

**Česká zemědělská univerzita v Praze**  
**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**  
**Katedra zoologie a rybářství**



**Těžké kovy v moči potkanů napadených tasemnicí**

**Diplomová práce**

**Bc. Šárka Jarošová**  
**Rozvoj venkovského prostoru**

**prof. Ing. Ivana Jankovská, Ph.D.**

**Ing. Vladislav Sloup**  
konzultant

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Těžké kovy v moči potkanů napadených tasemnicí“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové 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 diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

---

## **Poděkování**

Ráda bych na tomto místě poděkovala především vedoucí mé diplomové práce, paní prof. Ing. Ivaně Jankovské, Ph.D., za její věcné a cenné rady i připomínky a za její trpělivost během průběžných konzultací. Mé poděkování patří také panu Ing. Vladislavu Sloupovi, který mi byl nápomocen při zpracování dat. Poděkování patří také mým nejbližším a rodině, kteří mě podporovali a dali mi možnost a prostor studovat.

# Těžké kovy v moči potkanů napadených tasemnicí

## Souhrn

Jak dříve bylo prokázáno, koncentrace těžkých kovů v životním prostředí, a jejich nárůst, představují hrozbu pro veškeré ekosystémy. Nejvíce tyto kovy ohrožují živočichy prostřednictvím kontaminované vody, potravy i vzduchu a následně se akumulují v tkáních konzumentů vyšších trofických úrovní. Tato diplomová práce byla zaměřena na charakteristiku a význam pro živý organismus vybraných těžkých kovů a jejich biologickou dostupnost. Dále byla práce zaměřena na rostlinné hyperakumulátory, prostřednictvím kterých se kontaminanty dostávají do těla konzumentů.

Pro experiment, který trval 39 dní, bylo zapotřebí 24 jedinců laboratorních potkanů (*Rattus norvegicus* var. *alba*) rozdělených do 4 skupin s různými podmínkami. Potkani v kontrolní skupině (00) byli krmeni kompletní krmnou směsí ST-1, skupinu (0T) tvořili potkani, kteří byli infikováni tasemnicí krysí (*Hymenolepis diminuta*) a měli rovněž krmivo ST-1, třetí skupině potkanů (P0) bylo podáváno krmivo ST-1 s příměsí rostlinného hyperakumulátoru huseníčku Hallerova (*Arabidopsis halleri*) v poměru 60:40 a poslední skupina potkanů (PT) byla infikována tasemnicí a zároveň jim byla podávána krmná směs ST-1 s příměsí huseníčku Hallerova ve stejném poměru jako skupině P0.

Potkani z kontrolní skupiny (00) přijali za celou dobu pokusu 61,07 mg Zn, průměrně každý jedinec zkonzumoval denně 0,26 mg Zn. Průměrně potkani z kontrolní skupiny (00) vyloučili za den 0,67 mg/l Zn, tedy průměrně 0,43 % přijatého zinku za den.

Potkani (P0), přijali celkem, za celou dobu experimentu, 522,3 mg Zn a 10,5 kadmia. Průměrně potkani (P0) vyloučili 6,61 mg/l Zn za den a 0,03 mg/l Cd za den, což je v případě Zn 0,93 % a 0,26 % Cd.

Skupina potkanů (0T) celkem přijala v potravě 58,5 mg Zn v potravě ST-1. Průměrná naměřená hodnota vyloučeného Zn byla 0,44 mg/l v každém měření, což odpovídá 0,38 % přijatého Zn za den.

Potkani experimentální skupiny (PT) přijali v potravě celkem 704,1 mg Zn a 14,1 mg Cd. Průměrně vyloučili 1,99 mg/l Zn a 0,004 mg/l Cd, což je v případě Zn 0,16 % přijatého zinku a 0,01% přijatého kadmia.

V této práci bylo prokázáno, že potravou přijatý zinek a kadmium se metabolizovaly, a byly vyloučeny močí. Jak ukázaly výsledky, je možné, že přítomnost tasemnice krysí měla vliv na vylučování kovů z těl jednotlivých potkanů z pozorovaných skupin, protože tasemnice mohou akumulovat některé prvky, vč. těžkých kovů, z těla hostitele do svého těla. Souhrnně lze říct, že potkani, kteří byli infikováni tasemnicí, vylučovali méně metabolizovaných těžkých kovů (zinek a kadmium) i vybraných makro prvků.

**Klíčová slova:** tasemnice, potkan, akumulace, exkrece, moč, zinek, kadmium

# How tapeworm infection affects heavy metal excretion through host urine

## Summary

As previously shown, an increased concentration of heavy metals in the environment pose a threat to all ecosystems. The greatest threat is brought forward to animals through contaminated water, food and air where these heavy metals are subsequently accumulated in consumers tissues of higher trophic levels. This thesis is focused on selected heavy metals and their bioavailability in characteristics and significance for the living organisms. Furthermore, the work is focused on plant hyperaccumulators, through contaminants entering the body of consumers.

A feeding experiment of 39 days duration was conducted using 24 rats (*Rattus norvegicus* var. *Alba*) divided into 4 groups with different conditions. Rats in control group (00) were fed ST-1 feed mixture. Rats in group (0T) were infected with tapeworm (*Hymenolepis diminuta*) and also fed ST-1 feed mixture. Rats in group (P0) were fed ST -1 with an admixture of *Arabidopsis halleri* in a ratio of 60:40 and the last group of rats (PT) was infected with tapeworm and was fed a ST-1 and *Arabidopsis halleri* admixture with the same ratio as group P0.

Rats from control group (00) received 61.07 mg Zn throughout the experiment, an average daily intake was 0.26 mg of Zn. Rats from the control group (00) also excreted, on average, 0.67 mg/l Zn per day, i.e. an average of 0.43% of zinc ingested per day.

Rats in group (P0) received a total of 522.3 mg of Zn and 10.5 mg of cadmium throughout the experiment. On average, rats (P0) excreted 6.61 mg/l Zn per day and 0.03 mg/l Cd per day, which is 0.93% of Zn and 0.26% of Cd.

A group of rats (0T) received in total 58.5 mg of Zn in the ST-1 diet. The average level of excreted Zn was 0.44 mg/l in each measurement, which corresponds to 0.38% of Zn received per day.

Experimental rat group (PT) received a total of 704.1 mg Zn and 14.1 mg Cd in the diet. On average, they excreted 1.99 mg/l Zn and 0.004 mg / l Cd, which in this case represents 0.16% of received zinc and 0.01% of received cadmium.

This work shows that dietary zinc and cadmium were metabolized and excreted in the urine. As the results showed, it is possible that the presence of rat tapeworm had an impact on the excretion of metals from the bodies of individual rats in the observed groups, because tapeworms can accumulate some elements, including heavy metals, from the body of the host to its own body. In summary, rats infected with tapeworms excreted less metabolized heavy metals (zinc and cadmium) as well as selected macro elements.

**Keywords:** tapeworm, rat, accumulation, excretion, urine, zinc, cadmium

# Obsah

1 Úvod.....	7
2 Vědecká hypotéza a cíle práce .....	8
3 Literární rešerše .....	9
<b>3.1 Těžké kovy v životním prostředí .....</b>	<b>9</b>
3.1.1 Vliv mědi na organismus .....	11
3.1.2 Vliv kadmia na organismus .....	12
3.1.3 Vliv olova na organismus.....	13
3.1.4 Vliv zinku na organismus .....	13
<b>3.2 Biodostupnost těžkých kovů.....</b>	<b>14</b>
<b>3.3 Hyperakumulátory těžkých kovů .....</b>	<b>15</b>
3.3.1 Akumulace těžkých kovů z půdy .....	16
3.3.2 Transport zinku - proteiny .....	18
3.3.3 Metalothioneiny.....	19
3.3.4 Střevní helminti jako střevní akumulátoři .....	19
<b>3.4 Tasemnice (Cestoda).....</b>	<b>20</b>
3.4.1 Tasemnice krysí ( <i>Hymenolepis diminuta</i> ).....	20
<b>3.5 Vliv intoxikace těžkými kovy na organismus .....</b>	<b>21</b>
4 Materiál a metody.....	23
<b>4.1 Modelový organismus .....</b>	<b>23</b>
<b>4.2 Průběh experimentu/experimentální plán .....</b>	<b>23</b>
4.2.1 Infekce potkanů tasemnicemi .....	24
4.2.2 Vyhodnocení experimentu .....	25
5 Výsledky .....	26
<b>5.1 Příjem kadmia a zinku .....</b>	<b>26</b>
<b>5.2 Vylučování zinku potkany močí .....</b>	<b>27</b>
<b>5.3 Vylučování kadmia potkany močí.....</b>	<b>30</b>
<b>5.4 Vylučování vybraných prvků potkany močí .....</b>	<b>31</b>
6 Diskuze .....	33
7 Závěr .....	36
8 Použitá literatura .....	37
9 Samostatné přílohy .....	I

# 1 Úvod

Zvýšené koncentrace těžkých kovů a jejich toxické stopy, ačkoli jsou přirozenou součástí půdy a nalézají se ve všech živých organismech (Gupta & Gupta 1998), představují riziko pro floru, faunu i lidi (Abdu et al. 2017). Samotné vzájemné interakce mezi jednotlivými těžkými kovy mohou představovat pro živočicha značné riziko. Některé prvky se navzájem ovlivňují a může tak dojít k nadbytečnému přebytku dominantnějšího prvku a zároveň k nedostatečné hladině, až dokonce absenci, prvku dalšího.

Životní prostředí, v celosvětovém pojetí, je konstantně ohrožováno a jeho kontaminace představuje značný ekologický problém. I kontaminace živého organismu těžkými kovy může být významný problém, protože těžké kovy ovlivňují nejen zdraví jedince, ale zároveň celé populace. Ohrožení populace těžkými kovy je dáno schopností těchto kovů se akumulovat v tkáních živočichů a rostlin. Veškeré populace jsou vzájemně ohroženy prostřednictvím potravního řetězce. Akumulace těžkých kovů ve tkáních jedince způsobuje v rámci potravního řetězce hrozbu pro vyšší trofické úrovně. Koncentrace těžkých kovů se se zvyšující se trofickou úrovní akumulují a v organismu konečného konzumenta se proto vyskytuje koncentrace nejvyšší.

Stopová množství některých těžkých kovů jsou zároveň nezbytná pro správnou funkci metabolických procesů. Takovým prvkem je například zinek, který je u živočichů nepostradatelným prvkem pro správnou funkci imunitního systému, vývoj a růst, a také se podílí na správné funkci samčích pohlavních orgánů. Proto se řadí mezi nejdůležitější výživové mikroprvky (Godt et al. 2006).

Zemědělství představuje významný zdroj kontaminantů, které se dostávají skrz zemědělskou půdu do ostatních ekosystémů všech složek životního prostředí. Na základě intenzifikace zemědělství, která byla nezbytná kvůli celosvětově se zvyšujícímu počtu obyvatelstva a zvýšené poptávce po produktech, bylo zapotřebí začít chránit plodiny před škůdci a zároveň podpořit hnojením růst plodin (Nuhoglu & Oguz 2003). Minerální hnojiva, která jsou průmyslově zpracovávána, sice působí rychleji než organická, ale jsou hrozbou pro organické zdraví půd a kvality, především podzemních, vod. Přítomnost vyšších koncentrací minerálních hnojiv může zpomalovat činnost přirozeně se vyskytující půdní fauny, což negativně působí na přirozené půdní procesy. Zmíněná organická hnojiva nepodporují pouze produkci, ale díky nim je zajištěná dlouhodobější půdní úrodnost, v závislosti na organickém zdraví půdy. Půda, která neobsahuje vyvážené množství přirozeně se vyskytujících prvků, je tak vystavena vodní erozi, což má negativní vliv nejen na produkci, čili ekonomiku, ale také na ekologii.

V této práci byl zkoumán vliv infekce tasemnice krysí (*Hymenolepis diminuta*) na vylučování těžkých kovů močí z těla hostitele, potkana (*Rattus norvegicus* var. *alba*). Bylo prokázáno, že infekce konzumentů měla vliv na vylučování zinku a kadmia z těla hostitele. Dále byla prokázána vzájemná interakce některých kovů, na což upozorňují Tlustoš et al. (2016), Brzóska & Moniuszko-Jakoniuk (2001) aj.

Pro zvýšení kvality života a zdraví, obnovu a zlepšení veškerých ekosystémů je nezbytné snížení emisí kadmia.

## **2 Vědecká hypotéza a cíle práce**

Cílem práce bylo vyhodnotit, jak tasemnice ovlivňují vylučování vybraného těžkého kovu z organismu hostitele močí.

Hypotéza: Tasemnice akumulují Cd/Zn do svého těla a tím snižují % vylučování Cd/Zn v moči hostitele.



## 3 Literární rešerše

### 3.1 Těžké kovy v životním prostředí

Těžké kovy a jejich toxické stopy se v přírodě vyskytují ve všech živých organismech (Gupta & Gupta 1998). Jejich výskyt je způsobený především antropogenní činností, ale jejich zastoupení v přírodě je i přirozeného původu, viz kap. 3. 3. (Hu et al. 2013). Stopové množství některých z nich je nezbytné jak pro rostliny, tak pro živočichy, a v neposlední řadě i pro člověka (Abdu et al. 2017). Pokud dojde ke zvýšení jejich koncentrace, stávají se tyto prvky toxickými, což způsobuje závažné poruchy tělesných funkcí živých organismů. Do živého organismu se dostávají několika cestami, např. dýcháním, konzumací kontaminované potravy nebo vody či případně skrz kůži (Singh et al. 2011). Tyto prvky se dokáží vázat na bílkoviny, enzymy a nukleové kyseliny, čímž nahrazují původní esenciální minerály, kterým brání v jejich biologické funkci a působí tak jako enzymatické jedy (Singh et al. 2011). Míru toxicity, ohrožení jedince či všech trofických úrovní, obecně určuje druh prvku a jeho specifické chemicko-fyzikální vlastnosti. Souhrnně se dá tvrdit, že těžké kovy jsou karcinogenní, negativně ovlivňují pohybový aparát a funkčnost všech vnitřních orgánů. Těžké kovy způsobují chronická onemocnění (narušení imunitního systému, respirační onemocnění aj.) a zároveň akutní stavy (průjemy, nevolnost, bolesti hlavy aj.). Dále způsobují poruchy krvetvorby, úbytek zubní skloviny či stárnutí kůže. Usazují se v měkkých tkáních, kostech, svalech a orgánech (Shiue et al. 2017).

Vzhledem k rychle se vyvíjejícím moderním technologiím roste produkce všech kovů, jejich spotřeba a potřeba jejich následné likvidace (Bencko 1995). Nejzávažnějším důvodem produkce těžkých kovů je jednoznačně antropogenní činnost – těžba, automobilový průmysl, spalování fosilních paliv, výroba a likvidace barviv a plastů a zároveň farmaceutický průmysl (Pál et al. 2006). Z průmyslových areálů se do ovzduší dostávají kontaminující částice ve všech skupenstvích. Všechny částice jsou v určité míře toxické, protože obsahují těžké kovy a jiné organické látky, představující určitý způsob rizika pro živé organismy (Vervaet et al. 2017). Mezi problematické těžké kovy, které se do prostředí dostávají s rozvojem moderních technologií, patří olovo, zinek, kadmium a arsen. Zvýšení obsahu olova v městských aglomeracích souvisí s rozvojem automobilového průmyslu (Padoan et al. 2017). I přes mohutný rozvoj průmyslu se v posledních letech daří omezovat kontaminaci ovzduší i v průmyslových oblastech (Kolář et al. 2012).

Hutnické odpady a různá odkaliště důlních či hutních závodů jsou významným zdrojem prašnosti. V případě, že nedochází k jejich rekultivaci nebo alespoň pravidelnému zvlhčování, dochází ke zvýšené kontaminaci povrchové a podzemní vody (Bencko 1995). Černé skládky či opuštěné průmyslové areály bez sanace představují rovněž problém s kontaminací povrchových vod (Bencko 1995; Kolář et al. 2012). Na území České republiky se nachází několik oblastí, které jsou ohroženy kontaminací nebo byly již kontaminovány, nejvýznamnější je Příbramsko (Ettler et al. 2006). Z důvodu dřívějšího zpracovávání olovnatých rud v této lokalitě, je kontaminací ohrožena zemědělská výroba a následně tedy potravinové produkty. Přes potravní řetězec se kontaminant dostává do dalších trofických úrovní. Druh takového znečištění se nazývá bodový, vzhledem k jeho jednoznačnému

umístění (Kolář et al. 2012). Mezi bodové zdroje kontaminace se považují netěsnosti v ropovodu, průmyslové areály, staré doly či komíny obytných domů. V minulém století bylo ovzduší narušeno spalováním zejména fosilních paliv (Bencko 1995).

Spalováním organických i anorganických látek vzniká mnoho druhů produktů, jako jsou kouř, saze, dehet či popel, které obsahují velké množství škodlivých látek. Ač byl popel v minulosti hojně využíván jako hnojivo, především kvůli řízenému vypalování lesních ploch, žďáření, prostřednictvím kterého hospodáři získávali zemědělskou půdu (Biederman & Obernberger 2005), tak přítomnost popela v půdě způsobuje zvýšenou dostupnost některých rizikových prvků, např. kadmia, olova, mědi a zinku (Tlustoš et al. 2016). Zároveň obsahuje popel velké množství zásaditých kationtů a živin, které jsou důležité pro zdravý vývoj a růst rostlin, např. draslíku, hořčíku a vápníku, a to ve formě jejich uhličitanů (Hanč et al. 2014). Při spalování dochází k přeměně až 98% podílu veškerých organických látek a zároveň ke zvýšení koncentrace těžkých kovů a polycyklických uhlovodíků v produktech spalování, které mají negativní vliv na celkovou výšku jednotlivých rostlin a mohou nevratně narušit biologický vývoj a mikrobiální biodiverzitu v půdě. Pro živočichy a lidi představuje popel vysoké riziko díky jeho snadnému vstupu do organismu přes dýchací ústrojí (Dutta et al. 2017).

