Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Ústav pro životní prostředí

Obor: Ochrana životního prostředí

Bakalářská práce

Bioakumulace těžkých kovů v makrozoobentosu: závislost koncentrace na hmotnosti organismu

Bioaccumulation of heavy metals in macroinvertebrates: relationship between concentrations and organism size

Lenka Hanzlíková

Školitel: Mgr. Kateřina Kolaříková

Praha, 2011

Abstrakt

Velikost jedinců bentických organismů je jedním z možných faktorů ovlivňujících výsledné koncentrace kovů akumulovaných v organismech z okolního vodního prostředí. Ve vědeckých publikacích byly prezentovány dílčí informace, které tuto závislost uvádějí s různými závěry. Závislost nebyla dosud jednoznačně interpretována, vztah mezi koncentrací a velikostí organismu se může lišit mezi různými kovy i mezi jednotlivými druhy makrozoobentosu. Tato práce je rešerší odborné literatury a výsledkem je analýza dosavadních poznatků o typech této závislosti a porovnání pro jednotlivé zástupce vodních bezobratlých živočichů a jednotlivé kovy. Má být posouzena významnost trendu závislosti jakožto faktoru majícího vliv na výslednou interpretaci dat o koncentracích sledovaných látek, zejména těžkých kovů. Tato práce by měla usnadnit interpretaci dat budoucích analýz těžkých kovů ve vodních bezobratlých organismech.

Klíčová slova: bioakumulace, těžké kovy, makrozoobentos

Abstract

The size of benthic organisms is one of many possible factors affecting resultant concentrations of metals accumulated in organisms from surrounding water environment. Partial information is presented in research publications which state this dependency with different conclusions. So far the dependence was not unequivocally interpreted. Relationship between concentration and body size may differ among various metals and also between individual species of macroinvertebrates. This bachelor thesis is a research of professional literature and its result is analysis of existing knowledge of types of this dependancy and comparison of individual representatives of aquatic invertebrates and individual metals. Significance of the trend of dependence as a factor having the influence on the final interpretation of data on the concentrations of monitored substances, especially heavy metals is to be assessed. Result of this work should facilitate the interpretation of data for future analysis of heavymetals in aquatic invertebrate organisms.

Keywords: bioaccumulation, heavy metals, macroinvertebrates

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze,

Podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala především své vedoucí práce. Mgr. Kateřině Kolaříkové za trpělivost a veškeré odborné rady.

Obsah

Abstrakt

Obsah 1
1. Úvod 2
2.Metody studia 5
2.1 Sběr biologického materiálu 5
2.2 Laboratorní příprava 8
2.3 Statistická analýza 10
3. Výsledky 11
3.1 Hmyz (Insecta) 12
3.2 Mlži (Bivalvia) 15
3.3 Plži (Gastropoda) 19
3.4 Rakovci (Malocostraca) 20
4. Diskuze 25
5. Závěr 28
6. Literatura 30

1. Úvod

Bioakumulace těžkých kovů vodními bezobratlými je poměrně dobře zdokumentované téma nejrůznějšími vědeckými studiemi. Většina takových studií započala již roku 1970 a počet publikací zaměřující se na toto téma stále stoupá. Přesto je množství informací o akumulaci kovů ve sladkovodních organismech stále omezené (Goodyear a McNeill, 1999).

Nejsou podstatné důvody věřit, že proces akumulace kovů je odlišný v mořských a sladkovodních bezobratlých. Přesto můžou být základní procesy v akumulaci (příjem, uložení a exkrece) ovlivněny různými fyzicko-chemikálními rozdíly sladké vody v porovnání relativně stálého mořského životního prostředí (Rainbow a Dallinger, 1993). Sladkovodní vody jsou citlivější a vnímavější na antropogenní vliv (Rainbow a Dallinger, 1993).

Bezobratlí, kteří jsou dominantní ve sladkovodním prostředí, v mořském prostředí zdaleka netvoří tak významnou složku fauny. Ve sladkovodních ekosystémech převládá hmyz a jeho larvální stadia (Rainbow a Dallinger, 1993). Ve své práci se tedy zaměřuji jak na sladkovodní tak na mořské bentické organismy.

Organismy jsou schopné přijímat širokou škálu kovů (Rainbow a Mardsen, 2004). Téměř všechny kovy jsou ve vodách obsaženy přirozeně ve stopovém množství v závislosti na horninovém podloží (Pitter, 1999). V posledních desetiletích jsou zaznamenávány zvýšené koncentrace kovů a to přináší negativní důsledky pro životní prostředí a pro zdraví člověka (Conti el al., 2008). Problémové jsou antropogenní zdroje znečištění. Hlavní antropogenní zdroje kovů jsou těžba a zpracování rud, městské a průmyslové aktivity (Cid et al., 2010).

Sledování koncentrací kovů v rámci bezobratlých je velmi důležité, protože odrážejí biologickou dostupnost kovů v jejich lokalitě (Cid et al., 2010). Bioakumulace je tedy dobrým integračním ukazatelem chemické expozice působící na organismus ve znečištěných ekosystémech. Biomonitoring má za hlavní cíl nás informovat o dostupném biologickém množství kovu v okolním prostředí (Mubiana et al., 2006). Velký význam má především ve znečištěných vodních ekosystémech, kde nám ukazuje jak moc je prostředí a organismy zasaženy. Pokud je znečišťování značné pak to může vést ke snížení růstu a rozmnožování (Rainbow a Mardsen, 2004). Výzkumy také ukazují, že těžké kovy redukují abundanci a diverzitu vodního hmyzu (Jop, 1991).

Studie se zaměřují jak na těžké kovy, tak i na stopové a toxické kovy. Termín ’těžké kovy‘ může, ale také nemusí být používán synonymně s termínem ’stopové kovy‘ (Rainbow, 1997). Stopové kovy jsou definovány jako kovy, které se vyskytují ve stopovém množství

v rámci prostředí nebo v organismu. Termín ’těžké kovy‘ není v literatuře zcela jednoznačný, většinou jsou jím definovány kovy, které mají hustotu vyšší než 5 g/cm^3. Některé studie raději používají název toxické kovy pro tuto skupinu perzistentních a neodbouratelných prvků s vysokým bioakumulačním potenciálem (Vídeň, 2001). Avšak to může vést také k mnoha nesrovnalostem. Pitter (1999) nedoporučuje používat tyto dva termíny jako synonyma, protože to vede do jisté míry k nesrovnalostem. Primárně se tedy zaměřuji na těžké kovy, ale ve své práci zmiňuji i ostatní.

Organismy mohou akumulovat kovy různými cestami. Mohou být přijímány buď přímo ze sedimentu a z vody nebo se dostávají do vodních organismů s potravou. Kovy jsou tedy přijímány absorpcí i adsorpcí. Tyto mechanismy jsou dále ovlivněny faktory, které více či méně přispívají k akumulaci kovů. Existuje celá řada faktorů, které ovlivňují příjem kovů a vylučování kovů (Rainbow a Mardsen, 2004). Tyto faktory vykazují velkou variabilitu a mají významný vliv na výslednou koncentraci kovů v bezobratlých. Mezi ně se řadí jak abiotické fyzicko-chemikální faktory, tak i fyziologické, morfologické a ekologické znaky charakteristické pro jednotlivé druhy organismů (Smock, 1983).

Koncentrace kovů se tedy mohou lišit v rámci stejných bezobratlých mezi jednotlivými kovy, ale také se liší v rámci konkrétního kovu mezi různými bezobratlými (Wallace et al., 2003). Obecně platí, že druh bývá nejdůležitějším faktorem (Cain et al., 1992).

Rainbow a Mardsen (2004) ve své studii rozdělili faktory ovlivňující bioakumulaci na vnější (fyzicko-chemické) a vnitřní (fyziologické). Mezi vnější faktory řadí sezónní vliv (Fisher, 1983; Riget et al., 1999; Ravera et al., 2003; Sánchez-Marína a Beiras, 2008) a teplotu, geografické rozdíly (Riget et al., 1999) a antropogenní vlivy (Sánchez-Marína a Beiras, 2008), interakce mezi kovy a rozpustnost kovů mezi vnitřní faktory zase individuální variabilitu, pohlaví, svlékání a růst, chování a velikost organismu.

Mořské přisedlé organismy jako například slávky ovlivňuje také výška přílivu (Fisher, 1983; Riget, 1996; Mubiana, 2006).

Velmi důležitým faktorem je složení potravy (Smock, 1983; Cain et al., 1992; Goodyear, 1999). U některých kovů jako např. u rtuti a zinku může nastat tzv. biomagnifikace (Chen et al., 2000; Wang, 2002). Je to přenos koncentrace do vyšších trofických úrovní, kdy predátoři obsahují nejvyšší množství kovu (Geyer et al., 2000).

Některé faktory zvyšují biologickou dostupnost. Je to zejména teplota a slanost (Fisher, 1983; Wallace et al., 2003). Obvykle s klesající salinitou je spojena vzrůstající toxicita a tím větší zatížení organismu (Mouneyrac et al., 1998; Conti et al., 2008).

Jedním z faktorů, který ovlivňuje koncentraci je velikost organismu. U některých vodních organismů může být tento faktor jedením z hlavních faktorů, který ovlivňuje celkovou koncentraci kovu v organismu (Riget et al., 1996; Conti et al., 2008).

Cílem této bakalářské práce je především provést rozsáhlou literární řešerši, která analyzuje dosavadní poznatky o závislosti velikosti organismu na koncentraci kovu se zaměřením na širší škálu sledovaných kovů, zejména však těžkých kovů.

