

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Zatížení prostředí těžkými kovy**

**Bakalářská práce**

**Autor práce: Kristýna Burešová**

**Vedoucí práce: doc. Ing. Ivana Jankovská, Ph.D.**

© 2015 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Zatížení prostředí těžkými kovy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17.4.2015 \_\_\_\_\_

### **Poděkování**

Mé poděkování patří doc. Ing. Ivaně Jankovské, Ph.D., za odborné vedení, trpělivost a ochotu, kterou mi v průběhu zpracování bakalářské práce věnovala.

# Zatížení prostředí těžkými kovy

## Souhrn

Zatížení prostředí těžkými kovy je jeden z velkých celosvětových problémů. Člověk produkuje nadměrné množství toxických látek, ale nedokáže odhadnout rozsah jejich dopadu na životní prostředí, který je jednoznačně negativní. Jejich toxicita a karcinogenita ohrožuje živé organismy. V této práci jsem se zaměřila na rizikové prvky, mezi které patří rtuť (Hg), nikl (Ni), olovo (Pb), měď (Cu), zinek (Zn), chrom (Cr), arsen (As) a kadmium (Cd). Každý rizikový prvek jsem popsala a snažila se vystihnout jeho dopad na životní prostředí. Z velké části jsem se však zaměřila na kadmium, které je považováno za jedno z nejtoxičtějších prvků. Jeho účinky jsou silně toxické a to již při nízkých koncentracích. Popsala jsem jeho vliv na živé organismy, rostliny a potravní řetězec. Těžké kovy jsou velmi nebezpečné tím, že nedegradují a akumulují se v životním prostředí. Proto jsem se v práci dále zaměřila na akumulující bioindikátory v životním prostředí, kterými jsou například gastrointestinální helminti, ptáci, orgány živočichů a rostlinné materiály. Je to účinný a ekonomicky nenáročný způsob jak zjistit koncentraci těžkých kovů v daném prostředí. Dále jsem v této práci zmínila i problematiku persistentních organických látek (POP), které jsou svými toxickými účinky a dopadem na životní prostředí podobné těžkým kovům a na zatížení prostředí emisemi z automobilové dopravy.

Tuto práci jsem zpracovávala formou literární rešerše. Hlavním zdrojem byly vědecké články s nejnovějšími vědeckými poznatky, jelikož problematika těžkých kovů se rychle vyvíjí. Cílem této práce bylo poukázat na problematiku těžkých kovů, které výrazně ovlivňují životní prostředí svými toxickými účinky a předložit nejnovější vědecké poznatky, které dokazují, že k porozumění problematice těžkých kovů bude zapotřebí ještě mnoho studií.

**Klíčová slova:** těžké kovy, prostředí, akumulace, organismus

# Heavy metals contamination of environment

## Summary

The heavy metals pollution is one of the greatest global environmental challenge. The human kind produces excessive amount of toxic substances, but we cannot estimate the impact on the environment, which is clearly negative. The heavy metals toxicity and carcinogenicity threats have been studied and their adverse effects on human health and all natural organisms have been known for a long time. This bachelor thesis focuses on identifying the main risks connected with utilization of mercury (Hg), nickel (Ni), lead (Pb), zinc (Zn), chromium (Cr), arsenic (As) and cadmium (Cd). Each mentioned element risk factor has been elaborated with the stress on a description of its effect on the environment. The core of the thesis focuses on the cadmium adverse effects description, because cadmium is considered as one of the most toxic element. Its effect is remarkably toxic even at low concentrations. The author discusses the cadmium effects on animals, plants and food chains of different niches. Heavy metals effect on environment and organism is very dangerous, because heavy metals do not degrade and accumulate in the environment. Thus, the author presents a description of bioindicators of the accumulated heavy metals in the nature, i.e. helminths, birds, animal's organs and plant material. The research of bioindicators is very effective and cost-saving way to determine the concentration of heavy metals in the environment. Furthermore, the thesis also mentions the issue of persistent organic pollutants (POPs) whose adverse impact on the environment is similar to the effect of heavy metals, and the issue of the environmental load of emissions from transportation.

This thesis was processed through a literature review. The main sources of the thesis consist of scientific articles with the latest scientific findings presentations, since the issue of heavy metals is rapidly evolving. The aim of this study was to highlight the issue of heavy metals with their significant toxic effect on the environment. The thesis also presents the outcomes of the latest scientific findings, which the author considers to show that to understand the problems of heavy metals will require an additional great deal of research to be done in the future.

**Keywords:** heavy metals, environment, accumulation, organism

# Obsah

1	<b>Úvod</b> .....	1
2	<b>Cíl</b> .....	1
3	<b>Literární rešerše</b> .....	2
3.1	Těžké kovy v životním prostředí.....	2
3.1.1	Arsen (As).....	3
3.1.2	Chróm (Cr).....	4
3.1.3	Rtuť (Hg).....	4
3.1.4	Měď (Cu) .....	5
3.1.5	Olovo (Pb) .....	6
3.1.6	Zinek (Zn) .....	7
3.1.7	Nikl (Ni) .....	10
3.1.8	Kadmium (Cd) .....	12
3.2	Vliv kadmia na živé organismy .....	14
3.2.1	Vliv dlouhodobého působení kadmia na skot .....	15
3.3	Rostliny jako hyperakumulátory kadmia .....	16
3.4	Kadmium v potravinovém řetězci .....	18
3.4.1	Kadmium v orné půdě.....	18
3.5	Perzistentní organické látky v živých organismech.....	21
3.6	Helminti jako bioindikátoři těžkých kovů.....	24
3.7	Ptáci jako indikátoři znečištění životního prostředí.....	25
3.8	Vliv stresu na toxicitu organofosfátů a těžkých kovů .....	26
3.9	Vliv tunelových emisí na životní prostředí.....	27
4	<b>Závěr</b> .....	29
5	<b>Seznam literatury</b> .....	30

# 1 Úvod

Chemizace a kontaminace životního prostředí jsou hlavními příčinami neustálého kontaktu člověka se škodlivými chemickými látkami. Existuje celá řada faktorů, u nichž se předpokládá, že mají vliv na procesy absorpce, distribuce, metabolismus a vylučování chemických látek z těla. Jedná se především o věk, zdravotní stav, životní styl a genetické faktory. Toxicitu chemické látky může významně ovlivnit působení několika těchto faktorů najednou, například kombinace kouření a pití alkoholu. Interakce různých faktorů může vést ke zvýšení nebo snížení účinků látky nebo může vyvolat účinky zcela odlišné.

Významnou hrozbu pro živé organismy představují kovy. V současnosti se jejich koncentrace v životním prostředí neustále zvyšuje, především kvůli intenzivní průmyslové výrobě. V poslední době vrostl zájem o biologické účinky toxických kovových prvků, jako je kadmium, olovo, arsen a nikl. Do životního prostředí se totiž v posledních letech dostává velké množství toxických a karcinogenních látek, především v průmyslových oblastech. Hutnictví je také primárním zdrojem kadmia, niklu a olova pro vodní ekosystémy, v případě půdy jsou nejvýznamnějšími zdroji těchto látek hlušiny, hutní odpady a atmosférický spad. Ionty kovů se do těla člověka dostávají prostřednictvím produktů rostlinného a živočišného původu a kontaminovanou vodou. V nízkých koncentracích jsou některé kovy nepostradatelné pro správné fungování organismu (např. Zn, Cu). Ve vyšších koncentracích jsou ovšem škodlivé. Specifickým obranným mechanismem živočišných a rostlinných organismů je ukládání těchto prvků ve tkáních, ve formě sloučenin s nízkou aktivitou. Tyto zásoby mohou být aktivovány nebo zahrnuty do biochemických procesů vlivem takových faktorů jako je stres nebo nemoc. Nejsilnější toxická aktivita je připisována dobře rozpustným a snadno štěpitelným kovovým sloučeninám, jelikož snadno prostupují buněčnými membránami a dostávají se do vnitřních orgánů (Brodziak-Dopierala et al., 2011)

## 2 Cíl

Cílem práce bylo zpracovat literární rešerši s využitím nejnovějších vědeckých poznatků na téma zatížení prostředí těžkými kovy.

## 3 Literární řešerše

### 3.1 Těžké kovy v životním prostředí

Kovy, které jsou škodlivé pro životní prostředí, se nazývají těžké kovy. Do této skupiny patří měď (Cu), zinek (Zn), kadmium (Cd), rtuť (Hg), olovo (Pb), chrom (Cr), nikl (Ni), mangan (Mn) a železo (Fe). K těmto prvkům se přiřazují i polokovy (metaloidy) arsen (As) a selen (Se). Mezi prvky, které jsou nebezpečné pro životní prostředí, zařazuje Adriano (2001) arsen, měď, kadmium, chrom, rtuť, nikl, olovo, zinek a nazývá je jako rizikové prvky.

Rizikové prvky se řadí k nejdéle známým toxickým látkám. K pohybu v ekosystému využívají specifických cest svých biologických cyklů. Z takovýchto cyklů mohou vystupovat a kumulovat se např. v půdě, nebo v živých organismech. To, do jaké míry je rizikový prvek mobilní, ovlivňuje rozpustnost jeho sloučenin ve vodě. Čím je sloučenina rozpustnější, tím větší je mobilita rizikového prvku. Velice důležitá je rozpustnost rizikových látek v kyselinách, které jsou často přítomné v životním prostředí. Především v kyselině sírové a dusičné. Vodní srážky, které jsou silně kyselé, mohou zvyšovat rozpustnost sloučenin rizikových prvků a z půdního roztoku tak mohou být snadno přijímány rostlinami a nebo mohou být vymývány do povrchových vod či zdrojů pitných vod. Koncentrace rizikových prvků ovlivňuje jejich toxicitu. Pokud se nacházejí v životním prostředí jen ve stopovém množství, pak je řada z nich pro organismy nezbytná (např. Zn, Cu) a jejich nedostatek může způsobit poruchy metabolismu živočichů i rostlin. V nízkých koncentracích jsou rizikové prvky přirozenou součástí zemské kůry. Jejich výskyt může být mnohonásobně vyšší, pokud se vyskytují lokálně v zemské kůře jako součást rud. V životním prostředí se vyskytují ve formě solí nebo jako ryzí a jejich sloučeniny obsahují všechna skupenství. Rizikové prvky na rozdíl od organických látek nikdy nedegradují, což má za následek jejich kumulaci v životním prostředí. Mezi nejvýznamnější zdroje znečištění patří zpracování rud, jejich mletí, drcení nebo pražení a spalování fosilních paliv. Do životního prostředí se nejvíce uvolňuje As, Pb, Se, Cd, Hg a Ni (Kafka et Punčochářová, 2002).



### 3.1.1 Arsen (As)

Albertus Magnus v polovině 13. století připravil z arzeniku, z jednoho z nejstarších známých jedů, elementární formu arsenu. Arsen se v přírodě vyskytuje většinou ve formě sulfidů. Nejčastěji jako arsenopyrit (FeAsS). Získává se jako vedlejší produkt zpracování rud olova, železa, stříbra, mědi, niklu, antimonu a kobaltu. Základem většiny arsenových preparátů je oxid arsenitý, který vzniká při polymetalurgickém zpracování rud a je zachycován na elektrofiltrech. Produkce arsenu stoupala asi do poloviny 40. let minulého století. V roce 1943 dosáhla cca 700 000 tun (Bencko et al., 1995). Velké využití arsenu bylo při výrobě arsenových pesticidů, zejména insekticidů. Tyto pesticidy byly postupně nahrazovány účinnějšími a méně toxickými preparáty, jako bylo DDT (insekticid), a tím došlo ke snížení produkce arsenu.

Dnes je arsen součástí preparátů ke konzervaci dřeva proti houbám, v menším množství se využívá ve farmaceutickém průmyslu, při výrobě konzervačních prostředků na kůži, některých herbicidů a jedů proti kobyolkám, jeho využití nalezneme i ve sklářství a při výrobě pigmentů. V minulosti byl a možná i nadále je používán při výrobě bojových chemických látek. Při výrobě slitin se používá elementární kovový arsen. Přidává se do olova na výrobu broků. Zvyšuje povrchové napětí slitiny k dosažení dokonalého kulovitého tvaru. Také dokáže zvyšovat odolnost mědi ke korozi, zlepšovat její mechanické vlastnosti a zvyšovat bod tuhnutí (Bencko et al., 1995).

