

Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kar
Élelmiszer-higiéniai Tanszék

TENGER GYÜMÖLCSEI NEHÉZFÉM-SZENNYEZETTSÉGÉNEK
ÉLELMISZER-BIZTONSÁGI MEGÍTÉLÉSE

Készítette:

Dankó Dávid

Témavezető:

Dr. Lehel József

SZIE ÁOTK, Élelmiszer-higiéniai Tanszék
egyetemi docens

Dr. Bartha András

SZIE ÁOTK, Állathigiéniai, Állomány-egészségtani és
Állatorvosi Etológiai Tanszék
tudományos munkatárs

Budapest

2015

TARTALOM

1. BEVEZETÉS	3
2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
2.1. KAGYLÓKRÓL ÁLTALÁBAN	5
2.1.1. <i>Kagylók fémfelvételének és raktározásának folyamata</i>	6
2.1.2. <i>Sejten belüli raktározás</i>	8
2.1.3. <i>A nehézfémek szerveken belüli eloszlása</i>	9
2.2. A PUHATESTŰEK SZEREPE A BIOMONITORING RENDSZERBEN	9
2.3. A NEHÉZFÉMEK SZENNYEZÉSI FORRÁSAI	10
2.4. A NEHÉZFÉMEK TOXIKUS HATÁSAI EMBERBEN	12
2.4.1. <i>Higany</i>	12
2.4.2. <i>Arzén</i>	14
2.4.3. <i>Kadmium</i>	15
2.4.4. <i>Ólom</i>	16
2.5. HATÓSÁGI SZEBÁLYOZÁS	17
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	19
3.1 ANYAG	19
3.1.1. <i>Mintagyűjtés és feldolgozás</i>	19
3.2 MÓDSZER	19
3.2.1. <i>Analitikai eljárás</i>	19
3.2.2. <i>A fémtartalom meghatározása</i>	20
3.3. STATISZTIKAI FELDOLGOZÁS ÉS ÉRTÉKELÉS	21
4. EREDMÉNYEK	22
5. MEGBESZÉLÉS ÉS KÖVETKEZTETÉS	26
5.1. ARZÉN	27
5.2. KADMIUM	28
5.3. ÓLOM	29
6. ÖSSZEFOGLALÁS	31
7. SUMMARY	32
8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	33
9. IRODALOMJEGYZÉK	34

1. BEVEZETÉS

Napjainkban az összes regisztrált vegyszerek, illetve vegyi anyagok száma jóval meghaladja már a 10 milliót, ami közül 70-80 ezer az emberre nézve is közvetlenül káros hatású. Ezek közül a legtöbb vegyület potenciálisan is megjelenhet az élelmiszerekben, így közvetve fejthetik ki káros hatásukat a fogyasztókra. Mivel magas számban és széles körben elterjedtek, gyakorlatilag lehetetlen teljes mentességet biztosítani az élelmiszerek kémiai szennyező anyagainak felhasználása során. Annak érdekében, hogy megvédjük a fogyasztók egészségét, a kémiai anyagok mennyiségét korlátozzuk arra a szintre, ami nem okoz egészségkárosodást, még abban az esetben sem, ha elnyújtott (élethosszig tartó) a bevitel. Ezt úgy tudjuk elérni, hogy a nemzetközi szakértői szervezetek által végzett kockázatértékeléseket vesszük alapul. Ez azt jelenti, hogy a maximális maradékanyag koncentráció közegészségügyi szempontból még biztonságosnak tekinthető, még mindig elfogadható minőségű az élelmiszer, valamint az ellenőrzések során megfelel ezeknek a rendeletileg előírt határértékeknek.

A potenciális környezeti eredetű szennyező anyagok, a toxikus nehézfémek és félfémek, mint például a kadmium, az ólom, a higany, az arzén, valamint a poliklórozott vegyületek és származékaik, számítanak a legfontosabbaknak az élelmiszerek esetében. Számos anyag ezek közül (pl. fémek) természetes összetevői a környezetnek. A különböző kémiai anyagok szennyezhetik az állati eredetű élelmiszereket, így az élelmiláncon keresztül bejuthatnak a fogyasztó szervezetébe, elsősorban emberi tevékenységeknek „köszönhetően” (ipari-, mezőgazdasági- vagy háztartási munka, közlekedés és hulladék égetése stb. során).

Manapság a kagylók, rákfélék, tüskésbőrűek, zsákállatok, tengeri csigák és lábasfejűek képviselik a fő táplálékforrást a tengeri országokban (ún. „tenger gyümölcsei”). Tápértékük közel van a halakéhoz – különösen a tengeri halfajtákéhoz –, amelyek rendkívül sovány húsu állatoknak számítanak. Alacsony energia- és zsírtartalmúak, de gazdagok könnyen emészthető fehérjékben (főként a rákok), vitaminokban (D, E, A és B₁₂) és ásványi anyagokban (vas, cink, szelén), amelyek nélkülözhetetlenek az emberi szervezet számára.

Ennek tükrében meghatároztuk a nehézfémek koncentrációját a vizsgált területekről származó tenger gyümölcseinek ehető szöveteiben. Munkánk során az alábbi kérdésekre kerestünk választ:

- Van e különbség a kumulációban az egyes vízi puhatestűfajok (kagyló, osztriga, tintahal) között?

- A mért koncentrációk élelmiszer-biztonsági szempontból biztonságosak-e a humán fogyasztóra nézve, alapul véve a hatályos rendelkezéseket?
- A korábbi kutatómunkák eredményei mennyiben térnek el vagy hasonlítanak a jelenlegi felmérésben kapott értékekhez?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A KAGYLÓKRÓL ÁLTALÁBAN

A tengeri puhatestűek, – különösképp a kagylók – táplálkozási szokásaik lévén (szűrő táplálkozási mód) koncentrálni tudják a különböző kémiai szennyező anyagokat, ami számos veszélyforrást jelenthet a fogyasztók számára, így rendkívül fontosak az élelmiszer-biztonság szempontjából is. Ugyanakkor képesek méregteleníteni a környezetidegen xenobiotikumokat, valamint képesek számos fémet is ártalmatlanná tenni.

A szakirodalom alapján, a gerinctelenek esetében eddig két méregtelenítési folyamat ismert (Amiard, 1991). Az egyik esetben képesek a toxikus nyomelemeket oldhatatlan sóvá alakítani, itt példaként említhető az osztrigák ezüst-szulfid képzése (Martoja és mtsai, 1998). A másik esetben indukálják a metallothioneineket (MT), ami közvetlenül – komplexképződésük révén – képesek méregteleníteni a toxikus nyomelemeket (Amiard és mtsai, 2006). A metallothioneinek a lysosomákban tárolódnak, koncentrációjuk a környezetben lévő toxikus nyomelemekhez igazodik, amire a korábbi években láhattunk már példát a Földközi tenger nyugati részénél, amint áttelepítették a kagylókat (Mourgaud és mtsai, 2002). A méregtelenítő folyamatok skálája széles határok között mozog a gerinctelenek esetében. Egyes osztriga fajokban, amoebacyta révén veszik fel a fémkomplexeket a vérből (George és mtsai, 1984; Thomson és mtsai, 1985).

Az *Ostrea edulis*ban, néhány amoebacyta képes a rezet, másik a cinket vagy egyidejűleg mindkettőt kumulálni. Más osztriga fajok esetében, mint például az *O. angasinál* és a *Crassostrea gigas*nál csak egy amoebacyta típus ismert, amely a cinket és a rezet is fel tudja halmozni (George és mtsai, 1984). Egyes kagylófajták – a homeostasis révén – bizonyos határig képesek szabályozni a belső koncentrációt, beleértve például a réz és a cink mennyiségét is (Amiard és mtsai, 1987).

Ezeknek a méregtelenítési folyamatnak köszönhetően tudnak erősen szennyezett környezetben is élni, azonban ezek a szennyező anyagok felhalmozódnak az állat szöveteiben (pl. emésztőmirigyeiben), amit később az emberek is elfogyasztanak (Soto és mtsai, 1996). Ezen tulajdonságaik miatt, valamint a gyenge metabolizációs képességük, és a hosszú távú perzisztencia miatt vált rendkívül fontossá élelmiszer-biztonsági szempontjából a különböző nehézfémek határértékeinek meghatározása és folyamatos ellenőrzése.

A puhatestűek (pl. kagylók) nagymennyiségű káros anyagot képesek felhalmozni a szervezetükben, mintegy 100-1000-szer magasabb koncentrációban, mint azok tényleges

menyisége a vízben. Ez a szám kadmium esetében 100.000-szer magasabb érték is lehet (Avelar et al., 2000).

Az emberek többsége (>90%) az étkezések során, különösképp a tenger gyümölcsei és a húsok révén van kitéve a különböző szennyező anyagoknak. Számos puhatestűt használnak fel széles körben, „biomonitoring” céljából több országban is (Kim és Wolt, 2011; Smith és Gangoli, 2002).

Különböző tényezők (pl. kémiai, biológiai tényezők) képesek befolyásolni és módosítani a nehézfémek koncentrációját és felhalmozódását a vízi élőlényekben. Környezeti tényezők közé tartozik a hőmérséklet, a pH, a sótartalom, a víz keménysége, áramlása és hidrodinamikai viszonyai, továbbá az évszakok. Másrészt fontosak az állatok biológiai tulajdonságai, mint például az életkor, a test mérete és súlya, neme, szöveti összetétele és reprodukív állapota (Amiard és mtsai, 1986; Amiard és Berthet, 1996; Boening, 1997; Boyden, 1974, 1977; Boyden és Phillips, 1981; Claisse, 1992; Devier és mtsai, 2005; Diagnostics és mtsai, 2004; Elder és Collins, 1991; Mubiana és mtsai, 2006; Romeo és mtsai, 2000).

A puhatestűek nagyon alacsony metabolikus aktivitásuk miatt rendkívül érzékeny indikátorai élőhelyüknek.

A biotoxinok jelenléte utal a kémiai veszélyre (bénulásos-, hasmenéses-, amnéziás- és neurotoxikus kagylótoxinok), valamint a vegyi szennyeződésre (pl. nehézfémek, policiklikus aromás szénhidrogének), amelyek szintén összefüggnek a tenyésztő- és halászati területeken levő szennyező anyagokkal. Ezeket a területek az illetékes hatóságok rendszeresen ellenőrzik, különös figyelmet fordítva

- az adott területen begyűjtött tengeri élőlények mikrobiológiai jellemzőire,
- a toxintermelő planktonok és biotoxint termelő tengeri élőlények jelenlétére,
- a szennyező vegyi anyag jelenlétére a tengeri élőlényekben.

2.1.1. Kagylók fémfelvételének és raktározásának folyamata

A vízi élőlények esetében a fémek abszorpciója magában foglalja a fémek transzportját a keringési rendszerbe. A fémek szállítása a keringési rendszerbe az emésztőkészüléken, a kopoltyún és a kültakaró epithelialis barrierjén át vezet. Ez a transzport három jelenségből áll:

1) felvétel az apicalis membrán-felszínen keresztül, amely a külső környezettel áll kapcsolatban,

2) áthaladás a sejten és a megfelelő ligandhoz való kötődés,

3) kiáramlás a basolateralis membránon át, amely a keringési rendszerrel áll kapcsolatban.

Azok a szervek, amelyek rendelkeznek olyan felszínnel, amelyek a fém felvételére alkalmasak (kopolytú, bél- és emésztőmirigyek), képesek koncentrálni a fémeket, így magas potenciállal részt tudnak venni a biokumulációban (O'Brien és mtsai, 1990).

Epithelialis fémfelvétel

A kopolytú és a bél egyaránt „elsődleges felületnek” számítanak a vízi környezetben, ami fémfelvételre képes, ezen kívül a puhatestű gerinctelen fajokat borító testfelület is hasonló szereppel bír az oldott fémek esetében (Williams és Giesy, 1978; Carpené és George, 1981; Roesijadi és Klerks, 1982; Blazka és Shaikh, 1992). Az intracelluláris ligandokhoz való gyors kötődés és a fémionok kiáramlása a basolateralis membránon át, képes csökkenteni a koncentráció gradienst, ezért olyan lényeges az aktív transzport az apikális membránnál (Carpené és George, 1981; Roesijadi és Klerks, 1982). A diffúzió vagy a carrier-mediált bejutási utak elsődlegesek az oldott ionok sejtszintű felvételében (Foulkes, 1991; Stacey és Klassen, 1980). A nem esszenciális toxikus fémeknek (pl. kadmium, higany) nincs specifikus transzportmechanizmusa, ezáltal a kadmium felvétele a kopolytú kalcium csatornáin keresztül valósul meg (Roesijadi és Unger, 1993).

Endocytoticus fémfelvétel

Az endocytosis egy jól ismert fogalom a gerinctelenek táplálkozásában, amellyel képesek különböző anyagokat felvenni környezetükből (Coombs és George, 1978). A gerinctelenek emésztősejtjei képesek phagocytosisra és intracelluláris emésztésre, ezen felül egyes szervek, amelyek a környezettel érintkeznek (pl. kopolytú) hasonlóan képesek ilyen folyamatokra.

A fémek, amelyek endocytosis útján a sejtbe kerülnek, összeolvadnak a lysosomákkal és követik az intracelluláris utat, de ennek mechanizmusa jelenleg még csak részben ismert (George és mtsai, 1976). Endocytosis útján kerül felvételre az ólom is, amely a kopolytún keresztül valósul meg (Coombs és George, 1978).

