méréseket a fényképeken az ImageJ szoftverrel végeztük.

A statisztikai analízis során lineáris modelleket (LMM) alkalmaztunk a tartály azonosítójával - mint véletlen hatással - a végső súly, a végső hossz, a növekedési paraméterek (WG, ARG, TGR), a kondíció és a szomatikus indexek (K, HSI, VSI) kezelések közötti különbségeinek vizsgálatára. Mind az $r^2_{\text{m-t}}$ -t (marginális r-négyzet, a hatás nagysága a véletlen tényező, azaz a tartályazonosság figyelembevétele nélkül), mind az $r^2_{\text{c-t}}$ -t (feltételes r-négyzet; a hatás nagysága, ha a véletlen tényezőt is figyelembe vesszük) kiszámítottuk. Ahol a kezeléseknek szignifikáns hatása volt ($p < 0,05$), ott ezt követően Tukey HSD post-hoc tesztek alkalmaztunk. Az elemzés előtt az adatok eloszlását ellenőriztük, és szükség esetén $\log(x)$, vagy (\sqrt{x}) transzformáltuk a normalitás javítása érdekében. Az etetőanyagok hatásának értékeléséhez a gyulladáscitokinek expressziójára és a végső biomassza, FCR, PER, EER, valamint a lipidcseppek sűrűsége és mérete közötti különbségekre a kezelések között egyirányú varianciaanalízist (ANOVA) vagy Kruskal-Wallis H-tesztet, és az azt követő post-hoc tesztek (Tukey HSD vagy Mann-Whitney páros összehasonlítások) használtuk a variancia homogenitásától

függően. A varianciák homogenitását a Bartlett-teszttel vizsgáltuk. A p-értékekre vonatkozó Bonferroni korrekciót a post-hoc tesztek során alkalmaztuk. Az elemzéseket a Statistica 12.0 (Statsoft, Tulsa, OK, USA) szoftverrel és R környezetben végeztük.

4. Eredmények

4.1. Az etetőanyagok a víz tápanyagforgalomra gyakorolt hatása

4.1.1. Az etetőanyagok tápanyagtartalma

A nitrogén- és a foszfortartalom egyaránt magasabb volt az állati eredetű etetőanyagok esetében. A nedves tömeg százalékában kifejezett nitrogéntartalom (zárójelben a száraz tömeg százalékában) az állati eredetű etetőanyag: 6,01% (6,37%), a növényi alapú etetőanyagok: 4,01% (4,81%) volt. A foszfortartalom az állati és növény etetőanyagok esetében 1,04% (1,10%), illetve 0,84% (1,01%) volt.

4.1.2. Etetőanyagokból történő tápanyagoldódás - Laboratóriumi kísérletek

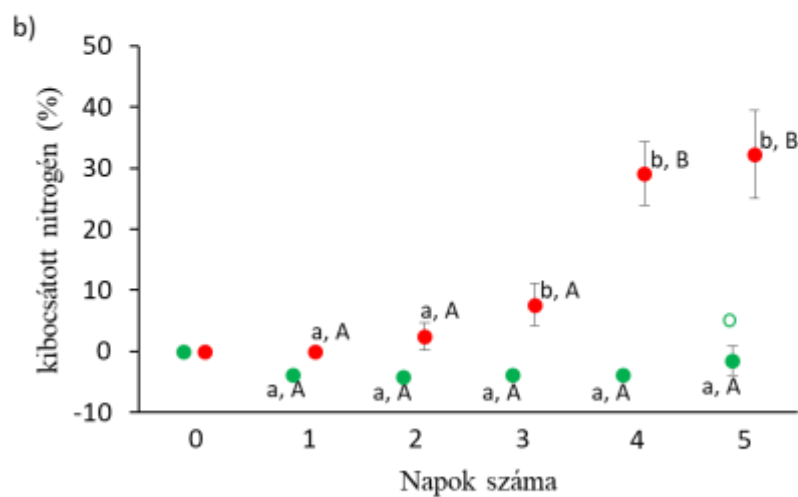
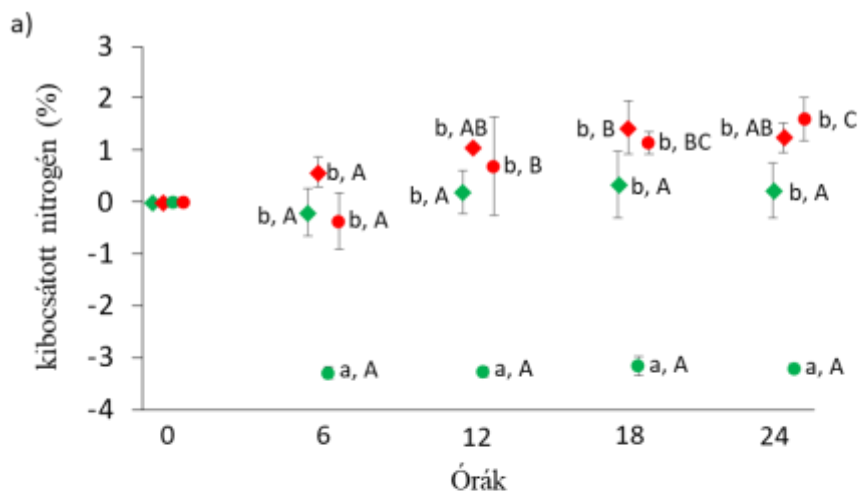
A 24 órás kísérlet oldódási eredményeinek elemzése alapján az idő, a hőmérséklet és az etetőanyagok típusa közötti interakció szignifikánsnak bizonyult, illetve minden egyes mintavételi időpontra a hőmérséklet és az etetőanyag típus interakciója is szignifikáns volt (2. táblázat). Ezen hatások tehát egymástól nem függetlenek, egymás hatását befolyásolják, azaz az oldódás és a hőmérséklet viszonya az etetőanyag típusától függ. A nitrogén kioldódása 13°C-on mindkét etetőanyagból nagyon csekély volt (<2%), és az idő függvényében csekély (állati eredetű etetőanyag esetében) vagy semmilyen (növényi alapú etetőanyag esetében) eltérés nem mutatkozott (2. ábra). A nitrogén kioldódása 23°C-on is alacsony volt (<2%) az állati eredetű etetőanyagból, de az idő múlásával kissé növekedett. Ezzel szemben a növényi alapú etetőanyag stabil (azaz időben nem változott) negatív nitrogén-oldódási értéket mutatott (azaz a tartályvíz szervesetlen nitrogéntartalma csökkent), amely átlagosan a vízbe juttatott etetőanyag kezdeti nitrogéntartalmának 1,5 és -

4,1%-a volt (2/a ábra). A 23 °C-on végzett 5 napos kísérlet elemzése szintén szignifikáns kölcsönhatást mutatott ki az idő és az etetőanyagok típusa között (3. táblázat).

2. táblázat. Az etetőanyagok típusának és a hőmérsékletnek a nitrogén (N) és a foszfor (P) oldódására gyakorolt hatása az egynapos laboratóriumi kísérlet során.

Paraméter	Tényezők					
		SS	df	MS	F	p
N%	Tengelymetszet	4,80	1	4,80	8,51	0,019
	Hőmérséklet	40,78	1	40,78	72,36	<0,001
	Etetőanyag típus	73,09	1	73,10	129,71	<0,001
	Hőm. × Etetőa. típus	28,18	1	28,18	50,00	<0,001
	Hiba	4,51	8	0,56		
	Idő	4,81	3	1,60	25,41	<0,001
	Idő × hőmérséklet	0,39	3	0,13	2,08	0,129
	Idő × Etetőa. típus	1,87	3	0,62	9,88	<0,001
	Idő × Hőm. × Etetőa. típus	1,04	3	0,35	5,50	0,005
	Hiba	1,51	24	0,06		
P%	Tengelymetszet	10883,54	1	10883,54	805,33	<0,001
	Hőmérséklet	169,88	1	169,88	12,57	0,007
	Etetőanyag típus	343,83	1	343,83	25,44	<0,001
	Hőm. × Etetőa. típus	1,31	1	1,31	0,10	0,763
	Hiba	108,11	8	13,51		
	Idő	1885,32	3	628,44	341,14	<0,001
	Idő × hőmérséklet	11,11	3	3,70	2,01	0,139
	Idő × Etetőa. típus	43,63	3	14,54	7,89	<0,001
	Idő × Hőm. × Etetőa. típus	1,24	3	0,41	0,22	0,878
	Hiba	44,21	24	1,84		

(Magyarázat: SS: eltérésnégyzetösszeg; df: szabadságfok; MS: átlag eltérés négyzetösszeg; F: F-érték, p: P-érték)



● Állati eredetű etetőanyag - 23°C ● Növényi alapú etetőanyag - 23°C

◆ Állati eredetű etetőanyag - 13°C ◆ Növényi alapú etetőanyag - 13°C

2. ábra. A nitrogén kioldódása az etetőanyagokból 13 °C-on és 23 °C-on az első 24 órában (a), és 23 °C-on az első 5 napban (b). Az ábrázolt értékek, amelyek nem rendelkeznek közös betűvel, a Bonferroni által korrigált $p < 0,05$ szinten statisztikailag különböznek egy adott időpontban (kisbetűkkel; az etetőanyag típusa \times hőmérséklet kezelés közötti különbségek) vagy időben (nagybetűkkel; kezeléson belüli különbségek).

Az üres zöld kör a kiugró adatokat jelöli.

A grafikon olvashatóságának javítása érdekében az adatokat a vonatkozó x-tengely értékétől kissé eltolva, annak két oldalán ábrázoljuk.

3. táblázat. Az etetőanyagok típusának és a hőmérsékletnek a nitrogén (N) és a foszfor (P) oldódására gyakorolt hatása az ötnapos laboratóriumi kísérlet során

Paraméter	Tényezők					
		SS	df	MS	F	p
N%	Tengelymetszet	966.57	1	966.57	54.87	0.002
	Etetőanyag típus	2222.97	1	2222.97	126.19	<0.001
	Hiba	70.46	4	17.62		
	Idő	1713.78	4	428.45	40.00	<0.001
	Idő × Etetőa. típus	1141.57	4	285.39	26.64	<0.001
	Hiba	171.38	16	10.71		
	P%	Tengelymetszet	14453.29	1	14453.29	1718.22
Etetőanyag típus	7.51	1	7.51	0.89	0.398	
Hiba	33.65	4	8.41			
Idő	365.25	4	91.31	8.31	<0.001	
Idő × Etetőa. típus	132.79	4	33.20	3.02	0.049	
Hiba	175.89	16	10.99			

(Magyarázat: SS: eltérésnégyzetösszeg; df: szabadságfok; MS: átlag eltérés négyzetösszeg; F: F-érték, p: P-érték)

Az állati eredetű etetőanyagból a nitrogén oldódása a harmadik nap után gyorsan növekedni kezdett, és átlagosan az ötödik napon elérte a 32%-ot (2/b ábra). Míg a növényialapú etetőanyag ismét stabilan negatív nitrogénoldódási értéket mutatott végig az 5 napos megfigyelési időszak alatt.

A 24 órás kísérletben az etetőanyagokból a csapvízbe történő foszforoldódás adatainak elemzése alapján az idő és az etetőanyagok interakciója, valamint a hőmérséklet főhatásként szignifikánsnak bizonyult (2. táblázat). Azaz a foszfor oldódásának időbeli dinamikájára hatással van az etetőanyag típusa, míg a hőmérséklet az etetőanyag típusától függetlenül határozza meg a foszfor kioldódását. Az etetőanyag-típus hatása az idő minden szintjén szignifikáns volt, míg a hőmérséklet hatása nem bizonyult szignifikánsnak.

Mind 13°C-on, mind 23°C-on a foszfor oldódása az első 12 és 18 óra alatt nőtt az állati eredetű etetőanyag és a növényi alapú etetőanyag esetében egyaránt, és mind a négy kezelésben (azaz hőmérséklet × etetőanyag-típus) 17 és 26% közötti maximumot ért el 18-24 órával az etetőanyagok hozzáadása után (3/a ábra). Az első 6 óra alatt 23°C-on a növényi alapú etetőanyagból kisebb százalékban oldódott ki a foszfor, de ez az eltérés a 24 órás megfigyelési időszak végére csökkent. A 23°C-on végzett 5 napos kísérlet elemzése szintén szignifikáns kölcsönhatást mutatott az idő és az etetőanyagok típusa között (3. táblázat). A post-hoc tesztek azonban nem mutattak ki sem következetes tendenciát az időben, sem különbséget az etetőanyag-típusok között; a foszfor-értékek oldódása az első naptól az ötödik napig mindkét etetőanyag-típusban 14-28%-os tartományban maradt (kiugró érték: 40% az állati eredetű etetőanyag esetében, 5. nap) (3/b ábra).

4.1.3. Etetőanyagokból történő tápanyag-felszabadulás halak jelenlétében és hiányában – Kültéri tartálykísérletek

A szabadtéri kísérletekben a nitrogén- és foszforformák koncentrációjának változása (Δ -értékek) különbözött mind a kísérleti körök, mind pedig a kezelések között (4. és 5. ábra), de a kezeléshez több magyarázott variancia társult minden tápanyagforma esetében (4. táblázat). A kezelések közötti különbségek az egyes kísérleti körökön belül is szignifikánsak voltak ($F_{3,8} = 6,45-187,17$; $p = 0,016-p < 0,001$), kivéve kettőt (az 5. kísérletet a Δ szervetlen foszfor esetében, és a 3. kísérletet a Δ szerves foszfor esetében). Mivel a hőmérséklet következetesen és jelentősen emelkedett az egymást követő kísérleti körök között, a kezelési típusok szerinti Δ tápanyagértékek kísérletek

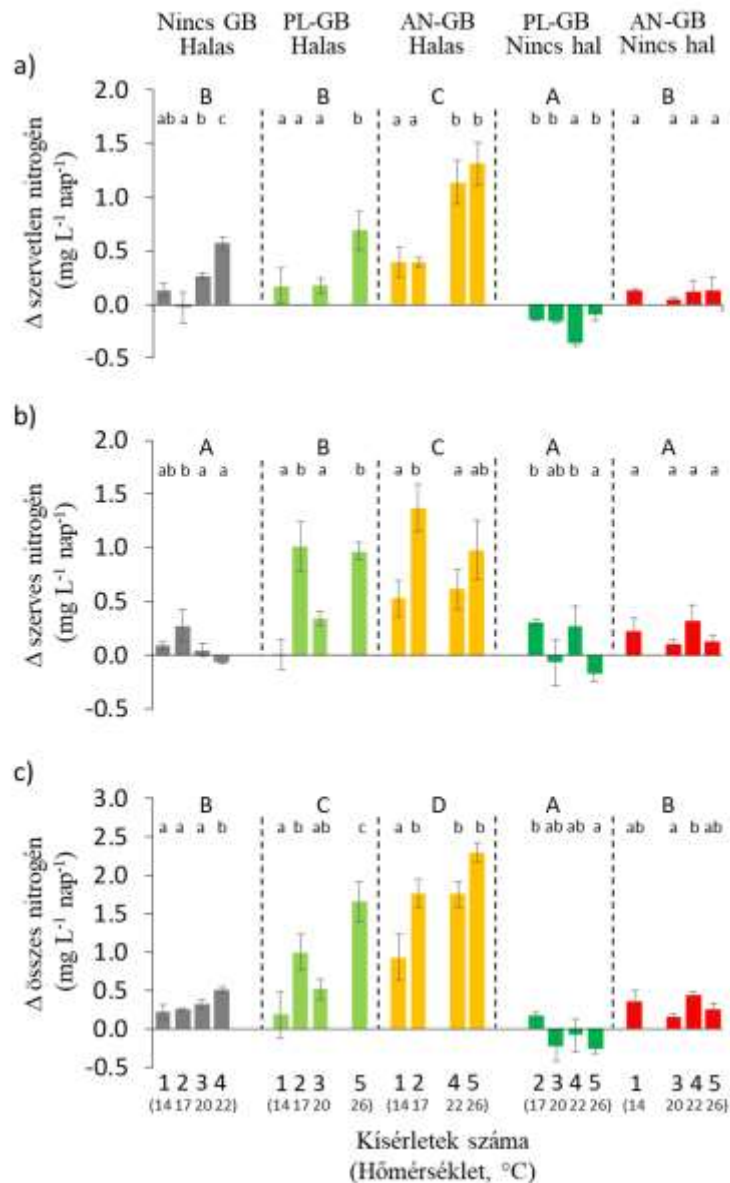
közötti monoton különbségeit hőmérséklethez kapcsolódó változásoknak tekintjük.

A halmentes kezelésekben a szerves és az összes nitrogén- és foszforkoncentráció szignifikánsan jobban nőtt az állati eredetű etetőanyagok esetében, mint a növényi alapú etetőanyagok esetében, míg a Δ szerves nitrogén- és foszfor-értékek hasonlóak voltak mind a két etetőanyag-típus esetében (4. és 5. ábra). Bár a kísérleti körök között voltak különbségek, egyik hatás sem volt monoton a hőmérsékleti tartomány mentén. A Δ összes nitrogén-értékek az állati eredetű etetőanyag nitrogéntartalmának 3,0 - 8,3%-a között mozogtak, a szerves nitrogénformák pedig a teljes nitrogén-felszabadulás 27,5 és 51,5%-át tették ki. A növényi alapú etetőanyag esetében – a laboratóriumi kísérletekhez hasonlóan – negatív Δ szerves nitrogén-értékeket mértünk (4. ábra). A kísérlet során felszabadult összes foszfor (Δ összes foszfor) az állati eredetű etetőanyag esetében az etetőanyaggal bevitt foszfortartalom 16,7 és 24,0%-át fedte le, míg ez a növényi alapú etetőanyag esetében 10,2 és 17,1% között mozgott. A kísérletek között a szerves foszfor aránya az összes foszfor-felszabaduláson belül jelentősen változott, az állati eredetű etetőanyag esetében 58,0-77,4%, a növényi alapú etetőanyag esetében pedig 18,9-94,1% között mozgott.