Arsen se stejně jako rtuť v přírodě vyskytuje ve formě organické i anorganické. Toxicita organických forem arsenu se zdá být nízká a jeho různé organické podoby se přirozeně nacházejí v tělech zvířat i v rostlinách. Ovšem jeho anorganická forma je ve velmi nízkých dávkách pro mnohá zvířata zásadním stopovým prvkem, ale ve vyšších dávkách je výrazně jedovatější. Tato forma arsenu se dobře vstřebává v trávicím traktu, z plic a v menší míře také kůží. Studie provedené na zvířatech ukázaly, že se arsen šíří snadno z matky na plod a také do všech orgánů v těle. Dokáže přecházet do mateřského mléka krav, koz a lidí. Ze dvou studií, které byly prováděny na lidech plyne, že vystavení dětí arsenu, může vést ke ztrátě sluchu (Schettler et al., 2008).

### 3.1.2 Chróm (Cr)

Chrom patří mezi prvky, se kterými se můžeme v přírodě často setkat. Byl objeven Francouzem Vaquelinem roku 1798 v sibiřském minerálu krokoitu. Jeho nejvýznamnějšími rudami jsou chromit ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) a krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ). Stopová množství chromu jsou součástí drahokamů, jako je smaragd a rubín. Za běžné teploty je elementární chrom na vzduchu stálý, jelikož dochází k pasivaci jeho povrchu, a proto se používá ke galvanickému pochromování železných předmětů, které chrání před korozí. Jeho trojmocná forma se významně podílí na metabolismu cukrů, ale šestimocná forma chromu má alergenní a karcinogenní účinky. Světová produkce chromu na počátku 70. let minulého století dosáhla hodnoty kolem 7 milionů tun, přičemž hlavními producenty byl bývalý Sovětský svaz, Filipíny, JAR, Turecko a Zimbabwe. Hlavním spotřebitelem chromu ve formě ferochromu (feroslitina obsahující 60 až 75% chromu, do 35% železa a přibližně 4 až 10 % uhlíku) a kovu je metalurgický průmysl (cca 2/3 průmyslové spotřeby). Chrom se využívá v chemickém průmyslu a při výrobě zrcadel a cementu. Významná je i výroba chromových pigmentů, které se uplatňují v barvířství a tiskařském průmyslu, při impregnaci dřeva a v mnoha dalších průmyslových odvětvích. Odhaduje se, že chromu, v důsledku jeho všestranného použití v různých odvětvích průmyslu, je v různém rozsahu exponováno kolem 10% všech pracujících (Bencko et al., 1995).

### 3.1.3 Rtuť (Hg)

Rtuť je za běžné teploty kapalný stříbrolesklý kov, který byl znám již ve středověku. V životním prostředí se většinou vyskytuje vázaná ve sloučeninách, ale jako ryzí se vyskytuje jen vzácně. Významnou rudou rtuťi je cinabarit, neboli rumělka ( $\text{HgS}$ ). Rtuť se vyrábí pražením sulfidu rtuťnatého v proudu vzduchu. Přitom se uvolňuje oxid siřičitý a páry rtuti, které ochlazením kondenzují a jsou velmi jedovaté. Do životního prostředí se dostává během své výroby a zpracování, různými dopady, zemědělskými a průmyslovými postupy a spalováním fosilních paliv. Využívá se v lékařství, je součástí některých fyzikálních přístrojů a také se využívá při těžbě zlata a stříbra. Celosvětové zásoby rtuťi se odhadují na 200 000 tun, přičemž polovina těchto zásob je ve Španělsku (Bencko et al., 1995).

V životním prostředí se rtuť nachází ve třech formách: elementární rtuťový výpar, anorganické sloučeniny rtuti a organická rtuť. Organická rtuť je jednou z nejtoxičtějších

sloučenin rtuti, protože se nejsnadněji přijímá ústy a velmi snadno proniká do mozku a těla plodu. Její hladiny v krevním oběhu plodu jsou většinou vyšší než v krvi matky a methylrtuť se ve významném množství objevuje v mateřském mléce. V minulosti také způsobila těžké hromadné otravy u lidí, kteří konzumovali potraviny připravené z mořeného obilí nebo kontaminované rybí maso. Bakterie v životním prostředí přeměňují jiné formy rtuti na methylrtuť, kterou do sebe vstřebávají řasy, které jsou potravou ryb a jejichž prostřednictvím se dostane až do lidského jídelníčku (Schettler et al., 2008).

Organická rtuť narušuje dělení buňek a jejich putování v rozvíjejícím mozku. Studie, které byly prováděny na myších, ukázaly, že pokud jsou rozvíjející se buňky vystaveny účinkům organické rtuti, tak se zarazí uprostřed buněčného dělení. Methylrtuť se váže na DNA a narušuje procesy pro život nezbytné, jako je tvorba proteinů a kopírování chromozomů (Schettler et al., 2008).

### 3.1.4 Měď (Cu)

Sloučeniny mědi a kovovou měď používal člověk již od pradávna. Cuprum je latinský název mědi, který je dovozený od „aes cuprum“ (kov kyperský). Římané takto nazývali měď, jelikož v té době byla těžena na Kypru.

Měď je dobře kujný a tažný kov, který je dobrým vodičem elektrického proudu a tepla. Vyskytuje se hlavně v rudách (kuprit, malachit, azurit). Koncentruje se v mořské vodě, v půdě, ovzduší a povrchové vodě. Sklářské odpady jsou většinou kontaminantem povrchových vod. Pouze 6% světových zásob se v přírodě vyskytuje ve formě čistého kovu. Nejvyšší koncentrace mědi je ve feromagnetických minerálech. Měď můžeme najít ve slitinách společně se zinkem, stříbrem, kadmíem a cínem. Mezi zdroje kontaminace životního prostředí se řadí elektrotechnický materiál, slitiny (mosaz a bronz), komunální odpad, zemědělství (fungicidy), chemický průmysl, měděné dráty a plechy (Kafka a Punčochářová, 2002).

Ve stopových koncentracích je měď spolu se zinkem pro organismus nezbytná, avšak při větším množství může působit toxicky. Deficit mědi může u zvířat způsobit potlačení růstu, depigmentaci chlupů, poruchy funkce reprodukční, kardiovaskulární a gastrointestinální. Bylo zjištěno, že při podání nízké dávky mědi potkanům, dosahuje vstřebávání až 50% podané látky, ale při zvyšování, procento podané látky klesá. Při

pokusech prováděných na potkanech se zjistilo, že k významnému vstřebávání mědi dochází v žaludku, ale nejvíce v horní části tenkého střeva. Vstřebávaná měď je distribuována v organismu a hromadí se v játrech, ledvinách, mozku, srdci a svalech. Z organismu je měď vylučována především žlučí, jak u lidí, tak i u zvířat (Bencko et al. 1995).

### 3.1.5 Olovo (Pb)

Olovo je nejrozšířenějším toxickým prvkem, který se v přírodní podobě nachází jen v zemské kůře. V krystalické formě je to modrostříbřitě bílý, měkký kov. Lidé těží a využívají olověnou rudu po tisíce let, což má za následek znečištění půdy, vody a vzduchu. V dnešní době se olovo již vyskytuje v tělech všech živých tvorů na Zemi a ve všech částech životního prostředí a to i v polárních ledovcových čepičkách. Olovo se vyskytuje jak v anorganických, tak i organických sloučeninách. Z organických sloučenin jsou nejvýznamnější tetraethylolovo a tetramethylolovo. Přičemž tetramethylolovo se používalo, jako antidetonální přísada do benzínu, což mělo a má za následek zvyšující se koncentraci olova v životním prostředí. Dále je prostředí kontaminováno olovnatými nátěry, vodovodním potrubím, ze kterého se olovo vyluhuje do vody, olovnatými glazury v keramice, určitými léčivými a kosmetickými přípravky a potravinami, které byly vypěstované na kontaminované půdě. Když se olovo dostane do těla, je distribuováno do všech orgánů včetně mozku a snadno prochází placentou (Schettler et al., 2008).

Intenzivní využívání olova v průmyslu a zemědělství vyústilo v závažnou kontaminaci životního prostředí v globálním měřítku. Akumulace toxických kovů ovlivňuje zdraví a kondici zvířat. Zvláště u ptáků mohou toxické kovy ovlivnit reprodukci např. tím, že se jejich vlivem sníží velikost snůšky, omezí plodnost nebo ovlivní úmrtnost holátek. Ptáci jsou úspěšně využíváni pro biomonitoring kovů v přírodě. Často používaným indikátorem je kvalita vajíčka a jeho skořápky, protože pro výzkum je jednodušší sebrat vajíčko, než odchytit živého ptáka. Hodnoty kovů ve skořápce mohou reflektovat hodnoty, které cirkulují v krvi matky v čase snůšky. Ruuskanen et al. (2004) objevili také další souvislosti mezi hodnotami kovu v krvi a tkáni rodičů a hodnotami ve vajíčku. Velice důležité je zjištění, že u stěhovavých druhů stoupnou hodnoty kovů v jejich organismu (např. v ledvinách) již krátce poté, co dorazí do znečištěných míst, což jasně naznačuje, že hodnoty kovů naměřené ve skořápce odrážejí míru vystavení ptáka těžkému kovu přímo v době snůšky a také přímo v místě, kde

k ní dochází. Skořápka je skvělý indikátor především znečištěním olovem, protože olovo má podobné vlastnosti jako vápník- např. při tvorbě molekulových vazeb, transportu a ukládání, protože ptačí embrya využívají skořápku jako zdroj vápníku pro svůj vlastní vývoj. Kovy ve skořápce uložené navíc, mohou ohrožovat vývoj ptáček, zvláště když je známo, že mláďata jsou citlivější na škodliviny než dospělí (Ruuskanen et al., 2004)

### 3.1.6 Zinek (Zn)

Tento kov již člověk využívá přes 2000 let. Staří Římané mísili zinkovou rudu s mědí a získávali mosaz. Od konce 16. Století se začal zinek dovážet z Indie a Číny do Evropy. První zinková huť byla postavena v roce 1743 v Anglii.

V krystalické formě je modravě bílým kovem. Je měkký a snadno reaguje s organickými i s anorganickými kyselinami. Zinek je za normální teploty křehký, a však zahřejeme-li ho na teplotu 100 – 150 °C bude tažný a bude se dát válcovat a vytahovat na dráty. Při zahřátí nad 200 °C se stane opět křehkým a půjde rozetřít na prach. Patří k nejnáze tekajícím kovům. Zinek je obsažen v rudách, kde se vyskytuje jako součást minerálů (sfalerit, zinklit, smithsonit, willemmit a hemimorfit). Při drcení rudy a odstřelu uniká do životního prostředí jen velmi málo zinku. Při flotaci (třídění jemného materiálu, o různém složení ve vzduchu či ve vodě) rozdrčené rudy může být zinek kontaminantem odpadních vod. Ročně uniká do atmosféry při hutním zpracování zinečné rudy pouze v USA asi 50 000 tun zinku ročně (Bencko et al., 1995). Do ovzduší se zinek dostává při tavbě zinkové rudy, které je doprovázeno emisemi kadmia, olova, arsenu a dalších kovů. U zdroje zinkových emisí se objevuje významné znečištění půdy.

V průmyslu se nejčastěji využívá k výrobě nekorozivních slitin, mosazi, při výrobě železa, galvanizaci oceli a při pozinkování železných plechů a drátů k ochraně proti korozi. Oxid zinečnatý se používá v gumárenství a jako zinková běloba při výrobě barev. V zemědělství se Zn-karbamát používá jako pesticid. V lékařství se podává  $ZnSO_4$  při léčbě stavů spojených s deficitem zinku. Zinek je nezbytný pro funkci různých savčích enzymů. Nedostatek Zn v organismu způsobuje zpoždění růstu, pohlavního dozrávání a kožní poruchy. Sloučeniny zinku, i vysoce chemicky čisté, mohou obsahovat významná množství některých jiných více toxických kovů, jako jsou kadmium nebo olovo (Bencko et al., 1995).