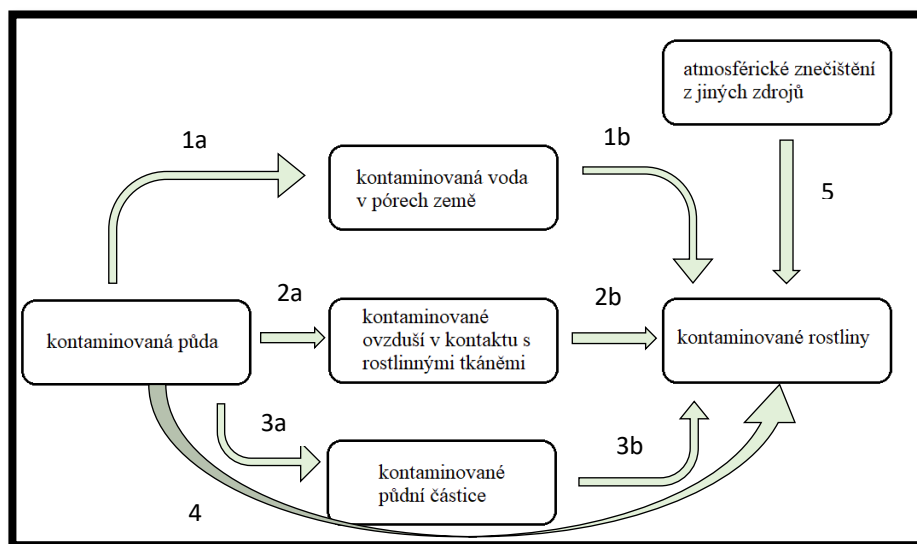
Přes kontaminované ovzduší se kontaminuje půda, povrchová a následně i podzemní voda. Dešťové srážky s sebou z ovzduší berou popílek, jenž se dostane do půdy a následně je vyplavován do povrchové a podzemní vody (Bencko 1995). Dalším možným způsobem kontaminace povrchových a podzemních vod jsou černé skládky či opuštěné průmyslové areály bez sanace (Bencko 1995; Kolář et al. 2012). Prostřednictvím hydrologického cyklu se kontaminanty transportují přes všechny složky životního prostředí, hlavním přenašečem je voda, která je ústřední veličinou hydrologického cyklu. Zvyšování koncentrace znečištění vody má za následek ohrožení zdraví všech živočichů a lidí. Kontaminovaná dešťová voda se postupem času akumuluje v říčních sedimentech, ale i v živých vodních organismech, např. v rybách (Shiue et al. 2017).

Prvky, které nejčastěji kontaminují zemědělské a městské půdy, jsou kadmium a zinek (Hazotte et al. 2017). Kvůli usazování kontaminujících částic v nadzemní biomase rostlin, je negativně ovlivňován fyziologický vývoj rostlin a jejich biochemické pochody. Zároveň jsou rostliny ohroženy kontaminanty z půd, které přijímají skrz kořeny. Přes jednotlivé orgány rostlin pronikají látky do všech tkání rostlin (Tremlová et al. 2013). Při vstupu do půdy mohou těžké kovy reagovat s jinými látkami, a tím může dojít ke vzniku sloučenin s dalšími charakteristickými vlastnostmi. Vznikají sloučeniny, které mají různé chemické a fyzikální vlastnosti, jako je rozpustnost, pH nebo anorganický či organický původ. Rozpustnost toxického prvku je považována za jeho rozhodující vlastnost, protože obecně platí, že čím je prvek rozpustnější, tím představuje větší hrozbu díky jednoduššímu transportu a následnému vstřebávání (Vareda et al. 2016).

Dále jsou zemědělské půdy a podzemní vody kontaminovány aplikací průmyslových hnojiv, které se v posledních desetiletích aplikují v přebytku a v prostředí tedy narůstá obsah zejména dusík a fosfor. Tyto prvky jsou sice nezbytné pro správný vývoj rostliny, ale v nadbytečném množství působí toxicky (Bencko 1995). Prostřednictvím těchto hnojiv se, nejen do zemědělské, půdy dostávají těžké kovy, např. kadmium, olovo či měď. To má za následek kontaminaci zemědělských produktů nebo planě rostoucích rostlin, které se

dostanou do potravních řetězců. Následně dochází v tělech finálních konzumentů k pozvolnému poškození jater a ledvin, viz kap. 3. 5. (Bulat et al. 2008; Vervaet et al. 2017). Například ve Skandinávii vzrůstala koncentrace kadmia, na začátku tisíciletí, v zemědělské půdě o 0,2 % ročně a celkové globální emise kadmia činila 7000 t/rok (Godt et al. 2006). Mezi jednotlivými prvky těžkých kovů mohou nastat interakce, které mohou zvyšovat jejich toxicitu na organismus, do kterého se vstřebávají (Brzóska & Moniuszko-Jakoniuk 2001). K takovým interakcím dochází ve všech fázích vstřebávání či přímé distribuci těžkých kovů, a také při jejich vylučování. Kvůli své obtížné biodegradabilitě a rigiditě se těžké kovy postupně akumulují ať v přirozeném prostředí či v živých organismech a jsou považované za vysoce nebezpečné (Vareda et al. 2016). Nejvýznamnější problém představují interakce mezi toxickým Cd a dalšími minerálními živinami, které snižují absorpci Cd (Reeves & Chaney 2008). Nejnebezpečnější jsou látky, které mají vysokou koncentraci těžkých kovů při omezeném výskytu, neboť jsou ohrožením pro živé organismy i v malém množství.

Swartjes et al. (2007) popisují různé způsoby kontaminace rostlin, viz obr. 1. Ke kontaminaci rostlin těžkými kovy dochází nejčastěji kontaminovanou vodou, kterou rostliny absorbují (1a, 1b) z půdy. Dalším způsobem (2a, 2b) je kontaminace prostřednictvím znečištěného ovzduší. Nejméně časté jsou způsoby kontaminace přes půdní částice (3a, 3b) či přímým znečištěním z půd (4). Jedná se o látky, kterým jsou živé organismy vystaveny celý svůj život v závislosti na lokalitě růstu. Každá látka má vlastní charakteristické vlastnosti, a proto každá prochází půdou jinak rychle s jiným průběhem (Kolář et al. 2012). Většina kontaminantů se zachytává o jiné látky, což způsobuje prodloužení jejich výskytu v půdě.



Obr. 1: Možné způsoby absorpce těžkých kovů z prostředí rostlinami, upraveno (Swartjes et al. 2007)

### 3.1.1 Vliv mědi na organismus

Měď je potřebnou složkou pro výživu rostlin, ale nadužíváním průmyslových a minerálních hnojiv při snaze o maximalizaci výnosů, se dostává do zemědělské půdy, ale i do podzemních vod v nadlimitních množstvích. Přítomnost mědi v půdě může negativně ovlivnit (snížit) extrakci kadmia a zinku (Martínez-Alcalá et al. 2016).

Patří mezi základní mikroživiny, ale vysoká hladina tohoto prvku působí toxicky na živé organismy (Martínez-Peñalver et al. 2012). Vyskytuje se v rostlinných i živočišných tkáních, u obratlovců je důležitá pro správný vývoj pojivové tkáně (Cikrt 1995a). Správná hladina mědi je potřebná také pro udržení stálého vnitřního prostředí, např. u hlodavců dochází při její nízké hladině, např. k osteoporóze, kdy dochází k úbytku kostní hmoty a tím k samovolným zlomeninám. Nedostatečná hladina mědi v organismu živočichů způsobuje zpomalení růstu, poruchy reprodukčních funkcí a u novorozenců špatnou koordinaci pohybů. Na rozdíl od jiných živočichů, dochází k deficitu mědi u lidí vzácně a to pouze u novorozenců. Nedostatek mědi se projeví chudokrevností, onemocněním kostí, demineralizací a k nízké hladině bílých krvinek, což vede ke snížené obranyschopnosti organismu.

Měď je nezbytným prvkem, ale její koncentrace je závislá na různých faktorech, např. věku, pohlaví, živočišném druhu či celkovém stavu organismu.

### **3.1.2 Vliv kadmia na organismus**

Kadmium se vyskytuje v organických i anorganických sloučeninách a společně se zinkem a olovem se vyskytuje v ruchách v podobě sulfidů a je z chemického hlediska příbuzné zinku (Lener 1995), protože oba dva prvky jsou vulkanického původu (Godt et al. 2006). Kadmium se využívá v automobilovém průmyslu při výrobě plechů, díky svým schopnostem ochránit železo před korozi (Lener 1995). Jedná se o prvek patřící mezi nejtoxičtější prvky, které jsou řazeny do skupiny těžkých kovů. Kadmium je jedním z nejrizikovějších prvků, kterému může být živý organismus vystaven (Lener 1995). V zásadě existují tři možné způsoby resorpce kadmia: gastrointestinální, plicní a dermální (Godt et al. 2006). Tento prvek má zároveň silnou a nevratnou schopnost se akumulovat (Xie et al. 2017). Kadmium a jeho akumulace celosvětově představuje problém pro živé organismy (Verburggen et al. 2013).

Kontaminace životního prostředí tímto prvkem je způsobena jeho zvýšeným využíváním v průmyslu, spalováním pohonných hmot a olejů a kouřením tabákových výrobků, a zároveň může být obsaženo v rostlinných hnojivech (Nuhoglu & Oguz 2003). Lidé a živočichové jsou celosvětově ohroženi příjmem kadmia přes kontaminované zemědělské produkty. Např. v Německu lidé za den absorbují zhruba 30 – 35  $\mu\text{g}$  kadmia, přičemž 95 % z uvedené hodnoty přijmou potravou. Střevní absorpce kadmia je úměrná jeho koncentraci ve střevech, avšak rychlost absorpce ovlivňují jiné faktory, např. interakce kadmia s jinými těžkými kovy či minerály (Godt et al. 2006). Intoxikace kadmii potravou či vodou způsobuje především trávicí obtíže, protože se nestihne akumulovat. Jednorázový příjem způsobuje nevolnost, bolest hlavy, průjem nebo křeče. Rychlost absorpce kadmia může být ovlivněna jeho celkovou dobou expozice (Grosicki & Kowalski 2002). Nejvíce jsou ohroženi kuřáci, lidé pracující v průmyslových oblastech a živočichové, kteří se vyskytují v bezprostřední vzdálenosti. Kontaminace se začíná projevovat respiračními obtížemi, kvůli funkčnímu poškození plic (Lener 1995). Průměrný kuřák inhaluje do svého těla každý den přibližně 30  $\mu\text{g}$  kadmia z cigaret, což představuje 40 – 60 % celkového příjmu inhalovaného kadmia (Godt et al. 2006). U živočichů způsobuje poruchy růstu, zvýšenou mortalitu potomků, poškození funkčnosti reprodukčních orgánů u obou pohlaví a může dojít ke zvýšení

tlaku a ruptuře aorty. Expozice kadmia u samičího pohlaví je spojena s nižší pravděpodobností oplodnění a zvýšenou potratovostí. Velké nebezpečí představuje intoxikovaná samice, kdy v oplodněném stavu přeneše na plod až 95 % kadmia. Potomek je bezprostředně ohrožen na správném vývoji a zdraví. Aby byl plod poškozen, nezáleží na množství přenesené látky, ale i procentuálně nižší přenos způsobuje různé druhy očních vad, rozštěp patra, srůsty žeber a zapříčiňuje špatné srůstání lebečních kostí, kvůli čemu se může narodit s mozkem mimo lebku (Lener 1995).

Metabolismus kadmia je ovlivnitelný jinými kovy, jako železem, vápníkem a zinkem (Lener 1995). Nepřítomnost či nízká hladina železa a vápníku v těle potkana způsobuje až 7krát vyšší akumulaci kadmia v jeho tkáních. Pokud je nutriční výživa bohatá nejen na železo a vápník, ale i na zinek, dochází ke zpomalení rychlosti absorpce kadmia ve střevech konzumenta (Reeves & Chaney 2008). Nedostatečná hladina železa v krvi způsobuje až o 6 % vyšší absorpci kadmia, což z hlediska intoxikace představuje problém pro lidi trpící chudokrevností, malé děti a také menstrující ženy. Ženy mají obecně vyšší koncentraci kadmia v krvi, moči a ledvinách než muži (Godt et al. 2006).

### **3.1.3 Vliv olova na organismus**

Nejznámější a nejrozšířenější představitel těžkých kovů. Olovo je již po staletí známé svými toxickými vlastnostmi, ale i nadále roste počet experimentů s ním (Cikrt & Bencko 1995). Jedná se o jeden z nejrizikovějších prvků ve všech složkách životního prostředí. Antropogenní činnost umocňuje problematiku tohoto prvku, protože je využíván v průmyslových oblastech, například při výrobě různých nátěrových hmot, metalurgie spalování odpadů, výrobě baterií a výbušnin. V minulých letech přispívalo ke znečištění ovzduší olovem používání benzínu s přísadou olova v automobilech (Vareda et al. 2016).

Olovo se dostává do těla kůží, ale i plícemi, protože je součástí imisí, kterými jsou zatížena především velká města. Metabolizované olovo se v játrech oddělí od krve a je následně vyloučeno žlučí do střev. Perorálně přijaté olovo se až z 90 % vyloučí ze zdravého těla stolicí (Cikrt & Bencko 1995). Vyloučení olova není jednoduchý proces a zdaleka ne všechno se vyloučí. Množství olova, které v těle zůstává, se po nějaké době váže v kostech. Vázání olova v kostech představuje významný problém, protože tento prvek je velmi dominantní a je schopen nahradit vápník. Nejen, že úbytek vápníku v kostech představuje zvýšenou křehkost kostí, ale zároveň vede k pozvolné otravě organismu olovem (Ma 1996).

Ačkoli je olovo hrozbou pro živý organismus, využívá se k ochraně lidí a některých živočichů před rentgenovými paprsky. Olovo je schopné pohltit rentgenové záření, které poškozuje struktury zdravých buněk (Viták et al. 2012).

### **3.1.4 Vliv zinku na organismus**

Zinek je kov, který má přirozený původ ve vulkanické činnosti (Godt et al. 2006), a díky tomu jej mohlo lidstvo využívat již před více než 2000 lety, ve formě mosazi (Cikrt 1995b). Člověk přichází do kontaktu se zinkem nejčastěji při použití barev (složka běloby)

a dále se využívá pro pozinkování železných plechů, které chrání před korozí. Při zpracovávání zinku v hutnických závodech dochází k úniku nejen emisí zinku, ale součástí emisí je nezanedbatelné množství např. olova, kadmia aj. (Cikrt 1995b).

Jedná se o prvek, který je při vysoké koncentraci považován za velmi rizikový, neboť vysoká hladina zinku způsobuje toxicitu organismu (Varanavasiappan et al. 2013), ačkoli je nepostradatelným prvkem pro správný vývoj všech živých organismů a je důležitý pro správnou funkci imunitního systému v tělech živočichů. Přítomnost malého množství zinku v organismu je důležitá při různých metabolických pochodech, např. transport a vstřebávání glukózy v těle (Cikrt 1995b). Zinek se vyskytuje především v kostech, svalech, játrech či ledvinách a dále je součástí správných funkcí v organismu prostřednictvím proteinů, hormonů i enzymů (Godt et al. 2006). Zvýšený příjem zinku snižuje vstřebávání, akumulaci a toxicitu kadmia (Brzóška & Moniuszko-Jakoniuk 2001). Vzájemné ovlivňování prvků je způsobeno oboustrannými vlivy jejich vlastností.

Při jeho nedostatku dochází ke špatnému růstu rostlin (Fišer et al. 2014). Kvalita růstu rostlin je ovlivněna rovněž příjmem těžkých kovů z ovzduší. Vodní rostliny a živočichové jsou nepřetržitě vystavováni kontaminantům z vody (Swartjes et al. 2007).

U živočichů dochází při jeho absenci k zánětům pokožky, ke zpomalení růstu či ke zmenšování varlat, což vede k poruchám reprodukce. Dále je jeho absence příčinou zpomalení růstu či opožděné pohlavní zralosti. Je nezbytně důležitý pro správnou funkci enzymů u savců (Cikrt 1995b).

### **3.2 Biodostupnost těžkých kovů**

Ve všech složkách životního prostředí se přirozeně vyskytují těžké kovy, které jsou uvolňovány do okolního prostředí. Jejich účinek je závislý na jejich koncentraci (Hu et al. 2013). Primárním zdrojem těžkých kovů je půda, ve které se vyskytují jako součásti hornin, nerostů a dalších složek. Za sekundární zdroj těžkých kovů je považováno jejich uvolňování do prostředí prostřednictvím přirozených procesů, jako jsou bouře a sopečná činnost a zvětrávání mateřských hornin (Abdu et al. 2017). Třetím, v posledních desetiletích dominantnějším, způsobem je antropogenní činnost. Ta má za následek zvýšení spotřeby pesticidů pro zemědělskou činnost, vznik popílků, rozvíjející se průmysl či autodoprava.

Míra dostupnosti těžkých kovů závisí na druhu kovu, jeho fyzikálně chemických vlastnostech, míře koncentrace, okolní teplotě, na složení půdy a jejím pH, přítomnosti vody, případně na rychlosti toku a dále na celkovém obsahu okolní organické hmoty. Některé tyto faktory se mohou navzájem ovlivňovat či jsou na sobě závislé. Biologická dostupnost je podstatná při určování přítomnosti kontaminantů a je jedinečná pro kteroukoli lokalitu (Väänänen et al. 2018). Odhad biologické dostupnosti těžkých kovů je prováděn pomocí hyperakumulujících rostlin (Krishnamurti et al. 2015).

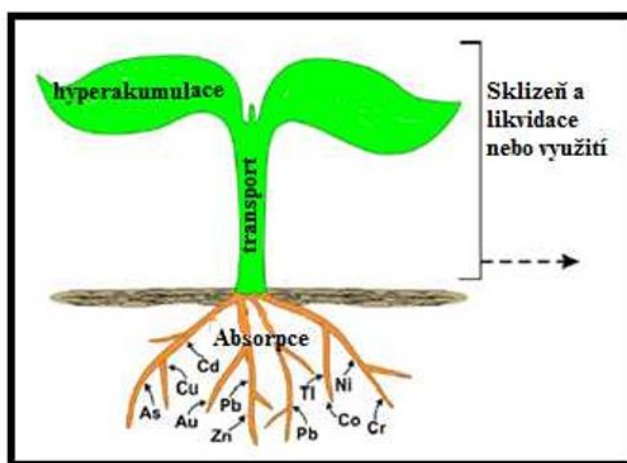
Kadmium se do všech složek životního prostředí dostává několika způsoby. Příčinou vniku do ovzduší je spalování uhlí, různých odpadů, průmyslovou činností a těžbou a provozem rafinérií. Do vodních ekosystémů je kadmium uvolňováno z odpadních vod průmyslového původu, ale také z domácností (Hu et al. 2013). Výzkum na území čajové plantáže na JV Číny ukázal, že kadmium, olovo a měď byly biologicky nejdostupnější ze všech dostupných nežádoucích prvků. Zároveň bylo zjištěno, že na území Malajsie je

vysoký výskyt těžkých kovů (kadmium, kobalt, chrom a měď), pravděpodobně z antropogenní činnosti (Yuswir et al. 2015). Zvýšená koncentrace těžkých kovů na území České republiky je na Příbramsku, Chomutovsku, Sokolovsku aj. (Ettler et al.).