2. Metody studia

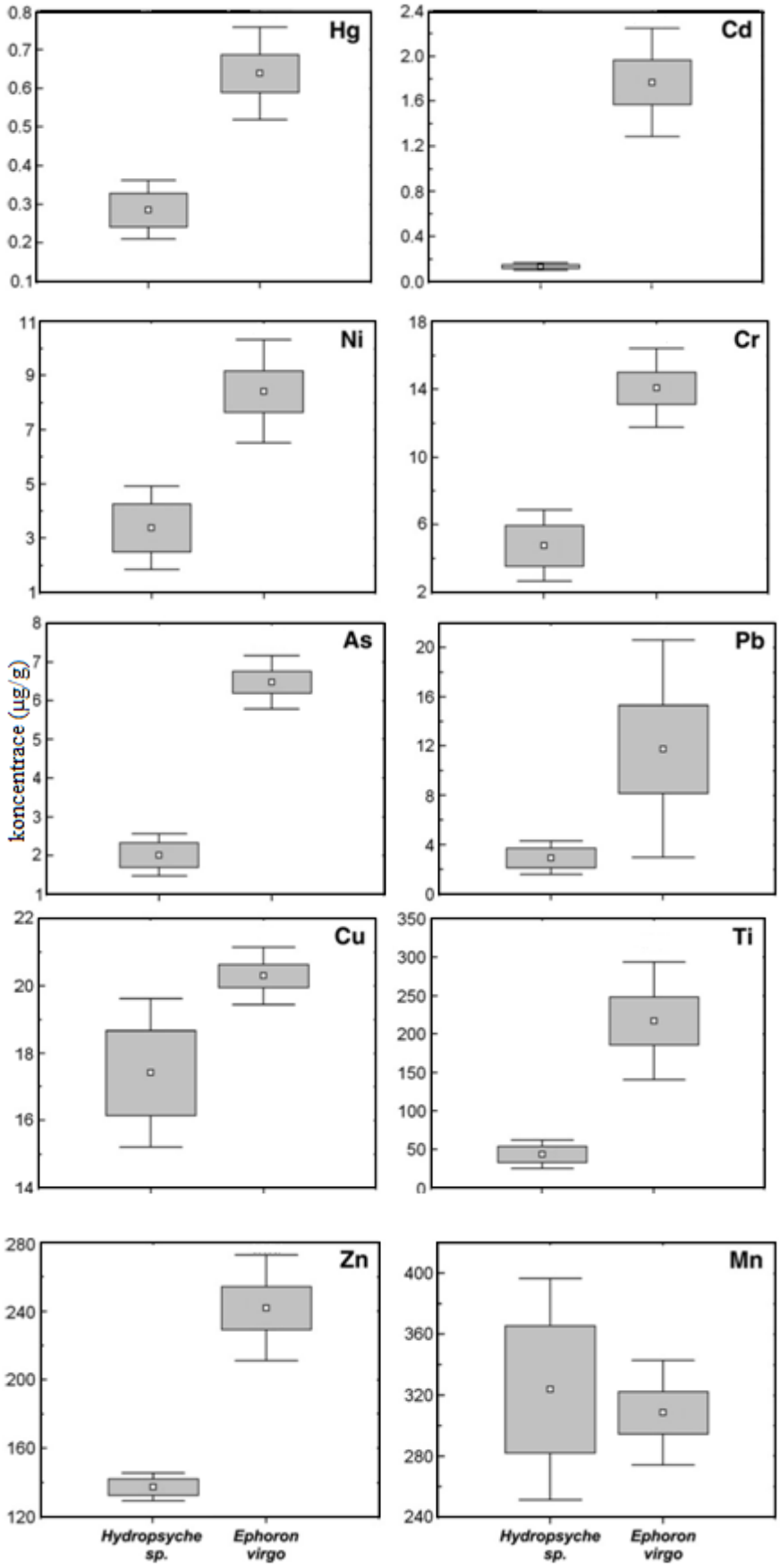
2.1 Sběr biologického materiálu

Pro biomonitoring se používá celé spektrum vodních bezobratlých organismů. I proto se nestává příliš často, že by jeden druh byl předmětem více studií různých autorů (Goodyear, 1999). Každá studie používá jiné organismy, odebírá vzorky na jiných místech a v jiných intervalech. Použití druhu, který je z geografického hlediska více rozšířený, nám ale může zajistit srovnání s ostatními studiemi. Nejčastěji se používají larvy hmyzu, mlži, plži a korýši. Nejvíce je používán mořský druh mlže slávka *Mytilus edulis* (Fisher, 1983; Nolan a Dahlgaard, 1991; Riget et al., 1996; Wang a Ficher, 1997; Mubiana et al., 2006), což souvisí s rozsahem jejího výskytu po celém světě. Pokud je to možné, pro větší reprezentativnost výsledků by se měly vzorky odebírat z různých míst v rámci dané lokality. Velká početnost sledované taxonomické skupiny nám zajišťuje dostatek vzorků pro studii (Cid et al., 2010). Vybrané organismy by měly být dostupné po celý rok a snadno se odebírat. V mělkých vodách bývají organismy sbírány ručně pomocí čeření, tedy metodou „kicking“, kdy dochází k narušování dna a následné chytání organismů do sítě nebo cedníku (Smock, 1983; Cid et al., 2010). V hlubších vodách se mohou použít vlečné sítě (Rainbow a White, 1987; Zauke a Ritterhoff, 1997). Také můžou být organismy ze dna vybagrovány (Swaileh a Adelung, 1994).

Je všeobecně známo, že různé druhy žijící ve stejném prostředí mohou akumulovat rozdílné množství daného kovu. Bylo zjištěno, že některé organismy jsou citlivější na koncentraci kovů v okolí a některé jsou více tolerantní. Může to být způsobeno i tím, že některé druhy jsou „žravější" a tím mohou naakumulovat více kovů než ostatní (Cid et al., 2010). Jepice rodu *Ephoron* se řadí k citlivým organismům a naproti tomu chrostíci rodu *Hydropsyche* nebo *Daphnia sp*. jsou velice tolerantní ke znečištění (Jop, 1991; Cid et al., 2010). Cid et al.(2010) zkoumal jepice rodu *Ephoron* a chrostíky rodu *Hydropsyche*. U devíti kovů objevil vyšší koncentrace u jepic *Ephoron* (Obr. 1). U kadmia byla koncentrace vyšší dokonce 9x. Tolerantnější druhy jsou velmi vhodné k použití, protože jejich populace jsou hojné a široce rozšířené. Jsou také přítomny ve znečištěných oblastech, kde sotva už můžeme najít citlivé druhy (Cid et al., 2010).

Důvody proč jsou vodní bezobratlí často používání v biomonitoringu (Goodyear, 1999):

- bentické organismy jsou úzce spojeny se sedimenty
- stále organismy (vázané na lokalitu) dobře reprezentují místní podmínky
- larvy hmyzu jsou organismy, které se nacházejí ve sladkovodních vodách všech typů a tato juvenilní stadia nejsou ovlivněna reprodukčním cyklem ani pohlavními rozdíly
- akumulují kovy a tolerují nízké a střední koncentrace kovů
- délka života trvající několik měsíců/let umožňuje integraci kontaminantů do jejich těl po přiměřenou dobu, a odráží se na nich i na krátkodobé změny



Obr. 1. Koncentrace kovů (µg/g) v rámci tolerantního druhu *Hydropsyche sp.* a citlivějšího druhu *Ephoron virgo*. Vzorky sbírány na jedné lokalitě a v jeden den (Cid et al., 2010)

2.2 Laboratorní příprava

Při odběru vzorků a při laboratorní přípravě musí být vždy přijata taková opatření, aby se zabránilo chybám, které by mohli nepříznivě ovlivnit analytické stanovení a tím znehodnotit reprezentativnost vzorků (Directive 2001/22/EC).

Existuje mnoho specifických postupů jak připravit vzorky. Metody se postupně vyvíjejí a objevují se nová zlepšení. Některé postupy zahrnují i vyprazdňování střev organismů. Organismy se ponechají okolo 24 hodin v čisté vodě a tím se jejich zažívací trakt vyčistí (Fisher, 1983; Smock, 1983; Campanella et al., 2001; Conti et al., 2008). Vyčištění trávicího traktu by mělo odstranit jakékoliv matoucí vlivy spojené s obsahem kovů obsažené v trávicím traktu (Smock, 1983). Ve střevech nemusí být všechny frakce kovu absorbovány. Čištění měkkýšů v současnosti bývá provedeno podle směrnice 91/492 EEC a souvisí s hygienickými podmínkami pro produkci a uvádění mlžů na trh. Směrnice říká, že čištění musí probíhat alespoň 12 hodin, než jde produkt na trh.

U měkkýšů se nejčastěji analyzuje pouze měkká tkáň bez lastur (Swaileh a Adelung, 1994; Campanella et al., 2001; Mubiana et al., 2006; Conti et al., 2008).

Sesbírané vzorky bývají obvykle ihned v terénu roztříděny a zmraženy. Následuje laboratorní zpracování, při kterém mohou být vzorky mírně rozmraženy a dále tříděny podle taxonomických skupin nebo podle velikostí. Poté následuje sušení. Sušeny jsou buď v sušárně nebo metodou lyofizace (mražením). V závislosti na použitém metodickém postupu mohou být organismy roztříděny do polyetylénových zkumavek, váženy a sušeny pouze po jednom organismu (např. Mubiana et al., 2006) nebo veškerý materiál dohromady v rámci stanovené taxonomické skupiny. Riget et al.(1996) ve své studii rozdělil mušle rodu *Mytilus* do 11- 15 velikostních skupin, se kterými dále pracoval. Lukyanova et al.(1993) své vzorky také rozdělila do šesti skupin (Tab. 1). Materiál vážíme na analytických vahách s přesností 0,0001 mg (Cid et al., 2010). Poté jsou tyto vzorky homogenizovány a připraveny k analytickému zpracování. Analytická část zpracování vzorků se většinou u každé studie liší, neboť analytických metod pro stanovení kovů je celá řada.