Přítomnost zinku a dalších stopových prvků je velice důležitá v potravinách. Ačkoliv je jejich důležitost (např. mědi a zinku) skutečně zásadní, ve vysokých koncentracích mohou být naopak velice škodlivé až toxické. WHO (Světová zdravotnická organizace) doporučuje maximální denní dávky zinku – tzv. PMTDI - ve výši 60 mg za den. Zinek je základním prvkem rovněž pro domácí/hospodářská zvířata. Běžně používané přísady výživy nedodávají zinek zvířatům vždy v množství, které by potřebovaly (Cao et al., 2000). Zinek je proto nutné do krmiva přidávat a jeho biodostupnost (tedy „mimovolný“ příjem ze složek krmiva a z vlivu okolního prostředí) tak hraje důležitou roli. Nejcitlivější reakcí na zvýšený příjem zinku z potravy vykazuje holenní kost (Ammerman et al., 2000). V současné době je známo z různých výzkumů mnoho typů organicky vázaných minerálních přísad jako zdroje doplnění minerálů (Kočišová, 2001; Ondrašovič et al., 1997).

Autoři Kottferová et al. (2002) prováděli studii, která se zabývala výzkumem obsahu zinku v drůbežím masu pocházejícím ze Slovenska. Vzorky drůbeže (svalovina nohou, srdce, játra a ledviny) byly analyzovány na přítomnost zinku pomocí spektrometru atomické absorpce (Unicam Solar 939). Naměřeny byly průměrné hodnoty ve svalovině (12,83), játrech (18,44), srdci (13,89) i ledvinách (13,37) mg/kg čerstvé hmotnosti. Na základě těchto výsledků Kottferová et al. (2002) konstatují, že obsah zinku v drůbežím masu je v tomto případě v souladu s nejvyššími přípustnými koncentracemi povolenými hygienickou normou (50 mg/kg pro svalovinu a 80 mg/kg pro vnitřní orgány -viz příslušná slovenská norma z roku 1996). Zásadnější množství zinku bylo nalezeno v ledvinách a játrech. Výsledky studie Kottferová et.al. (2002) poskytují důkaz, že drůbeží maso je z pohledu nutnosti selektivního příjmu základních stopových prvků, konkrétně zinku, dieteticky hodnotnou složkou stravy.

Zinek hraje také důležitou roli při stresové zátěži rostlin. V přírodě bývají obvykle rostliny vystaveny kombinaci více stresových faktorů. Vícenásobná stresová zátěž ovlivňuje rostliny velice nepředvídatelně. Na základě studia jednotlivých oddělených reakcí nelze nijak předvídat celkovou reakci rostliny, protože zde dochází k četným interakcím a synergiím jednotlivých dějů. Celosvětově je voda nejvíce limitujícím faktorem produktivity rostlin a již byl mnohokrát vyhodnocen kombinovaný vliv sucha doprovázeného dalšími stresovými faktory, jakými jsou extrémní teploty a radiace. V kontrastu s četností těchto studií byla dosud oblast výzkumu kombinovaného vlivu sucha a kontaminace těžkými kovy chudší, přestože potenciaální interakce obou stresorů byla zřejmá. Několik výzkumů ukázalo, že vliv

těžkých kovů na prospívání rostlin může být modelován dalšími zdroji stresu, jakými je například koncentrace síry a protonů při dešti, horku a mraze. Z těžkých kovů je to zinek, který je základním mikronutrientem vyšších rostlin, které jej potřebují pro nejrůznější fyziologické procesy. Nadměrné množství zinku se v přírodních systémech vyskytuje stále častěji v důsledku činnosti člověka. Když zinek překročí kritickou mez, stane se toxickým. Mezi příznaky toxicity způsobené zinkem patří změny v přerozdělení biomasy, morfologické změny kořenového systému, redukce fotosyntetického systému a změny procesů indukovaných chlorofylem. Dále také nevyrovnaný přísun minerálů a změny v anatomické struktuře xylémů (Disante et al., 2014).

Tyto změny (přerozdělení biomasy, nevyrovnaný přísun minerálů apod.) mohou ovlivnit schopnost rostliny přijímat a vést vodu do její nadzemní části. Vysoké hodnoty zinku a nedostatek vody mohou vyvolat podobné reakce u cévnatých rostlin, včetně uzavírání průduchové štěrbin a snížení příjmu CO<sub>2</sub>. Dále mohou vyvolat chlorofylovou fluorescenci a ovlivnit výměru listoví a aktivovat obranné mechanismy proti oxidativním škodám. Na druhou stranu, ale mohou rostliny vykazovat různorodé reakce na zamoření zinkem a nedostatek vláhy. Zatímco byly popsány mechanismy redukce délky kořene a kořenové biomasy u semenáčků vystavených působení zinku, tak reakční mechanismy při nedostatku vody zahrnují naopak prohloubení kořenového systému a zvýšení proporce biomasy situované v podzemní části rostliny. Studie autorů Disante et al. (2014) zkoumala vliv příjmu zinku na morfo-fyziologické vlastnosti dubu korkového (*Quercus suber*). Studie analyzovala kombinovaný vliv těchto dvou stresorů (sucha a kontaminace Zn).

Semenáčky dubu měli v prostředí, kde se jednak střídaly čtyři stupně koncentrace Zn (od 3 do 150 nM), a zároveň se střídaly režimy intenzivního a řídkého zavlažování. Semenáčky pěstovali v hydroponním prostředí v pěstebních komorách. Při obou režimech zalévání vzrostly koncentrace zinku v listech a kořenech spolu s nárůstem zinku dodaném v živném roztoku. Po nasazení nejvyšších dávek Zn do substrátu byly odhaleny 2x vyšší koncentrace Zn ve tkáni u toho semenáčku, který byl intenzivně zaléván, než u toho, který byl zaléván málo. Funkční vlastnosti (fotosyntetické u listů, hydraulická vodivost kořenů) i morfologické vlastnosti (délka kořenů a jejich biomasa) podstatně poklesly v reakci na příjem zinku. Hladina auxinu (rostlinný hormon/fytohormon podporující prodlužování buněk) při vyšších koncentracích stoupla, což naznačuje, že přítomnost tohoto fytohormonu

souvisí s reakcí semenáčku na zinek. Semenáčky vystavené režimu zalévání s nízkou intenzitou a vystavené 150 nM zinku, vykazovaly větší délku a biomasu kořene než ty, které podstoupily vysokou intenzitu zalévání při vystavení stejné dávce Zn (150 nM). Výsledky studie Disante et al. (2014) napovídají, že nedostatek vody může zmírnit toxicitu Zn tím, že způsobí omezení vnitřní akumulace konkrétního prvku. Morfologické vlastnosti, které reagují na přítomnost Zn a na nedostatek vody k tomuto ději také přispívají.

Očekává se, že v rozsáhlých územích po celém světě budou sucha a kontaminace těžkými kovy stále větším problémem. Tento kombinovaný vliv na prostředí byl nicméně dosud jen málo analyzován.

### 3.1.7 Nikl (Ni)

Nikl je silně lesklý, bílý, feromagnetický a velmi dobře kujný kov, který odlišil od železa a kobaltu švédský badatel A. Cronstedt v roce 1751 při rozboru nikelinu.

Je velmi dobře tažný, dá se svářet a válcovat na plech a poté vytahovat v dráty. Výborně se leští. Nikl je za normální teploty stálý vůči působení vzduchu a vody. Proto se velmi často používá k povrchové ochraně kovů před korozí, především železa. V přírodě se vyskytuje ve formě křemičitanů a sulfidů. Z minerálů jsou to například nikelin, chloantit a millerit. V rudách je obsah niklu relativně nízký, proto se při výrobní technologii provádí flotace, magnetická separace, pražení nebo tavení. V polovině 70. let se světová produkce niklu přiblížila 700 000 tun za rok. Nejvíce se nikl těží v Rusku, Kanadě a Austrálii. Využívá se k legování oceli, k výrobě mincí, příborů apod. Jako síran nikelnatý se používá k elektrolytickému pokování a hydroxid nikelnatý se používá v nikl-kadmiových bateriích. Čistý nikl se v potravinářství využívá jako katalyzátor při ztužování pokrmových tuků. Karcinogenní a alergenní účinky niklu jsou dobře známy. Nejzávažnějším následkem dlouhodobé profesionální expozice u člověka je výskyt rakoviny plic, nosních dutin a vzácně i hrtanu (Bencko et al., 1995).

Nikl je biogenním, esenciálním prvkem. Jeho vliv na živé organismy je jednoznačně negativní. Je základním stopovým prvkem pro mnoho živočišných druhů, mikroorganismů, rostlin a člověka, proto je nejen jeho nadbytek, ale i nedostatek škodlivý (Cempel et al., 2006). Nikl a jeho sloučeniny mají všestranné průmyslové a komerční využití, proto rozvoj



průmyslové výroby přinesl zvýšení emisí škodlivin do životního prostředí. Nikl lze nalézt zejména v měkkých tkáních, ačkoli jeho přítomnost v kostech byla prokázána také. U zvířat nikl způsobuje poruchy růstu a přispívá k hyperplasticitě morku (Sankaramanivel et al., 2006). Stack et al. (1976) zkoumali přítomnost niklu v orgánech plodu. Jeho koncentrace v kořincích zubů dosáhla 22 mg/kg, v zubovině 11-19 mg/kg, a 12-20 mg/kg v zubní sklovině. Casey et Robinson (1978) zkoumali také obsah niklu v orgánech plodu, jmenovitě v játrech, ledvinách, mozku, srdci, plicích, kosterním svalstvu a kostech. Koncentrace niklu v orgánech plodu byla srovnatelná s koncentrací niklu v orgánech dospělých a pohybovala se od 0,24 do 0,69 mg/kg.

Nikl je také používán při výrobě chirurgických nástrojů a sloučeniny niklu ovlivňují kostní tkáň. Studie autorů Brodziak-Dopierala et al. (2011) měla za cíl zjistit množství niklu a 11 dalších prvků v kyčelních kloubech obyvatel Hornoslezské průmyslové oblasti. Vzorky byly získávány při celkové náhradě kyčelního kloubu většinou indikované z důvodu kyčelní osteoartritidy, což je degenerativní choroba kloubů, které postupem času ztrácí schopnost vykonávat svou funkci. Koncentrace niklu a 11 stopových prvků byla měřena pomocí atomového absorpčního spektrometru (Pye Unicam SP-9). Další analýzy byly prováděny za účelem odhalení vzájemných vztahů mezi těmito prvky. Průměrný obsah stopových prvků v kyčelních kloubech byl následující (v mg/kg) : Cd 0,66, Cr 7,58, Cu 8,43, Mn 0,79, Pb 3,75, Ni 4,82, Fe 252,13, Zn 75,65, Mg 1306,19, K 3938,67, Na 7484,52, Ca 49485,44. Studie ukázala, že obsah niklu a dalších prvků se lišila v závislosti na pohlaví, části kyčelního kloubu a typu postižení, pro které byla endoprotéza prováděna (Brodziak-Dopierala et al., 2011).

Výsledky analýz provedených v USA na biologickém materiálu živočišného původu prokázaly, že kostní tkáň může pohlcovat ionty niklu z vodních roztoků (Sameer et al., 1999). 96 hodin po absorpci kostmi dosahovala koncentrace niklu 0,123 mmol/g, zatímco původní koncentrace činila 100 ppm a 4 mg/mL u sorbentu. V průběhu experimentu bylo kostmi zvířat absorbováno přibližně 31,8% iontů niklu. Studie autorů Brodziak-Dopierala et al. (2011) navíc dokázala existenci mechanismu výměny iontů vápníku, draslíku a vodíku s ionty niklu a závislost tohoto jevu na pH použitého sorbentu. Největší uvolňování bylo pozorováno u iontů vápníku. Během další fáze studie se část iontů niklu s použitím sorbentu znovu uvolnila z kostí. Výše popsany mechanismus iontové výměny v kostní tkáni vyžaduje další důkladné analýzy.