### 3.3 Hyperakumulátory těžkých kovů

Termín hyperakumulující rostliny vymezuje jednotlivé druhy rostlin, které mají schopnost akumulovat těžké kovy ve svých orgánech, především v nadzemní části, aniž by těžké kovy negativně ovlivňovaly rostliny na jejich růstu či vývoji. Tato skupina rostlin má asanační schopnosti pro půdu, ačkoli se jedná o časově náročný, ale účinný a levný způsob. Rostlin s touto schopností bylo v roce 2015 přibližně 580 (Pollard 2016). Těžké kovy se akumulují nejvíce v listech (Verburggen et al. 2009) a nejméně v semenech a kořenech či v trichomech (Küpper et al. 2007). Rostlinné hyperakumulátory jsou uzpůsobení k životu na kontaminovaných stanovištích. Schopnost těchto rostlin je výjimečná, proto jí disponují pouze některé rostliny (Fones & Preston 2013). Hyperakumulující rostliny jsou od jejich objevení celosvětově neustále intenzivně studovány. Bylo zjištěno, že hyperakumulující rostlina je v sobě schopna nahromadit vyšší koncentraci těžkých kovů než jaká se vyskytuje v půdním prostředí, ve kterém roste. Z ekologického i zemědělského hlediska se díky tomu jedná o velmi důležitý nástroj pro dekontaminaci půd (Verburggen et al. 2013).

Kořenový systém rostlin je hlavní vstupní branou těžkých kovů do rostliny a následně jsou transportovány do nadzemní části (obr. 2). V té dojde k translokaci, prostřednictvím které dojde k přesunu těžkých kovů z kořenových systémů do listů (Rascio & Navari-Izzo 2010). Proces translokace není časově limitován, protože probíhá u každé rostliny individuálně, v závislosti na jedinečných fyziologických procesech ovlivňovaných okolním prostředím (Küpper et al. 2007).



Obr. 2: Schematické zobrazení hyperakumulujícího procesu, upraveno (Rascio & Navari-Izzo 2010)

Rostliny s jemným kořenovým systémem nejsou vhodné pro další studování biologické schopnosti akumulace těžkých kovů, protože se ve svazcích jemných kořínků drží přilehlá

půda, která může být kontaminovaná, a to by vedlo k nadhodnocení výsledků obsahu kontaminantů v rostlině (Krishnamurti et al. 2015).

Rostliny, které se neřadí do této skupiny, mají obranné mechanismy, které zamezují vniku těžkých kovů do těla rostliny (Fišer et al. 2014). Mezi obranné mechanismy patří kořenové exudáty, přítomnost mikroorganismů u kořenového systému a semipermeabilní cytoplasmatická membrána, která propouští do rostliny především látky, které jsou pro její růst a vývoj důležité. Nejvýznamnějším rostlinným hyperakumulátorem je huseníček Hallerův (*Arabidopsis halleri* (L.) O'Kane & Al-Shehbaz, 1970) (Verburggen et al. 2013).

### 3.3.1 Akumulace těžkých kovů z půdy

Kontaminující látky se usazují především v půdách. Je to dáno koloběhem přírodních procesů, na kterých se podílí voda, vzduch a fyzikálně chemické vlastnosti půd (Bencko 1995). Kontaminace půd a podzemních vod jsou navzájem velmi souvisejícími ději (Kolář et al. 2012). Akumulace těžkých kovů v půdách představuje riziko pro všechny živé organismy, neboť se transportují z půdy do rostlin a následně do potravního řetězce. Jde nejen o ohrožení živočichů, ale zároveň o narušení ekosystémů (Hazotte et al. 2017).

Do potravního řetězce se vstupní látky dostávají ze všech složek našeho životního prostředí (z půdy, vody i ovzduší) (Bencko 1995). V oblasti zemědělství tvoří významnou hrozbu kontaminace z půdy nadužívání pesticidů či minerálních hnojiv, které mohou obsahovat nežádoucí a nebezpečné látky. Využívaní se moderní technika a její následné využívání, především produkty autoprůmyslu, představují problém se snižováním kvality ovzduší.

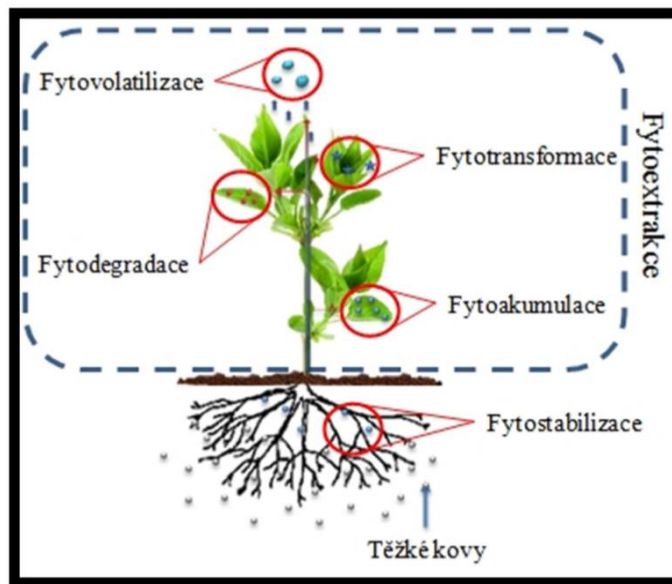
Dekontaminaci znečištěných půd lze provést několika způsoby. Různými technologickými postupy či biologickými procesy, které jsou ekonomicky nejméně náročné (Caliman et al. 2011). Mikroorganismy, které se dokáží podílet na biologické dekontaminaci půd, dokáží na základě své aktivity měnit fyzikální charakter půd, např. pH, biochemické vlastnosti nebo strukturu (Abdu et al. 2017). Díky této vlastnosti jsou mikroorganismy schopny ovlivnit biologickou dostupnost i rozpustnost těžkých kovů.

Pomocí živých organismů z rostlin a hub lze na přírodní bázi provést sanaci znečištěných půd. Tento proces je metodou bioremediace, u rostlin fytořemediace. Existuje několik druhů rostlin a hub, u kterých byla zjištěna schopnost řemediace půd. Zároveň i mezi rostlinnými druhy je rozdíl, protože díky svým fyziologickým vlastnostem jsou schopny přijímat a akumulovat těžké kovy v nadzemní či podzemní části (Hanč et al. 2014). Například špenát setý (*Spinacia oleracea*), významná listová zelenina (Salaskar et al. 2011), která, ač navenek nevykazuje vizuální známky kontaminace, dokáže tolerovat výskyt kadmia. Rostliny mají zcela významný potenciál pro dekontaminaci půd (Ravanbakhsh et al. 2016). Mezi druhy hub schopné akumulace těžkých kovů patří např. hnojník inkoustový (*Coprinus atramentarius*) (Xie et al. 2017).

Fytořemediace je ekologická efektivní metoda, kterou lze provést pouze na základě specifických vlastností rostlin, které jsou pro tento proces vhodné. Zároveň se jedná o technologicky nenáročnou metodu (Ekwumemgbo et al. 2013). Díky šetrnosti fytořemediace k životnímu prostředí je stále využívanější (Hassan et al. 2008). Hlavní princip fytořemediace je ve schopnosti rostlin akumulovat a regulovat ve svém těle různé těžké kovy



a korigovat jejich transport v jednotlivých orgánech. Dekontaminace půd pomocí fytořediace (obr. 3) nebo jejich součástí, jako je proces fytoextrakce, bylo již na počátku devadesátých let minulého století považováno za ekologicky efektivní strategii, která je velmi šetrná k životnímu prostředí (Hassan et al. 2008).



Obr. 3: Znáornění různých procesů fytořediace ([www.mendelu.cz](http://www.mendelu.cz))

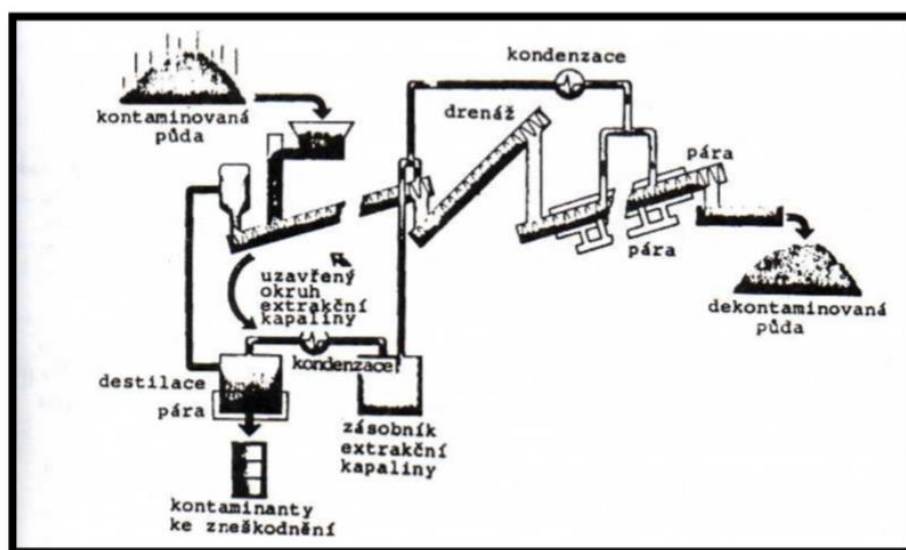
V současné době je známo několik způsobů fytořediace. Soudek et al. (2008) rozděluje fytořediaci dle technologie:

- Fytodegradace – proces, během kterého dochází k absorpci, následné přeměně a odbourání znečišťující látky uvnitř rostliny nebo dojde-li ke snížení koncentrace znečišťující látky v prostředí.
- Rhizodegradace – technika, při které se zvýší množství půdních bakterií. Účinkem této metody je snížení kontaminantů, které slouží jako výživa pro mikroorganismy a následného snížení jejich aktivity.
- Fytostabilizace – na základě chemických, biologických i fyzikálních vlastností půd, dokáží rostliny zabránit vodní i větrné erozi, díky čemuž se předchází rozptýlu kontaminujících látek.
- Fytoakumulace – metoda, kdy kořenový systém rostlin vstřebává kontaminující látky a následně je rostlina akumuluje v nadzemní části. Důležité je zodpovědně zacházet se sklizenou rostlinou.
- Rhizofiltrace – postup, který se používá při čištění povrchových či splaškových vod.
- Fytovolatilizace – při tomto procesu dochází k „filtraci“, protože se znečišťující látky transportují z kořenových systémů do nadzemní části rostliny a následně skrz její průduchy jde kontaminant do ovzduší.

Během dekontaminace půd je nezbytné dodávat do půdy organickou hmotu, která je důležitá pro udržení degradačního potenciálu organismů doplněním základních nutričních prvků. Ačkoli se jedná o sanační metodu přirozenou životnímu prostředí, její úspěšnost může

být ohrožena jakousi vzájemnou konkurenceschopností jednotlivých těžkých kovů (Martínez-Alcalá et al. 2016). Vzájemné interakce kovů jsou způsobeny specifickými vlastnostmi jednotlivých prvků, což má za následek negativní vliv na dekontaminaci. Účinnost celkové fytoextrakce je dána přímou úměrou k množství hyperakumulujících rostlin (Tlustoš et al. 2016). Za úspěšné rostlinné hyperakumulátory se považují takové rostliny, které dokáží zcela odstranit, degradovat nebo alespoň snížit koncentraci kontaminantů (Ekwumemgbo et al. 2013).

Velmi významný problém představují hyperakumulující rostliny, které již neplní svůj účel (Hazotte et al. 2017). Šetrné nakládání s využitými rostlinami je zatím nemožné, protože zatím nebyla vynalezena metoda, která by byla efektivní. Tento problém je způsoben koloběhem látek v přírodě. Následný osud těžkých kovů, které jsou součástí různých orgánů rostlin, je nejistý, protože je zatím nelze zlikvidovat (Verburggen et al. 2013). Ačkoli nelze ekologicky zlikvidovat zbylé biomasy, dochází v České republice alespoň k jejich znovuvyužití, a to v těžkém průmyslu pro výrobu energie, tepla a pro ohřev vody (Hanč et al. 2014). Průběh nakládání s kontaminovanou půdou těžkými kovy a jinými nežádoucími látkami je vyobrazen na obr. 4. Je patrné, že pouhou dekontaminací půdy není celý proces sanace ukončen a je zapotřebí vyřešit likvidaci výchozích látek vzniklých při dekontaminaci.



Obr. 4: Dekontaminace kontaminované půdy ([www.fs.cvut.cz](http://www.fs.cvut.cz))

### 3.3.2 Transport zinku - proteiny

Hyperakumulace rostlin je poměrně složitý proces, kterého jsou schopné pouze některé rostliny. Tuto vlastnost přímo ovlivňuje přítomnost rostlinných transportních proteinů, genů. Významnými transportními proteiny pro hyperakumulaci zinku u huseníčku Hallerova jsou ZIP geny (zinc-regulated protein) (Eide 1996). Schopnost akumulace zinku je způsobena genem MTP1 (Metal Transport Protein 1), který umožňuje navzájem přesun iontů z vakuoly, skrz buněčnou membránu, opačnými směry. Zinek se tak v nadzemních částech huseníčku Hallerova koncentruje díky aktivnímu transportu a výměně  $Zn^{2+}/H^{+}$  (Shahzad et al. 2010). K transportu kadmia do vakuol je zapotřebí transportního proteinu NcHMA3 (Verbruggen et al. 2009).

### 3.3.3 Metalothioneiny

Jedná se o proteiny, které jsou bohaté na cystein. Metalothioneiny se vyskytují v buňkách živočichů a rostlin. Váží se, díky chelatačním vlastnostem, především na dvoumocné prvky těžkých kovů a mají významnou roli v interakcích hlavně mezi zinkem a kadmiiem (Guo et al. 2008). Celkem je možné navázat až sedm dvoumocných prvků (Fabrik et al. 2008). Tyto proteiny jsou významné pro vylučování těžkých kovů z toxikovaného organismu (Raudenská et al. 2012). U živočichů jsou metalothioneiny zkoumány a sledovány u orgánů, které jsou citlivé na změny z externích podmínek – reprodukční orgány (varlata a vaječníky), střeva, játra, slezina aj. U rostlinných metalothioneinů rozlišujeme 4 formy, které se mezi sebou liší polohami cysteinových residuí. Každá forma je exprimována v jiném rostlinném orgánu, typ 1 v kořenech, typ 2 v listech, typ 3 v plodech a typ 4 v semenech (Zhou et al. 1994).

### 3.3.4 Střevní helminti jako střevní akumulátoři

Střevní helminti, stejně jako jiné živé organismy, reagují na změnu okolního prostředí, ve kterém se vyskytují. Každý druh reaguje na změnu, především na znečištění prostředí, odlišnými způsoby (Sures 2004). Prostřednictvím změn svého chování, změn lokality výskytu či množství výskytu, anebo proměny fyziologického stavu, mohou sloužit pro monitoring zatížení polutanty jednotlivých složek životního prostředí (MacKenzie 1995).

Tito střevní parazité mají schopnost koordinovat příjem (typ a množství) veškerých látek, které se mohou střevy dostat do celého organismu (Evans et al. 2001) a zároveň mají schopnost redukce a zpětného vstřebávání olova z jater do krevního oběhu (Sures & Siddall 1999). Nejznámějšími zástupci střevních helmintů, parazitů obratlovců, jsou tasemnice, které jsou zároveň významnými akumulátory zinku a kadmia (Baruš et al. 2003). Larvální stádia tasemnic jsou více sensiblnějšími akumulujícími indikátory než dospělí jedinci (Woelfl et al. 2008).

Vrtejší a hlístice jsou dalšími cizopasnými červy. Vrtejší jsou, stejně jako tasemnice, akumulátory těžkých kovů. Ve tkáních vrtejšů, kterými byli infikováni potkani, byla až 199krát vyšší koncentrace kadmia než v játrech, střevech a ledvinách hostitele (Scheef et al. 2000). Hlístice se jako akumulující indikátoři u suchozemských organismů nevyužívají, protože ve svých tkáních neakumulují vyšší koncentrace těžkých kovů (Sures 2004). U vodních organismů, ryb, mají hlístice sensiblnější schopnost pro detekci stopových množství olova a kadmia, protože se v tkáních hlístic vyskytovaly vyšší koncentrace než v tělech hostitelů.

Někteří parazité jsou využíváni jako ukazatelé vlivu antropogenní činnosti na životní prostředí (effect indicators) nebo jako akumulující indikátoři (accumulation indicators), kteří akumulují kontaminanty do svých tkání (Sures, 2004). Akumulující indikátoři můžou ve svých tkáních akumulovat stopy toxických látek, z jejichž obsahu lze charakterizovat vlastnosti prostředí. Díky indikátorům účinku (effect indicators) lze pozorovat změny u různých populací v jednotlivých ekosystémech. Jejich přítomnost v tělech hostitelů způsobuje změny v chování, fyziologii nebo může docházet k chemickým změnám (MacKenzie 1995).

Následkem navýšení znečištění antropogenní činností, může dojít k přímo úměrnému navýšení parazitismu. Významný faktor, který ovlivňuje míru parazitismu je obranyschopnost hostitele. Riziková jedinci jsou hostitelé, kteří mají oslabenou imunitu a nejsou schopni odolávat zvyšující se míře antropogenního znečištění (Sures 2004).

### 3.4 Tasemnice (Cestoda)

Tasemnice se řadí do velmi početné skupiny bezobratlých živočichů čítající přes 5 000 známých druhů, patřící mezi ploštěnce (Platyhelminthes). Jedná se o střevní helminty, žijící výhradně endoparazitickým způsobem života. Jedinci dospělých tasemnic se vyskytují v trávicích soustavách hostitelů. Oproti dospělým jedincům je výskyt jedinců v larválních stádiích v tělech mezihostitelů rozmanitý. Tasemnice se v těle hostitelských obratlovců živí jejich živinami ve střevech, čímž hostitele ohrožují na zdraví a případně životě (Olson et al. 2001). Většina těžkých kovů, které byly nalezeny u živočichů, vstupují do organismu orálně. Následně se vstřebávají do trávicího traktu. Tento absorpční proces významně narušují endogenní parazité, kteří přijímají živiny prostřednictvím metabolicky aktivního povrchu těla, tegumentu (Sures 2001).

