

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



Formy kadmia v krmivu a jejich vliv na akumulaci v tkáních

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Eliška Havlová

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

Konzultant: Ing. Petr Válek

2015

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Formy kadmia v krmivu a jejich vliv na akumulaci v tkáních” vypracovala samostatně s přispěním vedoucího a konzultanta diplomové práce a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne:

.....

podpis autora práce

Poděkování

Ráda bych poděkovala doc. Ing. Ivaně Jankovské Ph.D. za vedení, cenné rady a pomoc při tvorbě diplomové práce. V neposlední řadě také děkuji rodině za veškerou podporu v průběhu studia.

SOUHRN

Cílem diplomové práce na téma „Formy kadmia v krmivu a jejich vliv na akumulaci v tkáních” bylo posoudit vliv kadmia na živý organismus. Jako vzorový organismus byl použit potkan laboratorní (*Rattus norvegicus* var. *alba*), u kterého se sledovala výše koncentrace kadmia ve vybraných orgánech. Následně se porovnával vliv formy kadmia na míru koncentrace v jednotlivých tkáních. Kadmium bylo vybráno z důvodu jeho vysoké toxicity pro živočichy a jeho neustále narůstající koncentrace v životním prostředí. Nalezneme ho v ovzduší, půdě, vodě, ale i v rostlinných produktech, které slouží k lidské konzumaci. Má schopnost velké a dlouhodobé akumulace ve tkáních, na něž působí toxicky, především nefrotoxicky a hepatotoxicky. Jeho nebezpečí spočívá také v jeho působení jako karcinogen a teratogen.

Experiment se prováděl na 24 samcích laboratorního potkana, rozdělených do čtyř pokusných skupin. Prvním dvěma skupinám potkanů bylo předkládáno kadmium v organické formě ve variantě sušeného a následně rozdrceného penízku modravého (*Thlaspi caerulescens*), známého jako hyperakumulátor těžkých kovů z půdního prostředí, zejména právě námi sledovaného kadmia. Druhou variantu organické formy kadmia představoval huseníček hallerův (*Arabidosis halleri*), podávaný stejnou formou. Třetí skupině se podávalo již připravené kadmium, ve formě dihydrátu chloridu kademnatého, v podobě bílého prášku. Čtvrtá skupina sloužila jako kontrolní, prostá přidaného kadmia. Dávkování kadmia probíhalo dvakrát týdně po dobu 6 týdnů. Jednorázová dávka u penízku a dihydrátu chloridu kademnatého byla stanovena na 0,65 mg/kg živé váhy z aktuální hmotnosti konkrétního jedince. U huseníčku byla dávka v množství 0,17 mg na potkana denně, 6 dní v týdnu. Konečná analýza obsahu kadmia v jednotlivých vybraných tkáních byla zhodnocena za pomoci metody optické emisní spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP - ES).

Z výsledků byl zjištěn nejvyšší obsah kadmia v ledvinné a jaterní tkáni, organické i anorganické formy kadmia. Prokazatelně vyšší hodnoty kadmia byly u organické oproti anorganické formě. Lišil se i obsah vstřebaného kadmia mezi organickými variantami. U huseníčku byla koncentrace kadmia výrazně vyšší než u penízku. Nepatrný nárůst koncentrace kadmia byl zjištěn ve střevech a slezině. Hodnoty u varlat, svaloviny a kostní tkáně byly zanedbatelné oproti kontrolní skupině i vůči formě podávaného kadmia.

Klíčová slova: potkan, kadmium, akumulace, tkáň, ledviny, hyperakumulátor

SUMMARY

The goal of the thesis with the topic of „Cadmium forms in feed and their effects on cadmium accumulation in tissues” was to assess the effect of cadmium on the living organism. A laboratory rat (*Rattus norvegicus* var. *alba*) was used as a model organism, on which the value of the concentration of cadmium in selected organs was monitored. Subsequently, the effect of the form of cadmium on the degree of concentration in individual tissues was compared. Cadmium was selected because of its high toxicity to animals and its constantly increasing concentration in the environment. We can find it in the air, soil, water but also in plant products which are used for human consumption. It has the ability of large and long-term accumulation in tissues, to which it is toxic, particularly nephrotoxic and hepatotoxic.

The experiment was conducted on 24 male laboratory rats divided into four experimental groups. The first two groups of rats were served with cadmium in an organic form in a variant of dried and then crushed *Thlaspi caerulescens*, known as a hyper-accumulator of heavy metals from the soil environment, especially of the cadmium monitored by us. The other variant of the organic form of cadmium was represented by *Arabidopsis halleri*, served in the same form. The third group was served with an already prepared cadmium in the form of cadmium chloride dihydrate, as a white powder. The fourth group served as a control group, free of the added cadmium. The dosage of cadmium was administered twice a week for the duration of 6 weeks. A single dose of *Thlaspi* and cadmium chloride dihydrate was set to 0.65 mg/kg of live weight from the current weight of the individual. The dosage of *Arabidopsis* was 0.17 mg per rat per day, 6 days in a week. The final analysis of the cadmium content in selected tissues was evaluated with the help of the method of optical emission spectrometry with inductively coupled plasma (ICP - ES).

The results determined a higher amount of cadmium in kidney and liver tissues, organic and inorganic forms of cadmium. Provably higher amounts of cadmium were in the organic form in comparison to the inorganic form. The amount of absorbable cadmium between the organic forms differed as well. The concentration of cadmium was provably higher in *Arabidopsis* than in *Thlaspi*. A slight increase of the concentration of cadmium was determined in the intestines and spleen. The values in testicles, muscles and bone tissues were negligible in comparison to the control group and even against the form of the served cadmium.

Keywords: rat, cadmium, accumulation, tissue, kidney, hyperaccumulator

OBSAH

| | |
|--|-----------|
| 1. ÚVOD..... | 6 |
| 2. CÍL PRÁCE A HYPOTÉZA..... | 7 |
| 3. LITERÁRNÍ REŠERŠE..... | 8 |
| 3.1.Výživa zvířat..... | 8 |
| 3.1.1. Krmiva..... | 8 |
| 3.1.2. Stopové prvky..... | 9 |
| 3.1.3. Těžké kovy..... | 10 |
| 3.2.Kadmium v životním prostředí..... | 12 |
| 3.2.1. Chemické vlastnosti kadmia..... | 13 |
| 3.2.2. Použití kadmia..... | 13 |
| 3.2.3. Zdroje kontaminace kadmiem..... | 14 |
| 3.3.Kadmium v živých organismech..... | 18 |
| 3.3.1. Metalothioneiny..... | 18 |
| 3.3.2. Toxicita kadmia pro člověka..... | 20 |
| 3.3.3. Kadmium a jeho kancerogenní potenciál..... | 24 |
| 3.4.Rostliny jako pomocníci v boji proti kadmiu | 25 |
| 3.4.1. Bioindikátoři..... | 26 |
| 3.4.2. Fytoremediace..... | 27 |
| 3.4.3. Hyperakumulatoři..... | 29 |
| 3.4.4. Ostatní rostliny..... | 30 |
| 3.5.Potkan obecný..... | 31 |
| 4. MATERIÁL A METODY | 32 |
| 4.1.Experimentální plán..... | 32 |
| 5. VÝSLEDKY | 34 |
| 6. DISKUZE..... | 54 |
| 7. ZÁVĚR..... | 56 |
| 8. SEZNAM LITERATURY..... | 57 |

1. ÚVOD

Kontaminace ekosystému cizorodými látkami stále častěji nabývá globálního charakteru. Proto v souvislosti se vzrůstajícím znečišťováním životního prostředí cizorodými látkami hraje důležitou roli jejich přísný monitoring a hodnocení potenciálních rizik nejen pro lidský organismus, ale i celou faunu. Vyrůstající kontaminace životního prostředí je zapříčiněna nejen vlivem rozvoje průmyslu, ale i zemědělství. Dochází tak až k úplnému rozvratu prvků v potravním řetězci (Dip et al., 2001). Tyto látky následně dostávají až do živých organismů, kde mají vliv na běžný chod metabolických procesů a tím i na celkový zdravotní stav a reprodukci (Zeman et al., 2006).

Jednou z nejdůležitějších skupin cizorodých látek, která se v posledních desetiletích stále více těší zájmu, co se týče zátěže životního prostředí a negativních vlivů na živé organismy v celosvětovém rozsahu, tvoří těžké kovy. Jedná se převážně o olovo, rtuť a kadmium (Anděl, 2011).

Ačkoliv kadmium bývá řazeno ke vzácnějším prvkům v zemské kůře, na živý organismus má značný vliv. Dlouholetým studováním a pozorováním kadmia bylo zjištěno, že v organismu se chová jako kumulativní jed a jeho přítomnost je spojena s výrazným rakovinným bujením a teratogenitou. Pozornost přitahuje především hlavně z důvodu možných vstupů cest do potravního řetězce člověka a jeho možný následný přechod i do mateřského mléka. Důležitou roli také hraje fakt, že v průběhu poslední let, od roku 1950 bylo použito více než osminásobek množství kadmia, než v dosavadní minulosti lidstva známo (Kramárová et al., 2004).

Kadmium se u živočichů koncentruje převážně ve vnitřních orgánech jako například ledviny nebo játra. Méně ve svalové či tukové tkáni přičemž koncentrace kumulovaného kadmia je přímo úměrná věku jedince a době jaké byl expozici kadmia vystaven. Zde způsobuje poškození, které se manifestuje mnoha změnami, mezi které můžeme například zařadit imunopatologické změny nebo mutagenní a karcinogenní efekt (Koréneková et al., 2003).

Použití i stopového množství kadmia může mít vliv nejen na fyziologii a zdraví jednotlivých organismů, ale také na demografické rozdělení druhů (Larison et al., 2000).

2. CÍL PRÁCE A HYPOTÉZA

Cílem práce bylo posoudit vliv kadmia v různých formách přidaných do krmné směsi pro potkany a jeho akumulaci v tkáních konzumenta.

Hypotéza:

Nejvyšší koncentrace kadmia přijatého v potravě se vyskytují v ledvinách bez ohledu na formu kadmia.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Výživa zvířat

Výživu hospodářských zvířat lze podle Zemana et al. (2006) definovat jako soubor pochodů a to zejména fyziologických a biochemických, které jsou provázány s přijímáním, trávením, vstřebáváním a nakonec samotnou látkovou přeměnou živin, jež jsou nezbytné k udržení všech životních funkcí. U hospodářských zvířat je brán zřetel zejména na jejich užitkovost, důležitou pro ekonomický dopad chovatele.

Základem výživy všech živočichů jsou biologické sloučeniny – živiny, které přijímají zvířata v krmivech. Jsou to látky nezbytné pro živočišný organismus k zajištění všech životních procesů. To znamená k samotnému procesu trávení, pohybu, udržení tělesné teploty, růstu, rozmnožování, tvorbě tělesné hmoty především svalové, k produkci mléka u laktujících zvířat, vajec, vlny a mnoho dalších (Zeman et al., 2006).

3.1.1 Krmiva

Krmiva musí být zdravotně nezávadná, nesmí působit toxicky ani nijak rušivě na trávicí procesy zvířat. Nesmí zanechávat rezidua ve tkáních natož v živočišných produktech (Zeman et al., 2006). Krmiva určená pro hospodářská zvířata lze základně rozdělit podle původu na rostlinná, živočišná nebo minerální. Z fyziologického hlediska je pak rozdělujeme na krmiva bohatá na sacharidy, dusíkaté látky, tuky, vitaminy a minerální látky (Jeroch et al., 2006). Chemické složení krmiv znázorňuje tabulka č. 1.

Kromě základních živin přijímají zvířata s komponenty diety i látky, které organismu přímo škodí. Mohou to být například některé těžké kovy jako olovo, rtuť, arzén či kadmium, dále dusičnany, dusitany a mnoho jiných látek, které lze označit jako antinutriční či toxické. Ty mohou ohrožovat normální průběh metabolických procesů, zdraví zvířat, jejich reprodukční schopnosti a v konečné fázi i samotnou existenci zvířat a prostřednictvím potravinového řetězce zdraví a existenci člověka (Zeman et al., 2006).

Tabulka 1: Chemické složení krmiv (Zeman et al., 2006)

| | | | |
|------------|-----------|---------------|--------------------|
| voda | | | |
| sušina | N-látky | | bílkoviny |
| | | | nebílkovinné látky |
| | lipidy | | tuky |
| | | | vosky |
| | | | jiné |
| | sacharidy | vláknina | celulóza |
| | | | hemiceululóza |
| | | | lignin |
| | | | BNLV |
| | | | polysacharidy |
| | | monosacharidy | |
| popeloviny | | makroprvky | |
| | | stopové prvky | |

3.1.2 Stopové prvky

Mikroelementy, též označované jako stopové prvky, jsou na rozdíl od makroelementů v živých organismech obsaženy ve velmi malém množství. Mají však mimořádný význam v řadě katalytických, enzymatických, aktivačních i regulačních procesů. Jsou tak pro organismus nezbytné a nemohou být nahrazeny jinými prvky nebo sloučeninami (Fraga, 2005).

Za fyziologického stavu jsou všechny mikroprvky v organismu v dynamické rovnováze, která je řízena složitými homeostatickými mechanismy. Základním předpokladem pro udržení této rovnováhy a koncentrace mikroprvků ve tkáních a biologických tekutinách je adekvátní přísun v krmivu a jejich utilizace. Ať už nedostatečný, nebo nadměrný přísun jednotlivých prvků působí na organismus škodlivě (Slavík et al., 2005).

