

Eltérő korú és táplálkozású domolykók (*Squalius cephalus*) indikátorszerepe a fémszennyezések kimutatásában

Different age and feeding groups of chub (*Squalius cephalus*) as bioindicators of trace element pollutions

Nyeste Krisztián^{1,2}, Uzochukwu Ifeanyi Emmanuel^{1,3}, Somogyi Dóra^{1,3}, Nagy László¹, Czeglédi István^{4,5}, Harangi Sándor⁶, Baranyai Edina⁶, Simon Edina^{7,8}, Nagy Sándor Alex^{1,2}, Velcheva Iliana⁹, Yancheva Vesela⁹, Antal László^{1,2}

¹ Debreceni Egyetem TTK Hidrobiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: nyeste.krisztian@science.unideb.hu

University of Debrecen, Faculty of Science and Technology, Department of Hydrobiology, 4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1., e-mail: nyeste.krisztian@science.unideb.hu

² Debreceni Egyetem, Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. University of Debrecen, National Laboratory of Water Science and Water Safety, 4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1.

³ Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

University of Debrecen, Juhász-Nagy Pál Doctoral School, 4032 Debrecen, Egyetem sqr 1.

⁴ Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Eötvös Loránd Kutatási Hálózat (ELKH), 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3. Balaton Limnological Research Institute, Eötvös Loránd Research Network (ELKH), 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno St. 3.

⁵ Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Víztudományi és Vízbiztonsági Nemzeti Laboratórium, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

Balaton Limnological Research Institute, National Laboratory of Water Science and Water Safety, 8237 Tihany, Klebelsberg Kuno St. 3.

⁶ Debreceni Egyetem TTK, Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék, Atomspektroszkópai Partner Laboratórium, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

University of Debrecen, Faculty of Science and Technology, Department of Inorganic and Analytical Chemistry, Atomic Spectroscopy Partner Laboratory, 4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1.

⁷ Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

University of Debrecen, Faculty of Science and Technology, Department of Ecology, 4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1.

⁸ ELKH-DE Antropocén Ökológia Kutatócsoport, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

ELKH-DE Anthropocene Ecology Research Group, 4032 Debrecen, Egyetem sqr. 1.

⁹ Plovdivi Egyetem, Ökológiai és Környezetvédelmi Tanszék, Bulgária, 4000 Plovdiv, Tsar Assen u. 24

Plovdiv University, Department of Ecology and Environmental Conservation, Bulgaria, 4000 Plovdiv, Tsar Assen Str. 24

Szerzők e-mail címei sorrendben: nyeste.krisztian@science.unideb.hu, ifeanyi.uzochukwu@science.unideb.hu, somogyi.dora@science.unideb.hu, nagylaszlo0002@gmail.com, czegledi.istvan@bki.hu, harangis87@gmail.com, baranyai.edina@science.unideb.hu, simon.edina@science.unideb.hu, nagy.sandor.alex@science.unideb.hu, vyancheva@uni-plovdiv.bg, antal.laszlo@science.unideb.hu

Összefoglalás

2013 novemberében a Szamosból a domolykó (*Squalius cephalus* L. 1758) három, eltérő táplálkozású korcsoportjából gyűjtöttünk be egyedeket. A begyűjtött egyedek izom-, kopoltyú- és májmintáiból a Ca, K, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn koncentrációit határoztuk meg mikrohullámú plazma atomemisziós spektrometriai eljárás (MP-AES) segítségével. Szignifikáns eltéréseket tapasztaltunk az eltérő csoportok izmában és májában

mért fémkoncentrációi között. A csoportok kopoltyúmin-táiban meghatározott fémtartalmak között azonban nem voltak lényeges különbségek, feltehetően a kopoltyú fémtartalom mintázata inkább a habitatpreferenciát tükrözi, ami nem változik jelentősen a domolykó egyedfejlődése során. A hipotéziseinkkel ellentétben az ivadékok esetén tapasztaltuk a legmagasabb fémkoncentrációkat, amit számos tényező, mint például sajátos táplálkozásuk, gyors anyagcseréjük és kevésbé fejlett méregtelenítő rendszerük magyarázhat. Mindössze a réz esetén volt pozitív korre-

láció a fémkoncentráció a halak kora között. Leginkább azon fémek halmozódtak fel legnagyobb koncentrációban az ivadékokban, melyek mennyisége a Szamos vízében jóval magasabb volt 2013-ban, mint a korábbi években. Munkánk alapján az ivadékok szöveteinek fémtartalom mintázata a vízfolyásokat érő friss fémszennyezések kiváló bioindikátoraként szolgálhat.

Kulcsszavak: hal, izom, máj, kopoltyú, nehézfémek, MP-AES

Summary

Chub (*Squalius cephalus* L. 1758) specimens from three distinct age groups, each with varying dietary habits, were collected in November 2013 from the River Szamos/Someş in Hungary. These age groups were chosen to explore how different feeding habits might affect the accumulation of trace elements in their tissues. Concentrations of calcium (Ca), potassium (K), magnesium (Mg), sodium (Na), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), lead (Pb), strontium (Sr), and zinc (Zn), were measured in muscle, gill, and liver samples using microwave-assisted plasma-atomic emission spectrometry (MP-AES).

Significant differences were revealed in trace element concentrations among the age groups, particularly in the liver, muscle, and gills. This suggests that age-related dietary variations contribute significantly to the accumulation of trace elements in different organs of the chub.

Interestingly, the patterns of trace element concentrations differed notably between muscle and liver tissues across the age groups. This divergence likely reflects the varying dietary preferences and metabolic processes characteristic of each age group. In contrast, trace element concentrations in the gills did not show significant variation among the age groups, indicating a consistent pattern potentially related to habitat preferences that remain stable throughout the chub's lifespan.

Unexpectedly, juveniles exhibited the highest concentrations of trace elements in most cases. This phenomenon can be attributed to their specific dietary habits, higher metabolic rates, and less developed detoxification systems compared to older chub. Notably, copper concentrations in the liver increased with age, highlighting a potential bioaccumulation pattern over time.

Furthermore, the observed significant concentrations of trace elements in juvenile tissues corresponded with elevated environmental levels detected in the River Szamos during 2013 compared to previous years. This suggests that juvenile chub may serve as sensitive indicators of recent pollution events in aquatic ecosystems, reflecting the dynamic relationship between environmental contamination and biological responses.

In summary, this study underscores the intricate interplay between age-specific dietary habits, trace element accumulation in tissues, and environmental pollution in chub populations. Understanding these relationships is crucial for assessing the health and ecological impacts of aquatic contaminants on freshwater ecosystems and their inhabitants.