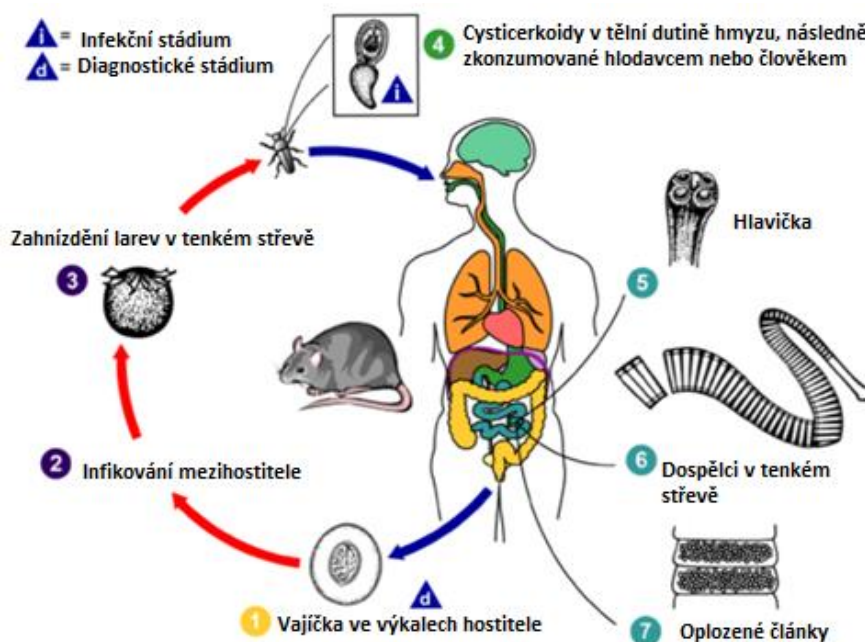
Tělo dospělé tasemnice je složeno z hlavičky (scolex) a článkovaného těla. Oproti velikosti segmentovaného těla má hlavička tasemnice zanedbatelnou velikost. Navzdory její malé velikosti má významné funkce, které jsou umožněné díky různým přichycovacím orgánům, které jsou nezbytné pro její život. Na hlavičce se, v závislosti na druhu, vyskytují kruhové přísavky, podélné přísavné rýhy, háčky nebo vysouvatelné chobotky a jsou charakteristické pro jednotlivé druhy tasemnic (Horák et al. 2007). Příjem potravy je zajištěn celým povrchem těla, protože tasemnice mají absenci trávicí soustavy (Gurney et al. 2006). Z reprodukčního hlediska se jedná o hermafrodity, kdy každý článek těla reprezentuje jednu rozmnožovací součást obou pohlaví. Všechny články obsahují samčí i samičí pohlavní orgány, přičemž nejdříve dozrávají samčí. Po dozrání vajíček v článku tasemnice dojde k jeho oddělení. Zbytkem střeva hostitele se oplodněné články dostávají stolicí z těla. K vlastnímu rozmnožování dochází oplozením mladších článků těla, vyskytujících se u hlavičky, se vzdálenějšími, staršími (Olson et al. 2001).

#### 3.4.1 Tasemnice krysí (*Hymenolepis diminuta*)

Tasemnice krysí (*Hymenolepis diminuta*, Rudolphi 1819) je endoparazit, který se vyskytuje v tenkém střevu hlodavců, nejčastěji parazituje v kryse obecné (*Rattus rattus*), potkanu obecném (*Rattus norvegicus*) a myši domácí (*Mus musculus*). Vzácně se tento endoparazit vyskytuje u lidí.

Tělo tasemnice krysí se skládá z článkovaného těla a hlavičky, která nemá žádné háčky. Tím nedochází k mechanickému poškození střevních tkání hostitele. Na hlavičce se ale nachází dva páry přísavek, které slouží k přilnutí se střevní stěnou. Předními hostiteli tasemnic krysí jsou myši a potkani. Ojedinele se objevují u lidí, kteří mohou být infikováni např. nedostatečně tepelně upravenou potravou (Horák et al. 2007).

Po pozření tasemnice krysí a průchodu horní částí trávicí soustavy dojde k uvolnění její larvy. Larva se uchytí až v tenkém střevě za žaludkem, ve vzdálenosti zhruba 25 – 30 cm. Interval, který popisuje dobu mezi infikací cysticerkoidy a prvních výskytů vajíček ve stolici, trvá zhruba 18 dní (Hurd et al. 2001).



Obr. 5: Vývojový cyklus tasemnice krysí.

Zdroj: <https://www.cdc.gov/dpdx/hymenolepiasis/>

U člověka se tasemnice krysí vyskytuje vzácně a dochází k tomu většinou náhodnou konzumací infikovaných hmyzích jedinců. Dále se do těla člověka může dostat pozřením nedostatečně tepelně upraveného hmyzu, nejčastěji v exotických destinacích. V případě intoxikace organismu dochází ke zvracení, průjmům, bolestem břicha a nejčastěji ke svědění v oblastech konečníků. Pro zjištění nákazy a určení druhu parazita je zapotřebí odebrat vzorek stolice a nechat podrobit laboratornímu zkoumání (Auer & Aspöck 2014).

### 3.5 Vliv intoxikace těžkými kovy na organismus

Těžké kovy jsou pro všechny živé organismy nebezpečné, nejdříve se jedinec potýká s oslabenou imunitou a poté mohou vznikat závažná onemocnění (Vervaet et al. 2017). Vliv na každého jedince je jinak závažný, protože ohrožení organismu je závislé na několika faktorech – věku, životosprávě, váze, aktuálním stavu imunity, způsobu života aj. Míru intoxikace organismu těžkými kovy ovlivňuje nízký příjem vitamínu D, vápníku či stopových prvků – zinku a mědi (Godt et al. 2006).

Pro volně žijící živočichy představuje, zejména v průmyslových oblastech, nejvyšší riziko kontaminovaná potrava – rostliny, drobní živočichové a voda (Sures 2001). Kontaminovaná potrava se dostává do potravního řetězce, ve kterém se akumuluje a pozvolné uvolňování kontaminantů způsobuje u živočichů závažná poškození orgánů, v první řadě onemocnění jater a ledvin (Bulat et al. 2008). Vervaet et al. (2017) uvádějí, že toxiny zároveň způsobují akutní selhání ledvin, protože právě v nich se těžké kovy akumulují, než dojde

k jejich vyloučení. Poločas rozpadu kadmia v ledvinách se pohybuje kolem 10 let (Godt et al. 2006). Přítomnost toxinů v ledvinách způsobuje jejich disfunkci a následně selhání celého organismu (Soderland et al. 2010). Míra disfunkce ledvin je přímo úměrná expozici kadmia (Jin et al. 2002). Akumulace kadmia a olova v ledvinách a játrech jsou rovněž ovlivněny mezidruhovými rozdíly (Kramárová et al. 2005).

Nejvíce ze všech organismů jsou těžkými kovy kontaminováni vodní živočichové. Ryby jsou tedy, ačkoli jsou pro člověka díky svým přirozeným látkám prospěšné, vysokým rizikem. Je to způsobeno jejich růstem a životem ve vodě, ve které jsou koncentrované těžké kovy z průmyslových vod a následky chemického ošetřování zemědělských ploch a plodin. Jak bylo zmíněno výše, těžké kovy narušují imunitu živočichů, což umožňuje parazitům snadný vstup do hostitelského těla. Ryby se staly hostiteli střevních parazitických živočichů. Střevní helminti byli, jako u prvních, zkoumáni právě u ryb (Sures 2004).

Stolpe et al. (2017) provedli výzkum, při kterém krmili býložravce kontaminovaným a nekontaminovaným huseníčkem Hallerovým, pěstovanými v hydroponii. Bylo zjištěno, že nekontaminovaným rostlinám dali býložravci ve většině případů přednost. Tato skutečnost vedla k úvaze, že intoxikace rostliny slouží jako jakýsi ochranný faktor, neboť kontaminanty zřejmě ovlivňují chuť rostlin, a proto nemusí být pro konzumenty chuťově atraktivní.

Samičí organismus zatížený olovem představuje závažné riziko pro plod, protože dochází k přenosu olova skrz placentu na potomka. U mláďat a malých dětí dochází k rychlejší a vyšší intoxikaci. Dlouhodobá expozice mláďate či dítěte olovem způsobuje zpomalení až ukončení duševního vývoje, které je nevratné (Vervaet et al. 2017). Inhalace olova způsobuje poškození obranných mechanismů v plicích. Čím více je sloučenina obsahující olovo rozpustná, tím jednodušeji se vstřebává do nejbližších tkání. Sloučeniny, které jsou pokládány za nerozpustné, mohou být v plicích rozpuštěny (Cikrt & Bencko 1995). Prostřednictvím inhalace se do těla dostává i zinek, většinou pracovníkům průmyslových závodů. Povrchovou úpravou některých kovů (galvanizací) se uvolňuje zinek do okolí, který následně ohrožuje zdraví pracovníků. Příjem zinku inhalací prokázal, že se tento těžký kov v tělech pracovníků metabolizoval, protože byl detekován v jejich analyzované moči (Riccò et al. 2018).

## 4 Materiál a metody

### 4.1 Modelový organismus

Pro tento experiment bylo použito 24 samců laboratorních potkanů (*Rattus norvegicus* var. *alba*), patřící do kmene Wistar. Potkani byli dodáni, stejně jako kompletní krmná směs firmou Velaz s. r. o. Hmotnost potkanů se před začátkem pokusu pohybovala okolo  $150 \text{ g} \pm 5 \%$ , což odpovídá zhruba 3 týdnům stáří.

Pokus probíhal v prostorách Demonstračního a experimentálního pracoviště na ČZU v Praze, při fakultě FAPPZ. Před začátkem pokusu byli potkani po dobu třech týdnů aklimatizováni na místní podmínky, aby nebyly výsledky zatíženy vlivem zvýšeného stresu. Během aklimatizačního období, kdy měli potkani čas na přizpůsobení se novému prostředí, jim byla podávána krmná směs ST-1 pro hlodavce a měli přístup k vodě ad libitum. Legislativa EU omezuje obsah Zn v kompletních krmných směsích na 250 mg/kg (nařízení EU 2316/98), tj. 37,5 mg/kg/týden čili 6,25 mg/Zn/den. Zároveň aklimatizační období sloužilo k plné infekci potkanů tasemnicí krysí. Všichni potkani byli na konci aklimatizačního období podrobeni koprologickému vyšetření, které slouží pro kvantitativní stanovení parazitárních zárodků. Po celou dobu pokusu, který trval 39 dní, byli všichni potkani vystaveni stejným abiotickým podmínkám – teplota se pohybovala kolem  $22 \text{ }^\circ\text{C} \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ , vlhkost vzduchu se držela na  $75 \text{ } \% \pm 5 \text{ } \%$  za normálního světelného dne. Všichni jedinci byli po dobu 39 dnů krmeni rozemletou kompletní krmnou směsí ST-1, obsahující nezbytné látky pro správný vývoj jedince, zdravý růst a vývoj v bariérových chovech, viz tab. 1. V průběhu celého pokusu měli, stejně jako v období aklimatizace, volný přístup k napáječce s pitnou vodou. Každé dva týdny byly jednotlivé boxy myté a dezinfikované.

Tab. 1. Složení kompletní krmné směsi pro hlodavce ST-1

Vlhkost	12,5 %
Dusíkaté látky	24 %
Vláknina	4,4 %
Tuk	3,4 %
Popel	6,8 %
Lysin	14 000 mg/kg
Methionin	4 800 mg/kg
Vápník	11 000 mg/kg
Fosfor	7 200 mg/kg
Sodík	1 800 mg/kg
Měď	20 mg/kg
Selen	0,38 mg/kg
Zinek	70 mg/kg

### 4.2 Průběh experimentu/experimentální plán

Potkani byli náhodně rozděleni do 4 skupin (00, 0T, P0, PT) po 6 jedincích a umístěni do standardních chovných boxů a po dobu 39 kalendářních dnů krmeni odlišně složenou stravou. Potkanům ve skupině (00), která sloužila jako kontrolní, byla podávána pouze krmná

směs ST-1. Potkani ze skupiny (0T) byli infikováni tasemnicí a byla jim rovněž podávána krmná směs ST-1. Potkanům ze skupiny (P0) bylo podáváno rozemleté krmivo ST-1 s příměsí usušených a namletých nadzemních částí huseníčku Hallerova, v poměru 60:40. Potkani ve skupině (PT) byli infikováni tasemnicí krysí (*Hymenolepis diminuta*), přičemž potrava potkanů pro skupinu (PT) byla obohacena, stejně jako skupině (P0) o huseníček Hallerův (60:40).

Všechny 4 skupiny potkanů byly týdně krmeny 6 dávkami krmiva ST-1 (pro skupiny (P0) a (PT) s příměsí rostliny). Každá dávka krmiva, která byla podávána pondělí až čtvrtek, měla hmotnost 25 g. V pátek byla potkanům podána dvojitá dávka, čili 50 g a v neděli měli stravovací půst – vyjma přístupu k pitné vodě *ad libitum*. Celkem bylo potkanům podáno 850 g krmiva. Protože byl stanoven poměr krmiva pro skupiny (P0) a (PT) (60 % ST-1 a 40 % huseníčku), byla provedena analýza obsahu stopových prvků ze všech nadzemních orgánů rostliny, aby došlo k exaktnímu stanovení dávky, viz tab. 2. Dávka 25 g krmiva (15 g ST-1 a 10 g huseníčku) pro skupiny (P0) a (PT) obsahovala:

Tabulka 2.: Obsahy prvků v huseníčku Hallerově

prvek mg/kg	Mangan (Mn)	Železo (Fe)	Měď (Cu)	Zinek (Zn)	Kadmium (Cd)
	56,35	183,73	2,42	3912,17	50,41

Huseníček Hallerův byl sbírán v okolí města Příbram, které je značně zatížené průmyslovou činností. Proto se v rostlině vyskytují hyperakumulované kovy, především olovo a kadmium. Každá skupina ze zkoumaných potkanů přijala různá množství těchto těžkých kovů, pravděpodobně v závislosti na různých faktorech, specifických pro každou skupinu, viz tab. 3.

Tab. 3: Celková expozice skupin potkanů těžkými kovy v potravě za 39 dnů

Skupina/ Příjem Zn a Cd	Skupina 00	Skupina P0		Skupina PT	
	Zn	Cd	Zn	Cd	Zn
Celkový příjem (mg)	61,07	14,08	704,13	14,08	704,13
Denní příjem (mg) (median)	1,75	0,41	20,50	0,41	20,50

### Odběry moči potkanů

Odběr moči potkanů byl prováděn každý čtvrtek, během 39 dnů v průběhu experimentu. Moč byla skladována v plastových nádobkách při 4 °C a jejich analýza byla provedena po celkové kompletaci všech vzorků. Ve výsledcích jsou data převedena na skutečný příjem těžkých kovů v %.

#### 4.2.1 Infekce potkanů tasemnicemi

Pro účely tohoto pokusu byly potkani, zařazení do skupiny (0T) a (PT), infikováni tasemnicí krysí. K infikování skupin potkanů (0T) a (PT) tasemnicí bylo využito mezihostitelů, laboratorně chovaných brouků, potemníků skladištních (*Tribolium confusum*),



chovaných na Katedře zoologie a rybářství ČZU. Dospělí jedinci potemníků byli infikováni požitím vajíček tasemnice, které byly vyloučeny společně s výkaly dříve infikovaných potkanů. Aby došlo k vývoji larev v tělech potemníků, byli tito brouci chováni při konstantní teplotě 29 °C necelé 3 týdny. Larvy tasemnic, cysticerkoidy, byly následně shromážděny po třech jedincích a v glukózovém roztoku jednotlivě perorálně podány potkanům.

Hmyz infikovaný tasemničími vajíčky vykazuje zpomalený pohyb, zhoršenou orientaci a zároveň se dožívají delší délku života oproti neinfikovaným jedincům. Prodloužení délky života infikovaného hmyzu zvyšuje pravděpodobnost jeho pozření organismem vyšší trofické úrovně. Díky nekoordinovanému pohybu jsou snadněji ulovitelnou kořistí.

#### **4.2.2 Vyhodnocení experimentu**

V této práci byl použit ke statistickému zpracování výsledků Microsoft Office Excel. Byl použit medián, který umožňuje rozdělení souboru dat na dvě stejně velké části. Matematicky se vyjádří, že nejméně 50 % hodnot daného souboru je větší než medián (střední hodnota) a 50 % větší. Medián nezohledňuje extrémní výkyvy naměřených hodnot, které nejsou normálního rozdělení. Pro statistické vyhodnocení byl použit statistický software Statistica 10, ve kterém byl proveden neparametrický Mann – Whitney U test. Pro testovanou nulovou hypotézu této práce byla nastavena hladina významnosti  $P = 0,05$ .

Pro vyhodnocení obsah prvků v nadzemních částech huseníčku Hallerově, viz tab. 2, byl použit optický emisní spektrometr (ICP-OES Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA), kterým disponuje Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin.

## 5 Výsledky

Zdrojová data jsou přiložena ve formě přílohy na konci této diplomové práce (Příloha I, II, III a IV). Vyhodnocení dat je zobrazeno v tabulkových a grafech.

Cílem této práce bylo potvrdit hypotézu, že tasemnice akumulují Cd/Zn do svého těla a tím snižují % vylučování Cd/Zn v moči hostitele.

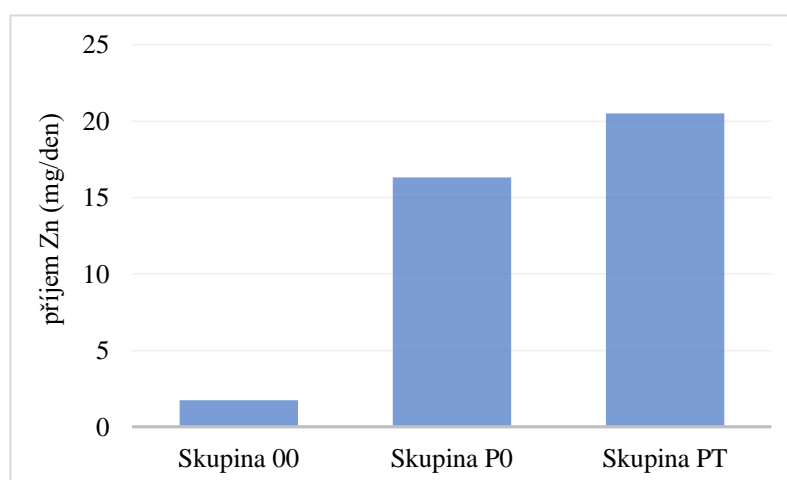
### 5.1 Příjem kadmia a zinku

Podle připraveného plánu krmení měla skupina (P0) a skupina (PT) k dispozici stejný přiděl potravy obohacené o hyperakumulující huseníček. Skupina (P0) nespotřebovala své denní dávky krmiva na rozdíl od skupiny PT, proto byla skutečná expozice Zn a Cd ve skupinách (P0 a PT) odlišná (viz tab. 4). Všechny studované skupiny potkanů (00, T0, P0 a PT) přijaly v potravě Zn, avšak v jiném množství a rozdílným způsobem. Kontrolní skupina potkanů (00) přijala krmivem ST-1 celkem zhruba 61 mg Zn, což odpovídá průměrnému dennímu příjmu Zn 1,75 mg. Další dvě skupiny potkanů s příjmem potravy zatížené hyperakumulující rostlinou přijaly 16,3 mg Zn (potkani P0) a 20,50 mg Zn (potkani PT). Kadmium přijaly skupiny (P0) v množství 0,33 mg Cd a (PT) v množství 0,41 mg Cd, rovněž uvedeno v mediánech.