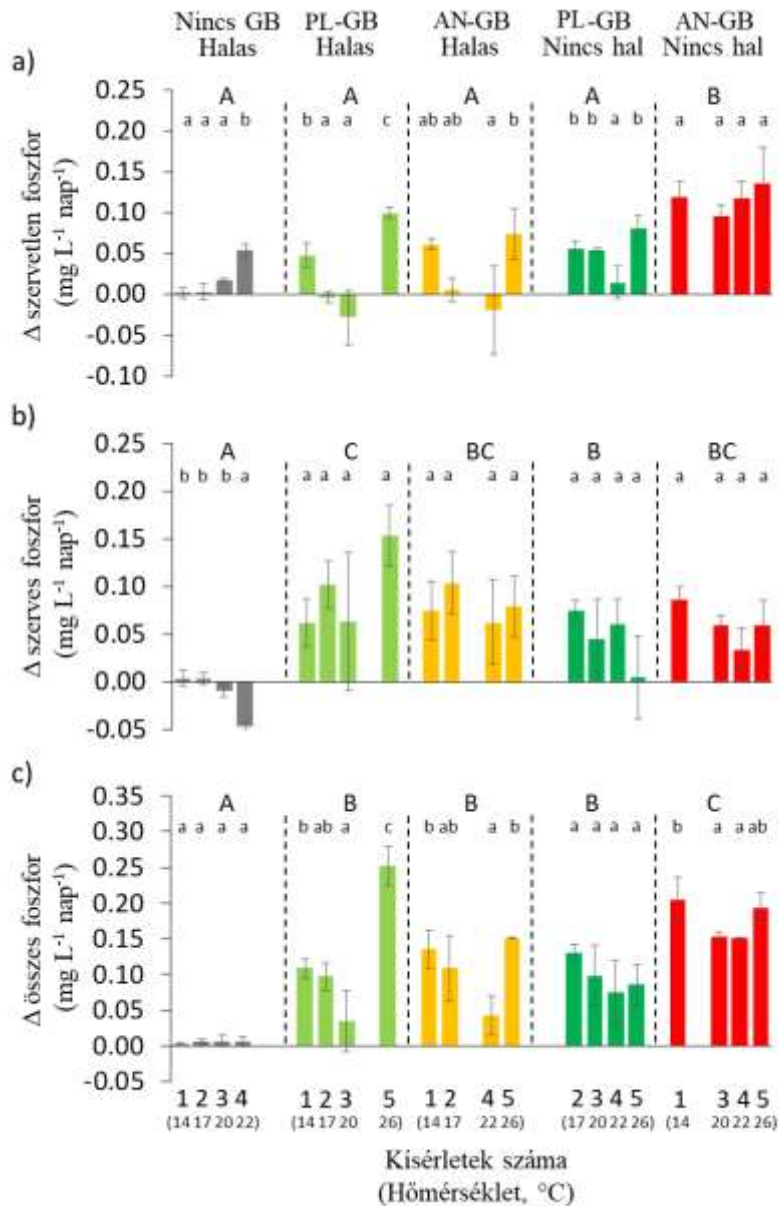
4. táblázat. A különböző etetőanyag-típusok × halak jelenlétének hatása a nitrogén (N) és a foszfor (P) koncentrációjának változására a szabadtéri, öt egynapos tartálykísérletekben

Paraméter	Tényezők							Model		
			SS	df	MS	F	p	F	p	R ² _{adj}
Δ szerves N	Tengelymetszet	Fixed	3.58	1	3.58	6.75	0.061	25.48	<0.001	0.77
	Kísérleti kör	Random	2	4	0.5	12.22	<0.001			
	Kezelés	Fixed	6.55	4	1.63	40.08	<0.001			
	Hiba		2.08	51	0.04					
Δ szerves N	Tengelymetszet	Fixed	7.91	1	7.91	13.04	0.023	18.42	<0.001	0.7
	Kísérleti kör	Random	2.28	4	0.57	10.31	<0.001			
	Kezelés	Fixed	5.19	4	1.29	23.4	<0.001			
	Hiba		2.82	51	0.05					
Δ összes N	Tengelymetszet	Fixed	22.15	1	22.15	24.35	0.008	34.98	<0.001	0.82
	Kísérleti kör	Random	3.43	4	0.85	9.18	<0.001			
	Kezelés	Fixed	21.52	4	5.38	57.58	<0.001			
	Hiba		4.76	51	0.09					
Δ szerves P	Tengelymetszet	Fixed	0.14	1	0.14	16.57	0.016	14.47	<0.001	0.65
	Kísérleti kör	Random	0.03	4	0.01	8.73	<0.001			
	Kezelés	Fixed	0.06	4	0.01	16.69	<0.001			
	Hiba		0.04	51	0.001					
Δ szerves P	Tengelymetszet	Fixed	0.17	1	0.17	77.84	0.001	8.86	<0.001	0.52
	Kísérleti kör	Random	0.01	4	0.002	1.68	0.168			
	Kezelés	Fixed	0.07	4	0.01	13.96	<0.001			
	Hiba		0.06	51	0.001					
Δ összes P	Tengelymetszet	Fixed	0.62	1	0.62	51.35	0.002	16.4	<0.001	0.68
	Kísérleti kör	Random	0.04	4	0.01	6.62	<0.001			
	Kezelés	Fixed	0.14	4	0.03	20.65	<0.001			
	Hiba		0.08	51	0.001					

(Magyarázat: SS: eltérésnégyzetösszeg; df: szabadságfok; MS: átlag eltérés négyzetösszeg; F: F-érték, p: P-érték)



4. ábra. A szervetlen (a), szerves (b) és összes (c) nitrogén koncentrációjának változása a kísérleti tartály vizében a hozzáadott etetőanyag (GB) típusától és a halak jelenlététől vagy hiányától függően öt egymást követő 1 napos kísérletben. Az ábrázolt, közös betűkön nem osztozó értékek statisztikailag különböznek a Bonferroni által korrigált $p < 0,05$ szinten; a kisbetűk a kezelésen belüli (kísérletek közötti), a nagybetűk pedig a kezelések közötti különbségeket jelzik. Megjegyzendő, hogy a vízhőmérséklet a kísérletek között változott, és az értékek a kísérletek számai alatt zárójelben vannak feltüntetve. A kísérlet elrendezésének megfelelően minden kezelés az öt kísérletből csak négyben vett részt.



5. ábra. A szervetlen (a), szerves (b) és összes (c) foszfor koncentrációjának változása a kísérleti tartály vizében a hozzáadott etetőanyagok (GB) típusától és a halak jelenlététől vagy hiányától függően öt egymást követő 1 napos kísérletben. Az ábrázolt, közös betűn nem osztható értékek statisztikailag különböznek a Bonferroni által korrigált $p < 0,05$ szinten; a kisbetűk a kezeléson belüli (kísérletek közötti), a nagybetűk pedig a kezelések közötti különbségeket jelzik. Megjegyzendő, hogy a vízhőmérséklet a kísérletek között változott, és az értékek a kísérletek számai alatt zárójelben vannak feltüntetve. A kísérlet elrendezésének megfelelően minden kezelés az öt kísérletből csak négyben vett részt.

A halat is tartalmazó kezelések során az etetőanyagok gyorsan elfogytak. A Δ szerves nitrogén növekedett és a Δ összes nitrogén a hőmérséklet növekedésével szintén tendenciózus növekedést mutatott (4. /a,c ábra). Az állati eredetű etetőanyag esetében magasabb Δ nitrogénértékeket mértünk, mint a növényi alapú etetőanyag és az etetőanyag nélküli kezelésekben (4. ábra). A Δ összes nitrogén az állati eredetű etetőanyag (16,9-47,4%) és a növényi alapú etetőanyag (4,2-45,4%) teljes nitrogéntartalmának hasonló arányát tette ki, de az állati eredetű etetőanyag esetében elsősorban a szerves nitrogénformák domináltak. A Δ foszfor értékek szignifikánsan magasabbak voltak az etetőanyagot tartalmazó kezeléseknél, mint az etetőanyagmentes, kizárólag halakat tartalmazó kezelések esetében. A Δ foszfor értékek viszont nem mutattak egyértelmű hőmérsékletfüggést (azaz monoton változást a kísérletek során) egyik halas kezelésnél sem (5. ábra), valamint nem találtunk különbséget a növényi alapú etetőanyag és az állati eredetű etetőanyag hatása között. Mindkét etetőanyag esetében nagyobb arányban a szerves foszforformák szabadultak fel (5. ábra). A Δ összes foszfor az állati eredetű etetőanyag és a növényi alapú etetőanyag foszfortartalmának 4,2-18,2%-a, illetve 5,2-32,4%-a között változott.

A Δ nitrogén-értékek 2,3- 9,4-szer magasabbak voltak az etetőanyagot tartalmazó kezeléseknél a halak jelenlétében, mint azok hiányában (4. ábra). A Δ foszfor-értékekre vonatkozóan azonban a halak hatása nem volt egységes az etetőanyagot tartalmazó kezeléseknél (5. ábra); a Δ szerves és az összes foszfor-értékek 3,8- és 1,6-szer magasabbak voltak az állati eredetű etetőanyagot tartalmazó kezeléseknél, míg a Δ szerves foszfor-értékek 2,1- és 1,3-szor alacsonyabbak voltak a halak hiányában, mint azok jelenlétében mind a két etetőanyag-típus esetében.

4.2. Az etetőanyagok halak szervezetére gyakorolt hatása

4.2.1. Az etetőanyagok összetétele

A nyers zsír-, keményítő-, energia- és nem-fehérje energiatartalom és nem-fehérje energia:fehérje arány is jelentősen különbözött az etetőanyagok között, sőt a két állati eredetű és a két növényi eredetű termék között is (5. táblázat). A kontrolltakarmány, a két állati eredetű- és az egyik növényi eredetű etetőanyag foszfortartalma hasonló volt (valamivel 1% fölött száraz tömegben), míg a másik növényi alapú etetőanyag (PL-GB-2) jóval kevesebb (0,36%) foszfort tartalmazott. Az etetőanyagok nitrogén- és nyers fehérjetartalma tükrözte az összetevők eredetét, vagyis a növényi alapú etetőanyagokban mindkettő alacsonyabb volt. Hasonlóképpen, az esszenciális aminosavtartalom is – különösen a metionin, az arginin és a lizin tekintetében – alacsonyabb volt a növényi eredetű etetőanyagokban, amelyeknél ezek az értékek a ponty szükségletei alatt voltak (a Nemzeti Kutatási Tanács ajánlásai alapján, NCR, 2011) (5. táblázat).

5. táblázat. Az etetőanyagok és a kontrolltakarmányok összetétele. AN-GB: főleg állati eredetű összetevőkből álló etetőanyag, PL-GB: növényi alapú etetőanyag, a kontroll széles körben használt akvakultúra-táp.

Megjegyzés: A csillaggal (*) jelölt értékek a ponty (*Cyprinus carpio*) igénye alatt vannak a Nemzeti Kutatási Tanács (2011) ajánlása alapján.

	Kontroll	AN-GB-1	AN-GB-2	PL-GB-1	PL-GB-2
nedvességtartalom (%)	8,06	7,87	16,31	14,11	13,85
<i>tápanyagtartalom (% száraz tömegben)</i>					
nitrogén	5,47	5,92	5,76	4,50	4,16
foszfor	1,13	1,07	1,12	1,02	0,36*
energia (MJ/g)	19,55	20,17	17,19	18,35	17,53
energia (kcal/kg)	4669	4817	4106	4382	4187
<i>összetétel (% száraz tömegben)</i>					
nyers hamu	5,28	5,45	8,33	6,17	5,75
nyers zsír	7,46	12,03	10,26	13,03	7,71
nyers rost	2,99	1,91	3,11	3,54	2,11
keményítő	24,27	33,05	9,12	13,33	30,65
nyers fehérje	34,40	32,39	33,84	25,38	22,30
nitrogénmentes anyagok	41,81	40,35	28,15	37,77	48,28
<i>aminosavak (g/kg száraz tömegben)</i>					
Aszparagin	2,76	2,87	3,47	2,55	2,28
Treonin	1,27*	1,18*	1,34*	1,12*	0,97*
Szerin	2,12	1,61	1,71	1,48	1,50
Glutamin	6,08	6,08	5,67	4,58	4,33
Prolin	2,42	1,94	1,63	1,35	1,21
Glicin	2,18	1,67	1,83	1,24	0,89
Alanin	1,86	1,94	2,13	1,49	1,36
Cisztein	0,70	0,51	0,48	0,41	0,44
Valin	2,05	1,87	1,98	1,54	1,30*
Metionin	0,86	0,60*	0,76	0,54*	0,58*
Izoleucin	1,36	1,34	1,44	1,15	1,09
Leucin	2,70	2,85	2,92	2,17	2,12
Tirozin	1,01	1,03	1,24	0,93	0,82
Fenilalanin	1,75	1,83	1,88	1,51	1,37
Hisztidin	0,97	1,19	1,03	0,64	0,49
Lizin	2,19	1,95*	2,24	1,16*	0,86*
Arginin	2,12	1,93	2,09	1,52*	0,69*

4.2.2. Növekedési, kondíció és szomatikus mutatók

Bár a végsúlyban és a végső biomasszában mutatkozó különbség csak kis mértékben volt szignifikáns (végső súly: LMM, $F_{4,10}=2,74$, $p=0,089$, $r^2_m=0,13$, $r^2_c=0,13$; végső biomassza: ANOVA, $F_{1,4}=3,66$, $p=0,044$), és a végső hossz nem különbözött a kezelések között (végső hossz: LMM, $F_{4,10}=1,87$, $p=0,193$, $r^2_m=0,09$, $r^2_c=0,09$), az eltérés egyénileg nyomon követhető volt, mint az állati eredetű etetőanyagok és a kontroll takarmányok esetében (6. táblázat). A növényi alapú etetőanyagokkal etetett halak növekedése elmaradt az állati eredetű etetőanyaggal és a kontroll táppal etetett csoportokhoz képest (6. táblázat). Az AGR és a WG szignifikánsan alacsonyabb volt a növényi alapú etetőanyagokkal végzett kezelésekben, mint az állati eredetű etetőanyagokat és a kontrolltakarmányt fogyasztó csoportokban (AGR: LMM, $F_{4,10}=15,91$, $p<0,001$, $r^2_m=0,46$, $r^2_c=0,46$; WG: LMM, $F_{4,10}=25,69$, $p<0,001$, $r^2_m=0,58$, $r^2_c=0,58$) (6. táblázat). A WG esetében szignifikáns különbség volt megfigyelhető az állati eredetű etetőanyagok között, de az egyik állati eredetű etetőanyag és a kontrolltakarmány között nem. Az FCR és PER magasabb volt a növényi alapú etetőanyagot fogyasztó csoportok esetében, mint az állati eredetű etetőanyagot és a kontrolltakarmányt fogyasztó csoportoknál (FCR: ANOVA, $F_{1,4}=256,6$, $p<0,001$, PER: ANOVA, $F_{1,4}=351,7$, $p<0,001$). Továbbá az FCR-ben is szignifikáns különbségek voltak megfigyelhetőek a két növényi etetőanyagos-, valamint a két állati eredetű etetőanyagos kezelés között (6. táblázat). A PER-értékekben a két növényi alapú etetőanyag között különbségek mutatkoztak, de két állati eredetű etetőanyag között nem (6. táblázat). Az egyik állati eredetű etetőanyag energiahatékonysági mutatója magasabb volt, mint a többi etetőanyagé és a kontrolltakarmányé

(EER: ANOVA, $F_{1,4}=99,94$, $p<0,001$), de további különbségek nem voltak megfigyelhetőek a kezelések között (6. táblázat). A kondíciófaktor minimálisan különbözött a kezelések között (K: LMM, $F_{4,10}=2,61$, $p=0,099$, $r^2_m=0,12$, $r^2_c=0,12$), viszont a szomatikus mutatókban nem tapasztaltunk különbségeket (6. táblázat) (HSI: LMM, $F_{4,10}=2,63$, $p=0,098$, $r^2_m=0,12$, $r^2_c=0,12$, VSI: LMM, $F_{4,10}=1,45$, $p=0,288$, $r^2_m=0,09$, $r^2_c=0,17$; 6. táblázat).

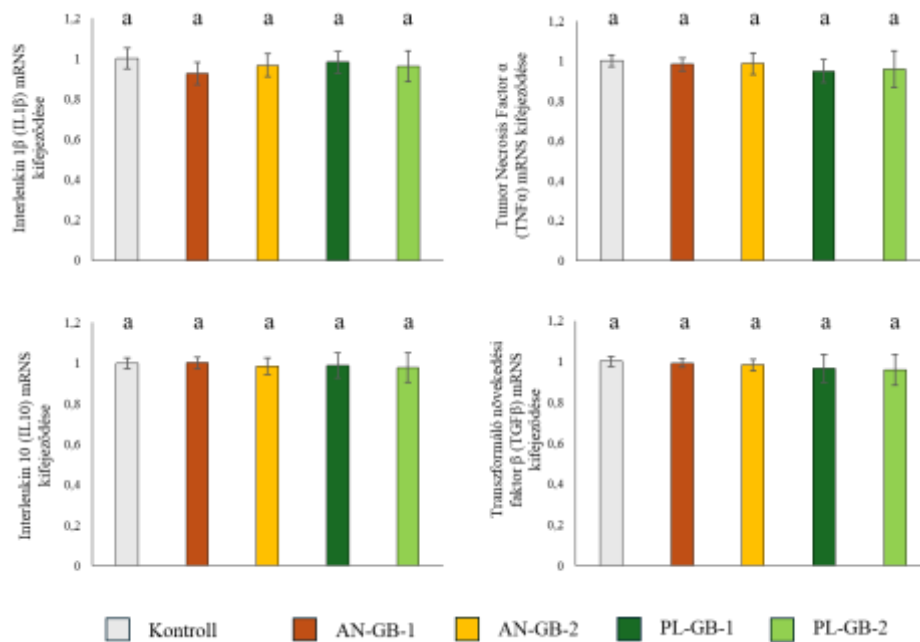
6. táblázat. A ponty (*Cyprinus carpio*) súlyának átlaga és szórása, növekedési paraméterek (IW: kezdőszúly (g), TW: végsúly (g), TB: végső biomassza (g), TTL: végső hossz (cm), S: túlélés (%), WG: súlygyarapodás, FCR: takarmányozási együttható) és szomatikus mutatók (K: Fulton-féle kondíciós tényező, HSI: hepatoszomatikus index, VSI: viszceroszomatikus index). AN-GB: főleg állati eredetű összetevőkből álló etetőanyag, PL-GB: növényi alapú etetőanyag, a kontroll egy széles körben használt akvakultúra-táp.