Tab. 1 Příklad rozdělení vzorků měkkýše *Mizuhepecten yessoensis* podle délky do šesti velikostních skupin (Lukyanova et al., 1993)

Skupina	Délka organismu	Stáří organismu	Počet organismů
Skupina I	**2.0 - 2.5 cm**	**1 rok**	**n = 50**
Skupina II	**5.5 - 7.5 cm**	**2 roky**	**n = 5**
Skupina III	**7.7 - 9.0 cm**	**3 – 4 roky**	**n = 21**
Skupina IV	**10.0 - 12.0 cm**	**4 – 5 let**	**n = 15**
Skupina V	**13.0 – 14.0 cm**	**6 let**	**n = 28**
Skupina VI	**16.0 – 17.0 cm**	**8 let**	**n = 9**

2.3 Statistická analýza

Vliv velikosti těla na koncentraci kovů můžeme vyjádřit pomocí rovnic, které byly použity v několika předchozích studiích (Fisher, 1983; Wang a Fisher, 1997; Riget et al., 1996, Campanella et al., 2001; Mubiata et al., 2006; Conti et al., 2008), kde vztah mezi koncentrací kovu (µg/g; Y) a hmotností (g; W) vyjadřuje mocninná rovnice 1:

$$Y=aW^{b} \qquad (1)$$

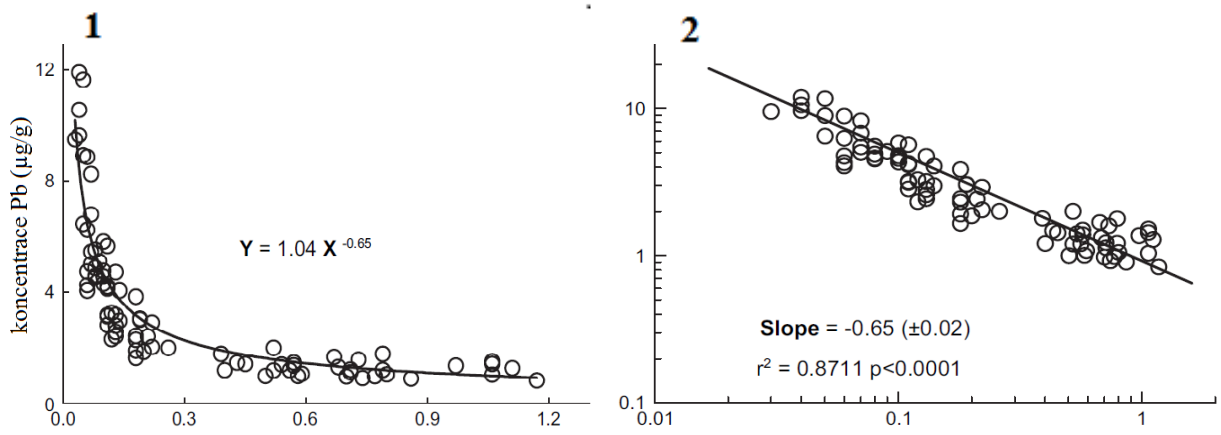
Tento vztah se často upravuje logaritmicky a vzniká lineární rovnice 2:

$$\log_{10}Y = \log_{10} a + b \log_{10} W \qquad (2)$$

a je intercept; b je sklon lineární funkce, b > 0 koncentrace kovu roste s velikostí organismu,

b < 0 koncentrace kovu klesá s velikostí organismu.

Používá se pro nejrůznější vodní bezobratlé jak pro vodní larvy, tak pro měkkýše.



Obr. 1 Vztah mezi koncentrací kovu a hmotností použití rovnice 1 a rovnice 2 (Campanella et al., 2001)

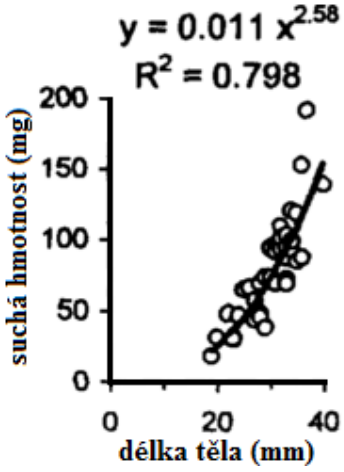
3. Výsledky

Ve studiích můžeme najít tři různé typy závislosti koncentrace kovu na velikosti organismu. Můžeme najít negativní závislost koncentrace s velikostí těla, kdy koncentrace kovu klesá s velikostí, pozitivní závislost, kdy koncentrace kovu roste s velikostí těla a také nemusí být nalezen žádný vztah, který by popisoval souvislost koncentrace kovu s velikostí těla.

Ne vždy byly použity stejné metody měření. Nejčastěji se používá vztažení koncentrace na suchou hmotnost organismu (Kormondy, 1965; Smock, 1983; Fisher, 1983; Hamanaka, 1984; Rainbow a White, 1987; Cain et al., 1992; Swaileh a Adelung, 1994; Campanella et al., 2001; Mubiana et al., 2006), mokrou hmotnost (Fisher, 1983), délku organismu (Hamanaka a Ogi, 1984; Jop, 1991; Swaileh a Adelung, 1994; Riget et al., 1996; Zauke a Ritterhoff, 1997; Wallace et al., 2003; Cid et al., 2010). Podle Smocka (1983) je nejlepší vyjadřovat koncentraci pomocí suché hmotnosti organismu. Při použití suché hmotnosti organismu byl v jeho studii zjištěn signifikantní výsledek ($P < 0,01$) u osmi kovů z devíti, zatímco při použití délky získal signifikantní výsledek jen u pěti kovů. Zauke a Ritterhoff (1997) porovnali délku organismu s hmotností (suchá) a získal alometrický vztah, kdy hmotnost roste rychleji než délka (Obr. 2). Pro svou studii si vybral délku organismu.

Koncentrace kovů se nejčastěji uvádí µg/g suché váhy organismu, ale v některých pracích se objevuje i jednotka µg/g mokré váhy organismu.

Vztahy mezi koncentrací a velikostí všech zmíněných druhů jsou přehledně uvedeny v souhrnné tabulce č. 2. Pro lepší orientaci jsou výstupy z jednotlivých studií v této kapitole rozděleny podle tříd organismů.



Obr. 2 Alometrický vztah mezi suchou hmotností a délkou organismu (Zauke a Ritterhoff, 1997)

3.1 Hmyz (Insecta)

Smock (1983), který se ve své studii zabýval skupinami hmyzu a 8 různými kovy (Co, Cr, Fe, K, Mn, Na, Sb a Sc), objevil dva hlavní vztahy mezi koncentracemi kovů a velikostí těla organismu (Obr. 3). Nejvíce kovů vykazuje exponenciální pokles koncentrace se vzrůstající velikostí. Tento vztah se hlavně očekává u kovů, které mají tendenci se adsorbovat. Avšak rozlišení akumulace adsorbované a absorbované je obtížné. Možná nejlepší metodou je porovnání množství kovu v dospělém jedinci s množstvím kovu v nymfě nebo porovnání množství kovu v nymfě během jednotlivých instarů během svlékání. Snižování koncentrace kovů v organismu souvisí hlavně se svlékáním. Kovy jsou hromaděny v exoskeletu a při svlékání dochází ke zbavování a snižování koncentrací kovů v organismu. U jepice *Stenacron interpunctatum* byla pozorována 93% ztráta chromu mezi každým svlékáním. Smock (1983) zjistil u výše uvedených kovů negativní závislost, s výjimkou manganu. Tento fenomén pozorujeme i u dalšího hmyzu, u čtyř druhů jepic řádu *Ephemeroptera* (*Ephemera danica, Ephemera vulgata, Leptophlebia vespertina, Baetis vernus*) (Jop, 1991), kdy naměřená koncentrace kovů Cd, Cu, Pb, Zn klesá s rostoucími larvami. Jop (1991) došel ke stejnému závěru, že úbytek kovů souvisí se svlékáním. U jepic *Ephoron virgo* nastává tento negativní vztah u kovů Cr, Mn, Pb, a Ti a svlečky vykazují větší množství koncentrací těchto kovů (Cid et al., 2010).

U *Ephoron virgo* byly přibližně pětkrát větší koncentrace chromu v nymfách (10 µg/g) než v dospělých jedincích (2 µg/g). I svlečky vykazovaly zvýšené koncentrace (5 µg/g) (Cid et al., 2010). I velmi vysoká koncentrace olova byla pozorována ve svlečkách *Ephoron virgo* a to až 30 µg/g, u nejmenších jedinců byla koncentrace až 15 µg/g a u největších jedinců koncentrace kolem 5 µg/g. Larvy jepic jsou totiž citlivější na znečištění kovy více než ostatní skupiny vodních bezobratlých (Jop, 1991; Cid et al., 2010). Jop (1991) dokonce pozoroval u nejmenších larev jepic *Baetis vernus* (1-2 mm) koncentrace olova dosahující 66,2 µg/g a u největších larev koncentrace 15,5 µg/g. Obě studie byly zaměřeny na znečištěná území.