Tabulka 4: Skutečná celková expozice skupin potkanů těžkými kovy v potravě za 39 dnů

	Skupina 00	Skupina P0		Skupina PT	
Příjem Zn a Cd	Zn	Cd	Zn	Cd	Zn
Celkový příjem (mg)	61,07	10,45	522,34	14,08	704,13
Denní příjem (mg/den) (median)	1,75	0,33	16,32	0,41	20,50

Hodnoty celkového příjmu zinku a kadmia v mg z tab. 4 byly graficky znázorněny v obr. 6.

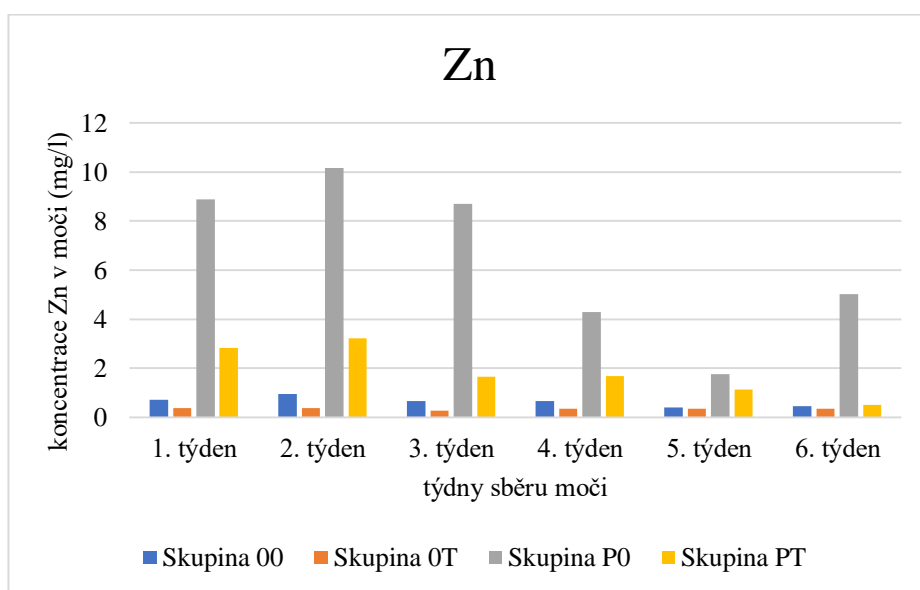


Obr. 6: Porovnání skutečného příjmu zinku potkany všech skupin potravin za jeden den. Skup. 00 – kontrolní; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

Skupiny potkanů (P0 a PT) měly potravu obohacenou o hyperakumulující rostlinu, což odpovídá naměřeným hodnotám. Potkani skupiny (PT) přijali zhruba dvanáctinásobek množství Zn, než skupina (00) a zároveň 1,25 krát více Zn než skupina (P0), viz obr. 6. Porovnání příjmu zinku a kadmia se hodnotilo s kontrolní skupinou (00) navzájem pouze u skupin potkanů (P0 a PT), protože jen tyto dvě skupiny měly v potravě příměs huseníčku Hallerova.

## 5.2 Vylučování zinku potkany močí

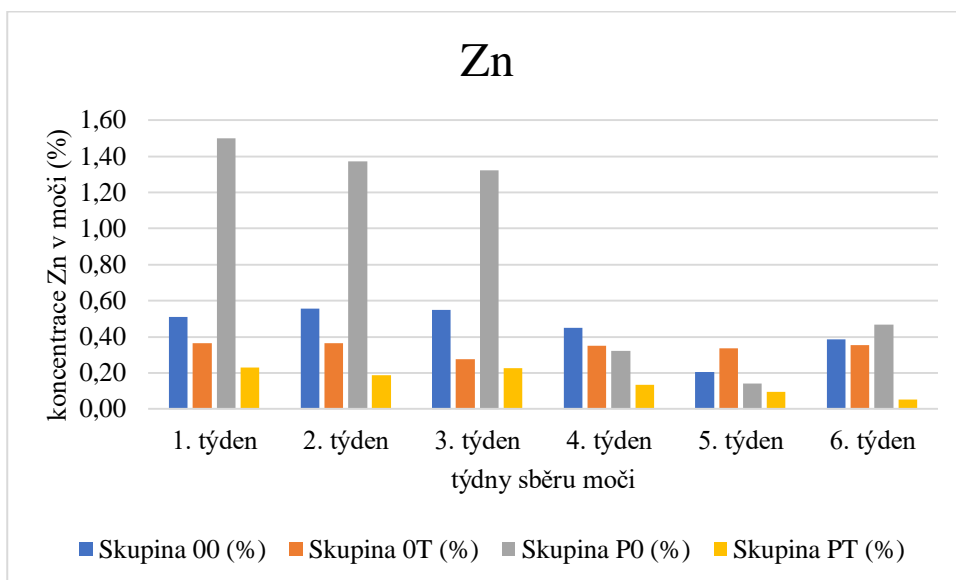
Z obr. 7 je patrné, že nejvíce vyloučili zinek močí potkani ze skupiny (P0). Procentuální hodnoty se u skupiny (P0) pohybovaly v rozmezí 1,755 mg/l a 10,170 mg/l. První tři týdny potkani vylučovali více než, po strmém snížení vyloučení mezi třetím a čtvrtým týdnem, v dalších třech týdnech. Zajímavé je, že nejméně vyloučili potkani skupiny (0T), kteří byli infikováni tasemnicí krysí a bylo jim podáváno kompletní krmivo ST-1. V obou dvou skupinách, které sloužily jako kontrolní skupina (00) byla kontrolní pro skupinu (0T) a skupina (0P) pro skupinu (PT), potkani vyloučili vyšší koncentrace zinku. Maximální hodnota procentuálního vyloučení byla 10,170 mg/l naměřena při druhém sběru u skupiny (P0) a minimální hodnota byla 0,275 mg/l naměřena při třetím měření u skupiny (0T).



Obr. 7: Naměřené hodnoty vyloučeného zinku močí pro všechny analyzované skupiny experimentu. Osa y znázorňuje naměřené hodnoty (mg/l) zinku v moči potkanů. Osa x znázorňuje jednotlivé sběry moči, které probíhaly každý týden. Skup. 00 – kontrolní; 0T – tasemnice; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

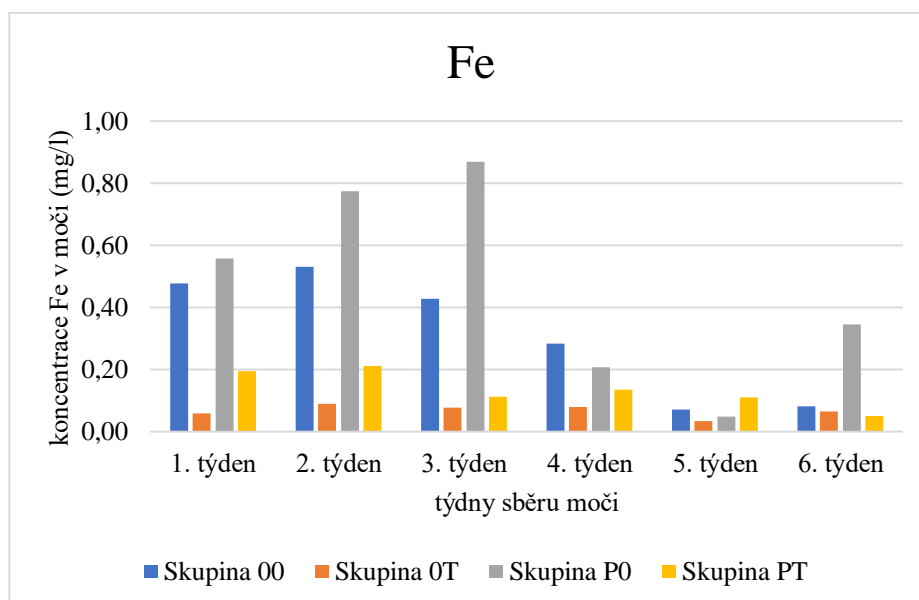
Z obr. 8 vyplývá, že maximální procento vyloučeného Zn se pohybovalo pod 2 % přijatého množství prvku v krmivu za den. S prodlužující se délkou konzumace stravy zatížené Zn (skupiny (P0) a (PT)) docházelo od 4. týdne ke snižování procentuálního obsahu Zn močí. Obsah zinku v moči potkanů skupiny (PT) se s délkou konzumace kontaminované stravy snižoval (Příloha IV). V průběhu prvních tří týdnů byl obsah Zn v moči v rozmezí 1,3 až 4,6 mg/l, v 5. a 6. týdnu byl obsah Zn v moči pouze v koncentraci 0,3 – 1,7 mg/l. Skupina (00), která neměla stravu obohacenou hyperakumulujícím huseníčkem vylučovala Zn močí v průběhu 6 týdnů bez extrémních výkyvů. Také koncentrace vyloučeného zinku v moči byla

u všech sledovaných potkanů bez řádových rozdílů v průběhu celého sledovaného období (viz Příloha I). Vyhodnocením dat bylo zjištěno, že v tomto experimentu měla tasemnice vliv na vylučování Zn z těla hostitele. Na obr. 8 je graficky znázorněno porovnání procentuálního vyloučení Zn močí mezi všemi studovanými skupinami potkanů.



Obr. 8: Porovnání středních procentuálních hodnot vyloučení zinku všech skupin. Skup. 00 – kontrolní; 0T – tasemnice; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

Při vyhodnocování veškerých výsledků byl zpozorován podobný vývojový trend u dvou prvků, a to zinku a železa. Na obr. 9 jsou zaznamenány hodnoty železa v mg/l, které byly naměřeny v moči potkanů.

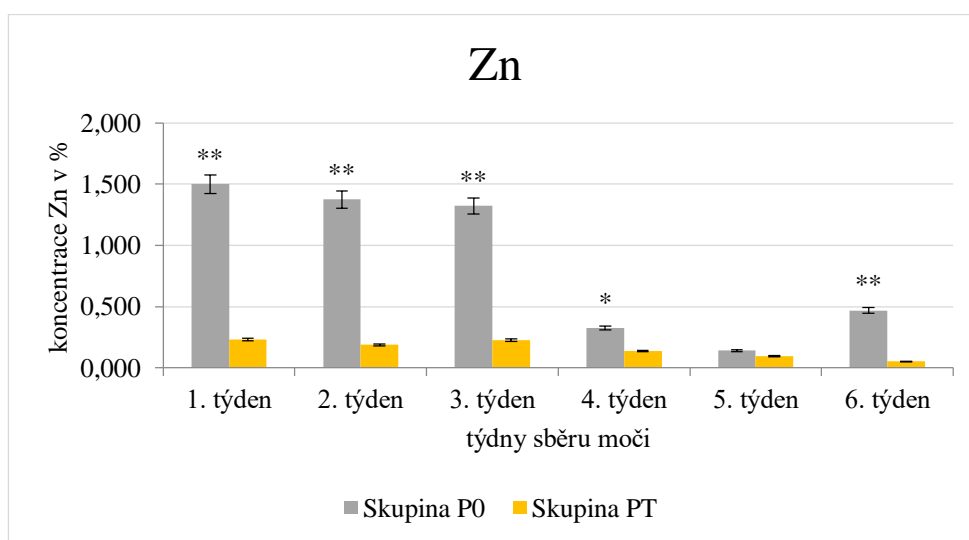


Obr. 9: Naměřené hodnoty vyloučeného železa močí pro všechny analyzované skupiny experimentu. Osa y znázorňuje naměřené hodnoty (mg/l) železa v moči potkanů. Osa x znázorňuje jednotlivé sběry moči, které probíhaly každý týden. Skup. 00 – kontrolní; 0T – tasemnice; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

Z obr. 9 vyplývá, že výsledky vylučování železa močí u skupin potkanů (00 a P0) procházely obdobným trendem. Obě dvě skupiny dosáhly svých minimálních hodnot během pátého hodnocení vzorku močí. Potkani ze skupiny (00) vyloučili 0,070 mg/l železa a potkani skupiny (P0) 0,048 mg/l. U potkanů ze skupin (0T) a (PT) nedocházelo k výraznějším výkyvům v průběhu jednotlivých týdnů. Potkani ze skupiny (PT) vylučovali zhruba o dvojnásobek železa více, ale hodnoty se pohybovaly v řádu desetin procent. Maximální hodnota vyloučeného železa byla 0,210 mg/l a minimální 0,110 mg/l. U skupiny (0T) bylo rozmezí vyloučení mezi 0,034 mg/l a 0,090 mg/l.

Z porovnání obr. 7 a obr. 9 vyplývá, že vylučované kovy, zinek a železo u skupiny potkanů (P0), mají stejný růstový trend. Během třetího týdne došlo ke strmému snížení vylučování zkoumaného prvku. Oba dva prvky těže skupiny potkanů dosáhly minimálních hodnot koncentrace v pátém týdnu. Při posledním, šestém, měření byly naměřené hodnoty vyloučení obou prvků močí vyšší než u čtvrtého týdne, konkrétně u železa o 66,4 % a u zinku o 16,6 %.

Pro lepší porovnání mezi jednotlivými skupinami kontaminovanými huseníčkem Hallerově byly zvlášť porovnány skupiny (P0 a PT), viz obr. 10.

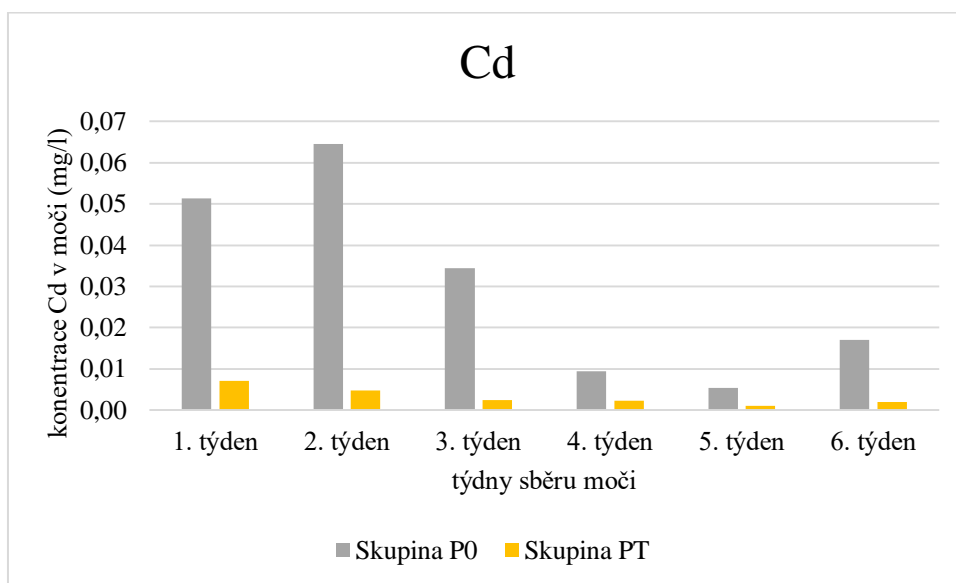


Obr. 10: Porovnání středních procentuálních hodnot vyloučení zinku močí u skupin P0 a PT. Na ose y procentuální hodnoty naměřeného vyloučeného zinku a na ose x jednotlivá měření skupin P0 a PT. Skup. P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

Z obr. 10 vyplývá, že k celkovému vyloučení metabolizovaného zinku docházelo procentuálně více u skupiny potkanů (P0), která nebyla na rozdíl od skupiny potkanů (PT) infikována tasemnicemi. V prvních třech týdnech byla hodnota vyloučení zinku močí u skupiny (P0) 1,5 %. Čtvrtý týden bylo naměřeno u skupiny (P0) 0,323 % vyloučeného zinku. Od čtvrtého týdne došlo k ustálení vylučování zinku pod 0,5 %. Naměřené procentuální hodnoty v druhé půlce experimentu se pohybovaly v rozmezí od 0,140 % do 0,469 %. V porovnání s druhou skupinou potkanů (PT) docházelo u skupiny P0 k řádově vyššímu procentuálnímu vylučování zinku. U skupiny (PT) mohla vylučování ovlivňovat infekce potkanů. Tasemnice krysí mohla způsobit snížené hodnoty procentuálního vyloučení zinku. Maximální hodnota vyloučeného zinku byla 0,232 %, která byla naměřena v prvním týdnu. Nejnižší hodnota 0,052 % byla naměřena v posledním týdnu experimentu.

