

Nehézfém értékek alakulása biohal termelésre tanúsított, illetve átállás alatti halastóban

**Bíróné Oncsik Mária¹, Hegedűs Réka¹, Oncsik Erzsébet¹, †Szitó András¹,
Gál Dénes¹, Kosáros Tünde¹, Pekár Ferenc¹, Vörös Gábor², Csengeri István¹**

¹Halászlati és Öntözési Kutatóintézet, Szarvas
²Gálosi Bárka Kft., Almamellék

Kivonat

Az utóbbi években megnőtt a bioélelmiszerek iránti kereslet, ezért a halászati ágazatnak is nyitnia kellett a biohaltermelés irányába, ahol szigorúbbak az élelmiszer-biztonsági előírások. A halak nevelésére szolgáló vizekbe ipari, mezőgazdasági és kommunális eredetű szennyező anyagok juthatnak, amelyek az üledékben felhalmozódhatnak, jelenlétük esetenként csak a végtermék vizsgálatakor derül ki. A nehézfémek olyan biorezisztens anyagok, amelyek az élelmiszerekbe kerülve az embert is veszélyeztetik. A vízbe kerülő nehézfém szennyezők a lebegő anyagokhoz kötődnek, amelyek a tófenékre leülepedve potenciális szennyezőként vannak jelen és könnyen a vízterbe juthatnak.

Az Aquamax program keretében Cd, Cr, Ni és Pb mennyiségének alakulását vizsgáltuk egy biohal termelésre tanúsított és egy átállás alatti tó üledék, plankton és halhús mintáiban. Méréseink szerint az üledékminták átlagos nehézfém koncentrációja minden esetben kisebb volt az ökológiai gazdálkodású tóban, mint az átállás alatt lévőben. Az üledékminták Cd és Pb koncentrációja a lehetséges toxicitás küszöbszintje alatt volt mind a két tóban. A Cr és a Ni esetében az átállási tóban találtunk határérték feletti koncentrációkat, a Ni értéke a kedvezőtlen biológiai hatást kiváltó határértéket is meghaladta (EPA, 1999). Az üledék szervesanyag tartalma és a Cr, az összes P és a Cd, továbbá a Ni és az Pb között pozitív korrelációt figyeltünk meg ($p < 0,05$). A plankton minták esetében a Cd, Cr és az Pb mennyisége lényegesen kisebb volt a biohal termelésre tanúsított halastóban, mint az átállás alatt lévőben, különösen az ólomtartalom vonatkozásában tapasztaltunk jelentős eltérést. A halhús minták (ponty, kárász, törpeharcsa, sügér, süllő és csuka) nehézfém tartalma a megengedett maximális Cd és Pb határértékeket (EC No 1881/2006) egyik mintavételi területen sem érte el. Az értékesítésre kerülő pontyokra vonatkozó adatok igazolták, hogy a biohalas tóból származó halhúsok nehézfém koncentrációi alacsonyabbak, mint az átállás alatti tó esetében.

Bevezetés

A szervesetlen mikroszennyezők közül a nehézfémek könnyen felhalmozódhatnak az élő szervezetekben, mivel szoros kapcsolatba léphetnek a szerves vegyületek (elsősorban a fehérjék) kén atomjaival, és a felhalmozódás