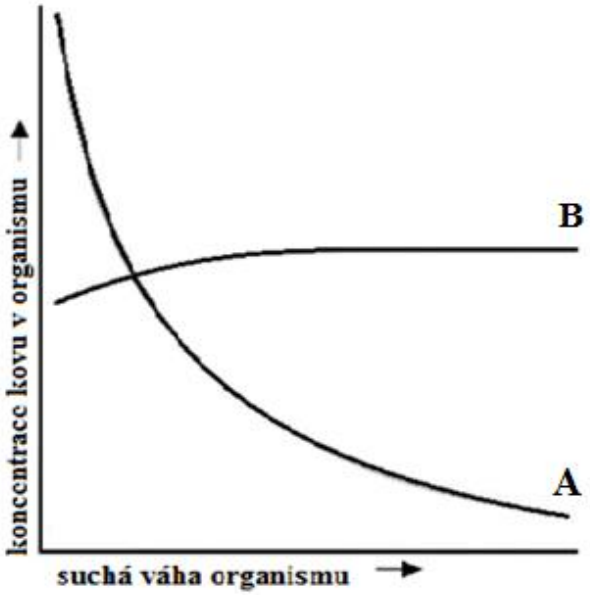
Kormondy (1965) tento negativní vztah objevil u zinku, když zkoumal larvy vážek *Plathemis lydia* a zároveň byla opět prokázána adsorpce kovů na exoskeletu.

Druhý vztah (Obr. 3), který objevil Smock (1983) mezi koncentrací kovu a velikostí vykazuje nesignifikantní mírně vzrůstající vztah. Tento vztah se hlavně vyskytuje tam, kde se faktor absorpce uplatňuje více než faktor adsorpce (Smock, 1983). Tento vztah byl pozorovaný pouze u manganu.

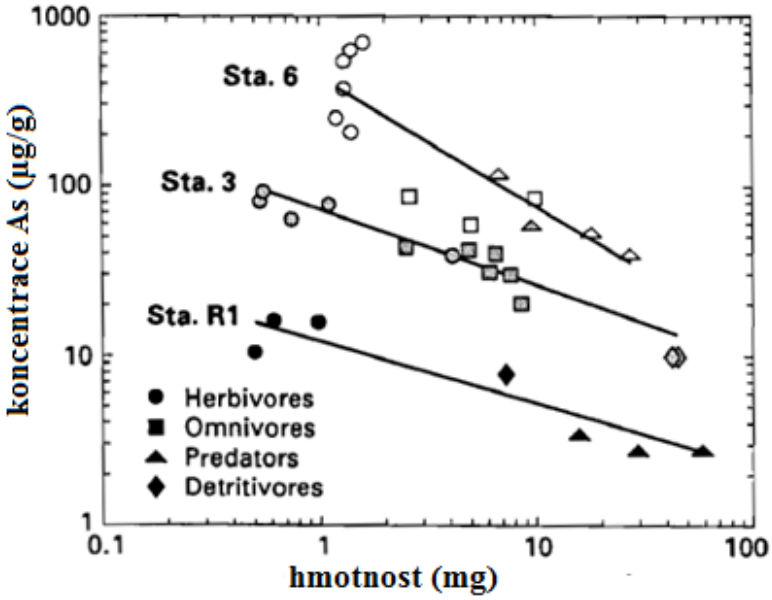
Nezávislost na velikosti byla objevena i u As, Cu, Ni a Zn u jepic *Ephoron virgo*, neboť tyto kovy vykazovaly pro různé instary nymf podobné hodnoty (Cid et al., 2010).

Cid et al.(2010) objevil i další typ závislosti, kdy se koncentrace kovu kadmia a rtuti zvyšovala až do doby, než organismus zkoumaného druhu *Ephoron virgo* dosáhnul 11 mm a poté se koncentrace začala snižovat. Ztráty kovu zde nemůžeme připsat svlékání, protože exoskelet tyto kovy obsahoval v minimálním množství. Nejvíce Hg a Cd se vyskytovalo ve střevech. Pokles koncentrace kovu v posledním instaru je kvůli posunu v potravě. Větší jedinci začali požívat spolu s potravou vetší částice s menším obsahem kovů oproti menším jedincům. Tento jev pozoroval také Smock (1983).

Pokud se nebudeme soustředit pouze na závislost velikosti a zahrneme do vztahu způsob získávání potravy, můžeme objevit další závislost. Koncentrace kovů kadmia a mědi v omnivorech klesá se vzrůstající hmotností (Cain et al., 1992). U koncentrace arsenu byla objevena negativní závislost (Obr. 4). Závislost koncentrace arsenu a hmotnosti vychází v rámci celého hmyzího taxonu, který byl na lokalitách pochytán. Jedná se zejména o hmyz z řádů *Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera* a *Hemiptera*. Cain et al.(1992) vypozoroval, že ve vzorcích bývají největší organismy predátoři a mají nejmenší koncentraci arsenu. Naopak herbivoři a omnivoři ve vzorku byli svou velikostí nejmenší organismy a měli vysokou koncentraci arsenu. Studie tuto závislost zmiňuje na třech lokalitách na řece Whitewood Creek (USA - Jižní Dakota). Na obrázku 4 tedy lokalita R1 znázorňuje lokalitu nad těžbou zlata, lokalita 3 znázorňuje lokalitu přímo pod těžbou a lokalita 6 se nacházela ještě dále po proudu.



Obr. 3 Závislosti mezi koncentrací kovu a velikostí organismu pozorované u hmyzu (Smock, 1983). (A) Exponenciální pokles koncentrace kovu s rostoucí hmotností organismu, (B) nesignifikantní mírně vzrůstající závislost mezi proměnnými



Obr. 4 Negativní vztah koncentrace arsenu a hmotnosti na třech lokalitách na řece Whitewood Creek. Každý symbol představuje jeden složený vzorek ze zástupců hmyzu. (Cain et al., 1992)

3.2 Mlži (Bivalvia)

Mořské slávky rodu *Mytilus* jsou nejčastěji používány jako modelové organismy pro studování a monitorování znečištěného životního prostředí kovy v pobřežních vodách po celém světě (Fisher, 1983; Riget et al., 1996; Herut et al., 1999; Mubiana et al., 2006; Conti et al., 2008). Mušle jsou dobrými akumulátory těžkých kovů a obvykle jejich koncentrace kovu v těle má tendence odrážet dopady znečištění na životní prostředí (Fisher, 1983; Mubiana et al., 2006). Avšak přes četné studie je zde stále spousta nejistot (Mubiana et al., 2006). Bylo totiž prezentováno i mnoho protichůdných závěrů jednotlivých prací různých autorů (Riget et al., 1996). Riget et al. (1996) se domníval, že je to dáno tím, že studie zabývající se slávkami jsou hlavně prováděny ve znečištěných oblastech (Mubiana et al., 2006), což může ovlivňovat růst slávky. Proto si myslí, že by se studie měly nejdříve provádět v oblastech, které nejsou zasaženy antropogenní činností a mohly by lépe objasnit závislost koncentrace a hmotnosti. Svou studii tedy provedl v oblasti západního Grónska, kde se nevyskytuje žádný znečišťující zdroj.

Nejčastější závislost, kterou můžeme ve slávkách objevit je klesající koncentrace se vzrůstající váhou a v některých případech je nezávislá koncentrace na tomto faktoru (Riget et al., 1996; Herut et al., 1999; Mubiana, 2006; Conti et al., 2008). Avšak byly pozorovány i pozitvní korelace (Fisher, 1983; Riget et al., 1996)

Mubiana (2006) objevil u *Mytilus edulis* negativní vztah u devíti kovů (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb) (Obr. 5). U všech kovů pozoroval velmi signifikantní negativní závislost ($p<0.001$). Nejsilnější efekt závislosti na velikosti byl pozorován u olova. Mubiana (2006) do svého vzoru vložil ještě jeden faktor – výšku přílivu. Tento faktor také ovlivňuje míru akumulace některých kovů. Koncentrace As, Cd a Zn byly vyšší v organismech, které se vyskytovaly ve vysoké zóně přílivu, tedy zasahují je pouze nejvyšší přílivy a jsou častěji na vzduchu. Koncentrace Cu, Fe a Mn byla zase vyšší v organismech, které se vyskytovaly v nízké zóně přílivu, tedy jsou vzduchu vystaveny krátce. Co, Ni, a Pb byly na zóně přílivu nezávislé. Také zaznamenal, že v nízké zóně přílivu se více vyskytují větší jedinci a ve vysoké zóně přílivu spíše menší jedinci.

Riget et al. (1996) objevil u *Mytilus edulis* negativní signifikantní korelaci u devíti kovů (As, Co, Cu, Cs, Fe, Rb, Sc, Se, Th). U kovů Cr, Hg a Zn nenašel žádný vztah mezi velikostí a koncentrací. Ze studie vyplynulo, že příjem byl kompenzován vylučováním těchto kovů. Absence vztahu mezi koncentrací zinku v těle organismu a jeho velikostí našel také