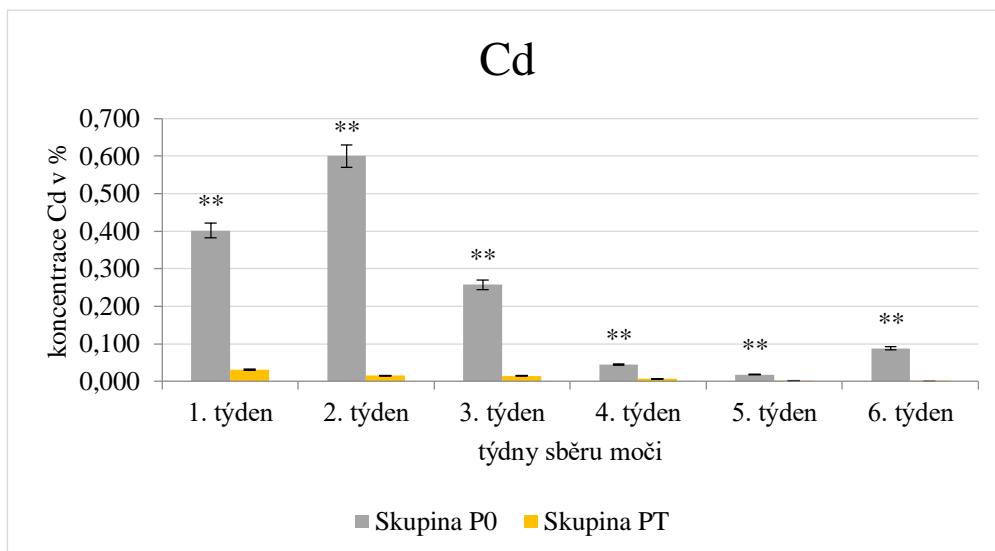
### 5.3 Vylučování kadmia potkany močí

Obr. 11 zobrazuje vývoj vylučování kadmia močí u skupin potkanů (P0 a PT), protože pouze těmito dvěma skupinám byla podávána kontaminovaná rostlina huseníček Hallerův. Vyloučení kadmia bylo pouze v rozmezí několika desetin mg/l, a to v rozmezí 0,001 mg/l při čtvrtém měření u skupiny (PT) a 0,065 mg/l u druhého měření u skupiny (P0), což nejsou významné hodnoty vyloučení kadmia. Navzdory velmi nízkým hodnotám vylučování kadmia močí jsou k porovnání trendy mezi oběma skupinami potkanů. Potkani skupiny (P0) vyloučili v prvních 3 odběrech moči přibližně až dvanáctinásobek množství než skupina (PT). Mezi třetím a čtvrtým odběrem moči u skupiny (P0) došlo k významnému snížení koncentrace vyloučeného kadmia a následné tři odběry se ustálily na mnohem nižších hladinách procentuálního vyloučení kadmia. Oproti skupině (P0) vyloučení kadmia u skupiny potkanů (PT) nevykazovalo extrémní výkyvy. Maximální naměřená hodnota kadmia byla 0,007 mg/l a nejnižší 0,001 mg/l. Na grafickém znázornění na obr. 11 není vidět zcela přehledně trend vývoje vyloučeného kadmia pro skupinu (PT), ale dle naměřených hodnot vyloučení kadmia v prvních třech týdnech kleslo (z 0,0071 mg/l na 0,0024 mg/l) a poté se ustálilo na nižších hodnotách v rozmezí 0,0023 mg/l a 0,0021 mg/l), viz Příloha III. Protože byly obě dvě skupiny potkanů krmeny stejnou krmnou směsí, je zřejmé, že přítomnost tasemnice krysí u potkanů ze skupiny (PT) mohla mít vliv na vylučování kadmia.



Obr. 11: Naměřené hodnoty vyloučeného kadmia pro skupiny potkanů P0 a PT. Osa y znázorňuje naměřené hodnoty (mg/l) kadmia v moči potkanů. Osa x znázorňuje jednotlivé sběry moči, které probíhaly každý týden. Skup. P0 – tasemnice; PT – tasemnice + huseníček

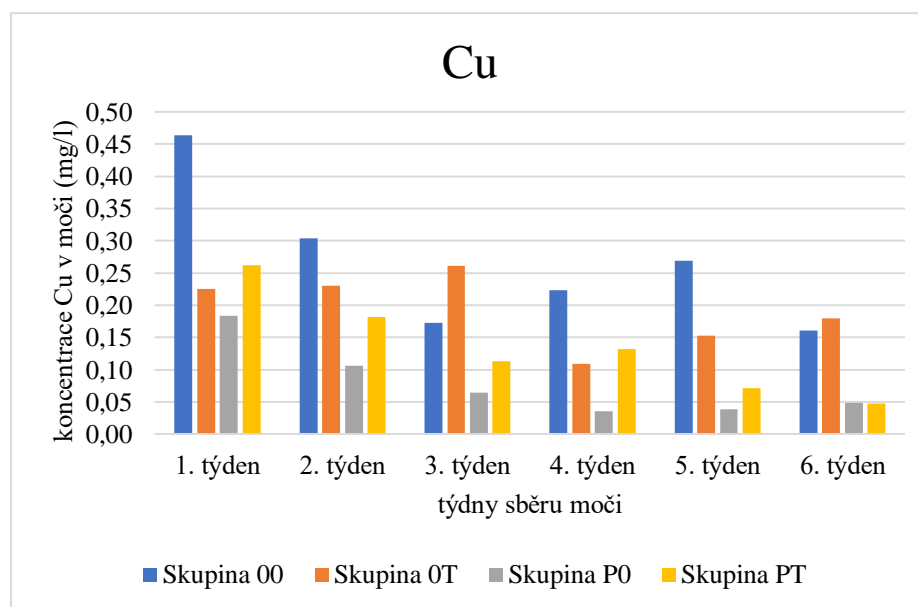
Následující obr. 12 porovnává vývoj procentuálního vylučování kadmia močí mezi skupinami potkanů (P0 a PT). Procentuální hodnoty naměřené u skupiny P0 byly mnohem vyšší, než u skupiny (PT), ačkoli rozmezí minimálních a maximálních hodnot není ani 1 %. Potkani ze skupiny (PT) procentuálně vyloučili řádově méně kadmia než skupina (P0), což bylo ovlivněno infekcí potkanů skupiny (PT) tasemnicí.



Obr. 12: Porovnání středních procentuálních hodnot vyloučení kadmia močí u skupin P0 a PT. Na ose y procentuální hodnoty naměřeného vyloučeného kadmia a na ose x jednotlivá měření skupin P0 a PT. Skup. P0 – tasemnice; PT – tasemnice + huseníček

#### 5.4 Vylučování vybraných prvků potkany močí

Na obr. 13 je patrné, že vylučování mědi močí se pohybovalo v rozmezí 0,036 mg/l (při čtvrtém měření u skupiny (P0)) a 0,464 mg/l (při prvním měření u skupiny (00)) přijaté mědi v potravě. V moči potkanů ze skupin (00 a 0T) byla naměřena vyšší koncentrace mědi než u skupin potkanů (P0) a (PT).

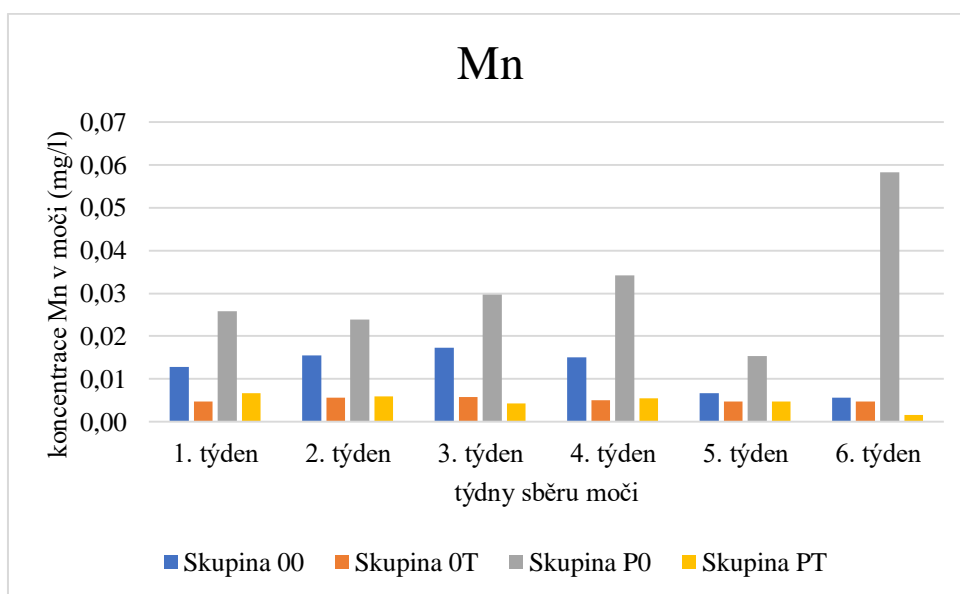


Obr. 13: Naměřené hodnoty vyloučené mědi močí pro všechny analyzované skupiny experimentu. Osa y znázorňuje naměřené hodnoty (mg/l) mědi v moči potkanů. Osa x znázorňuje jednotlivé sběry moči, které probíhaly každý týden. Skup. 00 – kontrolní; 0T – tasemnice; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček

Pozornost v grafickém znázornění na obr. 13 vyžaduje koncentrace mědi v moči u skupin (0T), protože potkani z této skupiny měli větší koncentrace vyloučené mědi než potkani skupin (P0 a PT). Je zajímavé, že tito potkani vyloučili větší množství mědi než

skupiny (P0 a PT), kteří přijímali měď nejen v krmivu ST-1, jako skupiny (00) a (0T), ale také v podobě příměsi huseníčku Hallerova. Dalším porovnáním vyloučení mědi u skupin (P0 a PT) je vidět, že pravděpodobně přítomnost tasemnice krysí měla vliv na celkové vyloučení mědi močí. Skupina (PT), které bylo podáváno obohacené krmivo ST-1 o huseníček Hallerův a zároveň byli infikováni tasemnicí, vyloučili močí více mědi, ačkoli rozdíl mezi maximální a minimální hodnotou těchto skupin je 0,2 %.

Dalším detekovaným kovem, který se vyskytoval v moči potkanů, byl mangan, jehož výskyt je zobrazen na obr. 14. Z tohoto grafického znázornění vyplývá, že největší výkyvy vyloučení manganu byly nalezeny ve skupině potkanů (P0). Stejně jako u zinku a železa je minimální hodnota vyloučení v pátém týdnu, 0,015 mg/l. K extrémnímu výkyvu došlo během šestého týdne, kdy bylo naměřeno 0,058 mg/l vyloučení manganu. Vylučování manganu se u všech skupin se pohybovalo v rozmezí 0,005 mg/l (první měření u skupiny (0T)) až 0,058 mg/l (šestý týden u skupiny (P0)). Potkani ze skupiny (0T) vylučovali nejméně manganu, stejně jako zinku a železa. Dále u skupiny (0T) nedocházelo k významným změnám hodnot vyloučeného prvku, hodnoty se pohybovaly mezi 0,005 mg/l a 0,006 mg/l. Pro skupinu potkanů (PT) je trend vylučování pro mangan velmi podobný, jako pro skupinu (P0). Avšak rozmezí vyloučení manganu se pohybovalo v rozmezí 0,002 mg/l a 0,007 mg/l.



Obr. 14: Naměřené hodnoty vyloučeného manganu močí pro všechny analyzované skupiny experimentu. Osa y znázorňuje naměřené hodnoty (mg/l) manganu v moči potkanů. Osa x znázorňuje jednotlivé sběry moči, které probíhaly každý týden. Skup. 00 – kontrolní; 0T – tasemnice; P0 – huseníček; PT – tasemnice + huseníček



## 6 Diskuze

Jak je zmíněno v kapitole 5. Výsledky, každá ze 4 skupin potkanů akumulovala z potravy zinek, z čehož dvě skupiny (P0 a PT, krmené směsí s přídatkem hyperakumulujícího huseníčku *A. halleri*) navíc akumulovaly i kadmium. Příjem zinku byl ve výsledku, dle zkonzumovaného množství potravy, u každé skupiny jiný. Cílem práce bylo studium množství vylučovaného Zn a Cd u skupin potkanů P0 a PT, krmených stravou s přídatkem huseníčku.

Kumulace kadmia ve vnitřních orgánech živočichů představuje vysoké nebezpečí, především při dlouhodobé expozici, protože dochází k jejich trvalému poškození (Toman et al. 2002). Nejčastěji dochází k narušení jejich správné funkce a později k destrukci jejich struktury a tím k nevratnému poškození orgánů.

Vzájemné porovnání všech 4 skupin, z hlediska příjmu potravy, ukázalo rozdílné výsledky pro každou skupinu. Navzdory stejným abiotickým podmínkám je zřejmé, že celkový příjem potravy ovlivnila jak hyperakumulující rostlina huseníček Hallerův přidaná do krmiva, tak rovněž infekce tasemnicí. V našem experimentu bylo zjištěno, že kromě rozdílných hodnot vyloučených těžkých kovů se lišil u každé skupiny i příjem potravy. Potkani kontrolní skupiny (00) přijali celkem, za celou dobu experimentu (39 dní) 872,4 g krmiva ST-1. V krmivu ST-1 přijali všichni jedinci celkem 61,07 mg zinku. Rozdíl v celkovém příjmu krmiva skupinou P0 byl nižší o 235 g krmiva, tj. 27 % oproti skupině 00. Rozdíl hodnot u těchto dvou skupin potkanů, kteří nebyli infikováni tasemnicí, mohl být v chuti podávané potravy. Příměs huseníčku Hallerova pravděpodobně ovlivnila chuť potravy, proto potkani s kontaminovanou potravou snědli méně krmiva. Zatímco kontrolní skupině bylo podáváno vyvážené krmivo s již obsahujícím zinkem, skupina P0 měla stravu, díky přídatku huseníčku, obohacenou jak o zinek, tak o kadmium. Na tuto skutečnost upozorňují Stolpe et al. (2017) ve svém experimentu. Býložravci, kterým byl do krmiva přidáván kontaminovaný i nekontaminovaný huseníček Hallerův, upřednostňovali směs s nekontaminovaným hyperakumulátorem. Tento výsledek byl vysvětlen, ovlivněním chuti přítomností nežádoucích sloučenin těžkých kovů v rostlinných hyperakumulátorech.

Zajímavé je srovnání celkového příjmu zinku a kadmia u skupin 00 a 0T. Ačkoli byla oběma skupinám podávána pouze krmná směs ST-1 bez příměsi huseníčku, přijali tasemnicí infikovaní potkani 0T procentuálně méně zinku, než kontrolní skupina 00. Oproti skupinám 00 a 0T přijaly skupiny P0 a PT ve stravě, díky huseníčku, i kadmium. Je zajímavé, že navzdory stejné stravě přijali potkani (0T) méně potravy, než neinfikovaní potkani (00). Celkové hodnoty přijatého zinku byly 61,1 mg pro skupinu 00 a 58,5 mg pro skupinu 0T. V porovnání se skupinami P0 a PT se jednalo o opačný trend, kdy tasemnicí infikovaní potkani (PT) přijali více potravy, respektive více zinku, než potkani P0. Tento rozdílný trend mohla způsobovat přítomnost kadmia v huseníčku Hallerově nebo vzájemná interakce mezi některými kovy, na což upozorňují Guo et al. (2008). Obě dvě skupiny potkanů byly zatíženy huseníčkem Hallerovým. Potkani P0 přijali 522,3 mg zinku a 10,5 mg kadmia a tasemnicí infikovaní potkani (PT) přijali 704,1 mg zinku a 14,1 mg kadmia, tedy o 34 % více Zn i Cd. Srovnání skupin P0 a PT přineslo zajímavé poznatky. Potkani ve skupině PT snědli o zhruba 221 g krmiva více, než potkani ve skupině P0, což je o 26 % více. Tento rozdíl ukazuje, že přítomnost tasemnice krysí měla vliv na celkový příjem potravy. Přítomnost střevního

helminta narušila správnou funkci trávicího ústrojí, respektive tasemnice ubíraly živiny potkanům. Jejich parazitický vliv způsobil větší potřeby přísunu krmiva. Tasemnice krysí negativně ovlivňují závěrečné fáze trávicích procesů, což podrobně zkoumali Kosik-Bogacka et al. (2010). Vlivem rozdílného množství přijaté potravy došlo i k rozdílnému množství přijatého Zn a Cd u skupin P0 a PT.

Studie Kosik-Bogacka et al. (2010) upozorňuje na možnou poruchu vstřebávání živin u hostitele, kdy poškození trávicích procesů může způsobovat u hostitele pocit hladu. Tím lze vysvětlit i naše zjištění, kdy potkani, kterým byla ke krmivu přimíchána hyperakumulující rostlina (P0 a PT), měli na konci experimentu nižší hmotnost než potkani z kontrolní skupiny 00 a skupiny infikované tasemnicí 0T.

Potkani z kontrolní skupiny 00 průměrně vyloučili přijatého zinku 0,67 mg/l, což bylo přibližně 0,43 % z denní dávky krmiva ST-1. Skupina potkanů 0T celkem přijala v potravě 58,5 mg Zn pouze potravou ST-1. Průměrná naměřená hodnota vyloučeného Zn byla 0,44 mg/l v každém měření, což odpovídá 0,38 % přijatého Zn za den. Další skupina P0 zkonzumovala 637 g krmiva ST-1 s přísadou huseníčku Hallerova (v poměru 60:40). Potkani P0 přijali v potravě 522,3 mg zinku a 10,5 mg kadmia za celou dobu experimentu. Průměrně tato skupina potkanů P0 vyloučila 6,61 mg/l zinku za den a 0,03 mg/l kadmia za den. Procentuálně potkani P0 vyloučili močí 0,93 % přijatého zinku a 0,26 % kadmia. Poslední pozorovaná skupina potkanů PT, která kromě krmiva ST-1 s rostlinou byla infikována tasemnicí, přijala 858,7 g krmiva, se kterou přijala 704,1 mg Zn a 14,1 mg Cd. Průměrně potkani PT vyloučili 1,99 mg/l zinku a 0,004 mg/l kadmia. V případě vyloučeného zinku močí byla průměrná procentuální hodnota 0,16 % a 0,01% v případě kadmia.

Výsledné hodnoty množství vyloučeného zinku u tohoto experimentu nevykázaly významné hladiny extrakce. Jak uvádějí Godt et al. (2006), zinek je nezbytným prvkem pro správnou funkci různých metabolických procesů. Je součástí hormonů, proteinů i enzymů, a je také důležitý pro vývoj kostí, svalů, jater a ledvin. Zinek, který potkani přijali, byl z určité části metabolizován v jejich tělech, a o to se snížilo jeho vyloučené množství močí. K vylučování zinku z těla, až ze 17 %, dochází pocením, růstem vlasů, produkcí spermatu a při destrukci epitelových buněk (Hotz & Brown 2004), což by při dlouhodobé zvýšené expozici zinkem mohlo ovlivnit jeho vyloučení. V této diplomové práci se naměřené procentuální hodnoty vyloučeného zinku pohybovaly mezi 0,05-1,5 %, přičemž každá skupina v jiných procentuálních hodnotách. Nejvíce zinek vylučovali potkani ze skupiny P0, a to v rozmezí 0,17-1,5 %. Dalším vysvětlením může být, a to i v případě kadmia, že se tyto prvky akumulovaly v tkáních potkanů (Sharma et al. 2014). Hyperakumulace kadmia způsobuje, že se ve tkáních potkanů hromadí a ohrožuje jejich správnou funkci. Akumulované množství v tkáních může být, oproti kontrolní skupině, významně vyšší. Skupina potkanů, kteří byli vystaveni huseníčku Hallerově, měla koncentrace kadmia až 375krát vyšší v ledvinách, 162krát v játrech a 80krát v tenkém střevu (Válek et al. 2015). Dále docházelo k vylučování těchto kovů i stolicí, jak uvádí Bencko (1995). Kovy, které byly vyloučeny stolicí, nebyly metabolizovány, na rozdíl od těch, který byly vyloučeny močí. Drinker et al. (1927) uvádějí, že vylučování zinku močí se v průběhu dne a noci liší, a to v závislosti na intenzitě metabolických procesů. Nedá se exaktně vyjádřit, jaké množství těžkých kovů zůstalo v tělech experimentálních potkanů, protože se tato práce zaměřila pouze na vylučování těžkých kovů močí.