Keywords: fish, muscle, liver, gill, heavy metals, MP-AES

Jelen cikk a „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”, (az Ecological Indicators folyóiratban megjelent) c. kézirat anyagának újraserkesztett, kiegészített változata

Bevezetés

Manapság a vízi ökoszisztémák nehézfémterhelése komoly probléma világszerte, ugyanis ezek az elemek toxikusak is lehetnek, hosszú ideig jelen vannak a környezetben, valamint a bioakkumuláció és a biomagnifikáció folyamatai révén képesek a táplálékhálózatokba is bejutni (Miracle és Ankley, 2005; Carrasco és mtsai, 2011, Carneiro és mtsai, 2014). Ezek a fémek két fő úton juthatnak be a vízi ökoszisztémákba: egyrészt a természetes geológiai háttérből – vagyis a mederanyagot alkotó kőzetek mállásából származó fémekből –, másrészt antropogén folyamatok útján, mint például az ipari és a mezőgazdasági tevékenységek (MacDonald és mtsai, 2000; Lenhardt és mtsai, 2009). Mivel mindezek a fémek felvétele és felhalmozódása eltérő a különböző élőlényekben, ezért e mintázatok megismerése, később monitorozása kiemelt fontosságú feladat a környezeti kockázatok feltárása érdekében (Nakata és mtsai, 2005; Zhou és mtsai, 2008; Rašković és mtsai, 2018).

A vízi és vizes élőhelyek szennyezésének monitorozására a halközösségek vizsgálata széleskörűen elterjedt (Hermenean és mtsai, 2015; Jia és mtsai, 2016; Liu és mtsai, 2016). A szennyezett vízben élő hal testébe ezek az anyagok többféle útvonalon és eltérő mennyiségekben képesek bejutni: pl. a bőrön és a kopoltyún keresztül, vagy az emésztő szervrendszeren át a táplálkozás során (Yilmaz és mtsai, 2007; Lenhardt és mtsai, 2012). A halakban történő fémakkumulációt számos tényező befolyásolja. Függ egyrészt az adott elem kémiai sajátosságaitól, másrészt az adott egyed ökológiai igényeitől és fiziológiai állapotától, méretétől és korától, valamint életciklusától, életmenetétől és táplálkozási sajátosságaitól (Newman és Doubet, 1989; Canpolat és Çalta, 2003; Zhang és Wong, 2007; Lenhardt és mtsai, 2015).

Egy adott egyedden belül a felhalmozódott fémek mennyisége a különböző szervekben is eltérő, elsősorban azok

más és más fiziológiai sajátosságai miatt (Subotić és mtsai, 2013a,b). Elsősorban a kopolyú és a máj, mint metabolikusan aktív szervek a főbb színterei a fémek akkumulálódásának (Yılmaz és mtsai, 2007; Lenhardt és mtsai, 2012). Ebből adódóan ezeket mintegy célszervként használják a fémakkumulációs vizsgálatokban (Djikanović és mtsai, 2016; Jia és mtsai, 2017). Alapvetően az izomszövetben a fémek akkumulációja kevésbé kifejezett, ám az emberek elsősorban a halhúst (izmot) fogyasztják (Jia és mtsai, 2017; Subotić és mtsai, 2013a), éppen ezért ennek a vizsgálata is kiemelt fontosságú (Yancheva és mtsai, 2015; Traina és mtsai, 2019).

A domolykó [*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), korábban *Leuciscus cephalus*] az egyik legszélesebb körben elterjedt pontyfélé Európában, továbbá igen kedvelt horgászhal (Kottelat és 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 és Freyhof, 2007). Idősebb egyedei elsősorban halakkal táplálkoznak (Czeglédi és Erős, 2013). A domolykó egy generalista faj, akár az erősebben szennyezett vizekben is megél (Machala és mtsai, 2001; Dragun és mtsai, 2012, 2016). Ezekből kifolyólag a domolykó egyre szélesebb körben használt bioindikátorszervezet a vizeinket érő szennyezések vizsgálatában, mivel értékes információkat adnak a vizeink veszélyeztetettségi állapotáról is (pl. Dragun és mtsai, 2007; Triebkorn és mtsai, 2007; Yılmaz és mtsai, 2007; Krasnići és mtsai, 2013).

Az elmúlt években a legtöbb nehézfém-akkumulációs vizsgálatot kifejlett halakon végezték (pl. Subotić és mtsai, 2013a,b; Hermenean és mtsai, 2015; Djikanović és mtsai, 2018). Ahogy fentebb említettük, a nehézfémek akkumulációját az egyes szervekben több tényező is befolyásolja, például a méret, a kor és a táplálkozás (Jia és mtsai, 2017; Ndimele és mtsai, 2017). Ezek közül a táplálkozás jelentősen megváltozhat az egyedfejlődés során, épp ezért az akkumulált fémek mintázata jelentősen eltérhet egy adott faj különböző korcsoportjai között (Handy és mtsai, 2003; Dragun és mtsai, 2009; Subotić és mtsai, 2013b). A domolykó egyedfejlődése során kifejezetten jellemző a táplálkozási szokások változása, a szakirodalmi adatok alapján a fajnak három eltérő táplálkozási típusa ismert (Balestrieri és mtsai, 2006; Marković és mtsai, 2007; Sasi és Ozay, 2017). Az ivadékok (0+) ún. planktofitófág táplálkozásúak, elsősorban kova- és zöldalgákat, valamint zooplankton szervezeteket fogyasztanak (Marković és mtsai, 2007). Az idősebb, de még nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ korúak) ún. planktofitozoofág táplálkozásúak, egyrésztől még fogyasztanak kova- és zöldalgákat, valamint vízi növények részeit, de már ragadoznak makroszkopikus vízi gerinctelen szervezeteket is, például szitakötők,

tegezsek, kétszárnyúak és kérészek lárváit és imágóit egyaránt (Marković és mtsai, 2007). Ezzel szemben az ivarérett, felnőtt domolykók (3+ kortól) már főleg ragadozók. Táplálékuk zömét halak teszik ki, ám fogyasztanak rovarokat, puhatestűeket és kételtűeket is (Ünver és Erk'akan, 2011). A domolykó esetén ezek a jelentős változások a táplálkozásban a különböző korcsoportok eltérő bioakkumulációs (adott vegyület valamely élőlény szöveteiben való feldúsulása), és biomagnifikációs (adott vegyület koncentrációjának növekedése a táplálékhálózat magasabb trofikus szintjein) sajátosságait vonják maguk után (Merciai és mtsai, 2014). Továbbá, számos vizsgálat rámutatott arra, hogy egyes fémek főként az ivadékok szöveteiben képesek felhalmozódni, az ivadékok sajátos táplálkozása, gyorsabb metabolikus rátája, valamint a kevésbé kifejlődött méregtelenítő rendszere (Merciai és mtsai, 2014; Jia és mtsai, 2017; Ndimele és mtsai, 2017).