### 3.1.8 Kadmium (Cd)

Kadmium je jedním z nejnebezpečnějších anorganických znečišťovatelů ekosystému. Tento těžký kov chemicky příbuzný zinku se přirozeně vyskytuje spolu se zinkem a olovem a také v rudách, které obsahují sulfidy těchto kovů. Je měkký a lehce tavitelný. V řadě anorganických a organických sloučeninách se vyskytuje jako dvojmocný kation. Na rozdíl od organických sloučenin není biologicky rozložitelné a má velice dlouhý biologický poločas rozpadu. Kadmium je známo jako původce mnoha biochemických a fyziologických dysfunkcí, stejně je popsán jeho vliv na morfologické uspořádání u vodních organismů (Xuan et al., 2011, Wang et al., 2011).

Používá se k povrchové ochraně jiných kovů před korozí např. při výrobě plechů, hlavně v automobilovém průmyslu, ale také se využívá v malířství a keramice. Kadmium je používáno jako stabilizátor plastů a sulfid kademnatý bývá součástí barevných pigmentů, které se přidávají do plastů a barviv. Také zlepšuje mechanicko-chemické vlastnosti dalších kovů, a proto se přidává hlavně do slitin na bázi mědi. Významné využití kadmia je v alkalických akumulátorech, kde je součástí elektrod. Dále je součástí fosforečných hnojiv a vzniká při spalování fosilních paliv. Velkým zdrojem kadmia je i cigaretový kouř. Pro kuřáky je typické, že mají v krvi přibližně dvojnásobně vyšší hladinu kadmia než nekuřáci (Schettler et al., 2008).

Kadmium má v těle každý. Koncentruje se v ledvinách, játrech, nadledvinách a dokáže se v průběhu času akumulovat. Velmi snadno mohou kadmium vstřebávat jedinci, kteří mají nedostatek železa, vápníku, zinku a nebo se jim ve stravě nedostává proteinů. Protein, metallothionin, se váže na kadmium a má se za to, že pomáhá při ochraně před toxickými účinky kadmia. Tento protein většinou zachytí jen velmi malé množství kadmia. Opakované vystavení nízkým dávkám kadmia zvyšuje tvorbu tohoto ochranného proteinu. Z toho lze usuzovat, že krátkodobé expozice při vysokých dávkách mohou být nebezpečnější než trvalí expozice nízkých dávek. Stoeppler (1991) uvádí, že celosvětově se do atmosféry dostává přibližně 7000 tun kadmia ročně, přičemž zdrojem více než 90% celkové emise je člověk. Do organismů živočichů se tak dostává velké množství škodlivých látek. Všeobecně je známo, že kadmium se hromadí velice intenzivně v játrech a ledvinách. Ze všech živočišných druhů má největší schopnost kumulovat kadmium v ledvinách kůň. U samců

zvířat bylo zjištěno, že kadmium vážně poškozuje varlata a zabíjí buňky, které produkují spermie, a to i při nízkých dávkách, které obecně na zvíře toxicky nepůsobí. Studie prováděné u samic prokázaly, že se kadmium akumuluje v placentě a poškozuje schopnost placenty zásobovat plod kyslíkem a živinami, což může skončit poškozením nebo smrtí plodu (Schettler et al., 2008).

Kontaminace půd kadmiem je běžně způsobena lidskou činností spojenou s průmyslovými emisemi a využíváním fosfátových hnojiv či odpadních vod obsahujících tento prvek. Přítomnost kadmia v prostředí, dokonce i ve stopovém množství, vyvolává vážné obavy o zdraví člověka, protože se hromadí v potravním řetězci již od jeho počátku na rostlinné úrovni (Adriano, 2001).

Kadmiem může být také kontaminováno vodní prostředí. Organismy v něm většinou čelí relativně nižším koncentracím znečišťujících látek, nicméně bývají vystavovány jejich časově delšímu působení. Silvestre et al. (2006) uvádějí, že se krab rodu *Eriocheirsinensis* fyziologicky aklimatizuje na stálé vystavení působení kadmia tím, že up-reguluje několik antioxidantních enzymů a začne „přehazovat“ do různých metabolických módů. Tyto aklimatizační mechanismy jsou pro kraby důležitou obranou proti působení kadmia. Sladkovodní krab (*Sinopotamon henanense*) je jedním z důležitých zástupců korýšů z řádu desetinožců. Jedná se o druh hojný ve sladkých vodách Číny. Je odolný vůči působení kovů. Hodnota jeho střední smrtelné koncentrace (LC<sub>50</sub>) je relativně vyšší než u ostatních druhů korýšů (Wang et al., 2008). To může souviset se zmíněným aklimatizačním mechanismem, který se u něj po dlouhou dobu vyvíjel. Dřívější výzkum provedený týmem Xuan et al. (2014) prokázal, že u krabů (*S. henanense*) vede opakované krátkodobé vystavení působení kadmia v koncentraci 2,86 mg/L po dobu 21 dní k zřejmému poklesu spotřeby kyslíku (Xuan et al., 2013). Pokles je determinován metabolickou aktivitou tkání a žaberní ventilací příjmu kyslíku (Sokolova a Lannig, 2008). Proto při zkoumání tohoto úbytku spotřeby kyslíku byly do výzkumu zahrnuty právě faktory metabolického útlumu, který můžeme pozorovat jako drastický úbytek míry spotřeby kyslíku (Gorr et al., 2006) a případné škody na žaberní ventilaci příjmu kyslíku.

### 3.2 Vliv kadmia na živé organismy

Xuan et al. (2014) zjišťovali, zda život ohrožující vystavení účinkům kadmia způsobuje poškození žaberního buněčného systému a ovlivňuje metabolickou aktivitu u korýšů ze skupiny krabovitých. Proto vystavili sladkovodního kraba (*Sinopotamon henanense*) po dobu tří týdnů působení kadmia v koncentraci 0,71;1,43 a 2,86 mg/L. Zkoumali morfologii žaber a metabolické aktivity ve svalovině kraba (enzymy- isocitrát dehydrogenázu-IDH, cytochrom-c-oxidázu – CCO, laktát dehydrogenázu – LDH, mRNA exprese genů kódujících podjednotku (cco-1) a dále úroveň adenosintrifosfátu- ATP).

Cílem studie Xuan et al. (2014) bylo za prvé: prostřednictvím pozorování histologických a cytologických změn žaber probádat, zda vystavení téměř smrtící dávce kadmia způsobuje buněčné poškození v žábrech sladkovodního kraba (*Sinopotamon henanense*) a zda toto je příčinou pozorované redukce jeho příjmu kyslíku. Za druhé: pomocí analýzy parametrů pozorovatelných při aerobním a anaerobním metabolismu ve svalovině kraba (*S. henanense*) vyzkoumat změny v metabolických procesech způsobené vystavením vysoké koncentraci kadmia. Výsledky ukazují, že takto vysoká míra vystavení kadmia způsobuje silné morfologické poškození žaber. Dochází k dezorganizaci a vakuolizaci žaberního buněčného epitelu. Ultrastrukturálně nahlíženo, v žaberním epitelu dochází k poklesu počtu apikálních mikroklků, vakuolizaci mitochondrií a kondenzaci chromatinu (komplex DNA a některých proteinů). Stejně tak vystavení kadmium způsobuje dysregulaci mRNA exprese *cco-1* a *ldh* a redukuje aktivity spojené s IDH, CCO a LDH, v souladu s čímž se objeví i nižší hladiny ATP ve svalovině kraba. Tyto výsledky vedou k závěru, že poškození žaber způsobené vysokou koncentrací kadmia, mohou vést k poruše vstřebávání kyslíku u dotyčného druhu a že krab zbrzděním metabolických aktivit snižuje potřebu kyslíku, což mu pomáhá v situaci, kdy nemůže kyslík snadno přijmout, vůbec přežít. Tyto jevy přispívají k našemu poznání toxického účinku kadmia a strategii přežití kraba (*Sinopotamon henanense*) vystaveného vysoké koncentraci tohoto prvku (Xuan et al., 2014).

Pro kraba *S. henanense* platí, že tři místa, která kadmium nejvíce zasáhne, jsou žábry, hepatopankreas a klepetový sval (Ma et al. 2008). Klepetový sval je jako třetí v pořadí uváděn, protože jeho práce – detoxifikace, obrana před ostatními organismy, útek před nepřízní, příjem potravy atd. – klade vysoké nároky na vyvinutí metabolických aktivit. Aby

sval získal energii pro tyto aktivity, musí neustále získávat skrze krevní oběh palivo. V situaci, kdy je kyslík pro organismus za každých okolností dostupný, získává si sval co nejefektivněji energii prostřednictvím úplného oxidování pomocí citrátového cyklu. Pro aerobní metabolismus a výrobu adenosintrifosfátu (ATP), je tak charakteristický vysoký počet mitochondrií v buňkách svaloviny (Xuan et al., 2014).

Při výzkumu funkcí mitochondrií a respiračních reakcí u vodních organismů na přítomnost kadmia byly zkoumány jevy, jakými jsou exprese genu mitochondriálních enzymů, isocitrát dehydrogenáza koenzymu NAD, cytochrom c oxidáza a mRNA exprese genů kódujících podjednotku cco-1 (Navarro et al., 2011). Pozorujeme zde nepřímou úměru ve vztahu mezi stabilitou glykolytické reakce a dostupností kyslíku během nedostatku O<sub>2</sub>. Schmidt et Kamp (1996) tvrdí, že tato nepřímá úměra je provázena přepnutím organismu při procesech produkce energie z aerobního (mitochondriálního) metabolismu na metabolismus anaerobní (kvašení, fermentace).

### **3.2.1 Vliv dlouhodobého působení kadmia na skot**

Koréneková et al. (2002) přinášejí poznatky o koncentraci kadmia v potravinovém řetězci a o rizicích pro veřejné zdraví, spojených s konzumací hovězí svaloviny, jater a srdeční tkáně skotu ze znečištěné oblasti. V letech 1995 – 1999 byly zjišťovány koncentrace kadmia na vzorku 35 krav, pocházejících z oblasti vzdálené 5,5 km jihozápadně od hutnického závodu.

Za použití atomového absorpčního spektrometru (Unicam Solar 939) byla v jednotlivých vzorcích zjišťována přítomnost kadmia. Nebyly zjištěny žádné zvláštní rozdíly v průměrných hodnotách kadmia mezi srdeční (od 0,010 do 0,082 mg/kg) a svalovou tkání (od 0,020 do 0,056 mg/kg). Naopak nejvyšší hodnoty kadmia byly zjištěny v játrech (od 0,232 do 0,456).

Od roku 1996 byl pozorován dvojnásobný nárůst koncentrace kadmia v játrech. Hodnoty přesahující nejvyšší povolené hygienické limity byly změřeny v 7 z 35 vzorků jater a ve 2 z 35 vzorků svaloviny. Koncentrace kadmia v srdeční tkáni povolenou hranici nepřekročila v žádném ze vzorků. Tato studie prokázala rozdíly v koncentraci kadmia v průběhu let 1995-1999, přičemž v roce 1996 byly zjištěny výrazně nižší hodnoty. Tato

pozorování jasně dokazují, že hovězí maso by mělo podléhat mnohem přísnějším hygienickým kontrolám vzhledem k bioakumulaci tohoto prvku. Zavedení dlouhodobého a systematického biomonitoringu by umožnilo lépe vyhodnocovat stav a vývojové trendy kontaminace kadmiiem ve znečištěných oblastech.

### 3.3 Rostliny jako hyperakumulátory kadmia

Studie autorů Dauthieu et al. (2005) se zaměřila na prokázání hypotézy, že příjem kadmia souvisí se vzrůstem prýtu a kořenů rostliny huseníček rolní (*Arabidopsis thaliana*), šlechtěného hydroponně v prostředí ovlivněném zásadní koncentrací kadmia: tedy při 20, 100 a 350 nmol /L. Experiment cílil k ověření těchto hypotéz: 1) míra příjmu kadmia ( $\text{pmol h}^{-1}$ ) závisí na míře vzrůstu kořenů a prýtu (nadzemních částí rostliny); 2) kadmium se usazuje v rostoucích listech. Růst kořenů a prýtu se zbrzdil při koncentracích 350 nmol/L. Míra příjmu kadmia ovlivňována prudkým zvýšením koncentrace kadmia v živném roztoku po dobu 24 hodin vykazovala zřetelné souvislosti s mírou růstu kořenů. Množství absorbovaného kadmia, které putovalo do prýtu, bylo v daném čase stále stejné, klesalo ale spolu se zvýšením intenzity působení kadmia. Autoradiografické měření a vystavení gamma paprskům ukázalo, že je kadmium přednostně využíváno k vystavení listů. Množství kadmia v prýtu závisí proto jak na růstu kořenů, které pravděpodobně řídí příjem kadmia do organismu rostliny, tak na vyzrálosti listů. Stupeň vyzrálosti listů může díky změnám transpiračního proudu určovat množství kadmia určeného pro prýt.

