



1949

**A DOMOLYKÓ (*SQUALIUS CEPHALUS*)
BIOINDIKÁTOR-SZEREPE A VÍZFOLYÁSOK
FÉMSZENNYEZETTSÉGÉNEK KIMUTATÁSÁBAN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Nyeste Krisztián József

Témavezető:
Dr. Antal László

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2020

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia 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, 2020.10.14.

*Nyeste Krisztián József
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Nyeste Krisztián József doktorjelölt 2016–2020. között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal 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, 2020.10.14.

*Dr. Antal László
a témavezető aláírása*

**A DOMOLYKÓ (*SQUALIUS CEPHALUS*)
BIOINDIKÁTOR-SZEREPE A VÍZFOLYÁSOK
FÉMSZENNYEZETTSÉGÉNEK KIMUTATÁSÁBAN**

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

Írta: **Nyeste Krisztián József**, okleveles hidrobiológus

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

Témavezető: **Dr. Antal László**, egyetemi adjunktus

Az értekezés bírálói:

Dr.	
Dr.	
Dr.	

A bírálóbizottság:

elnök:

Dr.

tagok:

Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2020.

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és célkitűzések	1
1.1. Bevezetés	1
1.2. Célkitűzések.....	6
2. Irodalmi áttekintés	7
2.1. A domolykó ökológiai sajátosságai	7
2.2. A halak bioindikátor-szerepe a vizek fém tartalmának kimutatásában.....	7
2.3. A halak különböző szerveinek alkalmazhatósága az ökotoxikológiai vizsgálatokban	9
2.3.1. A kopolyú.....	10
2.3.2. A máj	12
2.3.3. A vázizom	14
2.4. A vizekben fellelhető leggyakrabban vizsgált fémek és hatásuk a halakra	17
2.4.1. A makroelemek	17
2.4.2. A mikroelemek.....	19
2.5. A Tisza vízgyűjtő területén élő halak bioakkumulációs vizsgálatai	28
3. Anyag és módszer	36
3.1. A mintavételi helyek	36
3.1.1. A Tisza vízgyűjtő területén kijelölt mintavételi helyek a domolykó bioakkumulációs vizsgálatához.....	36
3.1.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai fém tartalom-mintázatainak vizsgálati helyszíne	39
3.2. A vizsgálati módszerek leírása	41
3.2.1. Módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtőjén témakörben	41
3.2.2. Módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben.....	44
3.3. Az adatfeldolgozási módszerek.....	45
3.3.1. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén témakörben	45
3.3.2. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben .	47
4. Eredmények	48
4.1. A domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén.....	48
4.1.1. A vízfolyások fém tartalma	48

4.1.2. A Felső-Tisza és a Szamos, valamint a torkolata környéki Tisza-szakaszok.....	48
4.1.3. A Bodrog és a torkolata környéki Tisza-szakaszok	52
4.1.4. A Sajó és mellékfolyói, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszok.....	56
4.1.5. A Zagyva és a torkolata környéki Tisza-szakaszok	60
4.1.6. A Körösök vízrendszere és a Hármaskörös torkolata környéki Tisza-szakaszok.....	64
4.1.7. A Maros és a torkolata környéki Tisza-szakaszok	68
4.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata	72
4.2.1. Korelemzés.....	72
4.2.2. A Szamos vizének fémtartalma.....	73
4.2.3. Makroelemek.....	73
4.2.4. Mikroelemek	74
4.2.5. Biokoncentrációs faktor és fémszennyezettségi index	77
4.2.6. Humánegészségügyi vonatkozások.....	77
5. Eredmények értékelése	78
5.1. A domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén.....	78
5.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata	88
6. Összefoglalás.....	95
6.1. A domolykó [<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)] bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén.....	95
6.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata	97
7. Új tudományos eredmények összefoglalása	100
8. Summary	101
8.1. Investigation of the trace element accumulation patterns of chub [<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)] in the Water System of Tisza River.....	101
8.2. Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub	103
9. Summary of new scientific findings	105
10. Köszönetnyilvánítás	106
11. Irodalomjegyzék	108
12. Tudományos tevékenység jegyzéke.....	120
13. Mellékletek.....	124

1. Bevezetés és célkitűzések

1.1. Bevezetés

Napjainkban a vízi ökológiai rendszerek zöme a különböző antropogén hatások következtében jelentős veszélybe kerültek (Ormerod et al. 2010, Liu et al. 2019, Zhou et al. 2019). Ilyen hatásnak tekinthető minden olyan tényező, amely a vízi és vizes élőhelyek természetes struktúráját valamilyen módon átalakítja (Miracle & Ankley 2005, Carrasco et al. 2011). Ezek eredetüket, léptékeiket és hatásaikat tekintve igen sokfélék lehetnek. A teljesség igénye nélkül ide sorolhatjuk például a meder tájléptékű átalakításait (pl. duzzasztások, lecsapolások, folyószabályozások); az adott élőhelyen élő természetes populációstruktúra megváltoztatását (pl. inváziós fajok térnyerése); valamint a különböző tevékenységekből származó kémiai anyagok megjelenését és azok akkumulációját (pl. nehézfémek, szerves szennyezőanyagok) (MacDonald et al. 2000, Lenhardt et al. 2009, Antal et al. 2013). E tényezők jelentős része szemmel jól látható változásokat idéz elő, és ezek a különféle alapkutatások során jól vizsgálhatók. Ezzel szemben a jelen disszertáció alapját nyújtó fémes szennyezők a vízben gyakorta íztelen, szagtalan és láthatatlan formában vannak jelen (Lenhardt et al. 2009). Mindaddig, amíg ezek mennyisége nem haladja meg a vizekben a rájuk jellemző letális koncentrációt, ritkán kerülnek be a köztudatba (Yancheva et al. 2015). A különböző kémiai eredetű szennyezőanyagok, ha csak kis mennyiségben is, de folyamatosan jelen vannak a környezetben, akkor szintén jelentős hatással lehetnek a vízi és vizes élőhelyek élőlényeire (Nagy et al. 2000). A hazai toxikológiai vizsgálatokban e felismerés jelentős előrelépést jelentett, ami a perniciozítás (veszélyeztetettség) fogalmának bevezetését jelentette a

magyar tudományos életben (Dévai et al., 1992, 1993, 1994, Nagy et al. 2000). Mindaddig vizeink toxikológiai vizsgálata során a kémiai anyagokat mindössze olyan szempontból vizsgálták, hogy milyen koncentrációban és milyen mértékben okoznak elhullást a vizsgálati objektum tagjain (Nagy et al. 2000). A Szamos és Tisza 2000-ben történt cianidmérgezése és nehézfém szennyezése, valamint az azt követő időszak fémtoxikológiai vizsgálatai azonban bebizonyították, hogy a különböző kémiai anyagok szubletális koncentrációban is jelentős hatással bírhatnak a vízi ökológiai rendszerekre, különösképp a magasabb trofikus szinteken elhelyezkedő halakra (Nagy et al. 2000, 2001, 2002, 2003, Antal et al. 2013). Disszertációmban elsősorban a különböző fémek eredetű szennyezések halakra kifejtett hatásait tártuk fel.

Manapság a vízi ökológiai rendszerek nehézfémterhelése komoly probléma világszerte, ugyanis ezek az elemek toxikusak lehetnek, hosszú ideig jelen vannak a környezetben, valamint a bioakkumuláció és a biogmagnifikáció folyamatai révén képesek a táplálékhálózatokba is bekerülni (Miracle & Ankley 2005, Carrasco et al. 2011, Carneiro et al. 2014). Ezek a fémek két fő úton juthatnak be a vizekbe: egyrészt a természetes geológiai háttérből, másrészt olyan antropogén folyamatok útján, mint például az ipari és a mezőgazdasági tevékenységek (MacDonald et al. 2000, Lenhardt et al. 2009). Mivel a fémek felvétele és felhalmozódása eltérő a különböző élőlényekben, ezért mindezek monitorozása kiemelkedő fontosságú feladat a környezeti kockázatok feltárása érdekében (Nakata et al. 2005, Zhou et al. 2008, Rašković et al. 2018).

A víz- és üledékkémiai vizsgálatok önmagukban nem adnak kellő információt a vízi ökológiai rendszerek veszélyeztetettségéről, mert

sokszor csak egy pillanatnyi állapotot tükröznek (Subotić et al. 2013a, b). A vízi és vizes élőhelyek szennyezésének monitorozására a halközösségek vizsgálata széleskörűen elterjedt (Hermenau et al. 2015, Jia et al. 2016, Liu et al. 2016). A szennyezett vízben élő hal testébe ezek az anyagok különféle útvonalon és eltérő mennyiségekben képesek bejutni: pl. a bőrön és a kopolyún keresztül, vagy az emésztő szervrendszeren át a táplálkozás során (Yılmaz et al. 2007, Lenhardt et al. 2012). A halakban történő fémakkumuláció számos tényezőtől függ. Függ egyrészt az adott elem kémiai sajátosságaitól, másrészt az adott egyed ökológiai igényeitől, fiziológiai állapotától, méretétől és korától, valamint életciklusától, életmenetétől és táplálkozási sajátosságaitól (Newman & Doubet 1989, Canpolat & Çalta 2003). Mindez azt jelenti, hogy az egyes fajok, valamint a fajon belül a különböző korosztályok között jelentős eltérések lehetnek az akkumulált nehézfémek mennyiségében (Zhang & Wong 2007, Lenhardt et al. 2015).

Mindemellett egy adott egyeden belül a felhalmozódott fémek mennyisége a különböző szervekben is eltérő, elsősorban azok sajátos fiziológiai sajátosságai miatt (Subotić et al. 2013a, b). Különösképpen a kopolyú és a máj, mint metabolikusan aktív szervek a fő színterei a fémek akkumulálódásának (Yılmaz et al. 2007, Lenhardt et al. 2012). Ebből adódóan ezeket a szerveket mintegy célszervként használják a fémakkumulációs vizsgálatokban (Djikanović et al. 2016, Jia et al. 2017). Alapvetően az izomszövetben a fémek felhalmozódása kevésbé kifejezett, ám az emberek elsősorban a halhúst (izmot) fogyasztják (Jia et al. 2017, Subotić et al. 2013a), éppen ezért a fémtartalom-mintázatának a vizsgálata is kiemelt fontosságú (Yancheva et al. 2015, Traina et al. 2019).

Hazánkban nagyobb térléptékű bioakkumulációs vizsgálatokra először a Tisza 2000-ben történt cianidmérgezése és nehézfém-szennyezése során került sor (Nagy et al. 2002, VITUKI 2002, Marshall et al. 2016). Ezek azonban nem a teljes vízgyűjtőre vonatkoztak (Nagy et al. 2002, Marshall et al. 2016), és vagy több faj által alkotott mintacsoportok segítségével jellemezték az egyes vizek nehézfémterheltségét (Marshall et al. 2016), vagy mindössze a kiválasztott indikátorfajok populációstruktúrája alapján próbálták a vízterek állapotát meghatározni (VITUKI 2002). A fent említett ökológiai és toxikológiai sajátosságok alapján azonban a különböző fajok, vagy akár az adott faj egyes korosztályai között jelentős különbségek adódhatnak akár egyazon mintavételi területen is (pl. Subotić et al. 2013a, b, Hermenean et al. 2015, Djikanović et al. 2018, Nyeste et al. 2019). Egy vízgyűjtő szintű kutatás esetén éppen ezért csak egy adott faj ugyanazon korosztályainak egyidejű vizsgálata adhat messzemenő következtetésekre alkalmas eredményeket. Épp ebből az elgondolásból hazánkban is kiemelkedően fontos az, hogy a vizeink fémszennyezettségi állapotát egy halfaj egyazon korcsoportja esetén vízgyűjtő szinten is monitorozzuk, ugyanis csak ezáltal tudjuk az esetleges szennyezéseket nyomon követni. Az ilyen vízgyűjtő szintű nehézfém-toxikológiai vizsgálatok egyik közkezdvelt alanya a domolykó [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), korábban *Leuciscus cephalus*] (pl. Dragun et al. 2007, Triebskorn et al. 2007, Yılmaz et al. 2007, Krasnići et al. 2013, Nyeste et al. 2019).

Az elmúlt években a legtöbb nehézfém-akkumulációs vizsgálatot Európa-szerte adult halakon végezték (pl. Subotić et al. 2013a, b, Hermenean et al. 2015, Djikanović et al. 2018). Több munka azonban rámutatott arra, hogy a nehézfémek akkumulációját az egyes szervezetekben

több tényező is befolyásolja, például a méret, a kor és a táplálkozás (Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017). Ezek közül a táplálkozás drasztikusan megváltozhat az életmenet előrehaladásával, épp ezért az akkumulált fémek mintázata jelentősen eltérhet egy adott faj különböző korcsoportjai között (Handy et al. 2003, Dragun et al. 2009, Subotić et al. 2013b). Emellett akár az élőhelypreferencia is jelentősen megváltozhat (Merciai et al. 2014). Ezek a változások a különböző korcsoportok esetén eltérő bioakkumulációs és biomagnifikációs sajátosságokat vonnak maguk után (Merciai et al. 2014). Számos vizsgálat rámutatott arra is, hogy egyes fémek főként az ivadékok szöveteiben halmozódnak fel inkább, aminek számos oka lehet, pl. a fiatalok sajátos táplálkozása, gyorsabb metabolikus rátája, valamint a kevésbé kifejlődött méregtelenítő rendszere (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017). Ebből következően egy adott halfaj eltérő korcsoportjai más és más indikátorsajátóságokkal jellemezhetők a vizeinket érő szennyezések tekintetében, ám a különböző fajok egyes korcsoportjainak bioindikátorszerepéről még elenyészőek az ismereteink (Jia et al. 2017).

1.2. Célkitűzések

Munkám során a célkitűzéseim a következők voltak:

- (i) *A domolykó nehézfém bioakkumulációs képességének elemzése a Tisza vízgyűjtő területén.* E témakörön belül a következő kérdésekre kerestem választ: (a) milyen a Tisza és hat fő mellékfolyása (Szamos, Bodrog, Sajó, Zagyva, Körös, Maros) nehézfém-szennyezettségének mértéke az Európa-szerte széles körben használt bioindikátor-szervezet, a domolykó szöveteiben kimutatott elemtartalmak szerint, (b) mely vízfolyás hogyan járul hozzá a betorkollást követően a Tisza fémszennyezettségéhez a domolykó nehézfém-tartalom-mintázata alapján, (c) a Tisza vízgyűjtő területén élő domolykó húsnak (izom) fogyasztása jár-e bármilyen egészségügyi kockázattal.
- (ii) *A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteiben kimutatható fémaakkumuláció értékelése.* Megválaszolandó kérdéseim: (a) hogyan alakul az egyazon víztérből származó, de eltérő korú és táplálkozású domolykók egyes szöveteinek akkumulált fémtartalom-mintázata, (b) a faj melyik csoportja bizonyulhat a legjobb bioindikátornak a környezet fémtartalmának kimutatásában.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. *A domolykó ökológiai sajátosságai*

A domolykó a vízfolyások fémszennyezettségének vizsgálatában az utóbbi évtizedek során az egyik leggyakrabban használt bioindikátorszervezet (Dragun et al. 2007, Krasnići et al. 2013, Yancheva et al. 2015). A faj az egyik szélesebb körben elterjedt pontyfélé Európában, továbbá igen kedvelt horgászhal (Kottelat & Freyhof 2007). Elsősorban a kisebb folyókban és nagyobb patakokban gyakori, de előfordul a nagyobb folyók lassan folyó alföldi szakaszán, valamint a nagyon kicsi hegyvidéki vizekben is (Kottelat & Freyhof 2007). Idősebb egyedei elsősorban halakkal táplálkoznak, tehát a táplálékhálózat magasabb szintjén helyezkednek el (Czeglédi & Erős 2013). A domolykó egy generalista faj, akár az olyan erősen szennyezett vizekben is megél, amelyekben a hasonló környezeti igényekkel bíró érzékenyebb fajok már elpusztulnak (Machala et al. 2001, Dragun et al. 2012, 2016). Ezek miatt, valamint azért, mert megfelelő információkat ad a vízi ökológiai rendszerek veszélyeztetettségi állapotáról (perniciozitásáról) is, a domolykó egyre szélesebb körben használt bioindikátorszervezet a vizeinket érő szennyezések vizsgálatában (pl. Dragun et al. 2007, Triebskorn et al. 2007, Yılmaz et al. 2007, Krasnići et al. 2013).

2.2. *A halak bioindikátor-szerepe a vizek fémtartalmának kimutatásában*

A vízi ökológiai rendszerek fémtartalmára irányuló elemzések első fázisát a víz- és üledékkémiai vizsgálatok jelentették (Yancheva et al. 2015). Ezek azonban mindössze részeredményként szolgálhatnak, ugyanis ezekben – főleg a vízfolyások esetén – a fémek koncentrációja rövid idő

alatt is gyorsan megváltozhat (Carrasco et al. 2011). Továbbá mivel a különböző kémiai elemek élőlények általi felvétele, akkumulációja és hatása is különböző, így azok környezeti kockázatát az élőlényekben felhalmozódott fémtartalom-mintázatok segítségével szükséges vizsgálni (Ajmal et al. 1988, Yancheva et al. 2015). Az elemek ugyanis az élőlények élettartama alatt a bioakkumuláció révén integrálódnak azok szervezetében, így biológiailag relevánsabb információt nyújtanak, mint a kémiai jellegében gyorsan változó víz és üledék (Yancheva et al. 2015).

A vizek biológiai alapú ökotoxikológiai jellemzését illetően a halak élőlénycsoport vált az egyik fő gerinces modellé (pl. Moiseenko 2005, Souza et al. 2013, Czédli et al. 2014, Milošković et al. 2016). A halak ugyanis a vízi ökológiai rendszerek táplálékhálózatának változatos, de alapvetően magas szintjein helyezkednek el, továbbá a vízben élő gerincesek egyik legdiverzebb csoportját alkotják (Law 2003). Emellett számos sajátosság teszi lehetővé azt, hogy a halak a vizek fémterhelésének egyik legjobb indikátorai lehessenek. A legtöbb gerinctelen élőlényhez képest relatíve hosszú életűek, továbbá életük minden momentuma vízhez kötött (Yancheva et al. 2015). Ezen túlmenően, általánosságban is jóval érzékenyebbek a vízi környezet változásával szemben (pl. mérgezőanyagok), mint a legtöbb vízi gerinctelen szervezet, továbbá azokat általában nagyobb, különböző elemzések számára releváns mennyiségben képesek felhalmozni (pl. Has-Schön et al. 2006, Huang et al. 2013, Zhao et al. 2015).

A halak több okból is jó indikátorai vizeink szennyeződéseinek. Egyrészt a táplálkozási hálózatok különböző szintjein helyezkednek el, így az egyes fajok más és más módon képesek a szennyezőanyagokat felhalmozni (Hermenean et al. 2015, Jia et al. 2016), továbbá a

makrogerinctelenekhez képest az egyes fajok maximális mérete és életkora jelentősen hosszabb, mely szintén nagy hatással van az akkumulációs sajátosságokra (Canpolat & Çalta 2003, Zhang & Wong 2007). Emellett a szennyezett vízben élő hal testébe ezek az anyagok két fő útvonalon is képesek bejutni: egyrésztől közvetlenül a környezetből (vízből vagy üledékből) a bőrön és a kopoltyún keresztül, valamint az elfogyasztott táplálék útján az emésztő szervrendszeren át (Yılmaz et al., 2007, Lenhardt et al. 2012). Nem elhanyagolható az sem, hogy ma már a biológiai minták begyűjtése és feldolgozása sokszor egyszerűbb, és jobban megismételhető, mint például a vízé vagy az üledéké (Rayment & Barry 2000). Kifejezetten igaz ez az olyan vízfolyásokra, ahol az utóbbiak állapota a rendszeres és jelentős áradások miatt gyorsan megváltozhat. Végül, de nem utolsósorban pedig a halak gyakorta a vízi táplálékhálózatok csúcsán helyezkednek el, továbbá számos országban alapvető emberi táplálékként szolgálnak (Uysal et al. 2008, 2009). Így a vízi ökológiai rendszerek nehézfémtranszferje tekintetében a halak szintén kiemelkedő szereppel bírnak, továbbá humán egészségügyi szempontból is fontos a vizsgálatuk (Yancheva et al. 2015, Traina et al. 2019).

2.3. A halak különböző szerveinek alkalmazhatósága az ökotoxikológiai vizsgálatokban

Ahogy a fentiekben már szerepelt, a halak szervezetébe a különböző szennyezőanyagok, köztük a fémek két forrásból származhatnak: az őket körülvevő környezetből (vízből vagy üledékből) a bőrön és a kopoltyún keresztül, valamint az elfogyasztott táplálék útján az emésztő szervrendszeren át (Lenhardt et al. 2012, Jia et al. 2016). Ebből, valamint a különböző szervek fiziológiai sajátosságai következtében egy adott

egyeden belül a felhalmozódott fémek mennyisége szervenként jelentősen eltérhet, így ezek bioindikátorként való alkalmazhatósága fémenként más és más lehet (Subotić et al. 2013a, b). Az ökotoxikológiai vizsgálatok során a három fő célszerv a kopoltyú, a máj, valamint az izomszövet (halhús) (Yancheva et al. 2015), így a következőkben e szervek bioakkumulációs sajátosságait ismertem.

2.3.1. A kopoltyú

A halak esetén a kopoltyú egy multifunkciós szerv, ugyanis nem csak a hal külső légzésére szolgál, hanem a homeosztázis fenntartása érdekében fontos szerepet játszik az iontranszportban, a savbázisegyensúly fenntartásában, valamint a különböző salakanyagok eltávolításában (Dang et al. 2001). A kopoltyú kiterjedt struktúrája és óriási relatív felülete átlagosan egy hal testfelületének akár 50%-át is adhatja. Így az azon keresztül lejátszódó aktív iontranszport-folyamatokból adódóan az őt körülvevő környezetből származó elemek felvételének egyik fő célszerve (Yancheva et al. 2015). Ebből eredően a kopoltyú a bioakkumulációs vizsgálatok egyik legfontosabb bioindikátor-szerve, emellett a különféle hisztopatológiai elemzések célszerve is, ugyanis a külső környezetnek való fokozott kitettsége következtében a szöveti elváltozásai jól reflektálják a víztér szennyezettségi állapotát (Moiseenko 2005, Ogundiran et al. 2009). Nem csak a külső környezetnek való jelentős kitettsége, hanem a szerv érzékenysége is hozzájárul ahhoz, hogy a kopoltyú fontos szerepet játszik az ökotoxikológiai vizsgálatokban. A különböző fémes eredetű szennyezéseken túl a víz kémhatásának, sóösszetételének változásait is jól tükrözi (Saber 2011). Mivel közvetlen kapcsolatban van a külső környezettel, így ez a szerv az, amely a

leggyorsabban reagál a külső terhelésekre (Lenhardt et al. 2012). Amíg az elfogyasztott táplálékhoz köthető szennyezésnek ugyanis előbb akkumulálnia kell a táplálékszervezetekben, addig a kopoltyún keresztül közvetlenül a vízből kerülnek be az anyagok a hal szervezetébe (Jia et al. 2017). Ezekből adódóan a kopoltyú akkumulált fémtartalom-mintázata, valamint szöveti felépítése (esetleges degradációja) a gyakorlati és az elméleti ökotoxikológiai vizsgálatok egyik legfontosabb célszervévé teszi (Yancheva et al. 2015).

Dragun és munkatársai (2016) munkája rávilágított arra is, hogy a korábbi gyakorlattal ellentétben nemcsak a kopoltyú lágy összetevői, hanem csontos elemei fémtartalom-mintázatának vizsgálata is kifejezetten fontos. Számos olyan elem van ugyanis, mely a kopoltyúba kerülve annak csontos részeiben (pl. kopoltyúívek és -lemezek) halmozódnak fel, elsősorban a Ca kicserélődése útján (Hermenean et al. 2017). Ilyen fémek például a Cd, a Mn, a Sr és a Zn, de a makroelemek közül fontos felhalmozódási színtere például a Ca és a Mg ionjainak is (Dragun et al. 2016). Az említett munka szerint ezek az elemek szignifikánsan magasabb koncentrációban halmozódnak fel a kopoltyú csontos részeiben, mint például a kopoltyúsejtek oldható frakciójában (Dragun et al. 2016). Így a vízterek fémterheltségének pontos elemzésében kifejezetten fontos az, hogy a teljes kopoltyút, a lágy és a támasztó csontos szöveteket együttesen vizsgáljuk. Összességében elmondható tehát, hogy a kopoltyú akkumulált fémtartalom-mintázata és szöveti károsodása elsősorban a habitatpreferenciát reflektálja, ugyanis az adott egyed körülvő környezet (víz- és üledék) terheltségének legfőbb indikátorszerve (Yancheva et al. 2015). Subotić és munkatársai (2013a, b) a Duna szerbiai szakaszán vizsgálták az eltérő táplálkozású halfajok

fémakkumulációját, és azt találták, hogy a kopolyú fémtartalom-mintázata a különböző táplálékot fogyasztó, de azonos habitatpreferenciával rendelkező halfajok esetén nagyon hasonló. Vannak publikációk (pl. Subotić et al. 2013a, b) amelyek rámutattak arra is, hogy egyes fémek a kopolyúban halmozódnak fel legnagyobb arányban, ami humán egészségügyi vonatkozásban is fontos, mert például hazánkban többek között a hungarikumnak számító tiszai halászlé esetén a hal feje és a belsőségek is fontos alapanyagok, így ezek fogyasztása terhelt területekről kockázatos is lehet.

2.3.2. *A máj*

Általánosságban véve a halak szervezete esetén gyakran nem beszélünk külön májról, hanem az a hepatopankréásznak felel meg, ugyanis a differenciáltabb gerinceseknél elkülönülő hasnyálmirigy és máj még a csontos halak esetén is szövettanilag egy egységet alkot (Wilhelm 1998). Ez a gyakorlat azonban a nemzetközi toxikológiai vizsgálatokban, kifejezetten a fémakkumulációs kutatásokban kevésbé terjedt el, azok zömében egyszerűen májról (angolul liver) beszélnek (Yancheva et al. 2015), így a disszertációmban az elkövetkezendőkben a következetesség érdekében így fogom használni.

Általánosságban kijelenthető, hogy ha a halak szervezetébe valamilyen mérgező anyag kerül, akkor a véráram révén eljut egyes szövetekbe, és különböző tényezőktől függően ott eltérő mennyiségekben akkumulálódhat (Yancheva et al. 2015). Számos vizsgálat rámutatott azonban arra, hogy a szervek közül a máj az, ami a legjobban használható a környezetet érő szennyezések biológiai alapú vizsgálatára (pl. Subotić et al. 2013a, b, Yancheva et al. 2015). Ennek az egyik oka az, hogy a

szervezet fő méregtelenítőszerve, és a különböző toxikus anyagok a felvételt követően nagyrészt rövid időn belül ide kerülnek (Yılmaz et al. 2007, Nunes et al. 2015). Vizsgálatok mutattak rá arra is, hogy a hal szervezetében a különböző szervekhez viszonyítva a máj relatíve gyors anyagcseréje, valamint gazdag vérellátása miatt a különböző mérgező anyagok legnagyobb felvevője (pl. Mohamed 2009). Ezek közül a fémeket – mivel az élő szervezet által le nem bonthatók – a májsejtek akkumulálni képesek, megakadályozva azt, hogy ezek a szervezet más pontjain fejtsék ki mérgező hatásukat (Yılmaz et al. 2007, Yancheva et al. 2015). Ebben a folyamatban elsősorban a különböző fémkötő fehérjék, pl. metallotioneinek játszanak fontos szerepet (Yancheva et al. 2015). Ezek ugyanis kimagaslóan nagy affinitást mutatnak a fémekre, közülük is főleg a kadmiumra, a krómra, a rézre, a vasra és az ólomra (Jovanović et al. 2011). A máj a fémek akkumulációján túl a különböző kémiai anyagok vonatkozásában is a méregtelenítés fő színtere (Van Dyk et al. 2007, Nunes et al. 2015). Ezek az anyagok esetén a felhalmozódáson túl az általuk okozott szövettani, valamint enzimkinetikai változások is jól indikálják a környezet szennyezettségi állapotát (Madureira et al. 2012, Stoyanova et al. 2020a, b). Ilyen indikátorsajátosság az is, amikor az adott szerv normál funkciójának mértéke, valamint a hozzá kapcsolódó enzimrendszer működése megváltozik (pl. vérképzés, antioxidáns-védekezés, méregtelenítés és kiválasztás) (Yancheva et al. 2015). Mindezek alapján elmondhatjuk, hogy a máj toxikológiai vizsgálata az egyik legjobb lehetőséget adja a környezetet érő szennyezések mértékének monitorozására. A máj toxikológiai vizsgálatokban betöltött fontos szerepét az is hangsúlyozza, hogy a kopolyúval ellentétben nemcsak a vízben lévő, hanem a táplálékkal bevitt mérgező anyagok is,

tehát a teljes biotikus és abiotikus környezet terheltsége jelentős hatással van rá (Demirak et al. 2006). Az elfogyasztott és megemésztett táplálékalkotók ugyanis az emésztő szervrendszeren át felszívódva a májba kerülnek, így az abból származó mérgező anyagok zöme ott fog koncentrálni (Yancheva et al. 2015). Több publikáció azt is kiemelte, hogy az elfogyasztott táplálék, valamint a hal májának elemtartalom-mintázata sokkal jobban korrelál, mint bármelyik más szervé (pl. a kopolyúé) (Subotić et al. 2013a, b). Mindezek alapján általánosságban elmondható, hogy a halak szervezetében a mérgező anyagok főleg a májban koncentrálnak, így annak vizsgálatával releváns adatokat nyerhetünk a környezeti terhelésről, ugyanis ez az a szövettípus, ami mind a vízhez, mind a táplálékhálózathoz köthető szennyezéseket egyaránt integrálja (Jia et al. 2017). Mivel a máj a humán élelmezésnek is része lehet, fogyasztásának biztonságossága a halhúsnál is fokozottabb figyelmet és ellenőrzést igényel (Yancheva et al. 2015).

2.3.3. A vázizom

A vázizomszövet – gyakorlatilag a halhús – toxikológiai tekintetben másodlagos helye a mérgező anyagok felhalmozódásának (Jia et al. 2017). Ezek ugyanis gyakorta a májból, valamint a kopolyúból kerülnek át a vázizomba (Yancheva et al. 2015). Számos elemzés rá is mutatott arra, hogy a vízben és az üledékben fellelhető fémkoncentrációkat tekintve a főbb szövettípusok közül a vázizomnak van az egyik leggyengébb bioakkumulációs sajátossága (pl. Subotić et al. 2013a, b, Jia et al. 2017). Ezek alapján azonban nem mondhatjuk azt, hogy elegendő a máj és a kopolyú vizsgálata is, ugyanis számos fontos tény szól amellett, hogy az izom is fontos információértékkel bír.

Az izom bioakkumulációs sajátossága ugyan elmarad a májától és a kopoltyújától, de ettől függetlenül mind a víz, mind az üledék elemtartalmával jól korrelál, így már csak ezért is jól használható a környezet terheltségének jelzésére (Yancheva et al. 2015). A vizsgálatának másik fontos szempontja pedig az, hogy a halhús a humán ételmezés számára is kiemelkedő fontosságú. Habár a hal egyéb belsőségeit (főleg az ivatermékeket és a májat) is fogyasztják világszerte, ezek mennyisége messze elmarad a halhúshoz képest (Yancheva et al. 2015).

A halhúshoz kötődő potenciális szennyezések, különösképp a nehézfémek tekintetében az 1950-es és '60-as években kerültek be a köztudatba, az úgynevezett Minamata-kór kapcsán (Harada 1995). A japán Minamata-öbölben elhelyezkedő településeken ugyanis összességében több ezer halálos áldozatot követelő betegségsorozat alakult ki. Több év kellett ahhoz, hogy rájöjjenek, a különböző neurológiai eredetű problémák mögött a közeli ipari létesítmény higanyszennyezése áll (Harada 1995). A gyár létesülésekor ugyan tudtak arról, hogy az öbölbe – viszonylag kis mennyiségben – szervesetlen higanyvegyületeket bocsátanak ki, de az akkori szakértők úgy gondolták, hogy az kellőképpen felhígul a környezetben, így eleinte nem is nehézfémekre, hanem például vírus és baktérium okozta járványra gyanakodtak, emiatt a betegeket karanténba is helyezték (Yancheva et al. 2015). Több év kutatómunkája bizonyította be, hogy a tengerbe kerülő szervesetlen higanyvegyületeket az üledékben található mikrobák egy jóval mérgezőbb, és az élő szervezetek által jobban felvehető szerves higanyvegyületté (metil-higannyá) alakítják, melyet elsősorban a fitoplanktonszervezetek vettek fel (Harada 1995). Azonban a primer

producensek által felvett metil-higany akkumulálódni, illetve magnifikálódni kezdett az ottani táplálékhálózat tagjaiban, s végső soron az elfogyasztott halakon és kagylókon keresztül az emberekbe került (Yancheva et al. 2015). Ez az emberiség történelmének egyik első, hosszan vizsgált és dokumentált, a táplálékhálózaton keresztül magnifikálódó nehézfém-szennyezés emberi egészségre való káros hatásainak precedense, mely történés óta a vízi élőlények – köztük elsősorban a halak – humán élelmezésbiztonsági szempontból történő vizsgálata (mely elsősorban az akkumulált nehézfémekre irányul) széles körben elterjedt világszerte (Yancheva et al. 2015).

Mindezek következményeként az Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO 1983), valamint maga az Európai Unió (EU 2008) számos fém esetén meghatározta a halhúsban található fémek maximális megengedhető koncentrációját. Ezek azt fejezik ki, hogy egy átlagos rendszerességű halfogyasztás esetén melyek azok a fémmennyiségek, melyek az emberi egészségre már károsak lehetnek. Az Európai Unió (EU 2008) a halhúsra „mindössze” három toxikus nehézfém esetén állapított meg határértékeket, melyek a következők: a Cd 0,05, az Pb 0,30, míg a Hg esetén 0,50 mg/kg, nedves mintatömegre vonatkoztatva. A FAO (1983) ajánlásai az említett fémek tekintetében kevésbé szigorúak, így hazánkban ebben a tekintetben az EU (EU 2008) előírásait veszik figyelembe. A FAO azonban a halhús tekintetében számos más, egyébként esszenciális fémre is meghatározott határértékeket, melyek a következők: Cr (1,0), Cu (30,0), Fe (43,0), Mn (1,0), Zn (40,0), mg/kg mértékegységben, nedves mintatömegre vonatkoztatva. A vázizomszövet fémtartalma egyrészt a környezet szennyezettségének indikálásában, másrészt az emberi fogyasztásban

betöltött szerepe miatt kiemelkedő fontosságú. Utóbbit igazolja az is, hogy több publikáció például a piacokon fellelhető haltermékek fémtartalmának vizsgálatáról szól, melyet az egészségügyi kockázatok felmérése céljából végeztek (pl. Sivaperumal et al. 2007, Elnabris et al. 2013).

2.4. A vízterekben fellelhető leggyakrabban vizsgált fémek és hatásuk a halakra

A Földön fellelhető élőlények szervezetét a különböző elemek más-más arányban építik fel. Nagyvonalakban azonban az egyes elemek relatív mennyisége a különböző élőlényekben hasonló. Ebből a szempontból az elemek két nagy csoportra oszthatók. Makroelemeknek nevezzük azokat az elemeket, melyek a szervezet tömegének 5 ezrelékénél (5000 mg/testtömeg kg) nagyobb, mikroelemeknek pedig azokat, melyek ennél kisebb arányban vannak jelen (Mayer-Gostan et al. 1983).

2.4.1. A makroelemek

A makroelemek a klasszikus fémtoxikológiai vizsgálatokban csak ritkán szerepelnek. Ennek az egyik oka az, hogy a szervezetben nagy mennyiségben vannak jelen, s még az ugyanazon fajhoz tartozó, egyforma korú egyedek között is jelentős különbségek lehetnek, melyek teljesen normálisak a homeosztatis viszonyok tekintetében (Harangi et al. 2016). A másik ok pedig az, hogy a makroelemek közé tartozó fémek esetén ritkán beszélhetünk szennyezésekről (Yancheva et al. 2015). Ugyanakkor négy elem, a Ca, a K, a Mg és a Na néhány vizsgálatban

mégis előfordul (pl. Mayer-Gostan et al. 1983, Uysal et al. 2008, Harangi et al. 2016). Ez a négy fém ugyanis több mikroelemmel áll kompetitív viszonyban, így azok mennyiségének jelentős megváltozása sokszor indikál valamilyen mikroelem problémát (Farrel & Campana 1996).

A **kalcium (Ca)** minden élő szervezet számára nélkülözhetetlen elem, a halak esetén elsősorban a csontvázban található meg nagy mennyiségben. Mint másodlagos hírvivő, minden élő sejtben előfordul. Emellett fontos szerepet játszik a különböző enzimek aktiválásában és szabályozásában, többek között az izomkontrakcióban, továbbá a vérben is fontos szerepe van (Playle 1998). A halak szervezetébe elsősorban a kopoltyún és a bőrön keresztül jut be (Playle 1998), de például a puhatestűeket (csigák és kagylók) nagy mennyiségben fogyasztó halaknál az emésztő szervrendszeren keresztül történő felszívódás is jelentős (Subotić et al. 2013a, b). Mivel elsősorban a csontos elemekben akkumulálódik, így a szervek közül a kopoltyúban, azon belül is a különböző csontos alkotókban (a kopoltyúívekben és a kopoltyúlemezekben) van jelen nagyobb mennyiségben (Uysal et al. 2008). A csontokban jó indikátora lehet többek között a kadmium- és a stronciumterhelésnek, ugyanis ezek az elemek a kalciumot kiszorítják és beépülnek a helyére (Hermenean et al. 2017).

A **magnézium (Mg)** fontos az idegrendszer és az izmok megfelelő működésében, de a Ca mellett részt vesz a csontok felépítésében is, továbbá számos enzim kofaktora (Mayer-Gostan et al. 1983). A halak szervezetébe a kalciumhoz hasonlóan szintén elsősorban a kopoltyún keresztül jut be, továbbá legnagyobb arányban az ott található csontos elemekben akkumulálódik (Harangi et al. 2016). A Cd és a Sr koncentrációinak emelkedése szintén hatással van a csontban lévő

magnéziumra, ugyanis kompetíció révén képesek kiszorítani (Harangi et al. 2016). Mind a Ca, mind a Mg esetén igaz az, hogy az ivadékkorú egyedekben jelentősen alacsonyabb mennyiségben vannak jelen, mint az idősökben, ugyanis a fiatal halakban a csontosodási folyamatok még kevésbé előrehaladottak, így ekkor még relatíve jóval kevesebb elem épül be a csontos vázba (Witten et al. 2001).

A **nátrium (Na)** és a **kálium (K)** ionjai a szervezetben minden szövettípusban igen nagy mennyiségben fordulnak elő (Uysal et al. 2008). Elektrolitként fontos szerepet játszanak az ingerületátvitelben és az elemi idegi jelenségekben, emiatt az izommunkában is kiemelt fontosságúak. Ezen túlmenően a sejtek ozmózisnyomásának fenntartásában, a sav-bázis egyensúlyban is fontos szerepük van. Mindkét elem elsősorban a kopoltyún, valamint a bőrön keresztül szívódik fel (Harangi et al. 2016).

2.4.2. A mikroelemek

Ahogy korábban említettem, mikroelemeknek nevezzük azokat az elemeket, melyek a szervezet tömegének 5 ezrelékénél (5000 mg/testtömeg kg) kisebb arányban vannak jelen (Mayer-Gostan et al. 1983). A mikroelemeket két nagy csoportra osztjuk a szervezetben betöltött szerepük, valamint az arra gyakorolt hatásuk alapján. Esszenciális (nem toxikus) mikroelemeknek nevezzük azokat az elemeket, melyek a szervezet számára kis mennyiségben elengedhetetlenek, egy bizonyos koncentrációt meghaladva azonban toxikusak is lehetnek. Az esszenciális nehézfémek közül a kutatók az alábbiakat vizsgálják leggyakrabban: réz (Cu), vas (Fe), mangán (Mn) és cink (Zn). Klasszikus toxikológiai értelemben toxikus nehézfémek közé soroljuk a kadmiumot (Cd), a higanyt (Hg), az ólmot (Pb), a krómot (Cr),

valamint az arzént (As) (FAO 1983, EU 2008). Ezeken felül előfordulnak olyan elemek, amelyeket klasszikus értelemben nem tekintünk toxikus nehézfémnek, azonban pozitív élettani hatásairól sem tudunk, és végső soron káros hatással lehetnek a szervezetre. Ilyenek pl. az alumínium (Al), a bárium (Ba), a nikkel (Ni), és a stroncium (Sr). Ezeken felül előfordul néhány olyan elem is a toxikológiai vizsgálatokban, mint például a kobalt (Co) és a lítium (Li), melyek nagyon kis mennyiségben szükségesek a szervezet számára (Yancheva et al. 2015).

A **réz (Cu)** minden élőlény számára fontos esszenciális mikroelem, melynek elsősorban a különböző oxidációs-redukciós folyamatokban résztvevő enzimek szerkezetének a kialakításában van fontos szerepe (Bower 1979). Ebből adódóan nagy mennyiségben van jelen a májban, de a csont- és a kötőszövetek képzésében is fontos, továbbá jelentős a kopolytűn keresztűli felvétele is, így ott is nagy koncentrációkban lehet jelen (González-Dávila et al. 2000). A réz kapcsán egy érdekes tendencia, hogy a fitoplanktonban és a bevonatalkotó algák szervezetében jelentős mennyiségben halmozódhat fel (González-Dávila et al. 2000, Novák et al. 2014, Bácsi et al. 2015), emiatt az ezekkel táplálkozó halak szervezetében a réz mennyisége jóval magasabb lehet, mint az ugyanazon élőhelyen élő, a táplálkozási hálózat csúcsán elhelyezkedő hlevő ragadozóké (pl. Subotić et al. 2013a, b, Ndimele et al. 2017, Nyeste et al. 2019). Magas koncentrációkban felhalmozódva elsősorban növekedésgátlást és táplálékfelvételi problémákat okoz, de légzési nehézségekhez, valamint máj- és vesekárosodáshoz is vezethet (Al-Bairuty et al. 2016).

A **vas (Fe)** egy, az élethez elengedhetetlen redox-aktív fém, mely számos, a szervezetben lejátszódó biokémiai reakcióban vesz részt (Mihailovic et al. 2016). Esszenciális mikroelemként fő szerepe a légzési

gázok szállításában van, ugyanis a hemoglobin porfirinvázának központi eleme. Emellett fontos szerepet játszik a májban nagy mennyiségben jelenlévő citokrómok és peroxidázok felépítésében, és relatíve nagyobb koncentrációban megtalálható az izmokban is (Mihailovic et al. 2016). A halak szervezetébe főként az elfogyasztott táplálék útján kerül, de részben a kopoltyún keresztül is felszívódik (Subramaniam et al. 2016). A különböző vaskötő fehérjék nagy mennyiségű jelenléte miatt, főként a májban akkumulálódik (Jovanović et al. 2011, Harangi et al. 2016). Relatív magasabb koncentrációban elsősorban oxidatív stressz útján okoz a sejtekben károsodásokat, főleg a kopoltyúban lehet ez kifejezett, ahol szövetelhalásokat okozva gátolhatja a légzést is (Yılmaz et al. 2007).