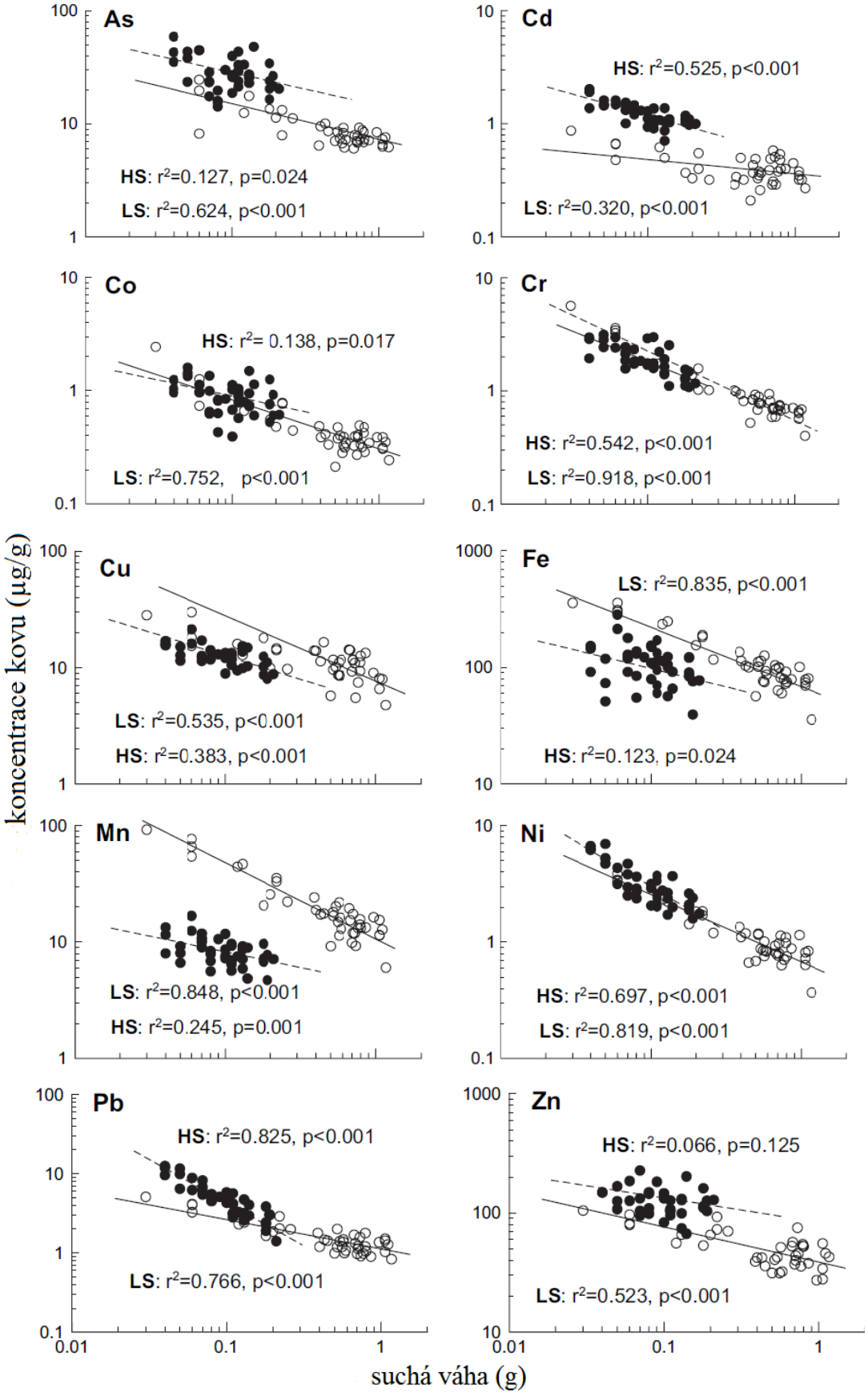
Mubiana et al. (2006) a Herut et al. (1999). Herut et al. (1999) u téhož organismu také neobjevil žádnou korelaci u kadmia, ale u železa, manganu a u mědi objevil negativní korelaci mezi hmotností (mokrou) a koncentrací (μg/g mokré hmotnosti).

Pokud je sklon regresní křivky stoupající, koncentrace kovu v organismu se zvyšuje s velikostí mušle. Kov se tedy akumuluje rychleji než slávky rostou. Tento pozitivní vztah byl pozorován u Br, Cd, Ce, Eu, Na, La, Pb a Sr (Riget et al., 1996). V této studii u koncentrace lanthanoidů (La, Ce a Eu) byla pozorována největší závislost na velikosti. Při zdvojnásobení délky byl u La pozorován 100% nárůst koncentrace, u Ce 66% nárůst a u Eu 42% nárůst.

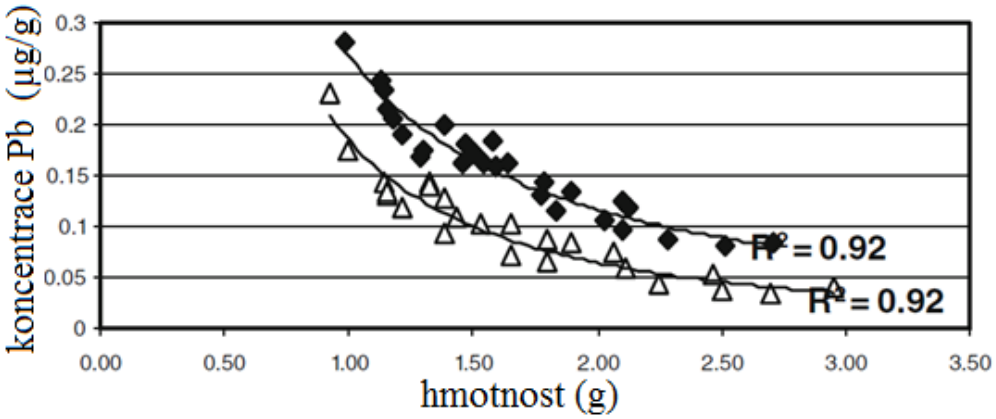
Fisher (1983) také pozoroval u *Mytilus edulis* spíše pozitivní vztah kadmia a velikosti organismu. Jeho organismy měly velikost v rozmezí 13 – 100 mm resp. 0,01- 40 g. Tyto organismy rozdělil do dílčích skupin na malé (juvenilové), střední (dospělí) a velké (stárnoucí) jedince. V malých slávkách koncentrace kadmia klesala s velikostí. Byl tedy pozorován signifikantní negativní vztah ($p < 0.01$). Střední jedinci vykazovali pozitivní signifikantní korelaci ($p < 0.001$) a největší jedinci měli největší koncentrace, ale vztah již nebyl signifikantní. V malých jedincích hmotnost měkké tkáně rostla rychleji než hmotnost lastury. Ve středně velkých jedincích se trend obrátil, tedy rychleji rostla hmotnost lastury a v největších jedincích už nerostla hmotnost měkké tkáně, ale nadále pokračoval růst lastury.

Příbuzný zkoumaný druh *Mytilus galloprovincialis* (Conti et al., 2008) vykazoval závislost na hmotnosti u olova. Byl objeven exponenciální negativní vztah koncentrace olova a hmotnosti (Obr. 6). Tento vztah byl signifikantní ($p < 0.001$) a byl pozorován na obou lokalitách, kde byl monitoring prováděn. U Cd, Cu a Zn nebyla pozorována žádná závislost.

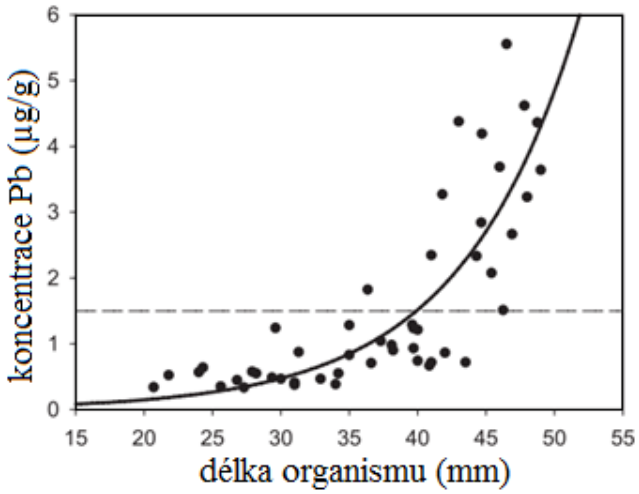
Bylo prokázáno, že akumulace olova v mlži *Dosinia exoleta* silně závisí na velikosti. S většími jedinci koncentrace olova exponenciálně narůstá (Obr. 7). Pro malé jedince (20-40 mm dlouhé) platí, že se koncentrace zvyšuje pomalu, pro větší jedince (větší než 40 mm) se koncentrace velmi ostře zvyšuje s velikostí. Hodnoty velkých jedinců dosahovaly koncentrace 25 μg/g suché hmotnosti (5 μg/g mokré hmotnosti), tedy až pětkrát vyšší koncentrace než u mladších žijících na stejném místě (Sánchez-Marína, 2008).



Obr. 5 Koncentrace kovů (µg/g) a jejich závislost na hmotnosti (g) ve slávkách *Mytilus edulis*. ○ nízký příliv (LS); ● vysoký příliv (HS) (Mubiana et al., 2006)



Obr. 6 Exponenciální negativní vztah koncentrace Pb (µg/g) a hmotnosti (g) v mlži *Mytilus galloprovincialis* na dvou lokalitách (Jaderské moře, Itálie). ● lokalita Pesaro a ○lokalita Fano (Conti et al., 2008).



Obr. 7 Pozitivní vztah koncentrace (µg/g mokré hmotnosti) olova s délkou organismu v *Dosinia exoleta*. Každý bod označuje jednoho jedince. Lokalita Ría de Arousa (Španělsko) (Sánchez-Marína, 2008)

Swaileh a Adelung (1994) si pro svou studii vybrali mlže *Arctica islandica*. U dvou esenciálních kovů (Cu, Zn) našel negativní korelaci s délkou organismu a koncentrací. U kadmia a olova našel pozitivní korelaci mezi koncentrací a délkou organismu, avšak vztahy nebyly signifikantní. Pokles koncentrací u mědi a zinku může být za následkem metabolických změn. Swaileh a Adelung (1994) se domnívají, že organismy umějí regulovat tyto esenciální kovy.

U mlžů *Donax* a *Mactra corralina* (Herut et al., 1999) byla objevena negativní závislost koncentrace na velikosti u Cu, Fe a Zn.