A Szamos Európa egyik legszennyezettebb folyóinak egyike (Kraft és mtsai, 2003, 2006, Simon és mtsai, 2017). A 2000-es évek elején jelentős cianid- és nehézfém-szennyezés érte a Szamos vizét és üledékét egyaránt (Lakatos és mtsai, 2003). Ennek következményeként egy ökológiai katasztrófa alakult ki nemcsak a Szamoson, hanem az azt befogadó Tiszán is, továbbá ezen vízfolyások üledékének nehézfém-tartalma a geokémiai háttérkoncentrációkhoz képest jelentősen megnövekedett (Van der Veen és mtsai, 2002; Fleit és Lakatos, 2003; Kraft és mtsai, 2003; Lakatos és mtsai, 2003). Az eseményt követően azonban a szennyezőanyagok koncentrációja mind a vízben és az üledékben is lecsökkent. (Óvári és mtsai, 2004). Például a cianid mellett a réz koncentrációja volt magas, február elején a Szamosban Csengernél 18 mg/l, míg a Tiszában Lónyánál 7400 mg/l volt. Áprilisra ezek koncentrációi már 0,01 mg/l alá csökkentek (Óvári és mtsai, 2004). Romániai bányászati tevékenységekből adódóan frissebb szennyezések elsősorban ólom, kadmium, réz és cink tekintetében mai napig előfordulnak a Szamoson (Simon és mtsai, 2017).

Jelen dolgozatunkban a Szamosban élő domolykó eltérő korú csoportjainak izom-, kopolyú- és májmin-táiban vizsgáltuk meg tizenkét fém koncentrációját. Hipotézisünk az volt, hogy a domolykó korcsoportjainak nehézfémkoncentrációi eltérőek lesznek, hiszen azok táplálkozása és fiziológiai sajátosságai is eltérőek. További hipotézisünk az volt, hogy a fémkoncentrációk nagyobbak lesznek az idősebb csoportok esetén, az elemek bioakkumulációjának és biomagnifikációjának következtében. Továbbá megállapítottuk, hogy a domolykó egyes korcsoportjainak fogyasztása jár-e humán egészségügyi kockázattal. Végezetül célul tűztük ki azt is, hogy megállapítsuk, a domolykó mely korcsoportja lehet a legjobb bioindikátor a környezetet érő fémszennyezések kimutatásában.

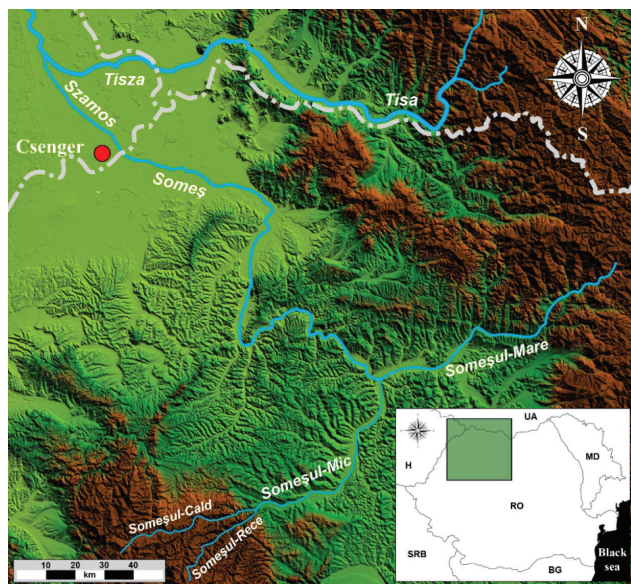
Anyag és módszer

A mintavételi hely és a mintavétel

A Szamos a Tisza második legnagyobb mellékfolyója. Vízyűjtőterülete mintegy 15 882 km², ami Románia és Magyarország területén húzódik. Teljes hossza 415 km, de a magyar szakasz mindössze 50 km. A halakat Csengerél, a magyar-román határ 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 geokoordinátái: 47°50'17.89"N, 22°41'37.48"E (1. ábra).

A mintavételre 2013 novemberében került sor, és összesen 33 domolykó egyedeket gyűjtöttünk be elektromos halászgép segítségével (Hans Grassl IG200/2b, PDC, 75–100 Hz, 350–650 V, max. 10 kW, Hans Grassl GmbH, Németország). A begyűjtött egyedeket a Szamosból vett vízben szállítottuk a laboratóriumba. Ezt követően meghatároztuk az egyedek standard testhosszát (SL) 0,1 mm, valamint testtömegét (W) 0,01 g pontossággal. Ezután a halakat egy fejre mért ütéssel leöltük, és -18°C hőmérsékleten tároltuk a mintafeldolgozásig. 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 évgűrűk vizsgálatát sztereomikroszkóp segítségével, 10x nagyításon végeztük el.



1. ábra. A Szamos vízgyűjtő területének térkép. A piros kör Csenger települést jelzi, a mintavételre a település melletti folyószakaszon került sor.
Map of the Szamos watershed area. The red circle indicates the town of Csenger; the sampling took place on the river section next to the town

A táplálkozási csoportok

Jelen vizsgálatunkban a szakirodalomnak megfelelően három csoportot különítettünk el (*Balestrieri és mtsai*, 2006; *Marković és mtsai*, 2007; *Caffrey és mtsai*, 2008). Ezt követően minden egyes egyedeket besoroltunk a csoportok egyikébe a kor és a méret alapján:

1. táplálkozási csoport: az ivadékok (0+ kor; N = 8);
2. táplálkozási csoport: a nem ivarérett egyedek (1+ és 2+ kor; N = 16);
3. táplálkozási csoport: ivarérett felnőttek (3+ kor és a felett; N = 9).

A mintafeldolgozás és az elemanalízis

Az izom-, kopoltyú- és májmintákat műanyag eszközök segítségével preparáltuk, hogy elkerüljük a minták külső fémszennyezését. A kopoltyú esetén a teljes szervet eltávolítottuk, majd a baloldaltól kimetszettük a második kopoltyúívet. A preparált mintákat kétszeresen ioncserélt desztillált vízzel (Milli-Q) öblítettük, majd üvegfőzőpohárba helyezve meghatároztuk a 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 sütőn 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 és mtsai*, 2009, 2012). A Ca, K, Mg, Na, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn elemek koncentrációit mikrohullámú plazma atomemisziós spektrométer (MP-AES 4100, Agilent Technologies) segítségével határoztuk meg. Az egyes elemek kimutatási határértéke (LOD mg kg⁻¹ nedves mintatömeg) az alábbiak voltak: Ca <0,001; K 0,002; Mg 0,001; Na 0,004; Cd 0,009; Cr 0,004; Cu 0,003; Fe 0,006; Mn <0,001; Pb 0,009; Sr <0,001; and Zn 0,023. Az elem meghatározáshoz az MP-AES eljárás során az alábbi hullámhossz vonalakat használtuk: 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 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 kalibrálás során referencia anyagot 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 kon-

centrációkat minden elem esetén mg kg⁻¹ nedves mintatömegre határoztuk meg.