során denaturálják a fehérjék, elsősorban az enzim-fehérjék jelentős részét. Különösen veszélyes a higany, a kadmium, az ólom és a króm, de nem sokkal marad el tőlük a nikkell sem. A vízszennyező toxikus fémionok a magyarországi vizekben $\mu\text{g/L}$ nagyságrendű koncentrációban fordulnak elő. A kadmium az alacsonyabb rendű szervezetekben a magnézium-, cink- és kalciumionok felvételének és transzportjának blokkolását idézheti elő, de gátolja a fotoszintézist és a légzést is. A króm hat oxidációs számú formájában erősen toxikus hatású, a fehérjék denaturációját okozhatja. Az ólom ugyancsak denaturáló hatásával toxikus hatású. A felszíni vizekben ritkán fordul elő, mivel a legnagyobb sűrűségű lebegő részecskékhez kötődik, így ezek a leggyorsabban kerülnek a fenékre, és a fenékiszapban nehezen keverednek fel. A nikkell elsősorban az ipari szennyvizekben előforduló nehézfém, melynek toxikus hatása erős komplexképző tulajdonságával magyarázható (Thyll, 1998). A komplexképzés – mind szerves, mind szervetlen ionokkal – fontos szerepet játszik a természetes vizekben végbemenő fém-migrációban. A szerves vegyületekkel létrejövő kelát-komplexek révén történik a fémek felvétele a különböző biológiai organizmusok által. Ez a folyamat eredményezi a vízben lévő nyomnyi mennyiségű fém beépülését a biomasszába, melynek révén a vízi szervezetekben a fémkoncentráció százszor, ezerszer nagyobb, mint amennyi eredetileg a vízben volt (Varga, 2000). A dúsulás mértéke az ökoszisztéma különböző szegmensei közötti kapcsolatoknak megfelelően eltérő lehet (Torres és mtsai, 2008).

Arain és mtsai (2008) szoros korrelációt figyeltek meg az üledék toxikus elemei közül az arzén, kadmium, króm, vas, nikkell és ólom tartalom és a halhús toxikus elemtartalma között. A nehézfémek jelentős része az üledékben inaktív szulfid formájában rakódik le, ami nem toxikus (Bosecker, 1997), de a bentikus gerinctelen fauna révén az üledékben megkötődött szennyező anyagok mobilizálódhatnak, és bekerülhetnek a táplálékláncba (Ankley és mtsai, 1993). A további mikrobiális folyamatok, valamint a fenéklakó állatok táplálkozása ezt a folyamatot nagymértékben gátolhatják, illetve lassíthatják. A nehézfémeknek a víztestbe történő visszakerülésében a biológiai eredetű reszuszpenzió, a bioturbáció (a fenéken táplálkozó halak részéről) is jelentős szerepet játszhat. A vízi környezet minősége kedvezőtlenül és ellenőrizhetetlenül változhat, s ennek következtében a nyomelemek koncentrációja a halakban is ingadozhat és nem megbízható összetételt jelenthet a fogyasztók számára. Az eltérések a geokémiai sajátosságok, a környezeti szennyező források, ill. a takarmányozás különbségeire vezethetők vissza (Sándor és mtsai, 2001).

Anyag és módszer

A vizsgálatokat a Gálosi Bárka Halászati Kft. (Almamellék, Korcsánypuszta) két völgyzáró gátas organikus gazdálkodási (7,73 ha) és átállás alatti (16,6 ha) halastavában végeztük. A mintavételekre 2006. augusztus 10-én, míg a halhús minták esetében október 21-én került sor. Az üledék mintavétel Ekman-Birge típusú üledék mintavevővel történt 3 mintavételi pontból (befolyó közeli, közép és kifolyó közeli) és azok felső 15 cm-es rétegéből. A plankton mintákat a

tavak felső 10 - 80 cm-ről gyűjtöttük, amihez szimpla 60 és 212 mikronos plankton hálót és dupla (a belső 60, a külső háló 212 mikron lyukbőségű) hálót használtunk. A begyűjtött plankton mintákat szárazjégen (szilárd széndioxid) lefagyasztva szállítottuk a laboratóriumba és a laboratóriumi vizsgálatok megkezdéséig mélyfagyasztóban (-24°C-on) tároltuk. A halak takarmányozására használt biobúzákat szintén megmintáztuk.