2.1.2. Sejten belüli raktározás

A fémek sequestratioja kötött formában történik minden szövetben és szervben, beleértve a fémfelvételi utat, a transzportot, a hasznosítást és a felszabadítást. Az egymás utáni lépések a felszívási hellyel kezdődnek (kopolyú, bél, köpönyeg), majd a méregtelenítéssel folytatódnak, végül a hosszú távú tárolás, vagy excretio következik (pl. máj, vese). Manapság a két legjobban tanulmányozott sejten belüli struktúra a metallothioneinek, és vesiculába kötött szemcsék. Kétségtelen, hogy mindkét struktúra nélkülözhetetlen szerepet játszik a fém megkötésében és sequestratiojában, hiszen minden szövetben jelen vannak.

A metallothioneinek a kis molekulatömegű fehérjék családjába tartoznak. Olyan fémkötő fehérjék, amelyek szerepet játszanak az esszenciális fémek szabályozásában (pl.: réz, cink), és nélkülözhetetlen szerepük van a nem esszenciális fémek méregtelenítésében, mint például a kadmium és higany (Kagi és Kojima, 1987; Roesijadi, 1992).

Metallothioneinek azon területre koncentrálnak, ahol a fémfelvétel történik, így a kagylókés rákok esetében a kopolyúnál, és az emésztőmirigyekben vannak legnagyobb számban (Viarengo és mtsai, 1980, 1984; Olafson és mtsai, 1979; Roesijadi, 1982; Nolan és Duke, 1983; Engel és mtsai, 1985).

Minden vízi élőlény rendelkezik különféle membránhoz kötött intracellularis raktárral, amelyek közül egyesek fémeket képesek megkötni. Ezek lehetnek granulátumok vagy konkrementumok, amelyek általában az emésztő vagy a kiválasztó szervekhez kapcsolódnak (pl. emésztőmirigy, hepatopaneas, vese).

Az egyes fémek membránnal határolt vakuolumokban tárolódnak, ezután mineralizálódnak, végül endocytosis révén szekunder, illetve terciér lysosomákká alakulnak. Ez történik a kagylók veséjében is, a metallothionein-fém komplex lebomlásának eredményeképpen, a réz (Cu), kadmium (Cd), higany (Hg) és cink (Zn) a lysosomába kerülnek (Sternlieb és Goldfischer, 1976).

2.1.3. A nehézfémek szerveken belüli eloszlása

Goldberg (1957) adatai alapján a fésűkagyló esetében a legmagasabb ólomkoncentrációt a vesében (137 mg/kg száraz anyag, sz.a.), a gonádokban (78 mg/kg sz.a.) és a kopoltyúban (52 mg/kg sz.a.) mérték, kadmium esetében egyenletes volt a szövetek közötti eloszlás (<20 mg/kg sz.a.). Osztrigában kimagasló ólomkoncentráció egyedül a szívben volt mérhető, míg a kadmiumsint a köpönyegben (207 mg/kg sz.a.), a szívben (154 mg/kg sz.a.) és a vesében (118mg/kg sz.a.) mutatott magas koncentrációt. Kagylók esetében az ólom szövetek közötti eloszlásában ugyancsak a belekben (69 mg/kg sz.a.), a kopoltyúban (36 mg/kg sz.a.) és gonádokban (7 mg/kg sz.a.) mértek magas szennyezettséget, míg kadmium esetében egyenletes volt a szervek közötti eloszlás (<20 mg/kg sz.a.).

Tarique és mtsai (2011) *Aminantis umbonella* kagylófajban vizsgálták a nehézfémek szövetek közötti eloszlását. Higanyt legnagyobb koncentrációban a veséből és a gonádokból lehetett kimutatni. A kadmium mennyisége a vesében 26,35-ször volt magasabb, mint a második helyen álló szívben (3,7µg/kg nedves tömegrre vonatkoztatva) mért szennyezettségi koncentráció, míg ólom esetében a vesében 3,94-szer volt magasabb a szívben kimutatható ólom mennyiségnél.

A vizsgálatok alátámasztották azt a tényt, hogy a nehézfémek azokban a szervekben érnek el magasabb koncentrációt, amelyek a fémek felvételében játszanak szerepet.

2.2. A PUHATESTŰEK SZEREPE A BIOMONITORING RENDSZERBEN

Azok az elemek, amelyek feleslegben vannak vagy toxikusak, képesek károsítani a szervezet belső funkcióit. A szennyezőanyagok néhány esetben biológiailag hozzáférhetővé válhatnak a szervezet számára, mely vagy alkalmazkodik a szennyeződéshez, vagy a szervezetbe történő beépítés által csökkenti annak toxicitását.

Rainbow (1990) leírta, hogy torkolati környezetben hogyan képes az *Echinogammarus* és a *Gammarus zaddachi* fenntartani az állandó nyomelem koncentrációt annak ellenére, hogy nagyobb a biológiai hasznosíthatóság a külső környezetben. Tehát, a nyomelemek kumulációja függ a fémek felvételének és leadásának különbségétől, amelyet befolyásol a membrán felszíne és permeabilitása, a fémek szabályozásában és teljesítőképességében részt vevő belső rendszer, vagy az elfogyasztott táplálék típusa (Luoma és Rainbow, 2008; Rainbow, 1990).

Ezek a mechanizmusok befolyásolják a szervezetben a biokumuláció mértékét, és így kiemelkedő eredménnyel használják a biomonitor terén (Phillips, 1980; Rainbow, 1990, 1997). Alapvető szabály, hogy a szervezetek képesek magasabb koncentrációt létrehozni, mint ami a külső környezetükben található. A legjellemzőbb és egyben a letragikusabb eset a kagylók biokumulációs tevékenységére a Minamata-betegség, amikor Japánban a Minamata-öbölben sok ember halt meg, és még többen betegedtek meg, mert egy nagy vegyi gyár szerves higanyt juttatott az öböl vizébe. A higany anaerob környezetben metiléződött, és ez vízi szervezetekben biokumuláció és biomagnifikáció révén olyan koncentrációt ért el, hogy a táplálékláncon keresztül higanymérgezés alakult ki az emberekben.

Phillips (1980) véleménye szerint az alábbi feltételeknek kell teljesülnie, hogy egy faj használható legyen a környezet monitorozásában:

- az adott szervezetnek túl kell élnie az adott nyomelem kumulációját az adott környezetben,
- az adott élőlény legyen mozgásszegény, hogy az adott terület kontaminációját reprezentálja,
- az adott szervezetnek elég hosszú élettartamúnak kell lennie ahhoz, hogy a kumuláció teljesüljön,
- az adott szervnek megfelelő méretűnek kell lennie a vizsgálatokhoz,
- az adott élőlényből könnyen lehessen mintát venni,
- az adott szervezet szöveti tartalmának korrelálnia kell a vízzel és a szennyezett környezettel,
- az adott élőlénynek korrelálnia kell a szennyezettség mértékével és az átlag szennyezettségi koncentrációval, amely őt körülveszi.

2.3. A nehézfémek szennyezési forrásai

A földkéreg átlagos **higany**tartalma 80 µg/kg, de aktuális koncentrációja területenként jelentős mértékben változhat. Agyagpala talajokban például elérheti a 10 mg/kg mennyiséget is. A higany fontos forrása a vulkanikus tevékenységeknek és az óceánok párolgásának. Ugyanakkor, emberi tevékenység miatt szintén tekintélyes mennyiségben jut a környezetbe: fosszilis tüzelőanyagok égetése, acél- és cementgyártás, fémfeldolgozás, arany- és higanybányászat révén. A levegőbe jutott higany nagymértékben szétterjed és évekig perzisztálhat.

Vízi környezetben az oldott higany koncentrációja változó: óceánokban, folyókban, tavakban 0,5-3 ng/l; tengerparti vizekben 2-15 ng/l (IPCS, 1986).

Vízi környezetben az algák **arzéntartalma** 1-180 mg/kg, tengeri halakban és kéthéjú kagylókban <2-170 mg/kg, édesvízi halakban <0,1-3 mg/kg (Stoeppler, 2004). Azonban ezekben az élelmiszerekben található szerves arzénvegyületek (pl. arzénbetain, arzén-cukor) általában nem toxikusak.

A **kadmium** kis mennyiségben fordul elő a földkéregben, koncentrációja 0,1-1 mg/kg. Üledékes kőzetek 10-20-szor magasabb mennyiségben tartalmazhatják (ATSDR, 1999a; Pinot és mtsai, 2000). Elsősorban cinktartalmú ércekben, kisebb mértékben ólomhoz és rézhez kötötten található (Plachy, 2002).

Felszíni- és talajvizekben <1 µg/l, óceánokban 0,001-0,1 µg/ml koncentrációban mérhető, de fitoplanktonban gazdag területeken nagyobb mennyiségben van jelen (ATSDR, 1999b; Pinot és mtsai, 2000).

Vízi környezetben egyenletes eloszlást mutat az élelmi hálózatban, a biomagnifikáció nem jellemző rá. Édesvízi szervezetek kadmium-szintje attól függ, hogy milyen mértékben képesek felvenni.

Az **ólom** a földkéregben kb. 13 mg/kg mennyiségben van jelen, de ez területenként és a talaj típusától függően változó. Vulkanikus és üledékes kőzetekben 10-20 mg/kg, homokkőben és széntartalmú anyagpalában 10-70 mg/kg, és foszfáttartalmú kőzetben 100 mg/kg (ATSDR, 1999b; IPCS, 1989).

Az ólom természetes előfordulása kismértékű, jelentősebb az emberi eredetű tevékenység (kohó, öntöde, vegyi anyaggyártás, akkumulátor-gyártás) révén a természetbe kikerülő szennyezés.

Felszíni-, talaj- és tengervízben az oldott ólom koncentrációja alacsony, mert általában karbonátok, szulfátok és foszfátok formájában van jelen, amelyek vízdékonysága alacsony. A biomagnifikáció nem jellemző rá. Általában a legmagasabb koncentrációk olyan vízi- és szárazföldi szervezetekben található, melyek közel élnek ólommal szennyezett területekhez.

Vízi környezetben az ólom nagyobb mennyiségben található algákban és bentikus szervezetekben, mint a felső trofikus szinten élő húsevő halakban.

2.4. A NEHÉZFÉMEK TOXIKUS HATÁSAI EMBERBEN

2.4.1. Higany

A szerves higany közel egyenlő mértékben oszlik meg a plazma és a vörösvértestek között (Zalups és Lash, 1994). A plazmában a fehérjék (elsősorban az albumin) szulfhidril-csoportjaihoz kötődik, a vörösvértestekben pedig a hemoglobinhoz és a glutationhoz kapcsolódik. A szerves vegyületek (pl. metil-higany) 90%-ban a vörösvértestekben található meg. A metil-higany nagy affinitása révén a thiol-csoportot tartalmazó aminosavakhoz kötődik, így képes átjutni a membránokon az aminosavak transzportját szabályozó mechanizmusok által. A szerves higany általában nem képes áthatolni a sejtmembránon, de ionos formája szelénnel kötődve lipofílebbé válik, így membrántranszportja jobb lesz. Az elemi, szerves és szerves higanyvegyületek átalakulhatnak egymásba a szervezetkülönböző szerveiben és szöveteiben (Suda és Hirayama, 1992).

A szöveti megoszlás is nagymértékben függ a higany kémiai formájától. A szerves higany-klorid (HgCl_2) nagy koncentrációban található meg a májban és a vesében, és csak kismértékben az agyban és az izomzatban. A metil-higany valamennyi szövetben megoszlik, legmagasabb mennyiséget a májban, a vesében és a lépben ér el (Kosutzka és mtsai, 2002); Maretova és mtsai, 2003). Baromfifélékben és egyéb háziállat-fajokban a metil-higany sokkal nagyobb mennyiségben mutatható ki az izomszövetből, mint a szerves vegyületek.