A biokoncentrációs faktor és a fémszennyezettségi index

Egy adott kémiai elem biokoncentrációs faktora (BCF) az elem koncentrációja egy élőlényben (vagy annak egy adott szövetében) és az környezeti koncentrációjának az aránya: (Ivanciuc és mtsai, 2006):

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

ahol C_{fish} a szervezetben vagy az adott szövetben a kémiai elem koncentrációja mg kg⁻¹ nedves mintatömegre vonatkoztatva, C_{water} pedig az adott kémiai elem koncentrációja a vízben, ahol az élőlény él, mg l⁻¹-ben kifejezve. A vízkémiai adatokat az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából nyertük ki. Az adatokat a Szamos csengeri szakaszán történt 2013-as havi mérések eredményei adták. Ezeket összevetettük az USEPA által előírt kritikus krónikus koncentrációk (CCCs) értékeivel (USEPA, 2017).

A fémszennyezettségi index (MPI) segítségével összevetettük a táplálkozási csoportok makroelemek nélküli teljes fémtartalmát (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) szerвенként. Az MPI egyenlete az alábbi (Usero és mtsai, 1997; Ju és mtsai, 2017):

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

ahol C_n n elem átlagos koncentrációja a vizsgált szervben (mg kg⁻¹ nedves mintatömegre vonatkoztatva).

Statisztikai eljárások

A statisztikai eljárások során IBM SPSS Statistics for Windows (Version 20.0) (IBM, 2011) és Past 3.03 (Hammer és mtsai, 2001) szoftvereket használtunk. Az adatscsoportok normalitását a Shapiro-Wilk teszt segítségével határoztuk meg. A varianciahomogenitást a Levene-teszt segítségével vizsgáltuk. Mivel az adatscsoportok nem mutattak normáloszlást (Shapiro-Wilk teszt, $p < 0,05$) ezért a mintacsoportok fémkoncentrációi, valamint BCF értékei közötti különbségeket a három szerv esetén (izom, kopoltyú, máj) a nemparaméteres Kruskal-Wallis teszt

segítségével határoztuk meg. Legkisebb szignifikáns különbség (LSD – least significant difference) többszörös összehasonlító próbát használtunk post hoc tesztként, hogy a csoportok között páronként is összevessük az adatokat. Spearman-féle nemparaméteres korrelációs teszt segítségével vizsgáltuk meg a fémkoncentrációk és a csoportok közötti összefüggéseket. Főkomponens analízist (PCA) segítségével határoztuk meg az egyes táplálkozási csoportok elkülönülését a makroelemek nélküli fémtartalom-mintázatok (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn) függvényében.

Az izomban (halhús) mért csoportonkénti átlagos fémkoncentrációkat összevetettük az Európai Unió (EU, 2008), valamint az Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmiszerügyi és Mezőgazdasági Szervezete (FAO, 1983) által megállapított maximális megengedhető koncentráció (MACs) értékekkel, annak érdekében, hogy megállapítsuk a domolykó fogyasztásának kockázatát az emberi egészségre.

Eredmények

A táplálkozási csoportok

A korelemzés alapján a vizsgálati anyagként szolgáló halak kora 0+ és 4+ között változott. Az egyes táplálkozási csoportokba tartozó domolykók átlagos standard testhosszát és testtömegét az 1. táblázat foglalja össze. A Kruskal-Wallis teszt alapján mind az átlagos standard testhossz, mind az átlagos testtömeg tekintetében szignifikánsan (standard hossz: $H = 27,27$, $p < 0,001$; testtömeg: $H = 27,27$, $p < 0,001$) eltért a három táplálkozási csoport.

A mintavételi hely jellemzése

Az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) adatbázisából kinyert vízkémiai adatok leíró statisztikáit a 2. táblázat foglalja össze. A réz, az ólom és a cink átlagos koncentrációi meghaladták az USEPA (2017) által az édesvizekre előírt kritikus krónikus koncentrációértékeket (CCs) (2. táblázat).

1. táblázat.

Az egyes táplálkozási csoportokba tartozó domolykók egyedszáma (n), valamint csoportonként a minimum, a maximum, és az átlagos standard testhossza (SL, mm) és testtömege (W, g), valamint azok szórása (SD) The number of chubs (n) in each feeding group, as well as the minimum, maximum, and average standard length (SL, mm) and weight (W, g), and their standard deviation (SD) for each group.

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

2. táblázat.

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

Descriptive statistics of metal concentrations measured in the water of the River Szamos. The data are sourced from the National Environmental Information System (OKIR) database.

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 koncentrációértékeket (CCs)

* A vízben mért átlagos koncentrációérték magasabb volt, mint az előírt határérték

^a *Critical chronic concentration values (CCs) for freshwater prescribed by the USEPA (2017)*

* *The average concentration measured in the water was higher than the prescribed limit value*

3. táblázat.

Az egyes fémek koncentrációi (mg kg^{-1} nedves tömeg) a szamosi domolykó táplálkozási csoportjainak izom-, kopolyú- és májszövetében (átlag \pm szórás).

Concentrations of trace elements (mg kg^{-1} wet weight) in muscle, gill, and liver tissues of chubs from different feeding groups in the River Szamos (mean \pm standard deviation).

Szövet (1)	Elem (2)	0+	1+, 2+	3+ \geq
Izom (3)	Ca	150,70 \pm 156,86 ^a	307,07 \pm 89,64 ^b	263,30 \pm 114,23 ^b
	K	1063,41 \pm 1130,07 ^a	2745,29 \pm 154,38 ^b	3070,33 \pm 227,90 ^c
	Mg	105,29 \pm 129,10 ^a	236,26 \pm 15,36 ^b	264,11 \pm 33,99 ^c
	Na	185,55 \pm 207,07 ^a	363,83 \pm 71,76 ^a	320,63 \pm 41,11 ^a
	Cd	0,12 \pm 0,19 ^a	0,05 \pm 0,09 ^a	BDL
	Cr	0,27 \pm 0,34 ^a	0,07 \pm 0,01 ^b	0,06 \pm 0,01 ^b
	Cu	0,33 \pm 0,13 ^a	0,16 \pm 0,06 ^b	0,25 \pm 0,10 ^{a,b}
	Fe	8,27 \pm 3,19 ^a	1,62 \pm 0,54 ^b	1,58 \pm 0,77 ^b
	Mn	0,33 \pm 0,16 ^a	0,25 \pm 0,07 ^a	0,17 \pm 0,11 ^b
	Pb	0,30 \pm 0,25 ^a	0,02 \pm 0,01 ^b	0,01 \pm 0,01 ^c
Kopolyú (4)	Sr	1,25 \pm 0,64 ^a	0,33 \pm 0,14 ^b	0,49 \pm 0,26 ^b
	Zn	10,48 \pm 4,92 ^a	3,40 \pm 0,68 ^b	3,21 \pm 0,77 ^b
	Ca	4253,80 \pm 5131,17 ^a	9283,52 \pm 1273,91 ^b	9014,05 \pm 1337,04 ^b
	K	529,26 \pm 553,50 ^a	1676,47 \pm 260,34 ^b	1688,21 \pm 236,43 ^b
	Mg	155,25 \pm 174,05 ^a	418,39 \pm 70,92 ^b	439,64 \pm 72,62 ^b
	Na	220,30 \pm 243,82 ^a	796,50 \pm 168,31 ^b	905,11 \pm 168,73 ^b
	Cd	0,16 \pm 0,35 ^a	0,07 \pm 0,13 ^a	0,01 \pm 0,01 ^a
	Cr	0,29 \pm 0,10 ^a	0,14 \pm 0,03 ^b	0,23 \pm 0,01 ^a
	Cu	0,66 \pm 0,27 ^a	0,51 \pm 0,18 ^a	0,62 \pm 0,20 ^a