	Kontroll	AN-GB-1	AN-GB-2	PL-GB-1	PL-GB-2
IW	563 ± 160 ^a	541 ± 168 ^a	543 ± 144 ^a	534 ± 163 ^a	604 ± 149 ^a
TW	966 ± 288 ^a	966 ± 271 ^a	861 ± 232 ^a	742 ± 201 ^a	815 ± 195 ^a
TB	4982 ± 243 ^a	4832 ± 397 ^a	4306 ± 484 ^a	3712 ± 752 ^a	4077 ± 347 ^a
TTL	36 ± 3 ^a	36 ± 3 ^a	34 ± 2 ^a	34 ± 3 ^a	35 ± 3 ^a
S	100	100	100	100	100
WG	77,60 ± 22,76 ^a	81,51 ± 22,78 ^a	59,19 ± 16,85 ^b	40,49 ± 8,51 ^c	35,20 ± 7,87 ^c
AGR	9,86 ± 3,67 ^a	9,66 ± 3,08 ^a	7,22 ± 2,47 ^a	4,74 ± 1,07 ^b	4,79 ± 1,49 ^b
FCR	1,25 ± 0,05 ^a	1,22 ± 0,04 ^a	1,57 ± 0,09 ^b	2,24 ± 0,07 ^c	2,48 ± 0,03 ^d
PER	5,83 ± 0,10 ^a	6,22 ± 0,06 ^b	6,09 ± 0,10 ^b	7,27 ± 0,03 ^c	8,09 ± 0,12 ^d
EER	0,43 ± 0,01 ^a	0,42 ± 0,004 ^a	0,50 ± 0,01 ^b	0,42 ± 0,002 ^a	0,43 ± 0,01 ^a
K	2,07 ± 0,26 ^a	2,09 ± 0,18 ^a	2,06 ± 0,26 ^a	1,88 ± 0,19 ^a	1,95 ± 0,20 ^a
HSI	3,18 ± 0,49 ^a	3,12 ± 0,54 ^a	2,66 ± 0,52 ^a	2,99 ± 0,54 ^a	3,16 ± 0,64 ^a
VSI	10,24 ± 2,04 ^a	11,81 ± 1,99 ^a	10,76 ± 1,96 ^a	10,57 ± 1,21 ^a	11,44 ± 1,77 ^a

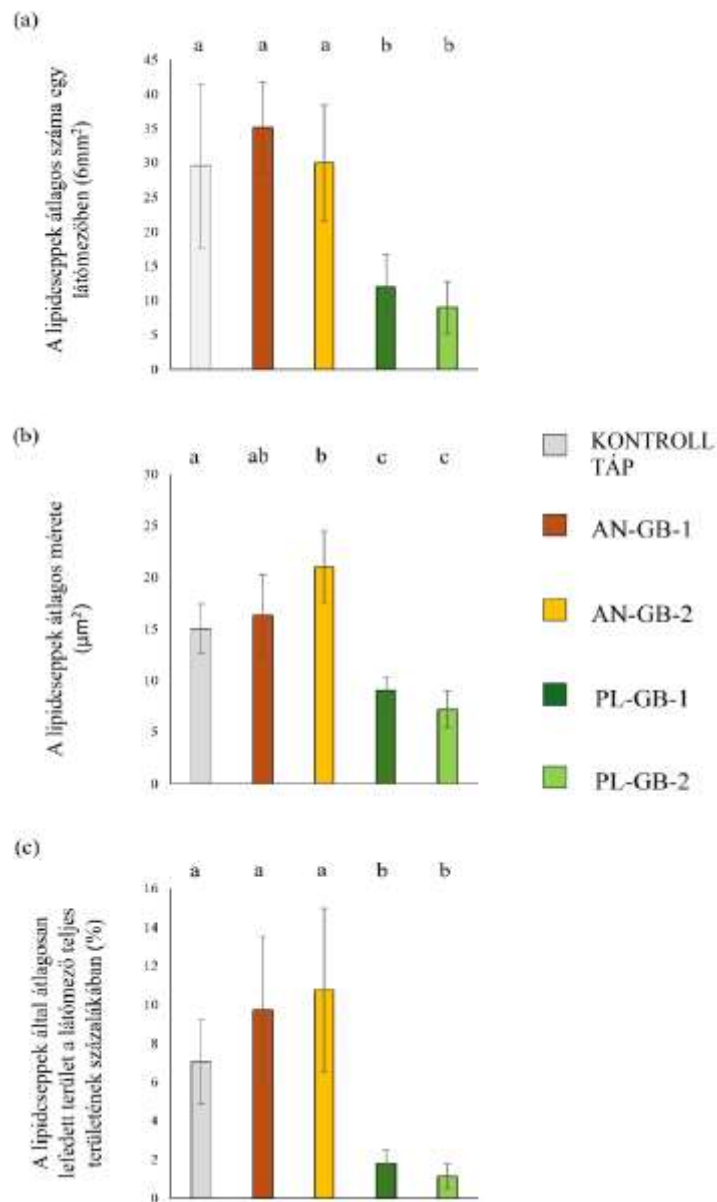
Megjegyzés: A különböző betűkkel jelölt értékek statisztikailag különböznek egymástól ($p<0,05$).

4.2.3. Immunválaszok a májban

A kontrollcsoporttal összehasonlítva az etetőanyagfogyasztás nem okozott szignifikáns változásokat a gyulladásos faktorok génexpressziójában (TNF- α : ANOVA, $F_{1,4}=0,79$; $p=0,544$; IL-1 β ANOVA, $F_{1,4}=1,29$; $p=0,301$; IL-10 ANOVA, $F_{1,4}=0,25$; $p=0,908$; TGF- β ANOVA, $F_{1,4}=0,73$; $p=0,581$) (6. ábra).



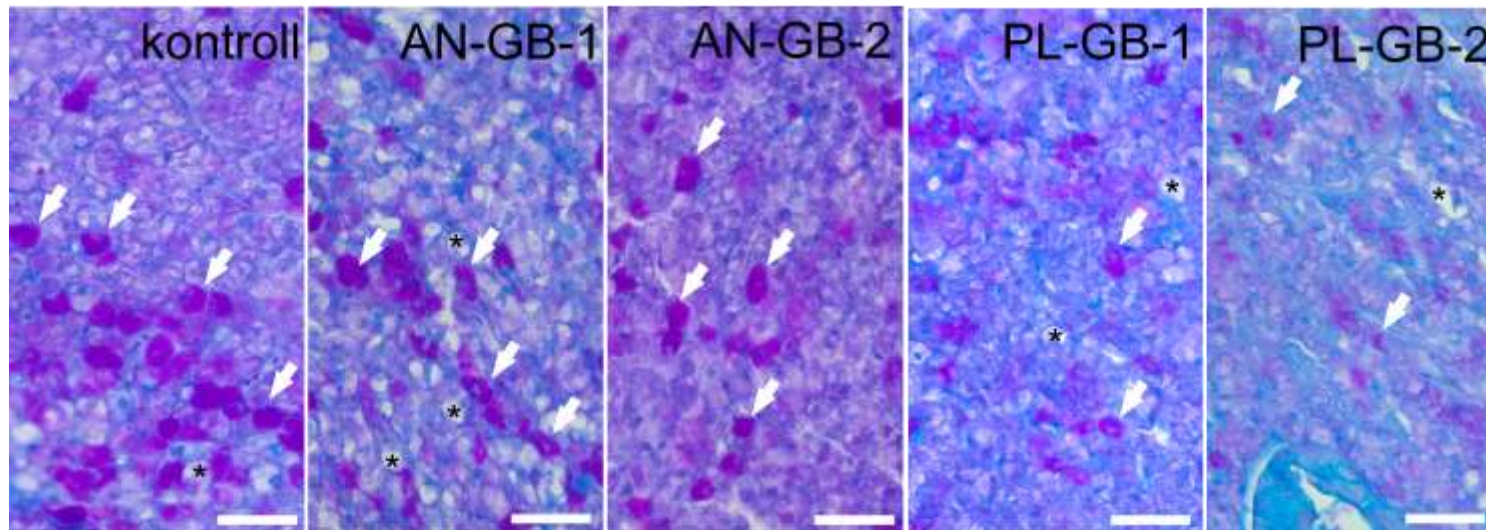
6. ábra. Különböző etetőanyagok hatása a májgyulladásal kapcsolatos gének expressziójára pontyban (*Cyprinus carpio*). AN-GB: főleg állati eredetű összetevőkből álló etetőanyag, PL-GB: növényi alapú etetőanyag, a kontroll egy széles körben használt akvakultúra-táp. A különböző betűkkel jelölt értékek statisztikailag különböznek ($p < 0,05$).



7. ábra. A különböző etetőanyagok hatása a) lipidcseppek számára, b) méretére és c) sűrűségére a ponty (*Cyprinus carpio*) májában. AN-GB: főleg állati eredetű összetevőkből álló etetőanyag, PL-GB: növényi alapú etetőanyag, a kontroll egy széles körben használt akvakultúra-táp. A különböző betűkkel jelölt értékek statisztikailag különböznek egymástól $p < 0,05$ értéken.

4.2.4. Máj szövettan

A máj energiatartalékát befolyásolta az etetőanyagok összetevőinek eredete (növényi anyagok beépítése), viszont az etetőanyagok energia-, zsír- és keményítőtartalma nem (7. ábra). A lipidcseppek teljes száma feleannyi volt a növényi alapú etetőanyagok kezelésekből származó májmintákban, mint az állati eredetű etetőanyagok és a kontroll takarmányok esetében (Kruskal-Wallis, $H=16,53$, $p=0,002$; 7. ábra). A növényi eredetű etetőanyaggal végzett kezelésekből a lipidcseppek átlagos mérete fele volt az állati eredetű etetőanyaggal és a kontroll takarmánnyal végzett kezelésekből megfigyelt méretnek (ANOVA, $F_{1,4}=20,85$, $p<0,001$; 7. ábra). Hasonló különbségeket figyeltünk meg a lipidcseppek sűrűségében is (azaz a lipidcseppek által borított átlagos terület osztva a teljes látómező területével, Kruskal-Wallis, $H=18,22$, $p<0,001$, 8. ábra).



8. ábra. Glikogén és lipid a májsejtekben (hepatocitákban), alcian-kék PAS festéssel kiemelve (méretarányos sáv: 15 μ m). Lipidcseppek (fehér nyilak) és vakuolumok (csillag) a különböző etetőanyaggal etetett halak reprezentatív májmintáiban (kontroll, AN-GB-1, AN-GB-2, PL-GB-1, PL-GB-2; méretarányos sáv: 30 μ m). AN-GB: főleg állati eredetű összetevőkből álló etetőanyagok, PL-GB: növényi alapú etetőanyagok, a kontroll egy széles körben használt akvakultúra-táp.

5. Értékelés

5.1. Az etetőanyagok a vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása

Felismerve az etetőanyag-használat lehetséges káros hatásait, az etetőanyagok tápanyagtartalmát széles körben vizsgálták az etetőanyag-használathoz kapcsolódó tápanyagterhelés és a horgászat nettó tápanyagmérlegének felmérése céljából (pl. Wolos *et al.* 1992, Niesar *et al.* 2004, Amaral *et al.* 2013). Kevés információ áll rendelkezésre azonban arról, hogy az etetőanyag-használat révén bevitt tápanyag milyen arányban áramlik a vízoszlopba, ezzel közvetlenül fokozva az elsődleges termelést. Eredményeink alapján az etetőanyagokban tárolt foszfor jelentős része egy napon belül a vízoszlopba kerülhet.

5.1.1. El nem fogyasztott etetőanyag – oldódás

A gyors foszfor-felszabadulás (3. ábra) vízben jól oldódó foszforformák jelenlétére utalt mind az állati eredetű etetőanyagok, mind pedig a növényi alapú etetőanyagok esetében. Az akvakultúrában használt formulázott haltápok általában szintén gazdagok vízben oldódó foszforban (Kibria *et al.* 1997, Akhan & Gedik 2017, Kong *et al.* 2020), és hasonlóan gyors foszforfelszabadulást mutatnak (Kong *et al.* 2020). A nitrogén-felszabaduláshoz nitrogénben gazdag szerves vegyületek lebomlása szükséges (Kong *et al.* 2020), ezért ez a folyamat a foszfor felszabadulásához képest késleltetett (Kibria *et al.* 1997, Akhan & Gedik 2017). Az állati eredetű etetőanyagok esetében jelentős nitrogén-felszabadulás 3-4 nap után következett be (2/b ábra), ami az állati eredetű, akvakultúrában használt tápok esetében is jellemző (vö. Kibria *et al.* 1997, Akhan & Gedik 2017). Ezzel szemben a növényi alapú

etetőanyagok esetében az oldott nitrogén hirtelen csökkenése volt megfigyelhető (2. ábra). Bár csapvizet használtunk, az etetőanyag vektorként szolgálhatott a mikrobák számára. A szerves nitrogén immobilizációja feltehetően a mikrobiális nitrogén-felvétel eredménye lehet, ami a növényi törmelékek bomlásának kezdeti szakaszában gyakori (Berg & Staff 1981, Hefting *et al.* 2005). A növényi és állati maradványok bomlásának összehasonlító vizsgálata során hasonló különbséget figyeltek meg a nitrogén-immobilizációban (Cayuela *et al.* 2009), mivel a mikrobák oldott nitrogénszükséglete a szubsztrát N:P moláris arányának csökkenésével nő (Halvorson *et al.* 2017). Más szóval, a mikrobiális bontás szerves nitrogénigényét a vízből fedezte, mivel a szükségleteihez képest az etetőanyag N:P moláris arány alacsony volt. A szerves nitrogénkoncentráció csökkenése magasabb hőmérsékleten hangsúlyosabb volt, ami megerősíti a mikrobiális aktivitás szerepét a nitrogén immobilizálásában.

Eredményeink alapján (3. és 5. ábra) az el nem fogyasztott etetőanyagok jelentős ortofoszfát-forrást jelenthet, amely közvetlenül elérhető foszforformát jelent az elsődleges termelők számára. Mivel az európai tavak többnyire foszforlimitáltak (Poikane 2022), az el nem fogyasztott etetőanyag közvetlenül hozzájárulhat az antropogén eutrofizációhoz. Az ortofoszfát hirtelen feloldódása és a növényi eredetű etetőanyagok oldott nitrogén-immobilizációja erősen csökkenti a vízoszlopban rendelkezésre álló tápanyagok N:P arányát, ami kedvezhet a nitrogén-fixáló cianobaktériumoknak (vö. Hecky & Kilham 1988). Érdeemes lenne további vizsgálatokat végezni, hogy a túlzott etetőanyag-használat – ahol a fel nem használt etetőanyagok aránya magasabb, pl.

horgászverseny – és a különböző etetőanyag-típusok hogyan változtatják meg az elsődleges termelést és a fitoplankton összetételét.

5.1.2. A halak által elfogyasztott etetőanyagok

Az állatok által kibocsátott tápanyagok lehetnek mind partikulát, mind oldott formájúak. Az elfogyasztott táplálék megemésztetlen vagy emészthetetlen részei partikulált formában távoznak (ezt nevezzük ürítésnek), míg az emészthető részt az állatok képesek asszimilálni. A növekedés során a viszonylag állandó testösszetétel fenntartása érdekében az állatok az asszimilált tápanyagokat testük tápanyag-összetételének megfelelő arányban visszatartják (ökológiai sztöchiometria-elmélet, Sterner & Elser 2002), a feleslegben lévő tápanyagok pedig oldott formában távoznak (ezt nevezzük kiválasztásnak). A tápanyagtartalom túl tehát a táplálék emészthetősége is döntő szerepet játszik a tápanyag-felszabadulásban (Moody *et al.* 2015).

Az etetőanyagokban (és a táplálékban általában) a nitrogén nagy része aminosavakban van megkötve, így a felszabaduló nitrogén mennyisége és formái a fehérjetartalom és azok emészthetőségének függvénye (Ballestrazzi *et al.* 1994). Az állati eredetű etetőanyagok magasabb nitrogén- és nyers fehérjetartalommal rendelkeznek, és jól emészthető állati eredetű fehérjeforrásokat (pl. halliszt, húsliszt; Drew *et al.* 2007) tartalmaznak. Ezzel szemben a növényi alapú etetőanyagok növényi fehérjéi kevésbé hozzáférhetők a halak számára az esszenciális aminosavak hiánya és a növényi összetevőkben lévő antinutritív anyagok (pl. nem keményítő poliszacharidok, polifenolok, fitinsav és proteázgátlók) jelenléte miatt (Kokou & Fountoulaki 2018). A növényi alapú etetőanyag-fogyasztás ezért kevesebb és főként partikulált nitrogén kibocsátását idézte elő a vízoszlopba (4. ábra) (vö. Cheng *et al.* 2003).

Bár elméletben a táplálékkal felvett foszfor mennyisége szorosan összefügg a foszforkibocsátással (Moody *et al.* 2015), természetes körülmények között (azaz a táplálékforrások, azok foszfortartalma és a felvett táplálék mennyisége) a halak igénye általában meghaladja a táplálékban jelenlévő hasznosítható foszfor mennyiségét, ami ellentmondásos eredményekhez vezethet (azaz nem találnak összefüggést a felvett és az ürített/kiválasztott foszfor mennyisége között (pl. Glaholt & Vanni 2005, Evangelista *et al.* 2017)). Az etetőanyagok teljes foszfortartalma (1,04% az állati eredetű etetőanyagokban, és 0,84% a növényi alapú etetőanyagokban) valamivel magasabb volt, mint a ponty szükséglete (0,6-0,7% vízben oldódó foszfor ad libitum etetve; Ogino & Takeda 1976), emészthetőségük azonban kétséges. A hal- és csontliszt nagy mennyiségű trikálcium-foszfátot tartalmaz (Jahan *et al.* 2002a,b), illetve számos növényi összetevő gazdag fitinsavban (Eeckhout & De Paepe 1994). A specifikus enzimek (Jahan *et al.* 2001) hiánya miatt ezen foszforformák emészthetetlenek az olyan monogasztrikus fajok számára, mint a ponty. Ezek a megemészthetetlen foszforformák hozzájárulhattak ahhoz, hogy a foszfor elsősorban ürítés útján, partikulált formában távozott a halakból (5. ábra). A halak feltehetően visszatartották (asszimilálták) az etetőanyagok emészthető foszfortartalmát, és a kiválasztás közel maradt az alapvető, nem táplálkozással összefüggő tápanyag-kiválasztás mértékéhez (Rodehutsord *et al.* 2000), amelyet a nem etetett halakkal modelleztünk (5. ábra).

A poikilotherm szervezetek anyagcseréje nagymértékben függ a hőmérséklettől (Brown *et al.* 2004), ami a tápanyag-kiválasztás (Vanni 2002) fokozódását eredményezi, különösen a nitrogén (Morgan & Hicks 2013) esetében, ami elsősorban a fehérjelebontással van kapcsolatban

(Wood 2001). Az enzimek aktivitásának növelése révén a hőmérséklet általában kedvezően befolyásolja a táplálék emésztési hatékonyságát számos állati és növényi fehérje esetében (Kim *et al.* 1998, Watanabe *et al.* 1996). A szabadtéri kísérletünkben az oldott nitrogén négyszeres növekedése a vízben a hőmérsékleti gradiens mentén (4. ábra) összhangban volt a korábbi tanulmányokkal: 10°C-os hőmérséklet-emelkedés 1,5-4-szeres nitrogén-kiválasztás-növekedést okoz (Vanni 2002, Wood 2001). Ez a tendencia a nem etetett halaknál is megfigyelhető volt (4. ábra), mivel a nitrogén-kiválasztás endogén forrása – ellentétben az exogén komponenssel, amelyet a nitrogénbevitel vezérel – a hőmérséklet függvénye (Ballestrazzi *et al.* 1998). Bár az emésztés és a foszforasszimiláció hatékonysága a hőmérséklet növekedésével nő (Kim *et al.* 1998, Nakasima & Leggett 1980), az etetőanyagok rendelkezésre álló foszfortartalma és a pontyok foszforszükséglete közötti különbség a kiválasztás mértékét hőmérséklettől függetlenül egy minimális, az alapvető fiziológiai folyamatokkal együtt járó mennyiség közelében tarthatta (5. ábra).

5.2. Az etetőanyag halak szervezetére gyakorolt hatása

Bár az etetőanyagok használata a horgászat népszerűségének növekedésével nő, és fontos táplálékforrást jelenthetnek a halak számára (Specziár *et al.* 1997, Britton *et al.* 2022, Imbert *et al.* 2024), nem sokat tudunk az etetőanyag-fogyasztás élettani hatásairól. Eredményeink rávilágítanak az etetőanyagok összetételének és tápértékének jelentős különbségeire (5. táblázat), amelyek elsősorban az összetevők eredetétől függenek, azaz attól, hogy elsősorban állati vagy növényi eredetű anyagokból állnak. A növényi eredetű etetőanyagok kevésbé táplálóak, és a kontrolltakarmányhoz képest kisebb növekedést eredményeztek,

azonban az állati eredetű etetőanyagokhoz képest nagyobb egységnyi biomassza növekedést mutattak egységnyi nitrogénbevitelre vetítve (6. táblázat). Ezzel szemben az állati eredetű etetőanyagokkal etetett halak ugyanolyan magas növekedési arányt mutattak, mint az intenzív nevelési célra kifejlesztett teljes értékű takarmánnyal etetett kontrollcsoport halai (6. táblázat). Kiegyensúlyozatlan makrotápanyag-tartalmuk ellenére az etetőanyagok kizárólagos fogyasztása nem okozott olyan káros immunológiai vagy szövettani elváltozásokat a kísérleti pontyok májában, amelyek egészségügyi problémára utalnának.