Mintavételeink során különböző halfajokat is vizsgáltunk, melyek a következők voltak: ponty (*Cyprinus carpio*) (pikkelyes és tükrös), széles kárász (*Carassius gibelio*), fekete törpe harcsa (*Ictalurus melas*), sügér (*Perca fluviatilis*), fogassüllő (*Lucioperca sandra*) és csuka (*Esox lucius*). A vizsgált mintákat egész, tisztított (kopolyú és belsőségek eltávolításával) halakból vettük a filézett ponty kivételével, amiket a bemérés előtt ledaráltunk és homogenizáltunk. A minták előkészítésénél alkalmazott szabványok a következők voltak: MSZ ISO 1442:2000 (hal), MSZ 21470-50:2006 (üledék), MSZ-08-1783-1:1983 (növény).

A minták feltárását tömény salétromsav és hidrogén-peroxid hozzáadása után mikrohullámú feltáró (Milestone Ethos Plus) berendezésben 100 bar nyomáson végeztük az MSZ 20470-50:2006. sz. szabványban leírtak szerint. Az elemanalízis atomabszorpciós méréstechnikával (Unicam gyártmányú, Solaar M6 típusú AAS) történt. Grafítkályhas üzemmódban mértük a Cd elemet, míg a Cr, Pb és Ni meghatározására lángos technikát alkalmaztuk az MSZ 20135:1999. szabvány szerint.

Az üledékkémiai adatok közötti összefüggéseket SigmaStat programmal értékeltük.

Eredmények

Az üledékben jelenlévő nehézfémek nagyságrendje mindkét tóban hasonlóan alakult, és az elemek fajlagos koncentrációja az alábbi sorrendben növekedett: Cd < Pb < Ni < Cr (I. táblázat). A vizsgált 4 elem esetében kisebb értékeket mértünk a biotóban, mint az átállás alatti tóban. A Cd és Pb koncentrációja a lehetséges toxicitás (TEL) szintje alatti értéket mutatta. A Cr értéke a biotóban a lehetséges toxicitás szintje alatt, míg az átállási tóban a TEL és a kedvezőtlen biológiai hatást kiváltó (PEL) határértékek között volt. A Ni koncentrációja a biotóban szintén a TEL és PEL határértékek közötti, míg az átállási tóban a PEL küszöbértéket is meghaladta (EPA, 1999). A nitrogén, foszfor és szerves anyag átlagos értékei alacsonyabbak a biotóban, mint az átállási tóban (II. táblázat). Pozitív összefüggést találtunk az üledék szervesanyag tartalma és a Cr mennyisége között (III. táblázat), az összes foszfor és a Cd között, valamint a Ni és az Pb között ($p < 0,05$). Az összes nitrogén és a szerves anyag mennyisége közötti összefüggés utalhat arra is, hogy egyik tó esetében sem alkalmaztak műtrágyát.

I. táblázat. Az üledékminták toxikus elemtartalmának átlagai és szórásértékei a biohal termelésre tanúsított és az átállás alatti tóban (n= a minták száma)

| Mintavétel helye | Cd $\mu\text{g kg}^{-1}$ | Cr mg kg^{-1} | Ni mg kg^{-1} | Pb mg kg^{-1} |
|----------------------|-----------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Átállási tó (n=6) | 41,7±9,3 | 53,3±10,7 | 44,0±2,9 | 17,8±1,1 |
| Biotó (n=8) | 10,8±9,0 | 33,4±9,2 | 32,8±9,6 | 15,1±2,9 |
| PEL* | 3500 | 90 | 36 | 91 |
| TEL** | 600 | 37 | 18 | 35 |

* Probable Effects Level: kedvezőtlen biológiai hatás gyakran előfordul (EPA, 1999)

** Threshold Effect Level: a semmilyen hatás/lehetséges hatás határértéke (EPA, 1999)

II. táblázat. Az üledékminták nedvességtartalmának, N, P, szervesanyag és nyershamu tartalmának átlagai és szórásértékei a biohal termelésre tanúsított és az átállás alatti tóban (n=minták száma)

| Mintavétel helye | Nedvesség % | Összes N g kg^{-1} | Összes P g kg^{-1} | Szerves anyag % | Nyershamu % |
|----------------------|----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------|----------------|
| Átállási tó (n=6) | 61,3±2,0 | 3,2±0,7 | 1,3±0,1 | 9,7±0,9 | 90,3±0,9 |
| Biotó (n=8) | 54,3±10, | 2,1±0,7 | 1,0±0,2 | 7,3±2,2 | 92,7±2,2 |