Makroelemek

Az izomban, a kopolyúban és a májban mért átlagos makroelem-koncentrációk a 3. táblázatban szerepelnek. A legnagyobb Ca, Mg és Na koncentrációkat a kopolyú, míg a legmagasabb K mennyiséget az izom esetén tapasztaltuk.

A Kruskal-Wallis teszt alapján a csoportok között szignifikáns különbségeket tapasztaltunk az izomban a Ca, K és Mg ($p < 0,05$), a kopolyúban a Ca, K, Mg és Na ($p < 0,05$), míg a májban a K, Mg és Na ($p < 0,05$) esetén. Az LSD többszörös összehasonlító teszt alapján elmondható, hogy ezek az elemek koncentrációi az ivadékok esetén szignifikánsan alacsonyabbak voltak ($p < 0,05$) a többi csoporthoz képest (3. táblázat).

Számos esetben a hal kora és a makroelem koncentrációja között szignifikáns összefüggést tapasztaltunk (4. táblázat). A K és Mg minden vizsgált szövettípus, míg a Na koncentrációi a kopolyú és máj esetén mutattak pozitív korrelációt az életkorral (4. táblázat).

Szövet (1)	Elem (2)	0+	1+, 2+	3+≥
	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 (5)	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

Szövet (1); Elem (2); Izom (3); Kopolyú (4); Máj (5)

Tissue (1); Element (2); Muscle (3); Gill (4); Liver (5)

BDL: Kimutatási határérték alatt

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

BDL: Below detection limit

^{a,b,c} Values in the same row with different letters differ significantly (LSD multiple comparison test, $p < 0.05$).

4. táblázat.

A szamosi domolykó szerveiben mért fémkoncentrációk és a korcsoportok szignifikáns összefüggéseinek ($p < 0,05$) korrelációs együtthatói ($N = 33$)
Correlation coefficients indicating significant relationships ($p < 0.05$) between trace element concentrations measured in the organs of chubs from the River Szamos and age groups ($N = 33$).

Elem (1)	Szövet (2)		
	Izom (3)	Kopolyú (4)	Máj (5)
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,

Elem (1); Szövet (2); Izom (3); Kopolyú (4); Máj (5)

Element (1); Tissue (2); Muscle (3); Gill (4); Liver (5)

n.s.: Nem szignifikáns összefüggés

n.s.: Non-significant correlation

Mikroelemek

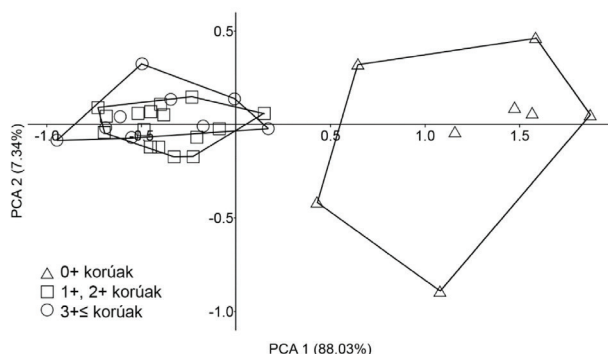
A mikroelemek izomban, kopolyúban és májban meghatározott átlagos koncentrációit a 3. táblázat foglalja össze. A legidősebb csoport (3+≥ kor) izomszövetében mért Cd koncentrációk a kimutatási határ alatt voltak. A Cd, Cr, Cu, Fe és Pb esetén a májban, míg a Mn, Sr és Zn esetén a kopolyúban mértük a legnagyobb koncentrációkat. A mikroelemek zöme az izomban fordult elő legkisebb koncentrációban.

A Kruskal-Wallis teszt alapján elmondható, hogy a táplálkozási csoportok között az izom esetén a Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr és Zn ($p < 0,05$), a kopolyú esetén a Cr és a Pb, míg a máj esetén a Cr, Cu, Pb és Sr ($p < 0,05$) fémek esetén tapasztaltunk szignifikáns különbségeket.

Az LSD többszörös összehasonlító próba rámutatott arra, hogy a Cr, Fe, Pb, Sr és Zn koncentrációi az izom esetén az ivadékokban szignifikánsan nagyobbak ($p < 0.05$) voltak, mint a többi csoport esetén (3. táblázat). A Pb koncentrációk mind a kopolyú, mind a máj esetén szintén az ivadékokban voltak szignifikánsan nagyobbak (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0,05$). A májban mért rézkoncentrációk közül a legidősebb csoporté (3. táblázat) volt szignifikánsan magasabb (LSD többszörös összehasonlító próba, $p < 0,05$).

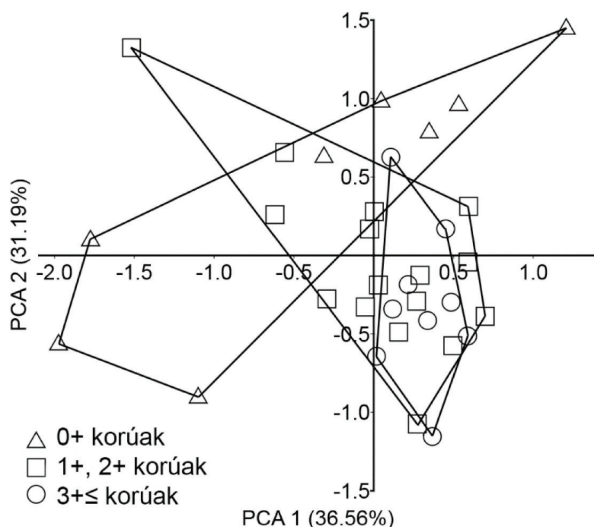
A mikroelemek közül mindössze a réz májban mért koncentrációi mutattak szignifikáns pozitív összefüggést az életkorral ($p < 0,05$) (4. táblázat). Ezzel szemben a legtöbb mikroelem esetén negatív szignifikáns korrelációt tapasztaltunk a fémkoncentráció és a halak kora között ($p < 0,05$). Az ólom esetén minden szövettípus esetén negatív szignifikáns korreláció állt fent a fémmennyiség és az életkor között ($p < 0,05$) (4. táblázat). Továbbá, az izomban mért Cr, Fe, Mn és Zn koncentrációk szintén negatív korrelációt mutattak az életkorral (4. táblázat).