Az a higany mennyiség a takarmányban, amely az állat számára biztonságos, olyan koncentrációt érhet el az izomzatban, amely a fogyasztóra nézve veszélyes (toxikus) lehet. Halakban a metil-higany főként az izomzatban koncentrálódik, míg szerves vegyületei a gyomor-bél csatorna hámsejtjeiben. Orális expozíciót követően emlősökben a szövetben is kumulálódhat, madarakban pedig a tollzatban. Utóbbiakban a higany koncentrációja megközelíti a szöveti szinteket (IPCS, 2003; March és mtsai, 1983). A metil-higany átjut a vér-agy gáton és a placentán is, és magas szöveti szintet ér el a magzati és az anyai agyszövetben. A szerves vegyületek speciális membránokon való átjutása kismértékű. A kiválasztódás iránya és mértéke is vegyületfüggő. A szerves és az elemi higany a vizeletben és a bélsár útján távozik a szervezetből. A metil-higany az epével választódik ki, ahol a glutation szulfhidril-csoportjaihoz kötődik (Burrows, 1982; Naganuma és Imura, 1984). A bélflóra képes átalakítani szerves formává, azonban az intakt molekulák az enterohepatikus körforgáson keresztül visszaszívódnak és tovább terhelik a szervezetet. A metil-higany és a higany-klorid teljes test felezési ideje 70, illetve 40 nap emberben (IPCS, 2003). A metil-

higany felezési ideje 700 nap halakban és kb. 2-5-ször hosszabb ideig perzisztál a szervezetben, mint a szervetlen vegyületek (Johnson és Savage, 1991; Sweet és Zelikoff, 2001). A szerves higanyvegyületek kiválasztódhatnak a tejen, illetve madarakban a tojáson keresztül is (Kambamanoli és mtsai, 1991; Yoshida és mtsai, 1994). A szervetlen és szerves higanyvegyületek sejtszintű károsító mechanizmusai alapvetően hasonlóak, de eltérő szöveti megoszlásuk miatt különböző szervek, illetve szövetek károsodását okozhatják. A higany ionok (Hg^{2+}) nagy affinitással kötődnek elsősorban a thiol- vagy szulfhidril-csoportokhoz, de hidroxil-, karboxil- és foszforil-csoportokhoz is kapcsolódhatnak (ATSDR, 1999b). A szulfhidril-csoportok jelentős szerepet töltenek be a fehérjék szerkezetében és működésében, így a higany kötődését követően csökken az enzimek aktivitása, membránkárosodás és egyéb szerkezeti változás alakul ki, és a transzport folyamatok is elégtelenné válnak (Zalups és Lash, 1994). A sejten belüli thiol mennyiségének változása révén a higany elősegíti az oxidatív stressz és a lipidperoxidáció kialakulását, illetve változást okoz a mitokondriális folyamatokban és a hem metabolizmusában, továbbá megzavarja a sejtek kalcium homeostasisát. Sejtkárosító hatása küszöbértékhez kötött, amely vélhetően az endogén ligandok (pl. metallothionein, glutation) pufferoló hatásának köszönhető. Bizonyos dózisszintig nincs sejtelhalás, de amennyiben a pufferrendszer szaturálódik, akkor nagyobb mennyiségek hatására az elhalás gyorsan kifejlődik, gyakran, mint minden vagy semmi típusú válaszreakció.

A szervetlen higanyvegyületek fő támadáspontja a vese. Elsősorban a proximális tubulusok és a glomerulusok károsodása figyelhető meg (a tubulusok kitéágulása, a tubuláris epithelsejtek degenerációja és atrófiája, a bazális membrán megvastagodása). A vesekárosodást jelzi a proteinuria, az oliguria, a vizelet hígulása és a plazma emelkedett kreatininszintje. Idegrendszeri tünetek (izomremegés, inaktivitás, rendellenes állás) is jelentkezhetnek annak ellenére, hogy a szervetlen vegyületek csak kismértékben jutnak át a vér-agy gáton, továbbá nyálzás, gyomor-bélrendszeri tünetek és anaemia is kialakulhatnak (Zalups és Lash, 1994). Felnőtt emberben a higany-klorid (HgCl_2) letális adagja 10-42 mg/kg.

A szerves higanyvegyületek célszerve elsősorban az idegrendszer. A károsodás és a kialakuló tünetek súlyosságát befolyásolja az expozíció időtartama és mennyisége, illetve az idegrendszer fejlődési állapota. A még nem kifejlett idegrendszerrel rendelkező fiatal szervezetek sokkal érzékenyebben reagálnak a károsító hatásokra, mint a felnőttek. A központi és perifériás idegrendszer károsodásának köszönhetően ataxia, inkoordinált mozgás, izomgörcs, bénulás és látászavar figyelhető meg. Viselkedési, tanulási és memória zavarok, illetve csökkent aktivitás is kialakulhat. A metil-higany csökkenti a spermatogenezist és a

spermiumok mozgását, illetve vetélést okoz, továbbá fokozza a magzati resorptiót és a fejlődési rendellenességek kialakulását. A placentán átjutva a főtális Minamata-kór előidézésében játszik szerepet, amelyet microcephalia, a kérgi struktúra degenerációja és sorvadása, az agykamrák kitágulása, gliosis, a mielin csökkenése és a cellularitás hiánya jellemez. Az ilyen újszülöttekben görcsök, izommerevség, vakság és súlyos tanulási zavarok figyelhetők meg.

2.4.2. Arzén

Humán epidemológiai adatok alapján az ivóvízben és az élelmiszerekben előforduló szervesetlen arzénvegyületek növelik a bőr-, a tüdő-, és a húgyhólyagdaganatok kialakulásának valószínűségét. Ez közvetlenül az arzén, illetve metilált metabolitjai által előidézett genotoxikus és epigenetikus hatásokra vezethető vissza.

Az arzén oxidatív stresszt okoz, illetve befolyásolja a biotranszformációs metilációs folyamatokat, továbbá egyéb esszenciális fémek metabolizmusát. Ezek miatt az arzént a karcinogén vegyületek közé sorolják.

Az arzenátok (5 vegyértékű arzént tartalmazó vegyületek) azonos szerkezet és tulajdonság alapján, a foszfátvegyületeket helyettesíthetik különböző biokémiai reakciókban, szétkapcsolva így az oxidatív foszforilációt és csökkentve az ATP mennyiségét (Hughes, 2002). A trivalens (3 vegyértékű) arzénvegyületek (pl. arzenitek) enzimek, receptorok és koenzimek tiol- és szulfhidril-csoportjaihoz kapcsolódva, gátolják azok fiziológiai funkcióját (Hughes, 2002; Thomas és mtsai, 2001).

Az arzenit, arzenát, dimetil-arzenát és a monometil-arzenát fejlődési rendellenességet, perinatalis elhullást és növekedési retardációt okoz hörcsögben, egérben és patkányban (Hood, 1983).

Vizes oldatból a szervesetlen arzenát- és arzenit-vegyületek felszívódása jelentős mértékű (<90%) emberben. Az élelmiszerekkel felvett szervesetlen vegyületek abszorpciója alacsonyabb mértékű (60-75%) (Hopenhayn és mtsai, 1993).

Nagy mennyiségű szervesetlen arzénvegyület felvételét követően monometil-arzenátot határoztak meg emberek vizeletében (Aposhian és mtsai, 2001). Francesconi és mtsai (2002) közel 12-féle arzénmetabolitot mutattak ki emberek vizeletében szintetikus arzén-cukor felvétele után.

A vizeleten keresztül ürülő arzénvegyületek aránya általában 20% szervesetlen, 15% monometil-arzenát és 65% dimetil-arzenát emberben (Vahter és mtsai, 2000). Az arány attól

függően változik, hogy milyen élelmiszert fogyasztott, illetve milyen típusú vegyületet vett fel. Japán egyetemi hallgatók vizeletében, akik nagy mennyiségű tengeri halat és kagylót fogyasztottak és így szerves arzénvegyületeket (pl. arzénbetain) vettek fel, 9,4% szerves, 3,0% monometil-arzonátot és 58,2% trimetil-arzénvegyületeket mértek (Yamato, 1988).

A szájon át felvett szerves arzénvegyületek (pl. Na-p-N-glikolarzenilát) <90%-a 3 napon belül a bélsárral ürül ki, csak mintegy 4-5% jelenik meg a vizeletben (McChesney és mtsai, 1962).

A halakban lévő szerves derivátumok biológiai hasznosulása emberben jelentős mértékű. A halpogácsában és a lepényhalban lévő arzén 66-86%-a felszívódik, az arzén-cukor 80%-a a vizelettel ürül 4 napon belül (Francesconi és mtsai, 2002).

Ugyanakkor, hínárral etetett juhokban az arzén-cukor felszívódik és metabolizálódik, és jelentős arzén-koncentráció mérhető a gyapjában, a vérben és a vizeletben, de az arzén-cukor nem mutatható ki a vizeletből (Feldman, 2000).

Az állati szervezetbe kerülve jó eloszlást mutat; nagyobb koncentrációban található meg a bőrben és a szaruképletekben. Jelentős mennyiségben lehet jelen a májban és a vesében, amely élelmiszer-biztonsági szempontból aggályos lehet. A tengeri halakban és kagylókban lévő szerves arzénvegyületek kevésbé aggályosak, mert toxicitásuk kisebb mértékű és gyorsan kiürülnek az emberi szervezetből

2.4.3. Kadmium

Az emberi bélcsatornába jutó kadmium átlagosan 5%-ban szívódik fel, de vashiányos egyéneknél a felszívódás mértéke elérheti a 15-20%-ot. A felszívódott kadmium a májban metallothioneinhez kötődik, ami folyamatosan a vérbe kerül, és a vesében filtrálódik, majd a proximális tubulusokban reabszorbalódik. A tubulussejtekben a toxikus Cd^{2+} a fehérjekötésből felszabadul és fokozatosan felhalmozódva irreverzibilis vesekárosodást okoz. Az emberek 10%-ában már tubuláris működészavart előidéző kritikus kadmiumszintet a vese kéregállományában 200 mg/kg-nak becsülik, amit napi 175 µg kadmium 50 éven keresztül folyamatos felvétele okozza. Naponta 100 µg kadmium felvétele egy átlagos populáció 2%-ában idézné elő a kritikus szint túllépését.

Redox aktivitása révén károsítja az antioxidáns rendszert, így oxidatív stresszt okoz, fokozza a lipidperoxidációt és megváltoztatja a membránok lipidösszetételét (Gill és mtsai, 1989; Xu és mtsai, 2003). A kadmium által létrehozott reaktív oxigénradikálok a DNS-szintézis csökkenéséhez és a DNS-lánc töréséhez vezethetnek. A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség az

1. kategóriába, az emberben bizonyítottan rákkeltő vegyületek közé sorolta. Különböző gének expresszióját indukálja (metallotionein, hem-oxigenáz, hősokk fehérjék).

A membránfehérjék thiol-csoportjaival kapcsolódva azok depolarizációját okozza a mitokondriumokban, ami ATP-hiányhoz és nekrotikus sejthalálhoz vezet. Más esetekben, sejttípustól függően, a mitokondriális enzimek kiáramlását idézi elő, ami viszont apoptotikus sejthalált okoz (Pinot és mtsai, 2000).

Ösztrogénszerű hatással is rendelkezik, így megzavarja a nemi érést, illetve felgyorsítja a serdülőkort emlősökben (Johnson és mtsai, 2003).

A kadmium vegyületei általában kismértékben képesek felszívódni a bélcsatornából; 0,5-3% majomban, 2% kecskében, 5% sertésben és bárányban, 16% szarvasmarhában. Felszívódásuk mértékét befolyásolja az emésztőcsatornában való oldódásuk. A jól oldódó kadmiumsók (klorid, nitrát, acetát, szulfát) abszorpciója sokkal jobb, mint a rosszul oldódóké (szulfid) (ATSDR, 1999c). Az állati eredetű élelmiszerekben lévő kadmium hasznosulása kisebb, mint az oldódó sóké, azonban alacsony koncentrációnál a szerves és szervetlen vegyületek felszívódása hasonló hatékonyságú (Groten és mtsai, 1990, 1994).

A vérben elsősorban albuminhoz, kisebb hányadban globulinhoz, metallotioneinhez, ciszteinhez, glutationhoz, vagy közvetlenül sejtekhez kötötten szállítódik (Zalups és Ahmad, 2003).

Az egész szervezetben eloszlik, azonban a teljes kadmium-terhelés több mint fele a vesében és a májban kumulálódik. Kezdetben a májban található a legnagyobb koncentrációban, majd néhány nap múlva innen kiáramlik, és a vesébe jut, mint végső raktározási hely.

A kadmium igen lassan ürül ki a szervezetből, részben a vizelettel, részben pedig a bélsárral. Felezési ideje igen hosszú (7-30 év) az állati szervezetben. A Cd-metallotionein komplex kis molekulatömegénél fogva a glomerulusokon keresztül átfiltrálódik, de a proximális tubulusok S1 és S2 szegmensének sejtjei által visszaszívódik, és így a vesekéregben koncentrállódik (Dorian és mtsai, 1995).

2.4.4. Ólom

Emberben az ólom felszívódása a gyomor-bél csatornából felnőttekben csak 10%, de gyerekekben akár 50% is lehet. A felszívódást követően kezdetben a vörösvérsejtben, a májban és a vesében, majd a csontokban halmozódik. Felezési ideje a lágy szövetekben 1-2 hónap, a csontokban viszont 25-30 év. Toxikus hatásai jól ismertek, amelyek közül az eltűrhető heti felvétel mértékének meghatározásához a legkritikusabbnak a neurotoxikus

hatása tekinthető. A valamennyi forrásból ólom mennyiségének PTWI értékét a JECFA 25 µg/kg-ban határozta meg. Ebből egy átlagos európai fogyasztó az élelmiszerekkel legfeljebb 20 µg/kg-ot vehet fel.

Az ólom a szervezetben nagy valószínűséggel fehérjékhez kötődik és megváltoztatja azok funkcióját, gátolja vagy utánozza a kalcium hatását (pl. calmodulin és protein-kináz C aktiválása), helyettesíteni képes a cinket különböző enzimekben és oxidatív stresszt okoz (Bresser és Goldstein, 1991; Goering, 1993; Goldstein, 1993; Hsu és Guo, 2002). A szulfhidril-, amin-, foszfát- és karboxil-csoportokhoz kötődve módosítja a fehérjék kötőkapacitását, illetve enzimaktivitását. A csontokban a kalcium helyett tercier ólom-foszfát formájában épül be. Az ólom több enzim működését gátolja (δ-aminolevulinsav-dehidratáz, ferrokelatáz), így zavart okoz a hemszintézisben. Hatására a δ-aminolevulinsav mennyisége megnövekszik a plazmában és a vizeletben, illetve blokkolja a vas beépülését a protoporfirin molekulába. A csökkent hemoglobin-termelés és a vörösvértestek károsodása miatt hypochrom normocyter anémia és reticulocytosis alakul ki (Lubran, 1980; Warren és mtsai, 1998).