III. táblázat. Az üledékkémiai adatok közötti összefüggés értékelése, P-értékek (Spearman Rank Order Correlation; SigmaStat)

| | Összes P | Szerves anyag | Cd | Cr | Ni | Pb |
|------------------|----------|------------------|---------------|--------------|-------|--------------|
| Összes N | 0,242 | 0,0027 | 0,242 | 0,016 | 0,103 | 0,103 |
| Összes P | | 0,242 | 0,0027 | 0,103 | 0,136 | 0,356 |
| Szerves anyag | | | 0,242 | 0,016 | 0,103 | 0,103 |
| Cd | | | | 0,103 | 0,136 | 0,356 |
| Cr | | | | | 0,058 | 0,136 |
| Ni | | | | | | 0,033 |

Ha a $P > 0,05$, nincs szignifikáns összefüggés, ha $P < 0,05$, akkor szignifikáns korreláció van az értékek között.

A biobúza minták nem voltak teljesen nehézfémektől mentesek, Pb és Cd tartalmuk azonban nem jelentős (IV. táblázat). Az értékek kisebbek a 2002/32/EC direktívában megengedett határértékektől, ami a Cd esetében $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, míg az Pb-ra 5 mg kg^{-1} .

A plankton mintákban mért Cd, Cr és az Pb mennyisége lényegesen kisebb volt a biotóban, mint az átállás alatt lévőben. Az átlagok közötti legnagyobb eltérés az Pb esetében található (903 mg kg^{-1}). A Ni esetében a biotóban magasabb

értékeket találtunk mint az átállási tó mintáiban. A biotóban Cd < Pb < Cr < Ni, míg az átállási halastóban Cd < Ni < Cr < Pb sorrendben alakult az elemek koncentrációja a >60 mikronos mintavételek esetén. A plankton minták nagyobb nehézfém tartalma magyarázható a pontyok táplálkozásából és a vízmozgásból adódó bioturbációs hatások miatt a planktonhálóba kerülő nagyobb mennyiségű abioszesztonnal, valamint a táplálékláncba kerülő elemek biomagnifikációjával.

IV. táblázat. A takarmány és a plankton toxikus elem tartalma a biohal termelésre tanúsított és az átállás alatti tóban, (n=minták száma)