A **mangán (Mn)** a legtöbb esszenciális nehézfémhez hasonlóan elsősorban az enzimek felépítésében játszik kulcsszerepet, de a csontszövetképzésben is nélkülözhetetlen (Yacoub & Abdel-Satar 2003). A halak esetében főként a kopoltyúban akkumulálódik, hiszen a csontos elemek képzésében fontos szerepe van, másrészt a Mn zöme a vízből szívódik fel a kopoltyún keresztül, a tápcsatornában történő felvétel ehhez képest jóval alacsonyabb mértékű (Jia et al. 2017). Épp ebből adódóan a kopoltyú akkumulált mangántartalma kiválóan képes reflektálni a víz frissebb mangánszennyezéseit (pl. Yılmaz et al. 2007, Nyeste et al. 2019). Mindezt jelzi az is, hogy az ugyanazon élőhelyről származó eltérő táplálkozású fajok vizsgálatában a szervezet mangántartalma sokkal inkább a habitatpreferenciát tükrözi, semmint a táplálkozási módot (Subotić et al., 2013a, b). Magasabb koncentrációban a kopoltyú, az idegrendszer, valamint a máj károsodásához vezethet (Zhu et al. 2015).

A **cink (Zn)** az előbbiekhöz hasonlóan nélkülözhetetlen alkotója vagy kofaktora számos enzimnek, továbbá fontos szerepet játszik különböző

anyagcsere- és hormonális folyamatokban (Weiling et al. 1991). Jelentős mennyiségben képes mind a tápcsatornából, mind a kopolyún keresztül felszívódni (Djikanović et al. 2016). Mivel a cink a rézhez hasonlóan a fitoplanktonban és bevonatalkotó algákban képes felhalmozódni (Gélabert et al. 2006, Novák et al. 2014, Bácsi et al. 2015), így az ezekkel táplálkozó halak májában és izmában jelentős mennyiségben halmozódhat fel (Andreji et al. 2005, 2006). Ugyanakkor a vízben oldott cinkformák nagy mennyiségben jutnak be a kopolyún keresztül is, így ott is nagy koncentrációkban tudnak akkumulálódni (Yılmaz et al. 2007). Emiatt a kopolyú cinktartalma jól korrelál a víz aktuális cinkszennyezésével (Merciai et al. 2014). Nagyobb mennyiségben elsősorban a kopolyúban okoz szöveti elváltozásokat, ami a gázcserében, a kiválasztásban, valamint a szervezet ionháztartásában okozhat problémákat, továbbá számos fehérje (így enzimek) funkciójának megváltozásához vezethet (Olmedo et al. 2013).

A klasszikus értelemben toxikusnak tekinthető nehézfémek közül (EU 2008) a **higany (Hg)** vizsgálata kifejezetten problémás lehet, főleg a multielemes meghatározások során, ezért sok esetben kimarad a halakra irányuló nehézfém-tartalom-vizsgálatok köréből (Merciai et al. 2014, Yancheva et al. 2015). Ennek több oka van. Egyrészt a higanynak nagyon nagy az első ionizációs potenciálja, így a spektrofotométerek által előállított plazmában csak kis részük ionizálódik, tehát a műszernek rossz a higanyra mutatott érzékenysége. Emellett a higanynak nagyszámú természetes izotópja van, így ezek egyidejű vizsgálata is problémás, ugyanis mindegyikükre más és más kibocsátott hullámhossz jellemző. Gond az is, hogy a minták elemtartalma könnyen adszorbeálódhat a mintatartók falára vagy bármilyen más eszközre, ami kapcsolatba kerül a

mintával. Végző soron pedig a higany és annak vegyületei illékonyak, így az atmoszférikus mintafeltárás során a higany mellett annak vegyületei is gőzök formájában részben eltávoznak, így a megmért higanykoncentráció a valódinál jóval alacsonyabb értéket mutat (Braun et al. 2009, 2012, URL1). Mindezek azt jelentik, hogy a higanyt külön mintákból kell meghatározni. Ez azonban egy ivadékkorú hal májánál, amely gyakorta diffúz szerkezetű és nagyon kis tömegű, problémát okoz, ugyanis, ha azt már kettéválasztjuk, akkor összességében egyik analízisre sem tudunk megfelelő mintamennyiséget produkálni (URL1). Ez az oka annak, hogy a multieleemes toxikológiai vizsgálatokból a higany gyakorta kimarad (Subotić et al. 2013a, b). A halakban a higany a fő méregtelenítő szervben, a májban akkumulálódik legnagyobb arányban, és különböző idegrendszeri problémákat okoz (Harada 1995). A táplálékhálózatban történő biomagnifikálódása jelentős, és ez komoly veszélyt jelent a halakat fogyasztó emberekre is, melyet a 2.2.3. fejezetben a Minamata-kór kapcsán részletesebben bemutatam.

Az **arzén (As)** klasszikus értelemben nem is tartozik a nehézfémek közé, kémiai értelemben félfémnek tekinthető. Habár az élő szervezetek számára toxikus, humán egészségügyi vonatkozásban elsősorban az ivóvíz kapcsán kerül előtérbe, így módszertani, valamint ökológiai relevanciája miatt szintén gyakorta kimarad a multieleemes haltoxikológiai vizsgálatok köréből (Subotić et al. 2013a, b, Jia et al. 2017). Nagyobb mennyiségben ugyanakkor bőrelváltozásokat, bőrrákot, továbbá idegrendszeri és keringésbeli problémákat okozhat (Yancheva et al. 2015).

A toxikus **kadmium (Cd)** a halak szervezetében főként az elsődleges méregtelenítő szervben, a májban akkumulálódik nagyobb mennyiségben,

de emellett a vesében, a kopolyúban, a bélben és az izmokban is jelentős lehet a felhalmozódása (Djedjibegovic et al. 2012, Yılmaz et al. 2007). Az élőlényekre már nagyon kis koncentrációban is kifejezetten toxikus lehet (Djedjibegovic et al. 2012). Az állatok szervezetében elsősorban a kalcium, a cink és a vas szervezetben betöltött esszenciális szerepébe avatkozik bele (Jakimska et al. 2011). A cinknél például sokkal nagyobb affinitást mutat a fehérjék SH csoportjához, így képes azt kiszorítani számos enzimből, amelynek felépítésében a cink fontos szerepet játszik (Eisler 1985). A halak esetén a kadmium jelentős hatással bír a kopolyú kalciumfelvételére, továbbá a szervezet teljes kalciumháztartását megzavarja, többek között kiszorítja a csontszövetben lévő kötéstől is (Nordberg 2009). Emellett kiválasztási problémákat, keringésrendszeri betegségeket, emellett a máj, az idegrendszer és a reprodukciós rendszer elváltozását okozhatja, továbbá többféle daganat kialakulásához vezethet (Nordberg 2009). A kadmium akkumulációjához köthető első tömeges emberi megbetegedés Japánban történt, és itai-itai néven vált ismertté (Aoshima 2016). A bányászati tevékenységekkel terhelt vízgyűjtőn egyrészt a kifogott halak, másrészt a rizsültetvények kadmiummal terhelt vízzel történő locsolása vezetett a helyi lakosok krónikus kadmiummérgezéséhez, mely a fentebb leírt tünetekkel, sok esetben az emberek halálával végződött (Aoshima 2016). A probléma feltárása a Minamata-kórhoz hasonlóan éveket vett igénybe, s a kadmiummérgezéssel járó tünetegyüttest a humán orvoslásban mai napig is itai-itai betegségnek nevezik, emlékezve az emberiség egyik, nehézfémakkumulációhoz köthető legnagyobb tömeges katasztrófájához (Aoshima 2016).

Az **ólom (Pb)** szintén akár kis mennyiségben is kifejezetten toxikus lehet az élőlények számára (Vu et al. 2017). A halak szervezetébe elsősorban az elfogyasztott táplálék útján jut, de a kopolyún keresztül is felszívódik, majd főként a májban akkumulálódik (Dvořák et al. 2014, 2015). Elsősorban a vérkeringésben és a vérképzésben okoz problémát, de emellett idegrendszeri, kiválasztásbeli gondokat is okozhat. A májból és a veséből átkerülhet a csontokba is, ahonnan a kadmiumhoz hasonlóan kiszoríthatja a kalciumot. Ismert jelenség, hogy a fiatal halak krónikus ólommérgezése a gerinc dugóhúzó-szerű deformálódását válthatja ki, ami csontképzési problémákból ered. Ezeken felül súlyos zavarokat okozhat az izmokban és az emésztő szervrendszerben. Sejtszinten inhibálja az aktív transzportfolyamatokat, a proteinszintézist, negatívan befolyásolja a redoxireakciókat (Yacoub & Abdel-Satar 2003).

A **krómot (Cr)** korábban az esszenciális nehézfémek közé sorolták, elsősorban a Cr(III)-nak a szervezet szénhidrátháztartásában betöltött szerepe miatt. Később azonban, a 2010-es években bebizonyították, hogy ez mindössze egy tévhit, ami régi, és rosszul megtervezett vizsgálatok fals eredményéből származott (Di Bona et al. 2011). Ezek alapján a krómot az emlősök tekintetében nem tartják esszenciális elemnek. A Cr(VI) forma toxicitása azonban régóta ismert. A halakba a kopolyún át, valamint az elfogyasztott táplálék útján egyaránt bejuthat a szervezetbe, és a májban jelentős mennyiségben felhalmozódhat (Saygı & Yiğit 2012). A króm a szervezetbe kerülve elsősorban az oxidatív stressz révén okoz sejt- és szövetszintű károsodásokat, s a DNS-állományban okozott problémák miatt közismerten rákkeltő hatású (Velma et al. 2009).

Az **alumínium (Al)** viszonylag ritkán vizsgált elem a halak fémtartalmára irányuló tanulmányokban. Klasszikus értelemben nem

tekintjük toxikus fémnek, és jelenlegi tudásunk szerint a szervezetben nincsenek biológiai funkciói (EU 2008). A halak szervezetébe elsősorban a kopoltyún keresztül jut be, és itt is akkumulálódik legnagyobb mennyiségben (Exley et al. 1991). Főleg itt okoz problémákat, többek között megakadályozza a gázcserét, továbbá felborítja a sejtek ion- és ozmoregulációs háztartását, ami sejtelhalásokhoz, végső soron a hal légzésének megakadályozásához vezet (Exley et al. 1991). Ezek mellett a kiválasztó szervrendszerben, az idegrendszerben, továbbá a vérképzésben okoz problémákat (Exley et al. 1991).

A **bárium (Ba)** szintén ritkán vizsgált elem a bioakkumulációs kutatásokban. Az élő szervezetben betöltött pozitív szerepéről jelenlegi ismereteink alapján nem tudunk, ugyanakkor mérgező hatást válthat ki (Subotić et al. 2013a). Legnagyobb mennyiségben a kopoltyúban halmozódik fel, ugyanis a szervezetbe jutó bárium közel 90%-a rövid időn belül a csontszövetekbe kerül, és ott a magnéziumot és a kalciumot kiszorítva beépül azok helyére (Subotić et al. 2013a). Ennek kapcsán csontfejlődési rendellenességekhez vezethet, továbbá idegrendszeri, és keringésszervi problémákat okozhat (Subotić et al. 2013a).

A **nikkel (Ni)** is viszonylag ritkán vizsgált elem a halaknál. Egyes élőlények, főként a növények és a mikroorganizmusok számára esszenciálisnak számít (Min et al. 2015). Az állatok körében azonban nincsenek bizonyítékok arra, hogy a nikkel esszenciális lenne, a mérgező hatásai azonban egyértelműek (Blewett & Leonard 2017). A halakban főként a vesében akkumulálódik, ezt követi a kopoltyú, a máj és az izom, de egyes vizsgálatok ellentmondanak egymásnak (Blewett & Leonard 2017). Elsősorban immunológiai szenzibilizációt okoz, megemeli a fehérvérsejtek számát, továbbá jelentős hatással van az ionháztartásra,

oxidatív stresszt okoz, ami sokszor daganatképződéshez vezethet, például az emberi szervezetbe kerülve tüdőrákot okozhat (Blewett & Leonard 2017).

A **stroncium (Sr)** kis mennyiségben szinte minden élő szervezetben előfordul, ám esszenciális volta kétséges. Kémiai tulajdonságait és atomszerkezetét tekintve hasonló a kalciumhoz, így a szervezetben annak kompetitoraként viselkedhet (Farrel & Campana 1996). A halak szervezetébe elsősorban a kopolyún keresztül jut be, továbbá itt is akkumulálódik, ugyanis a csontos elemekből a kalciumot kiszorítva beépül azok helyére (Djikanović et al. 2016). A kalciummal való kompetíciója miatt elsősorban a csontnövekedésben okoz gondokat, megnöveli a csont sűrűségét, továbbá abnormális fejlődést és keringésbeli problémákat okozhat (Farrel & Campana 1996).

A **kobalt (Co)** szintén ritkán vizsgált elem, holott szinte minden élőlény számára esszenciális (Subotić et al. 2013a). Jelentős mennyiségben jut be a szervezetbe a tápcsatornán és a kopolyún keresztül. Fontos szerepe van a B12 vitamin központi elemeként, továbbá a vérképzésben, főként a vörösvérsejtek és -vértestek kialakulásában játszik nagy szerepet, továbbá az idegrendszerben és számos enzim aktivátoraként is jelentős (Subotić et al. 2013a). Főként a májban halmozódik fel, nagyobb koncentrációban pedig szöveti károsodásokhoz és a fehérvérsejtek átalakításához vezethet (Subotić et al. 2013a).

Végezetül a **lítium (Li)** szintén ritkának mondható a halakra vonatkozó toxikológiai vizsgálatokban. Közel minden élőlényben előfordul kis mennyiségben, pozitív biológiai szerepéről azonban meglehetősen hiányosak az ismereteink. A halak szervezetébe elsősorban a kopolyún

keresztül kerül be, és ott is akkumulálódik (Subotić et al. 2013a). Nagyobb koncentrációban idegrendszeri elváltozásokat okoz (Subotić et al. 2013a).

2.5. A Tisza vízgyűjtő területén élő halak bioakkumulációs vizsgálatai

Ahogy arról már a korábbiakban szó esett, a Szamos és Tisza 2000-ben történt cianidmérgezését és nehézfémzennyezését megelőzően hazánkban halakra irányuló nehézfém-akkumulációs vizsgálatokra nem került sor (Kovács & Kiss 2010). Azt megelőzően általában csak a víz és az üledék fémtartalmát vizsgálták, ám a korábban tárgyaltak alapján elmondható, hogy a modern toxikológiai vizsgálatokban elsősorban biológiai indikátorszervezetekre támaszkodnak a kutatók (Yancheva et al. 2015). Víz- és üledékkémiai vizsgálatok alapján Waijandt és Bancsi (1989) már az 1980-as években rámutatott arra, hogy a Tisza vízgyűjtőjét elsősorban a Szamos, a Sajó, a Bodrog és a Maros folyókon keresztül jelentős fémszennyezések érik, és azok számottevő hatással vannak a Tisza szennyezettségi állapotára is.

Ahogy korábban is említettem, a Tisza vízgyűjtőjét érő ökológiai katasztrófát követően a legtöbb vizsgálat a halfauna taxonómiai és funkcionális szerveződéseiben bekövetkezett változásokra (pl. Antal et al. 2013, Nagy et al. 2001), víz- és üledékkémiai analízisre, valamint a bevonatalkotó élőlények bioakkumulációjára irányult (pl. Csépes et al. 2001, Kraft et al. 2003, 2006, Lakatos et al. 2003, Óvári et al. 2004, Van der Veen et al. 2002, VITUKI 2002).

Nagy és munkatársai (2002, 2003) néhány hónappal a szennyezést követően, 2000 szeptemberében gyűjtöttek be halakat nehézfém-tartalom-meghatározás céljából. Munkájuk az akkori eredmények alapján meghatározott biomagnifikációs hipotézisnek megfelelően jól

megtervezett volt, ugyanis négy halevő ragadozót választottak modellszervezetként, név szerint a balint (*Leuciscus aspius*, korábban *Aspius aspius*), a csukát (*Esox lucius*), a harcsát (*Silurus glanis*) és a süllőt (*Sander lucioperca*). A mintavételi helyszínek is szisztematikusan voltak megválogatva, ugyanis mintákat vettek egyrészt a Szamosból, a Bodrogból, valamint a Marosból, továbbá a Tiszából, a betorkolló folyók feletti és alatti szakaszokról egyaránt, s így lehetőségük nyílt arra is, hogy értékeljék a mellékfolyók toxikológiai hatásait a befogadó Tiszára. Ezek mellett megvizsgálták a Tisza-tó térségét is, ami azért kiemelten fontos, mert Tisza mintegy átfolyik az oldaltározással kialakított Kiskörei-tározón, melyet ugyan a fő szennyezési hullám során lezártak, de a korábbi és azóta érkező „láthatatlan” fémszennyezések az állóvízi jellegű térségben könnyen kiülepedhetnek és felhalmozódhatnak. A munka során a kifogott halegyedek izom-, kopoltyú-, valamint májszövetének Zn, Cu, Cd, Pb és Hg elemtartalmát határozták meg. Eredményeik összehasonlíthatóságának az egyik problémája mindössze az lehet, hogy bár az eltérő habitusjellegű Tisza-szakaszokon és mellékfolyókon különböző piscivor halakat választottak ki, azok a különböző környezeti igényeiknek megfelelően nem mindenhol fordulnak elő olyan abundanciával, hogy könnyen megfoghatók legyenek. Például a lassan folyó Bodrogból csak a lelassult vizeket kedvelő csukát, míg a Tisza kiskörei duzzasztó alatti alvizéről csak az áramló vizeket kedvelő süllőt tudták megfogni. A későbbi vizsgálatok rámutattak arra, hogy az azonos táplálkozási guildbe tartozó fajok között is jelentős eltérések lehetnek a fémtartalom alapján (Subotić et al. 2013a, b). Minden esetre a fogott fajok a halász- és a horgászszákmányokban is jelentősek voltak, így a humán

fogyasztás szempontjából is kiemelkedő jelentőségű volt ez a kutatás. A vizsgálat fő konklúziói az alábbiak voltak.

A belszervekben, tehát a májban és a kopolyában több fém koncentrációja is meghaladta a megengedett határértéket, elsősorban a Marosban, a Szamosban, valamint a Tisza-tóban. Az izom tekintetében szintén a Tisza-tó emelkedett ki, véleményem szerint azonban ez nem csak a 2000. évi, hanem valószínűleg az évtizedek óta tartó folyamatos szennyezések eredménye, ugyanis itt a lelassuló vízben ezek a fémek könnyen kiülepednek és akkumulálódnak. A Tisza-tó esetén a csuka izomszövetében a Cd és az Pb, míg a süllő esetén az Pb haladta meg (utóbbinál többszörösen) a megengedett 0,30 mg/kg határértéket. Az Alsó-Tisza szegedi szakaszán, a Maros torkolata felett, ahol a Tisza folyása egyrészt a Maros, másrészt a törökbecsei keresztzárás visszaduzzasztó hatása miatt lelassul, a csuka izmában tapasztaltak határértéket meghaladó Pb koncentrációt. A nehézfémek mennyiségi viszonyainak általános áttekintésével a szerzőkkel együtt arra a következtetésekre juthatunk, hogy vizsgálatuk alapján elsősorban a Tisza-tó, valamint a Maros volt leginkább fémekkel szennyezett, a Szamosban élő halakból pedig a várakozásokkal ellentétben viszonylag kevesebb fém volt kimutatható. Az eredményekből kinyerhető konklúzió volt az is, hogy sokszor a kopolyában tapasztaltak magas fémkoncentrációkat, ami egyértelműen az akkori friss szennyezésre utalt. Jelentős eredményük volt az is, hogy a mellékfolyók jelentős hatással voltak a Tiszában élő halak nehézfém-tartalom-mintázataira. A szerzők felhívták a figyelmet arra, hogy ezek az eredmények nem jelentik azt, hogy a Szamos és a Tisza állapota a szennyezést követően fél évvel megfelelőnek mondható a fémek tekintetében, ugyanis egyrészt főleg idősebb halakat

tanulmányoztak, melyek az életük mindössze egy rövidebb szakaszában voltak kitéve nagyobb terhelésnek, másrészt a fémeknek több időre van szükségük, hogy az egész táplálékhálózaton keresztül bekerüljenek a ragadozóhalakba (Nagy et al. 2002, 2003). Így ezek vizsgálatát mindenképp rendszeres időközönként kell elvégezni.

Fleit és Lakatos (2003) szintén 2000 őszén a Tisza Szamos-torkolat alatti szakaszától egészen a szegedi szakaszig gyűjtött üledék-, valamint biológiai mintákat. Az utóbbi során 25 viszonylag fiatal csuka szerveinek nehézfém-tartalom-mintázatát tárták fel. A munka során az alábbi, elsődlegesen toxikusnak számító fémeket vizsgálták: As, Hg, Pb és Cd. A vizsgálat hasonló eredményekkel zárult, mint Nagy és munkatársai (2002, 2003) munkája. A Tiszából gyűjtött fiatal csukák esetén nem tapasztaltak egészségügyi határértéket túllépő koncentrációkat, továbbá a fémek a Szamos torkolatától az Alsó-Tisza felé haladva csökkenő mennyiségekben voltak jelen. Kivétel volt ez alól az As a Tisza-tóban, de a szerzők ezt a geológiai háttérrel magyarázták. Ugyanakkor fontos megjegyezni azt is, hogy ez a néhány hónap minden bizonnyal nem volt elég arra, hogy a táplálékhálózaton keresztül magnifikálódjanak ezek a fémek, pontos képet csak rendszeres monitorozó vizsgálat adhatna (Fleit & Lakatos 2003).

A Szamost és a Tiszát érő cianid- és nehézfém-szennyezést követő vizsgálatok rámutattak arra, hogy a Maroson keresztül is jelentős mennyiségű fémszennyezések érik a Tisza vízgyűjtőjét. Kovács és Kiss (2010) 2008-ban gyűjtött be eltérő funkcionális csoportokba tartozó halfajokat a Maros makói szakaszáról, s ezek kopolyájának, májának és izomszövetének nehézfém-tartalom-mintázatát határozták meg. A vizsgált fajokat táplálkozás szerint két csoportba osztották, mindenevőnek sorolták

be a márnát (*Barbus barbus*) és a harcsát, ragadozónak a csukát és a süllőt. Ez a besorolás a véleményem szerint elnagyolt, ugyanis a márna sokkal inkább úgynevezett invertivor-bentivor táplálkozású fajnak számít, semmint klasszikus mindenevőnek (Halasi-Kovács 2019). Ezen felül a harcsa ökológiai értelemben a piscivor fajok közé tartozik, akárcsak a csuka és a süllő (Halasi-Kovács 2019). Így a funkcionális csoportokra vonatkozó konklúziókat sem tartom pontosnak, de a fajokra vonatkozó eredmények igen értékesek. A munka értékét növeli az is, hogy a vizsgált fajok mind a halászat, mind a horgászat tekintetében fontosak, így az emberi fogyasztás tekintetében is jelentős eredményekkel bír. A kutatás főbb konklúziói az alábbiak. Az ugyanazon környezetben élő, de eltérő ökológiai sajátosságokkal rendelkező fajok fémakkumulációja jelentősen eltér, sokszor még az egyes szövetek közötti megoszlás is különböző. Másik fontos eredmény, hogy a fajok belső szerveiben a fémkoncentrációk szinte minden esetben meghaladták az egészségügyi határértéket, de az izomszövet esetén is voltak túllépések. A toxikus kadmium határértékeit a márna és a harcsa, míg az ólomét mind a négy vizsgált faj túllépte, még hozzá többszörösen. A problémát viszont az jelentette, hogy a kutatásból nem derült ki, milyen korú egyedeket vizsgáltak. Ugyanis, ha ezek ivadékkorúak voltak, akkor az eredmények inkább a Maros egy friss szennyezésére utalnak, és elképzelhető, hogy egyébként nem szoktak jelentős fémterhelések bekövetkezni (pl. Merciai et al. 2014, Ndimele et al. 2017, Nyeste et al. 2019). Azonban, ha ezek idősebbek voltak, netalán horgászati lag is fogható méretűek, akkor az több problémát is felvet. Egyrészt azt, hogy a Maros vízrendszerét folyamatosan komolyabb fémszennyezések érik, másrészt azt, hogy az említett halfajok – és ebből következőleg más halak – Marosból származó egyedeinek fogyasztása

nem biztonságos a hatályos egészségügyi határértékek alapján (Kovács és Kiss 2010).

A Tisza vízgyűjtőjére vonatkozó egyik legfrissebb vizsgálat Marshall és munkatársai (2016) nevéhez fűződik. A halmintákat 2014 és 2015 között gyűjtötték a Felső-Tisza tiszabecsi részétől az Alsó-Tisza mártélyi szakaszáig. A főfolyó mellett néhány jelentősebb alsó-tiszai holtmederből is gyűjtöttek biológiai mintákat. A vizsgálatban horgászati lag is jelentős fajokat gyűjtöttek, ám kicsit elnagyolva sorolták őket trofikussági csoportokba, például a fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*) és harcsa mintáinak összevegyítése kissé kifogásolható. A dolgozat másik problémáját az jelenti, hogy a teljes Tiszából származó mintákat egy mintacsoportként kezelték, holott már a 2000-es évek vizsgálatai (pl. Fleit és Lakatos 2003, Nagy et al. 2002, 2003) rámutattak arra, hogy a magyarországi Felső- és Alsó-Tisza között komoly különbségek lehetnek a halakban található fémkoncentrációk tekintetében. Összeségében 16 halfaj izomszövetében vizsgálták meg a Cd, a Cu, a Ni, az Pb és a Zn mennyiségét. Eredményeik alapján az átlagminták izomszövetében mért fém mennyiség alatta volt a hatályos határértékeknek, habár a vízkémiai eredmények a Tiszában több esetben meghaladták a megengedett maximális koncentrációt, még hozzá a Cd, a Cu, az Pb és a Zn esetében is. A szerzők ezek alapján felhívták a figyelmet arra, hogy ugyan jelen eredményük szerint a Tiszából fogott halak fajtól függetlenül alkalmasak humán fogyasztásra, a vízkémiai eredmények további monitorozó jellegű vizsgálatok szükségességét indokolják (Marshall et al. 2016). Véleményem szerint előfordulhat az is, hogy az átlagminták esetlegesen elfedtek néhány helyi határértéktúllépést, épp ezért az ilyen vizsgálatokat mindig érdemes a folyóvízszakaszokra külön-külön is értékelni.

A Tisza vízrendszerére vonatkozó fémtoxikológiai vizsgálatok áttekintésekor arra a következtetésre juthatunk, hogy a 2000-ben történt tiszai ciandmérgezést és nehézfém szennyezést követően számos kutatásra került sor, amelyben nemcsak a víz és az üledék, hanem a halak fémtartalmát is elemezték (pl. Nagy et al. 2002, 2003, Fleit & Lakatos 2003, Lakatos et al. 2003). Azonban ezek főként a mérgező árhullám érintette vízfolyásszakaszok kárfelmérést tűzték ki célul, nem pedig a teljes vízgyűjtő terület veszélyeztetettségének biológiai feltárását. Emellett a vizsgált fajok köre is úgy mond esetleges volt, de az akkori célkitűzéseknek megfelelt. A nem következetesen kiválasztott, területenként néhány, de összességében eltérő fajok használata ugyanis vízgyűjtőszintű elemzéseket nem tesz lehetővé (Yancheva et al. 2015), az egyes vízfolyásszakaszokra nézve azonban jó képet nyújtottak a vizek szennyezettségi állapotáról. Ezek alapján a jelen disszertáció eredményeit mindössze nagyobb vonalakban, egyes részvízgyűjtő területekre vonatkoztatva tudom összehasonlítani.

A magyarországi történeti környezettoxikológiai vizsgálatok áttekintésekor az is látszik, hogy a Tisza-tó szennyezettségi állapota több tekintetben kiemelkedő volt a Tisza vízgyűjtő területén (pl. Waijandt & Bancsi 1989, Nagy és munkatársai 2002, 2003, Fleit és Lakatos 2003, Lakatos et al. 2003). Ennek oka feltételezhetően a kiskörei duzzasztómű duzzasztó hatása lehetett, ami miatt a Tisza által szállított fémek zöme itt ülepszik ki (Djikanović et al. 2016). A Tisza-tó jelenkorunkban történő antropogén terhelésére utalhat az is, hogy az ott élő csukák szaporodásával évek óta probléma van, többek között a nőstények petefészkében nem termelődik megfelelően az ikra. Ennek kapcsán, 2019 során a Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft.-vel

együttműködve megvizsgáltuk a Tisza-tavi csuka négy szervének (izom, kopoltyú, máj, gonád) akkumulált elemtartalom-mintázatát (Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Zn és Hg) (URL2). Az eddig részleteiben még nem publikált eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a csuka szerveiben nem halmozódtak fel kiemelkedő mennyiségben fémek, így valószínűsíthetően a tapasztalt tünetegyüttes mögött más mikroszennyezők állnak (URL2).

Ehhez kapcsolódik egy 2013-ban indult vizsgálatunk, mely során a Tisza-tó egy turisták által intenzíven látogatott szabadstrandi területén élő kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) kopoltyújának, májának, veséjének és gonádjának szövettani elemzését tűztük ki célul (Yancheva et al. 2020). A kapott eredményeket a szarvasi Halászati Kutató Intézet ilyen jellegű antropogén terheléstől mentes ivadéknevelő tavában élő törpegébek hisztológiai elváltozásaival vetettük össze. Ezek alapján megállapítható volt, hogy a szabadstrandi területen élő törpegébek vizsgált négy szövettípusának mindegyikében voltak jelen kifejezetten súlyos és irreverzibilis elváltozások. Ugyanakkor a kontrollterületről származott halak szervei egészségesek voltak. A tapasztalt tünetegyüttes, továbbá a csuka kapcsán végzett vizsgálat eredményei arra engednek következtetni, hogy a Tisza-tó esetén nemcsak a fémek, hanem más mikroszennyezők is problémákat okoznak az élőlényközösség tagjain (Yancheva et al. 2020). Ezek alapján a fémek mellett ezek vizsgálata is fontos lenne a közeljövőben, nemcsak a térség, hanem akár az egész hazai Tisza vízgyűjtő területén.

3. Anyag és módszer

3.1. A mintavételi helyek

3.1.1. A Tisza vízgyűjtő területén kijelölt mintavételi helyek a domolykó bioakkumulációs vizsgálatához

A Tisza teljes vízgyűjtőjére vonatkozó vizsgálatunk során a mintavételi helyszíneket az alábbi koncepció szerint választottuk ki. Elsősorban azt kívántuk feltérképezni, hogy a Tisza magyarországi vízgyűjtője milyen állapotban van a fémszennyezettség tekintetében, az ott élő halak fémtartalom-mintázata alapján. Így nemcsak a Tiszából, hanem annak hat legjelentősebb mellékfolyójából (Szamos, Bodrog, Sajó, Zagyva, Körös, Maros) is gyűjtöttünk mintákat. Ennek során megvizsgáltuk azt, hogy az egyes mellékfolyók a fémszennyezettség tekintetében milyen „állapotban” folynak be hazánkba, így minden egyes mellékvízfolyásról mintát vettünk azok országhatárhoz közeli szakaszáról. A Zagyva esetén, mely nem határainkon kívül ered, ehelyett azon legfelsőbb szakaszáról vettünk mintát, ahol a domolykó már jelentős abundanciával volt jelen.

Emellett arra is kerestük a választ, hogy ezek a mellékfolyók hogyan befolyásolják a Tisza fémszennyezettségi állapotát, az ott élő halak fémtartalma alapján. Így mintákat vettünk a mellékfolyókból a torkolat előtti 10–20 km-es szelvényből, továbbá magából a Tiszából, a torkolat felett és alatt egyaránt, szintén 10–20 km-es szelvényből. Kivételt jelentette ez alól a Tisza Zagyva feletti (43 km), a Tisza Körös feletti (42 km) és a Zagyva alsó (51 km) szakasza. Ennek az volt az oka, hogy a Közép- és az Alsó-Tiszán, valamint a Zagyva alsó részén a vízsebesség egyes helyeken annyira lecsökken, hogy az már nem nyújt megfelelő élőhelyet az áramláskedvelő domolykó számára (Harka & Sallai 2004). A

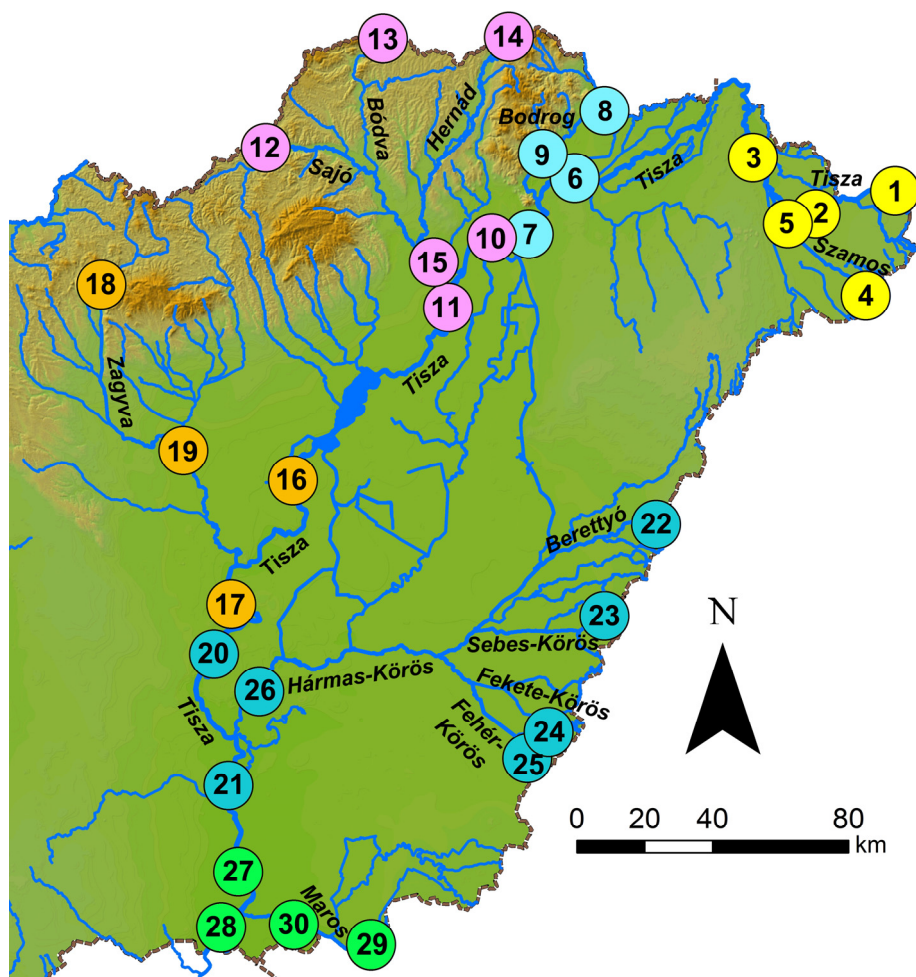
2000-es években a VITUKI (2002) által végzett kutatás során épp emiatt a német szakemberek ezeken az élőhelyeken a domolykó helyett jászkeszeget (*Leuciscus idus*) fogtak be (Sallai Zoltán szóbeli közlése), pedig a fajok közötti bioakkumulációs különbségek fals eredményekhez vezethetnek. Épp ezért jobbnak tartottuk inkább kiterjeszteni a mintavételi szelvények nagyságát, semmint esetleg más halfajt begyűjteni. Terepi tapasztalaink alapján ugyanis a lassabban folyó szakaszokon a nagyobb kanyarok külső ívén lévő partvédelmi kőszórás mentén, alacsony vízállás mellett meg lehet fogni a domolykót. Azonban az ilyen kövezések a Tisza alsóbb szakaszain viszonylag ritkák, emiatt kénytelenek voltunk nagyobb szelvények mentén gyűjteni. Fontos azonban kihangsúlyozni, hogy az alapvető koncepciónk ezáltal nem sérült, ugyanis az egyes mintavételi helyszínek kellően messzire voltak egymástól ahhoz, hogy a fogott halak biztosan a mintázni kívánt szakaszokat reprezentálják.

A hazánkban korábban végzett, a Tisza vízgyűjtőjére vonatkozó vizsgálatokban a torkolattól mindössze 1–2 km távolságra vettek mintákat (pl. Fleit & Lakatos 2003, Nagy et al. 2003). Ez azonban problémás lehet, ugyanis egy potamodrom vándorló faj, mint pl. a domolykó, ennél nagyobb távokat is megtehet, így előfordulhat, hogy a mintavétel időpontjában olyan egyedeket gyűjtünk be, amelyek csak egy vándorlás következményeként fordulnak ott épp elő, de így nem az adott szakasz fémszennyezettségi állapotát tükrözik. Az újabb vizsgálatokban ezért inkább minimum 10 km-es távolságot tartottak, viszont túl messze sem érdemes menni a mintavétellel a torkolattól (Andreji et al. 2005, 2006, Hermeneand et al. 2015).

Az ezek alapján kijelölt mintavételi helyszíneket az *1. táblázat* és az *1. ábra* foglalja össze.

1. táblázat. A Tisza vízgyűjtőjén kijelölt mintavételi helyszínek elnevezése, sorszáma, lokalizációja és EOY koordinátái

Sorszám	Mintavételi hely	Vízfolyás	Település	EOV Y	EOV X
1	Tisza felső	Tisza	Tiszabecs	931501	314502
2	Tisza, Szamos felett	Tisza	Tivadar	908133	307708
3	Tisza, Szamos alatt	Tisza	Aranyosapáti	889654	324322
4	Szamos felső	Szamos	Csenger	922859	283537
5	Szamos alsó	Szamos	Panyola	899924	304824
6	Tisza, Bodrog felett	Tisza	Balsa	837162	318310
7	Tisza, Bodrog alatt	Tisza	Tiszalök	823678	301667
8	Bodrog felső	Bodrog	Felsőberekci	845953	338228
9	Bodrog alsó	Bodrog	Olaszliszka	827806	325465
10	Tisza, Sajó felett	Tisza	Tiszaadada	812821	300543
11	Tisza, Sajó alatt	Tisza	Polgár	799947	280061
12	Sajó felső	Sajó	Sajópüspöki	746284	327270
13	Bódva felső	Bódva	Hídvégardó	780730	359463
14	Hernád felső	Hernád	Kéked	817799	359962
15	Sajó alsó	Sajó	Girincs	795750	293459
16	Tisza, Zagyva felett	Tisza	Tiszaróff	754255	228855
17	Tisza, Zagyva alatt	Tisza	Rákóczi falva	736075	192226
18	Zagyva felső	Zagyva	Pásztó	697862	286739
19	Zagyva alsó	Zagyva	Jásztelek	721999	237704
20	Tisza, Körös felett	Tisza	Nagyrév	731011	177443
21	Tisza, Körös alatt	Tisza	Szentes	735277	138736
22	Berettyó	Berettyó	Kismarja	861131	215866
23	Sebes-Körös	Sebes-Körös	Körösszakál	845940	188802
24	Fekete-Körös	Fekete-Körös	Sarkad	829483	154475
25	Fehér-Körös	Fehér-Körös	Gyula	823192	146839
26	Hármas-Körös	Hármas-Körös	Kunszentmárton	744338	166405
27	Tisza, Maros felett	Tisza	Algyő	738163	113200
28	Tisza, Maros alatt	Tisza	Tiszasziget	733121	96838
29	Maros felső	Maros	Nagylak	777266	91831
30	Maros alsó	Maros	Kiszombor	754520	97576

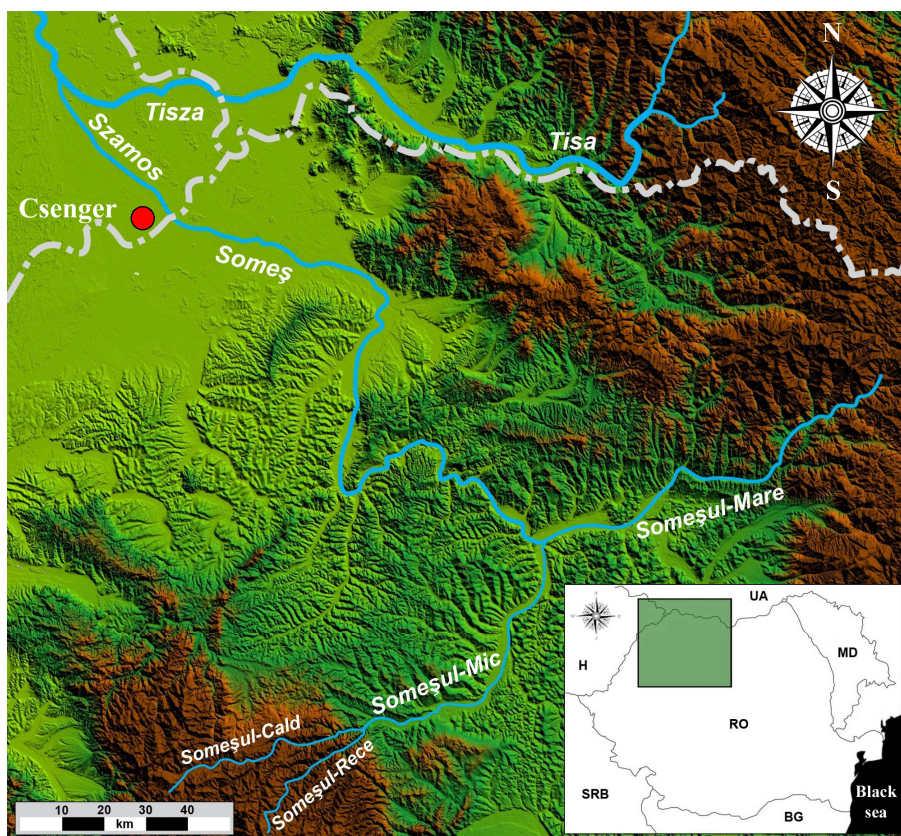


1. ábra. A Tisza magyarországi vízgyűjtőjének térképe és az azon kijelölt mintavételi helyszínek. A mintavételi helyszínek számozása az 1. táblázat szerint szerepel. A színek a részvízgyűjtőkhöz tartozó pontokat szemléltetik: sárga – Szamos és torkolata; világoskék – Bodrog és torkolata; rózsaszín – Sajó és torkolata; narancssárga – Zagyva és torkolata; kék – Körös és torkolata; zöld – Maros és torkolata.

3.1.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai fémtartalom-mintázatának vizsgálati helyszíne

Ehhez a vizsgálathoz egy olyan mintavételi területet választottunk, amely az előző fejezetben részletezett vizsgálat kivitelezése előtt a Tisza vízgyűjtő egyik legszennyezettebb vízfolyásaként volt ismert, ugyanis ez tette lehetővé azt, hogy egy adott faj különböző korú és táplálkozású

csoportjainak releváns akkumulációs sajátosságait meg tudjuk határozni. Ebből a célból a Szamos (2. ábra) választottuk, mely folyón keresztül érte el a Tiszát a mérgező árhullám a 2000-ben történt cianidmérgezés során.



2. ábra. A Szamos vízgyűjtőjének térképe és a mintavételi helyszín Csenger településnél.

A későbbi vizsgálatok azt is bebizonyították, hogy a vízfolyást azt követően is érték fémszennyezések (pl. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Simon et al. 2017), így a Szamos több szempontból is megfelelőnek bizonyult mintavételi helyszíneként. A Szamos vízgyűjtőterülete 15 882 km², ami Románia és Magyarország területén húzódik. Teljes hossza 415 km, de a magyar szakasz mindössze 50 km. A halakat Csenger

városánál, a magyar-román határhoz közeli szakaszon gyűjtöttük be. Ezen a szakaszon a víz mélysége néhány centimétertől akár a 2–3 méterig változik, a fő mederalkotóanyag a sóder és a homok. A mintavételi helyszín pontos EOY koordinátái: Y922734, X283531 (2. ábra).