A szív- és érrendszeri hatás arra vezethető vissza, hogy az ólom ingerületvezetési zavarokat (kontraktilitási zavarok, arrhythmogen hatás), degeneratív strukturális és biokémiai változásokat okoz a szív izomzatában, illetve a vérerek simaizomzatának tónusát növelve vérérszűkületet idéz elő (Kopp és mtsai, 1988; Vaziri, 2002).

A feszültségfüggő kalcium-csatornák blokkolásával gátolja a kalcium beáramlását, amely fiziológiai körülmények között szabályozza a neurotranszmitterek kiáramlását. Ugyanakkor a sejtekbe jutva – a kalcium-csatornákat felhasználva – kalcium agonistaként növeli az ingerület átvivő anyagok spontán kiáradását (Gill és mtsai, 2003).

A placentán átjutva a magzati agyszövetben jelentős mennyiségben lehet jelen, a posztnatalis fejlődés korai szakaszában megzavarja a neuronok szinaptikus szerveződését és funkcionális fejlődését, ami későbbi tanulási problémákhoz vezet (Bressler és mtsai, 1999; Gill és mtsai, 2003; Johnston és Goldstein, 1998; Marchetti, 2003).

2.5. HATÓSÁGI SZABÁLYOZÁS

A közvetlen emberi fogyasztásra szánt tengeri élőlényeknek meg kell felelnie az előírt 853/2004/EK rendeletnek, a mikrobiológiai kritériumokról szóló 2073/2005/EK rendeletnek, valamint a kémiai szennyező anyagokra vonatkozó 1881/2006/EK rendeletnek egyaránt (Commission Regulation, 2004, 2005, 2006).

A tengeri élőlényekben és fejlábúakban megengedett nehézfém értékeket az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat

**A nehézfémek maximálisan megengedhető mennyisége kagylókban és fejlábúakban
(Commission Regulation,2006)**

Élelmiszer	Felső határérték (mg/kg nedves tömeg)		
	Ólom	Kadmium	Higany
Kéthéjú kagylók	1,5	1,0	0,5
Lábasfejűek (zsigerek nélkül)	1,0	1,0	0,5

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. ANYAG

3.1.1. Mintagyűjtés és feldolgozás

A vízi élőlények gyűjtése a Budaörsi halpiacról történt 20 héten át (2015. márc.-júliusig), hetente egy alkalommal. A tenger gyümölcsei Dániából, Olaszországból (kagyló), Franciaországból (osztriga) és Argentínából (tintahal) származtak. Összesen 42 kagylót, beleértve fekete kagyló (*Mytilus galloprovincialis*), kék kagyló (*Mytilus edule*), vénuszkagyló (*Venerupis philippinarum*) és amanda kagyló (*Glycymeris glycymeris*), 34 osztrigát (*Crassostrea gigas*, *Crassostrea angulata*) és 38 tintahalat (*Loligo vulgaris*) vizsgáltunk nehézfém tartalmukra vonatkozóan.

Osztrigák és kagylók esetében a kagylóteknők felnyitását követően a lágy szöveteket műanyag késsel eltávolítottuk, felaprítottuk és egyedenként, azonosítható módon feliratozott műanyag zacskókba helyeztük. A lábasfejűek feldolgozása azonos módon történt, a gyomor-bél csatorna eltávolításával. A mintákat -70 C°-on tároltuk az analitikai vizsgálat megkezdéséig.

3.2. MÓDSZER

3.2.1. Analitikai eljárás

A minták nehézfém-tartalmának meghatározását a Szent István Egyetem Állatorvostudományi Kar Állathigiéniai Tanszék laboratóriumában végeztük.

Felhasznált vegyszerek

A minták roncsolását analitikai tisztaságú tömény salétromsav (69 m/m%, Aristar) és hidrogén-peroxid (30 m/m%, Normapur) keverékével végeztük mikrohullámú roncsoló (CEM MARS6, CEM corporation, USA) segítségével. A laboratóriumi üveg és műanyag eszközök tisztítása 0,15 M sósavval (37 m/m%, Aristar) történt, majd azokat a mérések megkezdése előtt nagy tisztaságú ioncserélt vízzel öblítettük ki (Purite Select Fusion 160 BP víztisztító rendszer, Purite Ltd., Anglia).

Analitikai standardok, ICP mérések

A kalibrációhoz ICP mono-elemes (VWR International Ltd., Anglia, Leicestershire) és multi- (Perkin Elmer Inc., USA, Shelton) standardokat alkalmaztunk. A mérések során 4,6-os tisztaságú argon gázt vettünk igénybe (Messer Hungarogáz Kft., Magyarország). A mérések ellenőrzéséhez (QC) homár hepatopancreas standard referencia anyagot használtunk (NRCTORT-3, NIST, USA).

A minták előkészítése

Minden egyes mintából 0,5 g-ot mértünk be a CEM MARS6 EXPreSS Teflon edényeibe, majd 5 ml salétromsavat és 5 ml hidrogén-peroxidot adtunk hozzá, és elindítottuk a feltáró programot. A folyamat paraméterei a következők voltak: Ramp: 35 perc; Hőmérséklet: 200 °C; Hold: 50 perc; Energia: 1700 W. Ezt követően a mintákat ultratiszta vízzel 25 ml-re töltöttük fel, és kétszeres hígítás után történt a nehézfémek mérése. A mérés során belső standardként 1 mg/l Y oldatot (VWR International Ltd., Anglia, Leicestershire), a higanytartalom stabilizálására pedig 0,25 mg/l arany-oldatot (VWR International Ltd., Anglia, Leicestershire) használtunk. A vak és a QC minták előkészítése azonos módszerrel történt.

3.2.2. A fémtartalom meghatározása

A nehézfémek koncentrációjának meghatározása Perkin Elmer Optima 8300DV típusú (Perkin Elmer, USA) induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrométerrel (ICP-OES) történt. A műszer főbb jellemzőit az **2. táblázatban** tüntettük fel.

A kalibráló görbék felvétele 0 és 200 mg/kg tartományban történt. A vizsgált nehézfémek kimutatási határértéke a kadmium esetében 0,05 mg/kg, az arzénál és a higanynál 0,5 mg/kg, az ólomnál pedig 0,2 mg/kg volt.

A mérések belső minőségellenőrzését ismert nehézfém-tartalmú QC minták legalább 10 alkalommal történő mérésével biztosítottuk. Az extrém értékek elhagyása után megállapítottuk a szórást, amelynek a névleges koncentráció-érték $\pm 15\%$ -on belül kellett maradnia a mérések hitelessége érdekében. A QC standardok hiteles higanytartalma kisebb volt (0,00536 mg/kg), mint a kimutatási határ. A vizsgálati minták higanytartalma szintén a kimutatási határ alatt volt.

2. táblázat: Az ICP-OES műszaki paraméterei

Típusa	Optima 8300 DV
Gyártó	Perkin Elmer
Optikai rendszer	Echelle-rendszerű, nitrogén gázzal öblített
Hullámhossz tartomány	167-782 nm
RF generátor	40 MHz szilárd test, szabadonfutó, flat plate plazmatechnológia
RF kicsatolt-energia	1300 W
Torch	FlatPlateTorch
Detektor	szilárdtest áramkör detektálás, 2 darab SCD detektor (szegmentált CCD)
Plazma megfigyelés	DualView (DV): axiális, radiális
Porlasztó típusa	koncentrikus (BURGENER PEEK MIRA MIST)
Porlasztógáz áramlási sebesség	0,7 dm ³ /perc
Plazmagáz áramlási sebesség	12 dm ³ /perc
Segédgáz áramlási sebesség	0.2 dm ³ /perc
A perisztaltikus pumpacső típusa	fekete-fekete
Az optikai rendszer felbontása	„high” (magas)
Feloldóképesség	<6 pm
Megfigyelési magasság	15 mm
Belső standard	1 mg/l Y
Higany stabilizációs standard	0,25 mg/l Au

3.3. STATISZTIKAI FELDOLGOZÁS ÉS ÉRTÉKELÉS

Az egyes fajok arzén-, kadmium- és ólom-tartalmát egy utas ANOVA teszttel hasonlítottuk össze. Az elemzéshez R statisztikai programot alkalmaztunk (3.1.3. verzió). Azokat a mintákat, ahol a fém „mennyisége” a kimutatási határ alatt volt, a számításnál nem vettük figyelembe.

A higany koncentrációja valamennyi vizsgált puhatestűfajban a kimutatási határérték alatt volt, így ezt statisztikailag nem értékeltük.

A kapott eredményeinket a JECFA által javasolt ideiglenes tolerálható heti felvétel (Provisional Tolerable Weekly Intake, PTWI) értékeihez viszonyítottuk a fémterhelés, illetve -felvétel vizsgálatára (JECFA-959, 2011; JECFA-960-2011). A heti bevitel becslésénél a mintáinkban mért nehézfém-koncentrációt és egy 200 grammos átlagos fogyasztást vettünk alapul. A kapott eredményt elosztottuk egy átlagos felnőtt testtömegével (60 kg) és megszoroztuk 7-tel (a hét napjainak száma). Kadmium esetén ezt még megszoroztuk 4-gyel (4 hét), ugyanis itt az ideiglenes tolerálható havi bevitel (Provisional Tolerable Monthly Intake, PTMI) a javasolt érték (JECFA-960, 2011).

4. EREDMÉNYEK

A kagyló-, osztriga- és tintahalminták nehézfém-tartalmát a 3. táblázat és az 1. ábra mutatja be.

A kagylók átlagos **arzéntartalma** ($3,01 \pm 1,46$ mg/kg) szignifikánsan magasabb ($p < 0,001$) volt az osztrigákhoz ($2,88 \pm 1,12$ mg/kg) és a tintahalakhoz ($1,28 \pm 0,52$ mg/kg) viszonyítva. Az arzén kimutatható volt valamennyi vizsgált mintában.

A **kadmium** koncentrációja kagylók, osztrigák és tintahalak esetében sem haladta meg a hatóságilag előírt maximális határértékeket (Commission Regulation, 2006). A kadmium mérhető volt valamennyi fajban, de közöttük statisztikai különbséget nem tapasztaltunk ($p = 0,351$).

3. táblázat

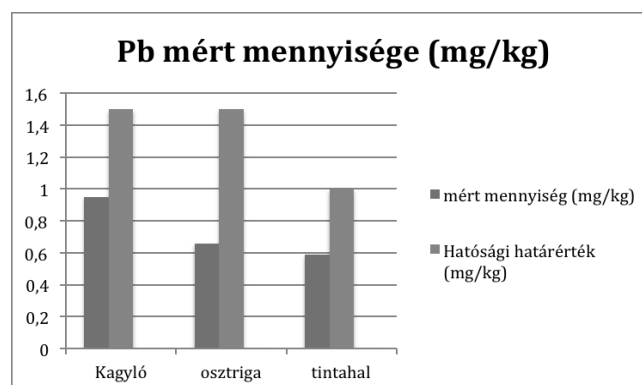
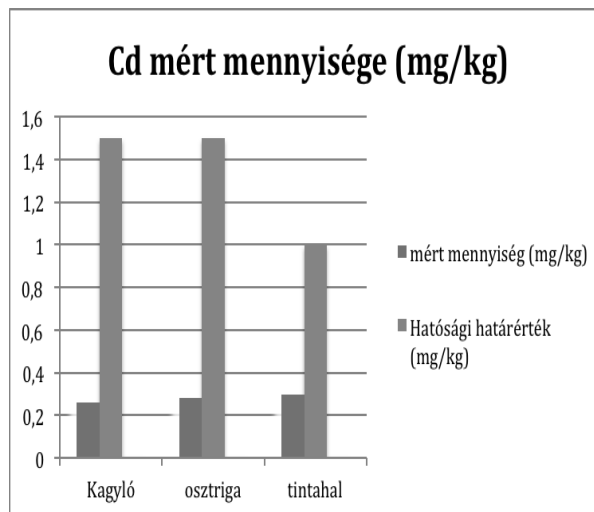
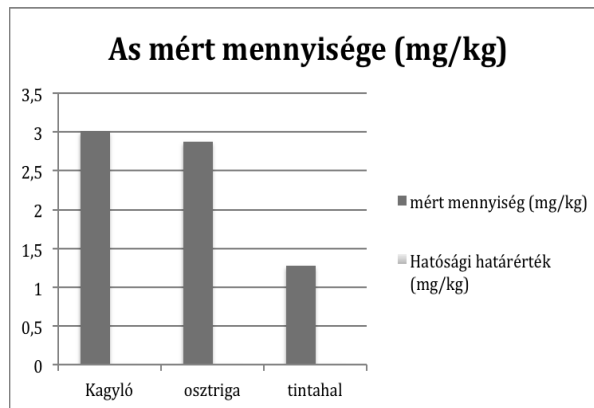
A vizsgált fajok arzén, kadmium- és ólomtartalma (átlag \pm SD, mg/kg nedves tömeg)

Élelmiszer	Nehézfém-koncentráció (átlag \pm SD, mg/kg nedves tömeg)							
	Arzén	n	Kadmium	n	Ólom	n	Higany	n
Kagyló	$3,01 \pm 1,46^{***}$ (1,04-7,89)	42	$0,26 \pm 0,12$ (0,11-0,71)	42	$0,95 \pm 1,12$ ($<0,2$ -5,46)	23	$<0,5$	42
Osztriga	$2,88 \pm 1,12$ (1,48-6,47)	34	$0,28 \pm 0,08$ (0,15-0,46)	34	$0,66 \pm 0,56$ ($<0,2$ -2,35)	13	$<0,5$	34
Tintahal	$1,28 \pm 0,52$ (0,43-2,42)	38	$0,30 \pm 0,16$ (0,10-0,80)	38	$0,59 \pm 0,33$)	12	$<0,5$	38

n=mintaszám, zárójelben a szélső értékek találhatóak, *** $p < 0,001$

Az **ólmot** a kagylók 54,8%-ában, az osztrigák 38,2%-ában és a tintahalak 31,6%-ában mutattuk ki az analitikai határérték feletti mennyiségben (0,2 mg/kg). Azonban ezekben az esetekben is a minták ólomkoncentrációja a hatósági szintek (kéthéjú kagylók: 1,5 mg/kg, fejlábúak: 1,0 mg/kg) alatt volt (Commission Regulation, 2006).