Významným faktorem při vylučování zinku a kadmia byla přítomnost tasemnice krysí. Infikace potkanů tasemnicemi měla vliv na vylučování pozorovaných těžkých kovů močí. Vývojový trend vylučování obou prvků u obou zkoumaných skupin (P0 a PT) byl velmi podobný. První tři týdny experimentu potkani obou skupin vyloučili až 8krát více zinku a kadmia. V posledních třech týdnech významně kleslo vylučování obou prvků u obou skupin. Ani v jednom týdnu sběru dat nebylo kadmium procentuálně více vyloučené než zinek. Je pravděpodobné, že se kadmium více akumulovalo v tkáních, jak zjistili Válek et al. (2015).

Byl prokázán vliv infekce tasemnicí *Hymenolepis diminuta* na vylučování těžkých kovů močí z těla hostitele *Rattus norvegicus* var. *alba*. Potkani, kteří byli infikováni tasemnicí, vylučovali méně metabolizovaných těžkých kovů a zároveň i vybraných makro prvků.

Škodlivost těžkých kovů na všechny živé organismy je celosvětově řešené téma. Mají negativní vliv na celé populace i v rámci potravního řetězce, což představuje riziko v případě jejich akumulace, ačkoli Kramárová et al. (2005) uvádějí, že konzumace ledvin a jater domácích zvířat nepředstavuje přímé riziko pro člověka. Plošné zatížení ekosystémů způsobuje nevratné změny, které mohou mít dopad i na lidstvo. Je zapotřebí chránit životní prostředí a v rámci udržitelného zemědělství nakládat s přírodními zdroji šetrně. V lokalitách, které jsou ve větší míře zasaženy nebezpečnými polutanty, by bylo možné cíleně vysadit rostlinný hyperakumulátor huseníček Hallerův. Otázkou samozřejmě zůstává následná likvidace rostlinné biomasy hyperakumulátorů.

## 7 Závěr

- hypotéza „Tasemnice akumulují Cd/Zn do svého těla a tím snižují % vylučování Cd/Zn v moči hostitele“ byla potvrzena
- přítomnost *A. halleri* v potravě negativně ovlivňovala množství přijaté potravy
- přítomnost tasemnice *H. diminuta* v tenkém střevě hostitele zvyšovala potřebu příjmu potravy
- přítomnost tasemnice negativně ovlivňovala vstřebávání živin a došlo k poklesu tělesné hmotnosti potkanů
- zinek byl močí vylučován pouze v nepatrných koncentracích, cca do 1,5 %
- kadmium bylo vylučováno močí v množství nepřesahující 0,3 %/den
- nejvíce zinku a kadmia bylo vylučováno v průběhu prvních 3 týdnů experimentu

## 8 Použitá literatura

- Abdu N, Abdullahi A, Abdulkadir A. 2017. Heavy metals and soil microbes. *Environmental Chemistry Letters* **15**:65-84.
- Assunção AGL, Schat H, Aarts MGM. 2003. *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist* **159**:351-360.
- Auer H, Aspöck H. 2014. Helminths and helminthoses in Central Europe: diseases caused by cestodes (tapeworms). *Wiener Medizinische Wochenschrift* **164**:414-423.
- Bencko V. 1995. Zdroje a cesty znečištění prostředí těžkými kovy. Pages 11-18 in Bencko V, Cikrt M, Lener J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Biedermann F, Obernberger I. 2005. Ash-related problems during biomass combustion and possibilities for a sustainable ash utilization (online) [cit. 2017.12.08], dostupné z <<http://www.bios-bioenergy.at/uploads/media/PaperBiedermann-AshRelated-2005-10-11.pdf>>.
- Brzóska MM, Moniuszko-Jakoniuk J. 2001. Interactions between cadmium and zinc in the organism. *Food and Chemical Toxicology* **39**:967-980.
- Bulat ZP, Djukić-Cosić D, Malicević Z, Bulat P, Matović V. 2008. Zinc or magnesium supplementation modulates Cd intoxication in blood, kidney, spleen, and bone of rabbits. *Biological Trace Element Reserch* **124**:110-117.
- Caliman F, Robu B, Smaranda C, Pavel V, Gavrilescu M. 2011. Soil and groundwater cleanup: benefits and limits of emerging technologies. *Clean Technologies* **13**:241-268.
- Cikrt M. 1995a. Měď. Pages 188-178 in Bencko V, Cikrt M, Lener J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Cikrt M. 1995b. Zinek. Pages 273-282 in Bencko V, Cikrt M, Lener J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Cikrt M, Bencko V. 1995. Olovo. Pages 217-234 in Bencko V, Cikrt M, Lener J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Drinker KR, Fehnel JW, Marsh M. 1927. The normal excretion of zinc in the urine and feces of man. *J. Biol. Chem* **72**:227-230.
- Dutta T, Kwon E, Bhattacharya SS, Jeon BH, Deep A, Uchimiya M, Kim KH. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biochar and biochar-amended soil: a review. *GCB Bioenergy* **9**:990-1004.
- Eide D, Broderius M, Fett J, Guerinot M. 1996. A novel iron-regulated metal transporter from plants identified by functional expression in yeast.-*Proceedings of the National Academy of Sciences* **93**:5624-5628.
- Ekwumengbo PA, Eddy NO, Omoniyi IK. 2013. Decontamination of Heavy Metals in Polluted Soil by Phytoremediation Using *Bryophyllum Pinnatum*. *E3S Web of Conferences* **1**:1-4.

- Ettler V, Mihaljevič M, Šebek O, Molek M, Grygar T, Zeman J. 2006. Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* **142**:409-417.
- Fabrik I, Krizkova S, Huska D, Adam V, Hubalek J, Trnkova L, Eckschlager T, Kukacka J, Prusa R, Kizek R. 2008. Employment of Electrochemical Techniques for Metallothionein Determination in Tumor Cell Lines and Patients with a Tumor Disease. *Electroanalysis* **14**:1521-1532.
- Fišer J, Nováková M, Macek T. 2014. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické listy* **108**:566-571.
- Fones HN, Preston GM. 2013. Trade-offs between metal hyperaccumulation and induced disease resistance in metal hyperaccumulator plants. *Plant Pathology* **62**:63–71.
- Godt J, Scheidig F, Grosse-Siestrup C, Esche V, Brandenburg P, Reich A, Groneberg DA. 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* **1**:1-6.
- Grosicki A, Kowalski B. 2002. Whole-body and organ retention of cadmium after repeated administration to rats. *Bull. Vet. Inst. Pulawy* **46**:143-147.
- Guo WJ, Meenam M, Golsbrought P. 2008. Examining the specific contributions of individual Arabidopsis Metallothioneins to copper distribution and metal tolerance-Plant Physiology **146**:1697-1706.
- Gupta UC, Gupta SC. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: Implications for management. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **29**:1491-1522.
- Gurney RH, Johnston DJ, Nowak BF. 2006. The Effect of Parasitism by *Trypanorhynch Plerocercoids* (Cestoda, Trypanorhyncha) on the Digestive Enzyme Activity of *Carcinus Maenas* (Linnaeus, 1758) (Decapoda, Portunidae). *Crustaceana* [online]. 2006, 79(6), 663-675 [cit. 2020-02-13].
- Hanč A, Szakova J, Ohecová P. 2014. Differences in the mobility of Cd, Cu, Pb and Zn during composting of two types of household bio-waste collected in four seasons. *Bioresource Technology* **168**:204-2013.
- Hassan M, Sighicelli M, Lai A, Colao F, Hanafy Ahmed AH, Fantoni R, Harith MA. 2008. Studying the enhanced phytoremediation of lead contaminated soils via laser induced breakdown spectroscopy. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* **63**:1225-1229.
- Hazotte C, Laubie B, Rees F, Morel JL, Simonnot MO. 2017. A novel process to recover cadmium and zinc from the hyperaccumulator plant *Noccaea caerulescens*. *Hydrometallurgy* **174**:56-65.
- Horák P, Volf P a kol. 2007. *Paraziti a jejich biologie*. Triton, Praha.
- Hotz C, Brown KH. 2004. Assessment of the Risk of Zinc Deficiency in Populations and Options for its Control. *Food and Nutrition Bulletin* **25**:91-22.

- Hu YF, Zhou G, Na XF, Yang L, Nan WB, Liu X, Zhang YQ, Li JL, Bi YR. 2013. Cadmium interferes with maintenance of auxin homeostasis in *Arabidopsis* seedlings. *Journal of Plant Physiology* **170**:965–975.
- Hurd H, Warr E, Polwart A. 2001. A Parasite That Increases Host Lifespan. *Proceedings: Biological Sciences*, 268:1749-1753.
- Jin T, Lundström NG, Nordberg GF, Li Y, Nordberg M, Frech W, Dumont X, Bernard A, Ye TT, Kong Q, Wang Z, Li P. 2002. Cadmium biomonitoring and renal dysfunction among a population environmentally exposed to cadmium from smelting in China (ChinaCad). *BioMetals* **15**:397-410.
- Kolář F, Matějů J, Lučanová M, Chlumská Z, Černá K, Prach J, Baláž V, Falteisek L. 2012. Sanace po těžbě uranu. Pages 180-184 in Kolář F, Matějů J, Lučanová M, Chlumská Z, Černá K, Prach J, Baláž V, Falteisek L. *Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu*. Dokořán, Praha.
- Kosik-Bogacka DI, Baranowska-Bosiacka I, Salamatin R. 2010. *Hymenolepis diminuta*: Effect of infection on ion transport in colon and blood picture of rats. *ScienceDirect* **124**:285-294.
- Kramárová M, Massányi P, Slamecka J, Tataruch F, Jancová A, Gasparik J, Fabis M, Kovacik J, Toman R, Galová J, Jurcik R. 2005. Distribution of Cadmium and Lead in Liver and Kidney of Some Wild Animals in Slovakia **40**:593-600.
- Krishnamurti G, Subashchandrabose S, Megharaj M, Naidu R. 2015. Assessment of bioavailability of heavy metal pollutants using soil isolates of *Chlorella* sp. *Environmental Science* **22**:8826-8832.
- Küpper H, Aravind P, Leitenmaier B, Trtílek M, Šeltík I. 2007. Cadmium induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to Cd stress in the Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *The New Phytologist* **175**:655–674.
- Lener J. 1995. Kadmium. Pages 147-166 in Bencko V, Cikrt M, Lener J. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Ma WC. 1996. Lead in mammals. Pages 281-296 in Beyer WN, Heinz GH, Redmon Norwood AW. (Eds.). *Environmental Contaminants in Wildlife. Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis, Boca Raton.
- Martínez-Alcalá I, Bernal MP, De la Fuente C, Gondar D, Clemente R. 2016. Changes in the heavy metal solubility of two contaminated soils after heavy metals phytoextraction with *Noccaea caerulescens*. *Ecological Engineering* **89**:56-63.
- Martínez-Peñalver A, Graña E, Reigosa MJ, Sánchez-Moreiras AM. 2012. The early response of *Arabidopsis thaliana* to cadmium-and copper-induced stress. *Environmental and Experimental botany* **78**:1–9.
- Nuhoglu Y, Oguz E. 2003. Removal of copper (II) from aqueous solutions by biosorption on the cone biomass of *Thuja orientalis*. *Process Biochemistry* **38**: 1627-1631.

- Olson PD, Timothy D, Littlewood J, Bray RA, Mariaux JJ. 2001. Interrelationships and Evolution of the Tapeworms (Platyhelminthes: Cestoda). *Molecular Phylogenetics and Evolution* **19**:443-467.
- Padoan E, Romè C, Ajmone-Marsan F. 2017. Bioaccessibility and size distribution of metals in road dust and roadside soils along a peri-urban transect. *Science of the Total Environment* **601-602**:89-98.
- Pál M, Horváth E, Janda T, Páldil E, Szalai G. 2006. Physiological changes and defense mechanisms induced by cadmium stress in maize. *Journal of Plant Nutr Soil Sci* **169**:239–46.
- Pollard AJ. 2016. Heavy Metal Tolerance and Accumulation in Plants of the Southeastern United States. *Castanea* **81**:257-269.
- Rascio N, Navari-Izzo F. 2010. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science* **180**:169–181.
- Raudenská M, Šmerková K, Tanhäuserová V, Gumulec J, Hlavna M, Sztalmachová M, Pácal L, Babula P, Adam V, Eckschlager T, Kizek R, Masařík M. 2012. Metallothionein and its role in detoxification of heavy metals and predisposition to diseases. *Prakt. Lék* **6**:322-326.
- Ravanbakhsh M, Ronaghi AM, Taghavi SM, Jousset A. 2016. Screening for the next generation heavy metal hyperaccumulators for dryland decontamination. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **4**:2350-23551.
- Reeves PG, Chaney RL. 2008. Bioavailability as an issue in risk assessment and management of food cadmium: a review. *Sci Total Environ* **398**:13–19.
- Riccò M, Cattani S, Signorelli C. 2018. Zinc exposure for female workers in a galvanizing plant in Northern Italy. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* **31**:113-124.
- Salaskar D, Shrivastava M, Kale SP, 2011. Bioremediation potential of spinach (*Spinacia oleracea* L.) for decontamination of cadmium in soil. *Current Science* **101**:1359-1363.
- Shahzad Z, Gosti F, Frérot H, Lacombe E, Roosens N, Soumitou-Laprade P, Berthomieu P. 2010. The five AhMTP1 zinc transporters undergo different evolutionary fates towards adaptive evolution to zinc tolerance in *Arabidopsis halleri*. *PLoS Genetics* **6**:e1000911.
- Sharma B, Singh S, Siddiqi NJ. 2014. Biomedical Implications of Heavy Metals Induced Imbalances in Redox Systems. *BioMed Research International*. p. 26.
- Shiue I. 2017. Urinary arsenic, pesticides, heavy metals, phthalates, polyaromatic hydrocarbons, and polyfluoroalkyl compounds are associated with sleep troubles in adults: USA NHANES, 2005–2006. *Environmental Science and Pollution Research*. **24**:3108–3116.
- Singh R, Gautam N, Mishra A, Gupta R. 2011. Heavy metals and living systems: An overview. *Indian Journal of Pharmacology* **43**:246–253.
- Soderland P, Lovekar S, Weiner DE, Brooks DR, Kaufman JS. 2010. Chronic kidney disease associated with environmental toxins and exposures. *Adv Chronic Kidney Diseases* **17**:254-264.



- Soudek P, Petrová Š, Benešová D, Koryta J, Vaněk T. 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy* **102**:346-352.
- Stolpe C, Krämer U, Müller C. 2017. Heavy metal (hyper)accumulation in leaves of *Arabidopsis halleri* is accompanied by a reduced performance of herbivores and shifts in leaf glucosinolate and element concentrations. *Environmental and Experimental Botany* **133**:78-86.
- Sures B. 2001. The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology* **35**:245-255.
- Sures B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology* **20**:170-177.
- Swartjes FA, Dirven-van Breemen EM, Otte PF, Van Bellen P, Rikken MGJ, Tuinstra J, Spijker J, Lijzen JPA. 2007. Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites (online) [cit. 2017-11-30], dostupné z <<https://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/16413/1/711701040.pdf>>.
- Tlustoš P, Břendová K, Száková J, Najmanová J, Koubová K. 2016. The longterm variation of Cd and Zn hyperaccumulation by *Noccaea spp* and *Arabidopsis halleri* plants in both pot and field conditions. *Int J Phytoremediation* **18**:110–115.
- Toman R, Massányi P, Uhrín V. 2002. Trace Elem. Electrolytes **19**:114-117.
- Tremlová J, Száková J, Sysalová J, Tlustoš P. 2013. Bioavailability of arsenic, cadmium, iron and zinc in leafy vegetables amended with urban particulate matter suspension. *Journal of the Science of Food* **93**:1378-1384.
- Väänänen K, Leppänen MT, Chen X, Akkanen J. 2018. Metal bioavailability in ecological risk assessment of freshwater ecosystems: From science to environmental management. *Ecotoxicology & Environmental Safety* **147**:430-446.
- Válek P, Sloup V, Jankovská I, Langrová I, Száková J, Míholová D, Horáková B, Křivská D. 2015. Can the Hyperaccumulating Plant *Arabidopsis halleri* in Feed Influence a Given Consumer Organism (*Rattus norvegicus* var. *alba*)? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **95**:116–121.
- Varanavasiappan S, Jing-Chi L, Kuo-Chen Y. 2013. Control of Zn uptake in *Arabidopsis halleri*: a balance between Zn and Fe. *Frontiers in Plant Science* **4**:15-19.
- Vareda JP, Valente AJM, Durães L. 2016. Heavy metals in Iberian soils: Removal by current adsorbents/amendments and prospective for aerogels. *Advances in Colloid & Interface Science* **237**: 28-42.
- Verbruggen N, Hermans C, Schat H. 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist* **181**:759-776.
- Verbruggen N, Juranies M, Baliardini C, Meyer CL. 2013. Tolerance to cadmium in plants: the special case of hyperaccumulators. *BioMetals* **26**:633-638.

Vervaet BA, D'Haese PC, Verhulst A. 2017. Environmental toxin-induced acute kidney injury. *Clinical Kidney Journal* **10**:747–758.

Viták T, Seidl Z, Burgetová A. 2012. Část obecná. Pages 21-102 in Seidl Z, Burgetová A, Hoffmannová E, Mašek M, Vaněčková M, Viták T. *Radiologie pro studium i praxi*. Grada Publishing, Praha.

Xie C, Hu L, Yang Y, Liao D, Yang X. 2017. Accumulation and tolerance to cadmium heavy metal ions and induction of 14-3-3 gene expression in response to cadmium exposure in *Coprinus atramentarius*. *Microbiological Research* **196**:1-6.