Příjem kadmia rostlinou pomocí kořenů je pravděpodobně důsledkem toho, že činitele odpovědní za transport živin nejsou dostatečně „vybíraví“ (Pence et al. 2000). Velká část rostliny udržuje většinu kadmia, které přijme, v kořeni, pravděpodobně proto, že tento kov silně mění proces fotosyntézy (Wójcik et Tukiendorf, 2004). Nicméně Küpper et al. (2000) tvrdí, že všechny rostliny nějaké množství kadmia transportují i do části nadzemní, do prýtu. Některé druhy tak činí ve větší míře, zejména druhy zvané hyperakumulátory, např. huseníček hallerův (*Arabidopsis halleri*). Příjem kadmia a jeho distribuce v rostlině je odvislé od druhu rostliny, resp. jejího kultivaru (Page et al., 1972), dále hraje roli celkové fungování rostliny, včetně jejích potřeb týkajících se vody a výživy

(Barcelo et Poschenrieder, 1990), na jakém stupni růstu se rostlina nachází (Tukendorf et al., 1997), nebo stáří listů (Cosio et al., 2005).

Když je kadmium rostlinou absorbováno, hlavními činiteli procesu jeho distribuce rostlinou jsou xylémy a floémy řídící přívod a rozvod živin (Herren et Feller, 1997). Spolu se skutečností, že kadmium je distribuováno transportními činiteli, které distribuují rovněž vápník a zinek (Korshunova et al., 1999), napovídají zmíněné výsledky, že existuje spojitost mezi mírou nárůstu biomasy rostliny a jejího příjmu kadmia.

Dosavadní výzkum se však zaměřoval především na druhy rostlin řazené mezi hyperakumulátory (Cosio et al., 2005) a nebo na vliv prostředí s relativně vysokou koncentrací kadmia (typicky v rozmezí 1 – 500  $\mu\text{mol/L}$ ), je to z toho důvodu, že se tyto druhy využívají k extrakci kadmia ze zamořených půd. Vysoká koncentrace kadmia může vážně ohrozit funkci rostliny např. tím, že změní permeabilitu membrán kořenů nebo sníží intenzitu transpiračního proudu (Haag-Kerwer et al., 1999). V případech rozptýlené kontaminace, které jsou obvyklé, jsou ale koncentrace kadmia v půdě většinou nižší než 0,1  $\mu\text{mol/L}$  (Sauve et al., 2000) a o takových případech, zejména ve spojitosti s dlouhodobým znečištěním, známe zatím jen velice málo (Jalil et al., 1994), a to i přesto, že se, jak bylo řečeno, takové koncentrace v běžném prostředí vyskytují častěji.

### 3.4 Kadmium v potravinovém řetězci

Nadměrná akumulace kadmia v lidském organismu je spojena s nejrůznějšími toxickými účinky. Jedná se například o dysfunkce ledvin a osteomalacii (onemocnění kostí způsobené nedostatkem vitamínu D v dospělosti). Je obecně přijímáno, že množství kadmia v přírodním prostředí roste a studie, kterou předkládá kolektiv autorů BurgatSacaze et al. (1996), popisuje obecný vzor translokace kadmia v potravinovém řetězci člověka. Ve vodním prostředí může být kadmium přesouváno absorbované v organismech vodních rostlin, měkkýšů a koryšů. Ne nutně dochází při přijímání kadmia k tzv. biomagnifikaci – kdy není pro organismus snadné absorbovat určité prvky nebo sloučeniny rozložit a tyto znečišťující látky se hromadí v těle a jsou předávány prostřednictvím potravinového řetězce. U rostlin je rozsah příjmu kadmia úměrný obsahu kadmia v půdě. Zadržování kadmia ve svalovině hospodářských zvířat ukazuje, že koncentrace kadmia v játrech a ledvinách koreluje s úrovní kontaminace životního prostředí ve sledované oblasti, kde se zvíře pohybuje. Proto se musí dbát na vyhodnocení různých potenciálních rizik kontaminace, jakým je například hnojení splašky.

Hlavním zdrojem kontaminace organismu kadmiem je pro běžného člověka strava, ať již ve formě živočišných či rostlinných produktů (u těch zejména obiloviny, listová zelenina, cibuloviny). Výsledky výzkumu provedeného ve Francii prokázaly, že kravská a prasečí játra obsahují méně než 0,5 mg/kg kadmia. Tato data srovnávají autoři studie BurgatSacaze et al. (1996) s daty z jiných zemí. Příjem kadmia prostřednictvím stravy je ve Francii odhadován jako menší než povolený limit 1 mg/kg tělesné váhy za den. Bude ještě nicméně za potřebí dalších studií, aby odhad zátěže kadmia na člověka upřesnily.

#### 3.4.1 Kadmium v orné půdě

Během posledního století způsobilo antropogenní využívání kadmia nárůst jeho uvolňování do atmosféry, vody a půdy. Hlavními vstupy, jimiž kadmium proniká do orné půdy, jsou kontaminovaný vzduch, užití fosfátových hnojiv, usazeniny z odpadních vod a zemědělský hnůj. Koncentrace kadmia v orné půdě během 20. století vzrostla (Andersson, 1992). Kadmium rostliny velice snadno vstřebávají právě z půdy. Zakyselování půd rovněž



rostlinám příjem kadmia ulehčuje a způsobuje tak jeho vyšší koncentrace v pitné vodě (Thuvander et Oskarsson, 1998).

Největším zdrojem vystavení působení kadmia je potrava (pro člověka nekuřáka), konkrétně obiloviny, okopaniny a zeleniny. Absorbované kadmium se ukládá v ledvinách, které jsou tak hlavním terčem jeho toxických účinků. Vliv kvality přírodního prostředí v určité lokalitě na příjem kadmia byl již zkoumán, nicméně je velice složité takový vztah odhalit a přesně popsat. Jedním z důvodů je to, že jídelníček není složen jen z lokálních produktů, ale z potravin pocházejících z nejrůznějších oblastí. Prozkoumat tento problém je možné, teprve pokud pro biomonitoring zvolíme zvířata krmené pouze krmivy vyrobenými výhradně z lokálních produktů a odvodíme z jejich reakce možný stupeň zamoření konkrétního regionu, potažmo míru vystavení člověka kadmiu a jeho vliv na člověka v tom konkrétním místě (Lindén et al., 2003).

Dosud bylo pro biomonitoring zamoření prostředí testováno několik druhů zvířat. Z těchto výzkumů bylo zjištěno, že pro vodní prostředí jsou vhodnými bioindikátory znečištění kovy mušle, úhoři, pstruzi (pstruh obecný – *Salmo trutta*) a říční krabi. Pro výzkum znečištění mokřin olovem a kadmiem jsou vodním bioindikátorem vejce vodních ptáků (Goutner et al., 2001). Tkáň lišky byla využita k porovnání a posouzení stupně zátěže těžkými kovy oblastí přilehlých městských, příměstských a zemědělských lokalitách (Dip et al., 2001). Podobný bioindikátor může být významný pro měření přístupnosti kadmia do složek lidské stravy. Prasata jsou obvykle krmena lokálně produkovanou obilovinou pící. Obiloviny jsou, jak bylo řečeno, pro člověka hlavním zdrojem příjmu kadmia. Prasečí ledviny mohou sloužit coby indikátor přítomnosti kadmia v zemědělském prostředí, protože mohou odrážet jak přesun kadmia z půdy do obilí, tak jeho absorpci do organismu prostřednictvím obilí obsaženého v krmivu a další jeho hromadění v organismu zvířete.

Autoři studie Lindén et al. (2003) popsali, jak se odráží přítomnost kadmia v „řetězci“ vedoucím z půdy, přes obilí užívané jako krmivo pro prasata, až do krve a ledvin prasete domácího. Zanalyzovali vztah mezi množstvím kadmia v jednotlivých článcích tohoto řetězce a vyhodnotili možnosti využít hodnoty koncentrace kadmia v ledvinách dorůstajících prasat a prasat určených na porážku jako indikátoru biodostupnosti kadmia v zemědělské výrobě.

Ve studii autorů Lindén et al. (2003) byl zkoumán vztah mezi úrovní kadmia v půdě, krmném obilí, krmivech pro prasata, vodě, prasečí krvi a ledvinách u prasat na 49 farmách. Hodnocena byla možnost použít prasečí ledviny jako bioindikátory přítomnosti kadmia v zemědělském prostředí. Nalezli korelace mezi obsahem kadmia v půdě a pšenici, dále mezi jeho obsahem v pšenici a ječmeni a konečně v játrech a ledvinách. Poměr obsahu kadmia v krmivu a obsah kadmia v ledvinách byl průměrně 1:3. Zvířata ze stejné farmy, chovaná ve stejném prostředí, krmena stejným krmivem a porážena ve stejném stáří, vykazovala při měřeních odlišný obsah kadmia v krvi od obsahu kadmia v ledvinách. Tato různorodost výsledků spolu s faktem, že se kadmium do krmiva dostává také s ingrediencemi vypěstovanými v jiných regionech, limituje využití ledvin (hospodářských zvířat) jako indikátoru znečištění životního prostředí konkrétního místa (Lindén et al., 2003).

### 3.5 Perzistentní organické látky v živých organismech

Persistentní organické látky setrvávají velmi dlouho v životním prostředí. V posledních desetiletích byly detekovány vysoké úrovně persistentních organických látek a některých těžkých kovů v biotě z oblasti Špicberk. Množství látek „pozůstalých“ po složkách persistentních organických látek, jakými jsou například dichloro-difenyl-trichlorethan (DDT), polychlorované bifenyly (PCB) a oxychloridan, je velice vysoké, zejména u nejvýznamnějších predátorů ptáků a savců, díky procesu biomagnifikace persistentních organických látek (Borga et al., 2001). Úrovně tohoto „pozůstatku“ po persistentních organických látkách nicméně v posledních dekádách klesla, kvůli zákazům a restrikcím v produkci a použití těchto látek (Helgason et al., 2008).

Jako ohnivzdorné komponenty používané při výrobě elektrického vybavení a jiných ohnivzdorných produktů, např. polyuretanových hmot, jsou velice často využívány, polybromované látky (PBDE), nejčastěji v městských oblastech východní Asie, Severní Ameriky a západní Evropy. Jsou tak potenciálním zdrojem pro atmosférický transport do arktické oblasti. Polybromované difenylethery (PBDE) nalezneme ve vzduchu, půdních usazeninách a vůbec v celé biotě Arktidy, jeho množství roste (de Wit et al., 2006).

Ačkoliv byly penta- a okta- bromované látky zakázány a staženy z výroby v EU, Kanadě a v některých státech USA, očekává se, že jejich množství v prostředí v oblasti Arktidy nadále poroste. Polybromované difenylethery (PBDE) jsou chemicky a strukturálně podobné polychlorovaným bifenyly (PCB). Popsaný potenciál polybromovaných difenyletherů (PBDE) ohrozit zdraví naznačuje, že tyto nové kontaminanty mohou mít spíše stejné důsledky na životní prostředí jako polychlorované bifenyly (Darnerud, 2003). Úrovně polybromovaných difenyletherů u sledovaných organismů nicméně zatím nedosahují ani 2% úrovní polychlorovaných bifenyly, jak bylo zjištěno u racka šedého z Medvědího ostrova (Verreault et al., 2005). Těžké kovy se přirozeně vyskytují v každé biotě a v půdě. Jejich koncentrace závisí na geologickém uspořádání a složení v dané lokalitě, na skutečnosti, zda v místě probíhá důlní těžba a průmyslová činnost a na míře vlivu globálního znečištění zasahujícího danou lokalitu. Identifikovány byly tři hlavní antropogenní zdroje těžkých kovů v arktické oblasti – spalování fosilních paliv, produkce neželezných kovů a spalování odpadů.