A PCA elemzés a különböző táplálkozási csoportok között jelentős elválásokat mutatott az izom (2. ábra),



2. ábra

Főkomponens analízis a domolykó három táplálkozási csoportjának izomszövetében mért fémkoncentrációi (mg kg^{-1} nedves mintatömeg) alapján
Principal component analysis of metal concentrations (mg kg^{-1} wet weight) in muscle tissue of chubs from three feeding groups.



3. ábra

Főkomponens analízis a domolykó három táplálkozási csoportjának májszövetében mért fémkoncentrációi (mg kg^{-1} nedves mintatömeg) alapján
Principal component analysis of metal concentrations (mg kg^{-1} wet weight) in liver tissue of chubs from three feeding groups.

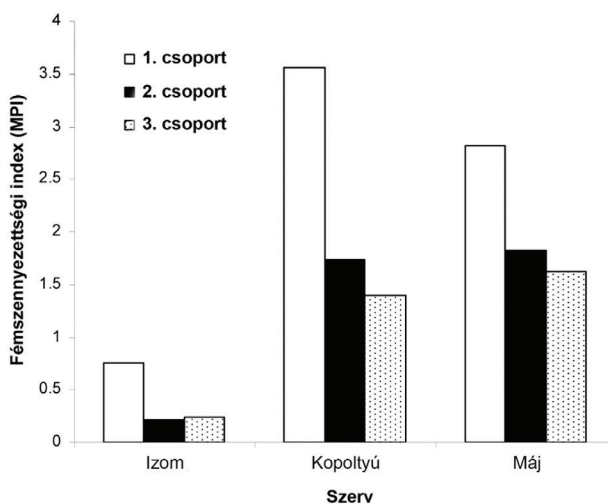
valamint a máj fémkoncentrációi (3. ábra) alapján. Az izom esetén az első főkomponens (PCA 1) a teljes variancia 88,03%-át, míg a második komponens (PCA 2) a 7,34%-át adta. A fémtartalom-mintázatok alapján az ivadékok teljesen elkülönültek a többi csoporttól (2. ábra). A második csoport (1+ és 2+ kor), 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 (3. 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 legidősebb csoportból (3+≥ kor) (3. ábra). A második csoport (1+ és 2+ kor) mindkét másik csoporttal jelentős átfedéseket mutatott (3. ábra). A főkomponens analízis a kopolyú fémtartalma alapján a táplálkozási csoportok között nem mutatott számottevő eltéréseket.

Biokoncentrációs faktor és fémszennyezettségi index

A biokoncentrációs faktor értékeit az 5. táblázat mutatja be. A Cd, Cr, Cu, Fe és Pb BCF értékei a májszövetben voltak a legnagyobbak. A Mn és a Zn BCF értékei ezzel szemben a kopolyúban voltak kiemelkedőek. A BCF értékek szintén azt mutatták, hogy a mikroelemek akkumulációja az ivadékok szöveteiben jóval magasabb volt.

A legnagyobb MPI értékeket minden szövettípus esetén az ivadékok esetén tapasztaltuk (4. ábra).



4. ábra.

A domolykó eltérő táplálkozási csoportjainak fémszennyezettségi indexei (MPI) az egyes szervek esetén. Az egyes csoportok az alábbi korosztályokat jelölik: 1. csoport: 0+; 2. csoport: 1+, 2+; 3. csoport: 3+≥.
Metal Pollution Indices (MPI) of chub from different feeding groups for each organ. The groups indicate the following age categories: Group 1: 0+; Group 2: 1+, 2+; Group 3: 3+≥.

5. táblázat.

A biokoncentrációs faktor (BCF) értékei az elemek szövetekben (mg kg^{-1} nedves tömeg), valamint a vízben mért koncentrációi (mg l^{-1}) alapján (átlag \pm szórás)

Bioconcentration factor (BCF) values for elements in tissues (mg kg^{-1} wet weight), based on concentrations measured in water (mg l^{-1}) (mean \pm standard deviation).

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

Elem (1); Szövet (2); Izom (3); Kopoltyú (4); Máj (5)

Element (1); Tissue (2); Muscle (3); Gill (4); Liver (5)

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, $p < 0.05$).

Note: Cadmium concentrations in muscle tissue of the oldest group (age 3+ and above) were below the detection limit.

^{a,b,c} *Values in the same row with different letters differ significantly (LSD multiple comparison test, $p < 0.05$).*

Humán egészségügyi vonatkozások

Az Európai Unió által halhúsra megállapított határértékek a Cd esetén 0,05, míg a Pb esetén 0,30 mg kg^{-1} nedves mintatömegre vonatkoztatva. A FAO halhúsban maximálisan megengedett határértékei a Cr, Cu, Fe, Mn és Zn fémekre rendre 1,0, 30,0, 43,0, 1,0, és 40,0 0,30 mg kg^{-1} nedves mintatömegre vonatkoztatva.

Az ivadékok (0+) és a második csoport (1+ és 2+ kor)

Cd, míg az ivadékok Pb koncentrációi az izom esetén meghaladták az Európai Unió határértékeit (EU, 2008). A többi fém mennyisége a halhúsban egyik határértéket sem lépte túl (FAO 1983, EU 2008).

Eredmények értékelése

Mind a jelen vizsgálat, mind a korábbi szakirodalmi adatok alapján megállapítható, hogy a Szamost a 2000. évi

cianid- és nehézfémzennyezés óta is érik ipari, bányászati és mezőgazdasági tevékenységek révén. *Woelfl és mtsai* (2006), *Málnás és mtsai* (2014) és *Simon és mtsai* (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 Szamos 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) főként a biológiai funkcióik alapján dúsultak fel az egyes szövettípusokban. *Általánosságban elmondható, hogy a makroelemek az ivadékok szöveteiben fordultak elő legkisebb mennyiségben, aminek különböző fiziológiai sajátosságok lehetnek az okozói* (*Venugopal és Shahidi* 1996, *Uysal és mtsai*, 2008). Például a Ca és a Mg – melyek főleg a kopolyú csontos elemeiben (pl. kopolyúlemezek és -ívek) akkumulálódnak (*Mayer-Gostan és mtsai*, 1983, *Playle* 1998) – az ivadékok kopolyújában fordultak elő legkisebb mennyiségben. Ennek az oka valószínűleg az egyedfejlődési sajátosság, hogy az ivadékok csontjai még nem teljesen fejlettek (*Witten és mtsai*, 2001). Laboratóriumi kísérletek alapján is hasonló eredményeket tapasztaltak (*Harangi és mtsai*, 2016).