Tyto mikroelementy organismus potřebuje jen ve velmi malém množství oproti makroprvkům, jako jsou například vápník, draslík, sodík atd. Fraga (2005) udává potřebné množství zhruba do 100 mg/den. Okolo 20 stopových prvků se považuje za esenciální, ale co se týče sledování obsahů jednotlivých prvků v krmivu, pozornost je věnována jen železu, mědi, jódu, selenu, manganu, kobaltu a zinku. Ostatním prvkům, kam spadá Al, As, Ba, B, Cd, Cs, Br, Ni, Li, Pb, Rb, Si, Sn, V, není věnována pozornost pro praktické sestavování krmné dávky, jelikož jsou v jednotlivých komponentech obsaženy v dostatečných koncentracích. Některé mikroprvky mohou působit v organismu při vyšších dávkách toxicky. Jedná se především o arzen, flor, molybden, olovo a kadmium (Jeroch et al., 2006).

3.1.3 Těžké kovy

Jako těžké kovy lze označit ty prvky, jejichž měrná hmotnost je vyšší než 5 g.cm^{-3} . Řadíme sem La, Ce, Pr, Zr, Hf, Th, V, Nb, Ta, Cr, Mo, W, U, Mn, Re, Fe, Co, Ni, Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt, Cu, Ag, Au, Zn, Cd, Hg, Ga, In, Tl, Ge, Sn, Pb, As, Bi, Sb, Te (Kurfürst, 1989). Do rizikových těžkých kovů, kterým se v poslední době věnuje pozornost, zařazujeme rtuť, olovo a kadmium. Tyto kovy lze označit také jako toxické prvky. Ty při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka, ale i ostatní biotické složky ekosystémů (Bohm et al., 2002).

Nejdůležitější těžké kovy můžeme rozdělit dle vlivu na metabolismus, na:

- ESENCIÁLNÍ: Fe, Cu, Zn, Mn, Co, Mo.

Tyto kovy jsou v malých dávkách nepostradatelné pro správnou funkci organismu.

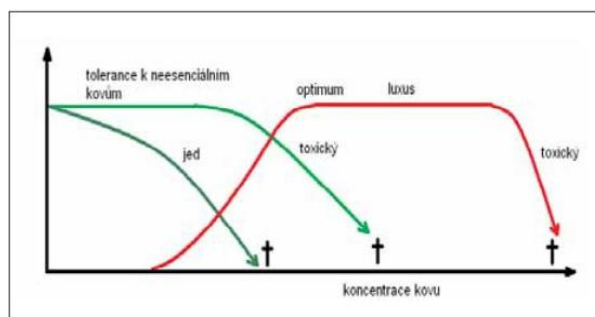
- TOXICKÉ: Hg, Cd, Pb, As, Cr.

Toxické kovy se vážou na $-\text{SH}$, $-\text{COOH}$ a $-\text{NH}_2$ skupiny molekul, méně jejich strukturu i funkci a působí tak jako enzymatické jedy. Častá je i jejich konkurence s esenciálními látkami. Takto mohou zasahovat do mnoha buněčných dějů a v konečné fázi mohou způsobit i vznik nádorového onemocnění. (Hu, 1998).

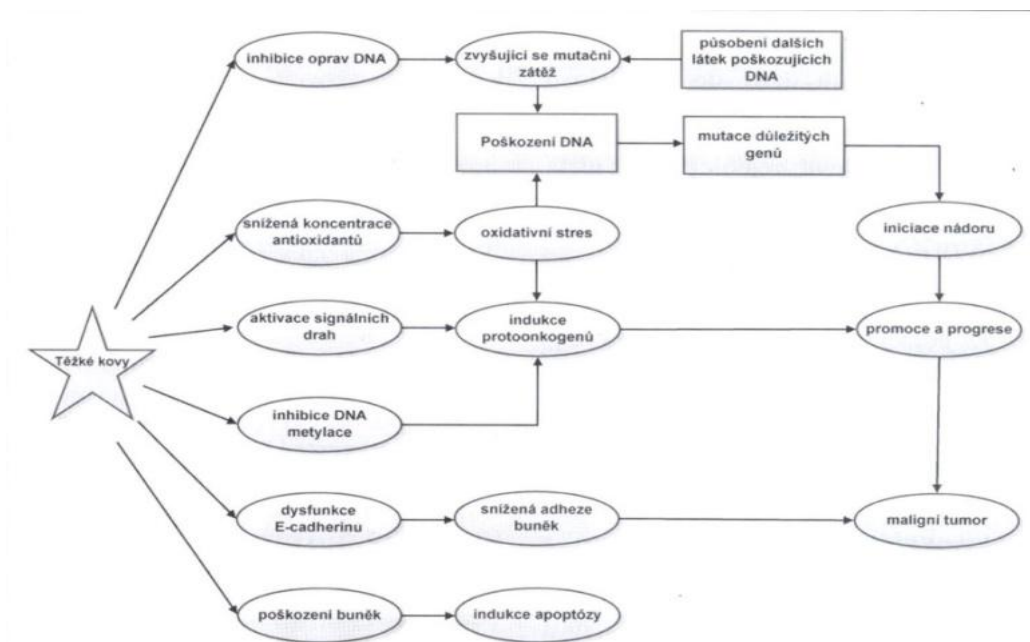
Nejvýznamnější negativní efekty těžkých kovů na buněčné procesy shrnuje obrázek č. 2.

Těžké kovy v bílkovinách prioritně reagují s thiolovými skupinami jednotlivých aminokyselin. Tyto thiolové skupiny, označované $-\text{SH}$, umožňují řetězení peptidů i proteinů za vzniku disulfidové skupiny $-\text{S}-\text{S}-$. V případě navázání těžkého kovu na tuto disulfidovou skupinu dojde ke změně konformace enzymu a tím i k narušení životních funkcí u rostlin a živočichů (Anděl, 2011).

Obrázek 1: Rozdíl mezi toxickým a esenciálním kovem (Blašík et al., 2006)



Obrázek 2: Vliv těžkých kovů na buněčné procesy (Raudenská et al., 2012)



Na obrázku č. 1 je ukázán rozdíl mezi těžkými kovy esenciálními a toxickými. U iontů kovů, které jsou potřebné pro organismus (esenciální), pozorujeme zprvu s jejich zvyšující se koncentrací pozitivní nárůst metabolické aktivity, do koncentračního optima. Při dalším zvyšování koncentrace kovu nadále nedochází ke změně metabolické aktivity (oblast luxusu). Další zvyšování koncentrace kovu vede už k toxicitě a poklesu metabolické aktivity, jež znázorňuje červená křivka (Blašík et al., 2006). Další tabulka znázorňuje přehled vybraných těžkých esenciálních kovů a jejich význam v organismech.

Tabulka 2: Přehled vybraných esenciálních těžkých kovů a jejich význam pro organismus (Blašík et al., 2006)

| Kov | Protein |
|---------|---|
| Zinek | Je známo asi 200 proteinů, z toho tvoří převážnou část enzymy jako jsou karboxypeptidasy, alkalické fosfatasy, anhydrasy nebo aminopeptidasy. Deficience: malý vzrůst, špatná hojitelnost ran |
| Měď | Enzym tyrosinasa, dále ceruloplasmin, monoaminoxidasa, superoxididmutasa a cytochromoxidasa. Deficience: hypercholesterolemie, leukopenie, demineralizace kostí, anemie, Menkeho syndrom Toxicita: Wilsonova choroba - dysartrie, dysfagie, celková rigidita a tremor |
| Chrom | Cr^{3+} může být vázáno transferinem, v případě iontu Cr^{6+} dochází k redukci na trojmocnou formu v červených krvinkách. |
| Ostatní | Selen váže glutathionperoxidasa. Železo je obsaženo v molekulách hemoglobinu, myoglobinu, cytochromu a také ferritinu či transferinu. Mangan ovlivňuje redoxní procesy. |

Abychom mohli posoudit účinky jednotlivých prvků, zejména těžkých kovů na životní prostředí a organismy, je nutno znát mechanismy působení v organismech a musíme brát v úvahu chemickou formu, mocenství, vstup, chemické cykly v biosféře, transportní mechanismy a mnoho dalších faktů (Blašík et al., 2006).

3.2 Kadmium v životním prostředí

Kadmium bylo objeveno náhodou. Povedlo se tak německému profesorovi Friedrichu Stromeyerovi v roce 1817 ve městě Magdeburg. Ve zdejší lékárně byla prodávána zinková běloba pocházející z hutí v Salzgitteru. Během kontroly její čistoty, která se prováděla vyžiháním a srážením jejího roztoku plyným sirovodíkem, vznikla nažloutlá sraženina, ze které se profesorovi podařilo identifikovat nový prvek. A to kadmium (Jirkovský, 1986).

Obrázek 1: Vybrané kovy a jejich zařazení do skupin (Nábělková, 2012)



Kadmium je prvek patřící do skupiny těžkých kovů. Je to kov stříbřité barvy s namodralým leskem, který je svými vlastnostmi podobný zinku. V přírodě se vyskytuje sporadicky. Poměrné množství kadmia v zemské kůře je asi 0,15 – 0,2 mg/kg. Je tedy mezi chemickými prvky zemské kůry na 67. místě (Holoubek, 2004). Jeho nejdůležitější rudou je sulfid (Greenwood et al., 1993). Doprovází zinečnaté rudy, ze kterých se také vyrábí frakční destilací anebo elektrolýzou (Holoubek, 2004), ve kterých je obsah kadmia 0,2 až 0,4 %. Tvoří také minerály, jako například greenockit (CdS), otavit (CdCO₃) a monteponit (CdO). Jejich výskyt je však zcela ojedinělý (Muck, 2006).

Kadmium není esenciálním prvkem, může však v biochemických strukturách organismu nahrazovat zinek a narušovat tak funkčnost některých enzymů. Negativně ovlivňuje například metabolismus vápníku a tím tvorbu vitamínu D (Anděl, 2011).

3.2.1 Chemické vlastnosti kadmia

Kadmium reaguje se sírou, halogeny i dalšími nekovy. Na vzduchu hoří na oxid kademnatý. Sloučeniny kadmia jsou mimořádně jedovaté. Jeho nebezpečnost spočívá mimo jiné v tom, že podobně jako rtuť anebo olovo vytváří i organické sloučeniny (Holoubek, 2004). U kadmia lze pozorovat určitou podobnost k berylliu, hořčíku a vápníku. Kadmium se vyznačuje progresivní akumulací v životním prostředí i v organismech (Lukeš, 2009). Některé základní vlastnosti kadmia jsou uvedeny v tabulce číslo 3.

Tabulka 3: Vybrané chemické vlastnosti kadmia (Greenwood et al., 1993)

| Vlastnost | Kadmium |
|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Atomové číslo | 48 |
| Počet přírodních izotopů | 8 |
| Atomová hmotnost | 112,41 |
| Elektronová konfigurace | [Kr] 4d ¹⁰ 5s ² |
| Elektronegativita | 1,7 |
| Poloměr kovu [pm] | 151 |
| Efektivní iontový poloměr II [pm] | 95 |
| Ionizační energie (1) [kJ/mol] | 876,5 |
| E° (M ²⁺ /M) [V] | -0,403 |
| Teplota tání [°C] | 320,8 |
| Teplota varu [°C] | 765 |
| Hustota (25°C) [g/cm ³] | 8,65 |
| Měrný elektrický odpor (20°C) [μΩ cm] | 7,5 |

3.2.2 Použití kadmia

Kadmium se uplatňuje jako přísada do různých slitin, na výrobu galvanických článků (Ni-Cd akumulátory), jako lapač neutronů v jaderných elektrárnách nebo antikoroziční materiál či se přidává do slitin na zubařské plomby (Holoubek, 2004). Kadmium je součástí i alkalických akumulátorů, využití najde i při výrobě solárních panelů či polovodičů (Vojtěch, 2006). Využívá se také jako stabilizátor při výrobě plastů (Holoubek, 2004). Například k ochraně PVC před působením ultrafialového nebo tepelného záření a sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů, které jsou do plastů přidávány nebo jsou využívány v automobilovém průmyslu (Otčenášek, 2003).

- **Kontaminace ovzduší**

Kontaminace ovzduší závisí na mnoha faktorech. Jednak na lokalitě průmyslové zóny, městské aglomerace, klimatických podmínkách na daném území, ale i na transportu emisí, ať už z bezprostředně vzdálených míst či jiných okolních států nebo i různých míst na Zemi (ČHÚ, 2011). V málo znečištěných oblastech vzduch obsahuje 0,0001 – 0,002 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kadmia. Naproti tomu ve velkých městech byl zjištěn obsah kadmia 0,007 – 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Blaštík et al., 2006). Atmosféra tak umožňuje nejsnadnější a nejrychlejší distribuci kontaminantů v životním prostředí i napříč kontinentů (ČHÚ, 2011).

Šíření emisí v atmosféře probíhá pomocí proudění nebo difuze (ČHÚ, 2011). Kadmium vázané v prašném aerosolu tak může cestovat na velké vzdálenosti, předtím než dopadne zpět na zemský povrch v prachu, dešti anebo sněhu (Jesenák, 2005). Kadmium je vázané hlavně na částice jemné frakce, což odpovídá velikosti částic s aerodynamickým průměrem do 2,5 μm . Tyto částice představují největší riziko zdravotních problémů. Největší procento vázaného kadmia je na částicích do velikosti 10 μm . Co se týče velikosti částic nad 10 μm , je množství kadmia minimální (ČHU, 2011). Tyto částice pak spíše sedimentují hned poblíž zdroje a způsobují tak lokální kontaminaci půdy, okolních povrchových vod i rostlinstva (Cibulka, 1991).

Tabulka 4: Odhad celkové roční emise ze všech přirozených zdrojů v 1.106 kg (Cibulka, 1991)

| Zdroj | Kadmium |
|----------------------|---------|
| Prach unášený větrem | 0,100 |
| Lesní požáry | 0,010 |
| Vulkanická činnost | 0,520 |
| Mořský aerosol | 0,001 |
| Vegetace | 0,200 |
| Celkem | 0,831 |

Významným producentem kontaminace atmosféry kadmiem představuje těžba, výroba a zpracování rudy (Cibulka, 1991). V dnešní době je však největší riziko v podobě spalovacích procesů. Spalování fosilních paliv, a to především uhlí, následně i výroba cementu kontaminuje ovzduší, následně půdu. Z půdy je kadmium vymývané a dochází

tak ke kontaminaci povrchových i podzemních vod a tím i celého potravního řetězce (Beneš et al., 1998).