Az egyes fajok **higany**tartalma a kimutatási határérték (0,5 mg/kg) és a hatóságilag engedélyezett maximális koncentráció alatt volt.



1. ábra

A kagyló-, osztriga- és tintahalminták nehézfém-tartalma a hatósági határértékek tükrében

A kagyló-, osztriga- és tintahalminták kalkulált ideiglenes elviselhető heti, illetve havi mennyiségét a 4. táblázat és a 2. ábra tartalmazza.

A kagyló-, osztriga és tintahalminták átlagos **arzén**-koncentrációja alapján kalkulált heti fémfelvétel 2-4,7-szer meghaladta az előírt szintet (15 µg/kg). A kagylók és az osztrigák 100%-a, illetve a tintahalak 89,5%-a meghaladta a PTWI értéket.

Vizsgálatunkban a **kadmium** átlagos mennyisége az osztrigák és a tintahalak tartós felvételekor kis mértékben (4,4-12%) meghaladja a JECFA által javasolt PTMI értéket (25 µg/kg). A kagylók esetében alatta marad. Ugyanakkor, az egyes állatfajok egyedi fémmennyiségét vizsgálva megállapíthatjuk, hogy a kagylóminták 31%-a, az osztrigák 44,1%-a, illetve a tintahalak 50%-a lépi túl az ideiglenes elviselhető havi felvételt.

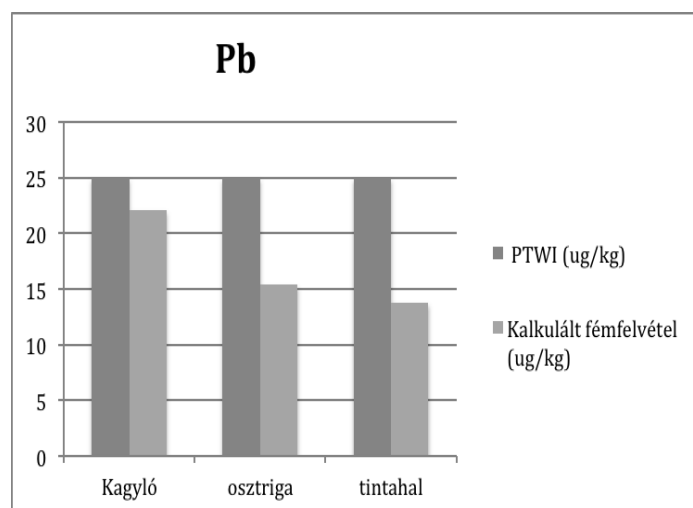
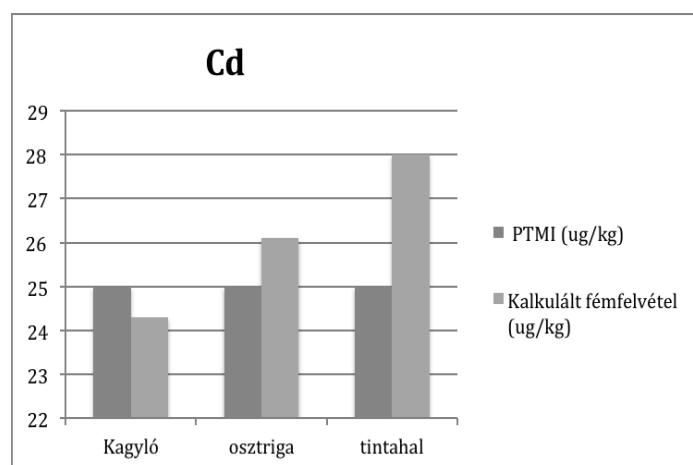
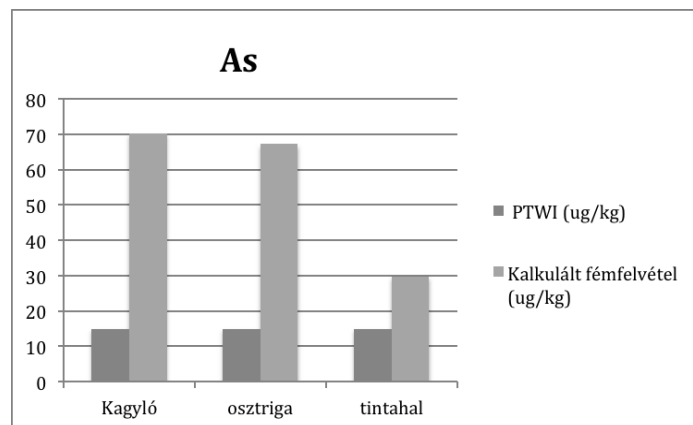
A vizsgált fajok átlagos **ólom**tartalma a heti fogyasztást alapul véve egyik esetben sem lépte túl a PTWI értéket, de az egyedi adatok alapján a minták 4,8%-a (kagyló), 2,9%-a (osztriga) és 2,6%-a (tintahal) meghaladta a javasolt ideiglenes eltűrhető heti szintet.

4. táblázat

A fogyasztó lehetséges fémterhelése

	Mért mennyiség (mg/kg)	PTWI (µg/kg)	Kalkulált fémfelvétel (µg/kg)
ARZÉN	Kagyló	3,01± 1,46	70,2 (24,3-184,1)
	Osztriga	2,88±1,12	67,2 (34,5-151,0)
	Tintahal	1,28±0,52	29,8 (10,0-56,5)
KADMIUM	Kagyló	0,26±0,12	24,3 (10,3-66,3)
	Osztriga	0,28±0,08	26,1 (14,0-42,9)
	Tintahal	0,30±0,16	28,0 (9,3-74,7)
ÓLOM	Kagyló	0,95±1,12	22,1 (<4,7-127,4)
	Osztriga	0,66±0,56	15,4 (<4,7-54,8)
	Tintahal	0,59±0,33	13,8 (<4,7-34,3)

Zárójelben a szélső értékek találhatók.



2. ábra

A puhatestűminták ideiglenes elviselhető heti vagy havi mennyisége a javasolt értékekhez viszonyítva

5. MEGBESZÉLÉS és KÖVETKEZTETÉSEK

Az európai piacon megközelítőleg 600 000 tonna mennyiségű kagylóárú mozog, ami közül 500000 tonna európai, 100000 tonna nemzetközi (import-export) eredetű. A kagylók európai éves átlagfogyasztása széles skálán mozog, hiszen szerepet játszik a tradíció és a termelőhely közelsége is a fogyasztásban. A becsült mennyiség 200g és 4 kg között mozog. A kagylóhús magas minőségű tengeri hús és egyre versenyképesebb a húspiacon. Fokozott jelentőségét jelzi, hogy évről évre nő a kereslet iránta (Monfort, 2014).

A legtöbb tengergyümölcsseit termelő ország Európában Spanyolország (270.000 tonna évente), a második Franciaország (200.000 tonna évente). A franciák termelik legnagyobb mennyiségben az Európai osztrigát (130.000 tonna/év), ami világviszonylatban 4. helyezésnek számít, Kína, Japán és Korea után. A legfontosabb Európai kagylótermelők: Spanyolország (260.000 tonna/év), utána Dánia (80.000 tonna/év), majd Franciaország (65.000 tonna/év). Olaszországban az átlagos éves kagylófogyasztása 12%-át teszi ki az összes friss halfogyasztásnak (Guéguen és mtsai, 2011).

Hazánkban jelenleg az élelmiszerekben előforduló szennyezőkre vonatkozó alapvető jogszabályi előírásokat a 1881/2006/EK rendelet és ezzel összhangban, az előbbieket által nem szabályozott területekre a 49/2014 (IV. 29.) VM rendelet tartalmazza, amelyek együttesen csak az ólom, a kadmium és a réz elfogadható szintjeit adják meg élelmiszer-termelő állatokban.

Korábban az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről szóló 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet részletesen szabályozta az arzén, a cink, a kadmium, a higany, az ólom és a réz maximális megengedhető mértékét az állati eredetű élelmiszerekben, de a tengeri eredetű élelmiszerekre nem vonatkozott a szabályozás.

A fogyasztó egészségvédelmét szem előtt tartva, a toxikus nehézfémek ideiglenes elviselhető heti, illetve havi felvehető mennyiségét a FAO/WHO speciális bizottsága a JECFA (Joint of Expert Committee on Food Additives) a rendelkezésre álló adatok alapján meghatározza a toxikus fémek felvehető maximális mennyiségét, amely tartós (akár élethosszig tartó) felvétel esetén sem okoz egészségkárosító hatást a fogyasztóban (JECFA-959, 2011; JECFA-960, 2011).

5.1. Arzén

Az arzén átlagos koncentrációja $3,01 \pm 1,46$ mg/kg nedves tömeg volt az általunk vizsgált, Dániából és Spanyolországból származó kék kagylóban (*Mytilus edule*), fekete kagylóban (*Mytilus galloprovincialis*), vénuszkagylóban (*Venerupis philippinarum*) és amanda kagylóban (*Glycymeris glycymeris*). Az értékek 1,04 és 7,89 mg/kg nedves tömeg között mozogtak.

A Franciaországból importált osztrigákban (*Crassostrea gigas*, *Crassostrea angulata*) $2,88 \pm 1,12$ mg/kg nedves tömeg mennyiségben mértük az arzént (szélső értékek: 1,48-6,47 mg/kg nedves tömeg).

Az argentin eredetű tintahalakban az arzén koncentrációja $1,28 \pm 0,52$ mg/kg nedves tömeg volt (szélső értékek: 0,43-2,42 mg/kg nedves tömeg).

Az 1980-as években az átlagos arzénszint 10-30 mg/kg volt kagylókban és osztrigákban, Franciaországban (Michel, 1993), amely jelentős csökkenést mutatott 2005-re. Devier és mtsai (2005) 2,5-2,9 mg/kg arzén-koncentrációt mértek *Mytilus galloprovincialis* esetében a franciaországi Arcachon-öbölben, amely egyezik az általunk talált mennyiségekkel.

Franco és mtsai (2002) Észak-Spanyolország baszk tengerpartjánál élő *Mytilus* fajokban 2,85 mg/kg arzént mutattak ki. Ugyanakkor, Usero és mtsai (2005) mintegy 3-szor magasabb koncentrációt mértek *Donax truncus* (8,5 mg/kg) és *Chamele gallina* (6,4 mg/kg) fajokban Dél-Spanyolország Atlanti-óceáni partjánál.

Az arzén mennyiségére vonatkozóan nincs határérték kéthéjú kagylókra és egyéb vízi puhatestűfajokra. Ennek háttérében az állhat, hogy a vízi környezetből felvett arzén az élőlényekben elsősorban szerves arzénvegyületek formájában épül be (> 95%), amely a fogyasztókra nézve kevésbé veszélyes. A szerves, toxikus arzenderivátumok részaránya maximálisan csak 5% a teljes arzéntartalomhoz képest.

Ugyanakkor, a mért arzén-koncentrációk alapján számolt fémterhelés kagyló, osztriga és tintahal esetében 4,7-, 4,5- és 2-szer magasabb volt, mint a JECFA által javasolt 15 µg/kg mennyiség. Az általunk alkalmazott analitikai módszer esetében nem választhatók szét a szerves és szervesetlen arzénvegyületek. Így az előző értékek a teljes arzéntartalomra vonatkoznak. Amennyiben figyelembe vesszük a szervesetlen derivátumok maximális

részarányát (5%), akkor viszont valamennyi minta származtatott PTWI értéke a javasolt koncentráció alatt marad (kagyló: 3,5 µg/kg, osztriga: 3,4 µg/kg, tintahal: 1,5 µg/kg).

5.2. Kadmium

Vizsgálatunkban a kadmium átlagos mennyisége $0,26 \pm 0,12$ mg/kg nedves tömeg volt a vizsgált kagylófajokban (kék kagyló – *Mytilus edule*, fekete kagyló – *Mytilus galloprovincialis*, vénuszkagyló – *Venerupis philippinarum*, amanda kagyló – *Glycymeris glycymeris*), amelyek Dániából és Spanyolországból származtak. Az értékek 0,11-0,71 mg/kg nedves tömeg között változtak.

Közel azonos mennyiségben mutattuk ki a kadmiumot osztrigákban ($0,28 \pm 0,08$ mg/kg nedves tömeg, szélső érték: 0,15-0,46 mg/kg) és tintahalakban ($0,30 \pm 0,16$ mg/kg nedves tömeg, szélső érték: 0,10-0,80 mg/kg) is.

A mintáink kadmiumszintje nem lépte a kagylókra és lábasfejűekre hatóságilag előírt 1,0 mg/kg határértéket.