3.2. A vizsgálati módszerek leírása

3.2.1. Módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtőjén témakörben

A mintavételekre 2017 áprilisa és júliusa között, összesen 13 terepnapon került sor. Minden mintavételi helyszínen 10–10 db 10–15 cm közötti testhosszúságú domolykót gyűjtöttünk be. Ez azért volt fontos, mert a növekedési vizsgálatok alapján ezek 3–4 éves egyedeknek felelnek meg (Balestrieri et al. 2006, Marković et al. 2007, Caffrey et al. 2008, Raikova-Petrova et al. 2008, Ünver & Erk'akan 2011), így ezek akkumulált fémtartalom-mintázata a vizsgált vízfolyások több éves fémszennyezését tükrözhetik. Az is fontos volt, hogy az egyes területeken a halak testmérete ne térjen el jelentősen egymástól, ugyanis az akkumulált fémtartalom a kor és a méret függvényében jelentősen változhat, még ugyanazon helyről származó, egy fajba tartozó egyedek között is (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017).

A halakat egy német gyártmányú Hans Grassl EL64 II GI típusú, aggregátorról üzemelő, egyenárammal működő elektromos halászgép (7 kW) segítségével gyűjtöttük. A víz mélysége miatt a gyűjtés minden mintavételi helyszínen csónakból történt. Kivételt jelentett ez alól a Zagyva (felső) pásztoi szakasza, ahol a gyűjtést gázolva, Hans Grassl IG200/2b típusú, akkumulátorról üzemelő és pulzáló egyenárammal (75–100 Hz, max. 10 kW) működő eszközzel végeztük el. A kifogott

egyedeket a vízfolyásból merített vízben, műanyag vödrökben szállítottuk a laboratóriumba, majd feldolgozásig mélyhűtőben, -18°C hőmérsékleten tároltuk. A minták begyűjtését és feldolgozását az erre vonatkozó törvények és ajánlások alapján végeztük el (engedélyszám: HHgF/377-1/2017). A halegyedek begyűjtése minden esetben az adott vízterület halgazdálkodási hasznosítójának engedélyével történt.

A laboratóriumi feldolgozást megelőzően az egyedek testtömegét (W) századgramm pontosságú digitális táramérleggel, míg standard testhosszukat (SL) digitális tolmérő segítségével, tizedmilliméteres pontossággal határoztuk meg. Az egyes szerveket steril műanyag eszközökkel preparáltuk, hogy elkerüljük a minták külső fémszennyezését. Elsőként az egyedek háti részéről eltávolítottuk a pikkelyeket, illetve a teljes bőrszövetet, majd innen preparáltuk ki a vizsgálathoz szükséges vázizomszöveti mintát. Ezt követően előbb a kopolyúfedőt (operculum) távolítottuk el, aztán a kopolyú teljes egészét kipreparáltuk, majd a bal oldalról kimetszettük a második kopolyúívet. Végezetül a hasüreg feltárását követően a májat is kipreparáltuk.

A mintákat kétszeresen ioncserélt desztillált vízzel (Milli-Q) öblítettük, majd üveg főzőpohárba helyezve meghatároztuk a nedves tömegüket egy Precisa 240A típusú analitikai mérleg segítségével. Ezt követően tömegállandóságig szárítottuk őket 150°C hőmérsékleten, majd újból megmértük őket, hogy meghatározzuk a száraz tömeget. A minták feltárását egy elektromos sütőlapon 80°C -os hőmérsékleten, 4 órán át végeztük el, melyhez 4 ml 65%-os (m/m) salétromsav-oldatot (Merck) és 1 ml 30%-os (m/m) hidrogén-peroxid-oldatot (Merck) használtunk. A feltárt mintákat 10 ml 1%-os (m/m) salétromsav-oldat (Merck, Milli-Q

desztillált vízzel hígítva) segítségével vittük oldatba (Braun et al. 2009, 2012).

Az Al, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn elemek koncentrációt induktív csatolású plazma atomemisziós spektrométerrel (ICP-OES 5100, Agilent Technologies) határoztuk meg. Az elemmeghatározáshoz az alábbi hullámhosszvonalaikat használtuk az ICP-OES eljárás során: Al 396,152 nm, Ba 455,403 nm, Cd 226,502 nm, Co 230,786 nm, Cr 267,716 nm, Cu 324,754 nm, Fe 259,940 nm, Li 670,783 nm, Mn 259,372 nm, Ni 216,555 nm, Pb 220,353 nm, Sr 421,552 nm, Zn 202,548 nm.

A kimutatás során egy automata mintavevőt (Agilent SPS3), Meinhard típusú koncentrikus porlasztót, valamint kúp alakú kvarc ködkamrát használtunk. Ötpontos kalibrációs eljárást végeztünk multielemes sztenderd oldat segítségével (Merck ICP multi-element standard solution IV). A kalibráláshoz referenciaanyagot használtunk (ERM-BB422, halizom). A visszanyerési százalékok 10%-os határon belül estek. A hullámhossztartományokat, valamint a mérési paramétereket a készülék szoftverének javaslata alapján választottuk meg (MP Expert). A koncentrációkat minden elem esetén mg/kg nedves mintatömegre határoztuk meg.

A vízkémiai adatokat az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából nyertük ki. Ezeket összevetettük az USEPA által előírt kritikus krónikus koncentrációk (CCCs) értékeivel (USEPA 2017).

3.2.2. Módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben

A mintavételre 2013 novemberében került sor, és összesen 33 domolykót gyűjtöttünk be egy Hans Grassl IG200/2b típusú elektromos halászgép segítségével. A begyűjtött egyedek életét azonnal kioltottuk a gerincvelő elroncsolásával. Ezt követően meghatároztuk a standard testhosszt (SL) 0,1 mm-es, valamint testtömeget (W) 0,01 grammos pontossággal. Ezután a halakat -18°C hőmérsékleten tároltuk a minta feldolgozásáig. A minták begyűjtését és feldolgozását az erre vonatkozó törvények és ajánlások alapján végeztük el (engedélyszám: HBH/01/00971-2/2013).

A halak életkorát a pikkelyek alapján határoztuk meg. A pikkelyeket a halak testének a hátúszó alatti és az oldalvonal feletti területéről vettük (Tesch 1968). Az évgyűrűk vizsgálatát binokuláris mikroszkóp segítségével, tízszeres nagyításon végeztük el. Az eljárást Tesch (1968) előírásai alapján viteleztük ki. A korbecslést két független személy végezte el.

Számos szakirodalmi adat mutat rá, hogy a domolykó esetén az életkor függvényében három táplálkozási típus különíthető el (Balestrieri et al. 2006, Marković et al. 2007, Caffrey et al. 2008). Az ivadékok (0+) ún. planktofitofág táplálkozásúak, elsősorban kova- és zöldalgákat, valamint zooplankton szervezeteket fogyasztanak (Marković et al. 2007). Az idősebb, de még nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ korúak) ún. planktofito-zoofág táplálkozásúak, az előbb említetteken túl már táplálkoznak makrogerinctelen szervezetekkel is, például szitakötőkkel, tegzesekkel, kétszárnyúakkal és kérészekkel (Marković et al. 2007). Ezzel szemben az ivarérett, felnőtt domolykók (3+ kortól) már főleg ragadozók. Táplálékuk

zömét halak teszik ki, ám fogyasztanak rovarokat, puhatestűeket és kétéltűeket is (Ünver & Erk'akan 2011) Ezek alapján minden egyes egyedet besoroltunk e táplálkozási csoportok egyikébe a kor és a méret alapján:

Első táplálkozási csoport: az ivadékok (0+ kor; N = 8);

Második táplálkozási csoport: a nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ kor; N = 16);

Harmadik táplálkozási csoport: ivarérett felnőttek (3+ kor és a felett; N = 9).

Ebben a témakörben a halegyedek szövettani mintavétele és feltárása az előző fejezetben leírtaknak megfelelően történt. Mindössze a vizsgált elemek spektruma, valamint az elemtartalom meghatározásának volt más módja, ugyanis itt a Ca, K, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn elemek koncentrációját határoztuk meg, méghozzá mikrohullámú plazma atomemisziós spektrométer (MP-AES 4100, Agilent Technologies) segítségével. Az elemmeghatározáshoz az alábbi hullámhossz-vonalakat használtuk az MP-AES eljárás során: Ca 422,673 nm, K 766,491 nm, Mg 285,213 nm, Na 588,995 nm, Cd 228,802 nm, Cr 425,433 nm, Cu 324,754 nm, Fe 371,993 nm, Mn 403,076 nm, Pb 405,781 nm, Sr 407,771 nm, Zn 481,053 nm. A műszer a jelen vizsgálati célkitűzés szempontjából releváns további működési elve teljes mértékben megegyezett az előző fejezetben taglaltakkal.

3.3. Az adatfeldolgozási módszerek

3.3.1. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén témakörben

A fémszennyezettségi index (MPI) segítségével jellemeztük az egyes mintavételi helyszíneken fogott domolykók teljes fémtartalmát (Al, Ba,

Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, Sr és Zn) szervenként. Az MPI egyenlete az alábbi (Usero et al. 1997, Ju et al. 2017):

$$MPI = (C_1 \times C_2 \times C_3 \times \dots C_n)^{1/n}$$

ahol C_n n elem átlagos koncentrációja a vizsgált szervben (mg/kg nedves mintatömegre vonatkoztatva).

A mintacsoportok statisztikai összehasonlítását vízgyűjtők szintjére bontottuk fel. Ennek során vízgyűjtőkként hasonlítottuk össze a mellékfolyó egyes pontjainak, valamint az azt befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszainak fémszennyezettségét.

A statisztikai eljárások során IBM SPSS Statistics for Windows (Version 20.0) (IBM 2011) és Past 3.03 (Hammer et al. 2001) szoftvereket használtunk. Az adatcsoportok normalitását Shapiro–Wilk-teszt segítségével határoztuk meg. A varianciák homogenitását a Levene-teszttel vizsgáltuk. Mivel az adatcsoportok nem mutattak normáeloszlást (Shapiro–Wilk-teszt, $p < 0,05$) ezért a mintacsoportok fémkoncentrációi közötti különbségeket a három szerv esetén (izom, kopolyú, máj) a Kruskal–Wallis teszt segítségével határoztuk meg. Mann–Whitney többszörös összehasonlító próbát használtunk post hoc tesztként, hogy a csoportok között páronként is összevessük az adatokat. A mintacsoportok fémtartalom-mintázat alapján történő elkülönülésének elemzésére és ábrázolására a kanonikus diszkriminancia-analízist (CDA) alkalmaztuk.

Az izomban (halhús) mért csoportonkénti átlagos fémkoncentrációkat összevetettük az Európai Unió (EU 2008), valamint az Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO, 1983) által megállapított maximális megengedhető koncentrációértékekkel (MACs) annak érdekében, hogy megállapítsuk a

Tisza vízgyűjtőjének egyes területein élő domolykók humán fogyasztásának kockázatát.

3.3.2. Adatfeldolgozási módszerek a domolykó eltérő korú és táplálkozási csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata témakörben

Az ebben a témakörben alkalmazott statisztikai módszerek nagyrésze átfed a 3.3.1. fejezetben taglaltakkal, ezért itt csak az attól eltérő elemzéseket tüntetem fel.

Az egyes táplálkozási csoportok fémtartalom-mintázatán túl elemeztük az egyes szövetek biokoncentrációs faktorát (BCF) is. Egy adott kémiai elem biokoncentrációs faktora gyakorlatilag az elem élőlényben (vagy annak egy adott szövetében), illetve a vízben lévő koncentrációjának az aránya (Ivanciuc et al. 2006):

$$BCF = C_{\text{fish}}/C_{\text{water}},$$

ahol C_{fish} a szervezetben vagy az adott szövetben mért fémkoncentráció, mg/kg nedves mintatömegre vonatkoztatva; C_{water} pedig a vizes környezetben meghatározott elemmenyiség, mg/l-ben kifejezve. A vízkémiai adatokat az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából nyertük ki. Ezeket összevetettük az USEPA által előírt kritikus krónikus koncentrációk (CCCs) értékeivel (USEPA 2017).

A fémszennyezettségi indexet (MPI) a Cd, a Cr, a Cu, a Fe, a Mn, az Pb, a Sr és Zn elemekre számítottuk ki.

Az egyes táplálkozási csoportok mikroelem-mintázatbeli (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) elkülönülésének feltárására a főkomponens-analízist (PCA) használtuk.

4. Eredmények

4.1. A domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén

4.1.1. A vízfolyások fémtartalma

A Tisza vízgyűjtőjén kijelölt mintavételi helyszíneink vízkémiai adatait a *1. melléklet* foglalja össze.

Az USEPA (2017) édesvizekre meghatározott kritikus krónikus koncentrációértékeit figyelembe véve az átlagos fémmennyiségek egyik esetben sem haladták meg a határértékeket.

Az Al, a Cr és az Pb a Tisza Körös feletti szakaszán a többi helyszínhez képest relatíve magasabb mennyiségben volt jelen a vízben. A Fe a Szamos alsón, a Cd a Szamos felsőn, míg a Mn a teljes Szamoson magas koncentrációban volt jellemző. A Maros felsőn a többi vízfolyáshoz képest az Al és a Ni volt mérhető nagyobb koncentrációban.

4.1.2. A Felső-Tisza és a Szamos, valamint a torkolata környéki Tisza-szakaszok

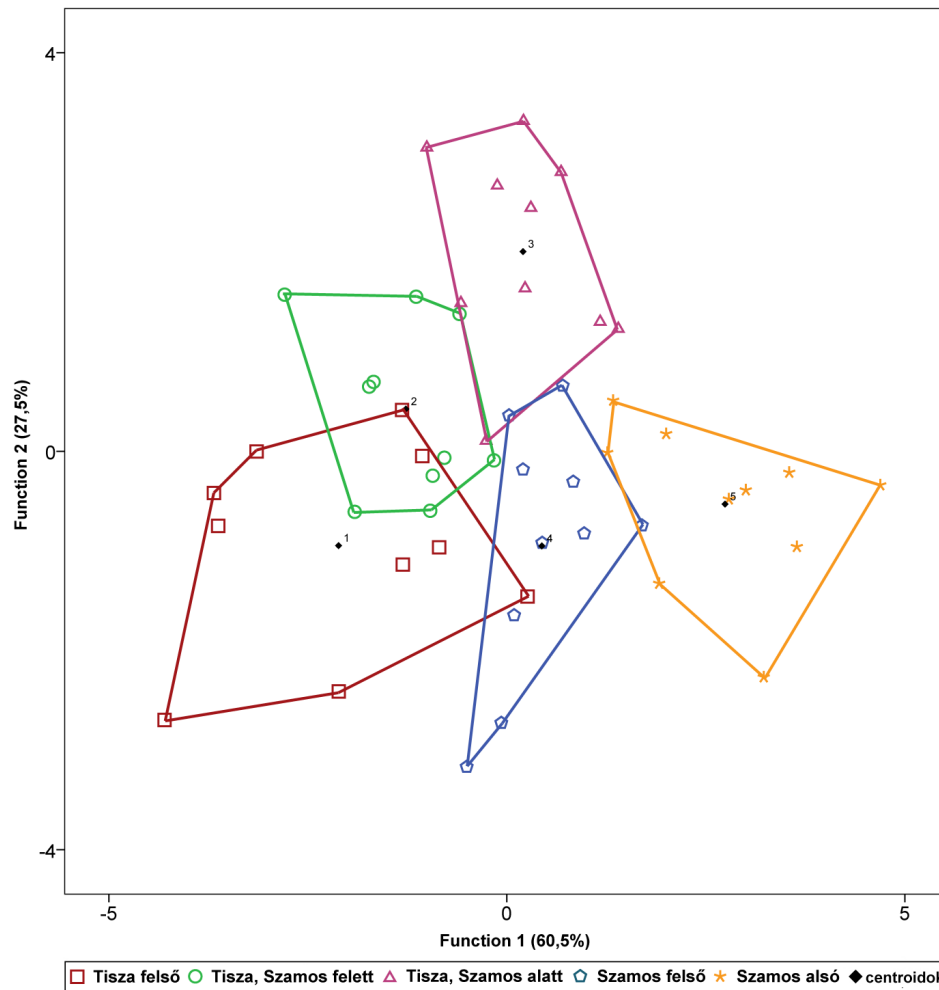
A Felső-Tisza vidékén, beleértve a Szamost, valamint a befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán fogott halak egyes szerveinek fémkoncentrációit a *2. melléklet* foglalja össze.

A *2. melléklet* alapján az izomszövetben az Al, a Ba, a Fe és a Zn, a kopoltyúban az Al, a Ba, a Cu, a Fe, a Mn, az Pb, a Sr és a Zn, a májban pedig az Al, a Ba, a Cu, a Fe, a Mn, a Sr és a Zn esetén voltak szignifikáns különbségek az egyes helyszínek között.

A fémtartalom-mintázatok mintahelyenkénti elkülönülését az izom alapján a *3. ábra*, a kopoltyúnál az *4. ábra*, míg a máj csoportjainál a *5. ábra* mutatja be.

A CDA-elemzés az izom alapján markáns elválásokat mutatott az egyes helyszínek között. Az I. tengely a teljes varianca 60,5%-át, míg a II.

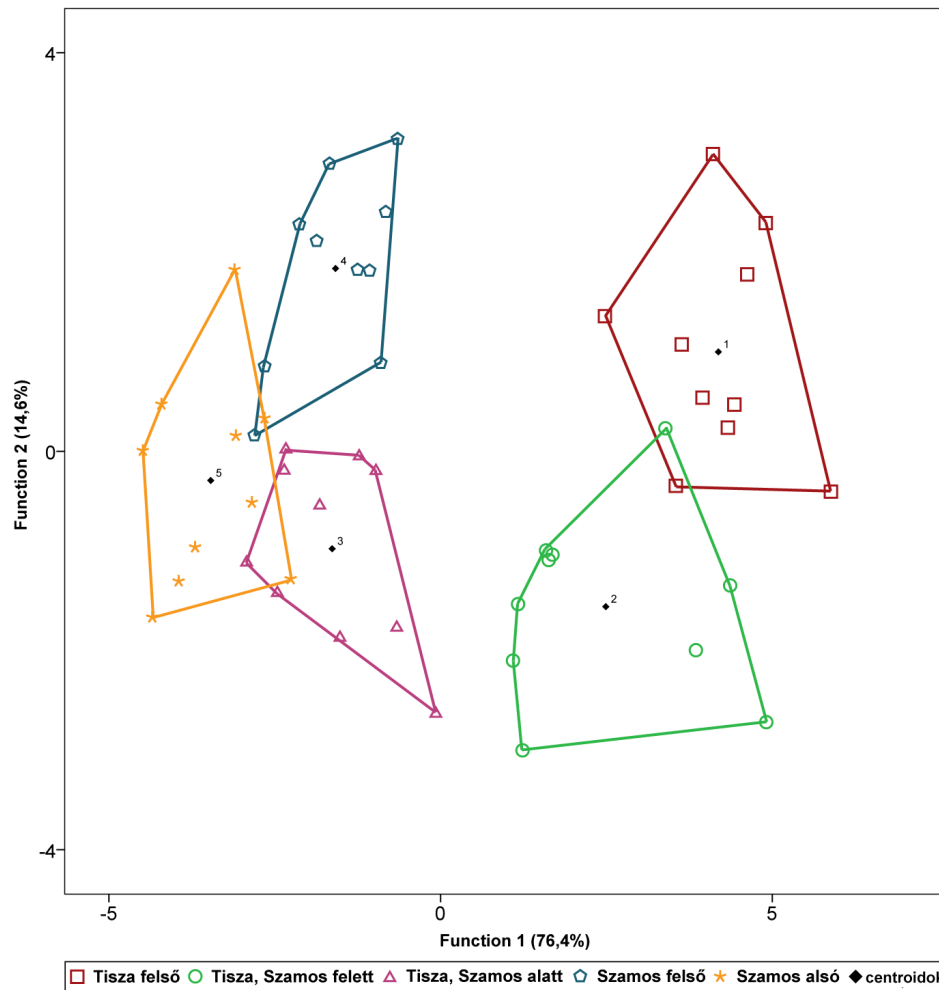
tengely a 27,5%-át magyarázta (3. ábra). Az I. tengely mentén az elválásokat elsősorban a Ba és az Pb, míg a II. tengely esetén az Al és a Zn koncentrációkülönbségei magyarázták (2. melléklet, 3. ábra).



3. ábra. A Felső-Tiszában és a Szamosban élő domolykók izomszöveve fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A kopoltyú fém tartalma alapján jelentősebb elkülönüléseket tapasztaltunk. Az I. tengely a teljes variancia 76,4%-át, míg a II. tengely a 14,6%-át adta (5. ábra). Az első tengelyen való elkülönülést az elemek

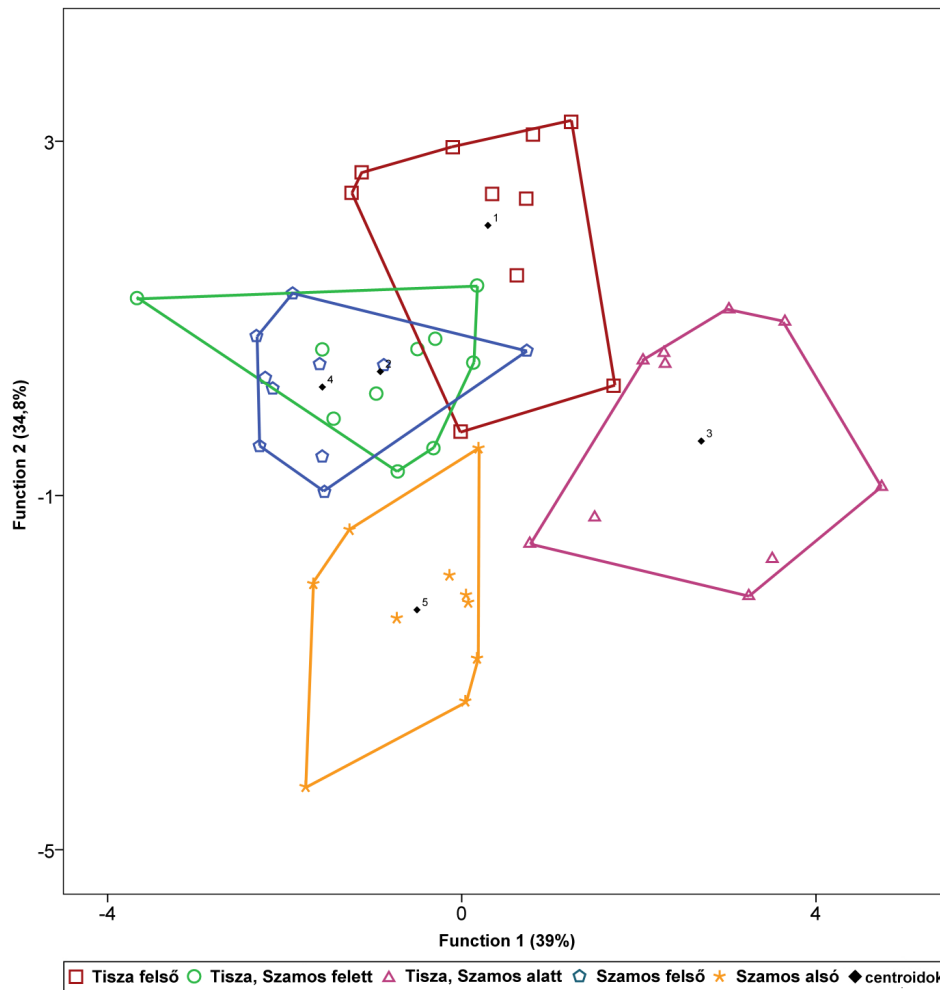
összesége jelentősen meghatározta, míg a második tengely menti elválásokat a Fe, az Al, az Pb, a Li, a Zn és a Cr mennyiségbeli különbségei okozták. (2. melléklet, 4. ábra).



4. ábra. A Felső-Tiszában és a Szamosban élő domolykók kopolyúja fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

Egyes mintavételi helyszínek a máj alapján is jól elkülönültek, ám az előző kettő szervhez képest néhol átfedéseket is tapasztaltunk. Itt az I. tengely a teljes varianca 39,0%-át, míg a II. tengely a 34,8%-át

magyarázta (5. ábra). Az I. tengely mentén a mintahelyek elsősorban a Zn és a Fe, míg a II. tengelynél a Ba koncentrációkülönbségének megfelelően szeparálódtak (2. melléklet, 5. ábra).



5. ábra. A Felső-Tiszában és a Szamosban élő domolykók mája fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

Az egyes szervek fémszennyezettségi indexét (MPI) a 2. táblázat foglalja össze. Ezek alapján jól látszik, hogy mindhárom szerv esetén a Tisza Szamos alatti szakaszán élő halak akkumulálták a legtöbb fém.

Általánosságban a kopoltyú tartalmazta a legnagyobb koncentrációkat, amit a máj, végül az izom követett (2. táblázat).

2. táblázat. *A Felső-Tiszában és a Szamosban élő domolykók egyes szerveinek fémzennyezettségi indexei (MPI)*

Szerv	Tisza felső	Tisza Szamos felett	Tisza Szamos alatt	Szamos felső	Szamos alsó
Izom	0,61	0,57	0,68	0,55	0,36
Kopoltyú	6,56	7,08	9,73	7,31	8,38
Máj	2,95	2,48	3,57	2,67	2,46

Az izomszövetben mért fémmennyiségek egyik esetben sem lépték át a megengedett egészségügyi határértéket. A kopoltyúban az alábbi helyszíneken tapasztaltunk határérték-túllépéseket: minden helyszín – Mn; Tisza, Szamos alatt – Cd; Tisza, Szamos felett és alatt, Szamos felső és alsó – Zn (FAO 1983, EU 2008). A májban a megengedettnél magasabb fémkoncentrációkat tapasztaltunk a kadmiumnál, a vasnál és a mangánnál minden helyszínről, a cinknél pedig a Tisza Szamos alatti szakaszáról származó mintacsoportok esetén.

4.1.3. A Bodrog és a torkolata környéki Tisza-szakaszok

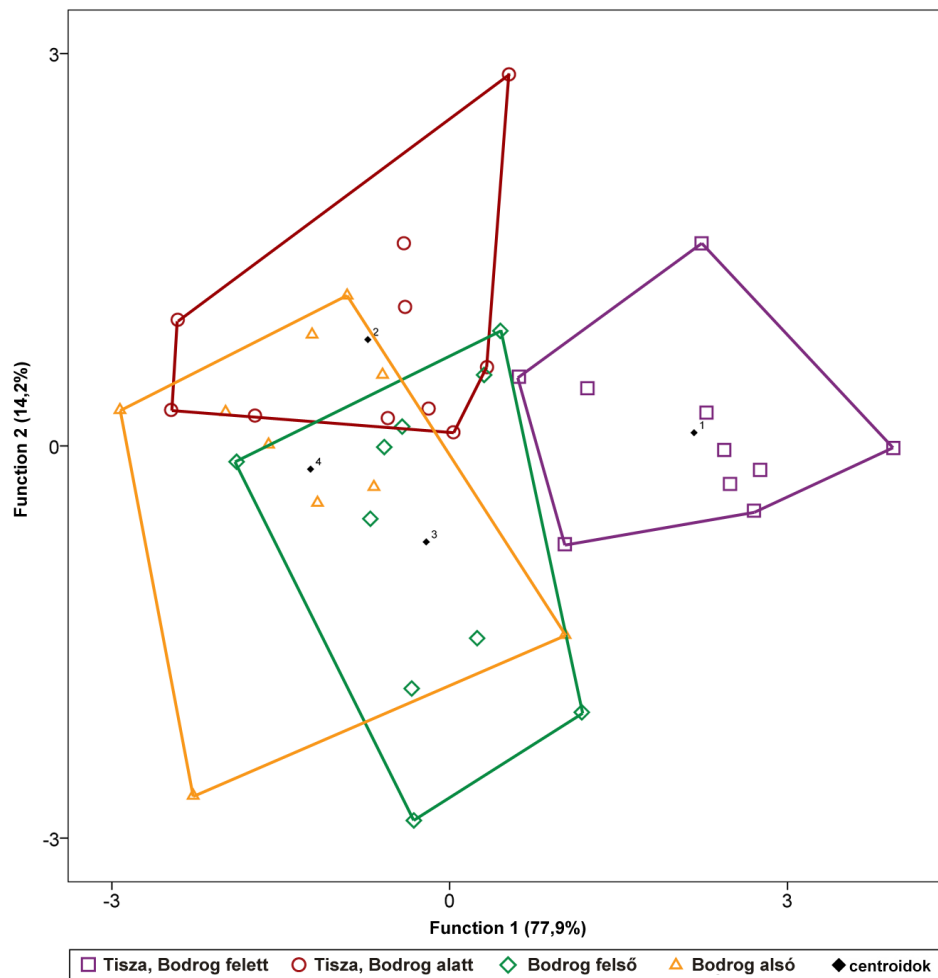
A Bodrogon, valamint a befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán gyűjtött halak egyes szerveinek fémkoncentrációit az 3. melléklet foglalja össze.

Az 3. melléklet alapján az izomszövetben az Al és a Zn, a kopoltyúban az Al, a Fe, és a Sr, a májban pedig az Al, a Ba, a Cd, a Cu, a Fe, a Mn, a Sr és a Zn esetén voltak szignifikáns különbségek az egyes helyszínek között.

A fémtartalom-mintázatok elkülönülését az izom alapján a 6. ábra, a kopoltyúnál a 7. ábra, míg a máj csoportjainál a 8. ábra mutatja be.

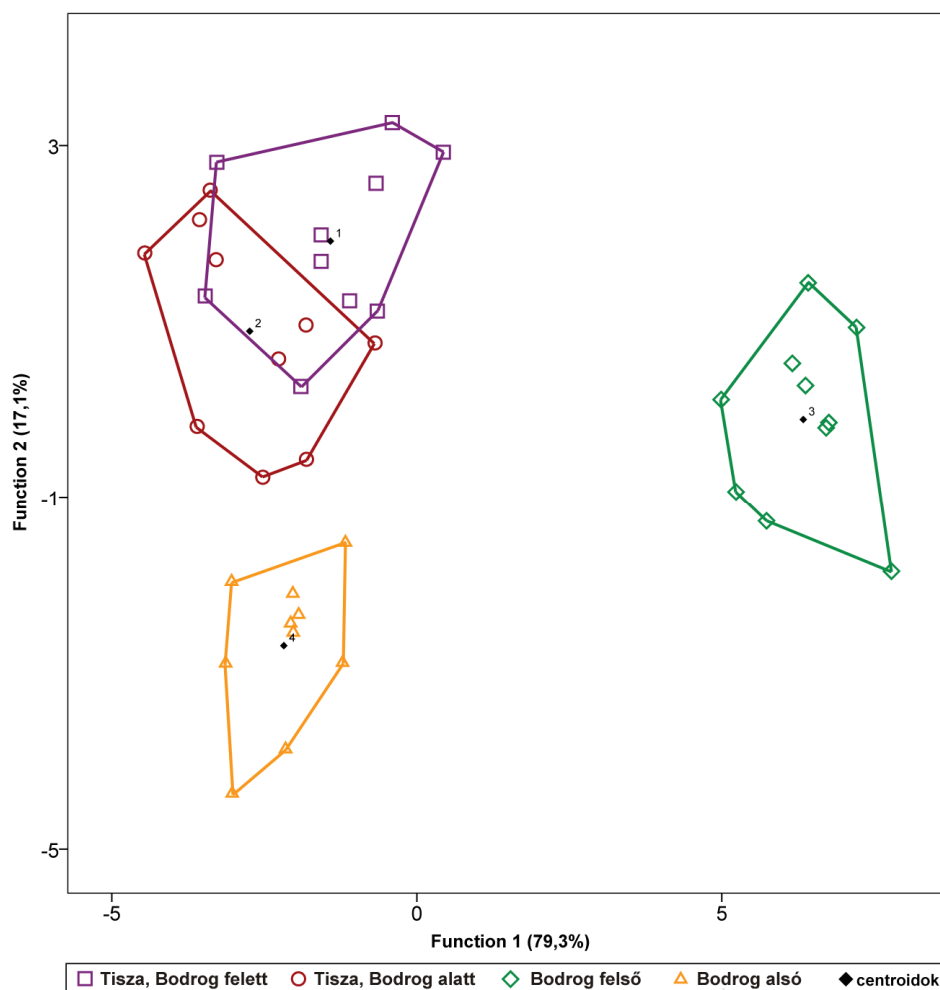
A CDA-elemzés az izom fémtartalma alapján viszonylag jól elkülönítette a helyszíneket, habár a Bodrog két mintahelye, valamint a

torkolat alatti Tisza-szakaszok átfedéseket mutattak. A Tisza Bodrog feletti szakasza azonban teljesen elkülönült a másik három helyszíntől. Az I. tengely a teljes variancia 77,9%-át, míg a II. tengely a 14,2%-át magyarázta (6. ábra). Az I. tengely mentén az elkülönüléseket elsősorban a Zn, míg a II. tengelynél a Sr, a Cu, a Mn és az Pb mennyiségbeli eltérései okozták (3. melléklet, 6. ábra).



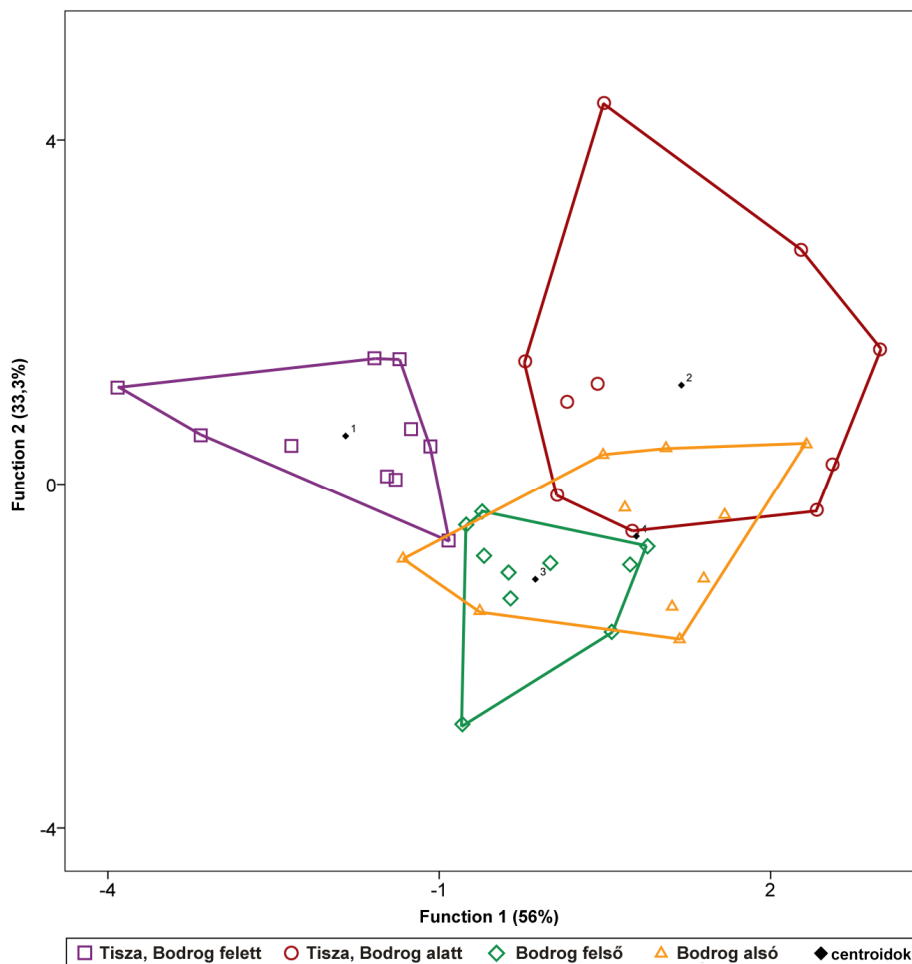
6. ábra. A Bodrogban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók izomszövege fém tartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A kopolytű alapján a Bodrog két pontja teljesen elkülönült egymástól és Tisza két szakaszától. A torkolat alatti és feletti Tisza-szakaszok között voltak ugyan kisebb átfedések, de az elkülönülés ott is jelentős volt. Az I. tengely a teljes varianca 79,3%-át, míg a II. tengely a 17,1%-át magyarázta (7. ábra). Az első tengely mentén történő elválást főként az Al, a Fe, a Co és a Cr, míg a második tengelyen az Sr, a Cu és a Zn koncentrációkülönbségei határozták meg (3. melléklet, 7. ábra).



7. ábra. A Bodrogban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók kopolytűja fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A máj alapján a Bodrog két szakasza jelentős átfedést mutatott egymással. A Tisza Bodrog feletti része ugyanakkor teljesen elkülönült a többi helyszíntől, míg a Tisza torkolat alatti szakaszának elemtartalom-mintázata inkább a Bodrog mintáihoz közelített. Ebben az esetben az I. tengely a teljes variancia 56,0%-át, míg a II. tengely a 33,3%-át magyarázta (8. ábra). Az I. tengely a teljes fém tartalom, míg a II. tengely a Cd, a Cu, a Sr és a Ba mennyiségbeli különbségei alapján választotta szét a helyszíneket (3. melléklet, 8. ábra).



8. ábra. A Bodrogban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók mája fém tartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A fémszennyezettségi indexek (MPI) értékeit a 3. táblázat foglalja össze. Ez alapján az izom a Bodrog alsó, a kopoltyú és a máj pedig a Bodrog felső halainál volt a legszennyezetebb. Általánosságban szintén a kopoltyú volt leginkább fémekkel terhelt, ugyanakkor a Bodrog felsőnél a máj MPI-értéke messze felülmúlta az összes többiét.

3. táblázat. *A Bodrogban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI)*

Szerv	Tisza Bodrog felett	Tisza Bodrog alatt	Bodrog felső	Bodrog alsó
Izom	0,46	0,48	0,44	0,51
Kopoltyú	6,08	4,73	8,89	4,21
Máj	1,99	2,56	13,99	1,91

Az izomban mért átlagos fémkoncentrációk egyik esetben sem haladták meg az egészségügyi határértékeket. A kopoltyúban azonban a mangán és a cink minden helyszínen, a vas pedig a Bodrog felsőn volt magasabb a megengedettnél (FAO 1983). A mangán és a cink mennyisége a májban minden helyszínen meghaladta a határértéket. Emellett a Bodrog felsőn fogott halak májában a Cd, az Pb, a Cu és a Zn, a Tisza Bodrog feletti szakaszán pedig a Cd koncentrációi voltak jelen az emberi egészségre káros mennyiségben.

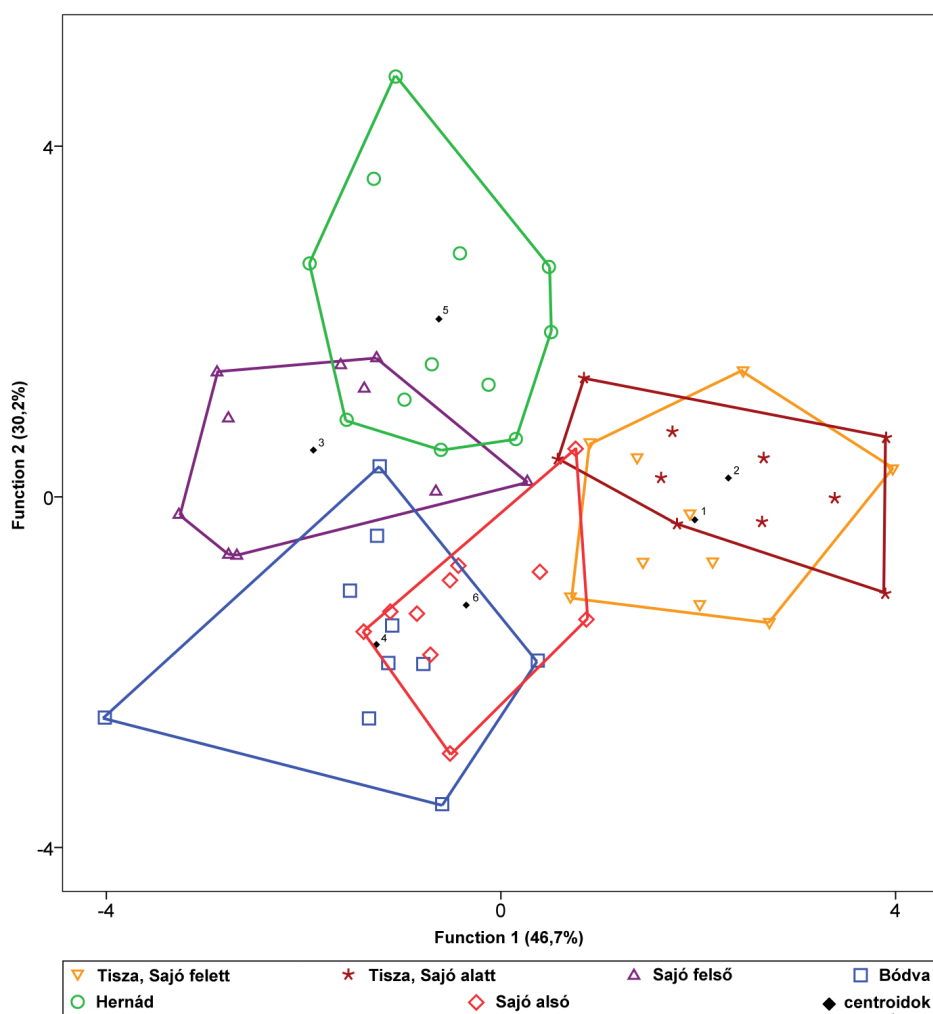
4.1.4. A Sajó és mellékfolyói, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszok

A Sajón, valamint fő mellékvizein, a Bódván és a Hernádon, illetve a Sajó torkolata alatti és feletti Tisza-szakaszon begyűjtött mintacsoportok egyes szerveinek átlagos fémkoncentrációit a 4. melléklet foglalja össze.

A 4. melléklet alapján az izomszövet esetén az Al, a Ba, a Co, a Cr, a Cu, a Mn, a Ni, a Sr és a Zn, a kopoltyúnál az Al, a Ba, a Co, a Cr, a Cu, a Fe, a Mn, a Ni, az Pb, a Sr és a Zn, míg a májban az Al, a Ba, a Cd, a Co, a Cr, a Cu, a Mn, a Ni, a Sr és a Zn esetében voltak szignifikáns különbségek az egyes helyszínek között.

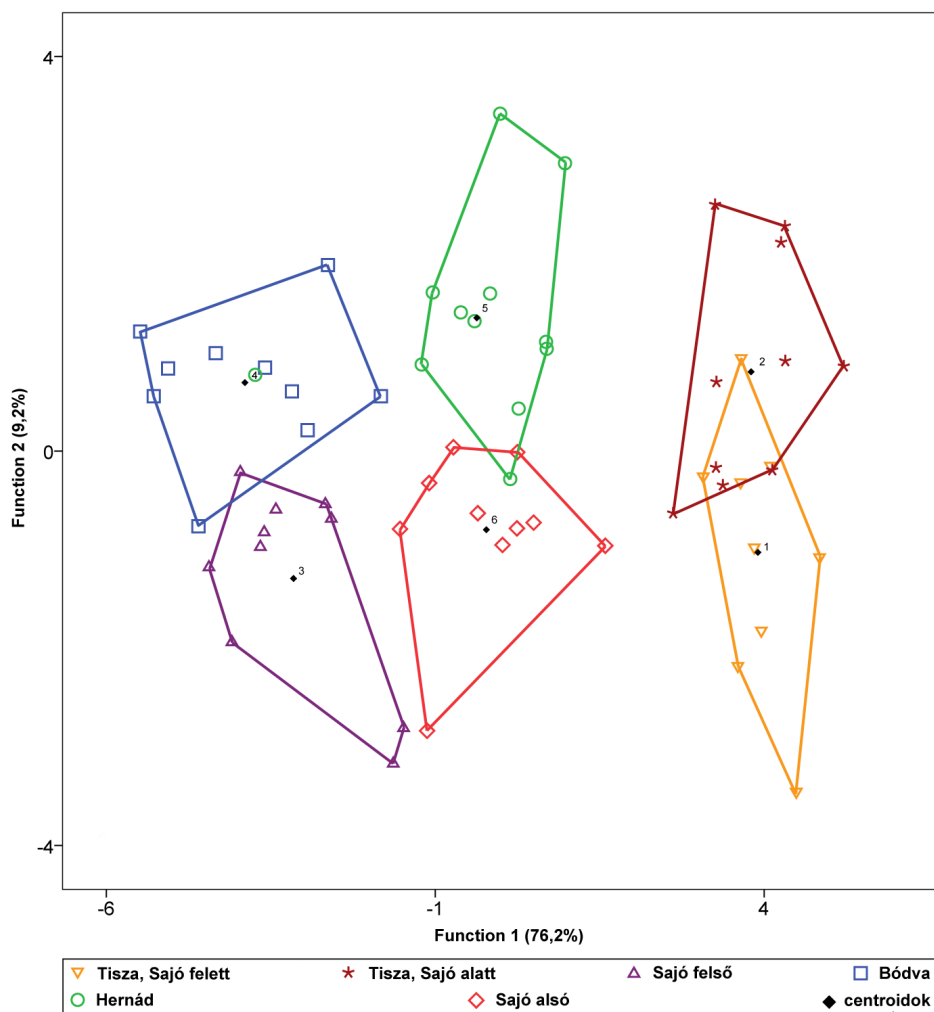
A fémtartalom-mintázatok elkülönülését az izomnál a 9. ábra, a kopolyúnál a 10. ábra, míg a máj csoportjainál a 11. ábra mutatja be.