Souvislost s uvolňováním toxických kovů, jako je právě kadmium, do povrchových vod mají i tzv. kyselá deště. Kyselá deště obsahují SO_3 , SO_2 , NO_x , které se absorbují ze spalovacích procesů a následně jejich vlivem dochází právě k vymývání živin z půd. A to hlavně vápníku, hořčíku a těžkých kovů (ČHÚ, 2011).

Hlavní rizikové chemické sloučeniny vznikající při spalovacích a průmyslových procesech obsahují kadmium, jsou oxid kademnatý, sulfid kademnatý, síran kademnatý a chlorid kademnatý (ČHÚ, 2011).

- **Kontaminace vody**

Kontaminanty se do vody dostávají především vymýváním z půd (Jesenák, 2005). Toxicita těžkých kovů vyskytujících se ve vodě je především odvislá od jejich formy výskytu. Anorganické a organické komplexy jsou méně toxické než samotné jednoduché ionty. Tyto různé chemické formy kovů jsou pak dány individuálním složením jednotlivých vod. Důležitou roli tak hraje zejména pH a obsah některých aniontů, které mohou tvořit stabilnější komplexní sloučeniny (Cibulka, 1991).

Stopové množství kadmia se ve vodách vyskytuje přirozeně. V České republice je hlavním zdrojem kontaminace vod především odpadní vody z těžby a zpracování rud, z hutí, z povrchové úpravy kovů galvanickým pokováním, z textilního, chemického, fotografického a kožedělného průmyslu, ze zemědělství vlivem používání fosfátů a pesticidů obsahujících těžké kovy. Pro kontrolu povrchových vod se sleduje obsah rtuti, kadmia a olova v rybách. Taktéž významným indikátorem znečištění povrchových vod jsou sedimenty dna. V sedimentu bývá koncentrace daných prvků až desetkrát vyšší než v samotné vodě (Pitter, 1999). Do pitné vody pro lidskou potřebu se těžké kovy také mohou dostat, a to především v důsledku jeho uvolnění z pozinkovaného potrubí (Bencko, 1995).

- **Kontaminace půdy**

V půdách se koncentrace kadmia objevuje v rozmezí 0,01 – 0,15 mg/kg, přičemž obsah se mění v závislosti na mateční hornině, intenzitě zvětrávání a v neposlední řadě také samotným transportem jednotlivých prvků. Vstup kadmia do půdy je možný hned několika

cestami. Buď aerosoly vzniklé spalováním fosilních paliv a odpadů, metalurgickým průmyslem nebo pevnými a tekutými odpady lidí i zvířat, odpady po těžbě, ale i zemědělskými chemikáliemi nebo čistírenskými kaly používaných při hnojení. Všechny tyto aspekty zvyšují koncentraci kadmia v půdě. Fosfátová hnojiva mohou dokonce obsahovat až kolem 40mg kadmia na kilogram (Cibulka, 1999).

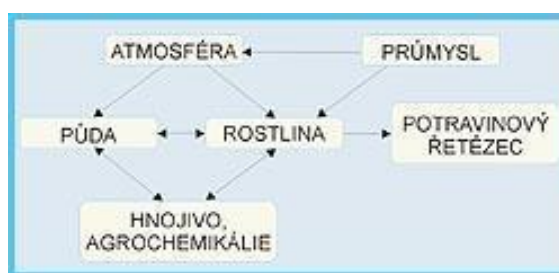
To jak se kadmium bude chovat v půdě, závisí na jeho chemické formě. Ta je odvozena od složení vod v podobě srážek, a to zejména na pH a obsahu některých aniontů, na redoxním potenciálu, od kterého odvisí stabilita různých forem kovů. Obsah organického uhlíku hraje také důležitou roli, neboť ovlivňuje absorpci, a tím i mobilitu a samozřejmostí je i půdní typ, jež ovlivňuje rychlost a cesty kontaminantů. Příjem kadmia kořeny rostlin se zvyšuje se stoupajícím pH a je snižován obsahem alkalických kovů a kovů alkalických zemin, i obsahem ostatních těžkých kovů. Vyšší koncentrace konkurenčních iontů vede ke snížení absorpce ostatních kovů a tím je absorpce kadmia ovlivnitelná. Proto se používá například vápnění, jímž je příjem kadmia snižován (Cibulka, 1991). Mobilita kadmia v půdě závisí na jejím pH. Při pH vyšším než je 5 se prudce zvyšuje dostupnost. Necelých 20 % je pevně vázaných, zbytek může být mobilizovatelný (Uhlířová a Hejdová, 1999). Vysoké koncentrace prvku v půdním roztoku nepříznivě ovlivňuje schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a polutanty (Cibulka, 1991). Velmi náchylní k hromadění kadmia jsou zejména mikroorganismy žijící v půdě, měkkýši či půdní bezobratlí (Shah et al, 2007).

Při studiu, jak se váže kadmium v přístavních sedimentech v Hamburku zjistili Kersten et al. (1991), že narušení původního sedimentačního prostředí, usušení a zmrazení sedimentu způsobí oxidaci jinak stabilních recentních sulfidů a posun v distribuci k labilnějším formám výskytu kadmia v sedimentech a tím přispěje i k jeho možnému úniku do okolního roztoku.

Kadmium se vyznačuje silnými fyto toxickými účinky, které se projevují chlorózou listů. Hnědnutím kořenových vlásků a výskytem fialovohnědých skvrn na listech. Proto jsou některé rostliny vhodnými bioindikátory. Nejrozšířenější je použití mechorostů a lišejníků. Hledá se i využití rostlin k čištění půd kontaminovaných těžkými kovy, neboť prozatím získané výsledky prokazují reálnost této možnosti (Cibulka, 1991).

Výsledkem snížení objemu atmosférických emisí bohatých na kadmium by teoreticky mělo být snížení množství tohoto prvku v půdě, a tedy následně i v potravním řetězci. Dánská národní agentura pro potravinářství zjistila, že obsah kadmia v půdě v letech 1980 – 1990 byl prakticky identický. V Belgii a Nizozemí dokonce došlo za stejné období k jeho poklesu. Důležitou a aktuální otázkou však zůstává, zda-li bude tento klesající trend pokračovat nadále i v budoucnu (OECD, 1994).

Obrázek 3: Vzájemné vztahy v koloběhu rizikových prvků (Beneš et al., 1998)



3.3. Kadmium v živých organismech

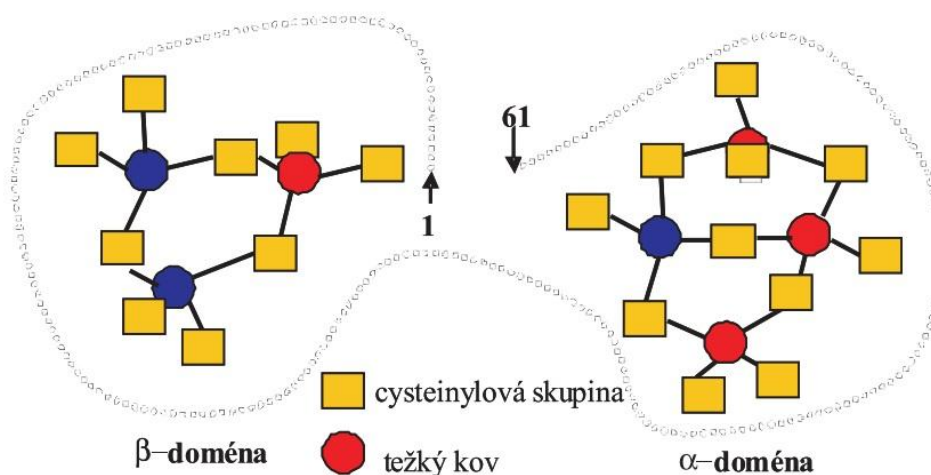
Kontaminace půdy těžkými kovy je jak problém pro životní prostředí, tak nebezpečná pro lidské zdraví (Ryan et al., 1982). Výsledkem je akumulace těžkých kovů v rostlinách, jejichž prostřednictvím se dostávají dále do potravinových řetězců a v konečné fázi až k člověku (Lasat, 2002).

3.3.1 Metalothioneiny

Metalothioneiny (MT) jsou velmi významnou skupinou proteinů vyskytujících se v rámci celé živočišné říše, od živočichu přes vyšší rostliny, eukaryotické mikroorganismy až po prokaryota (Blašík et al., 2006). MT jsou syntetizované v játrech a ledvinách jako reakce na přítomnost dvojmocných kovových iontů. Mají molekulovou hmotnost od 6 000 do 10 000 Da, katalytickou a homeostatickou funkci. Převážná část kovů v organismu, ať už těžkých nebo esenciálních (zinek, měď a další), je vázána právě na tyto molekuly MT, z čehož vyplývá jejich velký význam pro metabolismus a následné zjišťování zatížení organismu těžkými kovy (Jarkovský et al., 2002). Poprvé byly objeveny roku 1957 Margoshesem a Valleem, kteří z koňské ledvinové tkáně izolovali nízkomolekulární protein s vysokým obsahem síry a iontů kadmia (Kizek et al., 2004). Podle Blašíka et al. (2006) je

rozdílná afinita MT vůči iontům jednotlivých kovů. Ty pak mohou tvořit až 20% jejich celkové hmotnosti (Blašík et al., 2006). Obsahují i vysoký podíl aminokyseliny cysteinu, která tvoří až třetinu hmotnosti MT čímž způsobuje jeho vysokou afinitu ke kovům, zejména tak ke kadmiu, zinku, olovu, rtuti a mědi (Prusa et al., 2004).

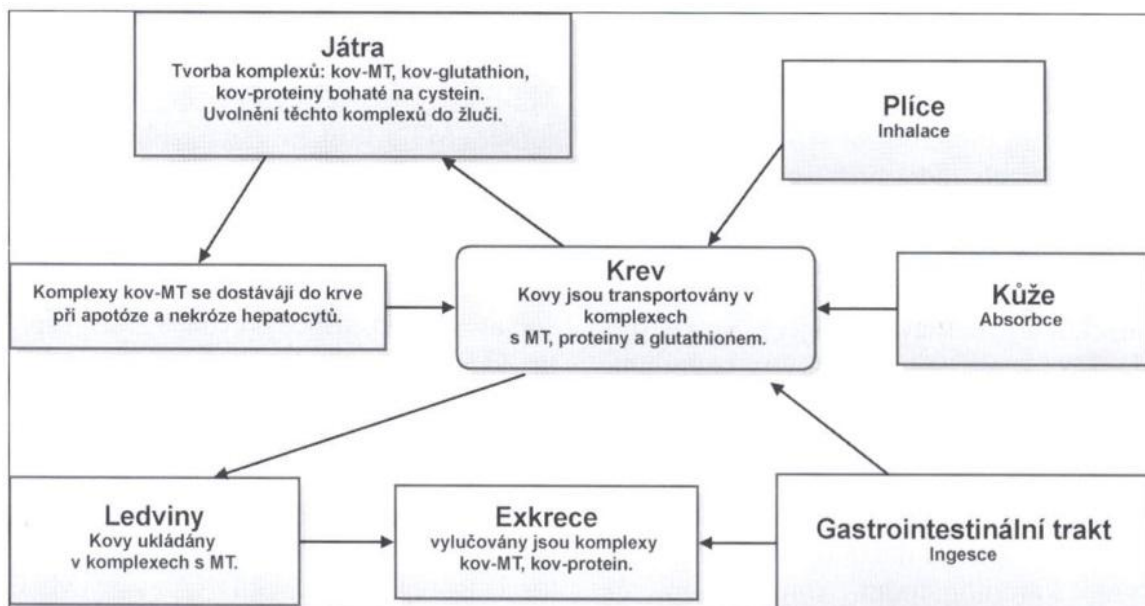
Obrázek 4: Schéma předpokládané struktury metalothioneinu (Blašík et al., 2006)



MT jsou rozděleny dle své primární struktury a dle organismu, ze kterého pochází do dvou tříd MT-I a MT-II. MT-I představuje savčí skupinu MT a tvoří ji 61 až 68 aminokyselin (Yoshida et al., 1984) s charakteristickou molekulovou hmotností v rozmezí 6 až 7 kDa. Centrální část většinou obsahuje dvacet cysteinů s vazbou se sedmi jednomocných nebo dvoumocných iontů kovů. Aromatické kyseliny obvykle chybí (Blašík et al., 2006). Strukturu MT znázorňuje obrázek č.6. Tato skupina je dále rozdělena do čtyř izoforem MT-1, MT-2, MT-3, MT-4 (Yoshida et al., 1984). Nejvíce exprimovanou formou MT v lidském těle je MT-2. Rozdíl mezi ostatními MT je dán sekvenčními rozdíly v oblasti promotoru, které umožňují navázání jeho aktivátoru (Samson et al., 1998). Mezi tyto aktivátory patří kovy (Gumulec et al., 2011), interleukiny (Cousin et al., 1988), některé interferony (Sciavolino et al., 1995), TNF- α (Ebadi et al., 1996) a glukokortikoidy (Samson et al., 1988). Po navázání jednoho z těchto aktivátorů označovaného jako MTF-1 (metal regulatory transcription factor - 1) na regulační úsek DNA zvaný MRE (metal responsive element), ležící na promotoru genu pro MT, je zahájena transkripce. Za normálních podmínek se MTF-1 nachází v buňce v neaktivní formě s navázaným MTI (metallothionein transcription inhibitor), což je inhibitor bránící navázání MTF-1 na MRE. Po vstupu iontů kovu do buňky se iont naváže na MTI a

uvolní se tím MTF-1, který zahajuje transkripci MT. Vyrůstající koncentrace těžkých kovů tak indukuje syntézu MT a ten následně vyváže jednotlivé ionty, které se tak vyloučí z organismu (Günes et al., 1998). Základní metabolismus těžkých kovů v organismu naznačuje obrázek.