Hasonlóan határérték alatti mennyiségű kadmiumot mértek Devier és mtsai (2005) *Mytilus galloprovincialis* fajban a franciaországi Arcachon-öbölben (0,14-0,18 mg/kg), illetve Guéguen és mtsai (2011) kagylókban (0,15 mg/kg) a francia partok mentén.

Észak-Spanyolországban a kadmium mennyisége meghaladta az előírt határértéket *Mytilus* fajokban (3,11 mg/kg) és *Crassostrea angulata* esetében (2,91 mg/kg) (Franco és mtsai, 2002). Ugyanakkor, a déli területről származó *Donax truncus* és *Chamelea gallina* kagylókban 0,19 mg/kg, illetve 0,33 mg/kg kadmiumszinteket mértek (Usero és mtsai, 2005).

Szintén határérték alatti kadmium-koncentrációról számoltak be Baršiénė és mtsai (2002) a Neris folyóban (Litvánia) gyűjtött *Anodonta cygnea* és *Unio tumidis* kagylófajokban (0,3-0,88 mg/kg).

A Marokko körüli vizek magasabb kadmium-szennyezettséget mutatnak. A Siri Moussa és Qualidia lagúnáknál gyűjtött *Venerupis decussatus* és *Crassostrea gigas* fajokban a kadmium koncentrációja 2,2 mg/kg és 4,45 mg/kg volt. Ugyanakkor, az El Jadida partoknál élő *Mytilus galloprovincialis* kagylófajban mintegy 3,5-ször nagyobb mennyiséget mértek, amely a közeli ipari tevékenységnek köszönhető (Maanan, 2008).

Indiai felmérések alapján az egyes kagylófajok kadmiumtartalma területenként eltérő. A Vellari-torkolatnál gyűjtött *Netria crepidularia* esetében 0,48-2,44 mg/kg mennyiséget

mérték (Palpandi és Kesavan, 2012), ugyanakkor, az Uppanar-torkolatnál a *Meretrix meretrix*, a *Cerithidea cingulata* és a *Crassostrea madrasensis* fajokban a kadmium-koncentráció 0,055 mg/kg, 0,026 mg/kg és 0,123 mg/kg volt (Kesavan és mtsai, 2013).

A ghánai lagúnáknál Otchere (2003) 1,4-1,9 mg/kg mértékű szennyezettséget állapított meg *Perna perna* kagylófajban, amely határérték feletti mennyiség.

Culha és mtsai (2007) Törökországnál a Fekete-tengerben élő kék kagylókban (*Mytilus galloprovincialis*) változó mennyiségben mutatták ki a kadmiumot (0,305-4,878 mg/kg).

A kagylókban mért kadmium mennyiségéből számolt PTMI érték alapján az általunk vizsgált fajok a fogyasztóra nézve biztonságosak. Ugyanakkor, osztrigák és tintahalak esetében ez az érték 1,044-szer, illetve 1,12-szer magasabb, mint a javasolt 25 µg/kg PTMI szint (JECFA-960, 2011). Ezen fajok tartós fogyasztása (havonta mindennap) hozzájárul a fogyasztó kadmium-terheléséhez.

5.3. Ólom

Az ólom átlagos koncentrációja $0,95 \pm 1,12$ mg/kg nedves tömeg volt az általunk vizsgált, Dániából és Spanyolországból behozott kagylófajokban. A minták szélső értékei $<0,2$ - $5,46$ mg/kg között változtak.

Az osztriga- és tintahalminták átlagos ólomtartalma alacsonyabb volt, $0,66 \pm 0,56$ mg/kg nedves tömeg (szélső értékek: $<0,2$ - $2,35$ mg/kg), illetve $0,59 \pm 0,33$ mg/kg nedves tömeg (szélső értékek: $<0,2$ - $1,47$).

Vizsgálatunkban sem a kagylófajok mintáiban, sem pedig az osztrigákban mért ólom mennyisége nem lépte túl a kéthéjú kagylókra (1,5 mg/kg nedves tömeg), illetve a lábasfejűekre (1,0 mg/kg nedves tömeg) előírt hatósági határértékeket.

Ez alapján ezek a fajok aggálymentesek a fogyasztóra nézve.

Hasonlóan határérték alatti mennyiségben detektálták az ólmot a Francia partok közelében élő kagylókban (0,03 mg/kg) és osztriga fajokban (0,04 mg/kg) Guéguen és munkatársai (2011). Ugyanakkor, Franco és mtsai (2002) kimagasló ólom mennyiségekről számoltak be *Mytilus* fajok (5,68 mg/kg) és *Crassostrea angulata* (3,25 mg/kg) esetében

Észak-Spanyolország baszk partjánál. Ugyancsak határérték feletti ólom-koncentrációt mértek Usero és mtsai (2005) Spanyolország déli részén *Donax truncus* (3,6 mg/kg) és *Chamelea gallina* (1,3 mg/kg) szöveteiben.

Marokkóban az El Jadida partszakaszánál, illetve a Sidi Moussa és Qualidia lagúnánál a kéthéjú kagylók jelentős, határértéket meghaladó ólomszennyezettségéről számoltak be különböző kagylófajokban, *Mytilus galloprovincialis* 9,6 mg/kg, *Venerupis decussatus* 4,1 mg/kg, illetve *Crassostrea gigas* 4,2 mg/kg (Maanan, 2008), amely feltehetően ipari szennyezésnek köszönhető.

Palpandi és Kesavan (2012) *Netria crepidulari*ban 0-0,44 µg/kg ólomkoncentrációt mértek Indiában a Valleri torkolatnál, majd ezt követően Kesavan és mtsai (2013) az Uppanar torkolatnál *Meretrix meretrix*, *Cerithidea cingulata* és *Crassostrea madrasensis* szöveteiben 0,278 mg/kg, 0,072 mg/kg és 0,285 mg/kg értékeket mutattak ki. Valamennyi esetben az ólom mennyisége az előírt határérték alatt volt.

Az átlagos ólomkoncentrációk alapján számolt PTWI értékeknek megfelelően a vizsgált vízi puhatestűfajok biztonságosak a fogyasztóra nézve. A kagylóminták ólomtartalma 88,4%-a a javasolt PTWI-nek, az osztrigáknál ez 61,6%, illetve tintahalak esetében 55,2%.

A kimutatott kadmium-, ólom- és higanykoncentrációk alapján a vizsgált kagyló-, osztriga- és tintahalfajok általában fogyasztásra alkalmasak a hatósági határértékek tükrében, és a magyarországi fogyasztók táplálkozási szokásai alapján.

Ugyanakkor, az osztrigák és tintahalak tartós (havi, akár élethosszig tartó) fogyasztása hozzájárulhat a fogyasztó kadmium-terheléséhez.

Megfontolandó lenne a jelenleg érvényben lévő Európai Unió és hazai jogi szabályozás, illetve az ideiglenes eltűrhető heti és/vagy havi felvételi értékek felülvizsgálata.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Napjainkban a fémek környezetszennyező hatása, illetve kumulációs tulajdonságuk miatt, a táplálékláncban való feldúsulásuk igen fontos szempont az egészségvédelem szempontjából. A különböző fémek, nehézfémek a környezetben természetes összetevőkként is előfordulnak, azonban az állati eredetű élelmiszerekbe, illetve a humán fogyasztó szervezetébe elsősorban antropogén tevékenység (pl. ipari és mezőgazdasági tevékenység) hatására kerülhetnek. Fogyasztói körökben a tengeri halak és puhatestű szervezetek kiváló dietetikai tulajdonságai, kedvezőbb és egészségesebb összetétele miatt egyre keresettebb. Ugyanakkor megfontolandó, hogy az átlagon felüli mennyiségű tengeri étel fogyasztása miatt az eheto szöveteikben előforduló nehézfémek felhalmozódása jelent-e élelmiszer-toxicológiai kockázatot.

A kagyló-, osztriga- és tintahalmintákat hetente gyűjtöttük 2015. március és július között közvetlenül egy fogyasztói piacról. A minta-előkészítést követően az állatok nehézfém-tartalmát ICP-OES módszerrel határoztuk meg. Az eredményeket statisztikailag egyutas ANOVA teszttel elemeztük.

A nehézfémek átlagértékei a rendeletileg előírt maximálisan megengedhető szintek alatt volt a hatályos rendelkezések alapján. Azonban az arzén mennyisége szignifikánsan magasabb volt ($p < 0,001$) a kagylókban ($3,01 \pm 1,46$ mg/kg) az osztrigákhoz ($2,88 \pm 1,12$ mg/kg) és a tintahalakhoz ($1,28 \pm 0,52$ mg/kg) viszonyítva. A higany koncentrációja a kimutatási határ alatt volt (0,5 mg/kg) valamennyi mintában, és statisztikai különbséget nem tapasztaltunk ($p = 0,351$) a kadmium esetében egyik vizsgált fajban sem.

Az arzén (szerves és szervetlen) ideiglenes tolerálható heti felvétel értéke (PTWI) 2-4,7-szer magasabb volt, mint az előírt szint (15 μ g/kg). Azonban ez a fém nem jelent veszélyt a fogyasztó számára, mert az arzén legnagyobb hányada kevésbé mérgező szerves formában található ezekben a fajokban. Az átlagértékek alapján a kadmium ideiglenes elviselhető havi mennyisége (25 μ g/kg) 1,04-szer magasabb volt az osztrigákban (26,1 μ g/kg), és 1,12-szer nagyobb a tintahalakban (28 μ g/kg). Az ólom PTWI értéke az elfogadható szint alatt volt (25 μ g/kg) valamennyi vizsgált mintában az átlagos koncentrációk alapján. Azonban az egyedi adatokat alapul véve a minták 2,6-4,8%-a a javasolt PTWI felett volt.

Eredményeink alapján a „tenger gyümölcsei” minták nehézfém-tartalma közegészségügyileg nem kifogásolható, de az osztriga és a tintahal tartós fogyasztása hozzájárulhat a fogyasztó kadmium-terheléséhez.

7. SUMMARY

Food safety assessment of heavy metal contamination in seafood

Nowadays, the accumulation of heavy metals is very important from point of view of the health care of the consumers because of their environmental contamination effect and accumulation property. The different heavy metals are found in the environment as natural components, however, they can contaminate the foods of animal origin and consequently can enter into the consumers due to antropogenic activities (e. g. industrial and agricultural processes). Marine fish and cephalopods are frequently consumed because of excellent dietetic properties, more advantageous and healthy components. However, the consumption of them with above the average can pose food toxicological risk due to the accumulation of heavy metals in the edible tissues of these species.

Samples of cephalopods (shellfish, oysters, squids) were collected weekly from the market between March and July, 2015. Heavy metals (arsenic, cadmium, lead, mercury) contents of them were measured by ICP-OES analysis after preparation of samples. The results of metal concentrations were analyzed statistically by one-way ANOVA method.

Detected amount of heavy metals was below the maximum concentration based on the legal regulations. However, the arsenic content of shellfish (3.01 ± 1.46 mg/kg) was significantly higher ($p < 0.001$) compared to oysters (2.88 ± 1.12 mg/kg) and squids (1.28 ± 0.52 mg/kg). The mercury concentration was below the limit of detection (0.5 mg/kg) in every sample, and there was no statistical significance in case of cadmium level ($p = 0.351$).

The provisional tolerable weekly intake (PTWI) of arsenic including organic and inorganic derivatives was twice to 4.7 times higher than the regulated limit (15 $\mu\text{g}/\text{kg}$) in every case. This metal does not pose any risk to the consumers because the majority of it is found as less dangerous organic forms in these species. The provisional tolerable monthly intake (PTMI) of cadmium (25 $\mu\text{g}/\text{kg}$) was 1.04 times higher in oysters (26.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$) and 1.12 times higher in squids (28 $\mu\text{g}/\text{kg}$) according to the mean data. In the case of lead the PTWI values were below the acceptable level (25 $\mu\text{g}/\text{kg}$) in all investigated samples based on the average concentrations. However, 2.6-4.8% of the samples were above the recommended PTWI.

Based on our results the heavy metal content of the seafood is not objectionable, however, the prolonged ingestion of oysters and squids can contribute to cadmium burden of the consumers.

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetem és tisztelem azon emberek felé, akik a szakdolgozatom sikeres elkészítéséhez hozzájárultak.

Szavakkal nehezen leírható, hogy mennyi hálával tartozom, dr. Lehel József egyetemi docensnek, témavezetőmnek, volt gyakorlatvezetőmnek, aki harmadévtől kezdve jó pedagógusként tanított, fegyelmezett megszűnni nem tudó türelemmel. Ezen évek alatt rengeteg tudást, segítséget nyújtott mind szakdolgozatomhoz, mind tanulmányaimhoz. Rugalmassága, önzetlensége és precíztsége példamutató, mind a jelenkor mind a jövő diákjainak és tanárainak számára.

Tisztelem és becsülöm dr. Laczay Péter tanár urat, aki rengeteg elfoglaltsága mellett képes vállalni annak a szemléletmódnak az átadását és leírását, ami a jelen kor hallgatóinak szükséges egy jó alap felépítéséhez az élelmiszer-higiéna és élelmiszer-biztonság terén.

Dr. Bartha András tudományos munkatárs és Szabó Piroska laborasszisztens nélkülözhetetlen segítséget nyújtottak a minták feldolgozása és a mérések elvégzése során, ezúton is köszönöm segítségüket és munkájukat. Külön köszönetem dr. Reiczigel Jenő tanár úrnak a statisztikai elemzések terén nyújtott segítségéért.