Antropogenně kumulované těžké kovy jsou transportovány do arktické oblasti zejména atmosférou (Pacyna, 2005).

Data sledující současný vývoj ze vzorků sedimentu a ledové vrstvy dokazují, že koncentrace těžkých kovů od počátku průmyslové revoluce vzrostla. Data z mořské bioty Grónska však ukazují, že od pozdních 70. let do poloviny 90. let nelze vysledovat žádné obecné trendy. Monitorovat těžké kovy v biotě atmosféry arktické oblasti je nicméně stále důležité, protože se ukazuje, že emise rtuti v globálním měřítku díky rostoucí spotřebě uhelného paliva v Asii stále stoupají (Pacyna, 2005).

Největší množství persistentních org. látek v Evropské arktické oblasti bylo nalezeno u hlavních predátorů v mořském potravním řetězci (Borga et al., 2005). Hodně výzkumu zde bylo věnováno ledním medvědům (*Ursus maritimus*) a rackovi šedému (*Larus hyperboreus*). Fakt, že se racek pohybuje na vrcholu potravinového řetězce a jeho nízká kapacita metabolizovat organochloridy, dělá tyto ptáky velice náchylné k akumulaci velkého množství persistentních organických látek. Jejich strava zahrnuje mořské bezobratlovce, ryby, sezónně rovněž vajíčka a ptáčata ostatních mořských ptáků, zdechlina kořisti ledního medvěda a někdy také dospělé alky (Alcidae) a příbuzné racky tříprsté (*Rissa tridactyla*). Na Medvědích ostrovech v Barentsově moři byly u racků šedých objeveny vysoké koncentrace persistentních organických látek společně s velkým množstvím nemocných a uhynulých jedinců (Savinov et al., 2005). Studie o rozšiřujícím se vlivu persistentních organických látek na volně žijící racky na Medvědím ostrově ukázaly negativní vlivy kontaminace na hormonální a imunitní systém ptáků, na jejich hnízdící rituály a reprodukci vůbec, dále byl popsán rovněž vliv na vývoj peří a celkovou schopnost přežití v přírodě (Verboven et al., 2008).

Fauna střevních parazitárních červů u arktických mořských ptáků zahrnuje několik druhů několika různých tříd těchto živočichů. Je nicméně charakteristická malou druhovou diverzitou motolic. Několik druhů tasemnic, hlístic a vrtejšů bylo rovněž nalezeno u zkoumaných racků (Kuklin et al., 2004). Vliv kontaminantů na činnost parazitů může být pro hostitele jak pozitivní, tak negativní. Pozitivní v situaci, kdy kontaminant parazity ničí, nebo redukuje počet hostitelů, čímž redukuje rovněž míru zamořenosti jedinců v populaci hostitele. Naopak, pokud kontaminant negativně ovlivňuje hostitele, spíše než parazita -

například působením imunotoxických látek, tak výsledkem může být potlačení imunitního systému a jím způsobený nárůst počtu parazitů v organismu hostitele (Sures, 2006).

Hypotéza studie autorů Sagerup et al. (2009) zní, že vysoká úroveň kontaminace těžkými kovy a persistentními org. látkami narušuje imunitní systém racka šedého (*Larus hyperboreus*). Cílem studie (Sagerup et al., 2009) bylo otestovat předpoklad, že množství parazitů v těle hostitele stoupne spolu s koncentrací těžkých kovů a nebo persistentní organické látky v jeho životním prostředí. Sagerup et al. (2009) podrobili výzkumu předpoklad, že vyšší výskyt parazitárních infekcí u racka šedého na Špicberkách je důsledkem poruch imunitního systému, které se dostávají díky zvýšené zátěži životního prostředí perzistentními organickými látkami. Výzkum provedli na Špicberských ostrovech u racka šedého (*Larus hyperboreus*). Měřili úroveň chlorovaných pesticidů, polychlorovaných bifenyliů (PCB), toxafenu a polybromovaných difenyletherů (PBDE) v játrech ptáků. Ve vzorcích jater měřili množství kadmia, olova, rtuti, selenu a zinku. Zaznamenali zvýšené průměrné hodnoty PCB-118 (polychlorovaných bifenyliů), což naznačuje, že u racků šedých (*Larus hyperboreus*) je vidět vliv znečištění z blízkého osídlení. Ve střevech racků bylo odhaleno několik druhů parazitujících červů, konkrétně 8 druhů tasemnic, 4 druhy hlístic, 2 druhy vrtejšů a 3 druhy motolic.

Sagerup et al. (2009) zjistili pozitivní korelaci mezi výskytem tasemnic a množstvím selenu v těle hostitele. Stejně konstatování platilo i u korelace mezi výskytem vrtejšů a množstvím rtuti. Nenalezli souvislost mezi výskytem parazitů obecně a koncentrací persistentních organických látek (POP). Závěrem konstatují, že úroveň kontaminantů nalezena u racků šedých nezpůsobuje imunitní nedostatečnosti v takovém rozsahu, aby ovlivnila intenzitu výskytu parazitů v těle zkoumaných ptáků (Sagerup et al., 2009).

### 3.6 Helminti jako bioindikátoři těžkých kovů

Současný interdisciplinární parazotologicko-technický výzkum se shoduje, že gastrointestinální helminti absorbují některé těžké kovy a škodlivé prvky ze střev hostitele (de Buron et al., 2009). Jedná se zejména o dospělé jedince tasemnic (Cestoda) a kmene vrtějšů (Acanthocephala), kteří akumulují tyto prvky ve větší míře než tkáň jejich hostitelů (Jirsa et al., 2008). Ačkoliv může znečištění životního prostředí ovlivnit nahromadění gastrointestinálních helmintů v těle hostitele, je pro zvířata žijící v přirozeném prostředí běžné, vystavení působením kontaminací a napadení parazitem zároveň (Quadroni et al., 2013). Proto je ve vědecké literatuře často diskutováno použití gastrointestinálních helmintů jako akumulujících indikátorů v kontaminovaném prostředí.

Vedle toho nespočet současných studií poukazuje na důsledek přítomnosti gastrointestinálních helmintů na koncentraci kontaminantů (zejména těžkých kovů v organismech těch zvířat, která se běžně využívají při biomonitoringu vodního, nebo suchozemského prostředí). Tyto studie poukazují na to, že např. tasemnice a vrtějři akumulují těžké kovy (hlavně olovo) do svého těla. Z toho vyplývá, že hostitelé těchto parazitů, mají na tkáních menší koncentraci olova, než neparazitovaní jedinci. Pro lepší porozumění vztahu gastrointestinálních helmintů a kontaminace organismů těžkými kovy provedli (Čadková et al., 2014) laboratorní experiment v řízených podmínkách (stanovené dávky olova v jasně definovaných sloučeninách, hostitelské organismy stejného věku, pohlaví a váhy, zajištění stejných podmínek při krmení a podmínek somatických. K experimentu Čadková et.al. (2014) použili běžný systém hostitel-parazit (potkan obecný/tasemnice krysí) tak, aby popsali vliv tasemnice na koncentraci olova ve tkáni hostitele.

Vliv gastrointestinálních helmintů na akumulaci olova v těle hostitele je nejednoznačný. Laboratorní experiment s potkanem obecným (*Rattus norvegicus*) a tasemnicí krysí (*Hymenolepis diminuta*) měl zjistit procesy toxikokineze olova v tělech suchozemských organismů (resp. procesy vztahu hostitele a parazita). Ke zjištění těchto vztahů a procesů byly užity spektrometrické postupy zjištění množství prvku ve vzorku (ET-AAS - atomová absorpční spektrometrie a ICP-OES neboli emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem) aby bylo možno určit koncentraci olova ve tkáních tasemnic a jejich hostitele (v ledvinách, játrech, kostech, varlatech, svalech a ve střevní stěně). Nejvyšší

koncentrace olova byly detekovány u tasemnice krysí. Ledviny a játra potkana byly jedinými místy, ve kterých byly zjištěny střední hodnoty koncentrace olova u zvířat napadených parazitem nižší, než u zvířat, která napadena nebyla. Při nízké intenzitě působení olova nebyly zaznamenány žádné podstatné rozdíly mezi zvířaty napadenými parazity a zvířaty čistými. Nebyly rovněž objeveny žádné podstatné korelace mezi koncentrací olova ve tkáních tasemnic a koncentracemi ve tkáních hostitelů (Čadková et al., 2014).

### 3.7 Ptáci jako indikátoři znečištění životního prostředí

Pro určování míry znečištění prostředí, jakým je například znečištění těžkými kovy, jsou jako bioindikátoři využíváni ptáci. Zvláště zajímavé jsou škodliviny obsažené v ptačím vajíčku, protože vyvíjející se ptáče je na škodlivé vlivy citlivější, než dospělí ptáci. Studie autorů Ruuskanen et al. (2004) sledovala geografické odlišnosti ve způsobu a míře znečištění vajíček kovy u malého pěvce lejska černostravého (*Ficedula hypoleuca*) na základě vzorků z patnácti lejských populací z různých částí Evropy. Ruuskanen et al. (2004) naměřili hodnoty deseti chemických prvků obsažených ve skořápce vajíčka (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, Se, Zn, a Ca) a určili několik jejich základních charakteristik (hmotnost, tloušťka, poréznost, barva). Objevili zásadní odlišnosti mezi jednotlivými ptačími populacemi v naměřených hodnotách u všech prvků kromě mědi.

Hodnoty obsahu Zn, Pb a Cr ve skořápce klesaly od Střední Evropy na sever, stejně jako klesá obecná míra znečištění v Evropě směrem od středu na sever. To naznačuje, že skořápky ptačích vajec mohou sloužit právě jako indikátory znečištění životního prostředí. Obsah olova ve skořápce také souhlasil s obsahem olova v půdě a jejím pH. Na druhou stranu většina kovů nekorelovala s charakteristikou skořápek, s výjimkou hmotnosti, ani s úspěšností při rozmnožování, což naznačuje, že se ptáci se současným prostředím, kterému jsou vystaveni, umí celkem dobře vypořádat (Ruuskanen et al., 2004).

### 3.8 Vliv stresu na toxicitu organofosfátů a těžkých kovů

Stres je reakce vyvolaná nerovnováhou mezi nároky prostředí na přežití organismu a jeho schopností těmto nárokům vyhovět. Organismus reaguje na stresující podněty tak, že veškerou energii směřuje na vlastní přežití, např. na úkor rozmnožování či růstu. I když mají zvířata dostatečné zdroje na to, aby reagovaly na mírné stresory, těžké akutní či chronické stresové stavy negativně ovlivní důležité metabolické dráhy. Odpovědí na stres jsou hormonální změny, zahrnující katecholaminy (hormony produkovány chromafinními buňkami dřeně nadledvin - např. adrenalin, noradrenalin a dopamin) a glukokortikoidy (steroidní hormony produkovány v zóně kůry nadledvin - nejdůležitější je kortizol). Mozek aktivuje osu hypotalamus – hypofýza – nadledviny. Do krve se uvolní adrenalin a kůra nadledvin produkuje steroidní hormony, tzv. glukokortikoidy – kortizol a kortikosteron (Jortner et al., 2008).

Dlouhodobý či velmi silný stres vede k chronickému zvýšení kortizolu v krevní plazmě, což je spojeno se zvýšeným rozkladem bílkovin, sníženou imunitou a náchylností k nemocem. Existují epidemiologické studie, dokazující, že stres v kombinaci s toxiny ze životního prostředí může vyvolat nemoci. Autoři studie Shigemi et al. (1999) zjistili, že pracovní stres v kombinaci s kouřením má vliv na vznik žaludečních vředů. Stres psychosociálního původu ovlivňuje účinky zvýšené expozice olova u starších mužů a vede ke zvýšenému riziku vysokého krevního tlaku (Peters et al., 2007). Souvislost mezi stresem a vystavením toxickým látkám byla pozorována i při vojenských operacích. Jortner (2008) zkoumal vliv přechodného, jasně definovaného, silného stresu na inhibici acetylcholinesterázy (enzym, jehož působení ukončuje synaptický přenos v nervové soustavě) vyvolanou organofosfáty a na poškození ledvin vyvolané těžkými kovy. Předchozí výzkumy, zabývající se vlivem stresu na intoxikace těmito nebo jinými látkami přinesly rozdílné výsledky (Jortner, 2008).