Obrázek 5: Základní metabolismus těžkých kovů (Raudenská et al., 2012)



3.3.2. Toxicita kadmia pro člověka

Vzhledem ke stále větší kontaminaci životního prostředí těžkými kovy, se stává předmětem zájmu právě toxické účinky těžkých kovů a jejich sloučenin, včetně kadmia, na lidský organismus. Původní zájem se zaměřoval především na profesionální expozici, kde se jednalo o inhalační intoxikaci. Vstřebání do organismu z plic mnohonásobně převyšuje procento kadmia, které přechází do organismu například trávicím traktem (Bencko, 1995). V plicích se vstřebává 10 – 40 % kadmia v závislosti na jeho chemické formě. Páry se absorbují až z 50 %, v trávicím traktu se váže až 29 % přijatého kadmia (Blaštík et al., 2006). Později se zájem přesunul i na běžnou populaci, kde je riziko intoxikace spíše alimentární cestou, ale v dnešní době je významným zdrojem příjmu kadmia kouření. Vykouření jedné cigarety znamená inhalaci 0,1 – 0,2 µg kadmia (Bencko, 1995). S věkem zatížení organismu kadmie roste, u kuřáků až dvojnásobně (Holoubek, 2004).

Kadmium přijaté do organismu je charakterizováno dlouhodobou retencí odvozující se od délky expozice či vstupu kadmia do organismu (WHO, 2001). Udává se, že biologický poločas rozpadu kadmia se pohybuje okolo 10 – 30 let (Slíva, 1999), Holoubek (2004) udává rozmezí dokonce od 7 do 40 let. Podle provedených studií se ve většině zemí pohybuje denní příjem kadmia v průměru okolo 50 µg. Na celkovém příjmu se podílí například potrava nebo jeho příjem v pitné vodě. Největším zdrojem kadmia v potravě jsou vnitřnosti zvířat a to především ledviny, které mohou obsahovat od 100 µg do 1 000 µg/kg. Zatímco ovoce, zelenina a maso obsahují méně než 10 µg/kg. Doporučený limit obsahu kadmia Světovou zdravotnickou organizací (WHO) v pitné vodě činí 0,003 µg/l. Přičemž smrtelná dávka při perorálním příjmu je pro člověka 350 – 3 500 mg kadmia (WHO). V lidském těle je přítomno přibližně 5 – 20 mg kadmia (Bencko, 1995). Důsledky toxicity kadmia se začínají u člověka projevovat při koncentracích nad 40 mg kadmia v organismu (Bencko, 1995).

- **Akutní toxicita**

Kadmium samotné stejně jako jeho sloučeniny jsou v porovnání se sloučeninami ostatních kovů relativně více rozpustné ve vodě. Z tohoto důvodu mnohem snadněji vyplňují vodná prostředí, čemuž odpovídá i následná možná biologická dostupnost v živočišných organismech (Baxter et al., 2000). Akutní otrava je spojena s většinou s jednorázovým příjmem vyšší koncentrace iontů kovů a může bezprostředně organismus ohrozit na životě (Blaštík et al., 2006).

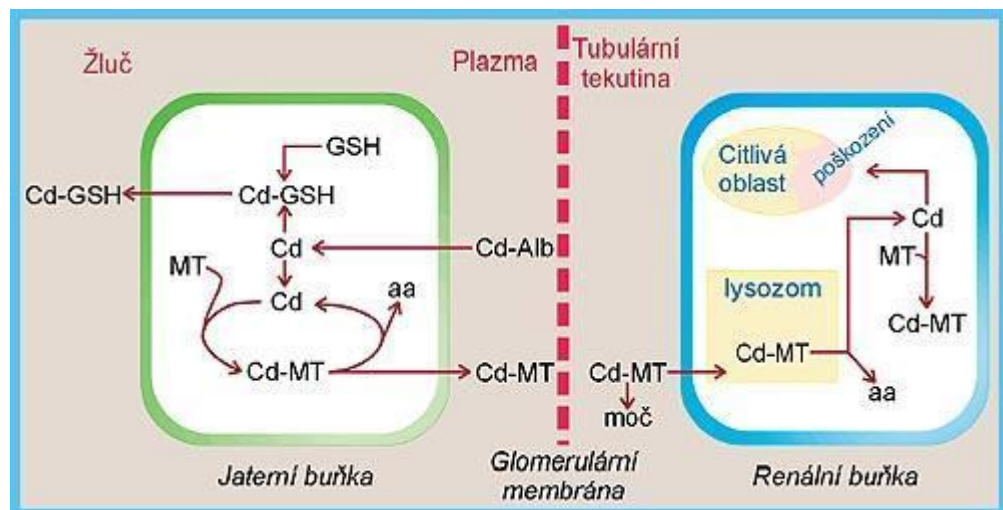
Při inhalační expozici, kdy dochází u kuřáků při hoření cigarety k uvolňování v rostlině vázaného kadmia, se dostávají příznaky podobné chřipce. Symptomatika je charakterizována bolestmi hlavy, celkovou slabostí, třesavkou a horečkou. Zároveň se také zhoršuje vnímání čichových podnětů, zkracuje se dýchání, objevuje se dušnost, bolest za hrudní kostí a kašel. V závažnějších případech dochází k edému plic, který je u 20 % postižených pacientů bezprostřední příčinou smrti. V případě zvládnutí akutního stavu dochází obvykle do jednoho týdne k zotavení (Baxter et al., 2000).

Absorpce z trávicího ústrojí je ovlivněna nutričním stavem jedince a jeho dietou. Po požití kadmíem vysoce kontaminované stravy dochází k podráždění žaludku s nevolností a zvracením. Často je tato forma akutní intoxikace rovněž provázána průjmem, svalovými křečemi, bolestmi hlavy a vetigem (WHO, 1992).

- **Chronická toxicita**

Chronická otrava je na rozdíl od akutní spojena s dlouhodobou expozicí relativně nízké koncentrace iontů kadmia (Anděl, 2011). Hromaděním kadmia v ledvinovém kortexu působí ireverzibilní změny glomerulů a poškození tubulů s následnou ledvinovou dysfunkcí ve smyslu zhoršené reabsorpce proteinů, glukózy, aminokyselin či elektrolytů. V jedné švédské studii se uvádí, že touto poruchou ledvin trpí (často i bez klinické manifestace) až 1% žen, které jsou kuřačky (Jarup et al., 1998). Ve spojených státech se uvádí kadmíem navozená ledvinová dysfunkce až u 7% dospělých. Poškození ledvin navíc vede i ke snížené tvorbě erythropoetinu a tedy i ke vzniku anémie (Klaassen et al., 1999). Mechanismus renální toxicity je znázorněn na obrázku č. 8.

Obrázek 6: Mechanismus renální toxicity (Klaassen et al., 1999)



Kadmium je z krevního oběhu vychytáváno jaterní buňkou. Přechodně se váže na molekulu glutathionu a jako komplex je vylučován do žluči nebo se z této vazby uvolňuje a váže se s metalothioneinem. Vzniklý komplex se hromadí v hepatocytech nebo je uvolňován do krevního oběhu. V případě, že se dostane do kontaktu s buňkou ledviny, proniká do lyozomu, kde je metalothionein degradován na aminokyseliny. Volné kadmium následně proniká do cytosolu, kde poškozuje cílové struktury.

Neméně závažným onemocněním v důsledku intoxikace kadmíem je osteoporóza, tedy onemocnění charakterizované úbytkem kostní hmoty a nedostatkem iontů vápníku, který je ve

zvýšeném množství vylučován močí (hyperkalciurie) a představuje tak rizikový faktor pro tvorbu ledvinových kamenů. Pacient je tak bezprostředně ohrožen vznikem zlomenin, jejichž riziko dále vzrůstá úměrně klesáním zásobám železa v organismu jakožto důsledek zvýšené absorpce kadmia z gastrointestinálního ústrojí (Flanagan et al., 1978).

Mediálně nejznámějším případem chronické intoxikace kadmiem je nemoc Itai-Itai, která byla popsána v polovině minulého století v Japonsku podél řeky Jinzu, do které vypouštěla své odpadní produkty ocelářská společnost Kamioka Mining. U místních lidí se objevovala bolest kostí doprovázená častými zlomeninami. Způsobila to změna metabolismu vápníku, kdy dochází k výměně vápníku za kadmium a vzniká tak osteomalacie a osteoporóza (Slíva, 1999).

Změny na plicích jsou charakterizovány chronickou obstrukcí dýchacích cest a plicní fibrózou. Časně malé změny ventilačních parametrů mohou postupně vlivem pokračující kadmiové expozice gradovat až do akutní dechové nedostatečnosti. Ta byla v minulosti popsána jako hlavní příčina úmrtí dělníků pracujících s tímto kovem (WHO, 1992).

Vliv na kardiovaskulární systém zůstával poměrně dlouho víceméně neznám. V roce 2005 však Satarug et al. publikovali studii poukazující na závislost hodnot systolického krevního tlaku na intenzitě expozice kadmia na souboru celkem 200 thajských mužů. Mezi jedinci, kteří byli dlouhodobě vystaveni vyšším dávkám kadmia, tak bylo zjištěno i vyšší procento hypertoniků.

Kadmium je rovněž velmi toxické pro mužské pohlavní žlázy. Vedle nekrózy varlat je velmi záluďné i snižování počtu životaschopných a zároveň i fertilizace schopných spermatozoí (Waalkes, 2003).

Lokální expozice kadmia způsobila u laboratorních potkanů (*Ratus norvericus* var. *alba*) ztluštění rohové vrstvy pokožky spojené se změnami stratifikace a tvorbou vředových afekcí. U člověka je tato expozice charakterizována zejména iritační dermatitidou. Celková intoxikace organismu touto cestou nehrozí, neboť absorpce přes kožní bariéru je klinicky zanedbatelného stupně. Jako následek momentální expozice kadmiovým parám lze očekávat pálení a zarudnutí očí s jejich výraznou bolestivostí. Bylo však prokázáno, že chronická expozice, společně s nedostatkem vitamínu C,E a β -karotenu, velmi významně zvyšuje riziko šedého zákalu (Harding, 1995).

Kadmium má taktěž vysoká kumulační potenciál v placentě. Feto-placentární bariéra je však v tomto ohledu dostatečná, neboť nebyly popsány rozdíly hladin kadmia u plodů žen kuřaček a žen nekuřaček. Je však možnost vlivu kadmia na délku těhotenství. V oblasti severovýchodního Polska (Suwalki) je charakteristický vyšší obsah kadmia a olova v půdě.

Bylo prokázáno, že ženy v této oblasti mají obecně méně donošených dětí, méně vícečetných těhotenství a více dětí s nízkou porodní hmotností (Laudanski et al., 1991). S touto studií nepřímo korelují i výsledky recentní studie hodnotící teratogenní vliv dlouhodobého podávání kadmia potkanům, u kterých byly zjištěny různé typy vrozených vad jako například rozštěpy patra či kavitace v ledvinách. Kadmium také velmi snadno prostupuje do mateřského mléka, které tak může představovat významný zdroj možné intoxikace dítěte (Salvatori et al., 2004).

3.3.3. Kadmium a jeho kancerogenní potenciál

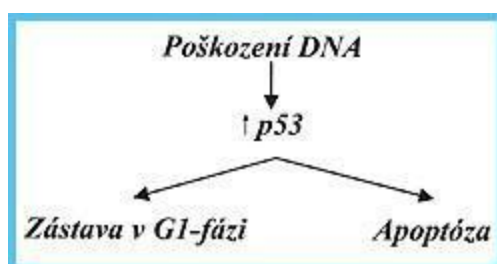
Kadmium a jeho sloučeniny byly v roce 2001 podle ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists) zařazeny do skupiny A2, tedy mezi látky pouze podezřelé z možného kancerogenního potenciálu (Waalkes, 2000). V roce 2012 však byly tyto sloučeniny zařazeny podle IARC (international Agency for Research on Cancer) do skupiny 1 (látky s kancerogenním potenciálem pro člověka) (Slíva, 1999). Ostatní organizace sloučeniny kadmia označují jako potenciální karcinogeny (NIOSH – The National Institute for Occupational Safety and Health, 1996; US DHHS – U.S. Department of Health and Human Services, 1991) (Waalkes, 2000).

Nejsilnější vztah mezi kancerogenitou kadmia a rozvinutým rakovinným bujením je udáván u karcinomu plic, který je volně následován karcinomem prostaty, jater, ledvin či žaludku (Slíva, 1999). Ve studiích sledujících výskyt karcinomu v oblasti nosních dutin navíc velmi často bývá upozorňováno na možné společné působení niklu. Nicméně vztah ke karcinomu slinivky či ledvin prokázán byl (Schwartz et al., 2003). U experimentálního zvířete (*Ratus norvericus* var. *alba*) bylo zjištěno, že intramuskulární aplikace 5 mg/ml kadmia vyvolává rakovinné bujení v podobě zhoubného fibrosarkomu až u 60 - 80 % kadmium exponovaných zvířat (Fan et al., 2009).