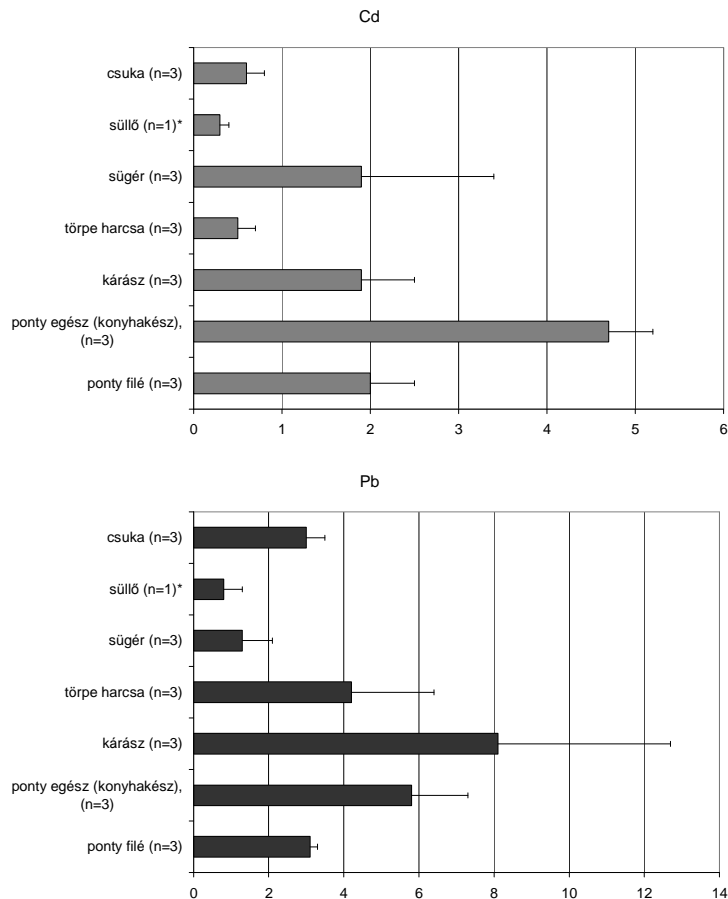
| Minta megnevezése | Cd | Cr | Ni | Pb |
|-----------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ |
| Őszi biobúza (sz.a. 86,9%) | 4,6±0,3 | n.a. | n.a. | 78,1±14,0 |
| Plankton, >60 mikron | | | | |
| Átállási tó (n=3) | 11,0±9,7 | 284±233 | 169±64 | 1042±834 |
| Biotó (n=2) | 5,1±0,9 | 238±17 | 895±49 | 139±48 |
| Biotó, 60-212 micron, (n=3) | 30,4±4,3 | 439±191 | 740±124 | 463±197 |
| Biotó, <212 micron, (n=3) | 16,9±13,2 | 216±62 | 678±88 | 236±142 |

A biotóban lévő pontyok, melyek tömege 590-3680 g közötti, nehézfém tartalma alacsonyabb volt, mint az átállási tó esetében, ahol a pikkelyes ponty minták mutattak magasabb nehézfém koncentrációt. Jelentős eltérést a Cr a Ni és az Pb esetében tapasztaltunk (V. táblázat).

V. táblázat. A halminták toxikus elem tartalma szárazanyagra vonatkozóan a biohal termelésre tanúsított és az átállás alatti tóban, (n=minták száma)

| Minta megnevezése | Szárazanyag | Cd | Cr | Ni | Pb |
|-------------------------|-------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | % | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ | $\mu\text{g kg}^{-1}$ |
| Átállási tó | | | | | |
| Ponty (n=3) | 31,2±0,5 | 2,5±0,9 | 688±418 | 854±822 | 58±89 |
| Tükörponty (n=2) | 28,0±1,6 | 2,1±0,4 | 672±145 | 547±295 | 3±2 |
| Biotó | | | | | |
| Ponty (n=3) | 33,0±2,0 | 2,0±0,3 | 310±106 | 455±34 | 21±22 |
| Kimutatási határ | | 1,5 | 6 | 21 | 9 |

Balasubramanian és mtsai (1995) szerint az Pb, Zn és a Cr akkumulációja a halakban az egyes fajok táplálkozási szintjétől is függ, a felmérések szerint az alábbi módon alakul: mindenevők > fitoplanktonfogyasztók > zooplanktonfogyasztók > ragadozók > növényevők.



1. ábra. A halhús minták Cd és Pb tartalma a biohal termelésre tanúsított tavakban eredeti anyagra vonatkozóan $\mu\text{g kg}^{-1}$ -ban kifejezve, (n=minták száma) (EC) No 1881/2006. alapján az eredeti anyagra vonatkozó megengedett maximális koncentrációk: Pb: $300 \mu\text{g kg}^{-1}$; Cd: $50 \mu\text{g kg}^{-1}$

Halaknál az akkumuláció legfőbb helye a máj, emellett a kopolytú, a vese és a gonádok szintén felhalmoznak káros nehézfémeket (Kaplan és mtsai, 1995; Hermes és mtsai, 2001; Scuderio és mtsai, 2001; Lange és mtsai, 2002). Adhikari és mtsai (2009) vizsgálatai szerint a különböző szervezetben akkumulálódott fémek sorrendje több halfaj vizsgálata alapján a következőképpen alakult: máj>vese>kopolytú>bőr>izom.