Studie autora Jortner (2008) přezkoumá nedávné studie posuzující vliv přechodného, jasně definovaného, silného stresu u dvou klasických modelů toxicity. Jedná se o akutní toxicitu při vystavení organofosfátovému insekticidu chlorpyrifosu a nefrotoxicitu vyvolanou ochuzeným uranem. Účinky těchto látek byly zkoumány na laboratorních potkanech, u kterých byl stres vyvolán vynuceným plaváním. Stres byl takto vyvoláván v průběhu dnů až týdnů před vystavením škodlivinám. Během plavání došlo k přechodnému zvýšení



plazmatického kortikosteronu. Chlorpyrifos. (insekticid, 60 mg/kg podkožně) vyvolal významnou inhibici acetylcholinesterázy (enzymu) v období čtyř dnů po expozici. Ochuzený uran (v dávce 0,1; 0,3 nebo 1 mg/kg intramuskulárně) vyvolal v závislosti na dávce nárůst koncentrace kovu v ledvinách, spojené s poškozením proximálního tubulu (kanálku v ledvině). V krevním séru byl zjištěn nárůst dusíku a kreatininu (cyklická dusíkatá organická látka, která vzniká ve svalech - v moči se využívá k posouzení funkce ledvin) v močovině v období 30 dní po expozici ochuzeným uranem. Stres neměl na tyto výsledky žádný vliv (Jortner, 2008).

### **3.9 Vliv tunelových emisí na životní prostředí**

Vozová doprava patří k významným znečišťovatelům ovzduší. Z výfuků do vzduchu unikají oxidy dusíku, oxid uhelnatý, oxid siřičitý, uhlovodíky, saze z dieselů a kovové částice (Laschober et al., 2004). Částice kovů mohou zůstat nějakou dobu v ovzduší, ale většina z nich se ukládá v půdě a v rostlinách poblíž silnic, kde se těžké kovy a jejich sloučeniny hromadí. Na povrch rostlin se částice kovů dostávají s deštěm a prachem. Závažné je také znečištění půdy, která je neustále vystavena mokrému i suchému působení stopových prvků (Corsmeier et al., 2005). Studie prováděné v různých částech světa prokázaly, že půda ve městech a v blízkosti silnic pohlcuje velké množství kovových částic z rozdílných antropogenních zdrojů, ale primárním zdrojem znečištění jsou emise z motorových vozidel (Biasioli et al., 2006). Naproti tomu existuje jen velmi málo informací o obsahu a rozptylu částic těžkých kovů v okolí větracích systémů tunelů. Blízko větracích systémů dlouhých tunelů dochází k obohacení půdy a rostlinných povrchů o částice kovu. Cílem studie autorů Jozic et al. (2009) bylo poskytnout údaje o kontaminaci těžkými kovy v těsné blízkosti větracích systémů a posoudit rozsah znečištění životního prostředí. Použití aktivních i pasivních bioindikátorů v terénu představuje pro své nízké náklady velkou výhodu oproti použití sofistikovaného a drahého vybavení. Při zkoumání depozice a distribuce těžkých kovů byly v předchozích studiích použity rostlinné materiály jako lišejníky, mechy, kůra stromů a jehličí borovic. Pro vyčíslení znečištění vegetace těžkými kovy, způsobené emisemi z tunelů, se Jozic et al. (2009) rozhodli použít travu, byliny, listy olše, jehličí modřínů a smrků a lišejníky. Hlavními cíli studie bylo určit stupeň znečištění těžkými kovy způsobeného emisemi z tunelů, určit vzdálenost, do které je okolí znečištěno škodlivinami (Cd, Cu, Cr, Ni,

Pb, Zn) a určit poměr koncentrace jednotlivých prvků mezi exponovanými a kontrolními lišejníky a dále porovnat získané údaje s výsledky dřívějších studií na toto téma.

V různé vzdálenosti od Taurského a Katschberského tunelu (Rakousko) byly sbírány vzorky půdy, rostlin a lišejníků. Vzorky byly následně zkoumány z hlediska obsahu těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, a Zn) s cílem vyhodnotit znečištění životního prostředí. Bylo zjištěno, že míra znečištění těžkými kovy souvisí s typem systému větrání. Vertikální ventilační systém, který končí ve vysokohorské pastvině Mosermandl 1900 m nad mořem kontaminoval půdu a rostliny až do vzdálenosti 750 m. Rozptyl kovů u horizontálních ventilačních systémů, umístěných vedle vjezdů do tunelů, rychle klesá se vzdáleností. Lišejníky vysazené v blízkosti horizontálních ventilačních systémů vykazují velmi vysokou akumulaci kovů, která se postupně snižuje se vzdáleností od zdroje. Druh lišejníku terčovka otrubičnatá (*Pseudevernia furfuracea*) může být využit pro snadné monitorování znečištění těžkými kovy v průběhu času. Data z let 1986, 1988, 1990 a 1992 a z tohoto současného výzkumu naznačují, že kontaminace těžkými kovy v Mosermandl se v půdě mírně snížila, s výjimkou mědi. V případě rostlin se kontaminace těžkými kovy zvýšila, přičemž došlo k výraznému nárůstu koncentrace olova (Jozic et al., 2009).

## 4 Závěr

Lidé zatěžují životní prostředí vrůstající produkcí těžkých kovů. V průmyslových oblastech se tak do okolí dostává velmi velké množství toxických a karcinogenních látek. Ačkoliv jsou ve světě těžké kovy stále hojně využívány, postupně zjišťujeme, jaký negativní globální dopad mají. Ovšem některé prvky jsou pro náš organismus nezbytné (měď nebo zinek), ale měli bychom mít na zřeteli, že pokud se vyskytují ve vyšších koncentracích, stávají se toxickými.

Studie předložené v této bakalářské práci dokazují, jaké toxické účinky mohou na životní prostředí tyto látky mít. Je nezbytné získávat nové poznatky z oblasti této problematiky, aby bylo možné lépe porozumět složitým procesům účinků těžkých kovů. Člověk svou neuvážeností spustil řetězec reakcí, kterým se teprve snaží porozumět a poznatky, které přináší vědecké studie, tomu mohou být nápomocny.

Tak, jak roste produkce toxických látek, tak by měla přibývat i snaha minimalizovat dopad těchto látek na životní prostředí a hledat nové možnosti jejich šetrného odstranění. Vzhledem k tomu, že toxicita některých těžkých kovů je opravdu vysoká a to již při nízkých koncentracích, měli bychom s těmito kovy zacházet nanejvýš opatrně a zvažovat nutnost jejich využití. Myslím si, že vzrůstající počet karcinogenních onemocnění a reprodukčních poruch u lidí i zvířat, je alarmující natolik, aby se lidstvo zamyslelo nad riziky toxických látek a vyvarovalo se jejich produkci, jelikož tak ohrožuje i existenci sebe sama.

## 5 Seznam literatury

- Adriano, D.C. (2001): Trace elements in terrestrial environments. SPRINGER-VERLAG, 866
- Ammerman, C. B.; Sandoval, M.; Henry, P. R.; Littell, R. C.; Miles, R. D. (2000): Tissue Zn uptake as a measure of the relative bioavailability of supplemental Zn sources for domestic animals. TRACE ELEM. MAN. ANIMAL 10, 283-285
- Andersson A. (1992): Trace elements in agricultural soils-fluxes, balances and background values. SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, REPORT 4077
- Barcelo, J.; Poschenrieder, C. (1990): Plant water relations as affected by heavy metals stress: a review. J. PLANT. NUTR. 13, 1-37
- Bencko V., Cikrt M., Lener J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada publishing, Praha, 288. ISBN: 80-7169-150-X
- Biasioli, M.; Barberis, R.; Ajmone-Marsan, F. (2006): The influence of large city on some soil properties and metals content. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 356,154-164
- Borga, K.; Gabrielsen, G. V.; Skaare, J. U. (2001): Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. ENVIRONMENTAL POLLUTION 113 (2), 187-198
- Borga, K.; Gabrielsen, G. V.; Skaare, J. U.; Kleivane, L.; Norstrom, R.J.; Fisk, A. T. (2005): Why do organochlorine differences between arctic regions vary among trophic levels? ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY 39 (12), 4343-4352
- BurgatSacaze, V.; Craste, L.; Guerre, P. (1996): Cadmium in the food chain: A review. REVUE DE MEDICINE VETERINAIRE 147 (10), 671-680
- Brodziak-Dopierala, B.; Kwapulinski, J.; Sobczyk, K.; Kowol, J. (2011): The occurrence of nickel and other elements in tissues of the hip joint. EXOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY 74, 630-635
- Cao, J.; Henry, P. R.; Guo, R.; Holwerda, R. A.; Toth, J. P.; Littell, R. C.; Milles, R. D.; Ammerman, C. B (2000): Chemical characteristics and relative bioavailability of supplemental organic zn sources for poultry and ruminants. J. ANIM. SC. 78, 2039-2054
- Casey, C.E.; Robinson, M.F. (1978): Cooper, manganese, zinc, nickel, cadmium and lead in human foetal tissues. BR. J. NUTR. 39, 639-646
- Cempel, M., Nikel, G., (2006): Nickel: a review of its sources and environmental toxicology. POL. J. ENVIRON. STUD. 15, 375-382

- Clemens, S.; Antosiewicz, D. M.; Ward, J. M.; Schachtman, D. P.; Schroeder, J. I. (1998): The plant cDNA LCT1 mediates the uptake of calcium and cadmium in yeast. *PROC. NATL. ACAD. SCI. USA* 95, 12043
- Corsmeier, U.; Kohler, M.; Vogel, B.; Vogel, H.; Fiedler, F. (2005): BAB II: a project to evaluate the accuracy of realworld traffic emissions for motorway. *ATMOS. ENVIRON. BAB-SONDERBAND* 39, 5627-5641
- Cosio, C.; DeSantis, L.; Frey, B.; Diallo, S.; Keller, C. (2005): Distribution of cadmium in leaves of *Thlaspi caerulescens*. *J. EXP. BOT.* 56, 765-775
- Čadková, Z.; Miholová, D.; Száková, J.; Válek, P.; Jankovská, I.; Langrová, I. (2014): Is the tapeworm able to affect tissue Pb-concentrations in white rat? *PARASITOLOGY* 141, 826-36
- Darnerud, P.O. (2003): Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL* 29 (6), 841-853
- Dauthieu, M.; Denaix, L.; Nguyen Ch.; Panfili, F.; Perrot, F.; Potin-Gautier, M. (2009): Cadmium uptake and distribution in *Arabidopsis thaliana* exposed to low chronic concentrations depends on plant growth. *PLANT SOIL* 322, 239-249
- De Buron, I.; James, E.; Riggs-Gelasco, P.; Ringwood, A. H.; Roladno, E.; Richardson, D. (2009): Overview of the status of heavy metal accumulation by helminths with a note on the use of in vitro culture of adult acanthocephalans to study the mechanisms of bioaccumulation. *NEOTROPICAL HELMINTOLOGY* 3, 101-110
- de Wit, C. A.; Alaei, M.; Muir, D.C.G. (2006): Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. *CHEMOSPHERE* 64 (2), 209-233
- Dip, R.; Stieger, C.; Deplazes, P.; Hegglin, D.; Müller, U.; Dafflon, O.; Koch, H.; Naegli, H. (2001): Comparison of heavy metal concentrations in tissues of red foxes from adjacent urban, suburban and rural areas. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 40, 551-556
- Disante, K.B.; Cortina, J.; Vilagrosa, A.; Fuentes D.; Hernández, E.I.; Ljung, K. (2014): Alleviation of Zn toxicity by low water availability. *PHYSIOLOGIA PLANTARUM* 150, 414-424
- Gorr, T.A.; Gassmann, M.; Wappner, P. (2006): Sensing and responding to hypoxia via HIF in model invertebrates. *J. Insect. Physiol.* 52,349-364
- Goutner, V.; Papagiannis, I.; Kalgakakou, V. (2001): Lead and cadmium in eggs of colonially nesting waterbirds of different position in the food chain of Greek wetlands of international importance. *SCI. TOTAL ENVIRON.* 267, 199-176
- Haag-Kerver, A.; Schafer, H.; Heiss, S.; Walter, C.; Rausch, T. (1999): Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. *J. EXP. BOT.* 50, 1827-1835