Végezetül azon családtagjaimnak mondanék köszönetet, akik az első lépésemtől kezdve tanulmányaim végéig mellettem álltak és segítettek.

9. IRODALOMJEGYZÉK

- Amiard J-C. (1991) Réponses des organismes marins aux pollutions métalliques. In: CNRS (ed). Réactions des êtres vivants aux changements de l'environnement. Actes des Journées de l'Environnement du CNRS, Paris, pp 197-205.
- Amiard J-C. Amiard-Triquet C., Berthet B., Metayer C. (1986) Contribution to the ecotoxicological study of Cd, Pb, Cu and Zn in the mussel *Mytilus edulis*. 1 - Field study. Mar Biol 90:425-431.
- Amiard J-C., Amiard-Triquet C., Berthet B., Metayer C. (1987) Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd,Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. J Exp Mar Biol Ecol 106:73-89.
- Amiard J-C. (2006) Amiard-Triquet C., Barka S, Pellerin J, Rainbow P.S. (2006) Metallothioneins in aquatic invertebrates: their role in metal detoxification and their use as biomarkers. Aquat Toxicol 76:160-202.
- Amiard J-C., Berthet B. (1996) Fluctuations of cadmium, copper, lead and zinc concentrations in field populations of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in the bay of Bourgneuf (Atlantic coast, France). Ann Inst Oceanogr 72:195-207.
- Aposhian H.V., Gurzau E.S., Le C., Gurzau A., Zakharyan R.A., Cullen W.R., Healy S.M., Gonzalez-Ramirez D., Morgan D.L., Sampayo-Reyes A., Wildfang E., Radabaugh T.R., Petrick J.S., Mash E.A., Aavula Jr. R.B., Aposhian M.M. (2001) The Discovery, Importance And Significance Of Monomethylarsonous Acid (MMAIII) In Urine Of Humans Exposed To Inorganic Arsenic. In: Chappell W.R., Abernathy C.O., Calderon R.L. (Eds.) Arsenic Exposure And Health Effects IV. Elsevier Science. Oxford. 305-313.
- ATSDR (1999a) (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Toxicological profile for cadmium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR (1999b) (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Toxicological profile for lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR (1999c) (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Toxicological profile for mercury. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

- Augusto S.C., Brian R., Smith D., Rainbow P.S. (2006) Comparative biomonitoring of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Mar Environ Res* 61:439-455.
- Avelar W.E.P., Mantelatto F.L.M., Tomazelli A.C., Silva D.L., Shuhama T. és mtsai (2000) The marine mussel *Perna perna* as an indicator of contamination by heavy metals in the Ubatuba bay, SaoPaula, Brazil. *Water Air Soil Poll* 118:65-72.
- Ballatori N., Clarkson T.W. (1984) Dependence of biliary secretion of inorganic mercury on the biliary transport of glutathione. *Biochem Pharmacol* 33:1093-1098.
- Barker J. C. (1990) *Bivalve Filter Feeding: Hydrodynamics, Bioenergetics, Physiology and Ecology*, Olsen and Olsen, Denmark, Kopenhagenága
- Baršiené J., Bučinskiené R., Jokšas K. (2002) Cytogenic damage and heavy metal bioaccumulation in molluscs inhabiting different sites of the Neris River. *Ekologija* 2:52-57.
- Blazka M.E., Shaikh Z.A. (1992) Cadmium and mercury accumulation in rat hepatocytes: interactions with other metal ions. *Toxicol Appl Pharmacol* 113:118-121.
- Boening D.W. (1997) An evaluation of bivalves as biomonitoring of heavy metals pollution in marine waters. *Environ Monit Assess* 55:459-470.
- Boyden C.R. (1977) Effect of size upon metal content of shellfish. *J Mar Biol Assoc* 57: 675-714.
- Boyden C.R., Phillips D.J.H. (1981) Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Mar Ecol Prog Ser* 5: 29-40.
- Boyden C.R. (1974) Trace element content and body size in molluscs. *Nat* 251:311–314.
- Bressler J., Kim K.A., Chakraborti T., Goldstein G. (1999): Molecular mechanisms of lead neurotoxicity. *Neurochem Res* 24:595-600.
- Burrows G.E. (1982): Lead poisoning in the horse. *Equine Prac* 4:30-36.
- Cantillo A.Y. (1998) Comparison of results of mussel watch programs of the United States and France with worldwide mussel watch studies. *Mar Pollut Bull* 36:712-717.
- Carpene E., George S.G. (1981) Absorption of cadmium by gills of *Mytilus edulis* (L.). *Mol Physiol* 1:23-26.
- Claisse D. (1989) Chemical contamination of French coasts: the results of a ten years mussel watch. *Mar Pollut Bull* 20:523-528.

- Claisse D. (1992) Accumulation des métaux lourds et polluants organiques par les coquillages. In: Lesne J. (ed) Coquillages et santé publique. Du risque à la prévention. ENSP. pp 99-111.
- Claisse D. (1999) Le RNO: Programmes actuels. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin: Bulletin RNO, pp 5-10.
- Claisse D., Le Moigne M., Durand G., Beliaeff B. (2006) Ligne de base : les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du réseau national d'observation de la qualité du milieu marin: Bulletin RNO, pp 27-51.
- Coombs J., George S.G. (1978) Mechanisms of immobilization and detoxification of metals in marine organisms", In: McLusky D. S., Berry A. J. (eds.) Physiology and Behavior of Marine Organism. Pergamon Press, Oxford, pp 179-185.
- Commission Regulation (2004) Regulation (EC) No 853/2004 laying down specific hygiene rules for food of animal origin. Official Journal of the European Union L 26/30-62.
- Commission Regulation (2005) Commission regulation (EC) No 2073/2005 on microbiological criteria for foodstuffs. Official Journal of the European Union L 338/1-26.
- Commission Regulation (2006) Commission regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union L 364/5-24.
- Conti M.E., Cecchetti G. (2003) A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. Environ Res 93:99-112.
- Culha S.T., Bat L., Çulha M., Efendioglu A., Andac M.B., Bati B. (2007) Heavy metals levels in some fishes and molluscs from Sinop peninsula of the Southern Black sea, Turkey. Rapp Comm int Mer Medit 38:323.
- Devier M.H., Augagneur S., Budzinski H., Le Menach K., Mora P., Narbonne J.F., Garrigues P. (2005) One-year monitoring survey of organic compounds (PAHs, PCBs, TBT), heavy metals and biomarkers in blue mussels from the Arcachon bay, France. J Environ Monit 7:224-240.
- Dorian C., Gattone 2nd V.H., Klaassen C.D.(1995): Discrepancy between the nephrotoxic potencies of cadmium-metallothionein and cadmium chloride and the renal concentration of cadmium in the proximal convoluted tubules. Toxicol Appl Pharmacol 130:161-168.

- Diagomanolin V., Farhang M., Ghazi-Khansari M., Jafarzadeh N. (2004) Heavy metals (Ni, Cr, Cu) in the Karoon waterway river, Iran. *Toxicol Lett* 151:63-68.
- Elder J.F., Collins J.J. (1991) Freshwater molluscs as indicators of bioavailability and toxicity of metals in surface water systems. *Rev Environ Cont Toxicol* 122:36-79.
- Engel D.W. (1987) Metal regulation and molting in the blue crab, *Callinectes sapidus*: copper, zinc and metallothionein. *Biol Bull* 172:59-72
- Feldman J.(2000): Metabolism of arsenic from seaweed by man and animals. In: Roussel A.M., Anderson R.A., Favier A.E. (eds.) *Trace Elements in Man and Animals* 10. Kluwer Academic/Plenum Publishers. New York. 165-168.
- Foulkes E.C. (1991) Further findings on the mechanism of cadmium uptake by intestinal mucosal cells (step 1 of Cd absorption). *Toxicol* 70:261-263.
- Francesconi K.A., Tanggaard R., McKenzie C.J., Goessler W. (2002): Arsenic metabolites in human urine after ingestion of an arsenosugar. *Clin Chem* 48:92-101.
- Franco J., Borja Á., Solaun O., Perez V. (2002) Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring programme. *Baseline/Mar Pollut Bull* 44:956–976.
- Furness R.W., Rainbow P.S. (1990) *Heavy Metals in the Environment*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 256-257.
- George S.G. (1982) Subcellular accumulation and detoxification of metals in aquatic animals. In: Vernberg W. P., Calabrese A., Thurberg F. P., Vernberg F. J. (eds.) *Physiological Mechanisms of Marine Pollutant Toxicity*. Academic Press, New York, pp 3-13.
- George S.G., Pirie B.J., Frazier J.M., Thomson J.D. (1984) Interspecies differences in heavy metal detoxication in oysters. *Mar Environ Res* 14:462-464.
- Gill K.D., Gupta V., Sandhir R. (2003): Ca^{2+} /calmodulin-mediated neurotransmitter release and neurobehavioural deficits following lead exposure. *Cell Biochem Funct* 21:345-353.
- Gill K.D., Pal R., Nath R. (1989) Effect of cadmium on lipid peroxidation and antioxidant enzymes in undernourished weanling rat brain. *Pharmacol Toxicol* 65:73-77.
- Goering P.L. (1993): Lead-protein interactions as a basis for lead toxicity. *Neurotoxicology* 14:45-60.
- Goldberg E.D., Koide M., Hodge V., Flegal A.R., Martin J. (1983) U.S. Mussel Watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal Shelf Sci* 16:69-93.
- Groten J.P., Koeman J.H., van Nesselrooij J.H., Luten J.B., Fentener van Vlissingen J.M., Stenhuis W.S., van Bladeren P.J. (1994): Comparison of renal toxicity after long-term

- oral administration of cadmium chloride and cadmium-metallothionein in rats. *Fundam Appl Toxicol* 23:544-552.
- Groten J.P., Sinkeldam E.J., Luten J.B., van Bladeren P.J. (1990) Comparison of the toxicity of inorganic and liver-incorporated cadmium: a 4-wk feeding study in rats. *Food Chem Toxicol* 28:435-441.
- Guéguen M., Amiard J-C., Arnich N., Badot P-M., Claisse D., Guérin T., Vernoux J-P. (2011) Shellfish and Residual Chemical Contaminants: Hazards, Monitoring, and Health Risk Assessment Along French Coasts. *Rev Environ Cont Toxicol* 213:55-111.
- Hedouin L., Metian M., Lacoue-Labarthe T., Fichez R., Teyssié J.-L., Bustamante P., Warnau M. (2010) Influence of food on the assimilation of selected metals in tropical bivalves from New Caledonia lagoon: quantitative and qualitative aspects. *Mar Pollut Bull* 61:568-575.
- Hendozko E., Szefer P., Warzocha J. (2010) Heavy metals in *Macoma balthica* and extractable metals in sediments from the southern Baltic Sea. *Ecotox Environ Saf* 73:152-163.
- Hood R.D. (1983) Toxicology of prenatal exposure to arsenic. In: Lederer W. H. – Fensterheim, R. J. (eds.): *Arsenic: Industrial, Biomedical, Environmental Perspectives*. Van Nostrand Reinhold. New York. pp 134-150.
- Hopenhayn-Rich C., Smith A.H., Goeden H.M. (1993) Human studies do not support the methylation threshold hypothesis for the toxicity of inorganic arsenic. *Environ Res* 60:161-177.
- Hsu P.C., Guo, Y.L. (2002) Antioxidant nutrients and lead toxicity. *Toxicology*, 180:33–44.
- Hughes M.F. (2002) Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicol. Lett.* 133: 1–16.
- Hinkle P.M., Kinsella P.A., Osterhoudt K.C. (1987) Cadmium uptake and toxicity via voltage-sensitive calcium channels. *J Biol Chem* 262:16333-16335.
- Ibrahim N.K., Abu El-Regal M.A. (2014) Heavy Metals Accumulation in Marine Edible Molluscs, Timsah Lake, Suez Canal, Egypt. *ARPJ Sci Technol* 4:282-288.
- IPCS (1986) (International Programme on Chemical Safety) Mercury - Environmental Aspects; Environmental Health Criteria. Geneva: World Health Organization.
- IPCS (1989) (International Programme on Chemical Safety) Environmental Health Criteria 85: Lead, Environmental Aspects. Geneva: World Health Organization.
- IPCS (1995) (International Programme on Chemical Safety) Environmental Health Criteria 165: Inorganic Lead. Geneva: World Health Organization.