Karcinogenní potenciál kovů je diskutován již několik desítek let. Přesný mechanismus, jímž je vyvoláno nádorové bujení, je však stále neznámý. Karcinogenní potenciál závisí nejen na druhu kovu, ale také na jeho oxidačním potenciálu a míře solubility. Hlavními mechanismy karcinogeneze se zdají být indikce oxidativního poškození DNA a interakce s reparačními procesy, které zajišťují opravu poškozené genetické informace. Kadmium tak již v nízkých cytoplazmatických koncentracích inhibuje existenci chybných nukleotidů (tzv. NER – nukleotide exciton repair). Tento efekt je zřejmě také zapříčiněn dislokací iontů

zinku a hořčíku. Kadmium také způsobuje změnu konformace proteinu p53, který hraje zásadní úlohu při navození buněčné smrti, apoptózy. Za fyziologických podmínek vede vážné poškození DNA ke zvýšení exprese genu pro tento protein, což je následováno kaskádou nitrobuněčných dějů, na jejichž konci je vlastní zánik buňky. Kadmium však tento systém narušuje a protein p53 tak nemůže adekvátně vykonávat svoji funkci (Meplan et al., 1999). Na druhé straně však kadmium může zvyšovat i počet apoptotických buněk vlivem navození chromozomálních aberací a fragmentace DNA (Achanzar et al., 2000). Například dávka již 1 $\mu\text{mol/l}$ působí chromosomální aberace v kultuře křeččích ovariálních buněk (RTECS, 2001).

Obrázek 7: Schématické znázornění funkce proteinu p53 (Achanzar et al., 2000)



- **Léčba intoxikace**

U silných akutních otrav kadmiiem je doporučováno užití kyseliny askorbové v dávce 100mg/den po dobu 12ti týdnů. Dále se podává při akutních otravách EDTA (kyselina ethylendiamintetraoctová). U chronických intoxikacích se podle Slívy (1999) rovněž doporučuje aplikace chelátu, a to i přesto, že dosud nebyl poskytnut klinicky ověřitelný důkaz o přínosu této léčby. Dále připadá v úvahu podání dimerkaprolu (2,3-disulfanzl-1-propanol) či substituovaných dithiokarbamátů, ovšem nejdůležitější je symptomatická léčba selhávajících ledvin.

3.4. Rostliny jako pomocníci v boji proti kadmiiu

Vědci z institutu fyziologie rostlin Maxe Plancka v Postupimi a z Leibnizova institutu biochemie rostlin v Halle objevili významné biomechaniky, podle nichž mohou být některé rostliny využity k asanaci kontaminovaných průmyslových ploch (Yamada et. al., 1981).

3.4.1 Bioindikátoři

Pro hodnocení zatížení prostředí nežádoucími látkami je možné využít metody bioindikace. Na základě koncentrace toxikantů a jejich reziduí ve tkáních či u zvířat v biologických tekutinách, je možné usuzovat na zatížení životního prostředí nebo konkrétní lokality nežádoucími látkami. V našem případě těžkých kovů, kadmia (Dip et al., 2001). Pod pojmem bioindikátor si dle van Yamada et al. (1981) lze představit jakýkoliv organismus, jež udává svou přítomností nebo svým chováním informace o environmentálních podmínkách popřípadě jeho stanoviště. Bioindikátory lze rozdělit na citlivé indikátory (effect indicators), kteří vymizí z daného stanoviště již při mírné kontaminaci lokalizace danou látkou a kumulativní indikátory (accumulation indicators), kumulující danou látkou ve svém těle (Sures, 2004).

Mezi významné bioakumulátory patří rostliny. Hodnocení obsahu toxických látek v rostlinách je důležité z hlediska vstupu do potravního řetězce končícího člověkem (Dubnická, 2003). Ovesná et al. (2011) tvrdí, že rostliny disponují mechanismy, které jim umožňují růst na silně kontaminovaných půdách. Vystupuje tak možnost využití takovýchto rostlin pro odstranění toxických látek z povrchových vod a půd.

Rostliny absorbují těžké kovy z půdního roztoku pomocí povrchu kořenů, přes vnitřní pletiva až do vrcholových částí rostlin, jež jsou konzumovány býložravými živočichy (Dubnická, 2003) a následně akumulovány v jejich tkáních (Anděl, 2011). Absorpce toxikantů je především odvislá od druhu rostlin, obsahu daných prvků v půdě, mobility konkrétního prvku a pH půdního roztoku (Bohm et al., 2002). Obecně platí, že jsou těžké kovy akumulovány v kořenech. Na tento fakt má také vliv jeho morfologie. Rostliny s velkým počtem tenkých kořenů poslouží lépe k vyčytání těžkých kovů než rostliny se silnými kořeny (Valterová et al., 2012).

Takovéto rostliny se označují jako hyperakumulátory a díky účinným mechanismům jsou schopny akumulovat až 100x vyšší koncentrace těžkých kovů, než je tomu u běžných rostlin (Valterová et al., 2012). Dle Soudka et al. (2008) bylo objeveno přes 45 rostlinných čeledí s více než 450 rostlinných druhů schopných hyperakumulovat těžké kovy. Týká se to čeledí *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* a *Eupobiaceae*. Méně než 30 z nich je schopno bioakumulovat právě kadmium. Za hyperakumulátora zinku, niklu a kadmia, je považován penízek modravý (*Thaspi caerulescens*), kterého jsme využili i v našem experimentu, jelikož je ze všech hyperakumulátorů nejvíce prozkoumán (Schwartz et al., 2003). Některé rostliny jsou extrémními hyperakumulátory. Příkladem může být latex stromu *Sebertia acuminata*, který obsahuje až 11 % niklu (Chappell, 1997).

Důvodem vzniku hyperakumulace u rostlin dle Behmer et al. (2005) může být obrana proti herbivornímu hmyzu. Tuto teorii potvrdil při pozorování pouštní kobyly *Schistocerca gregaria*, kdy kobyly preferovala penízek modravý (*Thaspi caerulescens*) s nízkými koncentracemi zinku. Mechanismus akumulace kadmia není dosud objasněn. Možný je příjem přes systém jiného dvojmocného mikroelementu, jakým je například zinek. Kadmium je chemický analog zinku a rostliny tak nejsou schopny tyto kovy rozeznat (Soudek et al., 2008).

3.4.2 Fytoremediace

K odstranění či degradaci kontaminantů v půdě, kalech, sedimentech, podzemních i povrchových vod, ale i ze vzduchu je využíváno procesu, zvaném fytoremediace (z řeckého slova phyto = rostlina a latinského remedium = čistit). Při tomto procesu se využívá rostlin, ale také mikroorganismů, které v půdě s rostlinami spolupracují, za přispění jejich biologických, chemických a fyzikálních procesů během jejich života (Chappell, 1997). Ovesná et al. (2011) uvedla, že v dnešní době se s metodou fytoremediace hojně pracuje a testuje se jejího účinku u mnoha druhů toxikantů.

Rostliny využívané pro fytoremediaci, můžeme rozdělit dle Soudka et al. (2008) na čtyři skupiny podle mechanismu nakládání s toxickou látkou.

- Fytoakumulace – kdy v rostlinách dochází k akumulaci polutantů. Ty se následně uzavřou do rostlinných buněk.

- Fytodegradace – tato metoda se týká pouze organických látek, jelikož degradace anorganických látek není možná. Některé rostliny degradují polutanty až na základní prvky, které pak využijí pro svůj růst.
- Fytovolatilizace – zde se využívá toho, že kontaminant jakéhokoliv původu je rostlinou přijat a posléze transportován do nadzemní části a přes průduchy je vydycháván do atmosféry, Jeho koncentrace se tak zředí v atmosféře a je rozprostřena na velkou plochu a stane se tak relativně neškodným.
- Fytostabilizace – kdy rostlina kontaminant nepřijímá, ale stabilizuje ho, lépe řečeno činí ho nerozpustným v půdě, tak aby už dále v prostředí neškodil a nepřenášel se do potravního řetězce.

Podle Soudka et al. (2008) každá škodlivá látka si žádá jiný rostlinný druh. Záleží také na toxicitě látky a na lokalitě, kterou plánujeme zbavit nevhodných látek. Obecně se pracuje s rostlinami, které mají vysoký nárůst biomasy. Následně, zda je lze pěstovat v daných podmínkách a jsou schopny kontaminant přijmout alespoň v rozumné koncentraci. Mezi rostliny, které se pro tento účel testují v našich podmínkách, patří například technické konopí, len, slunečnice, kukuřice. Nejen že mají rychlý nárůst biomasy, ale mohou být využity i k produkci tzv. zelené energie.

Výhodou fyto-remediace je, že nevyžaduje téměř žádnou energii. Dále je to podstatně nízká cena oproti klasickým technologiím. Uvádí se, že rozdíly v ceně jsou desetinásobné až stonásobné. Podle Americké společnosti rostlinné fyziologie (ASPP) klasické způsoby dekontaminace půdy stojí zhruba 1000 dolarů /1 tunu půdy. Pomocí metod fyto-remediace se náklady pohybují okolo 30 dolarů/1 tunu půdy (Behmer et al., 2005). Navíc tato metodika je vysoce akceptovatelná veřejným míněním, což je také důležité – je lepší dívat se na zelené plochy než na vybagrovanou měsíční krajinu.

Mezi nevýhody patří určitě to, že odstranění kontaminantů touto technologií má většinou dlouhodobé trvání a v dnešní uspěchané době chce každý výsledky okamžitě. Další nevýhodou je nedostatečné množství rostlinných druhů, které by byly schopny akumulovat toxické látky na vysoké úrovni a zároveň měly vysoký nárůst biomasy. Byly nalezeny výborné hyperakumulátory, ale pocházejí z oblasti subtropického pásma a na našem území tudíž nepoužitelné (Callegro, 2010). Fyto-remediace se nejlépe uplatňuje v místech nízké až

střední kontaminace. V místě se silnou kontaminací jsou podmínky pro růst rostlin nepříznivé. Dále záleží také na hloubce, do které kontaminanty pronikly (Grosici et al., 2002).

Metody fytořemediace

Metody fytořemediací lze podle Cunningham et al. (1995) rozdělit do dvou skupin technologií: fytoředkontaminační a fytořtabilizační.

- Fytoředkontaminační – přímé odstranění kontaminantu.
 - Fytoextrakce – hromadění polutantu v nadzemních částech rostlin (vakuoly, buněčné stěny). Použití pro těžké kovy.
 - Rhizofiltrace – vychytání polutantů z proudící vody pomocí kořenů. Úspěšnost pro radionuklidy (U, Pu, Sr, Cs, I)(Dushenkov et al., 1997).
 - Fytořegradace – pro zneřkodnění organických látek
 - Fytořvolatizace – transpirace těkavých forem kovů, ionty kovů jsou uvolňovány do prostředí přes průduchy (Jabeen et al., 2009).
- Fytořtabilizační – kontaminant není přímo odstraněn, jen je znemožněn jeho přenos do okolí a následnou řtabilizací přímo v rostlinných orgánech.

Tato metoda je stále ve vývoji, tudíž nemůže sloužit jako hlavní technologie pro odstranění kontaminantů v širokém měřítku (Kučerová et al., 1999).

3.4.3. Hyperakumulátoři

I když je tato rostlinolékařská extrakce těžkých kovů považována za slibnou techniku, je díky nedostatku pochopení základních fyziologických, biochemických a molekulárních mechanismů účastníků se hyperakumulace těžkých kovů, hubbou budoucnosti.

Zhruba 400 druhů rostlin z řady různých skupin, jako jsou *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* a *Fabaceae*, mají schopnost snášet vysoké hladiny těžkých kovů v půdě. Nejpočetnější spadá do řádu brukvovitých s 87 druhy, klasifikovány jako hyperakumulátoři kovů. Termín hyperakumulátor použil Brooks et al. (1977) pro rostliny, které jsou schopny tolerovat a akumulovat kovy v jejich nadzemních tkáních na

velmi vysoké koncentrace (asi 100 x větší než ostatní běžné rostlinné druhy). Mezi nejznámější patří zejména penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*) a huseníček Hallerův (*Arabidopsis halleri*). U obou druhů existují společné mechanismy absorpce zinku a kadmia, jelikož oba prvky mají podobnou strukturu (Baker et al., 1994)

Penízek modravý (*Thlaspi caerulescens*) patří mezi pomalu rostoucí druh rostlin, který vytváří malou biomasu. Z tohoto důvodu se využívá pouze jako modelový systém identifikace základních molekulárních a fyziologických mechanismů hyperakumulace (McGrath et al., 2006). Jedná se o malý plevelný druh. Kromě akumulace zinku a kadmia je také schopen akumulovat v nadzemních částech určité množství olova a niklu. Díky nevýhodě jeho malého vzrůstu ho nelze využít plošně na fytořemediaci, ale jeho geny se používají pro šlechtění nových druhů hodících se k tomuto procesu (Schat a Vooijs, 1997).

Huseníček Hallerův (*Arabidopsis Halleri*) je velmi podobná rostlina penízku modravému. Je schopen přijímat z půdy velké množství těžkých kovů a vázat je na zinek v listech. A to až do 1,5 % vlastní hmotnosti (Cousins et al., 1988).

3.4.4. Ostatní rostliny

Kadmium je těžký kov, známý svými karcinogenními a toxickými účinky na člověka. Toxicita je známá u centrální a periferní sluchové soustavy. Nicméně mechanismus působení není zcela objasněn. Proto se Su-Jin et al. (2004) rozhodli otestovat možnosti ovlivnění ototoxicity Cd₂, jež je hojně používán v průmyslu a také zemědělství. Ukázalo se totiž, že buňky sluchového ústrojí jsou vůči kadmiu citlivější než buňky tubulů v ledvinách (Ozcaglar et al., 2001). Z tohoto důvodu nově navrhly bylinný lék Hwanggunchungyitang (HGCT). Jedná se o extrakt devíti bylin. Jedná se o kořen zázvoru lékařského (*Zingiber officinale* Roscoe), kořen *Angelicae Gigantis*, kořen rehmánie lepkavé (*Rehmannia glutinosa*), *Mori Cortex*, *Aurantii Fructus*, *Citri Pericarpium*, *Gardeniae Fructus* a *Scutellariae Radix*. Uvádí se mnoho pozitivních účinků těchto bylin jako zabránění biologické toxicity v pohodě oxidativního stresu, zabránění lipoperoxidace, protizánětlivé či antihypertenzní účinky. Nicméně Su-Jin et al. (2009) dokázali, že jejich bylinná směs zmírnila negativní vliv kadmia na sluchové buňky až o 23 %.