Az izom fémtartalom-mintázata alapján a Sajó és mellékvizei, a Tisza szakaszaitól viszonylag jól elkülönültek, ugyanakkor kisebb átfedések is előfordultak. Az I. tengely a teljes variancia 46,7%-át, míg a II. tengely a 30,2%-át magyarázta (9. ábra). Az I. tengely mentén az elkülönüléseket elsősorban a Sr, míg a II. tengelynél a Zn, a Ba és a Cd koncentrációkülönbségei magyarázták (4. melléklet, 9. ábra).



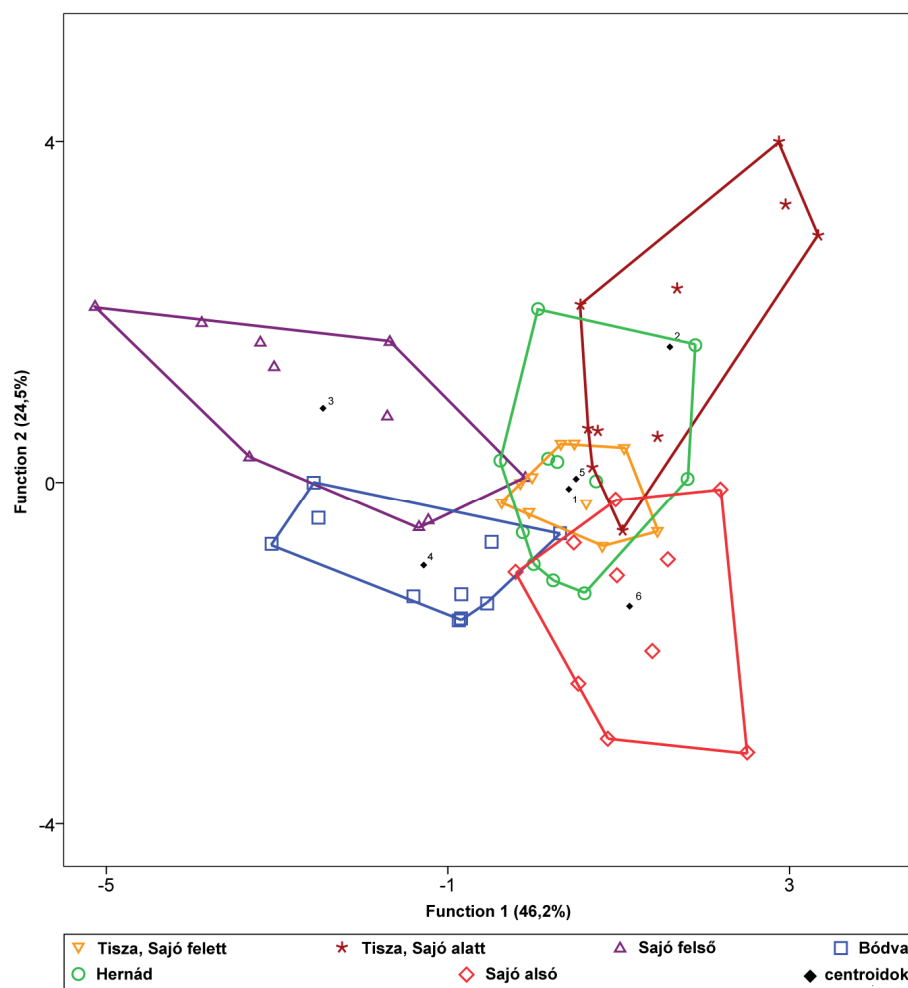
9. ábra. A Sajóban és fő mellékvizében, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók izomszöveve fémtartalom-mintázatának diszkriminanciaelemzéséből kapott ordinációs diagram.

A kopoltyú fémtartalmának CDA-elemzése alapján a két Tisza-szakasz, a Sajó alsó és a Hernád, valamint a Sajó felső és a Bódva három nagyobb, jól elkülönülő egységet alkotott. Az I. tengely a teljes variancia 76,2%-át, míg a II. tengely a 9,2%-át magyarázta (10. ábra). Az I. tengely mentén az elválásokat a teljes fémmenyiség, míg a II. tengely esetén a Cu, az Pb, a Cr és a Cd mért különbségei magyarázták (4. melléklet, 10. ábra).



10. ábra. A Sajóban és fő mellékvizeiben, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók kopoltyúja fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A máj alapján az egyes helyszínek fémtartalom-mintázata jelentős átfedést mutatott, de a Bódva és a Sajó felső viszonylag jól elkülönült a többi helyszíntől. Az I. tengely a teljes variancia 46,2%-át, míg a II. tengely a 24,5%-át határozta meg (11. ábra). Az I. tengelynél elsősorban a Cu, a Cd, a Mn és a Zn, míg a II. tengelynél az összes fémmennyiség meghatározó volt az elválásokat illetően (4. melléklet, 11. ábra).



11. ábra. A Sajóban és fő mellékvizeiben, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók mája fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A fémszennyezettségi indexek értékeit a 4. táblázat foglalja össze. Ez alapján az izom és a máj esetén a Hernád felső, a kopoltyúnál viszont a Sajó felső bizonyult a legszennyezettebbnek. A szövetekre vonatkozó értékek átlagát tekintve a kopoltyú tartalmazta összességében a legtöbb fémeket, amit a máj, majd az izom követett.

4. táblázat. A Sajóban és fő mellékvizeiben, valamint a Sajó torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI)

Szerv	Tisza Sajó felett	Tisza Sajó alatt	Sajó felső	Bódva	Hernád	Sajó alsó
Izom	3,11	2,99	2,33	2,53	4,06	2,96
Kopoltyú	33,25	29,33	47,65	36,06	45,64	26,46
Máj	11,19	13,99	13,56	9,13	25,15	13,18

Az egészségügyi határértékek tekintetében az izomszövetben a Tisza Sajó alatti szakasza az Pb; a Tisza két szakasza, a Hernád, a Sajó felső és alsó mintahelye a Cr; a Tisza Sajó feletti szakasza, a Sajó felső és alsó helyszíne, a Bódva és a Hernád pedig a Mn esetén haladta meg a megengedett egészségügyi határértéket jelentő koncentrációt (FAO 1983, EU 2008). A kopoltyúban ennél is gyakrabban voltak határérték-túllépések: Cd: Hernád; Pb: Tisza Sajó alatt, Hernád; Cr, Fe, Mn, Zn: minden mintaszakasz. A májban szintén gyakran haladták meg mért fémkoncentrációk a maximálisan megengedettet: Cd, Cr, Fe, Mn, Zn: minden mintaszakasz; Pb: Tisza Sajó alatt, Hernád; Cu: Tisza Sajó felett és alatt, Sajó felső és alsó, Hernád.

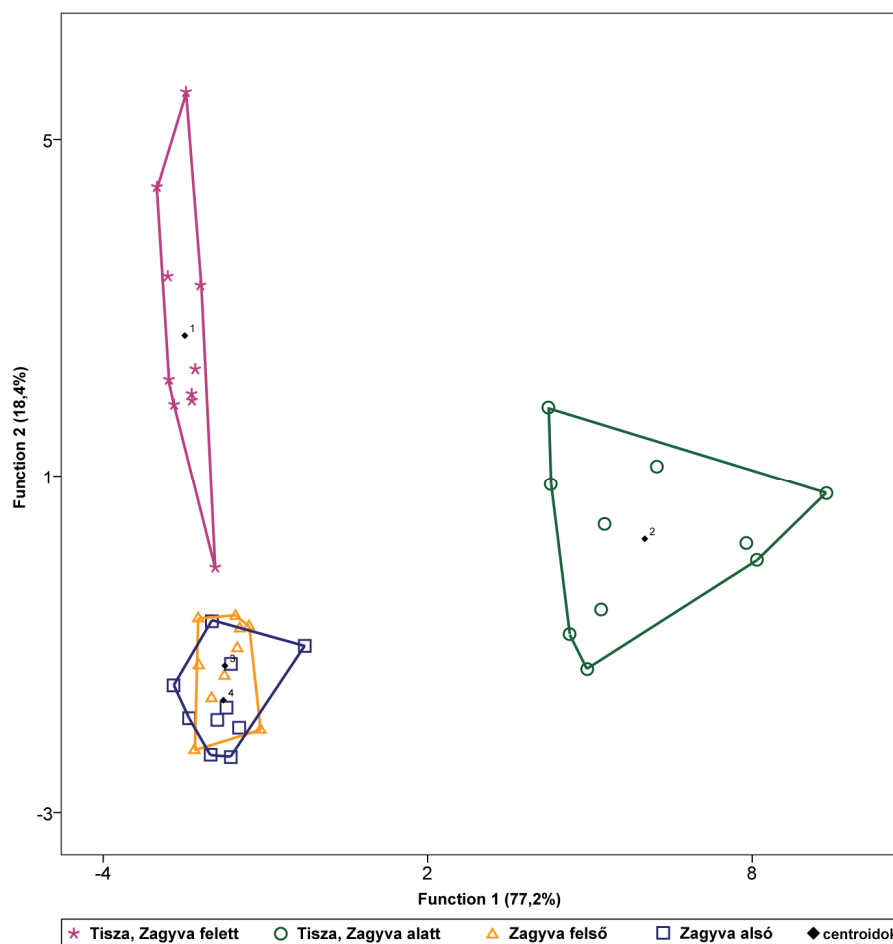
4.1.5. A Zagyva és a torkolata környéki Tisza-szakaszok

A Zagyván, valamint a befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán fogott halak egyes szerveinek fémkoncentrációit az 5. melléklet foglalja össze.

Az 5. melléklet alapján az izomszövetben az Al, a Ba, a Cu, a Fe, a Mn, az Pb, a Sr, a Zn, a kopoltyúban az Al, a Ba, a Cd, a Co, a Cr, a Cu, a Fe, a Li, az Pb, a Zn, a májban pedig az Al, a Ba, a Cu, a Mn, az Pb, a Sr és a Zn esetén voltak szignifikáns különbségek az egyes helyszínek között.

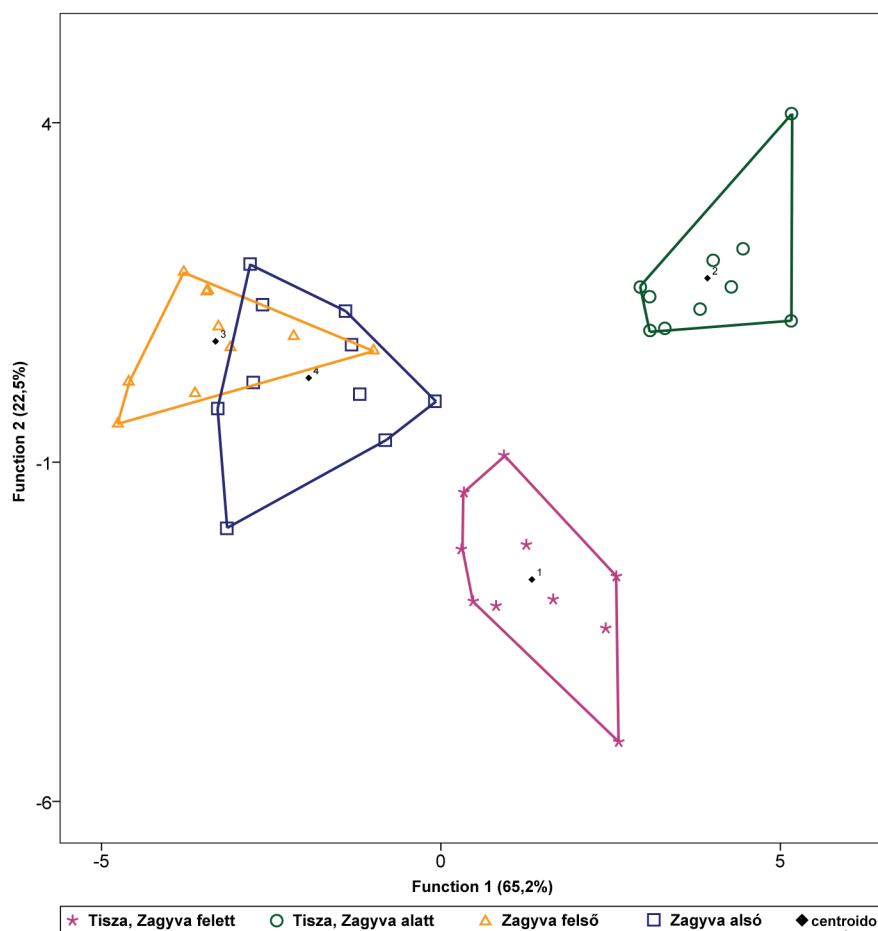
A fémtartalom-mintázatok mintahelyenkénti elkülönülését az izom alapján a 12. ábra, a kopoltyú esetén a 13. ábra, míg a máj csoportjainál a 14. ábra mutatja be.

Az izom alapján a két Tisza-szakasz markánsan elválik egymástól, valamint a Zagyva pontjaitól egyaránt. A Zagyva mikrokémiai összetétele nem változott jelentősen. Az I. tengely a teljes variancia 77,2%-át, míg a II. tengely a 18,4%-át magyarázta (12. ábra). Az I. tengely mentén az elválásokat elsősorban a Cr és a Ni, míg a II. tengelynél az Pb, a Mn, a Sr és a Fe koncentráció-különbségek magyarázták (5. melléklet, 12. ábra).



12. ábra. A Zagyvában és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók izomszöveve fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

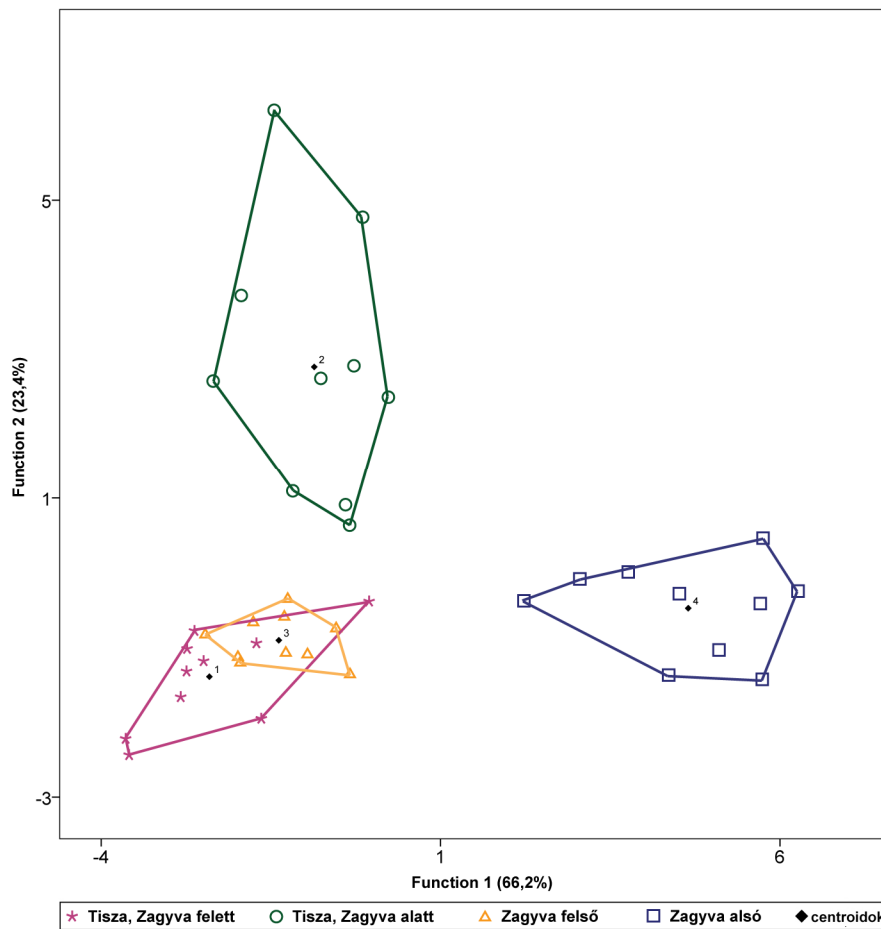
A kopoltyú CDA-elemzése az izomhoz hasonló eredményeket mutatott. Az I. tengely a teljes varianca 65,2%-át, míg a II. tengely a 22,5%-át magyarázta (13. ábra). Az első tengelynél az elválásokat az Al, a Zn és a Mn, míg a második tengelynél a Cr, a Li, a Ni, a Cd, a Ba és az Pb mennyiségbeli különbségei okozták (5. melléklet, 13. ábra).



13. ábra. A Zagyvában és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók kopoltyúja fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A máj fémtartalma alapján a Tisza Zagya feletti és a Zagya felső szakasza jelentős átfedést mutatott, ugyanakkor teljes mértékben

elkülönült a Tisza Zagyva alatt és a Zagyva alsó helyszínektől. Ebben az esetben az I. tengely a teljes varianca 66,2%-át, míg a II. tengely a 23,4%-át magyarázta (14. ábra). Az I. tengely mentén történő elkülönülést a Mn, a Li és a Cd, míg a II. tengely esetén elsősorban a Ni, a Cr, az Al, a Sr és a Co koncentráció-különbségei okozták (5. melléklet, 14. ábra).



14. ábra. A Zagyvában és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók mája fém tartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

Az MPI-értékeket a 5. táblázat foglalja össze. Ezek alapján az izom és a máj a Tisza Zagyva alatti, a kopoltyú pedig a Tisza Zagyva feletti

szakaszán bizonyult legszennyezettebbnek. A szövetek közül összességében a kopoltyú akkumulálta a legnagyobb fémmennyiséget (5. táblázat).

5. táblázat. *A Zagyvában és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI)*

Szerv	Tisza Zagyva felett	Tisza Zagyva alatt	Zagyva felső	Zagyva alsó
Izom	0,56	0,63	0,58	0,44
Kopoltyú	10,51	10,43	6,91	7,24
Máj	4,49	4,54	2,58	3,97

Az egészségügyi vonatkozás tekintetében az izomban egyik fém esetén sem tapasztaltunk határérték-túllépést. A kopoltyúban a Tisza Zagyva alatti szakaszán a Fe, míg a Zn az összes mintavételi helyen meghaladta a megengedett értéket. A májban több fémnél tapasztaltunk túllépést: Cd: Zagyva alsó és felső szakasza; Pb: Tisza Zagyva felett; Cr: Tisza Zagyva alatt, Zn: Tisza Zagyva alatt és felett, valamint Zagyva alsó. A Fe és a Mn májban mért mennyiségei pedig minden helyen meghaladták az egészségügyi határértéket.

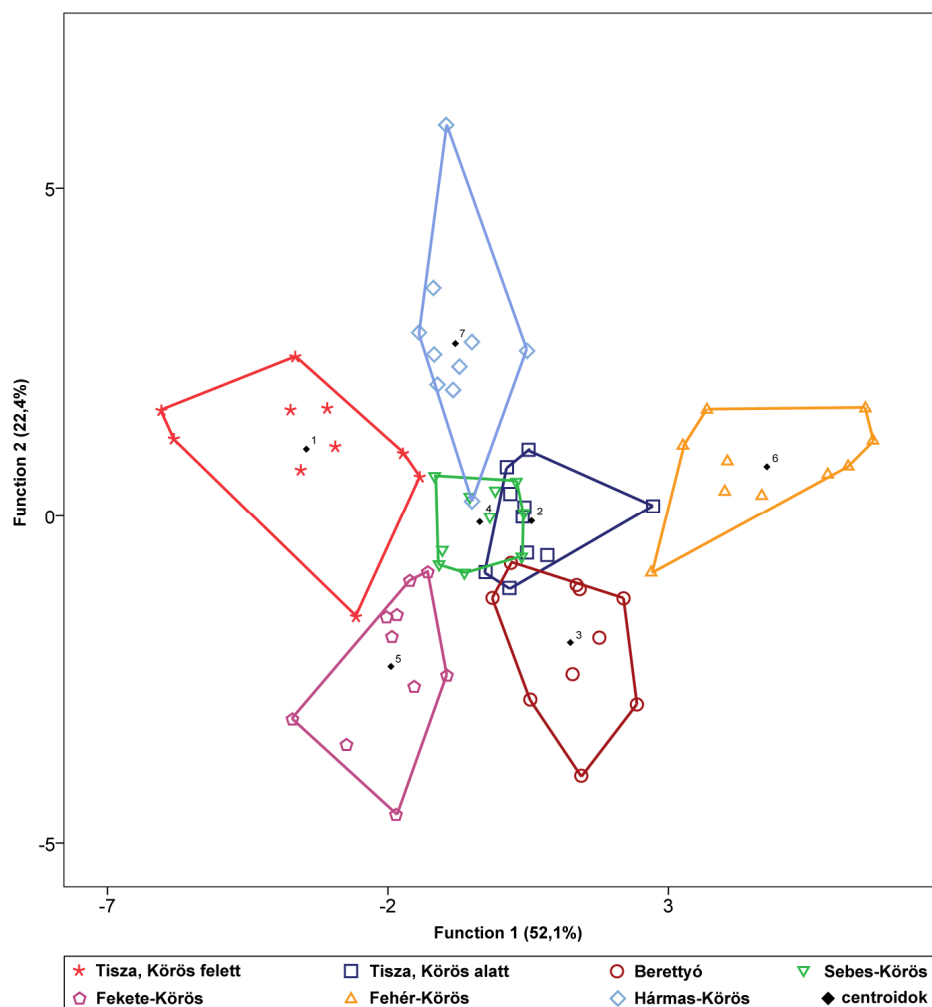
4.1.6. A Körösök vízrendszere és a Hármaskörös torkolata környéki Tisza-szakaszok

A Körös vízgyűjtőjén, valamint a Hármasköröst befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán fogott halak egyes szerveinek fémkoncentrációit az 6. melléklet foglalja össze.

Az 6. melléklet alapján az izomszövetnél az Al, a Ba, a Cd, a Co, a Cr a Cu, a Fe, a Mn, a Ni, a Sr és a Zn, a kopoltyúnál az Al, a Ba, a Cd, a Co, a Cu, a Fe, a Li, a Mn, a Ni, a Sr, a Zn, a májban pedig az Al, a Ba, a Cd, a Co, a Cr, a Cu, a Fe, a Mn, a Ni, az Pb, a Sr és a Zn esetén voltak szignifikáns különbségek az egyes helyszínek között.

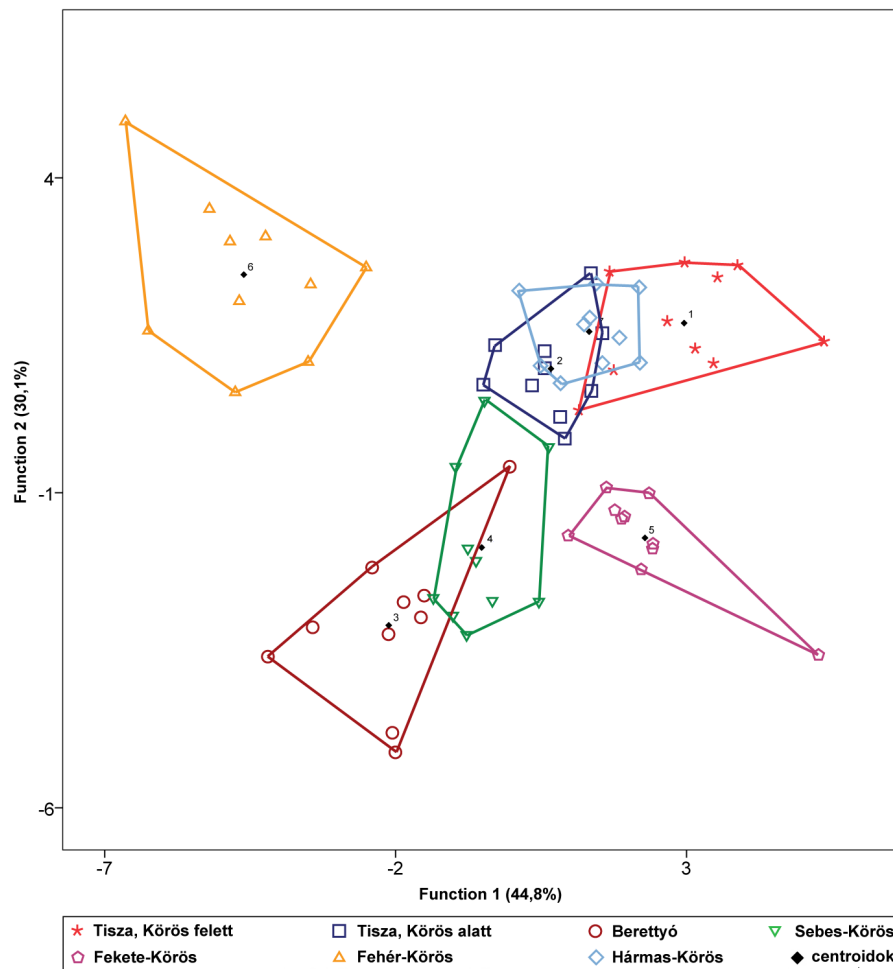
Az izom fémtartalom-mintázatának mintahelyenkénti elkülönülését a 15. ábra, a kopoltyúét a 16. ábra, míg a májét a 17. ábra mutatja be.

Az izom fémtartalom-mintázatának CDA-elemzése alapján elmondható, hogy az egyes mintavételi helyek markánsan elválnak egymástól, csak kisebb átfedések tapasztalhatók. Az I. tengely a teljes varianca 52,1%-át, míg a II. tengely a 22,4%-át magyarázta (15. ábra). Az I. tengely mentén az elválásokat elsősorban a Cr, a Cd és a Co, míg a II. tengely esetén a vizsgált fémek összeségének koncentrációkülönbségei magyarázták (6. melléklet, 15. ábra).



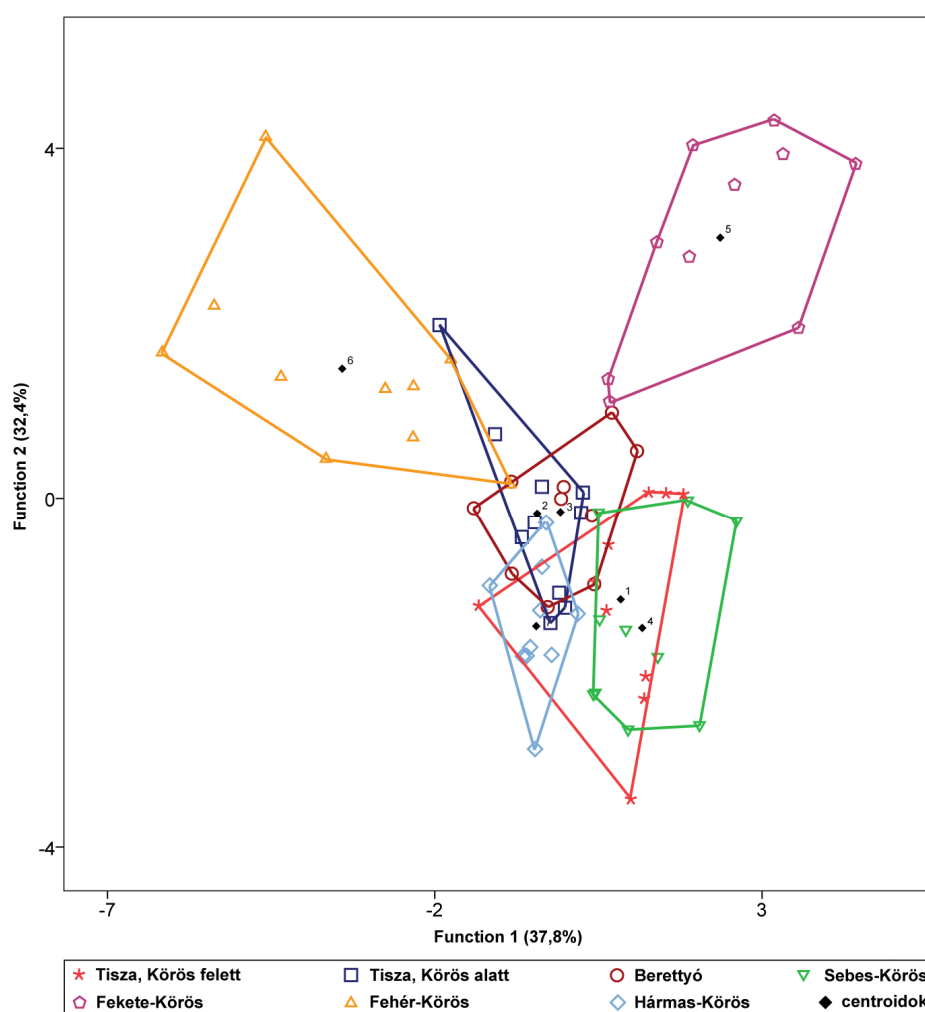
15. ábra. A Körösök vízrendszerében és a Hármaskörös torkolata környéki Tiszaszakaszban élő domolykók izomszövete fémtartalom-mintázatának diszkriminanciaelemzéséből kapott ordinációs diagram.

A kopolyúban a fémtartalom-mintázatok már nagyobb átfedéseket mutattak az egyes mintavételi helyek között. A Hármas-Körös erősen átfedett a két Tisza-szakasszal, míg a Berettyó a Sebes-Körössel mutatott kisebb hasonlóságot. A Fekete-Körös és a Fehér-Körös jól elkülönült az összes többi csoporttól. Az I. tengely a teljes variancia 44,8%-át, míg a II. tengely a 30,1%-át magyarázta (16. ábra). Az első tengelyen való elkülönülést a vizsgált fémek, míg a második tengely esetén a főként Ba és a Cr koncentráció-különbségei határozták meg (6. melléklet, 16. ábra).



16. ábra. A Körösök vízrendszerében és a Hármas-Körös torkolata környéki Tisza-szakaszban élő domolykók kopolyúja fémtartalom-mintázatának diszkriminanciaelemzéséből kapott ordinációs diagram.

A májnál már jelentősebbek voltak az átfedések, a Fekete-Körös és a Fehér-Körös azonban itt is jól elkülönült. A Tisza két szakaszával nemcsak a Hármaskörös, de a Berettyó is jelentősen átfedett. Ebben az esetben az I. tengely a teljes variancia 37,8%-át, míg a II. tengely a 32,4%-át magyarázta (17. ábra). Az első tengelyen való elkülönülést itt a a Co, a Mn és a Cr, míg a második tengelyen főként a Ba és az Al mennyiségbeli különbségei határozták meg (6. melléklet, 17. ábra).



17. ábra A Körösök vízrendszerében és a Hármaskörös torkolata környéki Tisza-szakaszban élő domolykók mája fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

Az MPI-értékeket a 6. táblázat foglalja össze. Ezek alapján az izom és a máj a Fehér-Körösön, míg a kopoltyú a Tisza Körös feletti szakaszán mutatkozott a legszenyezettebbnek (6. táblázat). Összességében a korábbiakhoz hasonlóan a kopoltyúban akkumulálódott a legtöbb fém, de jelentős mennyiségek voltak mérhetők a májban is.

6. táblázat. A Körösök vízrendszerében és a Hármaskörös torkolata környéki Tisza-szakaszban élő domolykók egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI)

Szerv	Tisza Körös felett	Tisza Körös alatt	Fehér-Körös	Fekete-Körös	Sebes-Körös	Berettyó	Hármaskörös
Izom	0,57	0,42	0,65	0,56	0,29	0,45	0,32
Kopoltyú	9,34	6,78	7,89	5,39	5,61	8,74	5,52
Máj	4,60	3,57	7,57	5,87	2,63	3,19	3,30

A Körösök vidékén kijelölt mintavételi helyeken élő domolykók izomszövetében mért fémek mennyisége egyik esetben sem haladta meg a megengedett értékeket. A kopoltyúnál azonban több esetben tapasztaltunk azoknál magasabb fémkoncentrációkat. A Cd a Fehér-Körös; a Mn az összes mintavételi hely; a Zn pedig a Tisza Körös alatti és feletti szakaszai, a Fehér-, a Fekete- és a Hármaskörös, valamint a Berettyó esetén volt nagyobb mennyiségben jelen, mint az egészségügyi határérték. A májban az alábbi esetekben tapasztaltunk az egészségre potenciálisan káros fémmennyiségeket: Cd: Tisza Körös felett és alatt, Fehér-Körös, Sebes-Körös; Fe, Mn: minden helyszínen; Zn: Tisza Körös felett és alatt, Fehér-, Fekete- és Hármaskörös.

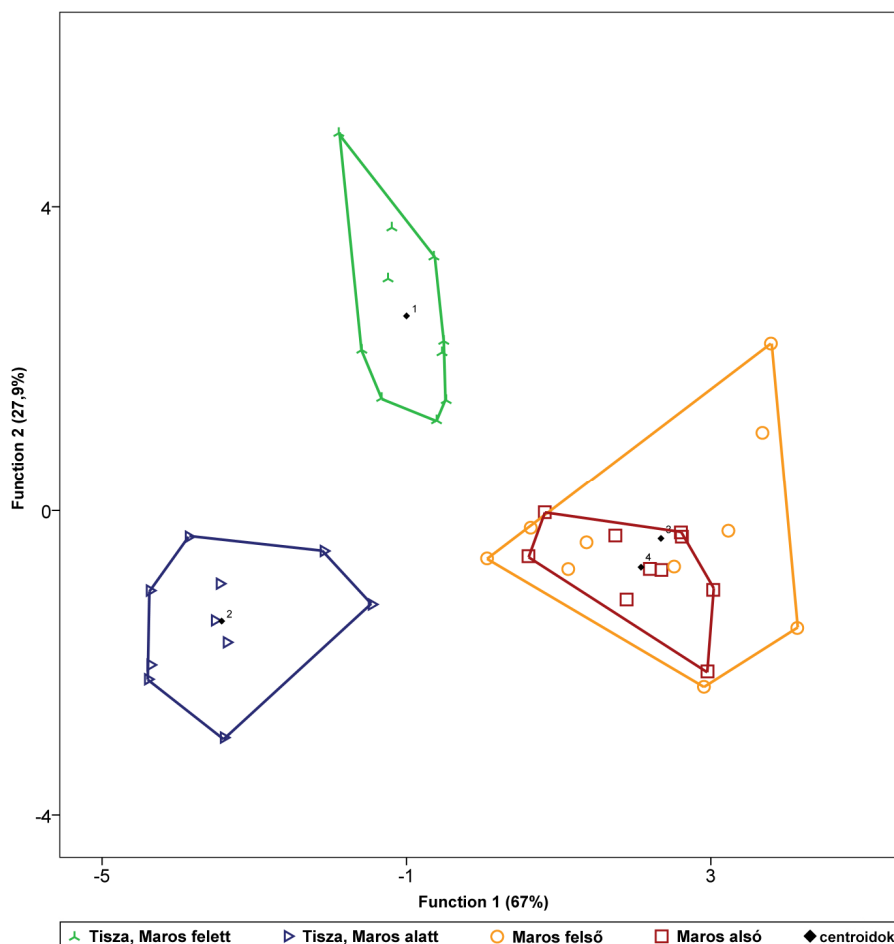
4.1.7. A Maros és a torkolata környéki Tisza-szakaszok

A Maroson, valamint a befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán fogott halak egyes szerveinek fémkoncentrációit az 7. melléklet foglalja össze.

Az 7. melléklet alapján az izomszövetben a Fe, a Mn és a Zn a kopoltyúban az Al, a Ba, a Cu, a Fe, a Li, a Mn, az Pb, a Sr és a Zn, valamint a májban pedig az Al, a Ba, a Cr, a Fe, a Sr és a Zn esetén voltak szignifikáns különbségek a helyszínek között.

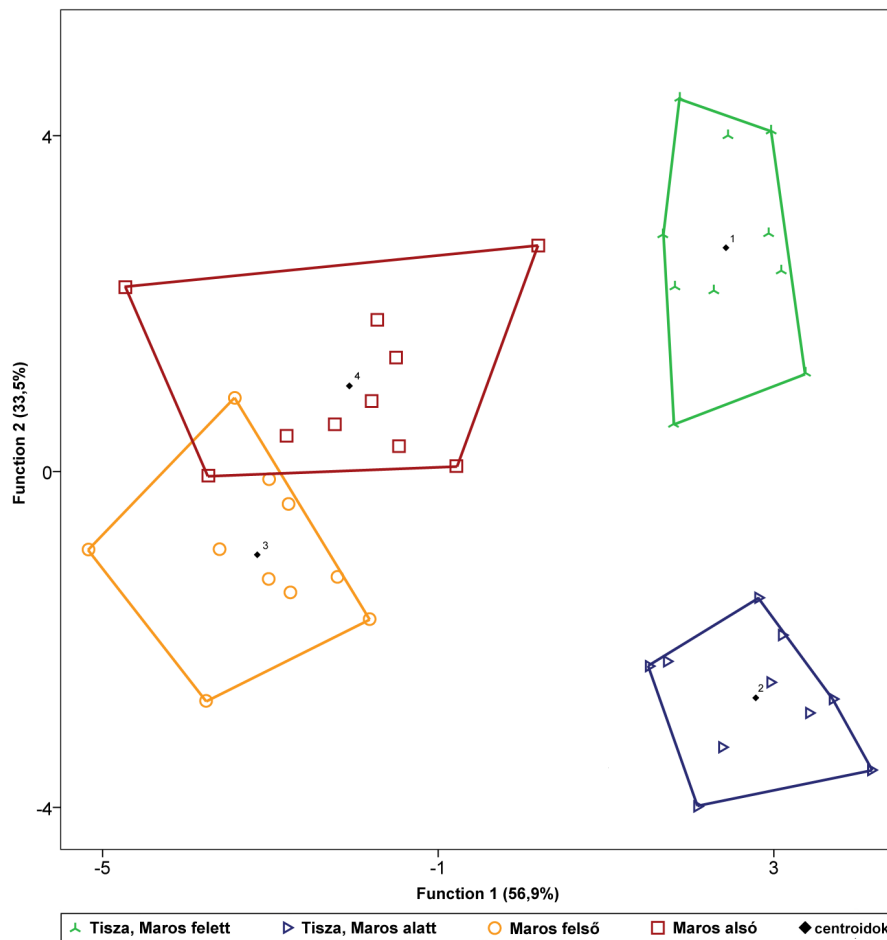
Az izom fémtartalom-mintázatának mintahelyenkénti elkülönülését a 18. ábra, a kopoltyúét a 19. ábra, míg a májét a 20. ábra mutatja be.

Az izomszövet fémtartalom-mintázatának CDA-elemzése alapján az látszik, hogy a Maros két szakasza teljesen átfed egymással, míg a Tisza két szakasza jól elkülönül tőlük és egymástól is. Az I. tengely a teljes varianca 67,0%-át, míg a II. tengely a 27,9%-át magyarázta (18. ábra). Az I. tengely mentén az elválásokat elsősorban a Co, a Cd, a Zn és a Sr, míg a II. tengelynél a Fe, a Mn, a Cr, a Ni és a Li koncentrációi közötti különbségek magyarázták (7. melléklet, 18. ábra).



18. ábra. A Marosban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók izomszöveve fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

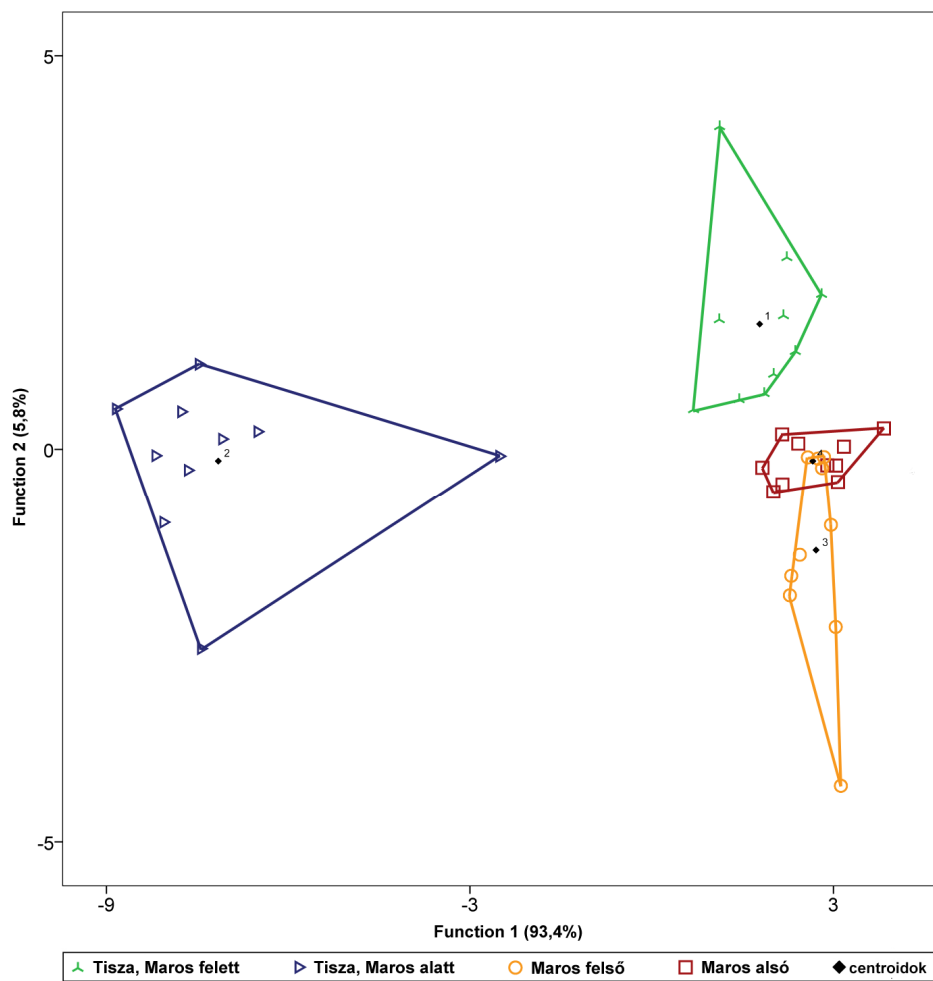
A kopoltyúnál már az összes helyszín elkülönült. Az I. tengely a teljes varianca 56,9%-át, míg a II. tengely a 33,5%-át magyarázta (19. ábra). Az első tengelyen való elkülönülést az Al, a Cr, a Cu, a Li és a Co, míg a második tengely esetén főként a Mn, a Ba és a Zn koncentrációkülönbségei határozták meg (7. melléklet, 19. ábra).



19. ábra. A Marosban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók kopoltyúja fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

A mintahelyek a máj fémtartalma alapján is jól elkülönültek. Ebben az esetben az I. tengely a teljes varianca 93,4%-át, míg a II. tengely az 5,8%-

át magyarázta (20. ábra). Az első tengely mentén történő elválásokat a Sr, a Cr, a Fe és a Zn míg a második tengelyen a Co, az Al, a Ni, a Cd és a Mn mennyiségi viszonyai határozták meg (7. melléklet, 20. ábra).