5.2.1. Az etetőanyagok halak növekedésére gyakorolt hatása

A kiegyensúlyozatlan növényi alapú étrend lassabb növekedési ütemet eredményezhet az alacsony fehérjetartalom, az esszenciális aminosavak hiánya, a növényi anyagokban található antinutritív anyagok, és az alacsony foszfortartalom (ami ráadásul általában fitát formájában van jelen) miatt. E tényezők mindegyike már önmagában is magyarázhatná az alacsonyabb növekedési ütemet, de e hatások kombinációja sokkal valószínűbb (lásd: Francis *et al.* 2001). Mindkét vizsgált növényi alapú etetőanyag fehérjetartalma jóval alacsonyabb volt, mint a ponty szükséglete (az NRC 32% nyersfehérjét ajánl, lásd: 5. táblázat). Bár ezeknek az etetőanyagoknak a magas energiatartalma segíthet abban, hogy a hal a fehérjét a növekedésre fordítsa (pl. Shiau & Peng 1993), azonban a fehérje-takarékossági hatásnak (protein-sparing effect) is vannak korlátai. Fan és munkatársai (2023) például 28%-os nyersfehérje-tartalmú táplálékkal nevelt pontyoknál alacsonyabb növekedést figyeltek meg a 30-32%-os nyersfehérje-takarmányon nevelt egyedekhez képest, még akkor is, amikor a takarmány energiában gazdag volt. A kiegyensúlyozatlan esszenciális aminosavprofil (különösen a

lizinhiány) és az antinutritív anyagok jelenléte is csökkentette a fehérjék asszimilációját a növényi alapú etetőanyagok esetében (Robinson 1991, Francis *et al.* 2001). Kísérleteinkben a növényi alapú etetőanyagok lizintartalma körülbelül a fele volt az ajánlott értékeknek (5. táblázat) (NCR 2011), ami szintén ronthatta a növekedési teljesítményt (Hu *et al.* 2021). Meg kell jegyezni, hogy a fehérje mennyiségének (azaz az etetőanyagok nyersfehérje-tartalmának) és eredetének (állati vs. növényi eredetű összetevők) a halak növekedésére gyakorolt hatásai nem elválaszthatók, mivel ezek a jellemzők a vizsgálatunkban egybeestek. A növényi alapú etetőanyagok magasabb PER-értékei (6. táblázat) azonban arra utalnak, hogy a lassabb növekedés háttérében az alacsony fehérjetartalom állt. Végül az alacsony és nem elérhető foszfortartalom is hozzájárulhat a növekedés csökkenéséhez (Daniel 2018). Az egyik vizsgált növényi alapú etetőanyag foszfortartalma (5. táblázat) nyilvánvalóan elmaradt a ponty igényétől (ami 0,6-0,7% vízben oldódó formában *ad libitum* etetve; Ogino & Takeda 1976). Bár a többi növényi alapú etetőanyag elméletileg elegendő foszfort tartalmazott, azonban nem lehetünk biztosak abban, hogy ez a foszfor teljes mértékben elérhető volt a halak számára. A növényi anyagok foszforban gazdag fitinsavat tartalmaznak (Eeckhout & De Paepe 1994), de a ponty és más, fitáz enzimet nem kiválasztó halak számára elérhetetlen (Jahan *et al.* 2001). Meg kell jegyezni, hogy az állati eredetű etetőanyagok – és általában az akvakultúra haltápok is – tartalmazhatnak nem elérhető foszforformákat is, mint a hallisztben előforduló trikálcium-foszfát (Jahan *et al.* 2002a,b). A magas növekedési ütemek azonban arra utalnak, hogy az állati eredetű etetőanyagokban a foszfor a halak számára megfelelő arányban és formában áll rendelkezésre.

5.2.2. Az etetőanyagok hatása a máj egészségére

A fehérje-, lipid- és szénhidrátartalom kiegyensúlyozatlansága és/vagy a csökkent emészthetőség miatt a növényi eredetű összetevőket magas arányban tartalmazó táplálékok gyakran idéznek elő zsír- és glikogénlerakódást a májban, valamint oxidatív stresszt és gyulladást (Chen *et al.* 2016, Yang *et al.* 2023), csökkentve a halak immunitását és ellenállóképességét (Montero *et al.* 2010) - annak ellenére, hogy az amilázaktivitás magas a mindenevő halakban (pl. ponty) (Hidalgo *et al.* 1999). Jelen vizsgálatunkban azonban a növényi alapú etetőanyagok fogyasztása – energia-, zsír- és keményítőtartalmuktól függetlenül – a máj energiatartalékainak (lipid és glikogén) csökkenéséhez vezetett (7., 8. ábra), megerősítve a növényi alapú etetőanyagokban lévő tápanyagok gyenge hozzáférhetőségét függetlenül az etetőanyagok energiatartalmától. Az energiatartalom, a nem-fehérje energia és a nem-fehérje energia:fehérje arányban mutatkozó különbségek nem jelentkeztek az állati eredetű etetőanyagok és a növényi alapú etetőanyagok között. A szénhidrátok (NFE-nitrogen free extracts) emészthetőségében – amely befolyásolja az emészthető energiát – különbségek fordulhatnak elő az etetőanyagok között (lásd még: Arlinghaus & Niesar 2005), de az EER-értékek (6. táblázat) nem utaltak az állati eredetű etetőanyagok és a növényi alapú etetőanyagok közötti különbségekre az energia elérhetőségében. Az energiaraktárak csökkenése azonban nem befolyásolta a máj tömegét (a kezelések között nem voltak különbségek a HSI értékeiben, 6. táblázat), ami arra utal, hogy az energiaraktárak komoly kimerülésről nem beszélhetünk. Míg a magas zsírtartalmú, magas szénhidrátartalmú és magas növényi fehérjetartalmú étrendnek a ponty májának egészségére gyakorolt hatását célzó korábbi vizsgálatok jelentős

változásokat figyeltek meg a gyulladásos citokinek expressziójában (pl. Yu *et al.* 2023, Xie *et al.* 2021, Yao *et al.* 2021), a mi vizsgálatunkban hasonló változásokat nem tapasztaltunk (6. ábra). A korábbi tanulmányokkal ellentétben, amelyek lárva és fiatal halakkal dolgoztak (a testtömeg 1 és 50 g között mozgott), mi idősebb, nagyobb halakkal (500g<) dolgoztunk. A növényi fehérjék takarmányba való beépítésének a halak egészségére gyakorolt hatásával kapcsolatos ellentmondásos eredmények összefüggésbe hozhatók a vizsgált halak fejlődési stádiumai közötti különbségekkel (Hemre *et al.* 2018). Az antinutritív anyagokkal szembeni tolerancia a halak életkorának növekedésével nőhet (Couto *et al.* 2014, Couto *et al.* 2015). A veleszületett immunválasz hiánya vizsgálatunkban arra utal, hogy a kifejlett pontyok jobban megbirkóznak a nehezebben emészthető, makrotápanyagban szegényebb étrenddel is.

5. 3. Az eredmények gyakorlati vonatkozásai

A horgászattal kapcsolatos környezeti terhelések közül talán az etetőanyaghasználatot – a haltelepítések révén bekövetkező populáció- és közösség szerkezeti változások mellett – éri a legtöbb kritika. A horgászat népszerűségének köszönhetően, az etetőanyaghasználat napjainkra már valóban elérte azt a mértéket, ami fokozott figyelmet érdemel (lásd pl.: Boros *et al.* 2022). Gyakran komoly érdekütközések és viták kiindulópontja. Munkánkkal igyekeztünk feltárni azon sarkalatos folyamatokat, melyek megértésével a horgászatban érdekelt csoportok – tógazdák, horgászok, vízkezelők és etetőanyaggyártók – tisztábban láthatnak és megalapozottabb döntést hozhatnak. Meggyőződésünk, hogy a gyakorlatorientált vizsgálatok során, különösképp a kérdésfeltevések, célkitűzések megalkotásakor, minden egyes fél érdekeit szem előtt kell tartani. A horgászat fenntarthatóságának növelése csak úgy lehet

eredményes, ha azzal minden érdekelt csoport nyer, hiszen csak így beszélhetünk valódi fejlődésről. Az etetőanyaghasználat esetben a fenntarthatóság kulcsa a jó növekedést és a halak egészségét támogató, a halak számára vonzó, elenyésző tápanyagterhelést jelentő etetőanyag, illetve etetőanyaghasználati gyakorlat.

Környezetvédelmi és a halgazdálkodási vizek hosszútávú fenntartható hasznosítása szempontjából fontos, hogy az etetőanyaghasználat a lehető legkisebb szerves és tápanyagterheléssel járjon. Az etetőanyagok tápanyagtartalmának csökkentése ésszerű intézkedés az etetőanyag-használatból származó külső tápanyagterhelés csökkentése szempontjából. A növényi alapú etetőanyag kevesebb nitrogént tartalmazott, mint az állati eredetű, továbbá a növényi alapú etetőanyag fogyasztása kevesebb és főként partikulált nitrogén kibocsátását eredményezte a vízoszlopba. A partikulált nitrogénformák dominanciája a kibocsátott anyagban a rossz emészthetőségre és az alacsony visszatartási arányra utal. Bár az emészthetetlen összetevők csökkentik az oldott tápanyagok felszabadulását, és lassabban hatnak a fitoplankton termelékenységére, de felhalmozódnak, és hosszabb távon környezeti kockázatot jelenthetnek. Ugyanakkor a takarmányozási kísérletünk rávilágított, hogy az egységnyi tápanyagbevitelre vetített halbiomassza növekedés nagyobb a növény alapú etetőanyagok esetében. Alapvető cél kell legyen, hogy az etetőanyagokkal vízbe jutató tápanyagnak minél nagyobb része épüljön be a halak szervezetébe, hiszen ezen tápanyagok egyrészt kizáródnak a rendszer belső tápanyagforgalmából – azaz az elsődleges termelők számára hozzáférhetetlenek – (Vanni 2002), másrészt a halak eltávolításával (horgászfogás, vagy akár gyérítő halászat) kivonhatóak a rendszerből. A

halak lehalászásával történő tápanyag-eltávolítás kulcsfontosságú a tápanyagterhelés ellensúlyozásához és a horgászat semleges vagy akár negatív (azaz a vízből történő nettó tápanyag-eltávolítás) tápanyagmérlegének eléréséhez (Niesar *et al.* 2004; Boros *et al.* 2022; Arlinghaus & Mehner 2003).

A jó növekedést eredményező és egészséget támogató etetőanyagok – növelve a halhozamot – gazdasági szempontból is növelik a halgazdálkodási vízterek fenntarthatóságát. A nagyobb halak növelik a horgászok elégedettségét (Birdsong *et al.* 2021), és így a horgászati víztér népszerűségét is. Az egészségesebb halállomány pedig nyilvánvaló eleme a gazdasági fenntarthatóságnak. Eredményeink alapján a növényi alapú etetőanyagok a növekedés támogatása tekintetben gyengébben teljesíthetnek, mint az állati eredetű etetőanyagok. Bár a növényi eredetű anyagok fenntarthatóbb fehérjeforrások, mint az állati eredetűek (például a halliszt), kiegyensúlyozatlan tápanyagprofiljuk (magas szénhidrát tartalom, alacsony fehérjetartalom, esszenciális aminosavhiány) és az antinutritív anyagok jelenléte kedvezőtlenül hat a halak növekedésére és hathat az egészségükre (Francis *et al.* 2001, Daniel 2018). Eredményeink alapján a vizsgált etetőanyagok nem jelentenek egészségügyi kockázatot, nem zárhatjuk ki azonban annak lehetőségét, hogy a piacon jelen vannak olyan etetőanyagok, melyek egészségügyi problémákat okoznak – az összetevőik (állati kontra növényi) eredetétől függetlenül is. Természetes körülmények között – ahol a halak a természetes táplálékforrásokra is támaszkodhatnak – a növényi alapú etetőanyagok és az állati eredetű etetőanyagok által eredményezett növekedésbeli különbség feltételezhetően kevésbé kifejezett, a kizárólagos etetőanyag-fogyasztás ugyanis rendkívül ritka. A természetes

táplálékforrások elérhetősége azonban a halak biomasszájának növekedésével csökkenhet. Intenzív rendszerekben, ahol mind a halsűrűség, mind a horgászati nyomás magas, az etetőanyagok minősége alapvetően meghatározza a víz haleltartó képességét.

Az etetőanyagok általános (mindennapi) felhasználásától mindenképp el kell választanunk a horgászversenyeket, melyek során a potenciális akut tápanyagforgalmi hatások hangsúlyosabbak lehetnek, mivel ekkor nagyobb mennyiségű etetőanyag kerülhet a vízbe (Boros *et al.* 2022). Ez nyilvánvalóan megnövekedett külső tápanyag- és szervesanyag-terhelést jelent, ezen túl az intenzív etetőanyag-használat növeli az el nem fogyasztott etetőanyagok arányát is. Eredményeink azt mutatták, hogy az etetőanyag foszfortartalmának egyötöde 12 órán belül beoldódhat a vízoszlopba. A vízoszlop oldott foszforkoncentrációjának hirtelen növekedése azonban közvetlenül befolyásolja az elsődleges termelést és elősegíti az antropogén eutrofizációt. Ezért a horgászversenyek során – különösen a sérülékeny ökoszisztémákban (pl. a kis mértékű átfolyás, nagy partvonal-vízfelület arány és intenzív horgásznyomás; Boros *et al.* 2022, Arlinghaus & Mehner 2003) – az etetőanyagok körültekintőbb használata és az alacsony foszfortartalmú etetőanyagok előnyben részesítése még fontosabb. A felelős döntéshozatalhoz és az adaptív gazdálkodási stratégiák kialakításához azonban elengedhetetlenek az etetőanyagok tápanyagtartalmára vonatkozó pontos információk, amelyek jelenleg a legtöbb etetőanyag-termék esetében nem állnak rendelkezésre.

Az akvakultúra-takarmányok előállítására az elmúlt évtizedekben jelentősen javította a haltakarmányozás ökológiai lábnyomát az új, fenntartható fehérjeforrások felhasználásával, az emészthetetlen

összetevők (pl. trikálcium-foszfát) elkerülésével és az emészthetőség növelése (pl. hő- és enzimkezelés; Drew *et al.* 2007) révén. A horgászat és az akvakultúra céljai nagymértékben átfednek a haltakarmányok előállítására terén: mindkettő a halak által szívesen fogyasztott, tápláló és jól hasznosuló takarmányt részesíti előnyben. Az akvakultúra-takarmányipar eredményeire támaszkodva az etetőanyag-termelés gazdasági és ökológiai szempontból is javítható. Az antinutritív anyagok káros hatásai csökkenthetők vagy akár meg is szüntethetők például hőkezeléssel, erjesztéssel, hántolással stb. (Gatlin *et al.* 2007). Érdekes, hogy az etetőanyag-gyártás során gyakran alkalmaznak hőkezelést, például párolást és főzést (Arlinghaus & Niesar 2005) – a bojli elnevezés is innen származik (boiling, azaz főzés) (Niesar *et al.* 2004) –, hogy tartósabb formulált etetőanyagokat kapjanak. Az etetőanyag-termékek gyártási folyamatát ritkán részletezik, de (a gyártó szerint) az egyik itt vizsgált növényi alapú etetőanyag hőkezelésen esett át. Mégis kisebb növekedést eredményezett, ami azt sugallja, hogy az etetőanyag-gyártás során komplexebb kezelést vagy adalékanyagokat szükséges alkalmazni (pl. esszenciális aminosavakat) a növényi alapú anyagok túlzott felhasználásával kapcsolatos problémák sikeres kiküszöbölése érdekében. Jelenleg az etetőanyag gyártás szabályozása még gyerekcipőben jár; az összetételre, a tápanyagtartalomra (mind mikro- és makrotápanyagok) és a gyártási folyamatra vonatkozó információk általában hiányosak, ezek feltüntetése nagymértékben a gyártó döntésén múlik. Bár az etetőanyag gyártásának és felhasználásának szigorúbb szabályozása – személyes tapasztalatok alapján és nem meglepő módon – ellenállást válthat ki a gyártók, forgalmazók és horgászok részéről, ez jelentős lépés lehetne a fenntartható horgászat felé. Disszeminációs és oktatási kampányok

nagymértékben növelhetik a szabályozás módosításainak elfogadottságát. A halak testében a tápanyag-visszatartás javítása terén elért bármilyen előrelépés azonban meghiúsulhat az egyre népszerűbb önkéntes „catch-and-release” gyakorlat miatt (vö. Boros *et al.* 2022, Arlinghaus & Mehner 2003). Horgászokat célzó disszeminációs programok segíthetnek rávilágítani, illetve megérteni az egyes horgászati tevékenységek, gyakorlatok tápanyagforgalmi következményeit. Rendkívül fontos felhívni a figyelmet az egyes ökoszisztémák közötti különbségekre, a tényre, hogy nem egyformán reagálnak az őket ért terhelésekre. Az adott ökoszisztémához igazított, adaptív gazdálkodás alapvető eleme a horgászati célú halgazdálkodás hosszútávú jövőjének. Ezzel kapcsolatban a halgazdálkodást végző szövetségek, szervezetek továbbképzése elengedhetetlen, mely hazánkban már elindult (pl.: horgászvízkezelőtógazda tanfolyam).

6. Összefoglalás

Népszerűségének rohamos növekedésével a horgászat fenntarthatóságának biztosítása egyre sürgetőbb feladattá vált. A lehetséges környezeti kockázatok közül leggyakrabban az etetőanyag-használatot emelik ki. Habár számos tanulmány foglalkozott már az etetőanyag-használat okozta környezeti terheléssel, még nem rendelkezünk kellő információval ahhoz, hogy megbízható kockázatbecslést végezhessünk. A fenntarthatóság szempontjából a legfontosabbak a tápanyagforgalomra és a halakra gyakorolt hatások. Munkánk során – az etetőanyagok összetételét is figyelembe véve – vizsgáltuk az etetőanyagok okozta akut tápanyagterhelést és az etetőanyag-fogyasztás hatását a halak növekedésére és egészségi állapotára.

6.1. Az etetőanyagok vízi tápanyagforgalomra gyakorolt hatása

A rövidtávú tápanyagterhelés meghatározásához 24 órás kísérleteket végeztünk kültéri tartályrendszerben, több hőmérsékleten. Halas tartályokban az elfogyasztott, míg hal nélküli tartályokban az el nem fogyasztott etetőanyagok hatásait modelleztük. Emellett laboratóriumi körülmények között – szintén több hőmérsékleten – vizsgáltuk, hogy pusztán oldódás útján 24 óra illetve 5 nap alatt mennyi tápanyag szabadul fel az etetőanyagokból.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy az el nem fogyasztott etetőanyagok foszfortartalmának jelentős része (egyötöde) 24 órán belül a vízoszlopba kerülhet. Míg magasabb hőmérsékleten az állati eredetű etetőanyagokból a 3-4 nap után következett be jelentősebb mértékű

nitrogén felszabadulás, addig a növényi alapú etetőanyag mindkét kísérletben (24 órás és 5 napos) negatív oldódási értékeket mutatott.

A kültéri tartályrendszeres kísérlet halmentes tartályaiban, az állati eredetű etetőanyag esetében az összes nitrogén- és az összes foszforkoncentráció-változás is nagyobb volt, mely különbség elsősorban az oldott tápanyagformák koncentrációjában jelentkezett. Az el nem fogyasztott etetőanyagok – összetételüktől függetlenül – oldott, közvetlenül elérhető foszforforrást jelenthetnek az elsődleges termelők számára.

A nitrogén-felszabadulás a halas kezeléseknél jóval magasabb volt. A hőmérséklet emelkedése pozitív hatással volt a nitrogén felszabadulására mindkét etetőanyag-típus esetében, az állati eredetű etetőanyagokból azonban több nitrogén szabadult fel, mint a növényi etetőanyagokból. A növényi eredetű etetőanyagból felszabaduló nitrogén túlnyomó része partikulált formában került a vízoszlopba, ami a növényi összetevők rosszabb emészthetőségére utal. A foszfor felszabadulása nem mutatott sem hőmérséklet, sem etetőanyag-típus függést a halas kezeléseknél. Mindkét etetőanyag-típusnál a partikulált foszforformák dominanciája volt jellemző.