A második mintavétel során a fiatal ragadozó halakból (csuka, süllő, sügér) vett minták alacsonyabb nehézfém értékeket mutattak a tófenékről táplálkozóakkal (kárász, ponty, törpeharcsa) összehasonlítva (1. ábra). Megfigyelhető, hogy a filézett pontymintáknak alacsonyabb a nehézfém-tartalma,

mint az egész (belsősegek nélküli) mintáknak, tehát vizsgálataink is igazolják, hogy az izomban a nehézfémek töredéke akkumulálódik, a fémek jelentős része a belső szervekben és a bőrben, ill. a csontokban halmozódik fel. A toxikus Cd és Pb esetében a biotóban mért halminták koncentrációja nem haladta meg a megengedett határértékeket. Annak ellenére, hogy a nehézfém értékek változhatnak a különböző környezeti hatásokra és könnyen akkumulálódhatnak a halakban, a fogyasztásra kerülő halhúsban és főként a filézett termékekben nem detektálható jelentős mennyiség.

Összefoglalás

Az Aquamax program keretében Cd, Cr, Ni és Pb mennyiségének alakulását vizsgáltuk egy biohal termelésre tanúsított és egy átállás alatti tó üledék, plankton és halhús mintáiban.

Az üledékminták átlagos nehézfém koncentrációja minden esetben kisebb volt az ökológiai gazdálkodású tóban, mint az átállás alatt lévőben. Az üledékminták Cd és Pb koncentrációja a lehetséges toxicitás küszöbszintje alatti értéket mutatta. A Cr és a Ni esetében az átállási tóban találtunk a lehetséges toxicitás (TEL) feletti koncentrációkat, a Ni értéke a kedvezőtlen biológiai hatást kiváltó határértéket (PEL) is valamelyest meghaladta. Az üledék szervesanyag tartalma és a Cr, az összes P és a Cd, továbbá a Ni és az Pb között pozitív korrelációt figyeltünk meg ($p < 0,05$).

A plankton minták esetében a Cd, Cr és az Pb mennyisége lényegesen kisebb volt a biohal termelésre tanúsított halastóban, mint az átállás alatt lévőben, különösen az ólomtartalom vonatkozásában tapasztaltunk jelentős eltérést.

A halhús minták (ponty, kárász, törpeharcsa, sügér, süllő és csuka) nehézfém tartalma a megengedett maximális Cd és Pb határértékeket (EC No 1881/2006) egyik mintavételi területen sem érte el. Az értékesítésre kerülő pontyokra vonatkozó adatok igazolták, hogy a biohalas tóból származó halhúsok nehézfém koncentrációi alacsonyabbak, mint az átállás alatti tó esetében.

Köszönetnyilvánítás

Az AquaMax integrált projekt (www.aquamaxip.eu) keretében végzett kutatáshoz az Európai Unió nyújtott támogatást (6 KP; szerződés szám: FOOD-CT-2006-16249 Project "AQUAMAX").

Irodalomjegyzék

- Adhikari, S., Ghosh L., Giri, B.S., Ayyappan, S. 2009.** Distributions of metals in the food web of fishponds of Kolleru Lake, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 72, Issue 4, May 2009, pp 1242-1248
- Ankley, G.T., Mattson, V.R., Leonard, E.N., West C.W., Bennett J.L. 1993.** Predicting the acute toxicity of copper in freshwater sediments: evaluation of the role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 315-320.