20. ábra A Marosban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók mája fémtartalom-mintázatának diszkriminancia-elemzéséből kapott ordinációs diagram.

Az egyes szervek teljes fémtartalom-mintázatát a 7. táblázat foglalja össze. Ezek alapján az izom a Tisza Maros feletti, a kopoltyú a Maros felső, míg a máj a Tisza Maros alatti szakaszán bizonyult a legszennyezettebbnek (7. táblázat). Átlagosan a kopoltyúban

akkumulálódott a legtöbb fém, viszont a Tisza Maros alatti szakaszán a máj fémszennyezettségi indexe magasabb volt, mint bármelyik szervé a vizsgálati csoporton belül.

7. táblázat. *A Marosban és a torkolata környéki Tisza-szakaszokban élő domolykók egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI)*

Szerv	Tisza Maros felett	Tisza Maros alatt	Maros felső	Maros alsó
Izom	0,58	0,40	0,57	0,51
Kopolytű	6,00	6,60	8,12	6,65
Máj	3,65	10,12	3,86	3,11

A Maroson és az Alsó-Tiszán kijelölt mintavételi helyeken az izomban nem tapasztaltunk egészségügyi határérték-túllépését. Ugyanakkor a kopolytűben minden mintavételi helyen meghaladta a határértékeket a Mn és a Zn. A májban több esetben tapasztaltunk túllépéseket: Cd, Mn: minden helysín; Fe: Tisza Maros felett, Maros alsó és felső; Zn: Tisza Maros felett és alatt, Maros alsó.

4.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakumulációs vizsgálata

4.2.1. Korelemzés

A korelemzés alapján a vizsgálati anyagként szolgáló halak kora 0+ és 4+ között változott (Sasi & Ozay 2017). Az egyes táplálkozási csoportokba tartozó domolykók átlagos standard testhosszát és testtömegét az 8. táblázat foglalja össze.

8. táblázat. *Az egyes táplálkozási csoportokba tartozó domolykók száma (N), valamint csoportonként a minimum, a maximum, és az átlagos standard testhossza (SL, mm) és testtömege (W, g), illetve azok szórása (SD)*

Táplálkozási csoport	N	SL ± SD (mm)	Min.	Max.	W ± SD (g)	Min.	Max.
0+ kor	8	65,8 ± 8,2	54,2	75,5	5,11 ± 1,73	2,49	6,97
1+, 2+ kor	16	119,2 ± 18,0	93,6	140,5	34,09 ± 15,23	15,64	53,19
3+≥ kor	9	171,9 ± 17,3	152,0	212,3	99,93 ± 30,50	65,54	169,55

A Kruskal–Wallis-teszt alapján mind az átlagos standard testhossz, mind az átlagos testtömeg szignifikánsan (standard hossz: $H = 27,27$, $p < 0,001$; testtömeg: $H = 27,27$, $p < 0,001$) eltért a három táplálkozási csoport között.

4.2.2. A Szamos vizének fém tartalma

Az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából kinyert vízkémiai adatok leíró statisztikáit a 9. táblázat foglalja össze. A réz, az ólom és a cink átlagos koncentrációi meghaladták az USEPA (2017) által az édesvizekre előírt határértékeket (CCs) (9. táblázat).

9. táblázat. A Szamos vízében mért fémkoncentrációk leíró statisztikái. Az adatok az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából származnak

Elem	Fémkoncentráció ($\mu\text{g l}^{-1}$)			Határérték ($\mu\text{g l}^{-1}$) ^a
	Min	Max	Átlag $\pm$ SD	
Cd	0,2	1,4	$0,58 \pm 0,44$	0,72
Cr	1	12	$3,18 \pm 3,68$	74
Cu	5	20	$9,47 \pm 5,72^*$	3,1
Fe	45	658	$365,78 \pm 226,59$	1000
Mn	1,8	388	$145,98 \pm 110,72$	–
Pb	3	20	$6,92 \pm 6,25^*$	2,5
Zn	1	270	$136,22 \pm 93,55^*$	120

^a Az USEPA (2017) által az édesvizekre előírt kritikus krónikus koncentrációértékek (CCs); * A vízben mért átlagos koncentráció meghaladta az előírt határértéket

4.2.3. Makroelemek

Az izomban, a kopolyúban és a májban mért átlagos makroelem-koncentrációk a 8. mellékletben szerepelnek. A legnagyobb Ca, Mg és Na koncentrációkat a kopolyúban, míg a legmagasabb K mennyiséget az izomban tapasztaltuk.

A Kruskal–Wallis-teszt alapján a csoportok között szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az izomban a Ca, a K és a Mg ($p < 0,05$), a

kopolyúban a Ca, a K, a Mg és a Na ($p < 0,05$), míg a májban a K, a Mg és a Na ($p < 0,05$) esetén. Az LSD többszörös összehasonlító teszt alapján elmondható, hogy ezek koncentrációja az ivadékokban szignifikánsan alacsonyabb volt ($p < 0,05$) a többi csoporthoz képest (8. melléklet).

A táplálkozási csoportok és azok makroelem-koncentrációi között a kor függvényében több esetben is szignifikáns összefüggést tapasztaltunk (10. táblázat). A K és a Mg minden vizsgált szövettípus, míg a Na koncentrációja a kopolyú és máj esetén mutatott pozitív korrelációt az életkorral (10. táblázat).

10. táblázat. A domolykó szerveiben mért fémkoncentrációk és a korcsoportok szignifikáns összefüggéseinek ($p < 0,05$) korrelációs együtthatói ($N = 33$)

Elem	Szövet		
	Izom	Kopolyú	Máj
K	0,834	0,575	0,708
Mg	0,625	0,564	0,526
Na	n.s.	0,688	0,693
Cr	-0,749	n.s.	n.s.
Cu	n.s.	n.s.	0,549
Fe	-0,643	n.s.	n.s.
Mn	-0,395	n.s.	n.s.
Pb	-0,791	-0,624	-0,888
Zn	-0,643	n.s.	n.s.

n.s.: nincs szignifikáns összefüggés

4.2.4. Mikroelemek

A mikroelemek izomban, kopolyúban és májban meghatározott átlagos koncentrációit a 8. melléklet foglalja össze. A legidősebb csoport ($3+\geq$ kor) izomszövetében mért Cd koncentrációk a kimutatási határ alatt voltak. A Cd, a Cr, a Cu, a Fe és az Pb a májban, míg a Mn a Sr és Zn a kopolyúban volt jelen a legnagyobb koncentrációban. A mikroelemek zömét az izomban mértük legkisebb mennyiségben.

A Kruskal–Wallis-teszt alapján elmondható, hogy a táplálkozási csoportok között az izomnál a Cr, a Cu, a Fe, a Mn, az Pb, a Sr és a Zn

($p < 0,05$), a kopoltyúnál a Cr és az Pb, míg a májnál a Cr, a Cu, az Pb és a Sr ($p < 0,05$) esetén tapasztaltunk szignifikáns különbségeket.

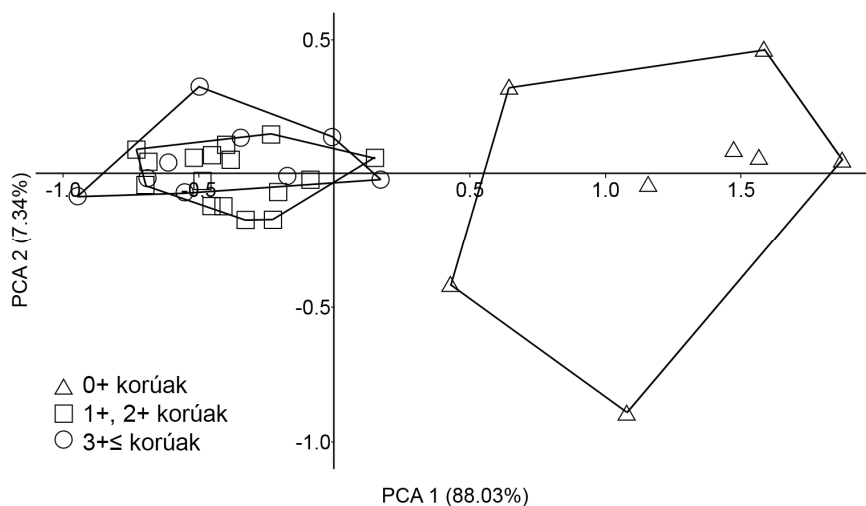
Az LSD többszörös összehasonlító próba rámutatott arra, hogy a Cr, a Fe, az Pb, a Sr és a Zn koncentrációi az izomnál az ivadékokban szignifikánsan nagyobbak ($p < 0,05$) voltak, mint a többi csoport esetén (8. melléklet). Az Pb-koncentrációk a kopoltyúnál és a májnál is az ivadékokban voltak szignifikánsan nagyobbak (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0,05$). A májban mért rézkoncentrációk közül a legidősebb csoporté (8. melléklet) volt szignifikánsan magasabb (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0,05$).

A mikroelemek közül mindössze a réz májban mért koncentrációi mutattak szignifikáns pozitív összefüggést az életkorral ($p < 0,05$) (10. táblázat). Ezzel szemben a legtöbb mikroelem esetén negatív szignifikáns korrelációt tapasztaltunk a fémkoncentráció és a halak kora között ($p < 0,05$). Az ólom pedig minden szövettípusnál negatív szignifikáns korrelációt mutatott ($p < 0,05$) (10. táblázat). Továbbá, az izomban mért Cr, Fe, Mn és Zn koncentrációk szintén negatív korrelációt mutattak az életkorral (10. táblázat).

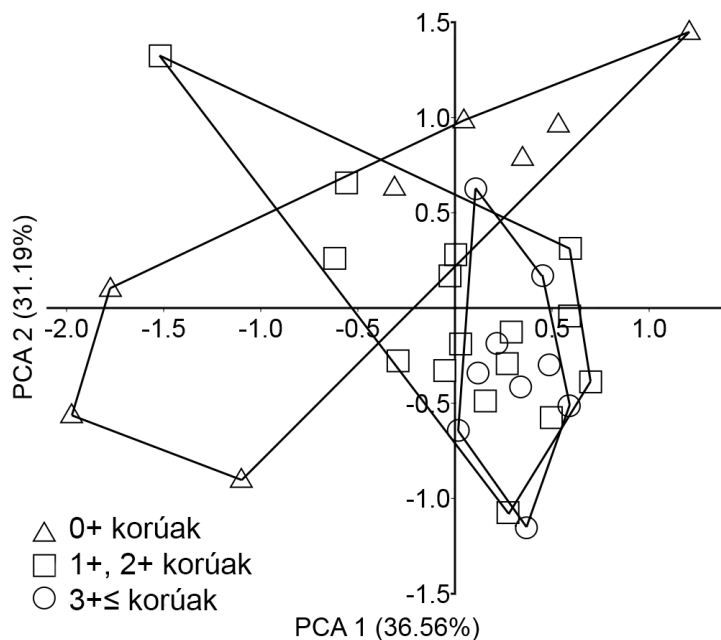
A PCA-elemzés a különböző táplálkozási csoportok között jelentős elválásokat mutatott az izom (21. ábra), valamint a máj fémkoncentrációi (22. ábra) alapján. Az izom esetén az első főkomponens (PCA 1) a teljes variancia 88,03%-át, míg a második (PCA 2) a 7,34%-át adta. A fémtartalom-mintázatok alapján az ivadékok teljesen elkülönültek a többi csoporttól (21. ábra). A második csoport (1+ és 2+ kor), valamint a legidősebb csoport (3+≥ kor) között a PCA alapján már kisebb volt a szeparáció.

A PCA-elemzés a máj fémkoncentrációi alapján már kisebb elkülönülést mutatott (22. ábra), az első főkomponens (PCA 1) a teljes variancia 36,56%-át, míg a második komponens (PCA 2) a 31,19%-át adta. Az ivadékok jól elkülönültek azonban a többi csoporttól, különösképp a legidősebbektől (3+≥ kor) (22. ábra). A második csoport (1+ és 2+ kor) jelentős átfedéseket mutatott a többiekkel (22. ábra). A

főkomponens-analízis a kopolyú fémtartalma alapján a csoportok között nem mutatott számottevő eltéréseket.



21. ábra. Főkomponens-analízis a domolykó három táplálkozási csoportjának izomszövetében mért fémkoncentrációk (mg/kg nedves mintatömeg) alapján.

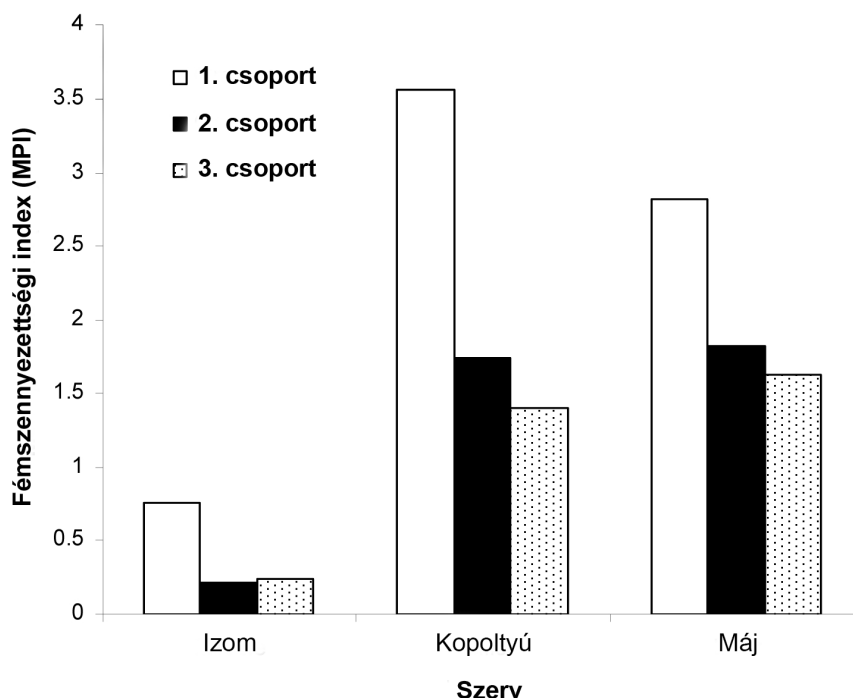


22. ábra. Főkomponens-analízis a szamosi domolykó három táplálkozási csoportjának májszövetében mért fémkoncentrációk (mg/kg nedves mintatömeg) alapján.

4.2.5. Biokoncentrációs faktor és fémszennyezettségi index

A biokoncentrációs faktor értékeit az 9. melléklet mutatja be. A Cd, a Cr, a Cu, a Fe és az Pb BCF-értékei a májban voltak a legnagyobbak. A Mn és a Zn értékei ezzel szemben a kopoltyúban voltak kiemelkedőek. A BCF-értékek szintén azt mutatták, hogy a mikroelemek akkumulációja az ivadékok szöveteiben jóval magasabb (9. melléklet).

A legnagyobb MPI értékeket minden szövettípusban az ivadékok esetén tapasztaltuk (23. ábra).



23. ábra. A domolykó táplálkozási csoportjai egyes szerveinek fémszennyezettségi indexei (MPI).

4.2.6. Humánegészségügyi vonatkozások

Az ivadékok (0+) és a második csoport (1+ és 2+ kor) Cd, valamint az ivadékok Pb koncentrációi az izomban meghaladták az Európai Unió határértékeit (EU, 2008). A többi fém mennyisége a halhúsban egyik határértéket sem lépte túl (FAO 1983, EU 2008).

5. Eredmények értékelése

5.1. A domolykó bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén

A 2017-es évre vonatkozó vízkémiai adatok alapján megállapítható, hogy a Tisza vízgyűjtőjét nem érik az USEPA (2017) által meghatározott határértéket meghaladó átlagos fémterhelések. Azonban érdemes kiemelni azt, hogy az egyes mérőállomások mérési gyakorisága jelentősen eltért, a legjobb esetben is csak havi egyszeri adatokat tudunk kigyűjteni az OKIR adatbázisából. A fémszennyezettségi hullámok tekintetében azonban sokszor előfordulhat az, hogy egy-egy szennyezési esemény pár napon (esetleg héten) belül lezajlik, így ezekről valójában a napi rendszerességű vizsgálatokkal tudnánk csak értékelhető információkat szerezni. Pont ez a tény tette szükségessé a vízfolyások szennyezettségének biológiai alapú vizsgálatát (Yancheva et al. 2015). Ha a vízkémiai eredményeket összességükben tekintjük át, akkor jól látszik, hogy a Tisza Körös-torkolat feletti szakasza, valamint a Szamos és a Maros néhány fém tekintetében szennyezettebbnek bizonyult a többi vizsgálati helyszínhez képest (*1. melléklet*).

A Felső-Tisza vidéke, valamint a Szamos vizsgálata során a halak izomszövetében kisebb különbségeket tapasztaltunk, a kopoltyúban és a májban viszont jelentősebbeket. A konkrét koncentrációértékeket (*2. melléklet*), valamint a CDA-elemzéseket áttekintve (*3-5. ábra*) jól látszik, hogy a Felső-Tiszát magasabb Al és Ba, míg a Szamost nagyobb Pb, Sr és Mn koncentrációk jellemzik. Ezek az eredmények egybevágnak Málnás és munkatársai (2014), valamint Simon és munkatársai (2017) üledékkémiai és a szitakötőlárvák fémtartalom-mintázatának vizsgálati tapasztalataival, habár ők a Szamoson magasabb Cr és Zn, míg a Tiszán jelentős Cu szennyezést mutattak ki. Az 1980-as években Waijandt és

Bancsi (1989) a Szamos magas Cd, Zn és Cu terhelésére hívta fel a figyelmet a víz- és üledékkémiai vizsgálatok alapján. Mindezek arra utalhatnak, hogy az utóbbi időszakban a Felső-Tiszán és a Szamoson keresztül kisebb mértékű szennyezések érik hazánkat, amire Antal és munkatársai (2013) is felhívták már a figyelmet. Ugyanakkor több fém esetén (pl. Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) a Tiszában élő halak valamely szervének elemkoncentrációja szignifikánsan megemelkedett a torkolat alatti szakaszon az a torkolat felettihez képest. Ezt az MPI értékek változásai is alátámasztották minden szerv esetén. Úgy látszik, hogy a Tisza mikrokémiai jellemzőit leginkább a Szamos határozza meg, semmint maga a tiszabecsnél beérkező Felső-Tisza, ami szintén egybevág a korábbi vizsgálatok eredményeivel (Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). Továbbá fontos kiemelni azt is, hogy a Szamos relatíve jelentősebb fémszennyezettsége nem csupán a romániai bányászati és ipari tevékenységek következménye (Antal et al. 2013, Woelfl et al. 2006), ugyanis például a Cu, a Fe, az Pb és a Zn esetén egyes szerveknél a halak fémkoncentrációja szignifikánsan magasabb volt a Szamos alsó szakaszán a felsőhöz képest, ami arra enged következtetni, hogy sajnos határainkon belül is érik fémterhelések a folyót.

A Bodrogban és a folyó torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók fémtartalom-mintázata alapján elmondható, hogy az izom és a kopoltyú esetén csak elvétve voltak tapasztalhatók szignifikáns eltérések, a májban azonban jelentős számban, ami azt jelzi, hogy a víztereken kevésbé jellemzők a kiugró szennyezési események (melyeket például a kopoltyú és az izom jól tükröz (Jia et al. 2017)). Az átlagos koncentrációértékek (3. *melléklet*) és a CDA-elemzések eredményei (6-8. *ábra*) rámutatnak arra, hogy habár nem olyan mértékben, mint a Szamos,

de a Bodrog is jelentős hatással van a Tiszában élő halak akkumulált fémtartalom-mintázatára. A kopoltyú esetén ez a hatás kevésbé kifejezett, azonban mind az izom, mind a máj mikrokémiai összetétele azt mutatja, hogy a Tisza Bodrog-torkolat alatti szakaszán jelentős változást idéz elő a Bodrog vize. Ezt az MPI-értékek is alátámasztották, ugyanis a torkolat alatt mind az izomban, mind a májban megemelkedett a halak fémtartalma (3. táblázat). Emellett a Tiszában magasabb volt a Zn és a Sr mennyisége. Utóbbi elsősorban a Szamos közvetítésével jut hazánkba, főként a vízfolyás menti mezőgazdasági és ipari tevékenységek következtében, míg a Bodrogon keresztül inkább Al és Fe éri nagyobb mennyiségben a Tisza vízgyűjtőjét. A Bodrog vizsgálatánál fontos kiemelni azt, hogy a felső szakaszán az Al, a Fe, a Ba, a Cd, a Cu, a Fe, az Pb és a Zn legalább egy szervben szignifikánsan magasabb mennyiségben volt jelen, mint a folyó alsó szakaszán. Tehát a Bodrog viszonylag „szennyezettebb” állapotban lép be hazánkba, amit az MPI értékek is alátámasztanak (3. táblázat), ám azok mennyisége jelentősen lecsökken, mire a befogadó Tiszába torkollik. E tényező mögött számos magyarázat állhat, talán a legvalószínűbb az, hogy a Bodrog például a Szamoshoz képest egy jóval lassabban áramló folyó – kifejezetten a torkolat közeli szakaszán, ahol a Tisza még inkább visszaduzzasztja –, így a határon túlról érkező szennyezőanyag nagy része kiülepedhet, mire a vize az alsóbb szakaszokra, illetőleg a Tiszába jut. Ennek feltárása azonban további, több mintavételi hely és eltérő táplálkozású halfajok bevonásával történő vizsgálatokat igényelne. Hazánkban a Bodrog egy kifejezetten alulkutatott vízfolyásnak számít nehézfém-toxikológiai tekintetben, ugyanis a 2000-ben történt cianidmérgezés és nehézfém-szennyezés nem érintette. Lakatos és munkatársai (2003) ugyan gyűjtöttek a Bodrogból

mintákat, de annak csak a legalsó, tokaji szakaszáról, és az üledékben lévő magasabb Zn mennyiségen kívül egyéb információt nem közöltek, így összehasonlítási alap tudomásunk szerint nem áll rendelkezésre.

A Sajó vízgyűjtője és a Sajót befogadó Tisza torkolat feletti és alatti szakaszán élő halak toxikológiai vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy a Sajó jelentős hatással van a Tisza fémszennyezettségére. Mindhárom vizsgált szervben szinte minden fém esetén szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az egyes mintavételi helyek között (4. melléklet). Mind a koncentrációértékek (4. melléklet), mind a CDA-elemzések (9-11. ábra) azt mutatják, hogy a Sajó vízgyűjtője jelentősen megváltoztatja a Tiszában élő halak fémtartalom-mintázatát, továbbá a Sajó vízgyűjtőjére legnagyobb hatással a Hernád van. A vízfolyások közül a Tiszában magasabb volt a Sr mennyisége, ami a korábbiak alapján elsősorban a Szamoson keresztül jut a vízgyűjtőbe. A Sajó három fő mellékvize közül kiemelkedik a Hernád, ugyanis a vizsgált szervek legalább egyikében szignifikánsan (olykor kiemelkedően) magasabb volt az Al, Ba, Cr, Cd, Co, Mn, Ni és Pb mennyisége az ott élő halakban. Ezek közül a Cr, Cd, Pb, Co szennyezések nemcsak a Sajó alsó szakaszára, hanem a befogadó Tiszára is jelentős hatással voltak, ugyanis a torkolat alatt élő halak szervezetében szignifikánsan megnőtt a mennyiségük a torkolat felett élőkhöz képest. Ezek mellett a Sajó felsőn az Al és a Mn, a Bódván pedig a Mn volt kiemelkedő, de összességében a két utóbbi vízfolyás, kiváltképp a Bódva kevésbé szennyezett (4. melléklet, 4. táblázat). Azt azonban fontos kiemelni, hogy a legnagyobb különbségek a kopolyú fémtartalmában mutatkoztak, ezért lehetséges, hogy eredményeinket a Hernádon frissebben lezajló fémszennyezési hullám okozta. Ugyanakkor a májban és az izomban is tendenciózusan voltak

eltérések, így ha volt is a Hernádon a mintavételünket megelőző időszakban egy aktuális szennyezés, attól függetlenül a legjelentősebb terhelések főként ezen a mellékfolyón keresztül érik el a Sajó vízgyűjtőjét. A térség tekintetében szintén kevésbé vannak elérhető szakirodalmi eredmények, csupán Fleit és Lakatos (2003), valamint Lakatos és munkatársai (2003) tanulmányaiból következtethetünk arra, hogy a Sajó környéki Tisza-szakaszt érik szennyezések, kiváltképp Cd és Cu tekintetében. A huszadik század derekán a Sajó Közép-Európa egyik legszennyezettebb folyója volt, Waijandt és Bancsi (1989) például kiemelte a Sajó Cd, Hg és Zn szennyezettségének magas mértékét. Harka (1992) szerint a Sajó még a 1990-es évek elején is a legszennyezettebb folyónk volt, a Hernád tűrhető, a Bódva pedig többnyire tisztának volt tekinthető a fémszennyezettség tekintetében. Ezeket a halfaunisztikai eredmények is kiválóan tükrözték. Azóta azonban a Sajó állapota rengeteget javult (Harka et al. 2007, Csipkés et al. 2014), de a Hernád halközössége is többnyire a jó ökológiai állapotnak felel meg (Szepesi et al. 2015). Ez is jelzi azt, hogy bár a halközösségek taxonómiai és funkcionális összetétele egy adott víztérre nézve ökológiai szempontból jónak mondható, az önmagában még nem jelzi azt, hogy ne érnék az adott vízfolyást folyamatosan szennyezések. Ugyanis, ha azok mértéke nem halad meg egy bizonyos akut mérgezési értéket, az ott élő halak nem fognak elpusztulni, azonban a szerveikben nagymértékben feldúsulhatnak ezek a fémek – főleg a táplálkozási hálózat magas szintjein lévő élőlényekben –, így ezek a szennyezések a perniciozitás és a veszélyeztettség szempontjából jelentősek. Ezek feltárása azonban csak fémtoxikológiai vizsgálatok segítségével lehetséges.

A Zagyva és a torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók szerveinek mikrokémiai vizsgálata alapján megállapítható, hogy a legtöbb fém esetén szignifikáns különbségek mutatkoznak a mintavételi helyszínek között (5. melléklet). A koncentrációértékek (5. melléklet), a CDA-elemzések (12-14. ábra), valamint az MPI-értékek (5. táblázat) szerint a Zagyva nincs jelentős hatással a Tiszában élő halak fémtartalom-mintázatára. Ennek több oka is lehet. A Zagyva a vizsgált mellékvízfolyások közül az egyetlen, amely nem határainkon kívülről érkezik, így a Zagyva felső mintavételi helyet a pásztói szakaszon jelöltük ki, ahol a vízfolyás már elég nagy ahhoz, hogy a domolykó nagyszámban előforduljon (Szepesi & Harka 2006). Ez a vízfolyásszakasz azonban jellegében nehezen összevethető például a Szamos csengeri szakaszával, így érthető, hogy a szennyezettsége csekély mértékű. Azonban örömdetes eredmény, hogy a Zagyva alsó szakasza sem volt kiemelkedő a halak fémtartalma szempontjából, így elmondhatjuk, hogy a vízfolyást kevésbé érik szennyezések, noha a Tiszához képest némely szerv esetén nagyobb mennyiségben volt mérhető a Cd, a Co és a Cr. Ezzel szemben a Tiszában magasabb arányban fordult elő az Al, ami elsősorban a Sajó vízgyűjtőjéről érkezik, továbbá a Ba, a Cu, az Pb, a Sr (főleg a Szamos közvetítésével) és a Zn. A Zagyva Tiszára gyakorolt csekélyebb mikrokémiai hatásának további oka lehet a vízfolyás mérete is, ugyanis jóval kisebb vízhozamú, mint a Szamos vagy a Bodrog. Ezek ellenére a Zagyván érkező Cd, Co és Cr szennyezések a Tiszában élő halakra is hatással voltak, ugyanis a torkolat alatt élő domolykókban megnőtt azok mennyisége a torkolat felettiekhez képest. Waijandt és Bancsi (1989) az 1980-as években sem tapasztaltak jelentősebb fémterheléseket a Zagyván a víz- és üledékkémiai vizsgálatok alapján a Tiszához, illetve

mellékfolyóihoz viszonyítva. Lakatos és munkatársai (2003) a Zagyva újszászi szakaszán végeztek üledékkémiai vizsgálatokat, de jelentősebb szennyezéseket ők sem tapasztaltak.

A Körös vízgyűjtője és a Hármas-Körös torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő domolykók szerveinek fémtartalom-mintázata alapján megállapítható, hogy a legtöbb fém koncentrációjában szignifikáns különbségek vannak a mintavételi helyszínek között (6. melléklet). A koncentrációértékek (6. melléklet), a CDA-elemzések (15-17. ábra), valamint az MPI-értékek (6. táblázat) alapján a Körös vízgyűjtője jelentős hatással bír a Tisza toxikológiai állapotára. Ha a konkrét koncentrációkat nézzük (5. melléklet), akkor jól látszik, hogy a Körösök közül magasabb fémtartalom jellemzi a Fehér-Köröst az Al, a Ba, a Cd, a Co és a Sr, a Fekete-Köröst pedig a mangánt illetően. Ugyanakkor a mintavételi helyekhez hasonlítva nagyobb mennyiségben volt jelen a Tiszából származó domolykók szervezetében a Cu, a Ni, az Pb és az Sr. Azonban ebben az esetben az OKIR vízkémiai adatai, valamint a jelen eredmények (különösképp az MPI értékei (6. táblázat) azt mutatják, hogy a Tisza a Körös-torkolat feletti szakaszon viszonylag szennyezettebb, mint a térség többi mintavételi helye. Kivételt jelent ez alól a Fehér-Körös, valamint a kopoltyú MPI-értéke alapján a Berettyó, mely utóbbi valószínűleg nem állandó, hanem egy friss szennyezés eredménye lehet. Összességében azonban – a várakozásokkal ellentétben – a Körösöket, ezek közül is a Sebes-, a Fekete-, valamint végső soron és leginkább a Hármas-Köröst egy kevésbé szennyezett állapot jellemzi. A Fehér-Körös viszonylag szennyezettebb állapota feltehetőleg a vízgyűjtőjén folyó aktív bányászat, ipari és mezőgazdasági tevékenység következménye. Valószínűleg hasonló antropogén hatások okozzák a Berettyó frissebb jellegű

fémterhelését is. Ugyanakkor az eredményekből jól látszik, hogy a Hármas-Körös mintegy javítja a Tisza szennyezettségi állapotát, ugyanis számos fém koncentrációja, valamint az MPI értékek is alacsonyabbak a torkolat alatti szakasról származó halak esetén az a felettiéhez képest. A szakirodalomban a Körösökre vonatkozó vizsgálatokról szintén hiányosak az ismereteink. Fleit és Lakatos (2003) ugyan utalt arra, hogy több fém koncentrációjában az Alsó-Tisza irányába haladva csökkenő tendencia tapasztalható, ami alapján következtethetünk arra, hogy közel két évtizeddel ezelőtt is „jótékony” hatással bírt a Körös a Tisza vízminőségére. Waijandt és Bancsi (1989) az 1980-as években végzett víz- és üledékkémiai eredményei is azt mutatták, hogy akkoriban a Körös mintegy „tiszta foltja” volt a Tisza vízgyűjtőjének, rendre a legkisebb szennyezéseket ebben a térségben mutatták ki. Érdekesség azonban, hogy a Körösök vízutánpótlása részben a XX. század dereka óta a Keleti-, valamint főként a Nagykunsági-főcsatornán keresztül a Tisza vizével biztosított. Érdekes az is, hogy a Nagykunsági-főcsatorna a Tisza-tó Abádszalóki-medencéjéből ered, ahol a Tisza vizének szállított hordalékai – így köztük a fémek is – már részben kiülepednek. Ugyanílyen hatással lehetnek a Körösök duzzasztógátjai is, amelyek – a Bodrog példájához hasonlóan – a felső szakaszokról érkező fémszennyezéseket lecsökkentik, mert a lassan áramló szakaszokon a fémek is könnyen kiülepedhetnek (pl. Djikanović et al. 2016). A Körösök sajátos vízutánpótlásának, továbbá többszörös duzzasztásának toxikológiai hatásait azonban csak további, komplex vizsgálatokkal lehetne meghatározni.

A Maros és a torkolata környéki Tisza-szakaszokon élő halak szerveinek fémtartalom-mintázata alapján megállapítható, hogy az egyes szervezetben a legtöbb fém esetében szignifikáns különbségeket

tapasztaltunk a mintavételi helyszínek között (7. melléklet). A koncentrációértékek (7. melléklet), a CDA-elemzések (18-20. ábra), valamint az MPI-értékek (7. táblázat) arra utalnak, hogy a Maros meghatározó szereppel bír az Alsó-Tisza toxikológiai állapotára. A legtöbb szerv fémtartalmában szignifikáns különbségeket tapasztaltunk a mintavételi helyek között. Általánosságban magasabb Cr, Pb, Mn és Ni tartalom jellemezte a Tiszát, míg magasabb Cd, Co, Fe és Li koncentráció volt mérhető a Marosban élő domolykókban. Utóbbi fémekre jellemző az is, hogy a Maros betorkollása után a Tisza toxikológiai állapotára jelentős hatással voltak, ugyanis az ott élő halakban ezek mennyisége esetenként szignifikánsan magasabb volt, mint a torkolat felett élő domolykókban. Eredményeink alapján a marosi halakban elsősorban a kopoltyú számított szennyezettnek, de a máj is kiemelkedő volt (7. táblázat). Ezek egy aktuális szennyezésre utalhatnak, melyet alátámaszt az is, hogy 2017 tavaszán a szászavinci Cupru Min romániai bányavállalat ülepítőjéből nagymennyiségű nehézfémekkel szennyezett iszap és zagy jutott az Aranyos folyóba és azon keresztül a Marosba (URL3). Habár az akkori rögtönzött víz- és üledékkémiai vizsgálatok szerint a Marost nem érték jelentős szennyezések, ugyanakkor tudták, hogy a kiömlő iszap főként kadmiumban volt gazdag, amelyet jelen vizsgálatunkban detektáltunk is, ugyanis a Marosban az Alsó-Tiszához képest minden esetben szignifikánsan magasabb kadmiumot mértünk a halakból. Mindezek alátámasztják azt, hogy még a friss szennyezések megközelítőleges időpontjában végzett víz- és üledékkémiai vizsgálatok sem alkalmasak minden esetben a terhelések megfelelő detektálására. A Maroson keresztül érkező folyamatos, elsősorban bányászati eredetű szennyezésekről már a múltból is voltak információink. Waijandt és

Bancsi (1989) vizsgálata rámutatott arra, hogy a Maros nagymértékben meghatározza az Alsó-Tisza szennyezettségi állapotát, főleg a Cu és a Cd tekintetében érkeznek jelentős szennyezések határainkon kívülről. Hasonló megállapítást tettek Nagy és munkatársai (2003), valamint Fleit és Lakatos (2003) is, vizsgálataik alapján a Maroson keresztül jelentősebb Pb és Cd terhelések érkeznek. Kovács és Kiss (2010) több halfaj fémtartalom-vizsgálata alapján állapította meg, hogy a Marost jelen korunkban is folyamatosan érik szennyezések, főként Cd, Pb, Ni, Cu és Zn.

Az eredmények humán egészségügyi vonatkozású értékelésekor nagyon fontos szem előtt tartani az alábbiakat. Mind a FAO (1983), mind az EU (2008) határértékei a halhúsra (izom) vannak meghatározva. Mindez azt jelenti, hogy habár szinte minden mintavételi helyszínen tapasztaltunk hatáérték-túllépéseket a kopoltyúban és a májban, azok nem jelentenek magától értetődően negatív eredményeket. Például a kopoltyú magasabb Mn, vagy a máj Fe tartalma szövettani sajátosság, ez jellemző valamilyen ok folytán (pl. az az adott fém fő raktározási helye, vagy valamilyen biokémiai folyamat számára ott fontos) az adott szervekre általánosságban (Yancheva et al. 2015). Ugyanakkor a toxikus fémek a kopoltyúban és a májban mért magasabb mennyisége egyértelműen a környezet antropogén fémterhelésére utal (Yancheva et al. 2015). Mindazonáltal a belsőségek fogyasztása a hazai halfogyasztók körében kevésbé jellemző, ugyanakkor némely halételben előfordulnak. Ilyen például a hungarikumnak számító tiszai halászlé, melynek alaplevébe a fej (kopoltyúval együtt) és a belsőségek egyaránt belekerülnek. Ilyen továbbá néhány különlegesség, pl. a menyhal és a csuka mája, vagy számos hal ivarterméke. Így e tekintetben ezek élelmiszerbiztonsági

kérdései is kiemelt fontosságúak. A halhús tekintetében ennél kedvezőbb volt a helyzet, ugyanis néhány kivételtől eltekintve a halak izomszövetében mért fémkoncentrációk a megengedett határértékeket nem lépték túl. Kivétel volt a Tisza Sajó alatti szakaszán az Pb, továbbá a Tisza Sajó alatti és feletti szakaszán, valamint a Hernádon és a Sajó alsó és felső részén a Cr, valamint a Hernádon és a Bódván a Mn. Fontos azonban kiemelni, hogy jelenlegi vizsgálatunkat 10–15 cm méretű domolykókkal végeztük, melyek a jelenlegi horgászati szabályozás alapján nem foghatóak, ugyanis a domolykó legkisebb kifogható mérete 25 cm. Ugyan azt várnánk, hogy akkor a nagyobb méretű domolykók esetén ezek a koncentrációk még magasabbak lesznek, ám számos eredmény ennek ellentmond (pl. Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017), így ezeket csak további vizsgálatokkal lehetne eldönteni. Összességében tehát a Tisza vízgyűjtőjén élő halak húsának fogyasztása a legtöbb esetben biztonságosnak mondható. A belszervek azonban jelen vizsgálatunk alapján fenntartásokkal kezelendők, így azok rendszeres és nagymennyiségű fogyasztását nem javasoljuk.

5.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata

Mind a jelen vizsgálat, mind a korábbi szakirodalmi adatok alapján megállapítható, hogy a Szamost mai napig jelentős hatások érik ipari, bányászati és mezőgazdasági tevékenységek révén. Woelfl et al. (2006), Málnás et al. (2014) és Simon et al. (2017) rámutattak arra, hogy a Szamos fémszennyezettsége a közeli folyókhoz képest jelentősebb, különösen Cu, Cr, Mn, Pb, Sr és Zn tekintetében. Ezzel együtt a korábbi vizsgálatok, valamint az OKIR vízkémiai eredményei egyaránt

alátámasztják, hogy a Szamost folyamatosan érik szennyezések. A vizsgálati év során a Cu, az Pb és a Zn vízben mért koncentrációi még az USEPA (2017) által meghatározott határértékeket is meghaladták.

A makroelemek (Ca, K, Mg, Na) eloszlása azok élő szervezetben betöltött szerepe alapján történt. Általánosságban elmondható, hogy a makroelemek az ivadékok szöveteiben fordultak elő legkisebb mennyiségben, aminek különböző fiziológiai sajátosságok lehetnek az okozói (Venugopal & Shahidi 1996, Uysal et al. 2008). Például a Ca és a Mg – melyek főleg a kopoltyú csontos elemeiben (pl. kopoltyúlemezek és -ívek) akkumulálódnak (Mayer-Gostan et al., 1983, Playle 1998) – az ivadékok kopoltyújában fordultak elő legkisebb mennyiségben. Ennek az oka valószínűleg az egyedfejlődési sajátosság, hogy az ivadékok csontjai még nem teljesen fejlettek (Witten et al. 2001). A szakirodalomban hasonló eredményeket tapasztaltak laboratóriumi kísérletek alapján is (Harangi et al. 2016).

17 esszenciális mikroelem, mint például a Cu, Cr, Fe, Mn és Zn szükségesek a szárazföldi és a vízi élőlények életéhez (Yılmaz et al. 2017). Ezek az elemek kis mennyiségben elengedhetetlenek a szervezet normális növekedéséhez és fejlődéséhez. Ugyanakkor magasabb koncentrációban akár veszélyesek is lehetnek a vízi élőlényekre (Yılmaz et al. 2017). A hipotézisünkkel ellentétben, mindössze a máj réztartalma mutatott pozitív szignifikáns összefüggést az életkorral. A legidősebb csoport (3+ $\geq$ korúak) májában tapasztalt magas réztartalom valószínűleg a predomináns piscivor táplálkozással magyarázható (Djedjibegovic et al. 2012). A domolykó izomszövete esetén a Cr, Fe, Mn és Zn elemek negatív szignifikáns korrelációt mutattak az életkorral, továbbá különböztek a táplálkozási csoportok között. Korábbi vizsgálatok

bebizonyították, hogy az említett fémek tekintetében jelentős szennyezések jellemzik a Szamost (pl. Óvári et al. 2004, Woelfl et al. 2006, Málnás et al. 2014, Simon et al. 2017). Az OKIR vízkémiai adatai alapján a vizsgálat évében jelentős Cr, Fe és Zn szennyezések voltak a Szamoson, melyek mennyisége 2–10-szer magasabb volt, mint a korábbi években. Eredményeinkhez hasonlóan Djikanović és munkatársai (2016) a szerbiai Medjuvršje tározóban a paducnál tapasztalták azt, hogy az izom Mn és a Zn koncentrációi negatív korrelációt mutatnak az életkorral és a testhosszal. Mindezek az ivadékhalak bioindikátor-szerepét erősítik a vízfolyásokat ért szennyezések kimutatásában és monitorozásában.

Relatív magas Sr koncentrációkat tapasztaltunk mindhárom csoport kopolyújában. Woelfl és munkatársai (2006), Málnás és munkatársai (2014), valamint Simon és munkatársai (2017) munkáikban egyaránt rámutatottak arra, hogy a Szamos jelentős mennyiségű stronciummal van szennyezve, melyek elsősorban mezőgazdasági és ipari tevékenységekből erednek. Farrel és Campana (1996) pedig arra hívta fel a figyelmet, hogy a halak szervezetébe jutó Sr fő forrása a vízben, nem pedig a táplálékban található. Dragun és munkatársai (2016) azt tapasztalták, hogy a kopolyúban az oldható frakció Sr tartalma nem reflektálja a víz Sr terheltségét, ugyanis az Sr főleg a csontos elemekben (pl. kopolyúívek és -lemezek) halmazódnak fel Ca kicserélődés útján, semmint a puha szövetes állományban (Hermenean et al. 2017).

A nem esszenciális mikroelemeknek nem ismertek jótékony hatásai, ezek (pl. Cd és Pb) már kis mennyiségben is toxikusak a szervezet számára (Eisler 1985). Az Pb koncentrációi jelen vizsgálatunk esetén a domolykó minden szövetében negatív korrelációt mutattak az életkorral, azok minden esetben a fiatalokban voltak legnagyobb mennyiségben

jelen. Hasonlókat tapasztaltak más fajok vizsgálata során Demirak és munkatársai (2006), Merciai és munkatársai (2014), Ndimele és munkatársai (2017). Az ivadékokban tapasztalható magasabb ólomkoncentrációt okozhatja többek között az ivadékok nagyobb metabolikus rátája, valamint a kevésbé fejlett detoxifikáló mechanizmusuk (Kljaković Gašpić et al. 2002, Jia et al. 2017). Az ivadékokban tapasztalt magasabb Pb koncentrációk szintén egy frissebb szennyezés következményei lehetnek. Az OKIR adatai alapján a Szamosban 2013-ban közel 14-szer volt magasabb az Pb koncentrációja, mint az előző években. Az ilyen friss szennyezések minden halra hatással vannak, de a fent említett tényezők miatt az ivadékoknál ezek jóval jelentősebbek. Mindezek következtében elmondható, hogy az ivadékok szöveteinek mikroelemmintázata nemcsak az esszenciális, hanem más fémek esetén is a friss szennyezések bioindikátora lehet.