Az állati eredetű etetőanyagok magasabb tápanyagtartalommal és jobb emészthetőséggel rendelkeznek és elfogyasztásuk esetén több oldott nitrogén juthat általuk a vízoszlopba. Továbbá az el nem fogyasztott etetőanyag jelentős ortofoszfátforrást jelenthet az elsődleges termelők számára, mivel a foszfortartalmának nagy része akár már 12 órán belül a vízoszlopba oldódhat. A növényi etetőanyagokból, alacsonyabb tápanyagtartalmuk, és nehezebb emészthetőségük révén nagyobb

arányban partikulált, az elsődleges termelés számára nem hozzáférhető tápanyagok szabadulnak fel.

6.2. Az etetőanyag halak szervezetére gyakorolt hatása

Az etetőanyag-fogyasztás fiziológiai hatásainak megismerése érdekében egy takarmányozási kísérletet végeztünk kontrollált körülmények között, recirkulációs rendszerben. A kísérlet során két-két állati és növényi eredetű etetőanyagot és egy akvakultúrában eredményesen alkalmazott haltápot – mint kontroll – használtunk. A kísérlet időtartama hat hét volt, mely során a halak testtömegét kéthetente lemértük.

A növényi alapú etetőanyagok rosszabb növekedést eredményeztek az állati eredetű etetőanyagokhoz, és a kontroll táphoz képest. A növényi alapú etetőanyagok alacsonyabb fehérjetartalma, kiegyensúlyozatlan esszenciális aminosavtartalma (különösen az alacsony lizintartalom) magyarázatot adhat a lassabb növekedésre. Korábbi tanulmányok alapján, a túlnyomó részt növényi anyagokat tartalmazó takarmányok fogyasztása a máj és zsigeri szervek (hasúri szervek, mint a belek) elzsírosodását, oxidatív stresszt és gyulladást okozhat. Jelen vizsgálatainkban azonban a hepatoszomatikus és viszceroszomatikus indexek (máj illetve a belső szervek tömegének és a test teljes tömegének hányadosai) nem különböztek a kezelések között. Megvizsgáltuk a gyulladáshoz kapcsolódó citokinek expressziójának mértékét a májban, de gyulladásra utaló jeleket nem találtunk.

A kizárólagos etetőanyag-fogyasztás nem okozott egészségügyi problémákat a halak azon korosztályában, amelyeket jellemzően a horgászvizekbe telepítenek, de a növényi anyagokat magas arányban

tartalmazó etetőanyagok csökkenthetik a növekedést. A halak növekedését hatékonyan támogató etetőanyagok használata növeli a horgászto haleltartó képességét, míg a magas emészthetőség alacsony, de kiegyensúlyozott tápanyagtartalommal párosulva csökkentheti az etetőanyag-használat okozta tápanyagterhelést. A növényi alapú etetőanyagok, ugyan rosszabb növekedést eredményeztek, az egységnyi tápanyagbevitelre jutó biomassa növekmény azonban magasabb volt az esetükben, így azok kisebb környezeti terhelést jelenthetnek.

7. Új tudományos eredmények összefoglalása

- A halak által el nem fogyasztott etetőanyag foszfortartalmának jelentős része (akár egyötöde) gyorsan (12 órán belül) kioldódik, míg jelentősebb mennyiségű nitrogén csak napok múlva oldódik a vízbe, így az el nem fogyasztott etetőanyag a vízoszlop számára elsősorban foszforterhelést jelent.
- A halak által elfogyasztott etetőanyag nitrogéntartalmának nagy része (közel fele) – a hőmérséklet emelkedésével pozitív összefüggésben – már egy napon belül megjelenik a vízoszlopban. Ezen az úton felszabaduló foszfor mennyisége az el nem fogyasztott etetőanyagoknál tapasztalt értékekhez hasonló, de elsősorban partikulált formák dominálják.
- Az állati eredetű etetőanyagok magasabb nitrogéntartalma és vízben jól oldódó foszfortartalma miatt rövidtávon nagyobb tápanyagterhelést jelentenek a vízoszlopnak, mint a növényi eredetű etetőanyagok.
- A növényi alapú etetőanyagok esetében az egységnyi bevitt tápanyag nagyobb biomasszanövekedést eredményez, mint az állati eredetű etetőanyagoknál; így ezek kisebb tápanyagterhelést jelentenek. Az eredményeink azt mutatták, hogy a növényi eredetű etetőanyagok hosszútávú fogyasztása – a kiegyensúlyozatlan makrotápanyagtartalomnak köszönhetően – a máj energiatartalékainak jelentős csökkenését, kiürülését okozhatja.

8. Summary

The rapid increase of the popularity of recreational angling poses an urgent need to its sustainability. Among the potential environmental risks, the use of groundbait (hereafter GB) is frequently in the focus of interest. Although numerous studies have already addressed the environmental impacts of groundbaiting, we do not yet have sufficient information to make a reliable risk assessment. Better understanding of the effects of GBs on nutrient cycling and health of fish are crucial for sustainability. In our study, we focused on the acute nutrient loading of GB and the effects of GB consumption on fish growth and health, considering the composition of the GBs as a potential factor.

8.1. Effects of groundbaits on water

To determine short-term nutrient loads, 24-h experiments were conducted in outdoor tanks at different temperatures. We modelled the effects of consumed GBs in tanks with fish and non-consumed GBs in tanks without fish. In addition, we assessed the purely dissolution derived nutrient release in the first 24 hours and 5 days by setting laboratory experiments at different temperatures.

Based on our results, considerable part of the phosphorus content of unconsumed GB can be dissolved into the water column within 24 hours. While, at higher temperature, the animal-based GBs showed a significant release of nitrogen after 3-4 days, the plant-based groundbaits showed negative solubility values in both experiments (24h and 5-day).

In the fishless tanks of the outdoor tank experiment, both total nitrogen and total phosphorus concentration changes were higher in animal-based GB treatments compared to plant-based GB treatments,

resulted primarily by the differences in dissolved nutrient forms. Unconsumed GB, regardless of their composition, can be a dissolved and available source of phosphorus for primary producers.

The nitrogen release was much higher in treatments with fish. Temperature increase had a positive effect on nitrogen release for both types of groundbait, but more nitrogen was released from animal-based GB than from plant-based GB. The majority of the total nitrogen released from the plant-based GB was in particulate form, indicating impaired digestibility of plant materials. The phosphorus release was neither temperature nor GB type dependent in the fish treatments. The particulate phosphorus dominance was observed in both GB treatment.

Animal-based GBs have higher nutrient content and better digestibility and can release more dissolved nitrogen via excretion of fish. In addition, unconsumed GBs can be a considerable orthophosphate source for primary producers, since their phosphorus content can dissolve into the water column even within 12 hours. Plant-based GBs, due to their lower nutrient content and impaired digestibility, release a higher proportion of particulate nutrients which are not readily available for primary production.

8.2. Effects of groundbaits on fish physiology

To assess effects of GB consumption on the physiology of fish, we conducted a feeding trial under controlled conditions in a recirculation aquaculture system. We used two animal- and two plant-based GBs, and an aquaculture fish feed as a control. The duration of the experiment was six weeks, during which the fish were weighed every two weeks.

Plant-based GBs resulted in slower growth compared to animal-based GBs and control feeds. The lower protein content of the plant-based

GBs, combined with unbalanced essential amino acid content (especially low lysine content) can explain the slower growth. Previous studies have shown that the consumption of diets predominantly containing plant materials can lead to adiposity in liver and visceral organs (abdominal organs such as the intestines), oxidative stress and inflammation. However, in our study, hepatosomatic and viscerosomatic indices (ratio of body weight and liver weight and body weight and the weight of viscera) did not differ significantly among treatments. Based on the expressions of inflammatory cytokines inflammation did not occur in liver.

Exclusive consumption of GB did not cause health problems in the age classes of fish that are typically stocked in fisheries, but plant-based GBs can reduce growth. The use of GBs that effectively support fish growth contribute the carrying capacity of the fishery, while high digestibility combined with low but balanced nutrient content can reduce the groundbaiting-derived nutrient load. Plant-based GBs, although resulting in slower growth, still had a higher biomass increment per unit nutrient intake, and therefore a lower environmental impact.

9. Summary of new scientific findings

- A considerable proportion (up to one-fifth) of the phosphorus content of unconsumed GBs can be released quickly (within 12 hours), while considerable amounts of nitrogen release take days, thus the unconsumed GB primarily constitute phosphorus load for the water column.
- Most (almost half) of the nitrogen stored in consumed GB – in positive association with temperature – is released into the water column within a day. The amount of phosphorus released by this pathway is similar to that found for unconsumed GB, but is dominated by particulate forms.
- Due to their higher nitrogen content and water-extractable phosphorus content, the use of animal-derived GBs constitutes higher nutrient load to water column in short term than plant-based GBs.
- Plant-based GBs resulted in higher fish biomass increase per unit of nutrient input than animal-based GBs; thus, they exert lower nutrient load. Our results have shown that long-term consumption of plant-based GBs can result in a substantial reduction of liver energy reserves, due to the imbalance in macronutrient content.

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, **Dr. Mozsár Attilának** a Balatoni Limnológiai Kutatóintézet tudományos főmunkatársának, és **Dr. Antal László** egyetemi docensnek, akik nemcsak témavezetői és szakmai, hanem baráti támogatásukról is minden esetben biztosítottak.

Köszönöm a Debreceni Egyetemnek és a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolának, hogy tanulmányaimat ezen neves intézmények diákjaként végezhettem.

Köszönöm a Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem, Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Halászati Kutatóközpont dolgozóinak, hogy a munkához szükséges feltételeket biztosították. Külön köszönet illeti az Hidrobiológia osztály tagjait, akik segítették a munkám kivitelezését, és nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak számomra.

Köszönettel tartozom a MATE Öntözési és Vízgazdálkodási Kutatóközpont, Környezetanalitikai Laboratórium munkatársainak megbízható munkájukért, akik minden esetben rendelkezésünkre álltak.

Külön hálával tartozom családtagjaimnak, kik mindvégig mellettem álltak, erőfeszítéseimet mindenben támogatták, akikre mindig és mindenben számíthatok.

11. Irodalomjegyzék

1. Aarts, B.G., Nienhuis, P.H. (2003): Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500: 157-178.
2. Abdel-Tawwab, M., Ahmad, M.H., Khattab, Y.A., Shalaby, A.M. (2010): Effect of dietary protein level, initial body weight, and their interaction on the growth, feed utilization, and physiological alterations of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.). *Aquaculture* 298(3-4): 267-274.
3. Ai, Q., Mai, K., Li, H., Zhang, C., Zhang, L., Duan, Q., Tan, B., Xu, W., Ma, H., Zhang, W., Liufu, Z. (2004): Effects of dietary protein to energy ratios on growth and body composition of juvenile Japanese seabass, *Lateolabrax japonicus*. *Aquaculture* 230(1-4): 507-516.
4. Akhan, S., Gedik, K. (2017): Nutrient fluxes from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) feces and uneaten feed in the Black Sea conditions. *Fresenius Environmental Bulletin* 26: 7054–7057.
5. Alimov, A.F., Golubkov, M.S. (2014): Lake eutrophication and community structure. *Inland Water Biology* 7: 185-191.
6. Alvarado, F. (1966): Transport of sugars and amino acids in the intestine: evidence for a common carrier. *Science* 151: 1010-1013.
7. Amaral, S.D., Brito, D., Ferreira, M.T., Neves, R., Franco, A. (2013): Modeling water quality in reservoirs used for angling competition: Can groundbait contribute to eutrophication? *Lake and Reservoir Management* 29: 257-269.
8. Amaral, S.D., Franco, A., Ferreira, M.T. (2015): Moderate biomanipulation for eutrophication control in reservoirs using fish captured in angling competitions. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416: 14.
9. Anderson, D.M., Gilbert, P.M., Burkholder, J.M. (2002): Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25: 704-726.
10. Anderson, J.S., Jackson, A.J., Matty, A.J., Capper, B.S. (1984): Effects of dietary carbohydrate and fiber on the tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linn.). *Aquaculture* 37: 303-314.
11. Arlinghaus, R., Cooke, S.J. (2005): Global impact of recreational fisheries. *Science* 307: 1561–1562.
12. Arlinghaus, R., Mehner, T. (2003): Socio-economic characterisation of specialised common carp (*Cyprinus carpio* L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. *Fisheries Research* 61:19-33.
13. Arlinghaus, R., Niesar, M. (2005): Nutrient digestibility of angling baits for carp, *Cyprinus carpio*, with implications for groundbait formulation and eutrophication control. *Fisheries Management and Ecology* 12: 91-97.
14. Arlinghaus, R., Cooke, S. J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G., Thorstad, E. B. (2007): Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science* 15(1-2): 75-167.

15. Arlinghaus, R., Mehner, T., Cowx, I.G. (2002): Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and fisheries* 3(4): 261-316.
16. Arlinghaus, R., Tillner, R., Bork, M. (2015): Explaining participation rates rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fisheries Management and Ecology* 22: 45-55.
17. Asplund, T.R. (1996): Impacts of Motorized Watercraft on Water Quality in Wisconsin Lakes, University of Wisconsin, Madison.
18. Asplund, T.R. (2000): The effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems. University of Wisconsin, Madison.
19. Asplund, T.R., Cook, C.M. (1997): Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 13: 1-12.
20. Astaraie-Imani, M., Kapelan, Z., Fu, G. and Butler, D. (2012): Assessing the combined effects of urbanisation and climate change on the river water quality in an integrated urban wastewater system in the UK. *Journal of Environmental Management* 112: 1-9.
21. Ayadi, F.Y., Rosentrater, K.A., Muthukumarappan, K. (2012): Alternative protein sources for aquaculture feeds. *Journal of Aquaculture Feed Science and Nutrition* 4: 1-26.
22. Baeverfjord, G., Krogdahl, Å. (1996): Development and regression of soybean meal induced enteritis in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., distal intestine: a comparison with the intestines of fasted fish. *Journal of Fish Diseases* 19(5): 375-387.
23. Bahrevar, R., Faghani-Langroudi, H. (2015): Effect of fish meal replacement by blood meal in fingerling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on growth and body/fillet quality traits. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation* 8(1): 34-39.
24. Bajer, P.G., Sorensen, P.W. (2015): Effects of common carp on phosphorus concentrations, water clarity, and vegetation density: a whole system experiment in a thermally stratified lake. *Hydrobiologia* 746: 303–311.
25. Bajer, P.G., Sullivan, G., Sorensen, P.W. (2009): Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia* 632: 235-245.
26. Bakke-McKellep, A.M., Frøystad, M.K., Lilleeng, E., Dapra, F., Refstie, S., Krogdahl, Å., Landsverk, T. (2007): Response to soy: T-cell-like reactivity in the intestine of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 30(1): 13-25.
27. Bakke-McKellep, A.M., Press, C.M., Baeverfjord, G., Krogdahl, Å., Landsverk, T. (2000): Changes in immune and enzyme histochemical phenotypes of cells in the intestinal mucosa of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., with soybean meal-induced enteritis. *Journal of Fish Diseases* 23(2): 115-127.
28. Ballestrazzi, R., Lanari, D., D'Agaro, E. (1998): Performance, nutrient retention efficiency, total ammonia and reactive phosphorus excretion of growing European sea-bass (*Dicentrarchus labrax*, L.) as affected by diet processing and feeding level. *Aquaculture* 161: 55–65.
29. Ballestrazzi, R., Lanari, D., D'Agaro, E., Mion, A. (1994): The effect of dietary protein level and source on growth, body composition, total ammonia and

- reactive phosphate excretion of growing sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 127(2-3): 197-206.
30. Beard, T.D., Jr. Kampa, J.M. (1999): Changes in bluegill, black crappie, and yellow perch populations in Wisconsin during 1967–1991. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 1037–1043.
 31. Bell, D.V., Austin, L.W. (1985): The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl. *Biological Conservation* 33(1): 65-80.
 32. Berg, B., Staaf, H. (1981): Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. *Ecological Bulletins* 33: 163–178.
 33. Bhat, S.A., Meraj, G., Yaseen, S., Bhat, A.R., Pandit, A.K. (2013): Assessing the impact of anthropogenic activities on spatio-temporal variation of water quality in Anchar lake, Kashmir Himalayas. *International Journal of Environmental Sciences* 3(5): 1625-1640.
 34. Birdsong, M., Hunt, L.M., Arlinghaus, R. (2021): Recreational angler satisfaction: What drives it? *Fish and Fisheries* 22: 682-706.
 35. Boros, G., Mozsár, A., Specziár, A. (2022): Management options for the unfavorable nutrient balance of recreational fishing in Lake Balaton (Hungary). *Ecosystem Health and Sustainability* 8(1): 2095928.
 36. Britton, J.R., Cucherousset, J., Almela, V.D. (2022): Novel trophic subsidies from recreational angling transform the trophic ecology of freshwater fishes. *Journal of Applied Ecology* 59: 2373–2385.
 37. Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B. (2004): Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85: 1771–1789.
 38. Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson, J.R. (1985): Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35(10): 634-639.
 39. Caruso, G., Denaro, M.G., Caruso, R., Genovese, L., Mancari, F., Maricchiolo, G. (2012): Short fasting and refeeding in red porgy (*Pagrus pagrus*, Linnaeus 1758): Response of some haematological, biochemical and non specific immune parameters. *Marine Environmental Research* 81: 18-25.
 40. Cayuela, M.L., Sinicco, T., Mondini, C. (2009): Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied soil ecology* 41: 118–127.
 41. Chatzifotis, S., Polemitou, I., Divanach, P., Antonopoulou, E. (2008): Effect of dietary taurine supplementation on growth performance and bile salt activated lipase activity of common dentex, *Dentex dentex*, fed a fish meal/soy protein concentrate-based diet. *Aquaculture* 275(1-4): 201-208.
 42. Chen, H.Y., Tsai, J.C. (1994): Optimal dietary protein level for the growth of juvenile grouper, *Epinephelus malabaricus*, fed semipurified diets. *Aquaculture* 119(2-3): 265-271.
 43. Chen, Q.Q., Liu, W.B., Zhou, M., Dai, Y.J., Xu, C., Tian, H.Y., Xu, W.N. (2016): Effects of berberine on the growth and immune performance in response to ammonia stress and high-fat dietary in blunt snout bream *Megalobrama amblycephala*. *Fish and Shellfish Immunology* 55: 165-172.
 44. Cheng, Z.J., Hardy, R.W., Usry, J.L. (2003): Plant protein ingredients with lysine supplementation reduce dietary protein level in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets, and reduce ammonia nitrogen and soluble phosphorus excretion. *Aquaculture* 218: 553–565.