- IPCS (2003) (International Programme on Chemical Safety) Elemental Mercury and Inorganic Mercury Compounds. Geneva: World Health Organization.
- JECFA-959 (2011) Evaluation of certain food additives and contaminants, 72nd Report of Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Technical report series 959. Geneva
- JECFA-960 (2011) Evaluation of certain food additives and contaminants, 73rd Report of Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Technical report series 960. Geneva
- Johnson M.A., Paulet Y.M., Donval A., Le Pennec M. (1996) Histology, histochemistry and enzyme biochemistry in the digestive system of the endosymbiont-bearing bivalve *Loripes lucinalis* (Lamarck). *J Exp Mar Biol Ecol* 197:15-38.
- Jonsohn M.D., Kenney N., Stoica A., Hilakivi-Clarke L., Singh B., Chepko G., Clarke R., Sholler P.F., Lirio A.A., Foss C., Reiter R., Trock B., Paik S., Martin M.B. (2003) Cadmium mimics the in vivo effects of estrogen in the uterus and mammary gland. *Nature Med* 9:1081-1084.
- Johnston M.V., Goldstein G.W. (1998) Selective vulnerability of the developing brain to lead. *Curr Opin Neurol* 11:689-693.
- Johnston J.N., Savage G.P. (1991) Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fishmeal. *Nutr Abstr Rev (Series A)* 61:74-116.
- Kambamanoli-Dimou A., Kamarianos A., Kilikidis S. (1991) Transfer of methylmercury to hens' eggs after oral administration. *Bull Environ Contam Toxicol* 46:128-133.
- Kesavan K, Murugan A., Venkatesan V., Vijay Kumar B.S. (2013) Heavy metal accumulation in molluscs and sediment from Uppanar estuary, Southeast coast of India. *Thalassas* 29:15-21.
- Kesavan, K., Rajagopal, S., Ravi V., Shanmugam A. (2010) Heavy Metals in Three Molluscs And Sediments From Vellar Estuary, Southeast Coast Of India. *Carpathian J Earth Environ Sci* 5: 39-48.
- Kagi J.H.R., Kojima Y. (1987) Chemistry and biochemistry of metallothioneins. In: Kagi J.H.R., Kojima Y. (eds.) *Metallothionein II*. Birkhauser Verlag. Basel pp 25-30.
- Kim M., Wolt J.D. (2011) Probabilistic risk assessment of dietary cadmium in the South Korean population. *Food Additiv Cont. Part A* 28:62-70.
- Kopp S.J., Barron J.T., Tow J.P. (1988) Cardiovascular actions of lead and relationship to hypertension: a review. *Environ Health Perspect* 78:91-99.

- Kosutzka E., Pribilincova J., Ledec M., Maretta M. (2002) The effect of selenium on mercury retention in the offspring of treated hens. *Acta Vet (Belgr.)* 52:355-360.
- Laczay P. (2013): *Élelmiszer-higiéna, élelmiszerlánc-biztonság*. Budapest, Mezőgazda Kiadó. pp 89-94.
- Lehel J., Lányi K., Laczay P. (2015) Állati eredetű élelmiszerek nehézfém-szennyezettségének élelmiszer-biztonsági jelentősége. *Magy Állatorv Lapja (közlés alatt)*
- Lubran M.M. (1980) Lead toxicity and heme biosynthesis. *Ann Clin Lab Sci* 10:402-413.
- Luoma S.N., Carter J. L. (1991) Effects of trace metals on aquatic benthos. In: Newman M.C., Mcintosh A.W. (eds.) *Metal Ecotoxicology: Concepts and Application*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp 1-25.
- Maanan M. (2008) Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environ Pollut* 153:176-183.
- March B.E., Poon R., Chu S. (1983) The dynamics of ingested methyl mercury in growing and laying chickens. *Poult Sci* 62:1000-1009.
- Marchetti C. (2003): Molecular targets of lead in brain neurotoxicity. *Neurotox Res* 5:221-236.
- Marettova E., Maretta M., Legat J., Nad. P. (2003) The effect of selenium on phenyl mercury toxicity and mercury retention in chicken. *Acta Vet.(Belgr.)* 53:211-217.
- Martoja R., Ballan-Dufrançais C., Jeantet A.Y., Gouzerth P., Amiard J.C., Amiard-Triquet C., Berthet B., Baud J.P. (1988) Effets chimiques et cytologiques de la contamination expérimentale de l'huître *Crassostrea gigas* Thunberg par l'argent administré sous forme dissoute et par voie alimentaire. *Can J Fish Aquat Sci* 44:539-550.
- McChesney E.W., Hoppe J.O., McAuliff P., Banks Jr. W.F. (1962) Toxicity and physiological disposition of sodium *p*-N-glycolylarsanilate. I. Observations in mouse, cat, rat, and man. *Toxicol Appl Pharmacol* 4:14-23.
- Mendez L., Salas-Flores L. M., Arreola-Lizarraga A., Alvarez-Castaneda S.T., Acosta B. (2002): Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bull Environ Cont Toxicol* 68:217-223.
- Michel P. (1993) L'arsenic en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*. Repères Océan n°4: Ifremer Edition. p 62.
- Miedico O., Pompa C., Tarallo M., Chiaravalle A.E. (2013) Assessment of Heavy Metals in Bivalves Molluscs of Apulian Region: a 3-years control activity of a EU Laboratory. *E3S Web of Conferences* 1, DOI: 10.1051/ e3sconf/20130111006

- Mohamed, A.H., Ahmed M.E. (2006) Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *J Mar Sys* 60:220-234.
- Mourgaud Y., Martinez E., Geffard A., Andral B., Stanisiere J.Y., Amiard J.C. (2002) Metallothionein concentration in the mussel *Mytilus galloprovincialis* as abiomarker of response to metal contamination: validation in the field. *Biomarkers* 7:479-490.
- Mubiana V.K., Vercauteren K., Blust R. (2006) The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in *Mytilus edulis*. *Environ Poll* 144:272–279.
- Naganuma A., Imura. N. (1984) Species difference in biliary excretion of methyl mercury. *Biochem Pharmacol* 33:679-682.
- Newman M.C., McIntosh A.W. (1991) *Metal Ecotoxicology-Concept and Application*. Lewis Publishers, MI. Chelsea, pp 389-399.
- Niebohr E., Richardson D.H.S. (1980) The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ Pollut Ser B1*:2-3.
- Nolan C.V., Duke E.J. (1983) Cadmium accumulation and toxicity in *Mytilus edulis*: involvement of metallothioneins and heavy-molecular weight protein. *Aquat Toxicol* 4:153-158
- O' Brien P., Rainbow P.S., Nugegoda D. (1990) The effect of chelating agent EDTA on the rate of uptake of zinc by *Palaemon elegans* (Crustacea:Decapoda)". *Mar Environ Res* 30:155-157.
- Olafson R.W., Sim R.G., Boto K.G. (1979) Isolation and characterization of the heavy metal-binding protein metallothionein from marine invertebrates, *Comp Biochem, Physiol* 62:407-410
- O'Connor T.P. (1998) Mussel watch results from 1986 to 1996. *Mar Pollut Bull* 37:14-19.
- Otchere F.A. (2003) Heavy metals concentrations and burden in the bivalves (*Anadara (Senilia) senilis*, *Crassostrea tulipa* and *Perna perna*) from lagoons in Ghana: Model to describe mechanism of accumulation/excretion. *African J Biotechnol* 2:280-287.
- Palpandi C., Kesavan K. (2012) Heavy metal monitoring using *Nerita crepidularia*-mangrove mollusc from the Vellar estuary, Southeast coast of India. *Asian Pacific J Trop Biomed* S358-S367.
- Phillips D.J.H. (1980) *Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitoring Trace Metal and Organochlorine Pollution*. Applied Science Publishers LTD, Ripple Road, Exxex, England

- Pinot F., Kreps S.E., Bachelet M., Hainaut P., Bakonyi M., Polla B.S. (2000) Cadmium in the environment: sources, mechanisms of biotoxicity, and biomarkers. *Rev Environ Health* 15:299-323.
- Plachy J. (2002) Cadmium. In U.S. Geological Survey Minerals Yearbook: Cadmium. 2002. Available at <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/cadmium/cadmmyb02.pdf>.
- Ponnusamy K., Sivaperumal P., Suresh M., Arularasan S., Munilkumar S., Pal A.K. (2014) Heavy Metal Concentration from Biologically Important Edible Species of Bivalves (*Perna viridis* and *Modiolus metcalfei*) from Vellar Estuary, Southeast Coast of India. *J Aquac Res Develop* 5:258-262.
- Roesijadi G. (1982) Uptake and incorporation of mercury into mercury-binding proteins of gills of *Mytilus edulis* as a function of time. *Mar Biol* 66:151-152.
- Roesijadi G., Unger M. E. (1993) Cadmium uptake in the gills of the mollusc *Crassostrea virginica* and inhibition by calcium channel blockers. *Aquat Toxicol* 23:195-198.
- Romeo M., Sidoumou Z., Gnassia-Barelli M. (2000) Heavy metals in various molluscs from the Mauritanian coast. *Bull Environ Cont Toxicol* 65:269–276.
- Salman J.M., Hughes A.R., Almamoori A.M.J. (2014) Seasonal variations of heavy metal in water and two species of molluscs in Al-Hilla river, Iraq. *Int J Geol Earth Environ Sci* 4:16-24.
- Smith A.G., Gangolli S.D. (2002) Organochlorine chemicals in seafood: occurrence and health concerns. *Food and Chem Toxicol* 40:767-779.
- Soto M., Cajaraville M.P., Marigómez I. (1996) Tissue and cell distribution of copper, zinc and cadmium in the mussel, *Mytilus galloprovincialis*, determined by autometallography. *Tissue Cell* 28:557-568.
- Stacey N.H., Klaassen C.D. (1980) Cadmium uptake by isolated rat hepatocytes. *Toxicol Appl Pharmacol* 55:448-450.
- Sternlieb I., Goldfischer S. (1976) Heavy metals and lysosomes. In Dingle J.T., Dean R.T. (eds) *Biology and Pathology*, American Elsevier Publishers, New York pp 185-190.
- Stoeppler M. (2004) Arsenic. In: Merian E., Anke M., Ihnat M., Stoeppler M. (eds.) *Elements and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, 2nd ed., Vol. 3, Nonmetals, Particular Aspects. Wiley-VCH. Weinheim, pp 1321-1364.
- Suda I., Hirayama K. (1992) Degradation of methyl and ethyl mercury into inorganic mercury by hydroxyl radical produced from rat liver microsomes. *Arch Toxicol* 66:398-402.

- Sukasem P., Tabucanon M.S. (1993) Monitoring heavy metals in the Gulf of Thailand using mussel watch approach. *Sci Total Environ* 139-140:297-305.
- Sweet L.I., Zelikoff J.T. (2001) Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 4:161-205.
- Thomas D.J., Styblo M., Lin S. (2001) The cellular metabolism and systemic toxicity of arsenic. *Toxicol Appl Pharmacol* 176:127-144.
- Thomson J.D., Pirie B.J.S., George S.G. (1985) Cellular metal distribution in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thun.) determined by quantitative X-ray microprobe analysis. *J Exp Mar Biol Ecol* 85:37-45.
- Tripp B.W., Farrington J.W., Goldberg E.D., Sericano J. (1992) International Mussel Watch: the initial implementation phase. *Mar Pollut Bull* 24:371-373.
- Usero J., Morillo J., Gracia I. (2005) Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere* 59:1175–1181.
- Vahter M., Concha G., Nermell B. (2000) Factors influencing arsenic methylation in humans. *J Trace Elem Exp Med* 13:173-184.
- Vaziri N.D. (2002) Pathogenesis of lead-induced hypertension: role of oxidative stress. *J Hypertens* 20:S15–20.
- Verboost P.M., Van Rooji J.L., Filk G., Lock R.A.C., Wendelaar Bonga S. E. (1989) The movement of cadmium through freshwater trout branchial epithelium and its interference with calcium transport. *J Exp Biol* 145:185-188.
- Viarengo A., Petriccia M., Manchinelli M., Zanicchi G., Orunesu M. (1980) Rapid induction of copperbinding proteins in the gills of metal-exposed mussels, *Comp. Biochem. Physiol.* 67:215-220
- Warren M.J., Cooper J.B., Wood S.P., Shoolingin-Jordan P.M. (1998) Lead poisoning, haem synthesis and 5-aminolaevulinic acid dehydratase. *Trends Biochem Sci* 23:217-221.
- Williams D.R., Giesy J.P. (1978) Relative importance of food and water sources to cadmium uptake by *Gambusia affinis*. *Environ Res* 16:326-330.
- Xu J., Maki D., Stapleton S.R. (2003) Mediation of cadmium-induced oxidative damage and glucose-6-phosphate dehydrogenase expression through glutathione depletion. *J Biochem Mol Toxicol* 17:67-75.
- Yamato N. (1988) Concentrations and chemical species of arsenic in human urine and hair. *Bull Environ Contam Toxicol* 40:633-640.

Yoshida M., Watanabe C., Satoh H., Kishimoto T., Yamamura Y. (1994) Milk transfer and tissue uptake of mercury in suckling offspring after exposure of lactating maternal guinea pigs to inorganic or methylmercury. Arch Toxicol 68:174-178.

Zalups R.K., Ahmad S. (2003) Molecular handling of cadmium in transporting epithelia. Toxicol Appl Pharmacol 186:163-188.

Zalups R.K., Lash L.H. (1994) Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. J Toxicol Environ Health 42:1-44.

17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről

49/2014. (IV. 29.) VM rendelet az élelmiszerekben előforduló egyes szennyezőanyagokra és természetes eredetű ártalmas anyagokra vonatkozó határértékekről, valamint az élelmiszerekkel rendeltetésszerűen érintkezésbe kerülő egyes anyagokkal, tárgyakkal kapcsolatos követelményekről

<http://ag.arizona.edu/limnology/Metalsinecosystems.PDF>.: Metals in aquatic ecosystems: Mechanisms of uptake, accumulation and release-ecotoxicological... (Received in final form 27 January 1998)

<http://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=1034&context=thsci>: McClintock, S. (2012) Trace elements in marine food species (*Saccostera commercialis*, *Metapenaeus macleayi*, *Girella tricuspidata* and *Platycephalus fuscus*) from Lake Illawarra, New South Wales, University of Wollongong Thesis Collection

<http://www.fao.org/3/a-bb218e.pdf>: Monfort M-C. (2014) GLOBEFISH Research Programme publication