Korábbi vizsgálatok és saját eredményeink is rámutattak arra, hogy a fémek zöme az izomban kisebb koncentrációban fordul elő (Djikanović et al. 2016, Jia et al. 2017). Ezek alapján elmondható, hogy a halak teljes szervezetét érő szennyezéseket kevésbé indikálja jól az izom fémtartalma, ugyanis alacsony a bioakkumulációs potenciálja (Jia et al. 2017). Ennek ellenére az utóbbi években számos publikáció vizsgálta a halhús (izom) mikroelemtartalmát, hiszen a humán ételmezés fontos részét képezi (Subotić et al. 2013a, b, Yancheva et al. 2015, Jia et al. 2017). Jelen vizsgálatunk arra is rávilágított, hogy az izom fémtartalma jelentősen változhat egy adott faj korcsoportjai között, különféle tényezők miatt (pl. sajátos táplálkozás). Mindezekből adódóan a halhús fémtartalom-mintázatának vizsgálata továbbra is fontos.

Habár az izomban történő mikroelem akkumuláció a fentiek alapján jelentős, annak fő színtere a fő méregtelenítő szerv, a máj (Dragun et al. 2012, Lenhardt et al. 2012). Miután ezek a fémek bekerülnek a vérkeringésbe, előbb vagy utóbb eléri a májat és ott akkumulálódnak (Yancheva et al. 2015), ezért a máj az egyik legfontosabb bioindikátora a vízszennyezéseknek (Jovanović et al. 2011). A vizsgált elemek zömének (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb) a BCF-értékei a májnál voltak a legnagyobbak, ami szintén a máj vizsgálatának fontosságát hangsúlyozza. Mindezek ellenére azonban a máj mikroelemmintázata nem különbözött olyan mértékben a táplálkozási csoportok között, mint az izom esetén.

A táplálkozási csoportok kopoltyúban mért fémkoncentrációi alig különböztek egymástól, ugyanis az elsősorban a habitatpreferencia függvénye (Subotić et al. 2013a). S habár a domolykó táplálkozása jelentősen változik az életkor előrehaladtával, a habitatpreferencia állandó, ugyanis a faj egész élete során a vízfolyások nyílt vízi régiójának lakója (Kottelat & Freyhof 2007). A Mn, Sr és Zn BCF-értékei a kopoltyú esetén voltak a legnagyobbak, ugyanis ezek főleg a vízből kerülnek a szervezetbe, semmint az elfogyasztott táplálék útján (Subotić et al. 2013a, b, Jia et al. 2017). Ezek a tényezők azt mutatják, hogy a kopoltyú szintén kiemelkedő fontosságú a halak által akkumulált fémek vizsgálatában.

Hipotézisünk szerint a mikroelem koncentrációk valószínűsíthetően különbözőek a táplálkozási csoportok között. Eredményeink ezt a hipotézist megerősítették, ugyanis a legtöbb fém esetén különbségeket tapasztaltunk a csoportok között, kifejezetten az izom és a máj esetén. Másik hipotézisünk az volt, hogy az idősebb csoportokban magasabb fémkoncentrációk mérhetők, mint a fiatalabbaknál. Ezt azonban nem támasztották alá az eredményeink, ugyanis a legtöbb fém az ivadékokban

volt, továbbá a legtöbb fém koncentrációja negatív korrelációt mutatott az életkorral, főleg az izomban. Az ivadékokban tapasztalható magasabb fémtartalmat, továbbá a fémtartalom és a halak mérete közötti szignifikáns negatív korrelációt már több szerző is tapasztalta (pl. Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017, Ndimele et al. 2017). Számos olyan tényező van, ami ezt a jelenséget magyarázhatja. A domolykó például egy relatíve nagyméretű halfaj, valamint növekedése is gyors az első években (Vlach et al. 2005), ebből adódóan a szövetek növekedése gyorsabb, mint a fémek felvétele (Ndimele et al. 2017). Másrészt több szerző úgy gondolja, hogy a szövetek magasabb lipidtartalma mintegy hígító hatással bír az akkumulált fémekre (Braune et al. 1999, Farkas et al. 2003), ezért az alacsonyabb zsírtartalommal rendelkező ivadékokban a fémek koncentrációja (relatív mennyisége) magasabb lesz, mint az adultokban (Merciai et al. 2014). Másrészt a szervezet lipidtartalma a fő táplálkozási időszak, tehát az ősz végére, novemberre a legmagasabb, és ez a relatív hígító hatás a felnőttekben ilyenkor még jelentősebb (Farkas et al. 2003). Továbbá a halak anyagcsere-aktivitása méretfüggő, az ivadékok esetén magasabb (Newman & Doubet 1989), ezért a relatív táplálékfelvétel és a kopolytún átáramló víz (mint a nehézfémek fő forrásai) viszonylagos mennyisége nagyobb az ivadékok esetén (Ndimele et al. 2017). A különböző táplálkozási csoportok sajátos táplálkozása szintén fontos. Az ivadékok elsősorban fito-, valamint zooplankton szervezeteket fogyasztanak, s a szakirodalmi adatok szerint például a zöld- és a kovaalgák jelentős mennyiségű fémeket akkumulálhatnak (González-Dávila et al. 2000, Novák et al. 2014, Bácsi et al. 2015). Az OKIR adatai alapján a Szamost 2013-ban az előző évekhez képest jelentősebb nehézfémterhelés érte, főleg Cr, Fe, Pb és Zn, és az ivadékok

relatív fémterhelése a nagyobb metabolikus ráta miatt magasabb. Emellett más tényezők is befolyásolhatják ezeket a folyamatokat, mint pl. a növekedés során a testfelület-testtérfogat arányának változása, valamint az ivadékok gyorsabb elemfelvétele (Merciai et al. 2014, Jia et al. 2017). Végezetül mindezek a tényezők akár interakcióba is léphetnek egymással (Merciai et al. 2014). A fent említett tények alapján elmondható, hogy az ivadékok fémtartalom-mintázata effektív bioindikátorként használható a környezetet érő aktuális fémszennyezések tekintetében (Jia et al. 2017, Nyeste et al. 2019). Egy friss szennyezés az egész élettartamra vetítve relatíve nagyobb terhelést jelent az ivadékokra nézve, mint az idősebbekre (Merciai et al. 2014). Továbbá az ivadékkorú domolykók a vízi táplálékhálózatok elsődleges/másodlagos fogyasztói, így a fémek hamarabb akkumulálódnak a szervezetükben, mint a harmadlagos fogyasztónak számító adult halakban (Croteau et al. 2005).

Az ivadékokban az izom Cd és Pb koncentrációi meghaladták a megengedett egészségügyi határértékeket. Ugyanakkor az idősebb egyedek izmában nem voltak határérték-túllépések.

A kopoltyú és a máj fémkoncentrációi több esetben is meghaladták az egészségügyi hataértékeket, ezért a szamosi domolykó belső szervei (pl. a kopoltyú és a máj) fogyasztása nem ajánlott.

6. Összefoglalás

6.1. *A domolykó [Squalius cephalus (Linnaeus, 1758)] bioakkumulációs vizsgálata a Tisza vízgyűjtő területén*

Magyarországon a vizeink fémszennyezettségére irányuló vizsgálatok a XX. század során többnyire mindössze a víz- és az üledék elemtartalmának meghatározására korlátozódtak. Nagy áttörést jelentett a Tisza 2000-ben történt cianidmérgezése és nehézfém-szennyezése, mely az ökológiai katasztrófa következtében egy szemléletváltást vont maga után a hazai környezettoxikológiai vizsgálatok tekintetében. Ezt követően indultak el hazánkban a biológiai indikátorszervezet-alapú fémtoxikológiai vizsgálatok. A nemzetközi szakirodalmi álláspontok alapján erre a célra a halak az egyik legmegfelelőbb csoport, elsősorban a táplálkozási hálózatban betöltött széleskörű szerepük, hosszú életmenetük, valamint a vízhez való szoros kötődésük miatt. Az eddigi vízgyűjtőszintű vizsgálatok általában több faj bevonásával történtek. Ma már tudjuk, hogy a különböző fajok fémakkumulációja között akár ugyanazon helyszínen is óriási különbségek lehetnek, így az ilyen nagyléptékű vizsgálatoknál törekedni kell ugyanazon halfaj egyazon korcsoportjainak vizsgálatára.

Jelen vizsgálatunkban 2017 során a Tisza vízgyűjtőjének 30 mintavételi helyszínéről gyűjtöttünk be 10–10 domolykóegyedet. Mintákat vettünk a jelentősebb mellékfolyók határ menti, valamint torkolatközei szakaszairól, továbbá a Tisza hazai legfelső pontjáról, illetve a mellékfolyók torkolata alatti és feletti Tisza-szakaszokról. A halak izom-, kopolyú- és májmintáinak elemtartalmát ICP-OES készülék segítségével határoztuk meg.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a mellékvízfolyások mindegyike valamely módon hatással bír a befogadó Tisza fémszennyezettségi állapotára. Ezek tekintetében kiemelkedő a Szamos, a Bodrog, a Sajó és a Maros. Ezeket a folyókat az eredményeink alapján mai napig érik olyan mértékű antropogén szennyezések, melyek a befogadó Tisza fémszennyezettségi állapotát súlyosbítják. Ezzel szemben a Körösök vízgyűjtője összességében kevésbé terhelt fémekkel, mint a Körös torkolata feletti Tisza-szakasz, ezért hígító hatásával csökkenti a befogadó fémszennyezettségi állapotát, ugyanis a torkolat alatti szakaszokon általában alacsonyabb fémmennyiségeket határoztunk meg a halakból, mint felette. Kivételt jelentett ez alól a Fehér-Körös és némely fém esetén a Berettyó, de összességében az egyesült Hármaskörös kevésbé terheltnek mondható. A Zagyva egy-két fémtől eltekintve nincs jelentős hatással a Tisza vízminőségére, egyrészt alapvetően is kevésbé jellemzik szennyezések, másrészt a mérete és a vízhozama elmarad az említett mellékfolyókétól. További érdekesség volt a (főleg a tiszalöki duzzasztómű miatt) viszonylag lassan folyó Bodrog, valamint a többszörösen duzzasztott Körösök vízrendszere, ahol a fémek nagy része a lassú áramlási sebességgel jellemezhető részeken kiülepszik, így az alsóbb szakaszokon a halakban mért fémmennyiség jelentősen lecsökkent.

Összességében áttekintve a Tisza vízgyűjtőjét az alábbi fémszennyezések érik az egyes vízfolyásokon keresztül, melyek egyrészt geológiai háttérből, másrészt antropogén tevékenységekből származnak. Felső-Tisza: Al, Ba; Szamos: Pb, Sr, Mn; Bodrog: Al, Fe; Hernád: Al, Ba, Cr, Cd, Co, Mn, Ni, Pb; Sajó felső: Al, Mn; Bódva: Mn; Zagyva: Cd, Co, Cr; Fehér-Körös: Al, Ba, Cd, Co, Sr; Fekete-Körös: Mn; Maros: Cd, Co, Fe, Li.

A Tisza vízgyűjtőjén élő domolykó biztonságos emberi fogyaszthatóságának megállapítása céljából a mért koncentrációkat összevetettük a FAO (1983) és az EU (2008) határértékeivel. Ennek eredményeként megállapíthattuk, hogy a domolykó húsának fogyasztása a legtöbb vízfolyáson nem jelent egészségügyi kockázatot. Mindössze néhány helyszínen tapasztaltunk az izom kapcsán határérték-túllépéseket, mint például a Tisza Sajó-torkolat alatti és feletti szakaszán, a Hernádon, a Sajó alsó és felső szakaszán, valamint a Bódván. A vizsgált halak azonban messze a domolykó méretkorlátozása alatt voltak, így elképzelhető, hogy a kifogható méretű halak esetén ott sem lenne probléma, azonban ez további vizsgálatokat igényel. Ugyanakkor ezeken a helyeken mind a vízi táplálékhálózat, mind az orvhorgászok számára veszélyes lehet a kisebb méretű domolykók fogyasztása. A kopoltyú és a máj azonban szinte minden mintavételi helyen problémás volt, ami jelzi, hogy ezek a vizek – ha nem is erősen – folyamatos antropogén szennyezéseknek vannak kitéve. Ezek alapján a Tisza vízgyűjtőjén élő domolykó belső szerveinek rendszeres és nagymértékű fogyasztását nem javasoljuk.

6.2. A domolykó eltérő korú és táplálkozású csoportjai különböző szöveteinek fémakkumulációs vizsgálata

Korábban a vízi ökológiai rendszerek élőlényének fémakkumulációjáról úgy tudtuk, hogy azok a táplálkozási hálózat felső szintjein felfelé haladva folyamatosan magnifikálódnak. A világszerte végzett fémtoxikológiai vizsgálatok azonban gyakorta ellent mondtak ennek, nem beszélve egy adott halfaj eltérő korú és táplálkozású csoportjairól. A domolykó Európa-szerte széles körben elterjedt indikátorfaj a vízfolyások fémszennyezettségének meghatározásában.

Azonban a legtöbb vizsgálatban felnőtt halakat, sőt olykor többféle korcsoport egyedeit használták, holott azok akkumulált fémtartalom-mintázata, így azok bioindikátor képessége jelentősen eltérhet egymástól. Ezért jelen munkánk során a domolykó három, eltérő korú és táplálkozású csoportjának a bioakkumulációját vizsgáltuk meg a Szamosban.

Vizsgálatunk bebizonyította, hogy jelentős különbségek vannak a domolykó táplálkozási csoportjainak fémakkumulációs mintázata között. A különbségek hátterében számos fiziológiai sajátosság, továbbá a korcsoportok különböző táplálkozása állhat.

Hipotézisünkkel ellentétben, a legnagyobb fémkoncentrációkat az ivadékok esetén tapasztaltuk. Ennek számos magyarázata lehet, pl. az ivadékok sajátos táplálkozása, a nagyobb relatív metabolikus ráta, továbbá a nem megfelelően kifejlődött méregtelenítő rendszer. Ebből adódóan az egészségügyi határértékeket az ivadékokban mért mennyiségek számos esetben átlépték. Vizsgálatunk arra is rámutatott, hogy az ivadékok nehézfém tartalmának mintázata kiváló indikátorként szolgálhat az adott vízfolyások aktuális szennyezése tekintetében, ugyanis az összes környezeti faktor (köztük a fémszennyezések is), melyek hatással vannak az adott évben a halakra, mintegy integrálódik a fiatalok szervezetében. Az ivadékkorú domolykók fémtartalom-mintázatának vizsgálata során olyan friss szennyezéseket detektáltunk, melyeket az OKIR vízkémiai adatai alátámasztottak.

Habár az idősebb domolykók húsában mért fémmennyiségek nem haladták meg az előírt egészségügyi határértékeket, a belső szerveké (pl. kopolyú és máj) azonban igen. Ebből adódóan a szamosi domolykó belsőségeinek fogyasztását nem javasoljuk.

A domolykó általánosan elterjedt faj a viszonylag gyorsan folyó középhegységi, dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyásban és folyóban, továbbá fontos szerepet tölt be a vizek táplálékhálózatában és a horgászatában egyaránt, illetve széles körben elterjedt Európában. Mindezekre tekintettel, valamint eredményeink alapján úgy véljük, hogy a domolykóivadékok egy széles körben elterjedt és effektív bioindikátorként használhatók a vízi ökoszisztémák aktuális fémszennyezésének vizsgálatában. Jóllehet, mindezek bizonyítására más élőhelyeken is további vizsgálatok szükségesek.

7. Új tudományos eredmények összefoglalása

- A domolykó három szervének (izom, kopoltyú és máj) fémtartalom-mintázata alapján elsőként tártuk fel és értékeltük részletesen a Tisza vízgyűjtőjének fémtoxikológiai állapotát. Megállapítottuk, hogy a Tisza vízgyűjtőjén élő domolykók izmában mért elemtartalmak – a Sajó vízgyűjtőjének és a Sajó-torkolathoz közeli Tisza-szakasznak a kivételével – nem haladják meg az egészségügyi határértékeket. Ugyanakkor a kopoltyú és a máj rendszeres fogyasztása nem javasolt.

- Kimutattuk, hogy a Tisza vízgyűjtőjét a napjainkban is jelentős mértékű fémszennyezések érik, elsősorban a Szamos, a Bodrog, a Sajó és a Maros folyókon keresztül. Megállapítottuk, hogy a Zagyva nincs jelentős hatással a befogadó Tisza fémszennyezettségi állapotára. Ugyanakkor a Körös összességében kevésbé terhelt fémekkel, mint a torkolata feletti Tisza-szakasz, ezért hígító hatása enyhíti a Tisza fémszennyezettségét.

- Vizsgálatunkkal igazoltuk, hogy a Szamosban élő domolykó különböző korú és eltérő táplálkozású csoportjainak akkumulált fémtartalom-mintázata szignifikánsan eltér egymástól, főként az izom és a máj tekintetében.

- Kimutattuk, hogy várakozásainkkal ellentétben a domolykó ivadékkorú egyedeinek szerveiben a legnagyobbak a fémkoncentrációk. Ez főleg azokra fémekre vonatkozik, melyek a vízkémiai adatok alapján aktuális szennyezésként jelentkeznek, így eredményeink alapján úgy tűnik, hogy az ivadékkorú domolykók bioindikátorai lehetnek a vízfolyásokat érő friss fémszennyezéseknek.

8. Summary

8.1. Investigation of the trace element accumulation patterns of chub [Squalius cephalus (Linnaeus, 1758)] in the Water System of Tisza River

During the 20th century in Hungary, the investigations of trace element pollution levels of aquatic ecosystems were mainly carried out based on the water and sediment analysis. After the cyanide and heavy metal accidental pollution in the Tisza River Basin in 2000, there was a change in the perspective of the methodology on the monitoring of pollution levels of aquatic ecosystems. After this ecological disaster, the investigations of trace element pollutions based on biological indicators became a priority. According to the literature data, fish is one of the best bioindicators of trace element pollutions due to their high trophic levels and relatively long lifespan which is strongly related to the water. In Hungary, the main part of the investigations was carried out using different types of fish species. However, according to the literature data, there are significant differences between the pollution levels of different fish species from the same habitat as well. Therefore, the use of the same age group of the same species in case of investigations of pollution levels of water systems should be of utmost importance.

During this work, we have collected 10 chub specimens per site in 2017. The sampling sites were located at the tributaries of the Tisza River near the Hungarian border and their estuary, and at the Tisza River. In the case of the Tisza River, chubs were collected from the Upper Tisza near the hungarian-ukrainian border, furthermore at the sections above and below the estuaries of main tributaries. The trace element content of muscle, gills, and liver of fish was analyzed with ICP-OES.

Based on our results, all of the tributaries had significant effects on the contaminant level in the Tisza River, Especially the Szamos River, Bodrog, Sajó (mainly its tributary, the Hernád) and Maros were the most polluted. Fish living in the Tisza River from the section below those rivers' estuaries were accumulated significantly higher concentrations of trace elements than those from the section above the estuaries. At the same time, fish living in the Water System of Körös River accumulated significantly lower concentrations of trace elements than those from the adjacent sections of the Tisza River. However, Fehér-Körös and Berettyó were contaminated with some trace elements. Generally, the Körös River System was less polluted than the adjacent rivers. Zagyva River did not have significant effect on the water quality of Tisza River, except in the case of some metals. The reason may be that there were less anthropogenic effects along the Zagyva River. Furthermore, the Zagyva River is a smaller river than the other investigated tributaries of the Tisza River. In the case of the slow-flowing Bodrog and the multiple dammed Körös we have experienced, the levels of trace elements decreased significantly from the upper sites to the lower sites which may be due to deposition of heavy metals.

In conclusions, these metal pollutions were specific for the rivers of the Water System of Tisza River: Upper Tisza: Al, Ba; Szamos: Pb, Sr, Mn; Bodrog: Al, Fe; Hernád: Al, Ba, Cr, Cd, Co, Mn, Ni, Pb; Upper Sajó: Al, Mn; Bódva: Mn; Zagyva: Cd, Co, Cr; Fehér-Körös: Al, Ba, Cd, Co, Sr; Fekete-Körös: Mn; Maros: Cd, Co, Fe, Li.

In order to evaluate the human health risks of the consumption of chub inhabiting the Water System of Tisza River, the measured trace element concentrations were compared to the MACs prescribed by the FAO

(1983) and the EU (2008). Generally, the trace element concentrations in the muscle were below the MACs, except in the case of Tisza River below and above Sajó; Hernád; upper and lower Sajó, and Bódva. But the size of investigated chubs was below the size limit, therefore the contamination levels of larger chubs could be lower than that of younger chubs, but it requires further investigations. The heavy metal concentrations of gills and livers were generally over the limit permitted by the FAO (1983) and the EU (2008) in the case of each sampling site. This phenomenon indicates the recent pollution of the Water System of the Tisza River as well. Based on our results we do not recommend the regular consumption of the inner organs of chub from the Water System of Tisza River.

8.2. Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub

Previously it has been known that generally, organisms with higher trophic levels accumulate heavy metals in higher concentrations than those with lower trophic levels. Nowadays recent studies found that organisms with lower trophic levels can also accumulate the highest levels of heavy metals, especially in the case of different age groups of the same species with different feeding habits. Chub is a widespread bioindicator of heavy metal pollutions of aquatic ecosystems in Europe. However, generally, only adult, or varying age groups were used to assess the contamination levels of habitats. However, different age groups have different bioindicator capacities. In this study, we aimed to describe the trace element accumulation of different age groups with a different type of diet from Szamos River.

In conclusion, we have found a significant differentiation among the feeding groups of chub based on their heavy metal accumulation patterns. The reasons could be explained by the specific physiological features and diets of different groups.

Contrary to our hypothesis, the highest heavy metal levels were found in juveniles. The reasons could be found in various mechanisms: e.g. the specific diet, higher relative metabolic rate, and inadequately developed detoxification system of young specimens. Furthermore, the measured concentrations of juveniles were over the prescribed MACs. According to our results, the accumulated trace element pattern of juveniles was a good indicator of the recent contamination events of the aquatic ecosystems, because all environmental factors (such as trace element contaminations) which had an effect on the juvenile chubs over a season, were integrated into their different tissues. Based on the trace element pattern of juvenile chubs, we measured the highest concentrations in the cases of several elements, whose concentrations in the water in 2013 were also higher than in previous years (based on the water chemistry data from the National Environmental Information System of Hungary).

Heavy metal levels in muscle of adult chub did not exceed the prescribed MACs, but the trace element concentrations of inner organs (e.g. gills and liver) were over the prescribed MACs in several cases. According to this phenomenon, regular consumption of the inner organs of chub living in the Szamos River is not recommended.

9. Summary of new scientific findings

- We have firstly analyzed the trace element pollution of the Water System of Tisza River based on the trace element pattern of different tissues (muscle, gills, and liver) of chub. We have described that trace element concentration of the muscle of chub inhabiting the Water System of Tisza River did not exceed the prescribed maximum acceptable concentrations, except the Water System of Sajó River, and the Tisza River below and above the estuary of Sajó. At the same time, the regular consumption of gills and liver of chubs is not recommended.

- We have found that there are recent pollutions in the Water System of Tisza River especially through the Szamos River, Bodrog River, Sajó River, and Maros River. Zagyva River did not have significant effect on the Tisza River. The Körös River was less polluted than the adjacent rivers.

- With our research, we pointed out that different age and feeding groups of chub differed based on the trace element patterns of tissue, especially in the case of muscle and liver.

- It was found that generally, the highest concentrations of elements can be found in the juveniles, especially in the case of elements, which concentrations were higher in the water in 2013 than those in previous years. According to this phenomenon, the juveniles of chub can be used as a bioindicator of the recent metal pollution.

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Antal László egyetemi adjunktusnak, aki nemcsak témavezetői és szakmai, hanem baráti támogatásáról is minden esetben biztosított.

Köszönöm a Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszék dolgozóinak, hogy a munkához szükséges feltételeket biztosították. Külön köszönet illeti Dr. Nagy Sándor Alex egyetemi docenst, aki atyai támogatással kísérte egyetemi tanulmányaimat.

Hálás köszönet illeti Dr. Simon Edina egyetemi docenst, aki a munkánk megtervezésében, kivitelezésében és az eredmények értékelésében is nélkülözhetetlen segítséget nyújtott.

Köszönettel tartozom Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék Atomspektroszkópai Partner Laboratórium munkatársainak (Dr. Baranyai Edina, Harangi Sándor, Vári Judit, Sajtos Zsófi, Herman Petra, Tóth Csilla) a laboratóriumi feldolgozás, illetve az elemanalitikai vizsgálatokban nyújtott pótolhatatlan segítségükért.

Köszönetem szeretném kifejezni a bulgáriai Plovdivi Egyetem Fejlődésbiológiai Tanszéke munkatársainak, akik a szövettani vizsgálatokban nyújtottak segítséget: Vesela Yancheva, Elenka Georgieva, Stela Stoyanova, Iliana Velcheva.

Külön köszönet illeti Somogyi Dórát, aki az utóbbi évek során a laboratóriumi munkák, illetve az adatok kiértékelésében rengeteg segítséget nyújtott.

Ezúton szeretném köszönetem kifejezni Sallai Zoltánnak, aki nemcsak a terepi munkákban, hanem a mintavételi helyek kijelölésében és megközelítésében is nélkülözhetetlen segítséget nyújtott.

Külön meg szeretném köszönni az alábbi személyeknek, akik a terepi vagy a laboratóriumi munkák során a segítségemre voltak: Abonyi Tamás, Bíró Zsolt, Bodnár Bettina, Csoma Zsanett, Dr. Czeglédi István,

Dobrocsi Patrik, Dobronoki Dalma, Farkas György, Gyöngy Martina, Héjja Márton, Minya Dániel, dr. Molnár Kálmán, Nurfatin Zulkipli, Papp Gábor, Pavlikovics Zsuzsanna, Perger Péter, Péter Géza, Rózsa János, Simon Szabolcs, Sólyom Norbert, Szepesi Zsolt, Szűcs Noémi, Tóth Richárd, Urbán Katalin.

Köszönetet mondok az alábbi halgazdálkodási hasznosítóknak, kik engedélyezték a halak begyűjtését: Tisza-tavi Sporthorgász Közhasznú Nonprofit Kft., Sporthorgász Egyesületek Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Közhasznú Szövetsége, Észak-Magyarországi Horgász Egyesület, Zabos Géza Horgász Egyesület, Tisza-Rétköz Horgászegyesület, Közép-Tisza-Vidéki Horgász Egyesületek Szövetsége, Tisza Horgászegyesület, Körösvidéki Horgász Egyesületek Szövetsége, Horgász Egyesületek Csongrád Megyei Szövetsége, Rákóczi Halászati Szövetkezet.

Ehelyütt szeretnék köszönetet mondani gimnáziumi biológia- és kémia tanáromnak Dr. Jakab Tibornak, hogy a gimnáziumi éveim alatt felkeltette érdeklődésem a természettudományok iránt, maximalizmusával és precizitásával pedig példát mutatott.

Külön szeretném köszönetem kifejezni Dr. Harka Ákosnak, aki mellett már tizenhat évesen lehetőségem nyílt megismerkedni a hidrobiológiával, a terepi munkával, a publikációkészítés rejtelmeivel. Büszke vagyok rá, hogy Harka tanár úr mind a mai napig, ahogy egyszer fogalmazott, unokájaként tekint rám, az évek során rendkívül fontos oktató-nevelő tanácsokkal látott el, s támogatása a mai napig minden helyzetben végigkísér.

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

11. Irodalomjegyzék

- Ajmal, M., Uddin, R., Khan, A.U., 1988. Heavy metals in water, sediments, plants and fish of Kali Nadi U.P. (India). *Environmental International* 14, 515–523.
- Al-Bairuty, G.A., Boyle, D., Henry, T.B., Handy, R.D., 2016. Sublethal effects of copper sulphate compared to copper nanoparticles in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) at low pH: physiology and metal accumulation. *Aquatic Toxicology* 174, 188–198.
- Andreji, J., Stránai, I., Massányi, P., Valent, M., 2005. Concentration of selected metals in muscle of various fish species. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 40, 899–912.
- Andreji, J., Stránai, I., Massányi, P., Valent, M., 2006. Accumulation of some metals in muscles of five fish species from lower Nitra River. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 41, 2607–2622.
- Antal, L., Halasi-Kovács, B., Nagy, S. A., 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology* 9(1), 131–138.
- Aoshima, K., 2016. Itai-itai disease: Renal tubular osteomalacia induced by environmental exposure to cadmium—historical review and perspectives. *Soil Science and Plant Nutrition* 62(4), 319–326.
- Bácsi, I., Novák, Z., Jánószky, M., B-Béres, V., Grigorszky, I., Nagy, S.A., 2015. The sensitivity of two *Monoraphidium* species to zinc - their possible future role in bioremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology* 12(8), 2455–2466.
- Balestrieri, A., Prigioni, C., Remonti, L., Sgrosso, S., Priore, G., 2006. Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology* 73(2), 129–135.
- Blewett, T.A., Leonard, E.M., 2017. Mechanisms of nickel toxicity to fish and invertebrates in marine and estuarine waters. *Environmental Pollution* 223, 311–322.
- Bower, J. J. M., 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic press. London.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I., Tóthmérész, B., 2009. The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. *Chemosphere* 77, 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I., Tóthmérész, B., 2012. Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 143, 89–94.
- Braune, B., Muir, D., DeMarch, B., Gamberg, M., Poole, K., Currie, R., Dodd, M., Duschenko, W., Eamer, J., Elkin, B., Evans, M., Grundy, S., Hebert, C., Johnstone, R., Kidd, K., Koenig, B., Lockhart, L., Marshall, H., Reimer, K., Sanderson, J., Shutt, L., 1999. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *Science of the Total Environment* 230, 145–207.
- Caffrey, J.M., Acevedo, S., Gallagher, K., Britton, R., 2008. Chub (*Leuciscus cephalus*): a new potentially invasive fish species in Ireland. *Aquatic Invasions* 3(2), 201–209.

- Canpolat, Ö., Çalta, M., 2003. Heavy metals in some tissues and organs of *Capoeta capoeta umbra* (Heckel, 1843) fish species relation to body size, age, sex and seasons. *Fresenius Environmental Bulletin* 12(9), 961–966.
- Carneiro, M.F.H., Grotto, D., Barbosa, Jr., F., 2014. Inorganic and methylmercury levels in plasma are differentially associated with age, gender, and oxidative stress markers in a population exposed to mercury through fish consumption. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A* 77(1–3), 69–79.
- Carrasco, L., Benjam, L., Benito, J., Bayon, J.M., Díez S.S., 2011. Methylmercury levels and bioaccumulation in the aquatic food web of a highly mercury-contaminated reservoir. *Environment International* 37, 1213–1218.
- Croteau, M.-N., Luoma, S.N., Stewart, A.R., 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology and Oceanography* 50(5), 1511–1519.
- Csépes, E., Aranyiné, R.A., Teszárné, N.M., Váriné, Sz.I., 2001. A nehézfém szennyezés során végzett keresztmetszeti vizsgálatok eredményei. *Hidrológiai Közlöny* 81(5–6), 342–345.
- Csipkés, R., Szatmári, L., Szepesi, Zs., Harka, Á., 2014. Újabb adatok a Sajó halfaunájáról. *Pisces Hungarici* 8, 61–68.
- Czédli, H., Csedreki, L., Sziki, A.G., Jolánkai, G., Pataki, B., Hancz, Cs., Antal, L., Nagy, S.A., 2014. Investigation of the Bioaccumulation of Copper in Fish. *Fresenius Environmental Bulletin* 23(7), 1547–1552.
- Czeglédi, I., Erős, T., 2013. Characterizing the long-term taxonomic and functional variability of a stream fish assemblage. *Fundamental and Applied Limnology* 138(2), 153–162.
- Dang Z. C., Berntssen, M. H. G., Lundebye, A. K., Flik, G., Wendelaar Bonga S. E., Lock, R. A. C., 2001. Metallothionein and cortisol receptor expression in gills of Atlantic salmon, *Salmo salar*, exposed to dietary cadmium. *Aquatic Toxicology* 53(2), 91–101.
- Demirak, A., Yılmaz, F., Levent Tuna, A., Özdemir, N., 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemosphere* 63, 1451–1458.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Czégény, I., Harman, B., Wittner, I., Fürjesi, K., 1992. Untersuchung der Erklärungsmöglichkeiten von Bioindikation bei verschiedenartig belasteten nordostungarischen Wasserräumen. In: Mészáros, I., Gebefügi, I., Lőrinci, G. (eds.): *Ecological approaches of environmental chemicals. Proceedings of the International Symposium, Debrecen, Hungary, April 15-17, 1991.* GSF-Bericht 4(92), 51–61.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Czégény, I., Harman, B., Wittner, I., 1993. A bioindikáció értelmezési lehetőségeinek vizsgálata különböző terheltségű északkelet-magyarországi vizektereken. *Hidrológiai Közlöny* 73(4), 202–211.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Czégény, I., Harman, B., Wittner, I., 1994: Untersuchungen zur Bioindikation verschieden belasteter nordostungarischer Wasserräume. In: Heinisch, E., Kettrup, A., Wenzel-Klein, S., (eds.): *Schadstoffatlas Osteuropa. Ökologisch-chemische und ökotoxikologische Fallstudien über organische Spurenstoffe und Schwermetalle in Ost-Mitteuropa.* Ecomed verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Landsberg, 180–186.

- Di Bona, K.R., Love, S., Rhodes, N.R., McAdory, D., Halder Sinha, S., Kern, N., Kent, J., Strickland, J., Wilson, A., Beaird, J., Ramage, J., Rasco, J.F., Vincent, J.B., 2011. Chromium is not an essential trace element for mammals: effects of a “low-chromium” diet. *JBIC Journal of Biological Inorganic* 16, 381–390.
- Djikanović, V., Skorić, S., Jarić, I., Lenhardt, M., 2016. Age-specific metal and accumulation patterns in different tissues of nase (*Chondrostoma nasus*) from the Medjuvršje Reservoir. *Science of the Total Environment* 566–597, 185–190.
- Djikanović, V., Skorić, S., Spasić, S., Naunovic, Z., Lenhardt, M., 2018. Ecological risk assessment for different macrophytes and fish species in reservoirs using biota-sediment accumulation factors as a useful tool. *Environmental Pollution* 241, 1167–1174.
- Djedjibegovic, J., Larssen, T., Skrbo, A., Marjanović, A., Sober, M., 2012. Contents of cadmium, copper, mercury and lead in fish from the Neretva river (Bosnia and Herzegovina) determined by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). *Food Chemistry* 131, 469–476.
- Dragun, Z., Raspor, B., Podrug, M., 2007. The influence of the season and the biotic factors on the cytosolic metal concentrations in the gills of the European chub (*Leuciscus cephalus* L.). *Chemosphere* 69, 911–919.
- Dragun, Z., Podrug, M., Raspor, B., 2009. The assessment of natural causes of metallothionein variability in the gills of European chub (*Squalius cephalus* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 150, 209–217.
- Dragun, Z., Krasnići, N., Strižak, Ž., Raspor, B., 2012. Lead concentration increase in the hepatic and gill soluble fractions of European chub (*Squalius cephalus*) - an indicator of increased Pb exposure from the river water. *Environmental Science and Pollution Research* 19, 2088–2095.
- Dragun, Z., Tepić, N., Krasnići, N., Teskeredžić, E., 2016. Accumulation of metals relevant for agricultural contamination in gills of European chub (*Squalius cephalus*). *Environmental Science and Pollution Research* 23, 16802–16815.
- Dvořák, P., Andreji, J., Mraz, J., Dvořakova Liškova, Z., Vejsada P., 2014. Assessment of selected heavy metals pollution in water, sediments and fish in the basin Dyje, Czech Republic. *Neuroendocrinology Letters* 35(2), 101–109.
- Dvořák, P., Andreji, J., Mraz, J., Dvořakova Liškova, Z., 2015. Concentration of heavy and toxic metal sin fish and sediments from the Morava river basin, Czech Republic. *Neuroendocrinology Letters* 36(1), 126–132.
- Eisler, R., 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85(1.6), Contaminant Hazard Reviews Report No. 6.
- Elnabris, K.J., Muzyed, S.K., El-Ashgar, N.M., 2013. Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences* 13(1), 44–51.
- European Union (EU), 2008. Commission Regulation (EC) No.629/2008. Setting maximum levels for certain contaminants in food stuffs. *Official Journal of the European Union* L 173.

- Exley, C., Chappell, J.S., Birchall, J.D., 1991. A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. *Journal of Theoretical Biology* 151(3), 417–428.
- FAO of the United Nations, 1983 Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fishery Circular, No. 464, Rome, Italy
- Farkas, A., Salánki, J., Specziár, A., 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low contaminated site. *Water Research* 37, 959–964.
- Farrell, J., Campana, S.E., 1996. Regulation of calcium and strontium deposition on the otoliths of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* 115(2), 103–109.
- Fleit, E., Lakatos, Gy., 2003. Accumulative heavy metal patterns in the sediment and biotic compartments of the Tisza watershed. *Toxicology Letters* 140(141), 323–332.
- Gélabert, A., Pokrovsky, O.S., Viers, J., Schott, J., Boudou, A., Feurtet-Mazel, A., 2006. Interaction between zinc and freshwater and marine diatom species: Surface complexation and Zn isotope fractionation. *Geochimica et Cosmochimica* 70, 839–857.
- González-Dávila, M.J., Santana-Casiano, M., Laglera, L.M., 2000. Copper adsorption in diatom cultures. *Marine Chemistry* 70(1–3), 161–170.
- Halasi-Kovács, B., Szepesi, Zs., Harka, Á., 2015. Kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica*) a Körös vízrendszerében. *Halászat* 108(3), 13–14.
- Halasi-Kovács, B., 2019. A magyarországi vízfolyások halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése. Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Halászati Kutatóintézet, Szarvas, 127 pp.
- Hammer, O., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4(1), 9.
- Handy, R.D., Galloway, T.S., Depledge, M.H., 2003. A proposal for the use of biomarkers for the assessment of chronic pollution and in regulatory toxicology. *Ecotoxicology* 12, 331–343.
- Harada, M., 1995. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology* 25, 1–24.
- Harangi, S., Baranyai, E., Fehér, M., Tóth, Cs.N., Herman, P., Stündl, L., Fábán, I., Tóthmérész, B., Simon, E., 2016. Accumulation of metals in juvenile carp (*Cyprinus carpio*) exposed to sublethal levels of iron and manganese: survival, body weight and tissue. *Biological Trace Element Research* 177(1), 187–195.
- Harka, Á., 1992. Adatok a Sajó és Hernád vízrendszerének halfaunájáról. *Állattani Közlemények* 78, 33–39.
- Harka, Á., Sallai, Z., 2004. Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Halasi-Kovács, B., 2007. A vízminőség javulásának hatása a Sajó magyar szakaszának halfaunájára. *Pisces Hungarici* 2, 51–64.
- Harka, Á., Papp, G., Nyeste, K., 2012. A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *Halászat* 105(2), 17.

- Has-Schön, E., Bogut, I., Strelec, I., 2006. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 50(4), 545-551.
- Hermenean, A., Damache, G., Albu, P., Ardelean, A., Ardelean, G., Ardelean D.P., Horge, M., Nagy, T., Braun, M., Zsuga, M., Kéki, S., Costache, M., Dinischiotu, A., 2015. Histopathological alterations and oxidative stress in liver and kidney of *Leuciscus cephalus* following exposure to heavy metals in the Tur River, North Western Romania. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 119, 198–205.
- Hermenean, A., Gheorghiu, G., Stan, M.S., Herman, H., Onita, B., Ardelean, D.P., Ardelean, A., Braun, M., Zsuga, M., Kéki, S., Costache, M., Dinischiotu, A., 2017. Biochemical, Histopathological and Molecular Responses in Gills of *Leuciscus cephalus* Exposed to Metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 73(4), 607–618.
- Huang C. B., Wang, B., Ren, D., Jin, W., Liu, J., Peng, J., Pan, X., 2013. Occurrence, removal and bioaccumulation of steroid estrogens in Dianchi Lake catchment. *Environment International*, 59, 262-273.
- IBM Corp. Released, 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- ISO 15923–1, 2013. Water quality – Determination of selected parameters by discrete analysis systems – Part 1: Ammonium, nitrate, nitrite, chloride, orthophosphate, sulfate and silicate with photometric detection, p. 12.
- Ivanciuc, T., Ivanciuc, O., Klein, D.J., 2006. Modeling the bioconcentration factors and bioaccumulation factors of polychlorinated biphenyls with posetic quantitative super-structure/activity relationships (QSSAR). *Molecular Diversity* 10, 133–145.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K., Namieśnik, J., 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part I: the role and impact of heavy metals on organisms. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(5), 1117–1125.
- Jia, Y., Kong, Q., Yang, Z., Wang, L., 2016. Accumulation behavior and risk assessment of heavy metals and arsenic in tissues of white bream (*Parabramis pekinensis*) from the Xiang River, southern China. *Environ Sci Pollut Res* 23(24), 25056–25064.
- Jia, Y., Wang, L., Qu, Z., Wang, C., Yang, Z., 2017. Effects on heavy metal accumulation in freshwater fishes: species, tissues, and sizes. *Environmental Science and Pollution Research* 24(10), 9379–9386.
- Jovanović, B., Mihaljev, Ž., Maletin, S., Palić, D., 2011. Assessment of heavy metal load in chub liver (Cyprinidae – *Leuciscus cephalus*) from the Nišava River (Serbia). *Biologica Nyssana* 2(1), 51–58.
- Ju, Y.-R., Chen, C.-W., Chen, C.-F., Chuang, X.-Y., Dong, C.-D., 2017. Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. *International Biodeterioration & Biodegradation* 124, 314–325.
- Kljaković Gašpić, Z., Zvonarić, T., Vrgoč, N., Odžak, N., Barić, A., 2002. Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Research* 36(20), 5023–5028.

- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kovács, E., Kiss, T. 2010. Nehézfém bioakkumuláció marosi halakban: Potenciális környezeti veszélyforrás a Maros mentén élőkre? Hidrológiai Közöny 90(5), 51–54.
- Kraft, C., von Tümpling, W., Zachmann, D.W., 2003. Auswirkungen von Schwermetallemissionen nach Unfällen im rumänischen Bergbau auf das Sediment der Flüsse Szamos und Theiß (Ungarn). Zentralblatt für Geologie und Paläontologie 1, 153–169.
- Kraft, C., von Tümpling, W., Zachmann, D.W., 2006. The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary). Clean - Soil, Air, Water 34, 257–264.
- Krasnići, N., Dragun, Z., Erk, M., Raspor, B., 2013. Distribution of selected essential (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, and Zn) and nonessential (Cd, Pb) trace elements among protein fractions from hepatic cytosol of European chub (*Squalius cephalus* L.). Environmental Science and Pollution Research 20, 2340–2351.
- Lakatos, Gy., Fleit, E., Mészáros, I., 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. Toxicology Letters 140–141, 333–342.
- Law, J. M., 2003. Issues related to the use of fish models in toxicologic pathology: session introduction. Toxicological Pathology, 31, 49–52.
- Lenhardt, M., Markovic, G., Gacic, Z., 2009. Decline in the index of biotic integrity of the fish assemblage as a response to reservoir aging. Water Resources Management 23, 1713–1723.
- Lenhardt, M., Jarić, I., Višnjić-Jeftić, Ž., Skorić, S., Gačić, Z., Pucar, M., Hegediš, A., 2012. Concentrations of 17 elements in muscle, gills, liver and gonads of five economically important fish species from the Danube River. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 407, 02.
- Lenhardt, M., Poleksić, V., Vuković-Gačić, B., Rašković, B., Sunjog, K., Kolarević, S., Jarić, I., Gačić, Z., 2015. Integrated use of different fish related parameters to assess the status of water bodies. Slovenian Veterinary Research 52, 5–13.
- Liu, J., Cao, L., Dou, S., 2019: Trophic transfer, biomagnification and risk assessments of four common heavy metals in the food web of Laizhou Bay, the Bohai Sea. Science of The Total Environment, 670, 508–522.
- Liu, L., Li, Y., Coelhan, M., Chan, H.M., Ma, W., Liu, L., 2016. Relative developmental toxicity of short-chain chlorinated paraffins in Zebrafish (*Danio rerio*) embryos. Environmental Pollution 219, 1122–1130.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39, 20–31.
- Machala, M., Dušek, L., Hilscherová, K., Kubínová, R., Jurajda, P., Neča, J., Ulrich, R., Gelnar, M., Studničková, Z., Holoubek, I., 2001. Determination and multivariate statistical analysis of biochemical responses to environmental contaminants in feral freshwater fish *Leuciscus cephalus*, L.. Environmental Toxicology and Chemistry 20(5), 1141–1148.