45. Cho, C.Y., Cowey, C.B., Watanabe, T. (1985): *Finfish nutrition in Asia: Methodological approaches to research and development*. International Development Research Center, Ottawa, Ont., pp. 154.
46. Cho, S.H., Lee, S.M., Lee, J.H. (2005): Effect of dietary protein and lipid levels on growth and bodycomposition of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L) reared under optimum salinity and temperature conditions. *Aquaculture Nutrition* 11: 235–240.
47. Chuai, X., Chen, X., Yang, L., Zeng, J., Miao, A., Zhao, H. (2012): Effects of climatic changes and anthropogenic activities on lake eutrophication in different ecoregions. *Environmental Science & Technology* 9: 503-514.
48. Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S. and Crowder, L.B. (2004): The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science* 305: 1958–1960.
49. Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2004): The role of recreational fishing in global fish crisis. *BioScience* 54: 857–859.
50. Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2006): Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* 128: 93–108.
51. Couto, A., Kortner, T.M., Penn, M., Bakke, A.M., Krogdahl, Å., Oliva-Teles, A. (2014): Effects of dietary soy saponins and phytosterols on gilthead sea bream (*Sparus aurata*) during the on-growing period. *Animal Feed Science and Technology* 198: 203-214.
52. Couto, A., Kortner, T.M., Penn, M., Bakke, A.M., Krogdahl, Å., Oliva-Teles, A. (2015): Dietary saponins and phytosterols do not affect growth, intestinal morphology and immune response of on-growing European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture Nutrition* 21: 970-982.
53. Cowx, I.G. (2002): Recreational Fisheries. p. 367-390. In: Hart, P.B.J., Reynolds, J.D. (eds.): *Handbook of Fish Biology and Fisheries*, vol. II., Oxford (United Kingdom), Blackwell Science.
54. Cryer, M., Edwards, R.W. (1987): The impact of angler groundbait on benthic invertebrates and sediment respiration in shallow eutrophic reservoir. *Environmental Pollution* 46: 137-150.
55. Cucherousset, J., Lassus, R., Riepe, C., Millet, P., Santoul, F., Arlinghaus, R., Buoro, M. (2021): Quantitative estimates of freshwater fish stocking practices by recreational angling clubs in France. *Fisheries Management and Ecology* 28(4): 295-304.
56. D’Mello, J.P.F. (2000): Antinutritional factors and mycotoxins. *Farm animal metabolism and nutrition* 383.
57. Dainys, J., Jakubavičiūtė, E., Gorfine, H., Kirka, M., Raklevičiūtė, A., Morkvėnas, A., Putys, Z., Ložys, L., Audzijonyte, A. (2022): Impacts of recreational angling on fish population recovery after a commercial fishing ban. *Fishes* 7(5): 232.
58. Daniel, N. (2018): A review on replacing fish meal in aqua feeds using plant protein sources. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 6(2): 164-179.

59. Daniels, W.H., Robinson, E.H. (1986): Protein and energy requirements of juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Aquaculture* 53(3-4): 243-252.
60. Davies, R. H. (1991): Cyanogens. p. 202-205. In: D’Mello, F.P.J., Duffus, C.M., Duffus, J.H. (Eds.): Toxic Substances in Crop Plants. The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge.
61. De la Higuera, M., Garcia-Gallego, M., Sanz, A., Cardenete, G., Suarez, M. D., Moyano, F. J. (1988): Evaluation of lupin seed meal as an alternative protein source in feeding of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquaculture* 71(1-2): 37-50.
62. Dedeker G.A., Owa S.O., Olurin K.B., Akinfe A.O., Awotedu O.O. (2013): Partial replacement of fish meal by earthworm meal (*Libyodrilus violaceus*) in diets for African catfish, *Clarias gariepinus*. *International Journal of Fisheries and Aquaculture* 5(9): 229-233.
63. Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Giménez-Casalduero, F., Valle, C. (2002): Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the southwestern Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine ecology progress series* 242: 237-252.
64. Deng, D.F., Ju, Z.Y., Dominy, W., Murashige, R., Wilson, R.P. (2011): Optimal dietary protein levels for juvenile Pacific threadfin (*Polydactylus sexfilis*) fed diets with two levels of lipid. *Aquaculture* 316(1-4): 25-30.
65. Dérer, I. (2023): Jogi szabályozás: múlt, jelen és jövő. p. 56-63. In: Ferincz, Á., Staszny, Á., Dérer, I., Urbányi, B.: Magyar Halkönyv. Magyar Országos Horgász Szövetség, Budapest.
66. Dersjant-Li, Y. (2002): The use of soy protein in aquafeeds. In: Avances en Nutrición Acuícola VI., Cruz-Suárez, L. E., Ricque-Marie, D., Tapia-Salazar, M., Gaxiola-Cortés, M. G., Simoes, N. (eds.): Memorias del VI Simposium Internacional de Nutrición Acuícola, Cancún, Quintana Roo, México.
67. Dippong, T., Mihali, C., Hoaghia, M. A., Cical, E., Cosma, A. (2019): Chemical modeling of groundwater quality in the aquifer of Seini town–Someș Plain, Northwestern Romania. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 168: 88-101.
68. Dokulil, M.T. (2014): Environmental Impacts of Tourism on Lakes.
69. Dokulil, M.T., Herzig, A., Somogyi, B., Vörös, L., Donabaum, K., May, L., Nöges, T. (2014): Winter conditions in six European shallow lakes: a comparative synopsis. *Estonian Journal of Ecology* 63(3): 111-129.
70. Drew, M.D., Borgeson, T.L., Thiessen, D.L. (2007): A review of processing of feed ingredients to enhance diet digestibility in finfish. *Animal Feed Science and Technology* 138: 118–136.
71. Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81(2): 163-182.
72. Duffy, J.E. (2002): Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99(2): 201-219.
73. Eeckhout, W., De Paepe, M. (1994): Total phosphorus, phytate–phosphorus and phytase activity in plant feedstuffs. *Animal Feed Science and Technology* 47: 19–29.

74. Elmer, L.K., Kelly, L.A., Rivest, S., Steel, S.C., Twardek, W.M., Danylchuk, A.J., Arlinghaus, R., Bennett, J.R., Cooke, S.J. (2017): Angling into the Future: Ten Commandments for Recreational Fisheries Science, Management, and Stewardship in a Good Anthropocene. *Environmental Management* 60: 165-175.
75. El-Sayed, A-F.M., Teshima, S. (1991): Tilapia nutrition in aquaculture. *Reviews in Aquatic Science* 5: 247-265.
76. El-Sayed, AF.M., Teshima, S. (1992): Protein and energy requirements of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fry. *Aquaculture* 103(1): 55-63.
77. Embke, H.S., Rypel, A.L., Carpenter, S.R., Sass, G.G., Ogle, D., Cichosz, T., Hennessy, J., Essington, T.E., Vander Zanden, M.J. (2019): Production dynamics reveal hidden overharvest of inland recreational fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(49): 24676-24681.
78. Eröss, I. (1982): Effect of feeds on body composition of different carp strains. *Aquacultura Hungarica* 3: 23–31.
79. European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products (EUMOFA) (2021): Fishmeal and fish oil.
80. Evangelista, C., Lecerf, A., Britton, R., Cucherousset, J. (2017): Resource composition mediates the effects of intraspecific variability in nutrient recycling on ecosystem processes. *Oikos* 126: 1439–1450.
81. Falahatkar, B. (2012): The metabolic effects of feeding and fasting in beluga *Huso huso*. *Marine Environmental Research* 82: 69-75.
82. Fan, Z., Wang, L., Li, J., Wu, D., Li, C., Zheng, X., Zhang, H., Miao, L., Ge, X. (2023): *Momordica charantia* saponins administration in low-protein-high-carbohydrate diet improves growth, blood biochemical, intestinal health and microflora composition of juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Fish & Shellfish Immunology* 140: 108980.
83. FAO (2016): The State of world fisheries and aquaculture 2016. In: Contributing to Food Security and Nutrition for All, Rome, pp. 200.
84. Findlay, D.L., Vanni, M.J., Paterson, M., Mills, K.H., Kasian, S.E., Findlay, W.J., Salki, A.G. (2005): Dynamics of a boreal lake ecosystem during a long-term manipulation of top predators. *Ecosystems* 8: 603-618.
85. Francis, G., Makkar, H.P., Becker, K. (2001): Antinutritional factors present in plant-derived alternate fish feed ingredients and their effects in fish. *Aquaculture* 199(3-4): 197-227.
86. Froehlich, H.E., Jacobsen, N.S., Essington, T.E., Clavelle, T., Halpern, B.S. (2018): Avoiding the ecological limits of forage fish for fed aquaculture. *Nature Sustainability* 1: 298–303.
87. Fuke, S., Konosu, S. and Ina, K. (1981): Identification of Feeding Stimulants for Red Sea Bream in the Extract of Marine Worm *Perinereis brevicirrus*. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 47(12): 1631-163.
88. Furuichi, M., Yone, Y. (1980): Effect of dietary dextrin levels on the growth and feed efficiency, the chemical composition of liver and dorsal muscle, and the absorption of dietary protein and dextrin in fishes. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish* 46: 225- 229.

89. Gatlin III, D. M., Barrows, F. T., Brown, P., Dabrowski, K., Gaylord, T. G., Hardy, R. W., Herman, E., Hu, G., Kroghdal, A., Nelson, R., Overturf, K., Rust, M., Sealey, W., Skonberg, D., Souza, E.J., Stone, D., Wilson, R., Wurtele, E. (2007): Expanding the utilization of sustainable plant products in aquafeeds: a review. *Aquaculture research* 38(6): 551-579.
90. Gaylord, T.G., Teague, A.M., Barrows, F.T. (2006): Taurine supplementation of all-plant protein diets for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of the World Aquaculture Society* 37(4): 509-517.
91. Gillett, W.H., Hayward, J.L., Stout, J.F. (1975): Effects of human activity on egg and chick mortality in a Glaucous-winged Gull colony. *The Condor* 77(4): 492-495.
92. Glaholt, S.P., Vanni, M.J. (2005): Ecological responses to simulated benthic-derived nutrient subsidies mediated by omnivorous fish. *Freshwater Biology* 50: 1864–1881.
93. Gleick, P.H. (1996): Water resources. p. 817–823. In: Schneider, S.H. (ed.): *Encyclopedia of Climate and Weather*, Oxford University Press, New York, USA.
94. Goodwin, A.E., Peterson, J.E., Meyers, T.R., Money, D.J. (2004): Transmission of exotic fish viruses: the relative risks of wild and cultured bait. *Fisheries* 29(5): 19-23.
95. Goździewicz, A.M., Skrzypczak, A.R., Koszałka, J., Bowszys, M. (2020): Effects of recreational fishing on zooplankton communities of drainage system reservoirs at an open-pit mine. *Fisheries management and ecology* 27(3): 279-291.
96. Grimes, C.B. (1998): Marine stock enhancement: sound management or techno-arrogance? *Fisheries* 23(9): 18-23.
97. Guo, Z., Zhu, X., Liu, J., Han, D., Yang, Y., Lan, Z., Xie, S. (2012): Effects of dietary protein level on growth performance, nitrogen and energy budget of juvenile hybrid sturgeon, *Acipenser baerii*♀× *A. gueldenstaedtii*♂. *Aquaculture* 338: 89-95.
98. Hadwen, W.L., Bunn, S.E., Arthington, A.H., Mosisch, T.D. (2005): Within-lake detection of the effects of tourist activities in the littoral zona of oligotrophic dune lakes. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 8(2): 159-173.
99. Halvorson, H.M., Hall, D.J., Evans-White, M.A. (2017): Long-term stoichiometry and fates highlight animal egestion as nutrient repackaging, not recycling, in aquatic ecosystems. *Functional Ecology* 31: 1802–1812.
100. Hancz, Cs., Romvári, R., Szabó A., Molnár, T., Horn, P. (2003): Measurement of total body composition changes of common carp by computer tomography. *Aquaculture Research* 34(12): 991–997.
101. Hara, T.J. (1994): Olfaction and gustation in fish: an overview. *Acta Physiologica Scandinavica* 152: 207-217.
102. Hardy, R.W. (2010): Utilization of plant proteins in fish diets: effects of global demand and supplies of fishmeal. *Aquaculture research* 41(5): 770-776.
103. Hecky, R.E., Kilham, P. (1988): Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography* 33: 796–822.

104. Hedrera, M.I., Galdames, J.A., Jimenez-Reyes, M.F., Reyes, A.E., Avendaño-Herrera, R., Romero, J., Feijóo, C.G. (2013): Soybean meal induces intestinal inflammation in zebrafish larvae. *PloS one* 8(7): e69983.
105. Hefting, M.M., Clement, J.C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, Topa, S., Pinay, G., A., Verhoeven, J.T. (2005): The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering* 24(5): 465-482.
106. Hemre, G.I., Mommsen, T.P., Krogdahl, Å. (2002): Carbohydrates in fish nutrition: effects on growth, glucose metabolism and hepatic enzymes. *Aquaculture nutrition* 8(3): 175-194.
107. Hemre, G-I., Amlund, H., Aursand, M., Bakke, A.M., Olsen, R.E., Ringø, E., Svihus, B., Bernhoft, A., Jenssen, B.M., Møretrø, T., Nesse, L.L., Torrissen, O. (2018): Criteria for safe use of plant ingredients in diets for aquacultured fish. *European Journal of Nutrition and Food Safety* 8: 240-242.
108. Hendrixson, H.A., Sterner, R.W., Kay, A.D. (2007): Elemental Stoichiometry of Freshwater Fishes in Relation to Phylogeny, Allometry and Ecology. *Journal of Fish Biology* 70: 121–140.
109. Henry, M.A., Gasco, L., Chatzifotis, S., Piccolo, G. (2018): Does dietary insect meal affect the fish immune system? The case of mealworm, *Tenebrio molitor* on European sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Developmental & Comparative Immunology* 81: 204–209.
110. Hidalgo, F., Alliot, E. (1988): Influence of water temperature on protein utilization in juvenile sea bass, *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture* 72: 115-129.
111. Hidalgo, M.C., Urea, E., Sanz, A. (1999): Comparative study of digestive enzymes in fish with different nutritional habits. Proteolytic and amylase activities. *Aquaculture* 170: 267–283.
112. Hill, T. (2003): Plant Antinutritional Factors. *Sumarski List* 109: 325-328.
113. Hilton, J.W., Atkinson, J.L., Slinger, S.J. (1983): Effect of increased dietary fiber on the growth of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(1): 81-85.
114. Hjalager, A.M. (2010): Regional Innovation System: The Case of Angling Tourism. *Turism Geographies* 12: 192-216.
115. Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., Másílko, J. (2014): Effects of Supplementary Feeding in Carp Ponds on Discharge Water Quality: A Review. *Aquaculture International* 22: 299–320.
116. Ho, J.C., Michalak, A.M., Pahlevan, N. (2019): Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature* 574(7780): 667-670.
117. Ho, L.T., Goethals, P.L. (2019): Opportunities and challenges for the sustainability of lakes and reservoirs in relation to the Sustainable Development Goals (SDGs). *Water* 11(7): 1462.
118. Hokazono, S., Tanaka, Y., Katayama, T., Chichester, C.O., Simpson, K.L. (1979): Intestinal transport of L-lysine in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Bulletin of the Japanese Society for the Science of Fish* 45(7): 845-848.

- 119.Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B., McKinley, R.S. (2005): A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities. *Fisheries Management and Ecology* 12(2): 143-147.
- 120.Hu, Y., Feng, L., Jiang, W., Wu, P., Liu, Y., Kuang, S., Tang, L., Zhou, X. (2021): Lysine deficiency impaired growth performance and immune response and aggravated inflammatory response of the skin, spleen and head kidney in grown-up grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). *Animal Nutrition* 7: 556-568.
- 121.Hung, S.S.O., Liu, W., Li, H., Storebakken, T., Cui, Y. (1997): Effect of starvation on some morphological and biochemical parameters in white sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Aquaculture* 151: 357-363.
- 122.Hühn, D., Arlinghaus, R. (2011): Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: A quantitative meta-analysis. *American Fisheries Society Symposium* 75: 141-170.
- 123.Ighwela, K.A., Ahmad, A.B., Abol-Munafi, A.B. (2014): The selection of viscerosomatic and hepatosomatic indices for the measurement and analysis of *Oreochromis niloticus* condition fed with varying dietary maltose levels. *International Journal of Fauna and Biological Studies* 1(3): 18–20.
- 124.Imbert, A., Beisel, J-N., Boulêtreau, S., Cucherousset, J. (2024): Angling bait consumption and stable isotope niche of two cyprinids in different lake fisheries. *Freshwater Biology* 69(6): 823-832.
- 125.Imbert, A., Cucherousset, J., Parthuisot, N., Boluletreau, S. (2022): Elemental composition and microbial decomposition of different angling baits. *Fisheries Management and Ecology* 29(5): 552-559.
- 126.Iwashita, Y., Suzuki, N., Yamamoto, T., Shibata, J. I., Isokawa, K., Soon, A. H., Ikehata, Y., Furuita, H., Sugita, T., Goto, T. (2008): Supplemental effect of cholytaurine and soybean lecithin to a soybean meal-based fish meal-free diet on hepatic and intestinal morphology of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Fisheries Science* 74: 1083-1095.
- 127.Jackson, A. (2009): The continuing demand for sustainable fishmeal and fish oil in aquaculture diets. *International Aquafeed* 12(5): 32-36.
- 128.Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B. J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. (2001): Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293(5530): 629-637.
- 129.Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V. (2001): Formulation of low phosphorus loading diets for carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquaculture Research* 32: 361–368.
- 130.Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V. (2002a): A laboratory-based assessment of phosphorus and nitrogen loading from currently available commercial carp feeds. *Fisheries Science* 68: 579–586.
- 131.Jahan, P., Watanabe, T., Satoh, S., Kiron, V. (2002b): Different combinations of protein ingredients in carp diets for reducing phosphorus loading. *Fisheries Science* 68: 595–602.

132. Jannathulla, R., Rajaram, V., Kalanjiam, R., Ambasankar, K., Muralidhar, M., Dayal, J. S. (2019): Fishmeal availability in the scenarios of climate change: Inevitability of fishmeal replacement in aquafeeds and approaches for the utilization of plant protein sources. *Aquaculture Research* 50(12): 3493-3506.
133. Johnson, S. (1994): Recreational boating impact investigations-Upper Mississippi River System, Pool 4, Red Wing, Minnesota. Report by the Minnesota Department of Natural Resources, Lake City, Minnesota, for the National Biological Survey, Environmental Management Technical Center, Onalaska, WI. pp. 48.
134. Jones, K.A. (1992): Food search behaviour in fish and the use of chemical lures in commercial and sports fishing. p. 288-320. In: Hara, T.J. (ed.): *Fish chemoreception*. Fish & Fisheries Series, vol 6. Springer, Dordrecht.
135. Kader, M.A. (2008): Effects of Food Industry By-products on the Performances of Marine Fish. Dissertation for the Degree of Master of Science. Kagoshima University, Japan. pp. 92.
136. Kader, M.A., Bulbul, M., Koshio, S., Ishikawa, M., Yokoyama, S., Nguyen, B.T., Komilus, C.F. (2012): Effect of complete replacement of fishmeal by dehulled soybean meal with crude attractants supplementation in diets for red sea bream, *Pagrus major*. *Aquaculture* 350: 109-116.
137. Kader, M.A., Koshio, S., Ishikawa, M., Yokoyama, S., Bulbul, M. (2010): Supplemental effects of some crude ingredients in improving nutritive values of low fishmeal diets for red sea bream, *Pagrus major*. *Aquaculture* 308(3-4): 136-144.
138. Kalantzi, I., Karakassis, I. (2006): Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. *Marine Pollution Bulletin* 52: 484-493.
139. Kaushik, S.J., Cravedi, J.P., Lalles, J.P., Sumpter, J., Fauconneau, B., Laroche, M. (1995): Partial or total replacement of fish meal by soybean protein on growth, protein utilization, potential estrogenic or antigenic effects, cholesterolemia and flesh quality in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 133(3-4): 257-274.
140. Kaushik, S.J. (1990): Use of alternative protein sources for the intensive rearing of carnivorous fish. p. 125-138. In: Floss, R., Tort, L., Torres, P., Ellis, H. (eds.): *Mediterranean Aquaculture*.
141. Kaushik, S.J., Coves, D., Dutto, G., Blanc, D. (2004): Almost total replacement of fish meal by plant protein sources in the diet of a marine teleost, the European seabass, *Dicentrarchus labrax*. *Aquaculture* 230(1-4): 391-404.
142. Kibria, G., Nugegoda, D., Fairclough, R., Lam, P. (1997): The nutrient content and the release of nutrients from fish food and faeces. *Hydrobiologia* 357: 165-171.
143. Kim, J.D., Breque, J., Kaushik, S. (1998): Apparent digestibilities of feed components from fish meal or plant protein based diets in common carp as affected by water temperature. *Aquatic Living Resources* 11: 269-272.
144. Kim, K., Kyes, T.B., Amundson, C.H. (1991): Purified diet development a reevaluation of the dietary protein requirement of fingerling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 96: 57-67.