17 esszenciális mikroelem, mint például a Cu, Cr, Fe, Mn és Zn szükségesek a szárazföldi és a vízi élőlények életéhez (*Yılmaz és mtsai*, 2017). Ezek az elemek kis mennyiségben elengedhetetlenek a szervezet normális növekedéséhez és fejlődéséhez. Ugyanakkor magasabb koncentrációban akár veszélyesek is lehetnek a vízi élőlényekre (*Yılmaz és mtsai*, 2017). A hipotézisünkkel ellentétben, mindössze a máj réztartalma mutatott pozitív szignifikáns összefüggést az életkorral. A legidősebb csoport (3+≥ korúak) *májában tapasztalt magas réztartalom valószínűleg a piscivor táplálkozással magyarázható* (*Djedjibegovic és mtsai*, 2012). A domolykó izomszöveve 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 Szamosot (pl. *Óvári és mtsai*, 2004, *Woelfl és mtsai*, 2006, *Málnás és mtsai*, 2014, *Simon és mtsai*, 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 mtsai*. (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 ivadékhalk bioindikátor-szerepét erősítik a vízfolyásokat ért szennyezések kimutatásában és monitorozásában.

Relatív magas Sr koncentrációkat tapasztaltunk mindhárom csoport kopolyújában. *Woelfl és mtsai*. (2006),

Málnás és mtsai. (2014), valamint *Simon és mtsai*. (2017) munkáikban egyaránt rámutattak 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 mtsai*. (2016) azt tapasztalták, hogy a kopolyúban az oldható frakció Sr tartalma nem tükrözi a víz Sr terheltségét, ugyanis az Sr főleg a csontos elemekben (pl. kopolyúívek és -lemezek) halmazódnak fel Ca-mal való kicserélődés útján, semmint a puha szövetes állományban (*Hermenian és mtsai*, 2017).

A nem esszenciális mikroelemeknek nem ismertek jótékony hatásai, ezek (pl. Cd és Pb) már kis mennyiségben kis 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 mtsai*. (2006), *Merciai és mtsai*. (2014), *Ndimele és mtsai*. (2017). Az ivadékokban tapasztalható magasabb ólomkoncentrációt okozhatja többek között az ivadékok nagyobb metabolikus rátája, valamint a kevésbé fejlett detoxifikáló mechanizmusuk (*Kljaković Gašpićet és mtsai*, 2002, *Jia és mtsai*, 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 mikroelem mintázata 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 és mtsai*, 2016, *Jia és mtsai*, 2017). Ezek hogy a halak teljes szervezetét érő fémszennyezéseket kevésbé jól jelzi az izom fémtartalmának vizsgálata, ugyanis alacsony az izom bioakkumulációs potenciálja (*Jia és mtsai*, 2017). Ennek ellenére az utóbbi években számos publikáció vizsgálta a halhús (izom) mikroelemtartalmát, hiszen a humán ételmezés fontos részét képezi (*Subotić és mtsai*, 2013a, b, *Yancheva és mtsai*, 2015, *Jia és mtsai*, 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 mérgeztelenítő szerv, a máj (*Dragun és mtsai*, 2012, *Lenhardt és mtsai*,

2012). Miután ezek a fémek bekerülnek a vérkeringésbe, előbb vagy utóbb eléri a májat és ott akkumulálódnak (Yancheva és mtsai, 2015), ezért a máj az egyik legfontosabb bioindikátora a vízszennyezéseknek (Jovanović és mtsai, 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 mikroelem mintázata nem különbözött olyan mértékben a táplálkozási csoportok között, mint az izom esetén.

A táplálkozási csoportok kopolyában mért fémkoncentrációi alig különböztek egymástól, ugyanis az elsősorban a habitatpreferencia függvénye (Subotić és mtsai, 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 és Freyhof 2007). A Mn, Sr és Zn BCF-értékei a kopolya esetén voltak a legnagyobbak, ugyanis ezek főleg a vízből kerülnek a szervezetbe, semmint az elfogyasztott táplálék útján (Subotić és mtsai, 2013a, b, Jia és mtsai, 2017). Ezek a tényezők azt mutatják, hogy a kopolya 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 mérhetőek, 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 összefüggést már több szerző is tapasztalta (pl. Merciai és mtsai, 2014, Jia és mtsai, 2017, Ndimele és mtsai, 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 és mtsai, 2005), ebből adódóan a szövetek növekedése gyorsabb, mint a fémek felvétele (Ndimele és mtsai, 2017). Másrésztől több szerző úgy gondolja, hogy a szövetek magasabb lipidtartalma mintegy hígító hatással bír az akkumulált fémekre (Braune és mtsai, 1999, Farkas és mtsai, 2003), ezért az alacsonyabb zsírtartalommal rendelkező ivadékokban a fémek koncentrációja (relatív mennyisége) magasabb lesz, mint az adultokban (Merciai és mtsai, 2014). Másrésztől 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 és mtsai, 2003). Továbbá a halak anyagcsere-aktivitása méretfüggő, az ivadékok esetén magasabb (Newman és Doubet 1989), ezért a re-

latív táplálékfelvétel és a kopolyán átáramló víz (mint a nehézfémek fő forrásai) viszonylagos mennyisége nagyobb az ivadékok esetén (Ndimele és mtsai, 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 fém akkumulálhatnak (González-Dávila és mtsai, 2000, Novák és mtsai, 2014, Bácsi és mtsai, 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-testtérfogó arányának változása, valamint az ivadékok gyorsabb elemfelvétele (Merciai és mtsai, 2014, Jia és mtsai, 2017). Végezetül mindezek a tényezők akár interakcióba is léphetnek egymással (Merciai és mtsai, 2014). A fent említett tények alapján elmondható, hogy az ivadékok fémtartalom mintázata effektív bioindikátorként használható a környezetet érő aktuális fémszennyezések tekintetében (Jia és mtsai, 2017). Egy friss szennyezés az egész élettartamra vetítve relatíve nagyobb terhelést jelent az ivadékokra nézve, mint az idősebbekre (Merciai és mtsai, 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 és mtsai, 2005).

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

A kopolya és a máj fémkoncentrációi több esetben is meghaladták az egészségügyi határértékeket, ezért a belső szervek (pl. a kopolya és a máj) fogyasztása nem ajánlott.