- Madureira, T. V., Rocha, M. J., Cruzeiro, C., Rodrigues, I., Monteiro, R. A., Rocha, E., 2012. The toxicity potential of pharmaceuticals found in the Douro River estuary (Portugal): Evaluation of impacts on fish liver, by histopathology, stereology, vitellogenin and CYP1A immunohistochemistry, after subacute exposures of the zebra fish model. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 34(1), 34–45.
- Mallatt, J., 1985. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: A statistical review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42, 630–648.
- Málnás, K., Harangi, S., Balogh, Zs., Baranyai, E., Braun, M., Dévai, Gy., Simon, E., 2014. Nehézfém analitikai vizsgálatok a Felső-Tisza és a Szamos folyó hazai szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 94(5–6), 62–64.
- Marković, G.S., Simić, V.M., Ostojić, A.M., Simić, S.B., 2007. Seasonal variational in nutrition of chub (*Leuciscus cephalus* L., *Cyprinidae*, *Osteichthyes*) in one reservoir of West Serbia. *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke / Proc. Nat. Sci. Matica Srpska Novi Sad* 112, 107–113.
- Marshall, A.C., Paul, J.S., Brooks, M.L., Duram, L.A., 2016. Anglers' perceptions and fish consumption risks in the Lower Tisza River Basin. *Exposure and Health* 9, 97–211.
- Mayer-Gostan, N., Bornancin, M., de Renzis, G., Naon, R., Yee, J.A., Shew, R.L., Pang, P.K.T., 1983. Extraintestinal calcium uptake in the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Comparative Physiology and Biochemistry* 227(3), 329–338.
- Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., García-Berthou, E., 2014. Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 107, 154–161.
- Mihailovic, M., Blagojevic, D., Ogrinc, N., Simonovic, P., Simic, V., Vidakovic, M., Dinic, S., Uskokovic, A., Grdovic, N., Arambasic-Jovanovic, J., Dordevic, M., Tolic, A., Kracun-Kolarevic, M., Kolarevic, S., Piria, M., Paunovic, M., 2016. Biochemical indicators and biomarkers in chub (*Squalius cephalus* L.) from the Sava River. *Science of the Total Environment* 540, 368–376.
- Milošković, A., Biljana Dojčinović, B., Kovačević, S., Radojković, N., Radenković, M., Milošević, D., Simić, V., 2016. Spatial monitoring of heavy metals in the inland waters of Serbia: a multispecies approach based on commercial fish. *Environmental Science and Pollution Research* 23(10), 9918–9933.
- Min, E.Y., Cha, Y.-J., Kang, J.-C., 2015. Effects of waterborne nickel on the physiological and immunological parameters of the Pacific abalone *Haliotis discus hannai* during thermal stress. *Environmental Science and Pollution Research* 22(17), 13546–13555.
- Miracle, A.L., Ankley, G.T., 2005. Ecotoxicogenomics: linkages between exposure and effects in assessing risks of aquatic contaminants to fish. *Reproductive Toxicology* 19, 321–326.
- Mohamed, F. A. S., 2009. Histopathological studies on *Tilapia zillii* and *Solea vulgaris* from Lake Qarun, Egypt. *World Journal of Fish and Marine Science*, 1, 29–39.
- Moiseenko, T. I., 2005. Ecotoxicological approach to water quality assessment. *Water Resources* 32(2), 163–174.

- Nagy, S. A., Dévai, Gy., Czégény, I., 2000. Javaslat egy új mutató, a veszélyeztetettségi állapot (perniciozítás) bevezetésére a vízminősítésben és a halászatbiológiában. *Halászatfejlesztés* 24, 184–191.
- Nagy, S. A., Kovács, P., Dévai, Gy. Tóth, L., Malejkó, E., Takács, D., 2001. A Tisza ökológiai állapotának értékelése hossz-szervényben végzett halfaunisztikai felmérés, ill. nehézfémtartalom meghatározására történt szövetgyűjtés alapján. *Halászatfejlesztés* 26, 77–86.
- Nagy, S. A., Czégény, I., Czédli, H., Dévai, Gy., 2002. Adatok a tiszai halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez. *Halászatfejlesztés* 27, 55–62.
- Nagy, S. A., Dévai, Gy., Czégény, I., Czédli, H., Soós, N., 2003. Adatok a Tisza vízrendszerében élő halfajok nehézfém-tartalmának felméréséhez, hossz-szervényben végzett mintagyűjtés alapján. *Hidrológiai Közöny* 83, 105–107.
- Nakata, H., Hirakawa, Y., Kawazoe, M., Nakabo, T., Arizono, K., Abe, S.-I., Kitano, T., Shimada, H., Watanabe, I., Li, W., Ding, X., 2005. Concentrations and compositions of organochlorine contaminants in sediments, soils, crustaceans, fishes and birds collected from Lake Tai, Hangzhou Bay and Shanghai city region, China. *Environmental Pollution* 133, 415–429.
- Ndimele, P.E., Pedro, M.O., Agboola, J.I., Chukwuka, K.S., Ekwu, A.O., 2017. Heavy metal accumulation in organs of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) from industrial effluent-polluted aquatic ecosystem in Lagos, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(6), 255.
- Newman, M.C., Doubet, D.K., 1989. Size-dependence of mercury (II) accumulation kinetics in the mosquitofish, *Gambusia affinis* (Baird and Girard). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18(6), 819–825.
- Nordberg, G.F., 2009. Historical perspectives on cadmium toxicology. *Toxicology and Applied Pharmacology* 238(3), 192–200.
- Novák, Z., Jánószky, M., B-Béres, V., Nagy, S.A., Bácsi, I., 2014. Zinc Tolerance and Zinc Removal Ability of Living and Dried Biomass of *Desmodesmus communis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 93, 676–682.
- Nunes, B., Campos, J. C., Gomes, R., Braga, M. R., Ramos, A. S., Antunes, S. C., Correia, A. T., 2015. Ecotoxicological effects of salicylic acid in the freshwater fish *Salmo trutta fario*: antioxidant mechanisms and histological alterations. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 667–678.
- Nyeste, K., Dobrocsi, P., Czeglédi, I., Czédli, H., Harangi, S., Baranyai, E., Simon, E., Nagy, S.A., Antal, L., 2019. Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101, 1–10.
- Ogundiran, M. A., Fawole, O. O., Adewoya, S. O., Ayandiran, T. A., 2009. Pathologic lesions in the gills of *Clarias gariepinus* exposed to sublethal concentrations of soap and detergent effluents. *Journal of Cell and Animal Biology* 3(5), 78–82.
- Olmedo, P., Hernández, A.F., Pla, A., Fernia, P., Navas-Acien, A., Gil, F., 2013. Determination of essential elements (copper, manganese, selenium and zinc) in fish and shellfish samples. Risk and nutritional assessment and mercury–selenium balance. *Food and Chemical Toxicology* 62, 299–307.

- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., Townsend, C. R., 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 1–4.
- Óvári, M., Mages, M., Woelfl, S., von Tümpling, W., Kröpfl, K., Záray, Gy., 2004. Total reflection X-ray fluorescence spectrometric determination of element inlets from mining activities at the upper Tisza catchment area, Hungary. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 59(8), 1173–1181.
- Playle, R.C., 1998. Modelling metal interactions at fish gills. *Science of the Total Environment* 219, 147–163.
- Rajkova-Petrova, G.N., Petrov, I.K., Hawni, N.I., Beshkova, M.B., 2008: The food of chub (*Leuciscus cephalus*) from the middle stream of the Iskar River (Bulgaria). *Acta Zoologica Bulgaria* 2, 269–273.
- Rašković, B., Poleksić, V., Skorić, S., Jovičić, K., Spasić, S., Hegediš, A., Vasić, N., Lenhardt, M., 2018. Effects of mine tailing and mixed contamination on metals, trace elements accumulation and histopathology of the chub (*Squalius cephalus*) tissues: Evidence from three differently contaminated sites in Serbia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 153, 238–247.
- Rayment, G. E., Barry, G. A., 2000. Indicator tissues for heavy metal monitoring – additional attributes. *Marine Pollution Bulletin* 41(7–12), 353–358.
- Saber, T. H. 2011, Histological adaptation to thermal changes in gills of common carp fishes *Cyprinus carpio* L. *Journal of Rafidain Science* 22(1), 46-55.
- Sasi, H., Ozay, G.G., 2017. Age, Growth, Length-Weight Relationship and Reproduction of Chub, *Squalius cephalus* (L., 1758) in Upper Akcay River, Turkey. *Pakistan Journal of Zoology* 49(5), 1571–1580.
- Saygi, Y., Yiğit, S.A., 2012. Assessment of Metal Concentrations in Two Cyprinid Fish Species (*Leuciscus cephalus* and *Tinca tinca*) Captured from Yeniçağa Lake, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89, 86–90.
- Simon, E., Kis, O., Jakab, T., Kolozsvári, I., Málnás, K., Harangi, S., Baranyai, E., Miskolczi, M., Tóthmérész, B., Dévai, Gy., 2017. Assessment of contamination based on trace element concentrations in *Gomphus flavipes* (Odonata: Insect) larvae of the Upper Tisza Region. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 136, 55–61.
- Sivaperumal, P., Sankar, T.V., Viswanathan Nair, P.G., 2007. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-a-vis international standards. *Food Chemistry* 102(3), 612–620.
- Souza, I.C., Duarte, I.A.N.D., Pimentel, N.Q., Rocha, L.D., Morozesk, M., Bonomo, M.M., Azevedo, V.C., Pereira, C.D.S., Monferrán, M.V., Milanez, C.R.D., Matsumoto, S.T., Wunderlin, D.A., Fernandes, M.N., 2013. Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. *Environmental Pollution* 180, 136-144.
- Stoyanova, S., Georgieva, E., Velcheva, I., Iliev, I., Vasileva, T., Bivolarski, V., Tomov, S., Nyeste, K., Antal, L., Yancheva, V., 2020a: Multi-biomarker assessment in common carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) liver after acute chlorpyrifos exposure. *Water* 12(6), 1837.
- Stoyanova, S., Nyeste, K., Georgieva, E., Uchikov, P., Velcheva, I., Yancheva, V. 2020b: Toxicological impact of a neonicotinoid insecticide and an

- organophosphorus fungicide on bighead carp, *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) gills: A comparative study. North-Western Journal of Zoology 16(1), e191401.
- Subramaniam, V., Subashchandrabose, S.R., Thavamani, P., Chen, Z., Krishnamurti, G.S. R., Naidu, R., Megharaj, M., 2016. Toxicity and bioaccumulation of iron in soil microalgae. Journal of Applied Phycology 28(5), 2767–2776.
- Subotić, S., Spasić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J., Mićković, B., Skorić, S., Lenhardt, M., 2013a. Heavy metal and trace element bioaccumulation in target tissues of four edible fish species from the Danube River (Serbia). Ecotoxicology and Environmental Safety 98, 196–202.
- Subotić, S., Ž. Višnjić-Jeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J., Lenhardt, M., 2013b. Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). Environmental Science and Pollution Research 20, 5309–5317.
- Szepesi, Zs., Csipkés, R., Hajdú, J., Györe, K., Harka, Á., 2015. A Hernád/Hornád halfaunája és a folyó halközösségeinek térbeli mintázata. Pisces Hungarici 2015, 31–38.
- Szepesi, Zs., Harka, Á., 2006. A Mátra és környéke halfaunája. Folia historico naturalia Musei Matraensis 30, 263–283.
- Tesch, F.W., 1968. Age and growth, in: Ricker, W.E., (Ed.), Methods for assessment of fish production in freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 93–123.
- Traina, A., Bono, G., Bonsignore, M., Falco, F., Giuga, M., Quinci, E.M., Vitale, S., Sprovieri, M., 2019. Heavy metals concentrations in some commercially key species from Sicilian coasts (Mediterranean Sea): Potential human health risk estimation. Ecotoxicology and Environmental Safety 168, 466–478.
- Triebskorn, R., Telcean, I., Casper, H., Farkas, A., Sandu, C., Stan, G., Colărescu, O., Dori, T., Köhler, H.-R., 2007. Monitoring pollution in River Mureș, Romania, part II: Metal accumulation and histopathology in fish. Environmental Monitoring and Assessment 141, 177–188.
- USEPA (2017) National recommended water quality criteria - aquatic life criteria table. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- Usero, J., Gozalez-Regalado, E., Graccia, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of Southern Spain. Environment International 23, 291–298.
- Uysal K., Yilmaz, E., Köse, E., 2008. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). Microchemical Journal 9(1), 67–70.
- Uysal K., E. Köse, E., Bülbül M., Dönmez, M., Erdoğan, Y., Koyun, M., Ömeroğlu, C., Özmal, F., 2009. The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). Environmental Monitoring and Assessment 157(1–4), 355–362.

- Ünver, B., Erk'akan, F., 2011. Diet composition of chub, *Squalius cephalus* (Teleostei: Cyprinidae), in Lake Tödürge, Sivas, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology* 27, 1350–1355.
- Van der Veen, A., Baborowski, M., Kraft, C., Kraft, J., Mages, M., Óvári, M., von Tümpling, W., 2002. Dynamics of heavy metals and arsenic-Hungarian Tisza river sediment after mining spills in the catchment area, in: Westrich, B., Förstner, U., (Eds.), *Sediments dynamics and pollutant mobility in rivers*, Springer, New York, pp. 335–342.
- Van Dyk, J. C., Pieterse, G. M., Van Vuren, J. H. J., 2007. Histological changes in the liver of *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae) after exposure to cadmium and zinc. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66(3), 432–440.
- Velma, V., Vutukuru, S.S., Tchounwou, P.B., 2009. Ecotoxicology of hexavalent chromium in freshwater fish: a critical review. *Reviews on Environmental Health* 24(2), 129–145.
- Venugopal, V., Shahidi, F., 1996. Structure and composition of fish muscle. *Food Reviews International* 12, 175–197.
- VITUKI, 2002. Joint Danube Survey: Investigation of the Tisza River and its tributaries. Budapest, Magyarország.
- Vlach, P., Dušek, J., Švátora, M., Moravec, P., 2005. Growth analysis of chub, *Leuciscus cephalus* (L.), and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in the Úpoř stream using growth data of recaptured marked fish. *Czech Journal of Animal Science* 50(7), 329–339.
- Vu, C.T., Lin, C., Yeh, G., Villanueva, M.C., 2017. Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in Taiwan: assessment and possible human health implications. *Environmental Science and Pollution Research* 24(23): 19422–19434.
- Waijandt, J., Bancsi, I., 1989. A Tisza és mellékfolyói vizének nehézfém-tartalma. *Hidrológiai Közöny* 69(2), 83–87.
- Weiling, Z., Lin, Y., Xuancheng, X., Shuchun, G., 1991. Toxic effects of zinc on four species of freshwater fish. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 9(1), 64–70.
- Wilhelm, S., 1998, *Halak bonckés alatt. Stúdium*, Kolozsvár, 160 pp.
- Witten, P.E., Hansen, A., Hall, B.K., 2001. Features of mono- and multinucleated bone resorbing cells of the zebrafish *Danio rerio* and their contribution to skeletal development, remodeling, and growth. *Journal of Morphology* 250(3), 197–207.
- Woelfl, S., Mages, M., Óvári, M., Geller, W., 2006. Determination of heavy metals in macrozoobenthos from the rivers Tisza and Szamos by total reflection X-ray fluorescence spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* 61(10–11), 1153–1157.
- Yacoub, A. M., Abdel-Satar, A. M., 2003. Heavy metals accumulation and macronutrients in the livers of some fish species of Bardawil lagoon and their histological changes. *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries* 7(4), 403–422.
- Yancheva, V., Velcheva, I., Stoyanova, S., Georgieva, E., 2015. Fish in ecotoxicological studies. *Ecologia Balkanica* 7(1), 149–169.

- Yancheva, V., Georgieva, E., Stoyanova, S., Velcheva, I., Somogyi, D., Nyeste, K., Antal, L., 2020. A histopathological study on the Caucasian dwarf goby from an anthropogenically loaded site in Hungary using multiple tissues analyses. *Acta Zoologica* <https://doi.org/10.1111/azo.12310>
- Yılmaz, F., Özdemir, N., Demirak, A., Levent Tuna, A., 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chemistry* 100, 830–835.
- Yılmaz, A.B., Yanar, A., Alkan, E.N., 2017. Review of heavy metal accumulation on aquatic environment in Northern East Mediterranean Sea part I: some essential metals. *Reviews on Environmental Health* 32(1–2), 119–163.
- Zhao, J.-L., Liu, Y.-S., Liu, W.-R., Jiang, Y.-X., Su, H.-C., Zhang, Q.-Q., Chen, X.-W., Yang, Y.-Y., Chen, J., Liu, S.-S., Pan, C.-G., Huang, G.-Y., Ying, G.-G., 2015. Tissue-specific bioaccumulation of human and veterinary antibiotics in bile, plasma, liver and muscle tissues of wild fish from a highly urbanized region. *Environmental Pollution*, 198: 15-24
- Zhang, I., Wong, M.H., 2007. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. *Environment International* 33(1), 108–121.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, J., Jiang, G., 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606, 135–150.
- Zhou, X., Yang, Z., Lou, Z., Li, H., Chen, G., 2019. Endocrine disrupting chemicals in wild freshwater fishes: Species, tissues, sizes and human health risks. *Environmental Pollution*, 244, 462–468.
- Zhu, F., Qu, L., Fan, W., Wang, A., Hao, H., Li, X., Yao, S., 2015. Study on heavy metal levels and its health risk assessment in some edible fishes from Nansi Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 187, 161.

Internetes hivatkozások

URL1: https://www.agilent.com/cs/library/articlereprints/public/5990_7173EN.pdf
(Letöltve: 2020. 07. 18.)

URL2: <http://sporthorgasz.eu/2020/07/22/egeszseges-a-tisza-tavi-halak-fogyasztasa>
(Letöltve: 2020. 07. 22.)

URL3: <https://www.greenpeace.org/hungary/blog/4013/megmertuk-nincs-szamottevo-szennevezes-a-marosban-de-az-aranyos-nincs-jo-allapotban/> (Letöltve: 2020. 08. 11.)

12. Tudományos tevékenység jegyzéke

Tudományos tevékenység a disszertáció témájában:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

Nyeste K., Dobrocsi P., Czeglédi I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2019): Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*): Juveniles are useful bioindicators of recent pollution. *Ecological Indicators* 101: 1–10. (Q1; IF: 4,229) <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.001>

Yancheva V., Georgieva E., Stoyanova S., Velcheva I., Somogyi D., **Nyeste K.**, Antal L. (2020): Assessment of the health status of the Caucasian dwarf goby *Knipowitschia caucasica* Berg, 1916 (Teleostei: Gobiidae) from an anthropogenically loaded site in Hungary using multi-histopathological biomarkers. *Acta Zoologica* 101(4): 431–446. (Q2; IF: 1,375) <https://doi.org/10.1111/azo.12310>

Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke:

Nyeste K. (2020): Eltérő táplálkozási típusba sorolt halfajok bioindikátor-szerepe a környezet nehézfém-tartalmának kimutatásában. Új Nemzeti Kiválóság Program Konferencia, június 15., Debrecen.

Nyeste K. (2020): Bioakkumulációs vizsgálatok a domolykónál (*Squalius cephalus*) a Tisza vízrendszerében. Vizes Élőhelyek Világnapja, január 31., Ócsa.

Nyeste K. (2019): A domolykó (*Squalius cephalus*) eltérő korú és táplálkozású egyedeinek bioakkumulációs vizsgálata. Debreceni Hidrobiológus Fórum, december 5., Debrecen.

Nyeste K., Dobrocsi P., Czeglédi I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon, E., Nagy S. A., Antal L. (2019): Age and diet-specific microchemistry patterns of chub (*Squalius cephalus*) as bioindicators of heavy metal pollution. 7th International Conference Selected Aspects of Integrated Environmental Management: „Culture and Environment”, október 10–11., Zólyom, Szlovákia.

Nyeste K., Somogyi D., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2019): A Felső-Tisza vidék hazai vízgyűjtőjén élő domolykó (*Squalius cephalus* L.) fémakkumulációs vizsgálata. LXI. Hidrobiológus Napok, október 2–4, Tihany.

Nyeste K. (2019): Eltérő táplálkozási típusba sorolt halfajok bioindikátor-szerepe a környezet nehézfém-tartalmának kimutatásában. Új Nemzeti Kiválóság Program Konferencia, június 17., Debrecen.

Rózsa J., **Nyeste K.**, Abonyi T., Somogyi D., Tóth Cs.N., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2019): A domolykó [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)] bioakkumulációs sajátosságainak vizsgálata a Sajó vízgyűjtőjén. XV. Magyar Haltani Konferencia, március 21–22., Debrecen.

Nyeste K., Rózsa J., Abonyi T., Somogyi D., Tóth Cs. N., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2019): The use of chub (*Squalius cephalus*) as bioindicator of trace element pollutions in Water System of Sajó River. Scientific

Conference For Students And High School Teachers., május 24., Nagyvárad, Románia.

Nyeste K., Dobrocsi P., Czeglédi I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon, E., Nagy S. A., Antal L. (2019): Age and diet-specific trace element accumulation patterns in different tissues of chub (*S. cephalus*). 6th Fresh Blood for Fresh Water Conference, április 23–27., Tihany.

Nyeste K., Rózsa J., Abonyi T., Somogyi D., Tóth Cs.N., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2018): A domolykó (*Squalius cephalus* L.) bioakkumulációs vizsgálata a Sajó vízgyűjtőjén. VIII. Ökotoxikológiai Konferencia, november 23., Budapest.

Nyeste K., Rózsa J., Abonyi T., Somogyi D., Tóth Cs.N., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2018): A domolykó (*Squalius cephalus* L.) bioindikátor-szerepe a Sajó vízgyűjtője nehézfém-tartalmának kimutatásában. LX. Hidrobiológus Napok, október 3., Tihany.

Nyeste K. (2018): A domolykó (*Squalius cephalus* L.) eltérő táplálkozási csoportjai nehézfém-tartalmának vizsgálata. Új Nemzeti Kiválóság Program Konferencia, június 18., Debrecen.

Nyeste K., Dobrocsi P., Czeglédi I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2018): Age and diet-specific trace element and accumulation patterns in different tissues of chub (*Squalius cephalus*). Scientific Conference For Students And High School Teachers., május 25., Nagyvárad, Románia.

Nyeste K., Dobrocsi P., Czeglédi I., Harangi S., Baranyai E., Rózsa J., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2017): A domolykó (*Squalius cephalus*) eltérő táplálkozási csoportjai nehézfém-tartalmának vizsgálata. LIX. Hidrobiológus Napok, október 4–6., Tihany.

Dobrocsi P., Nyeste K., Czeglédi I., Harangi S., Baranyai E., Rózsa J., Simon E., Nagy S.A., Antal L. (2017): A Szamos hazai szakaszán élő domolykók [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)] fémakkumulációjának vizsgálata. XIII. Magyar Haltani Konferencia, március 23–24., Debrecen.

Nyeste K., Dobrocsi P.A., Czeglédi I., Simon E., Fehérné Baranyai E., Harangi S., Nagy S.A., Antal L. (2015): Fémakkumuláció vizsgálata a Szamos hazai szakaszán élő eltérő táplálkozású halfajok egynyaras (0+) ivadékaiban. LVII. Hidrobiológus Napok, 2015. október 7-9, Tihany.

Nyeste K., Dobrocsi P.A., Czeglédi I., Simon E., Fehérné Baranyai E., Harangi S., Nagy S.A., Antal L. (2015): Fémakkumuláció vizsgálata a Szamos hazai szakaszán élő eltérő táplálkozású halfajok egynyaras (0+) ivadékaiban. XI. Magyar Haltani Konferencia, március 26–27., Debrecen.

Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke:

Nyeste K., Antal L., Dobrocsi P., Czeglédi I., Czédli H., Harangi S., Baranyai E., Simon, E., Nagy S. A. (2016): Study of elemental concentration in different type of diet juvenile (yoy) fish species in River Szamos. XXXIII. SIL Congress, július 31.–augusztus 5, Torinó, Olaszország.

Egyéb tudományos közlemények:

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban:

- Sellyei B., Cech G., Varga Á., Molnár K., Székely Cs., Somogyi D., **Nyeste K.**, Antal L. (2020): Infection of the Carpathian brook lamprey (*Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911) with a dermocystid parasite in the Tisza River Basin, Hungary. *Journal of Fish Diseases* Early view (**Q1; IF: 2,318**) <https://doi.org/10.1111/jfd.13259>
- Stoyanova S., Georgieva E., Velcheva I., Iliev I., Vasileva T., Bivolarski V., Tomov S., **Nyeste K.**, Antal L., Yancheva V. (2020): Multi-biomarker assessment in common carp (*Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758) liver after acute chlorpyrifos exposure. *Water* 12(6): 1837. (**Q1; IF: 2,544**) <https://doi.org/10.3390/w12061837>
- Sándor D., Gyöngy M., **Nyeste K.**, Czeglédi I., Székely C., Buchmann K., Cech G. (2020): Digenean Holostephanus (Trematoda: Digenea: Cyathocotylidae) metacercariae in common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) muscle: zoonotic potential and sensitivity to physico-chemical treatments. *Journal of Helminthology* 94: e117. (**Q2; IF: 1,54**) <https://doi.org/10.1017/S0022149X1900110X>
- Stoyanova S., **Nyeste K.**, Georgieva E., Uchikov P., Velcheva I., Yancheva, V. (2020): Toxicological impact of a neonicotinoid insecticide and an organophosphorus fungicide on bighead carp, *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) gills: A comparative study. *North-Western Journal of Zoology* 16(1): e191401. (**Q3; IF: 0,750**)
- Nyeste K.**, Kati S., Nagy S. A., Antal L. (2017): Growth features of the Amur sleeper, *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Perciformes: Odontobutidae), in the invaded Carpathian Basin, Hungary. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 47(1): 33–40. (**Q3; IF: 0,708**) <https://doi.org/10.3750/AIEP/01977>

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban:

- Nyeste K.**, Somogyi D., Sallai Z., Antal L. (2020): Adatok az őshonos tokféléink (Acipenseridae) Kárpát-medencei recens előfordulásairól. *Pisces Hungarici* 14: 107–114.
- Tóth R., Bíró Zs., Farkas Gy. B., Zulkipli N., Somogyi D., Antal L., **Nyeste K.** (2020): A Rakamazi-Nagy-morotva halközösségének vizsgálata eltérő mintavételi protokollok alapján. *Pisces Hungarici* 12: 53–56.
- Szepesi Zs., Harka Á., **Nyeste K.** (2019): Adatok a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) növekedéséhez. *Pisces Hungarici* 13: 33–42.
- Szepesi Zs., Harka Á., **Nyeste K.** (2019): A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) elszaporodásának hatása a tiszai küllő (*Gobio carpathicus*) állományára az északkelet- magyarországi Eger-patak újonnan kolonizált szakaszán. *Pisces Hungarici* 13: 95–100.
- Somogyi D., Farkas Gy., Deák S., Nagy S. A., **Nyeste K.**, Antal L. (2019): A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetbe. *Pisces Hungarici* 13: 75–80.

- Nyeste K.**, Héjja M. K., Abonyi T., Simon Sz., Nagy S. A., Antal L. (2019): A Nagykunsági-főcsatorna halfaunája és halközösség alapú ökológiai állapotminősítése. *Pisces Hungarici* 13: 65–74.
- Nyeste K.**, Gyöngy M., Antal L. (2018): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] terjedése a Tisza vízgyűjtőjén. *Pisces Hungarici* 12: 53–56.
- Molnár K., **Nyeste K.**, Székely Cs. (2018): Parasitology is a tool for identifying the original biotope of the gibel carp (*Carassius auratus gibelio* Berg, 1932). *Pisces Hungarici* 12: 87–94.
- Nyeste K.**, Nyíri K., Molnár J. (2017): A feketeszájú géb [*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)] első észlelése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 11: 89–90.
- Nyeste K.**, Kati S., Nagy S.A., Antal L. (2017): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) egy hazai populációjának növekedési sajátosságai. *Pisces Hungarici* 11: 67–76.
- Harka Á., Szepesi Zs., **Nyeste K.** (2017): A pirapitinga [*Piaractus brachipomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon. *Pisces Hungarici* 11: 35–39.
- Fazekas D., Sólyom N., **Nyeste K.**, Antal L. (2016): Antropogén beavatkozások hatása az Öreg-Túr halfaunájára. *Pisces Hungarici* 10: 51–56.
- Fazekas G., Abonyi T., **Nyeste K.**, Antal L. (2016): A Sajó menti kisvízfolyások halfaunájának természetvédelmi és ökológiai értékelése. *Pisces Hungarici* 10: 63–70.
- Tamás V., **Nyeste K.**, Papp G., Antal L. (2015): Újabb adatok a sügér (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) növekedéséhez. *Pisces Hungarici* 9: 39–44.
- Halasi-Kovács B., Papp G., Posta T., **Nyeste K.** (2014): A bodorka (*Rutilus rutilus*), a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) és a dévérkeszeg (*Abramis brama*) populációinak ökológiai státusza és növekedése a Tisza-tóban. *Pisces Hungarici* 8: 89–96.
- Harka Á., **Nyeste K.**, Nagy L., Specziár A., Erős T. (2014): Bíborsügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici* 8: 29–34.
- Nyeste K.**, Mozsár A., Antal L. (2014): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedésének vizsgálata a Rakamaz–Tiszanagyfalu–Nagy-morotván. *Pisces Hungarici* 8: 83–88.
- Harka Á., Antal L., Mozsár A., **Nyeste K.**, Szepesi Zs., Sályi P. (2012): Az amurgéb (*Perccottus glenii*) növekedése a Tisza vízrendszerében. *Pisces Hungarici* 7: 55–58.

13. Mellékletek

1. melléklet. A Tisza vízgyűjtőjének egyes vízfolyásaiban mért fémkoncentrációk leíró statisztikái (átlag ± szórás; ug l⁻¹) 2017-ben. Az adatok az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából származnak.

Mintavételi hely	Al	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Tisza felső	NA	0,01 ± 0,01	1,19 ± 1,54	0,05 ± 0,05	0,01 ± 0,01	<0,01	0,04 ± 0,01
Tisza Szamos felett	NA	0,01 ± 0,01	1,37 ± 1,33	0,07 ± 0,03	0,01 ± 0,00	<0,01	0,03 ± 0,01
Tisza Szamos alatt	NA	0,01 ± 0,03	2,28 ± 2,09	0,16 ± 0,11	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00	0,07 ± 0,04
Szamos felső	NA	<0,01	2,09 ± 2,22	0,28 ± 0,12	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,11 ± 0,05
Szamos alsó	NA	<0,01	18,03 ± 31,69	12,51 ± 24,32	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01
Tisza Bodrog felett	NA	<0,01	1,90 ± 1,88	0,09 ± 0,07	0,01 ± 0,02	<0,01	0,05 ± 0,02
Tisza Bodrog alatt	0,25 ± 0,04	<0,01	0,19 ± 0,09	0,04 ± 0,04	<0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01
Bodrog felső	0,05 ± 0,03	<0,01	0,07 ± 0,04	0,05 ± 0,03	<0,01	<0,01	0,09 ± 0,05
Bodrog alsó	0,05 ± 0,04	<0,01	0,06 ± 0,06	0,05 ± 0,04	<0,01	<0,01	0,08 ± 0,02
Tisza Sajó felett	NA	<0,01	0,06 ± 0,07	0,10 ± 0,015	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,00
Tisza Sajó alatt	NA	<0,01	NA	-	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,02
Sajó felső	0,37 ± 0,84	<0,01	0,26 ± 0,27	0,05 ± 0,05	<0,01	<0,01	0,04 ± 0,07
Bódva felső	NA	<0,01	0,01 ± 0,01	0,03 ± 0,04	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,04
Hernád felső	NA	<0,01	NA	-	NA	<0,01	0,01 ± 0,01
Sajó alsó	NA	<0,01	NA	-	<0,01	<0,01	0,10 ± 0,10
Tisza Zagyva felett	NA	<0,01	0,00	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tisza Zagyva alatt	NA	<0,01	0,02 ± 0,02	0,01 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,03
Zagyva felső	NA	<0,01	NA	NA	NA	-	<0,01
Zagyva alsó	NA	<0,01	NA	NA	<0,01	<0,01	<0,01
Tisza Körös felett	4,49 ± 10,33	0,02 ± 0,02	5,91 ± 14,67	0,25 ± 0,58	0,03 ± 0,03	0,01 ± 0,02	0,10 ± 0,15
Tisza Körös alatt	0,06 ± 0,07	0,01 ± 0,00	0,10 ± 0,07	0,03 ± 0,03	0,01 ± 0,01	<0,01	0,01 ± 0,00
Berettyó	NA	0,01 ± 0,02	1,94 ± 0,95	0,27 ± 0,10	0,01 ± 0,02	<0,01	0,04 ± 0,03
Sebes-Körös	NA	<0,01	0,70 ± 0,35	0,08 ± 0,03	0,01 ± 0,00	<0,01	0,03 ± 0,02
Fekete-Körös	NA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fehér-Körös	NA	<0,01	1,06 ± 0,85	0,12 ± 0,07	0,01 ± 0,00	<0,01	0,03 ± 0,02
Hármas-Körös	NA	0,01 ± 0,02	1,54 ± 2,28	0,16 ± 0,26	0,01 ± 0,00	<0,01	0,03 ± 0,01
Tisza Maros felett	1,08 ± 0,95	0,01 ± 0,01	1,17 ± 1,10	0,06 ± 0,03	0,02 ± 0,02	<0,01	0,03 ± 0,02
Tisza Maros alatt	1,47 ± 1,30	0,02 ± 0,03	1,54 ± 1,13	0,07 ± 0,05	0,05 ± 0,13	<0,01	0,02 ± 0,01
Maros felső	1,84 ± 0,01	0,01 ± 0,00	2,06 ± 0,00	0,11 ± 0,00	0,01 ± 0,00	<0,01	0,02 ± 0,00
Maros alsó	0,01 ± 0,01	<0,01	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01
Határérték (µg l ⁻¹) ^a	–	74	1000	–	52	2,5	120

NA = Nincs adat az adott fémkoncentrációra vonatkozóan

^a Az USEPA (2017) által az édesvizekre előírt kritikus krónikus koncentrációértékek (CCs)

A Cd koncentrációja minden vízfolyás esetén <0,01 ug l⁻¹-nél kevesebb volt, így azokat nem tüntettem fel a táblázatban.

2. melléklet. A Felső-Tisza vidékén és a Szamoson lévő helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopoltyújában és májában mért fémkoncentrációk (átlag ± szórás mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza felső	Tisza Szamos felett	Tisza Szamos alatt	Szamos felső	Szamos alsó	Kruskal-Wallis H
Izom	Al	0,42 ± 0,19 ^a	0,55 ± 0,28 ^a	0,57 ± 0,27 ^a	0,36 ± 0,14 ^a	0,14 ± 0,13 ^b	20,33
	Ba	0,13 ± 0,05 ^a	0,10 ± 0,02 ^a	0,10 ± 0,06 ^{ab}	0,07 ± 0,02 ^b	0,04 ± 0,03 ^c	25,13
	Cd	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Co	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cr	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cu	0,26 ± 0,07 ^a	0,28 ± 0,06 ^a	0,27 ± 0,04 ^a	0,28 ± 0,07 ^a	0,23 ± 0,04 ^a	4,69
	Fe	5,13 ± 4,95 ^a	3,11 ± 0,84 ^a	2,92 ± 0,69 ^a	3,30 ± 1,01 ^a	1,99 ± 0,31 ^b	18,75
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	0,25 ± 0,07 ^a	0,25 ± 0,05 ^a	0,28 ± 0,08 ^a	0,26 ± 0,03 ^a	0,25 ± 0,04 ^a	1,56
	Ni	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Pb	0,01 ± 0,02 ^a	BDL	BDL	0,02 ± 0,02 ^a	0,03 ± 0,03 ^a	2,86
	Sr	0,28 ± 0,12 ^a	0,26 ± 0,18 ^a	0,64 ± 0,76 ^a	0,44 ± 0,34 ^a	0,25 ± 0,21 ^a	2,32
	Zn	6,40 ± 2,20 ^{ab}	6,06 ± 1,57 ^a	7,98 ± 1,73 ^b	5,50 ± 1,31 ^a	5,74 ± 1,01 ^a	9,95
Kopoltyú	Al	2,66 ± 1,54 ^a	5,90 ± 2,95 ^{bc}	9,22 ± 6,09 ^{bc}	4,36 ± 2,99 ^{ab}	9,65 ± 6,82 ^c	17,56
	Ba	5,06 ± 0,81 ^a	3,42 ± 0,79 ^b	3,33 ± 0,87 ^b	3,29 ± 0,44 ^b	2,39 ± 0,65 ^c	28,36
	Cd	0,02 ± 0,03 ^a	0,03 ± 0,04 ^a	0,05 ± 0,04 ^a	0,04 ± 0,05 ^a	0,04 ± 0,03 ^a	3,62
	Co	BDL	0,03 ± 0,04 ^a	BDL	BDL	0,02 ± 0,03 ^a	0,01
	Cr	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cu	0,64 ± 0,29 ^a	0,70 ± 0,18 ^a	0,88 ± 0,18 ^b	0,63 ± 0,09 ^a	0,58 ± 0,25 ^a	12,61
	Fe	18,80 ± 5,93 ^{ad}	24,99 ± 4,51 ^b	35,58 ± 8,12 ^c	17,20 ± 4,74 ^d	27,36 ± 11,90 ^{abc}	22,42
	Li	BDL	BDL	0,03 ± 0,03	BDL	BDL	–
	Mn	4,52 ± 1,00 ^a	3,83 ± 1,00 ^b	5,11 ± 0,86 ^a	5,47 ± 1,62 ^a	5,61 ± 1,81 ^a	13,7
	Ni	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Pb	0,05 ± 0,04 ^{ac}	0,03 ± 0,06 ^b	0,04 ± 0,04 ^{ab}	0,10 ± 0,06 ^c	0,08 ± 0,06 ^{ac}	11,32
	Sr	17,95 ± 2,33 ^a	14,77 ± 1,61 ^b	27,96 ± 9,82 ^c	28,63 ± 3,10 ^c	26,40 ± 7,71 ^c	32,58
	Zn	39,58 ± 13,24 ^a	44,70 ± 7,24 ^{ab}	60,30 ± 18,52 ^b	45,65 ± 11,11 ^{ab}	53,55 ± 12,83 ^{ab}	10,86
Máj	Al	0,92 ± 0,43 ^{ab}	0,86 ± 0,22 ^a	1,32 ± 0,50 ^b	1,07 ± 0,58 ^{ab}	0,37 ± 0,34 ^c	18,25
	Ba	0,43 ± 0,14 ^a	0,20 ± 0,10 ^{bc}	0,31 ± 0,21 ^{ab}	0,18 ± 0,05 ^{bc}	0,11 ± 0,09 ^c	22,15
	Cd	0,11 ± 0,07 ^a	0,06 ± 0,05 ^a	0,09 ± 0,09 ^a	0,07 ± 0,05 ^a	0,09 ± 0,07 ^a	3,89
	Co	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cr	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cu	7,84 ± 4,33 ^{ab}	6,68 ± 3,04 ^{ab}	6,65 ± 2,20 ^{ab}	6,27 ± 1,49 ^a	11,19 ± 5,10 ^b	6,64
	Fe	73,21 ± 19,20 ^{ac}	74,40 ± 20,05 ^{ac}	114,33 ± 31,61 ^b	68,64 ± 13,86 ^a	85,40 ± 14,39 ^c	18,82
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	1,65 ± 0,80 ^{ab}	1,29 ± 0,32 ^a	1,61 ± 0,38 ^{ab}	1,92 ± 0,82 ^{ab}	1,91 ± 0,52 ^b	8,48
	Ni	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Pb	BDL	BDL	BDL	BDL	0,10 ± 0,13	–
	Sr	0,20 ± 0,08 ^a	0,22 ± 0,07 ^{ab}	0,29 ± 0,12 ^b	0,27 ± 0,07 ^{ab}	0,23 ± 0,08 ^{ab}	7,71
	Zn	26,08 ± 7,40 ^{ac}	23,62 ± 4,98 ^a	51,12 ± 20,42 ^b	22,59 ± 2,91 ^a	32,31 ± 7,35 ^c	24,27

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal–Wallis H-értékét félkövérrel jelöltem.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann–Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann–Whitney- teszt, $p < 0,05$).

3. melléklet. A Bodrogon és a torkolata környéki Tiszán kijelölt helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopoltyújában és májában mért fémkoncentrációk (átlag ± szórás mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza Bodrog felett	Tisza Bodrog alatt	Bodrog felső	Bodrog alsó	Kruskal-Wallis H
Izom	Al	0,14 ± 0,16 ^a	0,28 ± 0,22 ^{ab}	0,19 ± 0,15 ^{ab}	0,35 ± 0,28 ^a	6,09
	Ba	0,07 ± 0,03 ^a	0,07 ± 0,04 ^a	0,08 ± 0,04 ^a	0,11 ± 0,06 ^a	2,38
	Cd	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Co	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cr	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cu	0,26 ± 0,07 ^a	0,23 ± 0,03 ^a	0,21 ± 0,06 ^a	0,22 ± 0,02 ^a	4,28
	Fe	2,17 ± 0,41 ^a	2,08 ± 0,69 ^a	1,97 ± 0,36 ^a	2,23 ± 0,52 ^a	2,19
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	0,26 ± 0,07 ^a	0,30 ± 0,09 ^a	0,27 ± 0,05 ^a	0,30 ± 0,09 ^a	1,36
	Ni	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Pb	0,06 ± 0,07 ^a	0,09 ± 0,06 ^a	0,07 ± 0,06 ^a	0,09 ± 0,06 ^a	2,58
	Sr	0,39 ± 0,20 ^a	0,42 ± 0,21 ^a	0,33 ± 0,24 ^a	0,34 ± 0,18 ^a	1,75
	Zn	7,12 ± 1,28 ^a	4,62 ± 0,49 ^b	5,56 ± 0,99 ^c	4,87 ± 1,03 ^{bc}	20,40
Kopoltyú	Al	2,62 ± 2,27 ^a	1,42 ± 0,61 ^{ac}	25,17 ± 19,28 ^b	0,91 ± 0,35 ^c	25,68
	Ba	2,50 ± 0,67 ^a	2,12 ± 0,64 ^a	2,87 ± 1,00 ^a	2,17 ± 0,28 ^a	5,84
	Cd	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Co	BDL	BDL	0,03 ± 0,03	BDL	–
	Cr	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Cu	0,71 ± 0,29 ^a	0,63 ± 0,17 ^{ab}	0,46 ± 0,23 ^{ab}	0,50 ± 0,12 ^a	7,28
	Fe	19,40 ± 8,18 ^a	11,24 ± 2,57 ^b	46,50 ± 28,42 ^c	12,14 ± 3,11 ^b	17,11
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	3,45 ± 0,74 ^a	3,25 ± 0,69 ^a	3,99 ± 1,49 ^a	3,85 ± 1,24 ^a	2,78
	Ni	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Pb	0,09 ± 0,08 ^a	0,10 ± 0,08 ^a	0,07 ± 0,08 ^a	0,09 ± 0,09 ^a	0,83
	Sr	20,54 ± 4,31 ^a	17,62 ± 5,14 ^{ab}	13,86 ± 4,74 ^{bc}	11,99 ± 3,98 ^c	14,37
	Zn	47,75 ± 11,05 ^a	43,61 ± 9,50 ^a	51,72 ± 15,86 ^a	42,09 ± 12,18 ^a	3,07
Máj	Al	0,25 ± 0,23 ^a	0,64 ± 0,64 ^a	6,00 ± 6,20 ^b	0,43 ± 0,33 ^a	19,75
	Ba	0,14 ± 0,06 ^a	0,17 ± 0,10 ^a	0,91 ± 0,60 ^b	0,14 ± 0,15 ^a	21,47
	Cd	0,08 ± 0,03 ^a	0,05 ± 0,10 ^b	0,83 ± 0,43 ^c	0,02 ± 0,02 ^b	28,73
	Co	BDL	BDL	1,17 ± 1,55	BDL	–
	Cr	BDL	BDL	1,41 ± 2,08	BDL	–
	Cu	5,02 ± 1,48 ^a	10,50 ± 7,06 ^b	38,41 ± 14,26 ^c	4,55 ± 1,33 ^a	27,75
	Fe	85,55 ± 26,77 ^a	61,88 ± 15,39 ^b	405,55 ± 134,05 ^c	73,25 ± 26,13 ^{ab}	24,35
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	1,30 ± 0,18 ^a	1,40 ± 0,39 ^a	5,68 ± 2,11 ^b	1,32 ± 0,36 ^a	21,92
	Ni	BDL	BDL	0,66 ± 0,80	BDL	–
	Pb	0,11 ± 0,11 ^a	0,20 ± 0,22 ^a	0,88 ± 1,20 ^a	0,07 ± 0,08 ^a	1,63
	Sr	0,19 ± 0,12 ^a	0,31 ± 0,17 ^a	0,91 ± 0,55 ^b	0,17 ± 0,02 ^a	23,22
	Zn	32,90 ± 8,35 ^a	23,56 ± 3,55 ^b	236,86 ± 120,47 ^c	21,65 ± 3,81 ^b	29,05

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal-Wallis H értékét **félkövérrel** jelöltem.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann-Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann-Whitney teszt, $p < 0,05$).