3.3 Plži (Gastropoda)

Plži rodu *Monodonta (M. turbinata, M. mutabilis*) a rodu *Patella (P. caerulea, P. lusitanica)* zkoumání ve Středozemním moři se ukázali být velmi závislí na velikosti těla. Pozitivní korelace mezi koncentrací a suchou hmotností byla velice signifikantní ($p < 0.001$) na všech lokalitách a skoro ve všech kovech (Cd, Cu, Pb, Zn) (Campanella et al., 2001). Výjimka byla pozorována u zinku u druhů *M. turbinata* a *M. mutabilis*, kdy sklon regresní přímky byl téměř nulový a z toho důvodu je koncentrace zinku téměř nezávislá na velikosti organismu. Byla také pozorována závislost na lokalitě. Studie byla prováděna zejména na lokalitách nezasažených lidskou činností až na jednu lokalitu, která byla v blízkosti přístavu. V lokalitě v blízkosti přístavu měli organismy významně vyšší koncentrace kadmia, mědi a zinku, rod *Patella* vykazoval i významně vyšší koncentraci olova. Další faktor, který se ukázal být důležitým, je druh. Jako u hmyzu některé druhy můžou být citlivější na určitý kov a akumulovat větší koncentrace. Zde jsme to pozorovali u kadmia, kdy *Patella caerulea* měla koncentraci na lokalitě u přístavu v průměru 8.8 μg/g, zatímco *Monodonta turbinata* jen 2.93 μg/g. Naopak u mědi byl silnější akumulátor *Motodonta turbinata* s průměrnou koncentrací 18.5 μg/g zatímco Patella *caerulea* měl průměrnou koncentraci jen 2.02 μg/g.

Herut et al. (1999) se také zaměřil na plže ve Středozemním moři. U plže *Cellana rota* nenašel žádnou korelaci mezi velikostí těla a koncentrací kovů Cd, Cu, Fe, Hg, Mn a Zn. U rodu *Patella sp.* našel pouze pozitivní korelaci mezi velikostí těla a koncentrací u kadmia a u ostatních kovů (Cu, Fe, Hg, Mn, Zn) nenašel opět žádný vztah.

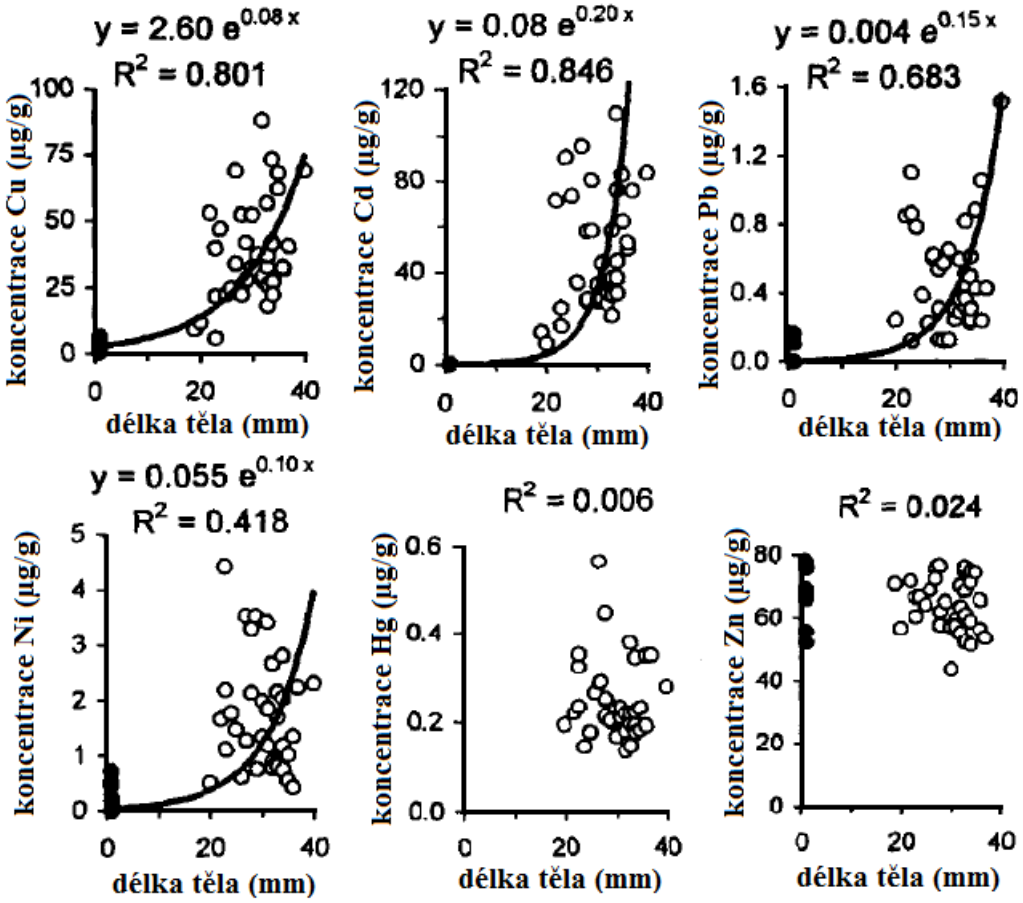
3.4 Rakovci (Malocostraca)

Pro tuto třídu jsem objevila pouze studie s pelagickými organismy. Avšak i tyto organismy jsou schopny akumulovat těžké kovy. Proto jsem je do své práce zahrnula jako ukázku toho, že nejen bentické organismy jsou používány pro tyto studie.

Na volném moři se totiž častěji používají pelagické organismy. Zooplankton je na moři považován za klíčový druh a může být důležitým spojením pro přenos látek do vyšších trofických úrovní. Také tvoří velký podíl biomasy v moři. Tyto organismy stejně jako zoobentos jsou schopny akumulovat kovy z okolního prostředí a jsou velkými akumulátory kadmia (Zauke a Ritterhoff, 1997). Nejčastěji se používají tyto organismy pro biomonitoring v blízkosti ústí řek a pobřeží. Jejich výhodou je možnost porovnávat koncentrace s organismy vyskytující se na volném moři, kde nejsou ovlivněny antropogenním znečištěním (Rainbow a White, 1987). Tyto důvody mě vedly k tomu zařadit tyto organismy do mé práce.

V této třídě (*Malocostraca*) jsou nejpoužívanější živočichové z řádů různonožců (*Amphipoda*) a desetinožců (*Decapoda*), přičemž je nejčastěji u této skupiny uváděna pozitovní závislost. Zauke a Ritterhoff (1997) u *Themisto libellula* získali exponenciální pozitivní závislost koncentrace na délce organismu u Cd, Cu, Pb a v menší míře i Ni (Obr. 8). Avšak u větších jedinců (30 - 40 mm) se vyskytovaly velmi variabilní hodnoty. Nejmenší hodnoty byly naměřeny v juvenilních stadiích pobývajících v marsupiu (průměrná koncentrace Cd: 0.11 µg/g, Cu: 3 µg/g, Pb: < 0.3 µg/g, Ni: < 1.0 µg/g). *T. libellula* vykazoval vysoké hodnoty koncentrace kadmia u dospělých jedinců. Průměrné koncentrace kadmia v dospělých jedincích byla 50 µg/g a nejvyšší koncentrace jednotlivců sahaly až k 100 µg/g. Vysoké koncentrace kadmia pozorovali i Hamanaka a Ogi (1984). U nejmenšího jedince naměřili koncentraci 3.35 µg/g a u největšího 33.3 µg/g. Byla pozorována signifikantní pozitivní závislost ($p < 0.00l$) mezi koncentrací kadmia a hmotností. Vysoké koncentrace kadmia v *T. libellula* se zdají být díky dravému způsobu života a následné biomagnifikaci přes potravinový řetězec (Hamanaka a Ogi, 1984). U Hg a Zn nebyla objevena žádná závislost (Hamanaka a Ogi, 1984; Zauke a Ritterhoff, 1997).

V *Systellaspis debilis* koncentrace Cd, Fe, Mn a Zn klesala se vzrůstající velikostí a kocentrace Cu rostla s velikostí. Všechny závislosti byly signifikantní ($p < 0.05$). Zvýšené koncentrace kadmia zde byly pozorovány také. Koncentrace Cd se pohybovaly v rozmezí 5.7 - 17.8 µg/g.



Obr. 8 Závislost mezi koncentrací (µg/g) a délkou organismu u *Themisto libellula.* • juvenilní stadia pobývající v marsupiu; ○ volně žijící juvenilní stádia a dospělí jedinci. Pozitivní závislost u Cu, Cd, Pb a Ni. Žádná závislost u Hg a Zn (Zauke a Ritterhoff, 1997)

Tab. 2 Souhrnná tabulka všech druhů a jejich závislostí mezi koncentrací kovu a velikostí. (+ znázorňuje pozitvní vztah, - znázorňuje negativní vztah a x znamená, že vztah nebyl nalezen)

Druhy	Kovy	Závislost	Autor
Hmyz (Insecta)			
Ephoron Virgo	Hg	**x**	Cid et al., 2010
	Cd	**x**	
	Ni	**x**	
	Cr	-	
	As	**x**	
	Pb	-	
	Cu	**x**	
	Ti	-	
	Zn	**x**	
	Mn	-	
Ephemeroptera	Cd	-	Jop, 1991
	Pb	-	
	Cu	-	
	Zn	-	
Různé taxony	Co	-	Smock, 1983
	Cr	-	
	Fe	-	
	K	-	
	Mn	+	
	Na	-	
	Sb	-	
	Sc	-	
Plathemis lydia	Zn	-	Kormondy, 1965
omnivoři	Cd	-	Cain et al., 1992
	Cu	-	
	Pb	**x**	
	Zn	**x**	
celý hmyzí vzorek	As	-	Cain et al., 1992
	Cd	**x**	
	Cu	**x**	
	Pb	**x**	
	Zn	**x**	
Mlži (Bivalvia)			
Mytilus galloprovincialis	Cd	**x**	Conti et al., 2008
	Cu	**x**	
	Pb	-	
	Zn	**x**	
Mytilus edulis	As	-	Mubiana et al., 2006
	Cd	-	
	Co	-	
	Cr	-	
	Cu	-	
	Fe	-	
	Mn	-	
	Ni	-	
	Pb	-	
	Zn	**x**	