- Arain, M. B., Kazi, T. G., Jamali, M., K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Shah, 2008.** Total dissolved and bioavailable elements in water and sediment samples and their accumulation in *Oreochromis mossambicus* of polluted Manchar Lake. *Chemosphere* 70. pp. 1845–1856
- Balasubramanian, S., Pappathi, R., Raj, S.P., 1995.** Bioconcentration of zinc, lead and chromium in serially-connected sewage-fed fish ponds. *Bioresource Technology* 51, 193-197.
- Bosecker, K. 1997.** Bioremediation: metal solubilization by microorganisms. *FEMS Microbiology Reviews* 20:591-604.
- Commission Regulation (EC) No 1881/2006** of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs OJ L 364, 19.12.2006, p.5-24.
- EU Parliament Directive No 32/2002 (EC)** Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed - Council statement. OJ L 140, 30.5.2002, p. 10-22.
- EPA (USA Environmental Protection Agency), 1999.** Preliminary Investigation of the Extent of Sediment Contamination in the Lower Grand River. EPA-905-R-99-010
- Hermesz, E., Abraham, M., Nemcsok, J. 2001.** Tissue-specific expression of two metallothionein genes in common carp during cadmium exposure and temperature shock. *Comp. Biochemistry Physiology, Part C*, 128, 457-465.
- Kaplan, L.A.E., Van Cleef, K., Wirgin, I., Crivello, J.F. 1995.** A comparison of RT-PCR and Northern Blot Analysis in Quantifying Metallothionein mRNA Levels in Killifish Exposed to Waterborne Cadmium. *Marine Environmental Research*, 39, 137-141
- Lange, A., Ausseil, O., Segner, H. 2002.** Alterations of tissue glutathione levels and metallothionein mRNA in rainbow trout during single and combined exposure to cadmium and zinc. *Comp. Biochem. Physiol., Part C*, 131, 231-243.
- Sándor, Zs., Csengeri, I., Oncsik, M., Alexis, M. N., Zubcova, E., 2001.** Trace Metal Levels in Freshwater Fish, Sediment and Water. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 8:265-268.
- Thyll, Sz. 1998.** Vízszennyezés-vízminőségvédelem
- Torres, A., Barros, M. P., Campos, S.C.G., Pinto, E., Rajamani S., Sayre, R.T., Colepicolo, P. 2008.** Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: A review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 71, Issue 1, September 2008, Pages 1-15.
- Varga, P. 2000.** Toxikus fémek, szervesetlen mikroszennyezők In: I. Barótfi (ed.): *Környezettechnika*. Budapest, Mezőgazda Kiadó, pp. 326-331.

Data on patterns of toxic metals in samples from fish ponds operated in transition and in organic farming technology

B. Oncsik, M., Hegedűs, R., Oncsik, E., †Szitó, A.,
Gál D., Kosáros, T., Pekár, F., Vörös, G. , Csengeri, I.

Abstract

In recent years demand for organic food products was increased, therefore the fishing sector had to open to organic fish farming, where food safety regulations are stricter. Pollutants of industrial, agricultural and communal waste may enter into fishponds and can be accumulated in the sediment and through the aquatic food chain in the fish meat. Heavy metals are bioresistant compounds, which are able to accumulate in foodstuffs and threaten human health.

In the Aquamax project the distributions of Cd, Cr, Ni and Pb in the sediment, plankton and fish samples from fish ponds operated in transition and in organic farming technology were analysed. The average concentrations of heavy metal in sediment were lower in the organic pond than in the conversion one. The concentrations of Cd and Pb in the sediment were below the threshold effects level (TEL). The Cr and Ni concentrations were found above the threshold limit, the Ni concentrations were above the probable effect level (PEL). Positive correlations were found between the concentrations of organic matter and the Cr in the sediment and also between the total phosphorus and Cd and the concentrations of Ni and Pb in sediment ($p < 0.05$). The concentrations of Cd, Cr, and Pb in plankton of organic fishpond samples were substantially lower than in transition one, and there was an exceptionally significant deviation in the case of Pb. The concentrations of metals in the meat of fishes (common carp, gibel carp, black bullhead, perch, pike-perch, and pike – in every sampling area) were well below the allowed maximum levels defined for certain contaminants in foodstuffs (EC No 1881/2006). The data for the edible portion of fishes verified that the concentrations of heavy metals in the fish meat from organic fishpond were lower than in the case of the conversion pond.

Keywords: heavy metals, organic fish-farming, sediment, plankton, fish