- Helgason, L. B.; Barrett, R.; Lie, E.; Polder, A.; Skaare, J. U.; Gabrielsen, G. W. (2008): Levels and temporal trends (1983-2003) of persistent pollutants (POPs) and mercury (Hg) in seabird eggs from Northern Norway. ENVIRONMENTAL POLLUTION 155 (1), 190-198
- Herren, T.; Feller, U. (1997): Transport of cadmium via xylem and phloem in maturing wheat shoots: comparison with the translocation of zinc, strontium and rubidium. ANN. BOT. 80, 623-628
- Jalil, A.; Selles, F.; Clarke, J. M. (1994): Effect of cadmium on growth and uptake of cadmium and other elements by durum wheat. J. PLANT. NUTR. 17, 1839-1858
- Jirsa, F.; Leodolter-Dvorak, M.; Krachler, R.; Frank, C. (2008): Heavy metals in the nase, *Chondrostoma laticeps* (Pallas 1781) from Austrian rivers: bioindicative aspects. ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY 55, 619-626
- Jortner, B. S. (2008): Effect of stress at dosing on organophosphate and heavy metal toxicity. TOXICOLOGY AND APPLIED PHARMACOLOGY 233, 162-167
- Jozic, M.; Peer, T.; Turk, R. (2009): The impact of the tunnel exhausts in terms of heavy metals to the surrounding ecosystem. ENVIRON MONIT ASSESS 150, 261-271
- Kafka Z.; Punčochářová J. (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. CHEMICKÉ LISTY 96, (7), 611-617
- Kočišová, A. (2001): Litter beetles in poultry production. PROCEEDINGS EUROPEAN INTEGRATION OF VETERINARY SURGEONS IN THE AREA OF DISEASE OF SMALL ANIMALS, POULTRY, HORSES AND HISTORY OF VETERINARY MEDICINE, 85-87
- Koréneková, B.; Skalická, M.; Naď, P. (2002): Cadmium exposure of cattle after long-term emission from polluted area. TRACE ELEMENTS AND ELECTROLYTES 19, 97-99
- Korshunova, Y. O.; Eide, D.; Gregg Clark, W.; Lou Guerinot, M.; Parkasi, H. B. (1999): The IRT1 protein from *Arabidopsis thaliana* is a metal transporter with a broad substrate range. PLANT. MOL. BIOL. 40, 37-44
- Korshunova, Y.O.; Eide, D.; Gregg Clark, W.; Lou Guerinot, M.; Pakrasi, H.B. (1999): The IRT1 protein from *Arabidopsis thaliana* is a metal transporter with a broad substrate range. PLANT. MOL. BIOL. 40, 37-44
- Kottferová, J.; Koréneková, B.; Skalická, M. (2002): Zinc levels in poultry meat. TRACE ELEMENTS AND ELECTROLYTES 19, 91-93
- Kuklin, V. V.; Galkin, A. K.; Marasaev, S. F.; Marasaeva, E. F. (2004): The characteristics of Helminthofauna of sea birds of the Svalbard archipelago. DOKLADY BIOLOGICAL SCIENCES 395 (1), 124-126

- Küpper, H.; Lombi, E.; Zhao, F. J.; McGrath, S. P. (2000): Cellular compartmentation of Cd and Zn in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *PLANTA* 212, 75-84
- Küpper, H.; Lombi, E.; Zhao, F.J.; McGrath, S.P. (2000): Cellular compartmentation of Cd and Zn in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *PLANTA* 212, 75-84
- Laschober, C.; Limbeck, A.; Rendl, J.; Puxbaum, H. (2004): Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermuhlen-tunnel (Viena, Austria). *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT* 38, 2187-2195
- Lindén, A.; Olsson, M.; Bensryd, I.; Lundh, T.; Kerfving; Oskarsson, A. (2003): Monitoring of cadmium in the chain from soil via crops and feed to pig blood and kidney. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY* 55,213-222
- Lorenzon, S.; Francese, M.; Ferrero, E.A. (2000): Heavy metal toxicity and differential effects on the hyperglycemic stress response in the shrimp *Palaemon elegans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 167-176
- Ma, W.L.; Wang, L.; He, Y.J.; Yan, T. (2008): Cadmium accumulation and metallothionein biosynthesis in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. *ACTA SCIENTIAE CIRCUMSTANTIAE* 28, 1192-1197
- Navarro, A.; Faria, M.; Barata, C.; Piña (2011): Transcriptional response of stress genes to metal exposure in zebra musel larvae and adults. *ENVIRON. POLLUT.* 159,100-107
- Ondrašovič, M.; Ondrašovičová, O.; Vargová, M.; Kočíšová, A. (1997): Environmental problems in in veterinary practice. *DATAHELP*, 144
- Pacyna, J. (2005): Sources and emissions. In: Symon C., Wilson S. J. (Eds.), *AMAP Assesment (2002): Heavy Metals in the Arctic*. Arctic Monitoring and Assessment programme (AMAP) pp 5-10
- Page, A.L.; Bingham, F.T.; Nelson, C. (1972): Cadmium absorption and growth of various plant species as influenced by solution cadmium concentration. *J. ENVIRON. QUAL.* 1, 288-291
- Pence, N.S.; Larsen, P.B.; Ebbs, S.D.; Kochian, L.V. (2000): The molecular physiology of heavy metal transport in the Zn/Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *PROC. NATL. ACAD. SCI.* 97, 4956-4960
- Peters, J. L.; Kubzansky, L.; McNeely, E.; Schwartz, J.; Spiro, A.; Sparrow, D.; Wright, R.O.; Nie, H.; Hu, H. (2007): Stress as a potential modifier of the impact of lead levels on blood pressure: the normative aging study. *ENVIRON. HEALTH PERSPECT* 115, 1154-1159

- Quadroni, S.; Galassi, S.; Capoccioni, F.; Ciccotti, E.; Grandi, G.; De Leo, G. A.; Bettinetti, R. (2013): Contamination, parasitism and condition of *Anguilla anguilla* in three Italian stocks. *ECOTOXICOLOGY* 22, 94-108
- Ruuskanen, S.; Laaksonen, T.; Morales, J.; Moreno, J.; Mateo, R.; Belskii, E.; Bushuev, A.; Järiven, A.; Kerimov A.; Krams, I.; Morosinitto, C.; Mänd, R.; Orell, M.; Qvarnström, A.; Slate, F.; Tilgar, V.; Visser, M.E.; Winkel, W.; Zang, H.; (2004): Large- scale geographical variation in eggs hell metal and calcium content in a passerine bird (*Ficedula hypoleuca*). *ENVIRON. SCU. POLLUT. RES. INT.* 21 , 5 : 3304-3317
- Sagerup, K.; Savinov, V.; Savinova, T.; Kuklin, V.; Muir, D.C.G.; Gabrielsen, G. W. (2009): Persistent organic pollutants , heavy metals and parasites in the glaoucos gull (*Larus Hyperboreus*) on Spitsbergen. *ENVIRONMENTAL POLLUTION* 157, 2282-2290
- Sameer, A.A.; Fawzi, B.; Mohai, F. (1999): Sorption of copper and nickel by spent animal bones. *CHEMOSPHERE* 39, 2087-2096
- Sankaramanivel, S.; Jeyapriya, R.; Hemalatha, D.; Djody, S.; Arunakaran, J.; Scrinivasan, N. (2006): Effect of chromium on vertabrae, ferum and calvaria of adult male rats. *HUM. EXP. TOXICOL.* 16, 764-766
- Sauve, S.; Norvell, W.A.; McBride, M.; Hendershot, W. (2000): Speciation and complecation of cadmium in extracted soil solutions. *ENVIRON. SCI. TECHNOL.* 34, 291-296
- Savinov, V.; Muir, D.C.G.; Savinova, T.; Gabrielsen, G. W.; Alexeeva, L.; Marasev, S.; Zyryanov, S. (2005): Chlorinated hydrocarbons and polybrominated diphenyl ethers in glaucous gulls (*Larus hyberboreus*) from (West Spicbergen). *ORGANOHALOGEN COMPOUNDS* 67, 981-985
- Shigemi, J.; Mino, Y.; Tsuda, T. (1999): The role of perceived job stress in the relationship between smoking and the development of peptic ulcers. *J. EPIDEMIOLOG* 9, 320-326
- Schettler, T.M.D.; Solomon G.M.D; Valenti M.; Huddle A. (2008): Generace v ohrožení. Arnika. Praha. 474. ISBN: 978-80-254-5703-0
- Schmidt, H.; Kamp, G. (1996): The Pasteur effect in facultative anaerobic metazoa. *EXPERIENTIA* 52, 440-448
- Sokolova, I.M.; Lannig, G. (2008): Interactive effects of metal pollution and temerature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change. *CLIM. RES.* 37, 181-201
- Stack, M.V.; Burkitt, A.J.; Nickless, G. (1976): Trace metals in teeth at birth. *BULL. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 16, 764-766
- Stoeppler, M. (1991): Metals and their Compounds in the Environment. VCH. WEINHEIM 803-852



- Sures, B. (2006): How parasitism and pollution affect the physiological homeostasis of aquatic hosts. *JOURNAL OF HELMINTOLOGY* 80 (2), 151-157
- Thuvander, A.; Oskarsson, A. (1988): Adverse health effects due to soil and water acidification. SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, REPORT 4881
- Tukendorf, A.; Skorzynska-Polit, E.; Baszynski, T. (1997): Homophytochelatin accumulation in Cd-treated runner bean plant sis related to their growth stage. *PLANT. SCI.* 129, 21-28
- Verboven, N.; Verraault, J.; Letcher, R. J.; Gabrielsen, G. W.; Evans, N. P. (2008): Maternally derived testosterone and 17 [beta]-estradiol in the eggs of Arctic-breeding glaucous gulls in relation to persistent organic pollutants. *COMPARATIVE BIOCHEMISTRY AND PHYSIOLOGY C-TOXICOLOGY & PHARMACOLOGY* 148 (2), 143-151
- Verreault, J.; Letcher, R. J.; Miur, D.C.G.; Chu, S. G.; Gebbink, W. A.; Gabrielsen, G. W. (2005): New organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* 24 (10), 2486-2499
- Wang, L.; Xu, T.; Lei, W.; Liu, D.; Li, Y.; Xuan, R.; Ma J. (2011): Cadmium-induced oxidative stress and apoptotic changes in the testis of freshwater crab, *Sinopotamon yangtsekiense*. *PLOS ONE* 6, 1-8
- Wang, L.; Yan, B.; Liu, N.; Li, Y.; Wang, Q. (2008): Effects of cadmium on glutathione synthesis in hepatopancreas of freshwater crab, *Sinopotamon yangtsekiense*. *CHEMOSPHERE* 74,51-56
- Wójcik, M.; Tukendorf, A. (2004): Phytochelatin synthesis and cadmium localization in wild type of *Arabidopsis thaliana*. *PLANT GROWTH REGUL* 44, 71-80
- Xuan, R.; Wang, L.; Sun, M.; Ren, G.; Jiang, M. (2011): Effects of cadmium on carbohydrate and protein metabolisms in the freshwater crab *Sinopotamon yangtsekiense*. *COMP BIOCHEM PHYSIOL* 154C, 268-267
- Xuan, R.; Wu, H.; Li, Y.; Wang, J.; Wang, L. (2014): Sublethal Cd-induced cellular damage and metabolic changes in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. *ENVIRON SCI POLLUT RES* 21, 1738-1745
- Xuan, R.; Wu, H.; Lin, C. D.; Ma, D. D.; Li, Y. J.; Xu, T.; Wang, L. (2013): Oxygen consumption and metabolic responses of freshwater crab *Sinopotamon henanense* to acute and sub-chronic cadmium exposure. *ECOTOX. ENVIRON. SAF.* 89, 29-35