145. Kissil, G.W., Lupatsch, I., Higgs, D.A., Hardy, R.W. (2000): Dietary substitution of soy and rapeseed protein concentrates for fish meal, and their effects on growth and nutrient utilization in gilthead seabream *Sparus aurata* L. *Aquaculture research* 31(7): 595-601.
146. Kitchell, J.F., Koonce, J.F., Tennis, P.S. (1975): Phosphorus flux through fishes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie* 19: 2478-2484.
147. Kloskowski, J. (2011): Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: Direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv Für Hydrobiologie* 178: 245–255.
148. Knudsen, D., Jutfelt, F., Sundh, H., Sundell, K., Koppe, W., Frøkiær, H. (2008): Dietary soya saponins increase gut permeability and play a key role in the onset of soyabean-induced enteritis in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *British Journal of Nutrition* 100(1): 120-129.
149. Kokou, F., Fountoulaki, E. (2018): Aquaculture waste production associated with antinutrient presence in common fish feed plant ingredients. *Aquaculture* 495: 295–310.
150. Kokou, F., Rigos, G., Henry, M., Kentouri, M., Alexis, M. (2012): Growth performance, feed utilization and non-specific immune response of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) fed graded levels of a bioprocessed soybean meal. *Aquaculture* 364: 74-81.
151. Kolkovski, S., Czesny, S., Dabrowski, K. (2000): Use of krill hydrolysate as a feed attractant for fish larvae and juveniles. *Journal of the World Aquaculture Society* 31(1): 81-88.
152. Kong, W., Huang, S., Shi, F., Yang, Z., Feng, Y., Khatoon, Z., Zhou, J., Xiao, Y. (2020): Study on release kinetics of nitrogen and phosphorus from fish feed. *Aquaculture research* 51(8): 3216-3229.
153. Kousoulaki, K., Albrektsen, S., Langmyhr, E., Olsen, H.J., Campbell, P., Aksnes, A. (2009): The water soluble fraction in fish meal (stickwater) stimulates growth in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) given high plant protein diets. *Aquaculture* 289(1-2): 74-83.
154. Krogdahl, RØed, Baeverfjord (2000): Feeding Atlantic salmon *Salmo salar* L. soybean products: effects on disease resistance (furunculosis), and lysozyme and IgM levels in the intestinal mucosa. *Aquaculture Nutrition* 6(2): 77-84.
155. Krogdahl, Å., Bakke-McKellep, A. M., Baeverfjord, G. (2003): Effects of graded levels of standard soybean meal on intestinal structure, mucosal enzyme activities, and pancreatic response in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture Nutrition* 9(6): 361-371.
156. Krueger, C.C., May, B. (1991): Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(S1): 66-77.

- 157.Laist, D.W. (1987): Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 18(6B): 319-26.
- 158.Laist, D.W. (1997): Impacts of Marine Debris: Entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. p. 99-119. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (eds.): *Marine Debris*. Springer Series on Environmental Management. Springer, New York, NY.
- 159.Lee, D.J., Putnam, G.B. (1973): The response of rainbow trout to varying protein/energy ratios in a test diet. *The Journal of Nutrition* 103(6): 916-922.
- 160.Lee, S.M., Cho, S.H., Kim, K.D. (2000): Effects of dietary protein and energy levels on growth and body composition of juvenile flounder *Paralichthys olivaceus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 31(3): 306-315.
- 161.Lee, S.M., Jeon, I.G., Lee, J.Y. (2002): Effects of digestible protein and lipid levels in practical diets on growth, protein utilization and body composition of juvenile rockfish (*Sebastes schlegeli*). *Aquaculture* 211(1-4): 227-239.
- 162.Lewin, W.C., Arlinghaus, R., Mehner, T. (2006): Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* 14(4): 305-367.
- 163.Lilleeng, E., Penn, M.H., Haugland, Ø., Xu, C., Bakke, A.M., Krogdahl, Å., Landsverk, T., Frøystad-Saugen, M.K. (2009): Decreased expression of TGF- β , GILT and T-cell markers in the early stages of soybean enteropathy in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Fish & Shellfish Immunology* 27(1): 65-72.
- 164.Lim, S.R., Choi, S.M., Wang, X.J., Kim, K.W., Shin, I.S., Min, T.S., Bai, S.C. (2004): Effects of dehulled soybean meal as a fish meal replacer in diets for fingerling and growing Korean rockfish *Sebastes schlegeli*. *Aquaculture* 231(1-4): 457-468.
- 165.Ludwig, H.R., Leitch, J.A. (1996): Interbasin transfer of aquatic biota via angler's bait buckets. *Fisheries* 21: 14–18.
- 166.Lugert, V., Thaller, G., Tetens, J., Schulz, C., Krieter, J. (2016): A review on fish growth calculation: Multiple functions in fish production and their specific application. *Reviews in Aquaculture* 8: 30–42.
- 167.Lundberg, G., Kottelat, M., Smith, G.R., Stiassny, M.L.J., Gill, A.C. (2000): So many fishes, so little time: an overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Gardens* 87: 26–62.
- 168.Lunger, A.N., McLean, E.W.E.N., Gaylord, T.G., Kuhn, D.A.V.I.D., Craig, S.R. (2007): Taurine supplementation to alternative dietary proteins used in fish meal replacement enhances growth of juvenile cobia (*Rachycentron canadum*). *Aquaculture* 271(1-4): 401-410.
- 169.Madsen, J. (1985): Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. *Biological Conservation* 33: 53–63.
- 170.Magan, N., Olsen, M. (2004): *Mycotoxins in food: detection and control*. Woodhead Publishing.
- 171.Mai, K., Li, H., Ai, Q., Duan, Q., Xu, W., Zhang, C., Zhang, L., Tan, B., Liufu, Z. (2006): Effects of dietary squid viscera meal on growth and cadmium

- accumulation in tissues of Japanese seabass, *Lateolabrax japonicus* (Cuvier 1828). *Aquaculture Research* 37(11): 1063-1069.
172. Majluf, P., Matthews, K., Pauly, D., Skerritt, D.J., Palomares, M.L.D. (2024): A review of the global use of fishmeal and fish oil and the Fish In: Fish Out metric. *Science Advances* 10(42): 5650.
173. Makkar, H.P.S. (1993): Antinutritional factors in foods for livestock. *BSAP Occasional publication* 16: 69-85.
174. Marjara, I.S., Chikwati, E.M., Valen, E.C., Krogdahl, Å., Bakke, A.M. (2012): Transcriptional regulation of IL-17A and other inflammatory markers during the development of soybean meal-induced enteropathy in the distal intestine of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Cytokine* 60(1): 186-196.
175. Marshall, D.G., Moore, S.A. (2000): Tragedy of the Commons and the neglect of science: planning and management in the Shark Bay World Heritage Area. *Environmental and Planning Law Journals* 17(2): 126-37.
176. Mavraganis, T., Constantina, C., Kolygas, M., Vidalis, K., Nathanailides, C. (2020): Environmental issues of Aquaculture development. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 24(2): 441-450.
177. McPhee, D., Leadbitter, D., Skilleter, A.G. (2002): Swallowing the bait: Is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology* 8: 40-51.
178. Mehner, T., Rapp, T., Monk, C.T., Beck, M.E., Trudeau, A., Kiljunen, M., Hilt, S., Arlinghaus, R. (2018): Feeding aquatic ecosystems: Whole-lake experimental addition of angler's ground bait strongly affects omnivorous fish despite low contribution to lake carbon budget. *Ecosystems* 22: 346-362.
179. Melcion, J.P., Zernicki, W., Conan, L., Drouet, E. (1988): L'aliment extrudé colza-pois: une nouvelle matière première? *Revue de Alimentacion Animal* 2: 129-136.
180. Mézes, M. (2020): Alternatív fehérje- és zsírforrások a halak takarmányozásában. *Animal Breeding & Feeding/Állattenyésztés és Takarmányozás* 69(3): 293.
181. Milla, S., Wang, N., Mandiki, S.N.M., Kestemont, P. (2009): Corticosteroids: friends or foes of teleost fish reproduction? *Comparative Biochemistry & Physiology* 153A: 242-251.
182. Millkin, M.R. (1983): Interactive effects of dietary protein and lipid on growth and protein utilization of age-0 striped bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 112: 185-193.
183. Modica, A., Scilipoti, D., La Torre, R., Manganaro, A., Sará, G. (2006): The effect of mariculture facilities on biochemical features of suspended organic matter (southern Tyrrhenian, Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 177-184.
184. Montero, D., Izquierdo, M. (2010): Welfare and health of fish fed vegetable oils as alternative lipid sources to fish oil. p. 439-485. In: Turchini, G.M., Ng, W-

- K., Tocher, D.R. (eds.): *Fish oil replacement and alternative lipid sources in aquaculture feeds*. Taylor & Francis Group.
185. Montero, D., Benitez-Dorta, V., Caballero, M.J., Ponce, M., Torrecillas, S., Izquierdo, M., Zamorano, M.J., Machado, M. (2015): Dietary vegetable oils: effects on the expression of immune-related genes in Senegalese sole (*Solea senegalensis*) intestine. *Fish & Shellfish Immunology* 44(1): 100-108.
 186. Montero, D., Mathlouthi, F., Tort, L., Afonso, J.M., Torrecillas, S., Fernández-Vaquero, A., Negrin, D., Izquierdo, M.S. (2010): Replacement of dietary fish oil by vegetable oils affects humoral immunity and expression of pro-inflammatory cytokines genes in gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Fish & Shellfish Immunology* 29: 1073-1081.
 187. Moody, E.K., Corman, J.R., Elser, J.J., Sabo, J.J. (2015): Diet composition affects the rate and N: P ratio of fish excretion. *Freshwater Biology* 60: 456–465.
 188. Morais, S., Bell, J.G., Robertson, D.A., Roy, W.J., Morris, P.C. (2001): Protein/lipid ratios in extruded diets for Atlantic cod (*Gadus morhua* L.): effects on growth, feed utilisation, muscle composition and liver histology. *Aquaculture* 203(1-2): 101-119.
 189. Morgan, D.K.J., Hicks, B.J. (2013): A metabolic theory of ecology applied to temperature and mass dependence of N and P excretion by common carp. *Hydrobiologia* 705: 135–145.
 190. Mori, Y., Sodhi, N.S., Kawanishi, S., Yamagishi, S. (2001): The effect of human disturbance and flock composition on the flight distances of waterfowl species. *Journal of Ethology* 19: 115-119.
 191. Muoneke, M.I., Childress, W.M. (1994): Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science* 2(2): 123-156.
 192. Murashita, K., Fukada, H., Takahashi, N., Hosomi, N., Matsunari, H., Furuita, H., Oku, H., Yamamoto, T. (2015): Effect of feed ingredients on digestive enzyme secretion in fish. *Bulletin of Fisheries Research Agency* 40: 69-74.
 193. Murashita, K., Matsunari, H., Furuita, H., Rønnestad, I., Oku, H., Yamamoto, T. (2018): Effects of dietary soybean meal on digestive physiology of red seabream *Pagrus major*. *Aquaculture* 493: 219-228.
 194. Nakasima, B.S., Leggett, W.C. (1980): Natural source and requirements of phosphorus for fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 679–686.
 195. Nash, R.D.M., Valencia, A.H., Geffen, A.J. (2006): The origin of Fulton's condition factor – setting the record straight. *Fisheries* 31: 236–238.
 196. National Research Council (NRC) (1977): Nutrient Requirements of Warmwater Fishes. National Academy of Sciences, Washington, DC, pp. 1-78.
 197. National Research Council (NRC) (1993): Nutrient requirements of fish. National Academy Press, Washington, DC. 124 pp.
 198. National Research Council (NRC) (2011): Nutrient requirements of fish. National Academy Press, Washington, DC, USA, pp.144.
 199. National Research Council (NRC) (2011): Nutrient Requirements of Fish and Shrimp. The National Academies Press, Washington, DC.

200. Neményi, Z., Nagy, A., Hagyó, A., Nagy, J., Vitál, Z., Lukács, B.A., Löki, V. (2024): Tracking abandoned, lost or discarded fishing gears of anglers by analyzing magnet fishers' catch. *Hydrobiologia* 851(9): 2249-2260.
201. Nguyen, H.P., Khaoian, P., Furutani, T., Nagano, J., Fukada, H., Masumoto, T. (2011): Effects of alcohol extract from soybean meal on pancreatic digestive enzyme and bile acid secretion in yellowtail *Seriola quinqueradiata*. *Aquaculture Science* 59(3): 465-472.
202. Niesar, M., Arlinghaus, R., Bennert, B., Mehner, T. (2004): Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiment to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing. *Fisheries Management and Ecology* 11: 225-235.
203. Oberle, M., Schwarz, F.J., Kirchgessner, M. (1997): Growth and carcass quality of carp (*Cyprinus carpio* L.) fed different cereals, lupin seed or zooplankton. *Archiv für Tierernährung* 50(1): 75-86.
204. Ogino, C., Takeda, H. (1976): Mineral requirements in fish, III. Calcium and phosphorus requirements in carp. *Nippon Suisan Gakkai Shi* 42: 793-799.
205. Pankhurst, N.W., Van Der Kraak, G. (1997): Effects of stress on reproduction and growth of fish. p. 73-93. In: Iwama, G.K., Pickering, A.D., Sumpter, J.P., Schreck, C.B. (eds.): *Fish stress and health in aquaculture, society for experimental biology seminar series 62*. Cambridge University Press, Cambridge.
206. Papaparaskeva-Papoutsoglou, E., Alexis, M.N. (1986): Protein requirements of young grey mullet, *Mugil capito*. *Aquaculture* 52(2): 105-115.
207. Parker, N.C. (1987). Feed conversion indices: controversy or convention? *The Progressive Fish-Culturist* 49: 161-166.
208. Parsons, K.C., Burger, J. (1982): Human disturbance and nestling behavior in Black-crowned Night Herons. *The Condor* 84(2): 184-187.
209. Payer, R.D., Pierce, R.B., Pereira, D.L. (1989): Hooking mortality of walleyes caught on live and artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 188-192.
210. Poikane, S., Kelly, M.G., Várbíró, G., Borics, G., Erős, T., Hellsten, S., Kolada, A., Lukács, B.A., Solheim, A.L., López, J.P., Willby, N.J., Wolfarm, G., Phillips, G. (2022): Estimating nutrient thresholds for eutrophication management: Novel insights from understudied lake types. *Science of the Total Environment* 827: 154242.
211. Pongmaneerat, J. (1993): Use of different protein meals as partial or total substitution for fish meal in carp diets. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59(7): 1249-1257.
212. Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., Jackson, L., Shuter, B.J. (2002): Canada's recreational fisheries: The invisible collapse? *Fisheries* 27: 6-17.
213. Pourhosein Saramah, S., Falahatkar, B., Azari Takami, G., Efatpanah, I. (2012): Effects of different photoperiods and handling stress on spawning and

- reproductive performance of pikeperch *Sander lucioperca*. *Animal Reproduction Science* 132: 213–222.
214. Quan, R.C., Wen, X., Yang, X. (2002): Effects of human activities on migratory waterbirds at Lashihai Lake, China. *Biological Conservation* 108(3): 273-279.
215. Raamsdonk, L.D.W., Margry, R.J., van Kaathoven, R.G.C., Bremer, M.G. (2012): Detection of animal proteins in aqua feed. RIKILT Wageningen University & Research Centre, Nederland.
216. Rapp, T., Hallermann, J., Cooke, S.J., Hetz, S.K., Wuertz, S., Arlinghaus, R. (2012): Physiological and behavioural consequences of capture and retention in carp sacks on common carp (*Cyprinus carpio L.*), with implications for catch-and-release recreational fishing. *Fisheries Research* 125: 57-68.
217. Rapp, T., Hallermann, J., Cooke, S.J., Hetz, S.K., Wuertz, S., Arlinghaus, R. (2014): Consequences of air exposure on the physiology and behavior of caught-and-released common carp in the laboratory and under natural conditions. *North American Journal of Fisheries Management* 34(2): 232-246.
218. Rapp, T., Meinelt, T., Krüger, A., Arlinghaus, R. (2008): Acute toxicity of preservative chemicals in organic baits used in carp, *Cyprinus carpio*, recreational fishing. *Fisheries Management and Ecology* 15: 163-166.
219. Rees, J., Tivy, J. (1978): Recreational impact on Scottish lochshore wetlands. *Journal of Biogeography* 5(1): 93-108.
220. Refstie, S., Korsøen, Ø.J., Storebakken, T., Bæverfjord, G., Lein, I., Roem, A.J. (2000): Differing nutritional responses to dietary soybean meal in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 190(1-2): 49-63.
221. Regost, C., Arzel, J., Kaushik, S.J. (1999): Partial or total replacement of fish meal by corn gluten meal in diet for turbot (*Psetta maxima*). *Aquaculture* 180(1-2): 99-117.
222. Roberts, B.C., White, R.G. (1992): Effects of angler wading on survival of trout eggs and pre-emergent fry. *North American Journal of Fisheries Management* 12(3): 450-459.
223. Robinson, E.H. (1991): Improvement of cottonseed meal protein with supplemental lysine in feeds for channel catfish. *Journal of Applied Aquaculture* 1: 1-14.
224. Robinson, J.A., Cranswick, P.A. (2003): Large-scale monitoring of the effects of human disturbance on waterbirds: a review and recommendations for survey design. *Ornis Hungarica* 12(13): 199-207.
225. Rodehutscord, M., Gregus, Z., Pfeffer, E. (2000): Effect of phosphorus intake on faecal and non-faecal phosphorus excretion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the consequences for comparative phosphorus availability studies. *Aquaculture* 188: 383–398.