3.5. Potkan obecný (*Rattus norvegicus*)

Divokým předkem laboratorního potkana (*Rattus norvegicus* var. *alba*), je potkan obecný (*Rattus norvegicus*). Spadá do čeledi myšovitých (*Muridae*) a řádu hlodavců (*Rhodyentia*). Původně žil v oblasti východní Asie, ale následně se rozšířil do celého světa. Do Evropy se dostal v 18. století, kde převážil krysu obecnou (*Rattus rattus*) a stal se tak hojným synantropním živočichem se soumráchnou aktivitou.

Potkan žije ve skupinách, kde je vyvinuta hierarchie. Výrazný je také pohlavní dimorfismus. Samice dosahuje pouhých 200 – 350 g, kdežto dospělý samec až 700 g. Důležitým rovnovážným a termoregulačním orgánem je šupinkatý ocas, který může mít délku až 23 cm.

Březost trvá 22 – 24 dnů, narodit se může od 2 do 15 mlád'at, která dospívají již ve 4 měsících. Samice může zabřeznout do 24 hodin po porodu. Dožívá se i 7 let oproti potkanovi laboratornímu, kde je věkový průměr 2 roky.

Potkan je nejvíce používané pokusné zvíře. Využití nachází ve farmakologii, embryologii, endokrinologii, experimentální chirurgii, onkologii, teratologii a v pokusech výživy a reprodukce. Dnes existuje přes 50 kmenů laboratorních potkanů. Nejčastěji využívané v České republice jsou Whistar, Lewis, Osborne, Fischer, Sprague-Dawley, Mendel, které jsou bílé. Mezi barevné varianty spadá například Long-evans a Sherman (Dungel et al., 2002).

4. MATERIÁL A METODY

Během pokusu v této práci, byl sledován vliv kadmia na potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*), zejména na pravděpodobnou akumulaci kadmia v jednotlivých orgánech. Kadmium bylo podáváno v organické a anorganické formě. Organickou složku představoval v první fázi pokusu, sušený a drcený penízek modravý (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*). V druhé fázi pokusu byl využit huseníček Hallerův (*Arabidopsis halleri*). Jako druhá anorganická varianta byla použita již synteticky připravená forma kadmia, dihydrát chloridu kademnatého (CdCl_2).

Pokus na zjištění vlivu kadmia, se prováděl v Pokusné a demonstrační stáji Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů (FAPPZ) České zemědělské univerzity v Praze, během roku 2013 a 2014. Pro potřeby pokusu bylo použito 24 samců laboratorního potkana linie Whistar (*Rattus norvegicus* var. *alba*) o minimální hmotnosti 200g. Tito pokusní samci pocházeli z komerčního chovu Velaz v České republice. Potkani byli drženi jednotlivě ve standardních metabolických klecích typu E4 (1730 cm²). Udržovala se stálá teplota prostředí 22°C a dodržoval se světelný režim 12 hodin během dne. Potkani byli krmeni komerčně vyráběnými peletami pro potkany (ST-1, Velaz, ČR) při ad libitním přístupu k vodě.

4.1. Experimentální plán

Na začátku experimentu byli potkani rozděleni do čtyř skupin. První skupina sloužila jako kontrolní, prostá přidaného kadmia. Druhé skupině bylo podáváno organické kadmium ve formě sušené a drcené nadzemní části rostlinného hyperakumulátoru sledovaného kadmia, penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*). V druhé fázi pokusu představoval organickou část kadmia huseníček Hallerův (*Arabidopsis halleri*), jakožto hyperakumulátor kadmia a zinku z půdy. Poslední čtvrtá skupina dostávala anorganické kadmium. Komerčně vyrobené ve formě zamíchaného bílého prášku, kvůli jeho velmi dobré rozpustnosti ve vodě. Každá skupina obsahovala 6 samců potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*). Takto rozdělení strávili potkani 6 týdnů v metabolických klecích, kde byli jednotlivě

rozdělení. Metabolické klece jsou standardizované plastové boxy s roštem, které disponují oddělenými nálevkami na výkaly a moč, zasouvacím krmítkem a nádobkou na vodu.

Po celou tuto dobu 6 týdnů, bylo podáváno kadmium 2 krát týdně, a to v pondělí a ve čtvrtek. Před každou dávkou kadmia byli potkani zváženi a jednorázová dávka kadmia byla u penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*) a dihydrátu chloridu kademnatého (CdCl_2) propočítána na 0,65 mg/kg aktuální živé váhy konkrétního jedince. U huseníčku halleri (*Arabidopsis halleri*) byla dávka, po analýze prvků v rostlině, dávka v množství 0,17 mg/kg denně, 6 dní v týdnu. Penízek a dihydrát chloridu kademnatého byl podáván přimíchán do mletého masa, které dostávala ve stejném množství i zvířata z kontrolní skupiny. Huseníček byl rozdrcen a přidán do krmné směsi pro potkany (ST1). Dihydrát chloridu kademnatého (CdCl_2) byl zakoupen ve formě prášku od české chemické společnosti Lach-Ner se sídlem v Neratovicích. Penízek pocházel ze silně znečištěné lokality u řeky Litavky v okolí místní hutě na Příbramsku. Huseníček halleri (*Arabidopsis halleri*) zde roste přirozeně, naopak penízek modravý (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*) tu byl uměle vysazen.

V průběhu pokusu byly sběrné nádoby na výkaly a moč vyprazdňovány 24 a 72 hodin po expozici kadmia a následně byly v označených plastových nádobách uchovávány v lednici pro budoucí bilanční analýzu obsahu kadmia v daných vzorcích. Ob týden byly metabolické klece komplet rozebrány pro jejich řádné umytí a jejich následné vydezinfikování.

Na konci experimentu byli pokusní potkani injekčně usmrceni pomocí kombinace Xylapanu (xylasin) a Narketanu (ketamin). Následně pak byla provedena pitva při níž byly odebrány vzorky jednotlivých orgánů pro následnou analýzu zhodnocení obsahu kadmia. Pitva probíhala v laboratořích Katedry zoologie a rybářství, FAPPZ, ČZU v Praze.

Orgány (játra, ledviny, varlata, tenké střevo, stehenní svalovina, lýtková a holenní kost, slezina) byly vyjmuty pomocí teflonových nůžtiček a pinzety, jež byly očištěny v destilované vodě. Vybrané orgány byly následně zamrazeny při $-18\text{ }^\circ\text{C}$ až do následné analýzy obsahu kadmia.

Obsah kadmia v rostlinné i živočišné tkáni byl změřen metodou optické emisní spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem (inductively coupled plasma optical emission spectrometry - ICP-OES) za pomoci přístroje Varian-VistaPro with autosampler SPS-5 (Australia), na Katedře chemie a Katedře agrochemie výživy rostlin, FAPPZ, ČZU v Praze.

5. VÝSLEDKY

V tomto pokusu byla hodnocena akumulace kadmia v jednotlivých orgánech potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*) v závislosti na formě přijatého kadmia. Orgány, jež nás zajímaly v rámci pokusu, představovala slezina, svalovina, játra, ledviny, střeva, varlata a kosti. Po skončení pokusu byly z těchto orgánů odebrány dva vzorky tkáně. Následně se provedl rozbor metodou optické emisní spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES), jež určil míru zatížení kadmíem. Jednotlivá zjištěná data po pitvě a následném rozboru tkání jsou zanesena v tabulkách 5 -7. Zeleně jsou uvedeny minimální hodnoty, červeně pak hodnoty maximální koncentrace kadmia.

Tabulka 5: Koncentrace kadmia (mg/kg) ve sledovaných orgánech kontrolní skupiny potkanů prostého kadmia

| KONTROLNÍ SKUPINA | | | | | | | | |
|------------------------------------|----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| ORGÁNY (mg/kg sušiny - dry weight) | | | | | | | | |
| | | Slezina | Svalovina | játra | ledviny | střevo | varlata | kost |
| | | potkan | 1 | 0,034413 | 0,001033 | 0,066588 | 0,132747 | 0,192997 |
| 0,018998 | 0,001033 | | | 0,063646 | 0,157334 | 0,202122 | 0,013187 | 0,101249 |
| 2 | 0,021473 | | 0,001033 | 0,016233 | 0,06676 | 0,03843 | 0,001859 | 0,066299 |
| | 0,012122 | | 0,001033 | 0,018817 | 0,074284 | 0,01892 | 0,00416 | 0,095258 |
| 3 | 0,029468 | | 0,001033 | 0,019981 | 0,08651 | 0,037162 | 0,001689 | 0,121779 |
| | 0,015511 | | 0,001033 | 0,018693 | 0,111579 | 0,031675 | 0,001588 | 0,115577 |
| 4 | 0,007264 | | 0,001 | 0,015981 | 0,077987 | 0,040428 | 0,001 | 0,005087 |
| | 0,012249 | | 0,001 | 0,014995 | 0,106404 | 0,053253 | | |
| 5 | 0,01235 | | 0,001 | 0,020233 | 0,086548 | 0,05134 | 0,001 | 0,004532 |
| | 0,001542 | | | 0,021006 | 0,078505 | 0,054893 | | |
| 6 | 0,015721 | | 0,002 | 0,02418 | 0,082753 | 0,052504 | 0,001 | 0,002991 |
| | 0,005188 | | 0,0001 | 0,019431 | 0,089526 | 0,042718 | | |
| průměr | | 0,015525 | 0,001027 | 0,026649 | 0,095911 | 0,068037 | 0,003519 | 0,062829 |
| medián | | 0,013931 | 0,001033 | 0,019706 | 0,086529 | 0,047029 | 0,001689 | 0,066299 |

Tabulka 6: Koncentrace kadmia (mg/kg) ve sledovaných orgánech skupiny potkanů s organickým kadmíem penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*)

| ORGANICKÉKADMIUM (<i>Thlaspi caerulescens</i>) | | | | | | | | | |
|--|---|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| ORGÁNY (mg/kg sušiny - dry weight) | | | | | | | | | |
| potkan | | slezina | Svalovina | játra | ledviny | střeva | varlata | kost | |
| | 1 | | 0,105997 | 0,003187 | 1,779318 | 3,848309 | 0,500362 | 0,066119 | 0,107597 |
| | | | 0,113287 | 0,002821 | 2,059337 | 4,515534 | 0,391977 | 0,071051 | 0,115833 |
| | 2 | | 0,217773 | 0,002288 | 2,369574 | 4,400722 | 0,037774 | 0,066119 | 0,128082 |
| | | | 0,110208 | 0,003043 | 2,265722 | 4,577349 | 0,054035 | 0,071051 | 0,102782 |
| | 3 | | 0,134815 | 0,001915 | 1,840598 | 3,368476 | 0,443997 | 0,055939 | 0,064698 |
| | | | 0,07459 | 0,002706 | 1,956673 | 3,463353 | 0,398701 | 0,040287 | 0,034394 |
| | 4 | | 0,173225 | 0,005729 | 2,900769 | 5,791235 | 0,870945 | 0,171777 | 0,038679 |
| | | | 0,187472 | 0,009424 | 2,889636 | 6,302674 | 0,845913 | 0,122135 | |
| 5 | | 0,209724 | 0,005548 | 2,783804 | 4,993976 | 0,638735 | 0,126364 | 0,022014 | |
| | | 0,233818 | 0,016918 | 2,963631 | 5,161153 | 0,734742 | 0,09143 | | |
| 6 | | 0,129973 | 0,001094 | 1,92431 | 3,328619 | 0,593301 | 0,062824 | 0,029078 | |
| | | 0,176222 | 0,001838 | 2,175066 | 3,720972 | 0,500269 | 0,058588 | | |
| průměr | | 0,155592 | 0,004709 | 2,325703 | 4,456031 | 0,500896 | 0,083640 | 0,071462 | |
| medián | | 0,154020 | 0,002932 | 2,220394 | 4,458128 | 0,500315 | 0,068585 | 0,064698 | |