Mytilus edulis	Cu	-	Herut et al., 1999
	Cd	**x**	
	Fe	-	
	Mn	-	
	Zn	**x**	
Mytilus edulis	As	-	Riget et al., 1996
	Br	+	
	Cd	+	
	Ce	+	
	Co	-	
	Cr	**x**	
	Cu	-	
	Cs	-	
	Eu	+	
	Fe	-	
	Hg	**x**	
	La	+	
	Na	+	
	Pb	+	
	Rb	-	
	Sc	-	
	Se	-	
	Sr	+	
	Th	-	
	Zn	**x**	
Mytilus edulis	Cd	+	Fisher, 1983
Arctica islandica L.	Cd	+	Swaileh a Adelung., 1994
	Cu	-	
	Pb	+	
	Zn	-	
Dosinia exoleta	Pb	+	Sánchez-Marína a Beiras, 2008
Donax	Cd	**x**	Herut et al., 1999
	Cu	-	
	Fe	-	
	Hg	-	
	Mn	**x**	
	Zn	-	
Mactra corallina	Cd	**x**	Herut et al., 1999
	Cu	-	
	Fe	-	
	Hg	**x**	
	Mn	-	
	Zn	-	
Plži (Gastropoda)			
Monodonta turbinata	Cd	+	Campanella et.al, 2001
	Cr	+	
	Cu	+	
	Pb	+	
	Zn	**x**	
Monodonta mutabilis	Cd	+	Campanella et.al, 2001
	Cr	+	
	Cu	+	
	Pb	+	
	Zn	**x**	

Patella caerulea	Cd	+	Campanella et.al, 2001
	Cr	+	
	Cu	+	
	Pb	+	
	Zn	+	
Patella lusitanica	Cd	+	Campanella et.al, 2001
	Cr	+	
	Cu	+	
	Pb	+	
	Zn	+	
Patella sp.	Cd	+	Herut et al., 1999
	Cu	**x**	
	Fe	**x**	
	Hg	**x**	
	Mn	**x**	
	Zn	**x**	
Cellana rota	Cd	**x**	Herut et al., 1999
	Cu	**x**	
	Fe	**x**	
	Hg	**x**	
	Mn	**x**	
	Zn	**x**	
Rakovci (Malacostraca)			
Themisto libellula	Cd	+	Zauke a Ritterhoff, 1997
	Cu	+	
	Hg	**x**	
	Ni	+	
	Pb	+	
	Zn	**x**	
Themisto libellula	Cd	+	Hamanaka a Ogi, 1984
	Zn	**x**	
Systellaspis debilis	Cd	-	Rainbow a White, 1987
	Cu	+	
	Fe	-	
	Mn	-	
	Zn	-	

4. Diskuze

Studie ukazují, že velikost organismu může být důležitým faktorem, který má vliv na koncentraci některých kovů ve vodních bezobratlých. Porovnání mezi studiemi je velice obtížné, protože každá studie se zabývá jinými kovy a jinými druhy na odlišných lokalitách. Vynášet korelace mezi koncentrací a velikostí organismu je nejlepší v rámci jedné lokality a různé lokality poté porovnávat mezi sebou. Každá lokalita může mít jinou míru znečištění, a pokud bychom vynášeli korelaci mezi koncentrací kovu a velikostí organismu v rámci více lokalit najednou, mohla by nám vzniknout velká variabilita hodnot na ose Y.

Pokud někdy nastal případ, že se dva různí autoři zabývali stejným kovem, tak se mnohdy ve svých výsledcích neshodovali, ale dokonce docházeli i ke zcela opačným závěrům. Zaznamenala jsem však i studie se shodnými závěry několika různých autorů.

U hmyzu nejčastěji najdeme negativní korelaci mezi koncentrací kovu a velikostí organismu (Kormondy, 1965; Smock, 1983; Jop, 1991; Cain et al., 1992; Cid et al., 2010). Kovy, u kterých byla prokázána tato negativní závislost koncentrace na hmotnosti, se nejčastěji dostávaly do organismu pomocí adsorpce (Smock, 1983). Tedy kov se adsorbuje na povrchu organismu. Zjistit, který kov podléhá tomuto jevu, může být složité. Ze svleček můžeme vypozorovat zvýšenou koncentraci kovu a tím takto zjistit kov, který se ukládá na povrchu.

U jepic *Stenodesma modestum, S. interpunctum* (Smock, 1983) a *Ephoron virgo* (Cid et al., 2010) byla pozorována negativní závislost mezi koncentrací chromu a velikostí. Negativní závislost hmotnosti a koncentrace olova byla pozorována u larev řádu *Ephemeroptera* (Jop, 1991) a *Ephoron virgo* (Cid et al., 2010). Skutečnosti naznačují, že tyto kovy jsou hlavně ukládány v exoskeletu a v každém instaru se tyto kovy ztrácí při svlékání a zůstávají ve svlečce. Larvy jepic jsou citlivější na znečištění kovy než ostatní skupiny vodních bezobratlých (Jop, 1991; Cid et al., 2010), a proto byly u nich pozorovány větší koncentrace kovů než u ostatního hmyzu.

U Cd, Cu a Zn se studie rozcházejí. Zatímco Jop (1991) a Kormondy (1965) našel negativní závislosti koncentrace na velikosti, Cid et al. (2010) nenašel žádný pevný vztah. Zde se můžou uplatňovat i jiné faktory než adsorpce kovu na povrchu organismu. Také zde může být více faktorů najednou, které ovlivňují koncentraci. Avšak ne všechny mohou známy. Může to být převládající absorpce (Smock, 1983), kdy organismy nejvíce vstřebávají kovy ve střevech a taky to může být změna přísunu kovu, která závisí na způsobu získávání

potravy. Menší jedinci mohou požívat s potravou menší částice obsahující vyšší koncentrace kovů (Smock, 1983; Cid et al., 2010). Tento jev se nejspíše projevil u jepic *Ephoron virgo* (Cid et al., 2010). U tohoto druhu koncentrace Cd a Hg rostla s velikostí pouze do velikosti 11 mm a u větších jedinců se opět projevil klesající trend u závislosti koncentrace na velikosti. Tyto jepice větší 11 mm začaly nejspíše spolu s potravou požívat větší částice s menším obsahem kovu a tím začala klesat jejich koncentrace v celém organismu.

Další jev, který byl u hmyzu pozorován, byla závislost na velikosti a na typu potravy (Cain et al., 1992). Tato velmi zajímavá práce byla založena na faktu, že herbivoři a omnivoři jsou nejmenší organismy s největší koncentrací arsenu ve vzorku a predátoři největší organismy s nejmenší koncentrací arsenu ve vzorku. Jako vzorek byl použit všechen nedospělý bentický hmyz, který byl na dané lokalitě sesbírán. Tuto skutečnost u arsenu zmiňuje i Chen et al. (2000), který se zabýval příjmem a bioakumulací těžkých kovů v rámci bezobratlých z potravy.

U nejčastěji sledovaného druhu *Mytilus edulis* došli autoři tří studií (Riget et al., 1996; Herut et al., 1999; Mubiana et al., 2006) ke stejným závěrům u koncentrací mědi, zinku a železa a autoři dvou studií (Riget et al., 1996; Mubiana et al., 2006) ke stejným závěrům u koncentrací arsenu a kobaltu. Ve stejných studiích byla také shodně nalezena negativní korelace u As, Co, Cu a Fe. U mlžů *Arctica islandica* (Swaileh a Adelung, 1994), *Donax* a *Mactra corallina* (Herut et al., 1999) byla také pozorována negativní korelace mědi a velikosti těla. Závislost koncentrace železa na velikosti u mlžů *Donax* a *Mactra corallina* (Herut et al., 1999) byla stejná jako u *Mytilus edulis*, tedy negativní. U zinku u *Mytilus edulis* nenašli žádný vztah koncentrace a hmotnosti organismu. Podobně tomu bylo u příbuzného druhu *Mytilus galloprovincialis* (Conti et al., 2008).

U zbylých kovů se jednotlivé studie svými závěry značně odlišovaly. Kadmium bývá obecně nejčastěji sledovaný kov. Pozitivní vztah u rodu *Mytilus* u tohoto kovu byl objeven dvakrát (Fisher, 1983; Riget et al., 1996), negativní vztah objevil Mubiana et al., (2006) a dva autoři (Herut et al., 1999; Conti et al., 2008) u kadmia neobjevil žádný vztah. U olova se studie také značně lišily. Na jedné straně byla objevena negativní závislost (Mubiana et al., 2006; Conti et al., 2008). U *Mytilus edulis* byl pozorován velmi signifikantní pokles ($p < 0.001$) koncentrace olova s hmotností (Mubiana et al., 2006). U *Mytilus galloprovincialis* byl také nejsilnější efekt vlivu hmotnosti organismu na koncentraci právě u olova (Conti et al., 2008). Na druhou stranu Riget et al. (1996) u *Mytilus edulis* objevil zase pozitivní korelaci mezi oběma proměnnými. Pozitivní závislost u koncentrace olova se vyskytla i ostatních mlžů jako *Arctica islandica* (Swaileh a Adelung, 1994) a *Dosinia exolata* (Sánchez-Marína a

Beiras, 2008). U *Dosinia exolata* byla prokázána dokonce pozitivní signifikantní korelace mezi koncentrací olova a velikostí.

Avšak nejvíce signifikantních výsledků objevil Mubiana et al.(2006). Do své práce na rozdíl od ostatních zahrnul faktor výšky přílivu v místě sbíraných vzorků. Celkem u devíti kovů našel signifikantní ($p < 0.001$) negativní korelaci a u 6 z nich byl prokázán i vliv výšky přílivu.