226. Rosca, O.M., Dippong, T., Marian, M., Mihali, C., Mihalescu, L., Hoaghia, M. A., Jelea, M. (2020): Impact of anthropogenic activities on water quality parameters of glacial lakes from Rodnei mountains, Romania. *Environmental Research* 182: 109136.
227. Rumsey, G.L., Hughes, S.G., Winfree, R.A. (1993): Chemical and nutritional evaluation of soya protein preparations as primary nitrogen sources for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Animal Feed Science and Technology* 40(2-3): 135-151.
228. Saleh, H.M., Ali, R.A. (2017): Gonadosomatic index (GSI) hepatosomatic index (HSI), condition factor (K) and length-weight relationship (LWR) in *Epinephelus guaza* inhabiting Susa Coast, EL-Gabal AL-Akhadar, Libya. *EPH-International Journal of Applied Science* 3(3): 40-45.
229. Sará, G. (2007): A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
230. Sarà, G., Scilipoti, D., Mazzola, A., Modica, A. (2004): Effects of fish farming waste to sedimentary and particulate organic matter in a southern Mediterranean area (Gulf of Castellammare, Sicily): a multiple stable isotope study ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$). *Aquaculture* 234(1-4): 199-213.
231. Sargent, J.R., Tocher, D.R., Bell, J.G. (2003): The lipids. p. 181-257. In: Halver, J.E., Hardy, R.W. (eds.): *Fish nutrition*. Third Edition. Academic Press.
232. Satoh, S., Izume, K., Takeuchi, T., Watanabe, T. (1992): Effect of Supplemental Tricalcium Phosphate on Zinc and Manganese Availability to Common Carp. *Nippon Suisan Gakkaishi* 58: 539-545.
233. Schindler, D. (2012): "The Dilemma of Controlling Cultural Eutrophication of Lakes." *Proceedings of the Royal Society B*. 279: 4322-4333.
234. Schreck, C.B., Contreras-Sanchez, W., Fitzpatrick, M.S. (2001): Effects of stress on fish reproduction, gamete quality, and progeny. *Aquaculture* 197: 3-24.
235. Schripke, U., Scolozzi, R., Kiessling, A., Tappeiner, U. (2021): Recreational ecosystem services of mountain lakes in the European Alps: Preferences, visitor groups and management implications. *Journal of Outdoor Recreational and Tourism* 35: 100421.
236. Serrano, L., Reina, M., Quintana, X.D., Romo, S., Olmo, C., Soria, J.M., Blanco, S., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Caria, M.C., Bagella, S., Kalettka, T., Patzig, M. (2017): A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators* 76: 324-334.
237. Shapawi, R., Ebi, I., Yong, A. S.K., Ng, W.K. (2014). Optimizing the growth performance of brown-marbled grouper, *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsk.) by varying the proportion of dietary protein and lipid levels. *Animal Feed Science and Technology* 191: 98-105.

238. Shaughnessy, A.R., Sloan, J.J., Corcoran, M.J., Hasenmueller, E.A. (2019): Sediments in agricultural reservoirs act as sinks and sources for nutrients over various timescales. *Water Resources Research* 55: 5985–6000.
239. Shepherd, C.J., Jackson, A.J. (2013): Global fishmeal and fish-oil supply: inputs, outputs and markets. *Journal of Fish Biology* 83(4): 1046-1066.
240. Shiau, S.Y., Peng, C.Y. (1993): Protein-sparing effect by carbohydrates in diets for tilapia, *Oreochromis niloticus* × *O. aureus*. *Aquaculture* 117(3-4): 327-334.
241. Siddiqui, A.Q., Howlader, M.S., Adam, A.A. (1988): Effects of dietary protein levels on growth, feed conversion and protein utilization in fry and young Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* 70: 63-73.
242. Sitjà-Bobadilla, A., Peña-Llopis, S., Gómez-Requeni, P., Médale, F., Kaushik, S., Pérez-Sánchez, J. (2005): Effect of fish meal replacement by plant protein sources on non-specific defence mechanisms and oxidative stress in gilthead sea bream (*Sparus aurata*). *Aquaculture* 249(1-4): 387-400.
243. Søndergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A.R., Jeppesen, E. (2008): Lake restoration by fish removal: short-and long-term effects in 36 Danish lakes. *Ecosystems* 11: 1291-1305.
244. Specziár, A., Tölg, L., Bíró, P. (1997): Feeding strategy and growth of cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. *Journal of Fish Biology* 51: 1109-1124.
245. Steffe, A.S., Murphy, J.J., Chapman, D.J., Tarlinton, B.E., Gordon, G.N.G., Grinberg, A. (1996): An assessment of the impact of offshore recreational fishing in New South Wales waters on the management of commercial fisheries. *Final Report, FRDC Project 94*: 053.
246. Sterner, R.W., Elser, J.J. (2002): *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*. Princeton University Press.
247. Stolte, E.H., Nabuurs, S.B., Bury, N.R., Sturm, A., Flik, G., Savelkoul, H.F.J., Verburg-Van Kemenade, B.M.L. (2008): Stress and innate immunity in carp: Corticosteroid receptors and pro-inflammatory cytokines. *Molecular Immunology* 46, 70-79.
248. Tacon, A.G. (1993): Feed ingredients for warmwater fish: fish meal and other processed feedstuffs. *FAO Fisheries Circular* 856: ref. 425.
249. Tacon, A.G.J., Jackson, A.J. (1985): Utilization of conventional and unconventional protein sources in practical fish feeds. p. 119-145. In: Cowey, C.B., Mackie, A.M., Gell, J.G. (eds.): *Nutrition and feeding in fish*. Academic Press, London.
250. Takagi, S., Murata, H., Goto, T., Endo, M., Yamashita, H., Ukawa, M. (2008): Taurine is an essential nutrient for yellowtail *Seriola quinqueradiata* fed non-fish meal diets based on soy protein concentrate. *Aquaculture* 280(1-4): 198-205.
251. Takagi, S., Shimeno, S., Hosokawa, H., Ukawa, M. (2001). Effect of lysine and methionine supplementation to a soy protein concentrate diet for red sea bream *Pagrus major*. *Fisheries Science* 67(6): 1088-1096.

252. Tocher, D.R. (2015): Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids and aquaculture in perspective. *Aquaculture* 449: 94-107.
253. Torrecillas, S., Mompel, D., Caballero, M.J., Montero, D., Merrifield, D., Rodiles, A., Robaina, L., Zamorano, M.J., Karalazos, V., Kaushik, S., Izquierdo, M. (2017): Effect of fishmeal and fish oil replacement by vegetable meals and oils on gut health of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 468: 386-398.
254. Ufodike, E.B.C., Matty, A.J. (1983): Growth responses and nutrient digestibility in mirror carp (*Cyprinus carpio*) fed different levels of cassava and rice. *Aquaculture* 31(1): 41-50.
255. Ugwu, F.M., Oranye, N.A. (2006): Effects of some processing methods on the toxic components of African breadfruit (*Treculia africana*). *African Journal Biotechnology* 5: 2329-2333.
256. Urán, P.A., Gonçalves, A.A., Taverne-Thiele, J.J., Schrama, J.W., Verreth, J.A.J., Rombout, J.H.W.M. (2008): Soybean meal induces intestinal inflammation in common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fish & Shellfish Immunology* 25(6): 751-760.
257. Van der Poel, A.F.B. (1989): Effects of processing on antinutritional factors (ANF) and nutritional value of legume seeds for non-ruminant feeding. p. 213-229. In: Huisman, J., van der Poel, T.F.B., Liener, I.E. (eds.): *Recent advances of research in antinutritional factors in legume seeds*. PUDOC Wageningen, The Netherlands.
258. Vanni, M.J. (2002): Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33: 341-370.
259. Vanni, M.J., Boros, G., McIntyre, P.B. (2013): When are fish sources versus sinks of nutrients in lake ecosystems? *Ecology* 94: 2195-2206.
260. Venou, B., Alexis, M.N., Fountoulaki, E., Haralabous, J. (2006): Effects of extrusion and inclusion level of soybean meal on diet digestibility, performance and nutrient utilization of gilthead sea bream (*Sparus aurata*). *Aquaculture* 261(1): 343-356.
261. Vielma, J., Koskela, J., Ruohonen, K., Jokinen, I., Kettunen, J. (2003): Optimal diet composition for European whitefish (*Coregonus lavaretus*): carbohydrate stress and immune parameter responses. *Aquaculture* 225(1-4): 3-16.
262. Vilizzi, L., Tarkan, A.S. (2015): Experimental evidence for the effects of common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) on freshwater ecosystems: A narrative review with management directions for Turkish inland waters. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research* 1(3): 123-149.
263. Vilizzi, L., Tarkan, A.S., Copp, G.H. (2015): Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: a global perspective. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 23(3): 253-290.

264. Vollenweider, R.A., Kerekes., J. (1982): *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris, France.
265. Wagner, K.J. (1991): Assessing the impacts of motorized watercraft on lakes: issues and perceptions. p. 77-93. In: *Proceedings of National Conference on Enhancing States' Lake Management Programs*. Northeastern Illinois Planning Commission, Chicago, USA.
266. Warner, K., Johnson, P.R. (1978): Mortality of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) hooked on flies and worms in a river nursery area. *Transactions of the American Fisheries Society* 107: 772-775.
267. Watanabe, T., Takeuchi, T., Satoh, S., Kiron, V. (1996): Digestible crude protein contents in various feedstuffs determined with four freshwater fish species. *Fisheries Science* 62: 278–282.
268. Wang, L., Wu, D., Fan, Z., Li, H., Li, J., Zhang, Y., Xu, Q., Wang, G., Zhu, Z. (2020): Effect of *Yucca schidigera* extract on the growth performance, intestinal antioxidant status, immune response, and tight junctions of mirror carp (*Cyprinus carpio*). *Fish & Shellfish Immunology* 103: 211-219.
269. Weber, M.J., Brown, M.L. (2009): Effects of common carp on aquatic ecosystems 80 years after “carp as a dominant”: ecological insights for fisheries management. *Reviews in Fisheries Science* 17(4): 524-537.
270. Wilson, R.P. (1989): Amino acids and proteins. p. 112-153. In: Halver, J.E. (ed.): *Fish Nutrition*. Academic Press, San Diego, CA.
271. Wilson, R.P. (1994): Utilization of dietary carbohydrate by fish. *Aquaculture* 124(1-4): 67-80.
272. Wolos, A., Teodorowicz, M., Grabowska, K. (1992): Effect of ground-baiting on anglers' catches and nutrient budget of water bodies as exemplified by Polish lakes. *Aquaculture and Fisheries Management* 23: 499-509.
273. Wood, C.M. (2001): Influence of feeding, exercise, and temperature on nitrogen metabolism and excretion. *Fish Physiology* 20: 201–238.
274. Wu, X., Gatlin III, D.M. (2014): Effects of altering dietary protein content in morning and evening feedings on growth and ammonia excretion of red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Aquaculture* 434: 33-37.
275. Wu, D., Li, J., Fan, Z., Wang, L., Zheng, X. (2022b): Resveratrol ameliorates oxidative stress, inflammatory response and lipid metabolism in common carp (*Cyprinus carpio*) fed with high-fat diet. *Frontiers in Immunology* 13: 965954.
276. Wu, D., Zhang, Y., Li, J., Fan, Z., Xu, Q., Wang, L. (2022a): Assessment of chicken intestinal hydrolysates as a new protein source to replace fishmeal on the growth performance, antioxidant capacity and intestinal health of common carp (*Cyprinus carpio*). *Fish & Shellfish Immunology* 125: 161-170.
277. Xie, M., Zhou, W., Xie, Y., Li, Y., Zhang, Z., Yang, Y., Olsen, R.E., Ran, C., Zhou, Z. (2021): Effects of *Cetobacterium somerae* fermentation product on gut and liver health of common carp (*Cyprinus carpio*) fed diet supplemented with ultra-micro ground mixed plant proteins. *Aquaculture* 543: 736943
278. Yamamoto, T., Suzuki, N., Furuita, H., Sugita, T., Tanaka, N., Goto, T. (2007): Supplemental effect of bile salts to soybean meal-based diet on growth and feed

- utilization of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Fisheries Science* 73: 123-131.
279. Yang, L., Zhao, M., Liu, M., Zhang, W., Zhi, S., Qu, L., Xiong, J., Wang, L., Qin, C., Nie, G. (2023): Effects of genistein on lipid metabolism, antioxidant activity, and immunity of common carp (*Cyprinus carpio* L.) fed with high-carbohydrate and high-fat diets. *Aquaculture Nutrition* 2023(1): 9555855.
280. Yang, S.D., Lin, T.S., Liou, C.H., Peng, H.K. (2003): Influence of dietary protein levels on growth performance, carcass composition and liver lipid classes of juvenile *Spinibarbus hollandi* (Oshima). *Aquaculture Research* 34(8): 661-666.
281. Yao, T., Xu, G., Liang, X., Fall, F.N., Cao, A., Zhang, S., Guan, Y., Sun, B., Xue, M. (2021): Tolerance assessment of dietary bile acids in common carp (*Cyprinus carpio* L.) fed a high plant protein diet. *Aquaculture* 543: 737012.
282. Yousef, Y.A., McLellon, W.M., Zebuth, H.H. (1980): Changes in phosphorus concentrations due to mixing by motor boats in shallow lakes. *Water Research* 14: 841-852.
283. Yu, Z., Hao, Q., Liu, S.B., Zhang, Q.S., Chen, X.Y., Li, S.H., Ran, C., Yang, Y.L., Teame, T., Zhang, Z., Zhou, Z.G. (2023): The positive effects of postbiotic (SWF concentration®) supplemented diet on skin mucus, liver, gut health, the structure and function of gut microbiota of common carp (*Cyprinus carpio*) fed with high-fat diet. *Fish Shellfish Immunology* 135: 108681.
284. Zeitoun, I.H., Ullrey, D.E., Halver, J.F., Tack, P.I., Magee, W.T.. (1974): Influence of salinity on protein requirements of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31:1145-1148.
285. Zeller, D., Darcy, M., Booth, S., Lowe, M.K., Martell, S. (2008): What about recreational catch?: Potential impact on stock assessment for Hawaii's bottomfish fisheries? *Fisheries Research* 91: 88-97.
286. Zhang, C., Rahimnejad, S., Wang, Y.R., Lu, K., Song, K., Wang, L., Mai, K. (2018): Substituting fish meal with soybean meal in diets for Japanese seabass (*Lateolabrax japonicus*): Effects on growth, digestive enzymes activity, gut histology, and expression of gut inflammatory and transporter genes. *Aquaculture* 483: 173-182.
287. Zhou, J., Leavitt, P.R., Zhang, Y., Qin, B. (2022): Anthropogenic eutrophication of shallow lakes: Is it occasional? *Water Research* 221: 118728.
288. Zhou, Q.C., Tan, B.P., Mai, K.S., Liu, Y.J. (2004): Apparent digestibility of selected feeding ingredients for juvenile cobia *Rachycentron canadum*. *Aquaculture* 241: 441-451.
289. Zhou, Y., Wang, L., Zhou, Y., Mao, X. (2020): Eutrophication control strategies for highly anthropogenic influenced coastal waters. *Science of the Total Environment* 705: 135760.

12. Tudományos tevékenység jegyzéke

Tudományos tevékenység a disszertáció témájában:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

Fazekas, D. L., Antal, L., Ardó, L., Halasi-Kovács, B., Sándor, Z. J., Pirger, Zs., Tóth, F., Vitál, Z., Specziár, A. Mozsár, A. (2024). Effects of angler's groundbaits on fish physiology and growth. *Scientific Reports* 14(1): 28541. **(D1; IF: 3,883)**
<https://doi.org/10.1038/s41598-024-79880-4>

Fazekas, D. L., Antal, L., Halasi-Kovács, B., Kwiatkowski, M., Tóth, F., Specziár, A., Mozsár, A. (2023). Acute effects of angler's groundbaits: nutrient flux to water column. *Scientific Reports* 13(1): 17691. **(D1; IF:3,883)**
<https://doi.org/10.1038/s41598-023-44381-3>

Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke:

Fazekas, D. L., Antal, L., Halasi-Kovács, B., Kwiatkowski, M., Tóth, F., Specziár, A., Mozsár, A. (2022): Az etetőanyaghasználat akut tápanyagforgalmi következményei. A XVIII. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen.

Fazekas, D. L., Antal, L., Ardó L., Halasi-Kovács, B., Jakabné, S. Zs., Pirger, Zs., Tóth F., Vitál, Z., Specziár, A., Mozsár A. (2022): Eltérő összetételű etetőanyagok hatása a halak növekedésére és immunitására: előzetes eredmények. LXIII. Hidrobiológus Napok, Tihany.

Fazekas, D. L., Antal, L., Ardó L., Halasi-Kovács, B., Jakabné, S. Zs., Pirger, Zs., Tóth F., Vitál, Z., Specziár, A., Mozsár A. (2022): Eltérő összetételű etetőanyagok hatása a halak növekedésére és immunitására: előzetes eredmények. A XVIII. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen.

Fazekas, D. L., Antal, L., Halasi-Kovács, B., Kwiatkowski, M., Tóth, F., Specziár, A., Mozsár, A. (2022): Az etetőanyaghasználat akut tápanyagforgalmi következményei. LXIII. Hidrobiológus Napok, Tihany.

Egyéb tudományos közlemények:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

Varga, J., **Fazekas, D. L.,** Halasi-Kovács, B., Józsa, V., Tóth, F., Nyeste, K., & Mozsár, A. (2024). Fecundity, growth and body condition of invasive black bullhead (*Ameiurus melas*) in eutrophic oxbow lakes of River-Körös (Hungary). *BioInvasions Records* 13(2): 515-527. **(Q2; IF:1,608:)**
<https://doi.org/10.3391/bir.2024.13.2.16>

- Sharma, P., Gyalog, G., Berzi-Nagy, L., Tóth, F., Nagy, Z., Halasi-Kovács, B., **Fazekas, D.L.**, Csukas, B., Varga, M. (2024). Reusability check-based refinement of a biophysical fishpond model. *Computers and Electronics in Agriculture* 218: 108664. **(D1; IF:7,7)** <https://doi.org/10.1016/j.compag.2024.108664>
- Lovas-Kiss, Á., Antal, L., Mozsár, A., Nyeste, K., Somogyi, D., Kiss, B., Tóth, R., Tóth, F., **Fazekas, D.L.**, Vitál, Z., Halasi-Kovács, B., Tóth, P., Szabó, N., Löki, V., Vincze, O., András Lukács, B. (2024). Bird-mediated endozoochory as a potential dispersal mechanism of bony fishes. *Ecography* 2024(6): e07124. **(D1; IF:5,4)** <https://doi.org/10.1111/ecog.07124>
- Fazekas, G., Müller, T., Stanivuk, J., **Fazekas, D. L.**, Káldy, J., Tóth, F., Bürgés, J., Colchen, T., Vass, N., Ljubobratović, U. (2023). Evaluation of applying environmental enrichment to sterlets (*Acipenser ruthenus* L.) in early life stages. *Applied Animal Behaviour Science* 268: 106090. **(Q1; IF:2,2)** <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2023.106090>
- Vitál, Z., **Fazekas, D. L.**, Halasi-Kovács, B., Udvari, Z., Ugrai, Z., Tóth, F., Mozsár, A. (2022). Capture rate and distribution patterns of newly-stocked common carps (*Cyprinus carpio*) in a put and take lotic fishery: a multi-year case study. *International Aquatic Research* 14(4): 293-302. **(Q2; IF:2,0)** <https://doi.org/10.22034/IAR.2022.1961028.1292>
- Káldy, J., Mozsár, A., Fazekas, G., Farkas, M., **Fazekas, D. L.**, Fazekas, G. L., Goda, K., Gyöngy, Zs., Kovács, B., Kenneth, S., Becsényi, M., Molnár, M., Patakiné Várkonyi, E. (2020). Hybridization of Russian Sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt and Ratzeberg, 1833) and American Paddlefish (*Polyodon spathula*, Walbaum 1792) and evaluation of their progeny. *Genes* 11(7): 753. **(Q2; IF:2,8)** <https://doi.org/10.3390/genes11070753>

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban:

- Varga, J., Józsa, V., **Fazekas, D.**, Koščo, J., Mozsár, A. (2020): A horgászat mint mintavételi módszer alkalmazhatóságának vizsgálata a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) esetében. *Pisces Hungarici* 14: 139-144.
- Fazekas, D.**, Sólyom, N., Nyeste, K., Antal, L. (2016): Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára. *Pisces Hungarici* 10: 51-56.