Összefoglalás

Összefoglalásként elmondható, hogy jelen vizsgálatunk rávilágított, hogy jelentős különbségek vannak a domolykó táplálkozási csoportjai között a fémakkumulációs-mintázat alapján. Ezen különbségek hátterében számos fiziológiai sajátosság, továbbá a korcsoportok sajátos 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. Jelen vizsgálatunk arra is rámutatott, hogy az ivadékok nehézfém-tartalom mintázata kiváló indikátorként szolgálhat az adott vízfolyások friss szennyezésének tekintetében, ugyanis az

összes környezeti faktor (köztük a fémszennyezések is), melyek hatással vannak az adott évben a halakra, mintegy integrálódnak a fiatalok szervezetében. Az ivadékori domolykók fémtartalom-mintázatának vizsgálata során olyan friss szennyezések nyomait tapasztaltuk, melyeket az OKIR vízkémiai adatai alátámasztottak.

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

A domolykó általánosan elterjedt faj a viszonylag gyorsan folyó középhegységi, dombvidéki és síkvidéki kisvízfolyásban és folyóban, továbbá fontos szerepet töltenek be a vizek táplálékhálózatában és horgászatában egyaránt, mindezen túl pedig széles körben elterjedt Európában. Mindezek, valamint eredményeink tekintetében elmondható, hogy a domolykó ivadékok egy széles körben elterjedt és effektív bioindikátorként használhatók a vízi ökoszisztémák friss fémszennyezésének vizsgálatában.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-23-2 és 23-5 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja, valamint EKÖP-24-4-II Egyetemi Kutatói Ösztöndíj Program támogatta. Nyeste Krisztiánt és Antal Lászlót a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíja támogatta. A TKP2021-NKTA-32 számú projekt az Innovációs és Technológiai Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg. A cikkben bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében az RRF-2.3.1-21-2022-00008 és a GINOP_PLUSZ-2.1.1-21-2022-00245 számú projektek támogatásával valósult meg. Ezt a munkát az Európai Unió-NextGenerationEU támogatta Bulgária nemzeti helyreállítási és alkalmazkodóképességi tervén keresztül (BG-RRP-2.004-0001-Co1, DUECOS project). Somogyi Dórát a Gróf Tisza István Alapítvány által a Debreceni Egyetem számára kiírt PhD Kiválósági Ösztöndíj támogatta. Czeglédi Istvánt az OTKA PD 138296 számú ösztöndíj (Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal - NKFIH) támogatta. A műszeres mérések a DE Szerzetlen és Analitikai Kémiai Tanszék Agilent Atomspektroszkópiai Partner Laboratóriumában történtek. Az Agilent Technologies 4100 MP-AES készüléket a Novo-Lab Kft. biztosította. Köszönetünket szeretnénk kifejezni Tóth Csilla Noéminek és Vári Juditnak. Végezetül köszönjük a Rákóczi Halászati Szövetkezetnek, hogy engedélyezték a halak begyűjtését.

Irodalom

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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0647-3>.

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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/11250000600679561>.

Braun, M., Simon, E., Fábrián, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.051>.

Braun, M., Simon, E., Fábrián, I., Tóthmérész, B., 2012. Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 143, 89–94. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2012.01225.x>.

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. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00038-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00038-8).

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. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2008.3.2.11>.

Canpolat, Ö., Çalta, M., 2003. Heavy metals in some tissues and organs of *Capoeta capoeta umbla* (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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2014.865584>.

Carrasco, L., Benejam, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.05.004>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.5.1511>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0495>.
- Demirak, A., Yilmaz, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.09.033>.
- Djikanović, V., Skorić, S., Jarić, I., Lenhardt, M., 2016. Age-specific metal and accumulation patterns in different tissues of nase (*Chodrostoma nasus*) from the Medjuvršje Reservoir. *Science of the Total Environment* 566–597, 185–190. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.072>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.054>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2011.09.009>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.069>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2009.04.011>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-011-0706-y>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6830-y>.
- Eisler, R., 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review.
- 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.
- 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. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00447-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00447-5).
- 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. DOI: [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(96\)00015-1](https://doi.org/10.1016/0300-9629(96)00015-1).
- 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. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274\(03\)00029-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274(03)00029-8).
- González-Dávila, M.J., Santana-Casiano, M., Laglera, L.M., 2000. Copper adsorption in diatom cultures. *Marine Chemistry* 70 (1–3), 161–170. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(00\)00020-7](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(00)00020-7).
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1022527432252>.
- Harangi, S., Baranyai, E., Fehér, M., Tóth, Cs.N., Herman, P., Stündl, L., Fábrián, 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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12011-016-0854-5>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.029>.

- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-017-0450-5>.
- IBM Corp. Released, 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11030-005-9003-3>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7734-6>
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-8606-4>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.04.003>.
- 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. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00111-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00111-2).
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/aheh.200400622>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1105-8>.
- 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. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274\(03\)00030-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4274(03)00030-4).
- 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-008-9348-3>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1051/kmae/2012028>.
- 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, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.016>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s002440010075>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200528>.
- 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 [Toxic element analysis on the Upper-Tisza and the River Szamos]. *Hidrológiai Közlelöny* 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.2298/ZMSPNO712107M>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jez.1402270302>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.05.006>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6207-2>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2004.06.007>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.003>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-5944-0>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/BF01160295>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1374-7>.
- Óvári, M., Mages, M., Woelfl, S., von Tümpling, W., Kröpl, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.sab.2004.01.011>.
- Playle, R.C., 1998. Modelling metal interactions at fish gills. *Science of the Total Environment* 219, 147–163. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00232-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00232-0).
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.01.058>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/2017.49.5.1571.1580>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.034>.
- Subotić, S., Spasić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Hegediš, A., Krpo-Četković, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.020>.
- Subotić, S., Ž. Višnjić-Jeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Četković, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1522-3>.
- 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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.056>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9886-9>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01766.x>.
- 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. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(97\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(97)00030-5).
- Uysal, K., Emre, Y., 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* 90, 67–70. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.microc.2008.03.005>.
- 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.
- Venugopal, V., Shahidi, F., 1996. Structure and composition of fish muscle. *Food Reviews International* 12, 175–197. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/87559129609541074>.
- 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.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jmor.1065>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.sab.2006.09.015>.
- Yancheva, V., Velcheva, I., Stoyanova, S., Georgieva, E., 2015. Fish in ecotoxicological studies. *Ecologia Balkanica* 7 (1), 149–169.
- Yilmaz, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1515/reveh-2016-0065>.
- Yilmaz, 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.09.020>.
- Zhang, I., Wong, M.H., 2007. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. *Environment International* 33 (1), 108–121. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.022>.
- 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. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>.