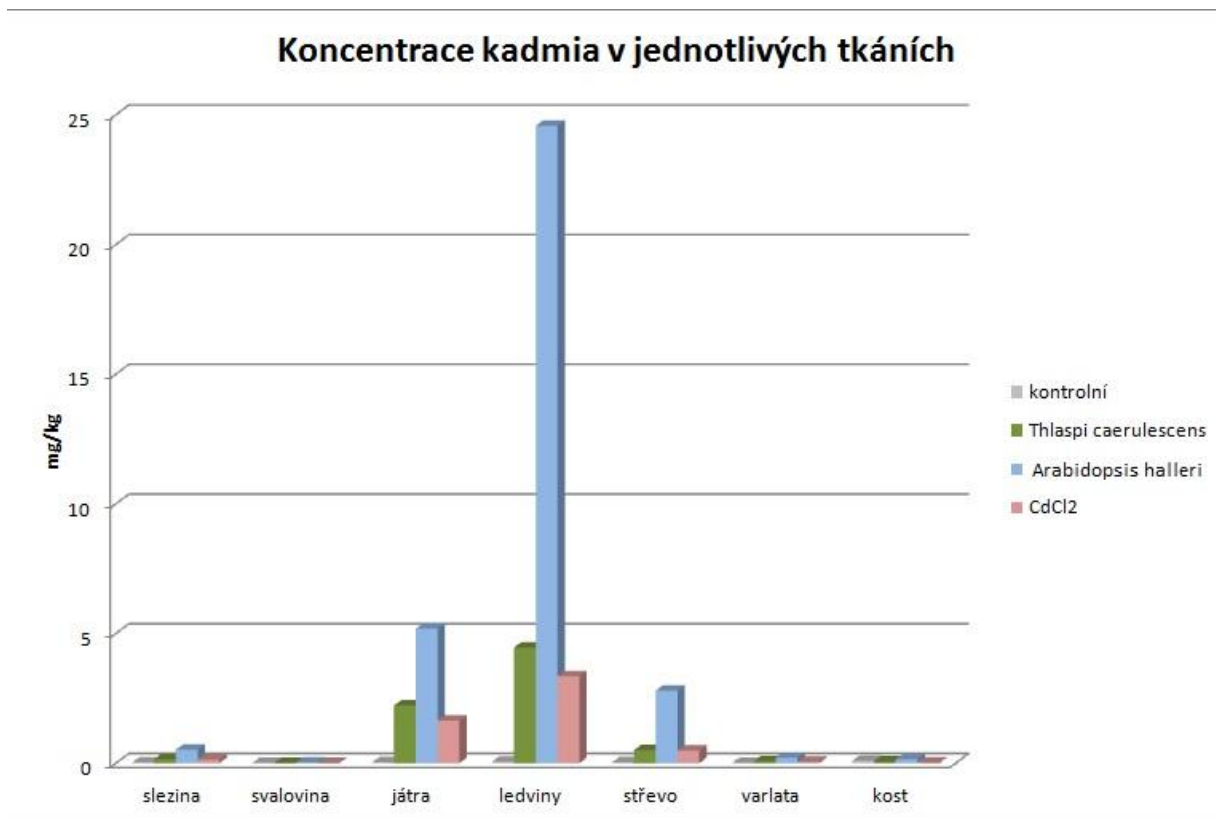
Tabulka 7: Koncentrace kadmia (mg/kg) ve sledovaných orgánech skupiny potkanů s organickým kadmíem huseníkem halleri (*Arabidopsis halleri*)

| ORGANICKÉ KADMIUM (<i>Arabidopsis halleri</i>) | | | | | | | | | |
|--|---|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|
| ORGÁNY (mg/kg sušiny - dry weight) | | | | | | | | | |
| potkan | | slezina | Svalovina | játra | ledviny | střevo | varlata | kost | |
| | 1 | | 0,888426 | 0,012409 | 4,080545 | 12,13209 | 0,739301 | 0,167284 | 0,153103 |
| | | | 0,314798 | 0,015283 | 3,806782 | 12,96995 | 2,377734 | 0,144826 | |
| | 2 | | 0,524717 | 0,019495 | 5,612335 | 24,06211 | 2,616279 | 0,175967 | 0,052289 |
| | | | 0,357455 | 0,020246 | 5,284289 | 24,77165 | 1,855388 | 0,215859 | |
| | 3 | | 0,294986 | 0,021154 | 3,639837 | 18,51429 | 2,974775 | 0,163402 | 0,141671 |
| | | | 0,278281 | 0,016254 | 3,774905 | 17,22956 | 4,027582 | 0,175614 | |
| | 4 | | 0,518405 | 0,030381 | 11,71975 | 27,64523 | 3,480683 | 0,474159 | 0,153584 |
| | | | 0,622779 | 0,028767 | 12,12491 | 28,08287 | 4,313309 | 0,411594 | |
| 5 | | | 0,022441 | 4,799223 | 24,87056 | | 0,335066 | 0,114247 | |
| | | | 0,024232 | 5,183339 | 24,39024 | | 0,387147 | | |
| 6 | | 0,593585 | 0,028256 | 5,206665 | 32,36209 | 0,210554 | 0,215443 | 0,178802 | |
| | | | 0,032759 | 5,200001 | 29,12749 | | 0,362963 | | |
| průměr | | 0,488159 | 0,022640 | 5,869380 | 23,013180 | 3,455181 | 0,269111 | 0,132283 | |
| medián | | 0,518405 | 0,021797 | 5,191670 | 24,580950 | 2,795527 | 0,215651 | 0,147387 | |

Tabulka 8: Koncentrace kadmia (mg/kg) ve sledovaných orgánech skupiny potkanů s kadmiiem ve formě dihydrátu chloridu kademnatého

| DIHYDRÁT CHLORIDU KADEMNATÉHO (CdCl ₂) | | | | | | | | | |
|--|---|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| ORGÁNY (mg/kg sušiny - dry weight) | | | | | | | | | |
| potkan | | Slezina | Svalovina | játra | ledviny | střevo | varlata | kost | |
| | 1 | | 0,145353 | 0,003616 | 1,754199 | 4,243947 | 0,396883 | 0,067073 | 0,016053 |
| | | | 0,329274 | 0,003543 | 1,691909 | 4,148339 | 0,404023 | 0,058628 | |
| | 2 | | 0,078149 | 0,000869 | 1,063401 | 2,874922 | 0,452956 | 0,050189 | 0,01296 |
| | | | 0,088643 | 0,002045 | 1,268384 | 2,647171 | 0,489092 | 0,045611 | |
| | 3 | | 0,11434 | 0,002093 | 1,57563 | 2,927877 | 0,517288 | 0,057798 | 0,015306 |
| | | | 0,123821 | 0,004006 | 1,430915 | 3,380204 | 0,499227 | 0,055877 | |
| | 4 | | 0,152636 | 0,005633 | 2,017507 | 3,305165 | 0,497675 | 0,070481 | 0,022622 |
| | | | 0,161737 | 0,004693 | 2,49935 | 3,414343 | 0,531795 | 0,081238 | |
| 5 | | 0,237434 | 0,003633 | 3,074374 | 4,586678 | 0,478672 | 0,105646 | 0,022227 | |
| | | 0,24963 | 0,002959 | 2,805349 | 4,213359 | 0,370616 | 0,097639 | | |
| 6 | | 0,123075 | 0,010148 | 1,568113 | 2,729495 | 0,792882 | 0,056666 | 0,027936 | |
| | | 0,118812 | 0,006005 | 1,597026 | 2,763715 | 0,794966 | 0,053501 | | |
| průměr | | 0,160242 | 0,004103 | 1,862180 | 3,436268 | 0,518840 | 0,066696 | 0,019517 | |
| medián | | 0,134587 | 0,003624 | 1,644468 | 3,342685 | 0,493384 | 0,058213 | 0,019140 | |

Graf 1: Koncentrace kadmia (mg/kg) v jednotlivých sledovaných tkáních ve všech skupinách potkanů



V grafu č. 1 jsou vneseny mediány hodnot koncentrací kadmia ve sledovaných tkáních všech skupin potkanů. Markantní rozdíl v koncentraci kadmia je vidět v ledvinách, kde je koncentrace nejvyšší ve všech případech, bez rozdílu přijaté formy kadmia. Následují pak játra, střevo a slezina. V ledvinách se pak uložilo o 1,12 mg/kg, tj. o 25 % kadmia více při podávání organické formy, v případě penízku modravého, oproti chloridu kademnatému. U huseníčku halleri (*Arabidopsis halleri*) činil rozdíl o 21,24 mg/kg, tj. nárůst koncentrace kadmia o necelých 736 %. Kadmium se v organické formě, co se týče huseníčku, ukládá více než sedminásobně oproti anorganické formě. V případě kontrolní skupiny, prosté přidaného kadmia v krmné dávce, je hodnota 24,5 krát vyšší. Rozdílnost vstřebatelnosti kadmia v rámci porovnání organických forem, se hodnoty u huseníčku halleri pohybovaly 5,5 krát vyšší než u penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*).

V játrech hodnota stoupla v rámci penízku modravého o 0,58 mg/kg, tj. téměř o 26 % kadmia více oproti anorganické formě, chloridu kademnatému. V případě huseníčku halleri se jednalo o rozdíl 3,55 mg/kg, čili rozdíl o 315 % oproti anorganické formě. Rozdílnost koncentrace kadmia v játrech v rámci organických forem pak nebyla natolik výrazná, jako tomu bylo v případě ledvin. Rozdíl zde činil necelých 2,3 mg/kg, tj. 233 % u huseníčku halleri.

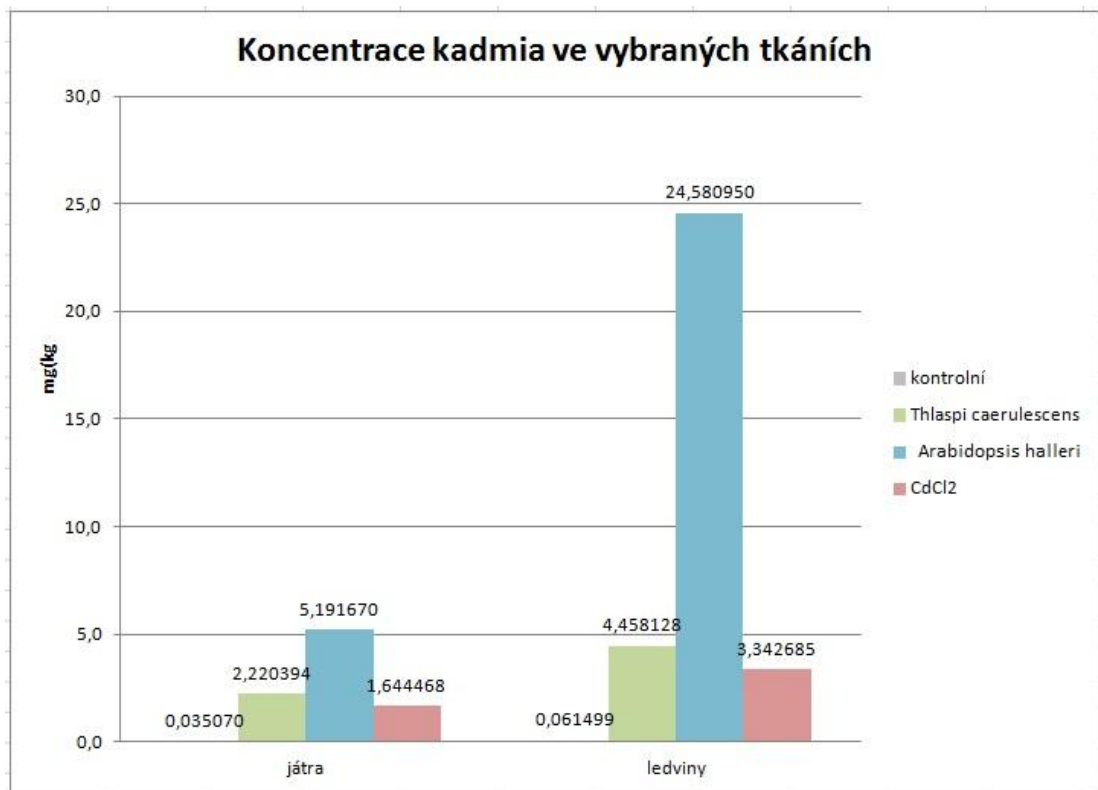
V ledvinách se pak oproti játrům uložilo při podávání organického formy skrze penízek modravý, o 2,24 mg/kg kadmia více vůči anorganickému. Nárůst tedy byl 200 %. V případě huseníčku se pak jednalo o rozdíl až 19,4 mg/kg, tj. o 474 % vyšší hodnoty u ledvin oproti játrům. U anorganické formy, chloridu kademnatého, nebyl rozdíl až tak výrazný. Ledviny obsahovaly o 1,7 mg/kg, tj. o 203 % více kadmia oproti jaterní tkáni. Konkrétní hodnoty v orgánech s nejvyššími koncentracemi kadmia, tj. ledvinách a játrech, jsou znázorněny v grafu č. 2.

Obsah kadmia ve svalovině, varlatech a kostech je pak vůči kontrolní skupině zanedbatelný, ať už bylo podáváno organické kadmium ve formě penízku modravého, huseníčku halleri či připravené kadmium v anorganické formě dihydrátu chloridu kademnatého.

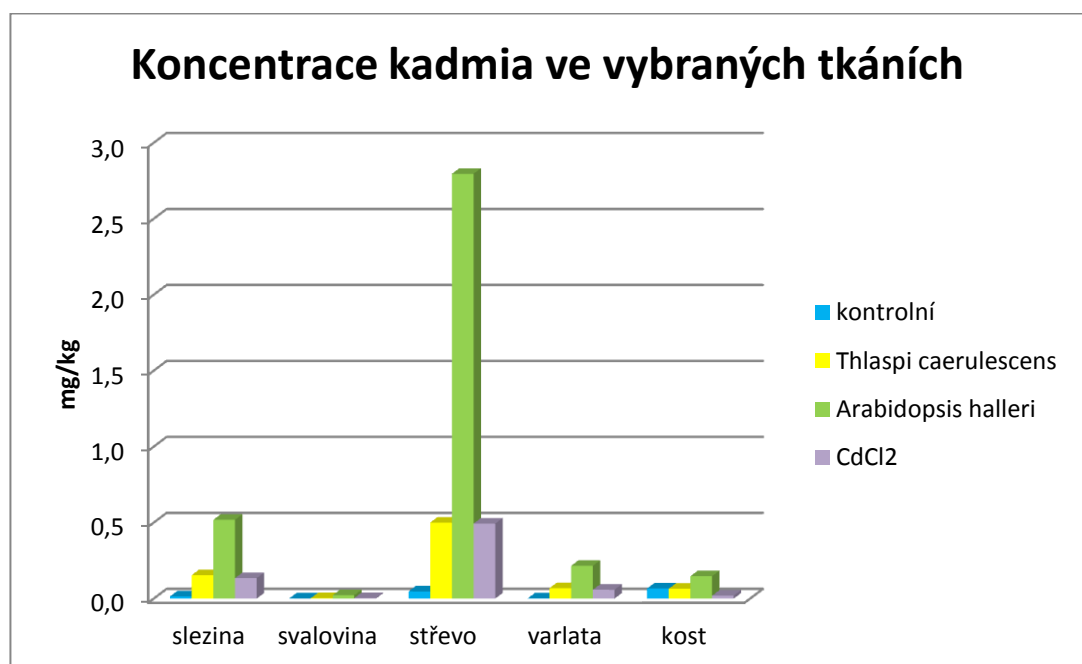
Z uvedených hodnot lze říci, že největšími akumulátory jakékoliv formy kadmia bude v první řadě ledvinná tkáň, následovaná jaterní tkání. Zanedbatelný význam pak bude následně mít i forma kadmia, která se do organismu dostane. Nejen z hlediska organické vs. anorganické, ale lze předpokládat i významný rozdíl v rámci organického původu kadmia.