U plžů (*Monodonta turbinata, Monodonta mutabilis, Patella caerulea, Patella lusitanica)* jako u jediných organismů byly objeveny nejčastěji pozitivní signifikantní závislosti v rámci koncentrací kovů a hmotnosti těla. Sledovanými kovy, u kterých byl tento pozitivní vztah nalezen, byly Cd, Cr, Cu, Pb a u rodu *Patella* i Zn (Campanella et al., 2001). Avšak Herut et al. (1999) u rodu *Patella sp.* našel pozitvní vztah pouze u Cd. a u kovů Cu, Fe, Hg, Mn a Zn nenašel žádný vztah. Dokonce u plže *Cellala rota* ani u jednoho kovu (Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Zn) nebyl pozorován žádný vztah mezi velikostí a koncentrací.

Jako nejlepší potenciální bioindikátor se zdá být *Monodonta turbinata*. Tento plž je schopen tolerovat vysoké koncentrace toxických kovů a akumuluje je úměrně koncentracím kovu v okolním prostředí. Velká výhoda tohoto druhu je snadné taxonomické určení.

Na volném moři se studie zaměřují spíše na pelagické organismy než na bentické. *Themisto libellula* (Hamanaka a Ogi, 1984; Zauke a Ritterhoff, 1997) se ukázal být silným bioakumulátorem kadmia a závislost koncentrace kadmia na velikosti byla pozitivní v obou studiích. Za to u *Systellaspis debilis* byla objevena negatitivní závislost koncentrace kadmia na velikosti organismu (Rainbow a White, 1987), ale i tento organismus vykazoval vyšší hodnoty kadmia.

5. Závěr

- Důležitým krokem ve studiích zaměřených na biomonitoring těžkých kovů je znalost různých faktorů, které mohou mít vliv na koncentraci kovů v organismu. V případě některých druhů je hmotnost hlavním faktorem.
- Další velmi důležité faktory, které způsobují variabilitu ve zkoumání závislosti koncentrace na hmotnosti organismu, jsou druh, míra znečištění a u slávky (*Mytilus*) výška přílivu.
- Abychom dosáhli co nejmenší variability hodnot na ose Y, je nejlepší porovnávat závislost mezi velikostí a koncentrací kovu u jednoho druhu a v rámci jedné lokality.
- U hmyzu byla nejčastěji uváděna negativní závislost mezi koncentrací a hmotností, která je způsobena zejména převažující adsorpcí kovu na povrchu organismu nad absorpcí. Tento kov posléze odchází spolu se svlečkou a nastává úbytek koncentrace v celém organismu. Pozorováno především u chromu a olova.
- Všichni mlži v mé práci vykazovali negativní korelace koncentrace a velikosti u mědi a železa
- Nejvíce zkoumaným druhem je bezesporu *Mytilus edulis.*
- U *Mytilus edulis* byla nalezena nejčastěji negativní korelace mezi velikostí a koncentrací u As, Co, Cu a Fe.
- U *Mytilus edulis* nikdy nebyla objevena závislost velikosti na koncentraci zinku. U tohoto kovu se nejspíše uplatňují jiné biologické faktory než faktor velikost organismu.
- V mnoha studiích se však autoři u *Mytilus edulis* svými výsledky zcela protichůdně rozcházeli. Především to bylo u kadmia a olova. Zdá se, že u tohoto druhu se uplatňuje několik biologických a ekologických faktorů, které ovlivňují koncentrace některých těžkých kovů v organismu.
- U plžů byla nejčastěji pozorována pozitivní signifikantní ($p < 0.001$) závislost koncentrací Cd, Cr, Cu, Pb na velikosti.
- U rodu *Patella* byla vždy zjištěna pozitivní závislost koncentrace kadmia na hmotnosti organismu.

- Nejméně korelací mezi koncentrací kovu a hmotností u všech organismů vykazuje zinek. Tento esenciální kov může být především ovlivněn biologickými a metabolickými faktory.

6. Literatura

91/492/EEC (1991) Council Directive laying down the health conditions for the production and the placing on the market of live bivalve molluscs. Official Journal of the European Communities.
http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:03:12:31991L0492:CS:PDF

2001/22/EC (2001) Commission directive laying down the sampling methods and the methods of analysis for the official control of the levels of lead, cadmium, mercury and 3-MCPD in foodstuffs. Official Journal of the European Communities.
http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:077:0014:0021:EN:PDF

Cain, D.J., Luoma, S.N., Carter, J.L., Fend, S.V. (1992) Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in coule – bottom rivers and streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 2141 - 2154

Campanella, L., Conti, M. E., Cubadda, F. (2001) Size-dependent concentrations of trace metals in four Mediterranean gastropods. Chemosphere 45: 561 – 569

Chen, C. Y., Stemberger, R. S., Klaue, B., Blum, J. D., Pickhardt, P. C., Folt, C. L. (2000) Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. Limnology and Oceanography 45: 1525 – 1536

Cid, N., Ibáñez, C., Palanques, A., Prat, N. (2010) Patterns of metal bioaccumulation in two filter-feeding macroinvertebrates: Exposure distribution, inter-species differences and variability across developmental stages. Science of the Total Environment 408: 2795 - 2806

Conti, M. E., Iacobucci, M., Cecchetti, G., Alimonti, A. (2008) Influence of weight on the content of trace metals in tissues of Mytilus galloprovincialis (Lamarck, 1819): a forecast model. Environmental monitoring and assessment 141: 27 - 34

Fisher, H. (1983) Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. Marine ecology progress series 12: 59 - 75

Geyer, H. J. Geyer, Rimkus, G. G., Scheunert, I., Kaune, A., Schramm, K. W., Kettrup, A., Zeeman, Muir, D. C. G., Hansen, L. G., Mackay, D., (2000) Bioaccumulation and Occurrence of Endocrine-Disrupting Chemicals (EDCs), Persistent Organic Pollutants (POPs), and Other Organic Compounds in Fish and Other Organisms Including Humans. The Handbook of Environmental Chemistry 2. 166 str.

Goodyear, K. L., McNeill, S. (1999) Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. The Science of the Total Environment The Science of the Total Environment 229: 1 - 19

Hamanaka T., Ogi, H. (1984) Cadmium and Zinc Concentrations in the Hyperiid Amphipod, Parathemisto libellula from the Bering Sea. Bulletin of the Faculty of Fisheries Hokkaido university 35: 171 - 178

Herut, B., Kress, N., Shefer, E., Hornung, H. (1999) Trace element levels in mollusks from clean and polluted coastal marine sites in the Mediterranean, Red and North Seas. Helgoland Marine Research 53:154–162

Jop, K. M. (1991) Concentration of metals in various larval stages of four Ephemeroptera species. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 46: 901 - 905

Kormondy, E. J. (1965) Uptake and Loss of Zinc-65 in the Dragonfly Plathemis Lydia. Limnology and Oceanography 10: 427 - 433

Lukyanova, O. N., Belcheva, N., Chelomin, V. P. (1993) Cadmium bioaccumulation in the scallow Mizuhopecten yessoensis from an unpolled environmental. Ecotoxicology of metals in invertebrates. 25 – 35

Mouneyrac, C., Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C. (1998) Effects of natural factors (salinity and body weight) on kadmium, copper, zinc and metallothionein - like protein levels in

residenc populations of oysters Crassostrea gigas from a polluted estuary. Marine ecology progress series 162: 125 - 135

Mubiana, V. K., Vercaueren, K., Blust, R. (2006) The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in Mytilus edulis. Environmental Pollution 144: 272 - 279

Nolan, C., Dahlgaard, H. (1991) Accumulation of metal radiotracers by Mytilus edulis. Marine ecology progress series 70: 165 - 174

Pitter, P. (1999) Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha. 568 str.

Rainbow, P. S., White, S. L. (1987) Heavy metal concentrations and size effects in the mesopelagic decapod crustacean Systellaspis debilis. Marine ecology progress series 37: 147 – 151

Rainbow, P. S., Dallinger R. (1993) Metal uptake, regulation and excretion in freshwater invertebrates. Ecotoxicology of metals in invertebrates. 119 - 131

Rainbow, P. S. (1997) Trace metal accumulation in marine invertebrates: marine biology or marine chemistry? Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 77: 195 - 210

Rainbow, P. S., Mardsen, I. D. (2004) Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology - the amphipod example? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 300: 373 – 408

Riget, F., Johansen, P., Asmund, G. (1996) Influence of length on element concentrations in blue mussels (Mytilus edulis). Marine Pollution Bulletin 32: 745 - 751

Sánchez-Marína, P., Beiras, R. (2008) Lead concentrations and size dependence of lead accumulation in the clam Dosinia exoleta from shellfish extraction areas in the Galician Rías (NW Spain). Aquatic Living Resources 21: 57 - 61

Smock, L. A. (1983) Relationships between metal concentrations and organism size in aquatic insects. Freshwater biology 13: 313 - 321

Swaileh, K. M., Adelung, D. (1994) Levels of trace metals and effect of body size on metal content and concentration in Arctica islandica L.(Mollusca: Bivalvia) from Kiel Bay, Western Baltic. Marine Pollution Bulletin 28: 500 - 505

Vídeň, I. (2005) Chemie ovzduší. Vydavatelství VŠCHT Praha. 98 str.

Wallace, W. G., Lee, B. G., Luoma, S. N. (2003) Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM). Marine ecology progress series 249: 183 - 197

Wang, W. X., Ficher, N. S. (1997) Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel Mytilus edulis. Marine ecology progress series 161: 103 – 115

Wang, W. X., (2002) Interactions of trace metals and different marine food chaos. Marine ecology progress series 243: 295–309

Zauke, G. P., Ritterhoff, J. (1997) Influence of body length, life-history status and sex on trace metal concentrations in selected zooplankton collectives from the Greenland sea. Marine Pollution Bulletin 34: 614 - 621