Yuswir NS, Praveena SM, Aris AZ, Syed Ismail SN, de Burbure C, Hashim Z. 2015. Heavy metal Contamination in Urban Surface Soil of Klang District (Malaysia). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* **24**:865-881.

Zhou JM, Goldsbrough PB. 1994. Functional homologs of fungal metallothionein genes from *Arabidopsis*. *The Plant cell* **6**:875-884.

## 9 Samostatné přílohy

Příloha I – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn a Zn) naměřených v moči potkanů (1-6) kontrolní skupiny 00, která nebyla zatížena *A. halleri* ani infikována *Hymenolepis diminuta*

Skupina 00	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči				Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)
				Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)		
Potkan 1	21,3	1,49	11	0,380	0,448	0,0117	0,522	0,006	0,385
	25	1,75	10	0,310	0,576	0,0180	0,944	0,009	0,539
	25	1,75	13	0,214	0,462	0,0192	0,795	0,010	0,591
	25	1,75	12	0,257	0,216	0,0121	0,533	0,006	0,365
	25	1,75	14	0,326	0,055	0,0071	0,378	0,005	0,302
	25	1,75	16	0,135	0,046	0,0027	0,403	0,006	0,368
Potkan 2	17,8	1,25	8	0,532	0,548	0,0724	0,751	0,006	0,482
	25	1,75	8	0,301	0,877	0,0114	1,25	0,010	0,571
	25	1,75	14	0,083	0,222	0,0065	0,234	0,003	0,187
	25	1,75	7	0,054	0,242	0,0143	0,413	0,003	0,165
	25	1,75	6	0,118	0,028	0,0007	0,411	0,002	0,141
	25	1,75	16	0,084	0,111	0,0028	0,282	0,005	0,258
Potkan 3	21,8	1,53	9	0,199	0,182	0,0029	0,123	0,001	0,073
	25	1,75	17	0,200	0,110	0,0044	0,199	0,003	0,193
	25	1,75	14	0,132	0,120	0,0041	0,216	0,003	0,173
	25	1,75	10	0,160	0,126	0,0057	0,226	0,002	0,129
	25	1,75	8	0,094	0,008	0,0000	0,173	0,001	0,079
	25	1,75	15	0,285	0,047	0,0072	0,467	0,007	0,400

Příloha I – pokračování – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn a Zn) naměřených v moči potkanů (1-6) kontrolní skupiny 00, která nebyla zatížena *A. halleri*

Skupina 00	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči				Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)
				Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)		
Potkan 4	24,1	1,69	10	0,605	0,739	0,0120	0,982	0,010	0,582
	25	1,75	14	0,302	0,486	0,0181	0,935	0,013	0,748
	25	1,75	21	0,084	0,394	0,0157	0,667	0,014	0,800
	25	1,75	12	0,190	0,378	0,0163	0,782	0,009	0,536
	25	1,75	18	0,227	0,085	0,0068	0,409	0,007	0,421
	25	1,75	25	0,148	0,067	0,0048	0,424	0,011	0,606
Potkan 5	18,1	1,27	15	0,396	0,475	0,0148	0,736	0,011	0,871
	24,4	1,71	9	0,306	0,799	0,0195	0,990	0,009	0,522
	25	1,75	16	0,297	0,623	0,0319	0,968	0,015	0,885
	25	1,75	13	0,263	0,489	0,0239	0,834	0,011	0,620
	25	1,75	8	0,311	0,091	0,0065	0,287	0,002	0,131
	25	1,75	17	0,174	0,095	0,0064	0,484	0,008	0,470
Potkan 6	20,3	1,42	11	0,684	0,478	0,0135	0,693	0,008	0,536
	24,6	1,72	15	0,477	0,364	0,0130	0,671	0,010	0,584
	25	1,75	14	0,368	0,471	0,0190	0,632	0,009	0,506
	25	1,75	18	0,428	0,325	0,0157	0,780	0,014	0,802
	25	1,75	12	0,452	0,107	0,0083	0,394	0,005	0,270
	25	1,75	13	0,388	0,127	0,0099	0,455	0,006	0,338

Příloha II – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn, a Zn) naměřených v moči potkanů (1-6) skupiny 0T, která byla infikovaná *Hymenolepis diminuta*

Skupina 0T	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči				Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)
				Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)		
Potkan 1	19	1,33	14	0,380	0,063	0,006	0,417	0,0058	0,4389
	22,5	1,575	8	0,254	0,455	0,007	0,452	0,0036	0,2296
	24,7	1,729	9	0,327	0,431	0,009	0,505	0,0045	0,2629
	23,5	1,645	9	0,090	0,594	0,005	0,351	0,0032	0,1920
	25	1,75	22	0,170	0,678	0,012	0,654	0,0144	0,8222
	22,8	1,596	12	0,303	1,160	0,013	0,820	0,0098	0,6165
Potkan 2	18	1,26	18	0,073	0,025	0,003	0,174	0,0031	0,2486
	24,2	1,694	14	0,207	0,031	0,003	0,251	0,0035	0,2074
	24,6	1,722	17	0,203	0,026	0,004	0,234	0,0040	0,2310
	25	1,75	13	0,090	0,012	0,003	0,125	0,0016	0,0929
	24,4	1,708	20	0,055	0,044	0,003	0,187	0,0037	0,2190
	24,7	1,729	21	0,063	0,078	0,003	0,205	0,0043	0,2490
Potkan 3	18,4	1,288	12	0,130	0,022	0,004	0,278	0,0033	0,2590
	23,7	1,659	9	0,114	0,063	0,005	0,550	0,0050	0,2984
	23,9	1,673	8	0,114	0,077	0,004	0,331	0,0026	0,1583
	23,3	1,631	10	0,091	0,078	0,005	0,613	0,0061	0,3758
	25	1,75	21	0,129	0,113	0,005	0,333	0,0070	0,3996
	25	1,75	12	0,168	0,050	0,005	0,379	0,0045	0,2599

Příloha II – pokračování – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn a Zn) naměřených v moči potkanů (1-6) skupiny OT, která byla infikovaná *Hymenolepis diminuta*

Skupina OT	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči				Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)
				Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)		
Potkan 4	18,7	1,309	10	0,285	0,082	0,016	0,477	0,0048	0,3642
	21,2	1,484	10	0,381	0,211	0,007	0,688	0,0069	0,4639
	23,4	1,638	8	0,331	0,204	0,007	0,586	0,0047	0,2862
	18,8	1,316	10	0,128	0,078	0,005	0,426	0,0043	0,3234
	24,8	1,736	13	0,190	0,020	0,005	0,370	0,0048	0,2769
	19,6	1,372	10	0,191	0,082	0,007	0,617	0,0062	0,4500
Potkan 5	20,5	1,435	13	0,173	0,052	0,004	0,401	0,0052	0,3634
	25	1,75	11	0,121	0,101	0,005	1,008	0,0111	0,6337
	25	1,75	15	0,137	0,077	0,005	0,445	0,0067	0,3817
	24,8	1,736	16	0,256	0,114	0,007	0,642	0,0103	0,5916
	25	1,75	10	0,136	0,014	0,003	0,306	0,0031	0,1748
	25	1,75	7	0,107	0,017	0,003	0,493	0,0035	0,1972
Potkan 6	22,2	1,554	20	0,277	0,069	0,005	0,340	0,0068	0,4370
	24,7	1,729	19	0,332	0,079	0,006	0,394	0,0075	0,4332
	24,5	1,715	26	0,320	0,074	0,007	0,395	0,0103	0,5994
	24,6	1,722	22	0,330	0,060	0,007	0,447	0,0098	0,5705
	25	1,75	38	0,235	0,023	0,005	0,220	0,0084	0,4772
	25	1,75	29	0,237	0,0369	0,0047	0,607	0,0176	1,0059

Příloha III – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn, Cd a Zn) naměřených v moči potkanů (7-12) skupiny P0, která byla zatížena *A. halleri*

Skupina P0	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Příjem Cd v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči					Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Cd v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)	Obsah Cd v moči (%)
					Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)	Cd (mg/l)				
Potkan 7	6,4	5,2	0,10	8	0,217	0,545	0,0284	9,17	0,0572	0,073	0,00046	1,398	0,436
	20	16,4	0,33	14	0,116	0,684	0,245	14,9	0,0756	0,209	0,00106	1,273	0,323
	18,6	15,3	0,31	28	0,0648	0,593	0,0566	13,2	0,0382	0,370	0,00107	2,423	0,351
	21,5	17,6	0,35	14	0,0515	0,473	0,0479	8,55	0,0106	0,120	0,00015	0,679	0,042
	23,1	18,9	0,38	18	0,0388	0,0665	0,0375	2,68	0,00917	0,048	0,00017	0,255	0,044
	21,4	17,5	0,35	18	0,0465	0,394	0,109	6,37	0,0195	0,115	0,00035	0,653	0,100
Potkan 8	8,5	7,0	0,14	10	0,215	0,623	0,0539	12,0	0,0701	0,120	0,00070	1,722	0,503
	19,4	15,9	0,32	24	0,104	0,865	0,0218	9,54	0,0358	0,229	0,00086	1,439	0,270
	22,6	18,5	0,37	27	0,0377	0,222	0,0435	3,76	0,0212	0,102	0,00057	0,548	0,154
	22	18,0	0,36	10	0,0563	0,322	0,0519	6,93	0,0200	0,069	0,00020	0,384	0,055
	22,5	18,5	0,37	14	0,0383	0,0489	0,0105	1,82	0,00538	0,025	0,00008	0,138	0,020
	21,6	17,7	0,35	21	0,0676	0,188	0,0824	6,07	0,0352	0,127	0,00074	0,720	0,209
Potkan 9	8,3	6,8	0,14	10	0,233	3,23	0,0233	8,61	0,0466	0,086	0,00047	1,265	0,342
	19,8	16,2	0,32	10	0,109	0,539	0,0501	13,3	0,0596	0,133	0,00060	0,819	0,184
	23,4	19,2	0,38	19	0,088	0,842	0,0524	9,48	0,0373	0,180	0,00071	0,939	0,185
	23,7	19,4	0,39	18	0,169	1,28	0,0815	10,5	0,0615	0,189	0,00111	0,973	0,285
	24,6	20,2	0,40	18	0,0951	0,0716	0,004	1,69	0,00319	0,030	0,00006	0,151	0,014
	24,5	20,1	0,40	17	0,120	0,347	0,0772	5,16	0,0262	0,088	0,00045	0,437	0,111

Příloha III – pokračování – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn, Cd a Zn) naměřených v moči potkanů (7-12) skupiny P0, která byla zatížena *A. halleri*

Skupina P0	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Příjem Cd v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči					Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Cd v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)	Obsah Cd v moči (%)
					Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)	Cd (mg/l)				
Potkan 10	8,1	6,6	0,13	14	0,122	0,427	0,00994	6,28	0,0190	0,088	0,00027	1,324	0,200
	15,5	12,7	0,25	37	0,086	0,604	0,00915	6,36	0,0646	0,235	0,00239	1,851	0,940
	17,6	14,4	0,29	31	0,0644	0,895	0,0158	7,94	0,0307	0,246	0,00095	1,706	0,330
	20,5	16,8	0,34	16	0,0156	0,0723	0,0204	1,67	0,00816	0,027	0,00013	0,159	0,039
	16,9	13,9	0,28	10	0,0415	0,0401	0,0201	1,97	0,00745	0,020	0,00007	0,142	0,027
	13,1	10,7	0,21	11	0,0505	0,698	0,0252	4,89	0,0147	0,054	0,00016	0,501	0,075
Potkan 11	5,2	4,3	0,09	11	0,138	0,439	0,0109	6,21	0,0285	0,068	0,00031	1,602	0,368
	13,1	10,7	0,21	13	0,185	1,48	0,0258	10,8	0,145	0,140	0,00189	1,307	0,877
	10,1	8,3	0,17	11	0,146	1,49	0,0116	16,9	0,0993	0,186	0,00109	2,245	0,659
	16,1	13,2	0,26	17	0,0199	0,091	0,00806	1,34	0,0056	0,023	0,00010	0,173	0,036
	20,8	17,1	0,34	10	0,0274	0,0475	0,0296	1,26	0,00537	0,013	0,00005	0,074	0,016
	21,9	18,0	0,36	14	0,045	0,345	0,0393	2,55	0,0115	0,036	0,00016	0,199	0,045
Potkan 12	9	7,4	0,15	15	0,152	0,57	0,0969	13,2	0,0562	0,198	0,00084	2,683	0,571
	11,3	9,3	0,19	40	0,0689	0,896	0,00733	4,81	0,0643	0,192	0,00257	2,076	1,388
	18,7	15,3	0,31	18	0,0184	1,95	0,0148	3,81	0,0314	0,069	0,00057	0,447	0,184
	21	17,2	0,34	38	0,00951	0,093	0,00744	1,19	0,00426	0,045	0,00016	0,263	0,047
	22,4	18,4	0,37	16	0,0134	0,033	0,00274	0,841	0,00277	0,013	0,00004	0,073	0,012
	23,8	19,5	0,39	30	0,0424	0,149	0,0208	2,00	0,00428	0,060	0,00013	0,307	0,033



Příloha IV – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn, Cd a Zn) naměřených v moči potkanů (7-12) skupiny TP, která byla zatížena *A. halleri* a infikovaná *Hymenolepis diminuta*

Skupina PT	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Příjem Cd v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči					Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Cd v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)	Obsah Cd v moči (%)
					Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)	Cd (mg/l)				
Potkan 7	19,6	16,07	0,321	12	0,283	0,224	<0.001	3,988	0,010	0,048	0,00012	0,298	0,039
	25	20,50	0,410	11	0,192	0,274	0,001	4,627	0,005	0,051	0,00006	0,248	0,015
	25	20,50	0,410	24	0,139	0,096	<0.001	2,217	0,005	0,053	0,00012	0,260	0,029
	24,9	20,42	0,408	16	0,158	0,217	<0.001	3,566	0,006	0,057	0,00010	0,279	0,024
	25	20,50	0,410	31	0,073	0,098	<0.001	1,313	0,001	0,041	0,00004	0,199	0,011
	25	20,50	0,410	28	0,028	0,021	<0.001	0,394	<0.001	0,011	0,00003	0,054	0,007
Potkan 8	20,1	16,48	0,330	17	0,225	0,141	<0.001	3,157	0,007	0,054	0,00012	0,326	0,036
	24,5	20,09	0,402	16	0,102	0,149	<0.001	2,675	0,004	0,043	0,00006	0,213	0,016
	24,6	20,17	0,403	24	0,065	0,069	<0.001	1,627	0,001	0,039	0,00003	0,194	0,007
	24,7	20,25	0,405	15	0,081	0,106	<0.001	1,892	0,002	0,028	0,00003	0,140	0,006
	25	20,50	0,410	17	0,067	0,133	<0.001	0,923	<0.001	0,016	0,00002	0,077	0,004
	25	20,50	0,410	25	0,039	0,024	0,001	0,567	<0.001	0,014	0,00003	0,069	0,006
Potkan 9	18,4	15,09	0,302	13	0,310	0,095	<0.001	2,482	0,008	0,032	0,00011	0,214	0,035
	25	20,50	0,410	11	0,171	0,184	<0.001	3,386	0,004	0,037	0,00004	0,182	0,011
	24,8	20,34	0,407	19	0,111	0,108	<0.001	1,325	0,002	0,025	0,00005	0,124	0,011
	25	20,50	0,410	16	0,153	0,045	<0.001	0,975	<0.001	0,016	0,00002	0,076	0,004
	25	20,50	0,410	15	0,099	0,041	<0.001	0,663	<0.001	0,010	0,00002	0,048	0,004
	25	20,50	0,410	22	0,052	0,010	0,002	0,461	<0.001	0,010	0,00002	0,050	0,005

Příloha IV – pokračování – Koncentrace (mg/l) prvků (Cu, Fe, Mn, Cd a Zn) naměřených v moči potkanů (7-12) skupiny TP, která byla zatížena

A. *halleri* a infikovaná *Hymenolepis diminuta*

Skupina PT	Příjem krmiva (g/den)	Příjem Zn v krmivu (mg/den)	Příjem Cd v krmivu (mg/den)	Objem moči (ml/den)	Obsah kovů v odebrané moči					Obsah Zn v moči (mg/l.den)	Obsah Cd v moči (mg/l.den)	Obsah Zn v moči (%)	Obsah Cd v moči (%)
					Cu (mg/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)	Cd (mg/l)				
Potkan 10	17,2	14,10	0,282	11	0,241	0,261	0,007	3,200	0,007	0,035	0,00008	0,250	0,029
	24,6	20,17	0,403	9	0,252	0,304	0,007	4,288	0,007	0,039	0,00006	0,191	0,016
	25	20,50	0,410	31	0,092	0,162	0,004	1,450	0,002	0,045	0,00008	0,219	0,019
	24,8	20,34	0,407	17	0,129	0,221	0,005	2,125	0,003	0,036	0,00005	0,178	0,012
	25	20,50	0,410	21	0,070	0,121	0,005	1,725	<0,001	0,036	0,00002	0,177	0,005
	25	20,50	0,410	16	0,043	0,075	0,001	0,585	0,002	0,009	0,00003	0,046	0,008
Potkan 11	18	14,76	0,295	13	0,178	0,184	0,006	2,363	0,003	0,031	0,00003	0,208	0,011
	25	20,50	0,410	11	0,113	0,174	0,006	1,825	0,002	0,020	0,00002	0,098	0,005
	24,1	19,76	0,395	27	0,114	0,114	0,004	1,688	0,001	0,046	0,00003	0,231	0,009
	23	18,86	0,377	17	0,086	0,100	0,004	1,463	0,001	0,025	0,00003	0,132	0,007
	25	20,50	0,410	24	0,066	0,095	0,003	0,910	0,001	0,022	0,00003	0,107	0,006
	25	20,50	0,410	21	0,070	0,080	0,002	0,609	<0,001	0,013	0,00002	0,062	0,005
Potkan 12	20,5	16,81	0,336	11	0,292	0,205	0,007	2,500	0,003	0,028	0,00004	0,164	0,011
	25	20,50	0,410	11	0,367	0,236	0,006	3,038	0,007	0,033	0,00008	0,163	0,018
	24,9	20,42	0,408	23	0,190	0,286	0,006	3,563	0,003	0,082	0,00007	0,401	0,018
	25	20,50	0,410	6	0,136	0,164	0,006	1,425	<0,001	0,009	0,00001	0,042	0,001
	25	20,50	0,410	7	0,100	0,652	0,005	2,463	0,001	0,017	0,00001	0,084	0,002
	25	20,50	0,410	19	0,112	0,130	0,003	0,460	<0,001	0,009	0,00002	0,043	0,005