4. melléklet. A Sajón és fő mellékvizein, valamint a Sajó torkolata környéki Tiszán kijelölt helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopolyijában és májában mért fémkoncentrációk (átlag ± szórás mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza	Tisza	Sajó	Bódva	Hernád	Sajó	Kruskal-Wallis H
		Sajó felett	Sajó alatt	felső			alsó	
Izom	Al	2,28 ± 0,97 ^a	2,44 ± 1,77 ^{ab}	1,56 ± 0,86 ^a	2,14 ± 0,70 ^a	3,66 ± 1,61 ^b	2,69 ± 2,02 ^{ab}	11,80
	Ba	0,39 ± 0,31 ^{ab}	0,43 ± 0,20 ^{ab}	0,46 ± 0,18 ^{ac}	0,28 ± 0,19 ^b	0,68 ± 0,31 ^c	0,34 ± 0,18 ^{ab}	17,74
	Cd	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Co	BDL	0,85 ± 0,87 ^a	BDL	BDL	0,12 ± 0,13 ^b	BDL	4,45
	Cr	1,64 ± 1,46 ^a	2,72 ± 3,94 ^{ab}	1,52 ± 1,18 ^a	0,12 ± 0,72 ^a	3,44 ± 1,88 ^b	3,52 ± 2,00 ^b	13,61
	Cu	1,90 ± 0,57 ^a	1,90 ± 0,42 ^a	1,12 ± 0,38 ^b	1,66 ± 0,48 ^a	1,80 ± 0,54 ^a	1,86 ± 1,21 ^{ab}	15,61
	Fe	21,77 ± 13,92 ^a	17,24 ± 15,81 ^a	17,98 ± 8,34 ^a	34,42 ± 49,08 ^a	26,82 ± 12,21 ^a	31,94 ± 22,29 ^b	7,05
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	1,03 ± 0,55 ^a	0,97 ± 0,54 ^a	1,19 ± 0,44 ^a	1,35 ± 0,59 ^a	1,92 ± 0,50 ^b	1,41 ± 0,44 ^a	18,08
	Ni	0,18 ± 0,17 ^a	0,32 ± 0,32 ^a	BDL	0,26 ± 0,31 ^a	0,88 ± 0,70 ^b	0,70 ± 1,18 ^{ab}	13,01
	Pb	0,23 ± 0,34 ^a	0,41 ± 0,56 ^a	BDL	BDL	0,29 ± 0,53 ^a	BDL	0,92
	Sr	2,79 ± 3,21 ^{ac}	2,32 ± 1,71 ^{ac}	0,89 ± 0,98 ^b	0,74 ± 0,41 ^b	2,10 ± 0,77 ^c	1,22 ± 1,08 ^{ab}	21,33
Kopolyú	Zn	26,43 ± 5,77 ^{ab}	27,73 ± 3,76 ^b	24,57 ± 6,08 ^{abc}	19,59 ± 4,56 ^c	37,98 ± 10,71 ^d	21,57 ± 3,95 ^{ac}	29,79
	Al	18,62 ± 16,69 ^{abd}	10,22 ± 2,88 ^b	110,86 ± 93,49 ^c	30,80 ± 16,99 ^{ad}	33,90 ± 30,93 ^{ad}	13,02 ± 7,72 ^{bc}	28,47
	Ba	14,59 ± 3,57 ^a	12,20 ± 2,84 ^a	22,34 ± 8,49 ^b	18,63 ± 7,99 ^{ab}	19,56 ± 5,65 ^b	13,81 ± 3,65 ^a	20,50
	Cd	BDL	BDL	0,01 ± 0,02 ^a	BDL	0,13 ± 0,28 ^a	BDL	1,83
	Co	0,28 ± 0,27 ^{ab}	0,97 ± 0,88 ^a	BDL	0,14 ± 0,14 ^{bc}	0,21 ± 0,17 ^{abc}	0,11 ± 0,11 ^c	10,23
	Cr	2,03 ± 1,27 ^a	3,06 ± 3,20 ^a	2,41 ± 2,43 ^a	2,89 ± 1,42 ^a	5,23 ± 3,03 ^b	2,77 ± 2,31 ^{ab}	11,89
	Cu	4,27 ± 1,26 ^a	4,28 ± 0,63 ^a	2,19 ± 1,05 ^b	3,34 ± 0,98 ^c	4,41 ± 1,37 ^a	2,65 ± 0,75 ^{bc}	29,06
	Fe	66,61 ± 26,92 ^a	80,07 ± 36,50 ^{ac}	194,81 ± 122,42 ^{bd}	118,05 ± 43,11 ^{b,c}	179,41 ± 84,84 ^d	59,80 ± 28,51 ^a	31,60
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	19,02 ± 3,26 ^a	17,10 ± 2,22 ^a	34,45 ± 11,82 ^b	34,41 ± 6,90 ^b	32,92 ± 15,76 ^b	19,18 ± 4,54 ^a	36,09
	Ni	0,02 ± 0,04 ^a	0,16 ± 0,16 ^b	BDL	BDL	0,77 ± 0,87 ^c	BDL	15,20
	Pb	0,26 ± 0,39 ^a	0,63 ± 0,81 ^{ab}	0,11 ± 0,11 ^a	0,12 ± 0,14 ^a	0,74 ± 0,51 ^b	0,12 ± 0,21 ^a	18,34
	Sr	114,41 ± 22,97 ^a	93,01 ± 19,04 ^{abd}	78,31 ± 28,71 ^{bc}	51,01 ± 13,41 ^c	81,25 ± 13,75 ^{bd}	65,55 ± 10,50 ^c	35,16
	Zn	267,32 ± 62,15 ^{ac}	275,02 ± 79,23 ^a	195,79 ± 100,53 ^{bc}	199,92 ± 103,12 ^b	293,68 ± 90,47 ^a	253,28 ± 52,60 ^{ac}	13,28

Szerv	Elem	Tisza Sajó felett	Tisza Sajó alatt	Sajó felső	Bódva	Hernád	Sajó alsó	Kruskal-Wallis H
Máj	Al	3,12 ± 1,43 ^a	6,00 ± 6,20 ^{ac}	7,09 ± 6,83 ^{ac}	3,31 ± 1,60 ^a	23,25 ± 47,04 ^{bc}	5,77 ± 7,24 ^a	8,82
	Ba	0,60 ± 0,37 ^{ab}	0,91 ± 0,60 ^a	1,01 ± 0,63 ^{ac}	0,34 ± 0,26 ^b	1,96 ± 2,02 ^a	0,41 ± 0,31 ^{bc}	17,23
	Cd	0,39 ± 0,19 ^{ade}	0,83 ± 0,43 ^b	0,12 ± 0,11 ^c	0,22 ± 0,13 ^{de}	0,89 ± 0,94 ^{bc}	0,55 ± 0,37 ^{bc}	28,08
	Co	0,26 ± 0,32 ^{ab}	1,17 ± 1,55 ^{ab}	0,07 ± 0,12 ^a	0,17 ± 0,10 ^{bc}	0,61 ± 0,93 ^b	0,16 ± 0,25 ^{ac}	10,36
	Cr	2,33 ± 1,86 ^{ac}	1,41 ± 2,08 ^a	2,09 ± 1,37 ^a	1,97 ± 1,03 ^a	15,04 ± 24,79 ^{bd}	5,56 ± 4,02 ^{cd}	21,66
	Cu	34,40 ± 16,30 ^a	38,41 ± 14,26 ^a	15,49 ± 11,56 ^b	15,42 ± 7,46 ^{bc}	39,56 ± 26,80 ^{ac}	41,55 ± 14,88 ^a	23,99
	Fe	354,58 ± 169,22 ^a	405,55 ± 134,05 ^a	432,33 ± 172,87 ^a	322,35 ± 149,45 ^a	386,21 ± 102,95 ^a	501,36 ± 202,59 ^a	6,92
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	6,78 ± 1,04 ^a	5,68 ± 2,11 ^a	13,43 ± 6,91 ^b	11,77 ± 4,30 ^{bc}	11,92 ± 9,72 ^{bc}	8,65 ± 1,97 ^c	27,41
	Ni	0,24 ± 0,26 ^{ab}	0,66 ± 0,80 ^{ac}	0,17 ± 0,38 ^b	0,28 ± 0,24 ^{ab}	1,61 ± 1,99 ^c	1,82 ± 2,77 ^{abc}	11,41
	Pb	BDL	0,88 ± 1,20 ^a	BDL	0,05 ± 0,07 ^a	0,97 ± 1,74 ^a	0,09 ± 0,18 ^a	2,82
	Sr	0,88 ± 0,30 ^a	0,91 ± 0,55 ^a	1,14 ± 1,53 ^{ab}	0,62 ± 0,52 ^b	3,04 ± 4,58 ^a	0,79 ± 0,20 ^a	13,54
	Zn	163,00 ± 85,75 ^{ab}	236,86 ± 120,47 ^a	115,38 ± 57,71 ^b	128,07 ± 61,00 ^b	252,64 ± 201,55 ^a	204,90 ± 102,15 ^a	16,29

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal–Wallis H-értékét **félkövérrel** jelöltem.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann-Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann–Whitney-teszt, $p < 0,05$).

5. melléklet. A Zagyván és a torkolata környéki Tiszán kijelölt helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopoltyújában és májában mért fémkoncentrációk (átlag ± szórás mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza Zagyva felett	Tisza Zagyva alatt	Zagyva felső	Zagyva alsó	Kruskal-Wallis H
Izom	Al	0,54 ± 0,18 ^a	0,83 ± 0,48 ^a	0,62 ± 0,33 ^a	0,32 ± 0,18 ^b	13,52
	Ba	0,08 ± 0,02 ^a	0,10 ± 0,04 ^a	0,08 ± 0,02 ^a	0,06 ± 0,03 ^b	9,64
	Cd	BDL	0,02 ± 0,01 ^a	0,02 ± 0,03 ^a	BDL	0,83
	Co	BDL	0,01 ± 0,01	BDL	BDL	–
	Cr	BDL	0,05 ± 0,02	BDL	BDL	–
	Cu	0,21 ± 0,03 ^a	0,33 ± 0,13 ^b	0,30 ± 0,08 ^b	0,20 ± 0,05 ^a	16,09
	Fe	2,28 ± 0,30 ^{ab}	1,61 ± 1,22 ^a	4,22 ± 2,76 ^b	5,45 ± 3,74 ^b	11,72
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	0,28 ± 0,07 ^{bc}	0,27 ± 0,04 ^{bc}	0,22 ± 0,07 ^a	0,20 ± 0,03 ^c	13,31
	Ni	BDL	0,03 ± 0,02	BDL	BDL	–
	Pb	0,22 ± 0,12 ^a	BDL	0,03 ± 0,04 ^b	0,03 ± 0,03 ^b	13,87
	Sr	0,42 ± 0,16 ^a	0,46 ± 0,21 ^a	0,26 ± 0,20 ^{ab}	0,16 ± 0,11 ^b	13,40
	Zn	6,82 ± 1,10 ^a	7,44 ± 2,42 ^a	6,73 ± 2,03 ^a	4,85 ± 1,40 ^b	11,90
Kopoltyú	Al	17,50 ± 11,00 ^a	26,32 ± 28,43 ^a	2,93 ± 1,28 ^b	6,35 ± 3,56 ^c	22,80
	Ba	3,32 ± 1,54 ^a	2,15 ± 0,51 ^b	2,09 ± 0,62 ^b	2,67 ± 0,91 ^{ab}	8,97
	Cd	BDL	0,03 ± 0,01 ^a	0,02 ± 0,03 ^{ab}	0,01 ± 0,01 ^b	5,67
	Co	BDL	0,02 ± 0,02 ^a	0,03 ± 0,03 ^a	0,01 ± 0,01 ^b	4,38
	Cr	BDL	0,15 ± 0,07 ^a	BDL	0,05 ± 0,06 ^b	7,82
	Cu	0,81 ± 0,26 ^a	0,92 ± 0,47 ^a	0,71 ± 0,08 ^a	0,48 ± 0,16 ^b	12,57
	Fe	40,21 ± 18,01 ^a	50,06 ± 41,12 ^a	33,83 ± 14,15 ^a	21,23 ± 7,57 ^b	9,83
	Li	BDL	0,09 ± 0,06 ^a	0,03 ± 0,0 ^b	0,07 ± 0,02 ^a	11,22
	Mn	4,91 ± 1,55 ^a	4,33 ± 2,05 ^a	6,10 ± 3,44 ^a	5,18 ± 2,46 ^a	1,89
	Ni	BDL	0,06 ± 0,05	BDL	BDL	–
	Pb	0,19 ± 0,10 ^a	0,11 ± 0,13 ^{ab}	0,03 ± 0,03 ^b	0,11 ± 0,15 ^{ab}	10,94
	Sr	17,92 ± 4,16 ^a	16,25 ± 4,28 ^a	16,46 ± 3,61 ^a	21,44 ± 9,51 ^a	2,42
	Zn	84,34 ± 22,86 ^a	73,72 ± 16,34 ^{ac}	50,51 ± 15,68 ^b	53,83 ± 26,11 ^{bc}	12,28
Máj	Al	2,04 ± 0,96 ^a	3,15 ± 2,27 ^a	1,06 ± 0,57 ^b	0,44 ± 0,15 ^c	26,38
	Ba	0,35 ± 0,16 ^a	0,25 ± 0,13 ^a	0,13 ± 0,12 ^b	0,22 ± 33,26 ^{ab}	10,42
	Cd	BDL	BDL	0,06 ± 0,07 ^a	0,28 ± 0,19 ^b	8,69
	Co	BDL	0,10 ± 0,09 ^a	0,04 ± 0,12 ^b	0,02 ± 0,02 ^c	13,36
	Cr	BDL	0,12 ± 0,10	BDL	BDL	–
	Cu	11,55 ± 4,10 ^a	12,72 ± 4,02 ^a	6,38 ± 2,43 ^b	10,57 ± 6,32 ^a	13,96
	Fe	105,42 ± 48,36 ^a	76,44 ± 16,29 ^a	78,06 ± 26,97 ^a	86,63 ± 31,54 ^a	3,53
	Li	BDL	BDL	BDL	0,03 ± 0,03	–
	Mn	2,16 ± 1,58 ^{ab}	1,66 ± 0,44 ^a	1,21 ± 0,20 ^b	10,19 ± 8,38 ^c	16,63
	Ni	BDL	0,11 ± 0,08 ^a	BDL	BDL	–
	Pb	0,44 ± 0,46 ^a	BDL	0,03 ± 0,05 ^b	0,18 ± 0,25 ^a	8,88
	Sr	0,34 ± 0,18 ^a	0,78 ± 0,53 ^b	0,30 ± 0,19 ^a	0,37 ± 0,14 ^a	9,91
	Zn	46,67 ± 16,20 ^a	40,14 ± 13,42 ^a	29,81 ± 11,24 ^b	46,12 ± 21,50 ^a	7,18

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal–Wallis H-értékét **félkövérrel** jelöltem.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann–Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann–Whitney-teszt, $p < 0,05$).

6. melléklet. A Körös vízgyűjtőjén, valamint a Hármaskörös torkolata környéki Tiszán kijelölt helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopolyájában és májában mért fémkoncentrációk (átlag $\pm$ szórási mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza Körös felett	Tisza Körös alatt	Fehér-Körös	Fekete-Körös	Sebes-Körös	Berettyó	Hármaskörös	Kruskal-Wallis H
Izom	Al	0,76 $\pm$ 0,78 ^{ab}	0,55 $\pm$ 0,25 ^c	1,29 $\pm$ 0,81 ^b	0,52 $\pm$ 0,32 ^a	0,19 $\pm$ 0,06 ^c	0,54 $\pm$ 0,30 ^a	0,56 $\pm$ 0,25 ^a	28,94
	Ba	0,10 $\pm$ 0,07 ^{ab}	0,07 $\pm$ 0,03 ^{ac}	0,11 $\pm$ 0,06 ^b	0,13 $\pm$ 0,06 ^b	0,06 $\pm$ 0,03 ^c	0,15 $\pm$ 0,08 ^b	0,03 $\pm$ 0,02 ^d	34,75
	Cd	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	0,03 $\pm$ 0,02 ^b	BDL	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	BDL	11,82
	Co	BDL	BDL	0,03 $\pm$ 0,02 ^a	BDL	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^b	BDL	7,41
	Cr	0,10 $\pm$ 0,05 ^a	0,04 $\pm$ 0,02 ^b	BDL	0,13 $\pm$ 0,01 ^c	0,05 $\pm$ 0,01 ^{bc}	0,05 $\pm$ 0,01 ^b	0,05 $\pm$ 0,01 ^{bc}	24,48
	Cu	0,18 $\pm$ 0,06 ^{ab}	0,22 $\pm$ 0,04 ^a	0,21 $\pm$ 0,07 ^{ab}	0,18 $\pm$ 0,06 ^{ab}	0,16 $\pm$ 0,03 ^b	0,21 $\pm$ 0,06 ^a	0,19 $\pm$ 0,10 ^{ab}	11,25
	Fe	2,18 $\pm$ 0,65 ^a	0,77 $\pm$ 0,53 ^b	2,45 $\pm$ 1,55 ^a	1,88 $\pm$ 0,84 ^{ab}	0,97 $\pm$ 0,39 ^b	1,12 $\pm$ 1,03 ^b	1,13 $\pm$ 0,68 ^b	28,96
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	0,28 $\pm$ 0,09 ^a	0,21 $\pm$ 0,06 ^b	0,30 $\pm$ 0,15 ^{abc}	0,40 $\pm$ 0,11 ^c	0,13 $\pm$ 0,08 ^{de}	0,19 $\pm$ 0,08 ^{bd}	0,11 $\pm$ 0,02 ^e	41,92
	Ni	0,05 $\pm$ 0,02 ^a	0,01 $\pm$ 0,0 ^b	BDL	0,04 $\pm$ 0,06 ^{ab}	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^b	BDL	10,66
	Pb	0,08 $\pm$ 0,05 ^a	BDL	0,09 $\pm$ 0,15 ^a	0,07 $\pm$ 0,09 ^a	BDL	BDL	BDL	1,66
	Sr	0,38 $\pm$ 0,26 ^a	0,31 $\pm$ 0,20 ^{ab}	0,30 $\pm$ 0,18 ^{ab}	0,30 $\pm$ 0,11 ^a	0,23 $\pm$ 0,26 ^{ab}	0,19 $\pm$ 0,16 ^{ab}	0,16 $\pm$ 0,13 ^b	10,68
	Zn	5,68 $\pm$ 1,15 ^a	5,50 $\pm$ 1,04 ^a	7,21 $\pm$ 2,44 ^a	6,18 $\pm$ 1,82 ^a	3,82 $\pm$ 0,77 ^b	5,68 $\pm$ 2,20 ^{ab}	5,57 $\pm$ 2,08 ^a	17,97
Kopolyú	Al	17,57 $\pm$ 15,28 ^a	6,14 $\pm$ 5,03 ^{bc}	5,25 $\pm$ 1,94 ^b	5,60 $\pm$ 2,73 ^{ab}	2,85 $\pm$ 1,35 ^c	4,71 $\pm$ 4,07 ^{bc}	7,28 $\pm$ 4,71 ^{ab}	18,59
	Ba	2,29 $\pm$ 0,39 ^a	2,71 $\pm$ 0,98 ^{ab}	3,56 $\pm$ 1,62 ^{bd}	2,54 $\pm$ 0,82 ^{ab}	4,54 $\pm$ 1,39 ^{cd}	9,00 $\pm$ 2,45 ^e	2,23 $\pm$ 0,52 ^{ab}	38,29
	Cd	BDL	0,03 $\pm$ 0,03 ^a	0,06 $\pm$ 0,03 ^b	BDL	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^{ac}	0,01 $\pm$ 0,01 ^c	23,60
	Co	BDL	0,03 $\pm$ 0,04 ^{ac}	0,04 $\pm$ 0,01 ^b	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	0,01 $\pm$ 0,01 ^c	BDL	18,11
	Cr	0,19 $\pm$ 0,06 ^a	0,16 $\pm$ 0,07 ^a	BDL	0,18 $\pm$ 0,08 ^a	0,18 $\pm$ 0,06 ^a	0,21 $\pm$ 0,05 ^a	0,15 $\pm$ 0,03 ^a	8,02
	Cu	0,60 $\pm$ 0,23 ^{ab}	0,50 $\pm$ 0,28 ^{ac}	0,75 $\pm$ 0,24 ^b	0,35 $\pm$ 0,16 ^{cd}	0,24 $\pm$ 0,09 ^d	0,41 $\pm$ 0,26 ^{ecd}	0,28 $\pm$ 0,11 ^{cd}	28,58
	Fe	40,98 $\pm$ 29,03 ^a	18,92 $\pm$ 23,44 ^{bc}	13,57 $\pm$ 5,64 ^{bc}	9,88 $\pm$ 2,64 ^b	10,62 $\pm$ 3,14 ^b	16,51 $\pm$ 4,56 ^c	11,11 $\pm$ 3,55 ^b	25,55
	Li	0,05 $\pm$ 0,06 ^{ab}	0,03 $\pm$ 0,03 ^a	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,06 $\pm$ 0,01 ^b	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	21,33
	Mn	4,02 $\pm$ 1,02 ^{ac}	3,53 $\pm$ 1,38 ^{ac}	6,96 $\pm$ 1,60 ^{bd}	5,02 $\pm$ 1,49 ^c	5,75 $\pm$ 2,45 ^{bc}	8,05 $\pm$ 2,38 ^d	3,24 $\pm$ 0,98 ^e	37,87
	Ni	0,16 $\pm$ 0,16 ^a	0,05 $\pm$ 0,03 ^b	BDL	0,03 $\pm$ 0,03 ^{bcd}	0,02 $\pm$ 0,02 ^{cd}	0,02 $\pm$ 0,01 ^c	0,01 $\pm$ 0,01 ^d	25,20
	Pb	0,06 $\pm$ 0,11 ^a	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Sr	16,42 $\pm$ 4,92 ^a	18,22 $\pm$ 6,00 ^{ac}	19,57 $\pm$ 4,99 ^{ac}	8,88 $\pm$ 3,30 ^b	23,20 $\pm$ 8,03 ^c	35,49 $\pm$ 8,81 ^d	15,93 $\pm$ 4,67 ^a	40,98
	Zn	94,94 $\pm$ 34,60 ^a	65,49 $\pm$ 19,78 ^b	73,26 $\pm$ 13,42 ^{ac}	60,48 $\pm$ 22,08 ^{cd}	39,60 $\pm$ 11,04 ^d	47,84 $\pm$ 14,73 ^{de}	59,32 $\pm$ 23,73 ^{ce}	26,49

Szerv	Elem	Tisza Körös felett	Tisza Körös alatt	Fehér-Körös	Fekete-Körös	Sebes-Körös	Berettyó	Hármas-Körös	Kruskal-Wallis H
Máj	Al	1,76 ± 1,49 ^{ac}	1,72 ± 1,33 ^{ac}	10,77 ± 10,08 ^b	4,61 ± 3,80 ^c	0,63 ± 0,55 ^d	1,11 ± 0,48 ^a	1,73 ± 1,30 ^{ac}	31,12
	Ba	0,30 ± 0,22 ^a	0,24 ± 0,17 ^{ab}	0,70 ± 0,36 ^{bc}	0,53 ± 0,39 ^{ab}	0,09 ± 0,05 ^c	0,17 ± 0,11 ^d	0,10 ± 0,05 ^{ab}	35,71
	Cd	0,06 ± 0,09 ^{ab}	0,11 ± 0,06 ^a	0,24 ± 0,32 ^{ab}	0,03 ± 0,04 ^b	0,12 ± 0,09 ^a	0,02 ± 0,01 ^b	0,04 ± 0,02 ^a	15,30
	Co	BDL	0,04 ± 0,04 ^a	0,19 ± 0,15 ^b	BDL	0,01 ± 0,01 ^c	0,02 ± 0,01 ^a	BDL	20,17
	Cr	0,16 ± 0,13 ^{ac}	0,06 ± 0,02 ^b	BDL	0,26 ± 0,29 ^c	0,06 ± 0,02 ^b	0,05 ± 0,02 ^b	0,04 ± 0,02 ^{ab}	16,40
	Cu	17,50 ± 9,21 ^a	11,76 ± 8,54 ^{abc}	22,47 ± 19,35 ^{ab}	7,36 ± 1,77 ^c	8,93 ± 6,31 ^{bc}	6,28 ± 4,11 ^c	7,65 ± 3,93 ^{bc}	17,41
	Fe	92,26 ± 24,08 ^a	93,52 ± 39,90 ^{bc}	118,22 ± 49,81 ^{bd}	87,36 ± 23,91 ^{bc}	70,84 ± 26,80 ^c	142,38 ± 68,10 ^d	104,15 ± 15,17 ^{bd}	15,84
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	2,08 ± 0,91 ^a	1,68 ± 0,47 ^b	1,65 ± 0,47 ^b	8,89 ± 6,47 ^c	4,04 ± 3,45 ^{bc}	2,57 ± 2,03 ^b	1,15 ± 0,39 ^d	30,71
	Ni	0,27 ± 0,37 ^{ab}	0,05 ± 0,03 ^a	BDL	0,07 ± 0,10 ^{abc}	0,02 ± 0,02 ^{bc}	0,05 ± 0,05 ^a	0,02 ± 0,03 ^c	10,34
	Pb	0,17 ± 0,23 ^{ab}	0,08 ± 0,12 ^a	0,09 ± 0,12 ^{ab}	0,29 ± 0,30 ^b	0,05 ± 0,13 ^a	BDL	0,05 ± 0,08 ^a	12,04
	Sr	0,47 ± 0,28 ^a	0,19 ± 0,10 ^b	0,71 ± 0,65 ^{ac}	0,41 ± 0,42 ^{abc}	0,24 ± 0,15 ^b	0,24 ± 0,14 ^{bc}	0,64 ± 0,47 ^a	15,59
	Zn	53,10 ± 16,88 ^{ab}	51,59 ± 21,40 ^{ab}	61,63 ± 26,12 ^a	41,94 ± 16,51 ^{bd}	24,32 ± 4,68 ^c	33,36 ± 15,56 ^{cd}	42,22 ± 18,54 ^{bd}	28,49

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal–Wallis H-értékét **félkövérrel** jelöltük.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann-Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann–Whitney-teszt, $p < 0,05$).

7. melléklet. A Maroson és a torkolata környéki Tiszán kijelölt helyszíneken fogott domolykó izomszövetében, kopoltyújában és májában mért fémkoncentrációk (átlag $\pm$ szórás mg/kg nedves mintatömegre kifejezve).

Szerv	Elem	Tisza Maros felett	Tisza Maros alatt	Maros felső	Maros alsó	Kruskal-Wallis H
Izom	Al	0,82 $\pm$ 0,67 ^a	1,18 $\pm$ 0,47 ^a	1,00 $\pm$ 0,70 ^a	0,75 $\pm$ 0,36 ^a	3,74
	Ba	0,12 $\pm$ 0,06 ^a	0,09 $\pm$ 0,04 ^a	0,11 $\pm$ 0,05 ^a	0,09 $\pm$ 0,07 ^a	2,31
	Cd	BDL	BDL	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,14
	Co	BDL	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	0,02
	Cr	0,09 $\pm$ 0,08 ^a	0,04 $\pm$ 0,02 ^a	BDL	BDL	3,86
	Cu	0,15 $\pm$ 0,03 ^a	0,17 $\pm$ 0,10 ^a	0,17 $\pm$ 0,04 ^a	0,20 $\pm$ 0,06 ^a	3,52
	Fe	1,63 $\pm$ 0,45 ^a	0,16 $\pm$ 0,26 ^b	2,18 $\pm$ 1,84 ^a	1,47 $\pm$ 0,41 ^a	22,58
	Li	BDL	BDL	0,01 $\pm$ 0,01 ^a	BDL	–
	Mn	0,30 $\pm$ 0,11 ^a	0,13 $\pm$ 0,10 ^b	0,19 $\pm$ 0,05 ^b	0,18 $\pm$ 0,08 ^b	12,33
	Ni	0,08 $\pm$ 0,17 ^a	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	BDL	BDL	1,29
	Pb	0,04 $\pm$ 0,04 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	0,03 $\pm$ 0,04 ^a	BDL	0,93
	Sr	0,53 $\pm$ 0,38 ^a	0,60 $\pm$ 0,25 ^a	0,42 $\pm$ 0,29 ^a	0,43 $\pm$ 0,55 ^a	4,62
	Zn	5,71 $\pm$ 0,48 ^a	7,75 $\pm$ 3,66 ^b	5,74 $\pm$ 1,97 ^{ab}	5,52 $\pm$ 0,60 ^a	9,47
Kopoltyú	Al	6,96 $\pm$ 4,06 ^a	4,89 $\pm$ 1,21 ^a	23,57 $\pm$ 7,21 ^b	15,76 $\pm$ 10,55 ^b	23,83
	Ba	1,98 $\pm$ 0,91 ^a	2,95 $\pm$ 0,40 ^b	2,83 $\pm$ 1,02 ^b	2,68 $\pm$ 0,81 ^{ab}	8,84
	Cd	BDL	0,01 $\pm$ 0,02 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	0,91
	Co	BDL	BDL	0,02 $\pm$ 0,01 ^a	0,02 $\pm$ 0,02 ^a	0,02
	Cr	0,20 $\pm$ 0,16 ^a	0,15 $\pm$ 0,07 ^a	BDL	BDL	0,69
	Cu	0,46 $\pm$ 0,15 ^a	0,59 $\pm$ 0,06 ^b	0,37 $\pm$ 0,07 ^{ac}	0,27 $\pm$ 0,14 ^c	22,30
	Fe	17,30 $\pm$ 5,94 ^a	8,54 $\pm$ 3,60 ^b	28,66 $\pm$ 6,12 ^c	17,00 $\pm$ 5,72 ^a	25,56
	Li	0,01 $\pm$ 0,02 ^{ab}	0,04 $\pm$ 0,05 ^{bd}	0,09 $\pm$ 0,02 ^c	0,07 $\pm$ 0,04 ^{cd}	17,16
	Mn	2,70 $\pm$ 1,10 ^a	4,31 $\pm$ 0,94 ^b	3,21 $\pm$ 1,19 ^a	2,63 $\pm$ 1,30 ^a	10,97
	Ni	0,05 $\pm$ 0,07 ^a	0,01 $\pm$ 0,02 ^a	BDL	BDL	1,12
	Pb	0,12 $\pm$ 0,11 ^a	0,04 $\pm$ 0,05 ^b	0,02 $\pm$ 0,04 ^b	BDL	7,71
	Sr	13,88 $\pm$ 4,57 ^a	18,38 $\pm$ 2,88 ^b	15,95 $\pm$ 4,44 ^{ab}	17,19 $\pm$ 4,91 ^{ab}	5,43
	Zn	69,01 $\pm$ 27,20 ^a	95,77 $\pm$ 17,53 ^b	64,38 $\pm$ 17,04 ^a	66,28 $\pm$ 20,83 ^a	11,17
Máj	Al	1,06 $\pm$ 0,67 ^a	16,30 $\pm$ 14,30 ^b	3,72 $\pm$ 3,89 ^c	1,59 $\pm$ 0,54 ^{ac}	23,34
	Ba	0,27 $\pm$ 0,29 ^a	1,07 $\pm$ 1,15 ^b	0,33 $\pm$ 0,20 ^{ab}	0,19 $\pm$ 0,17 ^a	9,72
	Cd	0,06 $\pm$ 0,07 ^a	0,09 $\pm$ 0,09 ^a	0,13 $\pm$ 0,09 ^a	0,09 $\pm$ 0,06 ^a	3,55
	Co	BDL	BDL	0,07 $\pm$ 0,05 ^a	0,04 $\pm$ 0,03 ^a	3,02
	Cr	0,06 $\pm$ 0,05 ^a	0,49 $\pm$ 0,37 ^b	BDL	BDL	13,72
	Cu	15,94 $\pm$ 6,83 ^a	10,38 $\pm$ 5,00 ^a	12,25 $\pm$ 4,06 ^a	12,52 $\pm$ 6,68 ^a	4,16
	Fe	81,44 $\pm$ 11,91 ^a	28,51 $\pm$ 15,59 ^b	95,96 $\pm$ 35,69 ^a	96,93 $\pm$ 23,32 ^a	22,67
	Li	BDL	BDL	BDL	BDL	–
	Mn	1,84 $\pm$ 1,02 ^a	5,47 $\pm$ 7,14 ^a	1,16 $\pm$ 0,24 ^a	1,24 $\pm$ 0,42 ^a	2,70
	Ni	0,19 $\pm$ 0,31 ^a	0,17 $\pm$ 0,17 ^a	BDL	BDL	0,14
	Pb	0,10 $\pm$ 0,09 ^a	BDL	0,10 $\pm$ 0,12 ^a	0,07 $\pm$ 0,08 ^a	0,93
	Sr	0,28 $\pm$ 0,13 ^a	4,43 $\pm$ 1,93 ^b	0,21 $\pm$ 0,09 ^{ac}	0,15 $\pm$ 0,05 ^c	26,30
	Zn	44,02 $\pm$ 14,21 ^a	87,16 $\pm$ 41,30 ^b	37,15 $\pm$ 8,62 ^a	40,91 $\pm$ 14,09 ^a	18,20

BDL: A mért koncentráció az ICP-OES műszer kimutatási határértéke alatt volt.

Amennyiben elemenként a mintavételi helyek fémkoncentrációi között szignifikáns eltérés volt, úgy a Kruskal–Wallis H-értékét **félkövérrel** jelöltem.

Az elemenként eltérő kisbetűkkel rendelkező koncentrációk szignifikáns eltérést jeleznek a mintavételi helyszínek között a Mann-Whitney többszörös összehasonlító próba alapján (Mann–Whitney-teszt, $p < 0,05$).

8. melléklet. Az egyes fémek koncentrációi (mg/kg nedves tömeg) a szamosi domolykó táplálkozási csoportjainak izom-, kopoltyú- és májszövetében (átlag ± szórás).

Szövet	Elem	0+ kor	1+, 2+ kor	3+≥ kor
Izom	Ca	150,70 ± 156,86 ^a	307,07 ± 89,64 ^b	263,30 ± 114,23 ^b
	K	1063,41 ± 1130,07 ^a	2745,29 ± 154,38 ^b	3070,33 ± 227,90 ^c
	Mg	105,29 ± 129,10 ^a	236,26 ± 15,36 ^b	264,11 ± 33,99 ^c
	Na	185,55 ± 207,07 ^a	363,83 ± 71,76 ^a	320,63 ± 41,11 ^a
	Cd	0,12 ± 0,19 ^a	0,05 ± 0,09 ^a	BDL
	Cr	0,27 ± 0,34 ^a	0,07 ± 0,01 ^b	0,06 ± 0,01 ^b
	Cu	0,33 ± 0,13 ^a	0,16 ± 0,06 ^b	0,25 ± 0,10 ^{a,b}
	Fe	8,27 ± 3,19 ^a	1,62 ± 0,54 ^b	1,58 ± 0,77 ^b
	Mn	0,33 ± 0,16 ^a	0,25 ± 0,07 ^a	0,17 ± 0,11 ^b
	Pb	0,30 ± 0,25 ^a	0,02 ± 0,01 ^b	0,01 ± 0,01 ^c
	Sr	1,25 ± 0,64 ^a	0,33 ± 0,14 ^b	0,49 ± 0,26 ^b
	Zn	10,48 ± 4,92 ^a	3,40 ± 0,68 ^b	3,21 ± 0,77 ^b
Kopoltyú	Ca	4253,80 ± 5131,17 ^a	9283,52 ± 1273,91 ^b	9014,05 ± 1337,04 ^b
	K	529,26 ± 553,50 ^a	1676,47 ± 260,34 ^b	1688,21 ± 236,43 ^b
	Mg	155,25 ± 174,05 ^a	418,39 ± 70,92 ^b	439,64 ± 72,62 ^b
	Na	220,30 ± 243,82 ^a	796,50 ± 168,31 ^b	905,11 ± 168,73 ^b
	Cd	0,16 ± 0,35 ^a	0,07 ± 0,13 ^a	0,01 ± 0,01 ^a
	Cr	0,29 ± 0,10 ^a	0,14 ± 0,03 ^b	0,23 ± 0,01 ^a
	Cu	0,66 ± 0,27 ^a	0,51 ± 0,18 ^a	0,62 ± 0,20 ^a
	Fe	30,29 ± 18,69 ^a	22,35 ± 8,05 ^a	25,24 ± 11,88 ^a
	Mn	8,37 ± 5,15 ^a	7,64 ± 3,11 ^a	6,20 ± 1,92 ^a
	Pb	1,36 ± 1,92 ^a	0,08 ± 0,04 ^b	0,06 ± 0,03 ^b
	Sr	40,22 ± 36,56 ^a	18,81 ± 3,22 ^a	21,33 ± 3,80 ^a
	Zn	61,78 ± 9,12 ^a	60,97 ± 10,26 ^a	68,88 ± 9,48 ^a
Máj	Ca	97,40 ± 63,12 ^a	165,50 ± 87,64 ^a	165,87 ± 95,00 ^a
	K	496,23 ± 637,97 ^a	1760,90 ± 370,74 ^b	2110,18 ± 397,94 ^c
	Mg	66,51 ± 114,83 ^a	139,03 ± 44,13 ^b	161,54 ± 38,14 ^b
	Na	200,89 ± 297,06 ^a	557,94 ± 117,29 ^b	744,42 ± 128,18 ^c
	Cd	0,18 ± 0,35 ^a	0,17 ± 0,49 ^a	0,07 ± 0,17 ^a
	Cr	0,81 ± 0,40 ^a	0,41 ± 0,15 ^b	1,21 ± 1,32 ^{a,b}
	Cu	2,03 ± 1,41 ^a	2,54 ± 1,03 ^a	4,33 ± 1,36 ^b
	Fe	52,32 ± 43,23 ^a	66,15 ± 35,52 ^a	70,46 ± 11,64 ^a
	Mn	2,54 ± 2,08 ^a	2,13 ± 1,45 ^a	2,00 ± 1,47 ^a
	Pb	1,48 ± 1,02 ^a	0,29 ± 0,24 ^b	0,04 ± 0,03 ^c
	Sr	1,85 ± 0,90 ^a	0,69 ± 0,55 ^b	1,07 ± 0,67 ^{a,b}
	Zn	36,52 ± 29,58 ^a	23,56 ± 9,36 ^a	18,59 ± 6,79 ^a

BDL: Kimutatási határérték alatt

^{a,b,c} Az azonos sorban különböző betűvel szereplő értékek szignifikánsan eltérnek (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0.05$).

9. melléklet. A biokoncentrációs faktor (BCF) értékei az elemek szövetekben (mg/kg nedves tömeg), valamint a vízben mért koncentrációi (mg l⁻¹) alapján (átlag ± szórás).

Elem	Szövet	0+ kor	1+, 2+ kor	3+≥ kor
Cd	Izom	203,40 ± 336,81 ^a	88,05 ± 159,41 ^a	–
	Kopolttyú	275,12 ± 600,70 ^a	123,12 ± 232,64 ^a	12,40 ± 28,21 ^a
	Máj	319,63 ± 609,11 ^a	303,77 ± 851,01 ^a	126,67 ± 288,73 ^a
Cr	Izom	85,96 ± 108,46 ^a	20,68 ± 4,05 ^b	19,07 ± 2,25 ^b
	Kopolttyú	92,39 ± 32,59 ^a	43,52 ± 8,07 ^b	72,41 ± 5,74 ^a
	Máj	253,62 ± 126,2 ^{a8}	130,40 ± 46,42 ^b	380,88 ± 416,36 ^{a, b}
Cu	Izom	34,75 ± 14,08 ^a	17,24 ± 5,99 ^b	26,44 ± 10,54 ^a
	Kopolttyú	69,28 ± 28,22 ^a	53,59 ± 19,28 ^a	65,63 ± 21,42 ^a
	Máj	214,54 ± 149,01 ^a	268,41 ± 109,13 ^a	457,36 ± 143,25 ^b
Fe	Izom	22,62 ± 8,71 ^a	4,42 ± 1,48 ^b	4,31 ± 2,11 ^b
	Kopolttyú	82,82 ± 51,09 ^a	61,11 ± 22,01 ^a	69,02 ± 32,48 ^a
	Máj	143,04 ± 118,19 ^a	180,84 ± 97,11 ^a	192,64 ± 31,83 ^a
Mn	Izom	2,26 ± 1,06 ^a	1,69 ± 0,47 ^{a, b}	1,19 ± 0,75 ^b
	Kopolttyú	57,33 ± 35,27 ^a	52,32 ± 21,27 ^a	42,46 ± 13,16 ^a
	Máj	17,38 ± 14,27 ^a	14,56 ± 9,94 ^a	13,70 ± 10,08 ^a
Pb	Izom	42,69 ± 36,55 ^a	2,36 ± 1,50 ^b	1,17 ± 0,85 ^c
	Kopolttyú	196,14 ± 277,06 ^a	12,26 ± 6,19 ^b	8,74 ± 4,65 ^b
	Máj	214,18 ± 147,40 ^a	41,25 ± 35,39 ^b	6,42 ± 4,06 ^c
Zn	Izom	76,90 ± 36,13 ^a	24,95 ± 5,02 ^b	23,57 ± 5,67 ^b
	Kopolttyú	453,54 ± 66,92 ^a	447,54 ± 75,35 ^a	505,63 ± 69,61 ^a
	Máj	268,12 ± 217,18 ^a	172,97 ± 68,71 ^a	136,45 ± 49,83 ^a

Megjegyzés: A legidősebb csoport (3+ kor és afölött) izmában mért Cd koncentrációk a kimutatási határérték alatt voltak

^{a, b, c} Az azonos sorban különböző betűvel szereplő értékek szignifikánsan eltérnek (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0.05$).