Tento fakt dokazuje i náš pokus, kde v rámci houseničku halleri oproti penízku modravého, byly jednotlivé orgány několikanásobně více zatíženy kadmii právě u houseničku halleri, než u penízku.

Graf 2: Koncentrace kadmia v ledvinách a játrech všech skupin potkanů



Graf 3: koncentrace kadmia v ostatních tkáních všech skupin potkanů



Statistické vyhodnocení vlivu formy kadmia na akumulaci v jednotlivých orgánech potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*).

Ke statistickému vyhodnocení vlivu formy kadmia na jeho akumulaci v jednotlivých orgánech byl použit Mann – Whitneyův neparametrický test. Zjištěné hodnoty u ledvinné, jaterní a kostní tkáně se ukázaly menší než hladina významnosti 0,05, tím jsme zamítli nulovou hypotézu, tj. že není statisticky významný rozdíl mezi výší koncentrace kadmia v analyzovaných tkáních a jeho formou. U zbylých tkání, kam spadá slezina, svalovina, střevo a varlata vyšly hodnoty vyšší než hladina významnosti, tudíž tyto hodnoty jsou statisticky neprůkazné.

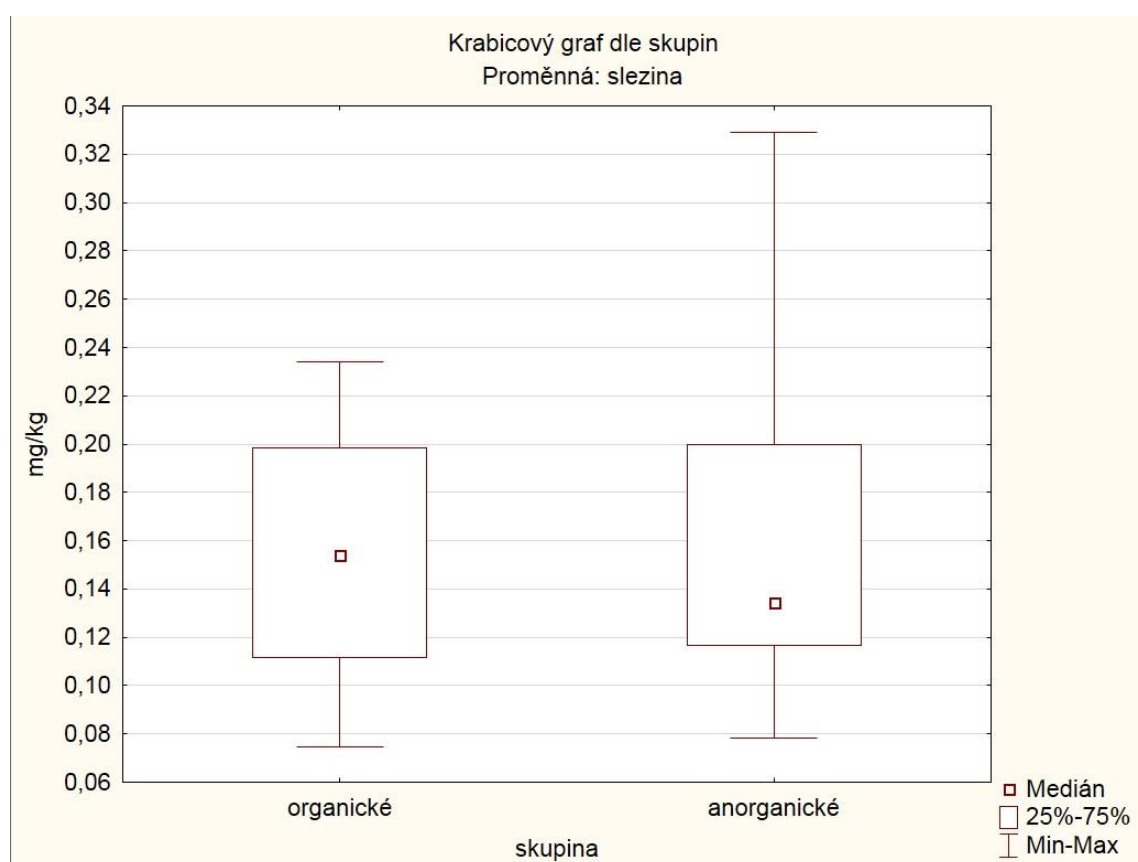
V následujících grafech (č. 3 – 9) jsou znázorněny změny koncentrací v jednotlivých pozorovaných orgánech. Jedná se o slezinu, svalovinu, játra, ledviny, střevo, varlata a kost. Porovnává se míra koncentrace kadmia v závislosti na formě kadmia, v které bylo podáváno modelovému organismu, tj. laboratornímu potkanovi (*Rattus norvegicus* var. *alba*). K porovnání s anorganickou formou (dihydrát chloridu kademnatého) jsme využili penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*) vzhledem k nižším koncentracím kadmia ve všech případech než u huseníčku halleri (*Arabidopsis halleri*). Pokud se potvrdí statisticky významný rozdíl u penízku, bude zákonitě i u huseníčku.

Následně jsme porovnali mezi sebou ve všech daných orgánech koncentrace kadmia u penízku modravého a huseníčku halleri. Jednotlivá statistická vyhodnocení jsou zanesena v grafech č. 10 – 16.

Tabulka 9: Mann-Whitney U test pro slezinu mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|--------------------|----------------------|----------|------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| Dle proměn. skupina | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčt poř. organické | Sčt poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
| slezina | 150,0000 | 150,0000 | 72,00000 | 0,00 | 1,000000 | 0,00 | 1,000000 | 12 | 12 | 1,000000 |

Graf 4: Rozdíl koncentrací kadmia (mg/kg) ve tkáni sleziny mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia



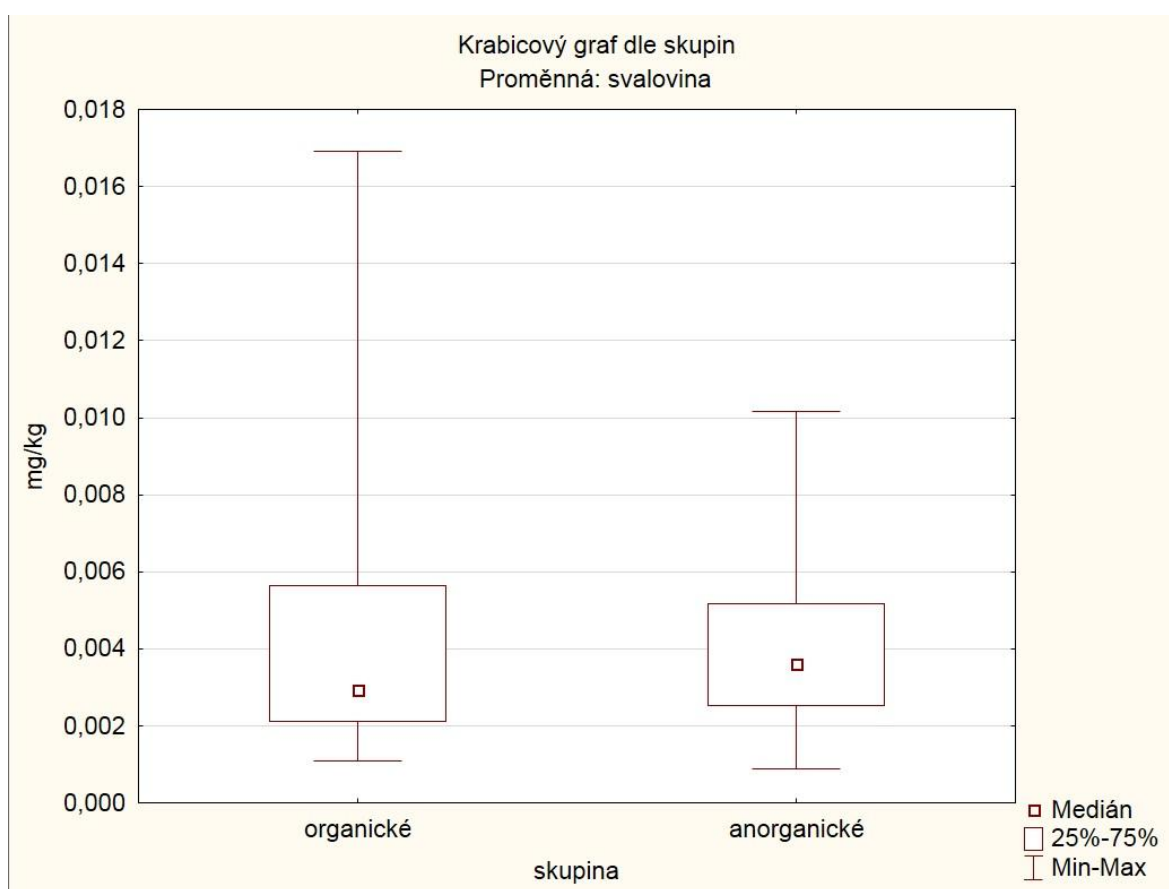
Z grafu č. 4, je zřejmé, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své slezinné tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Rozdíl však není statisticky významný. Zatížení sleziny kadmíem je tudíž u obou variant stejné.

Tabulka 10: Mann-Whitney U test pro svalovinu mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. skupina
 Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$

| Proměnná | Sčet poč. organické | Sčet poč. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
|-----------|---------------------|-----------------------|----------|-----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| svalovina | 140,0000 | 160,0000 | 62,00000 | -0,548483 | 0,583361 | -0,548483 | 0,583361 | 12 | 12 | 0,589876 |

Graf 5: Rozdíl koncentrací kadmia (mg/kg) ve tkáni svaloviny mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia



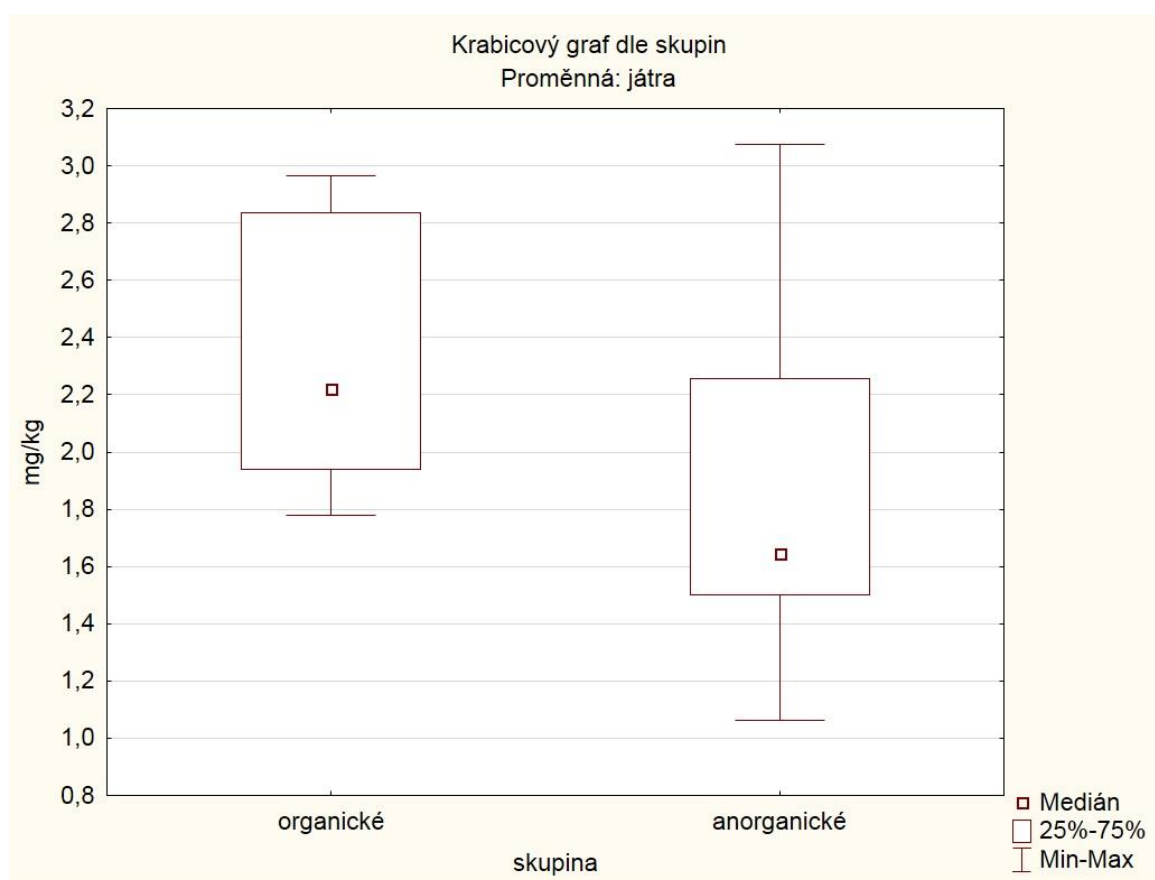
Z grafu č. 5, je zřejmé, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své svalové tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Rozdíl však není statisticky významný.

Tabulka 11: Mann-Whitney U test pro játra mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. skupina
 Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$

| Proměnná | Sčt poř. organické | Sčt poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
|----------|--------------------|----------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| játra | 189,0000 | 111,0000 | 33,00000 | 2,222799 | 0,026230 | 2,222799 | 0,026230 | 12 | 12 | 0,024184 |

Graf 6: Rozdíl koncentrací kadmia (mg/kg) ve tkáni jater mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia



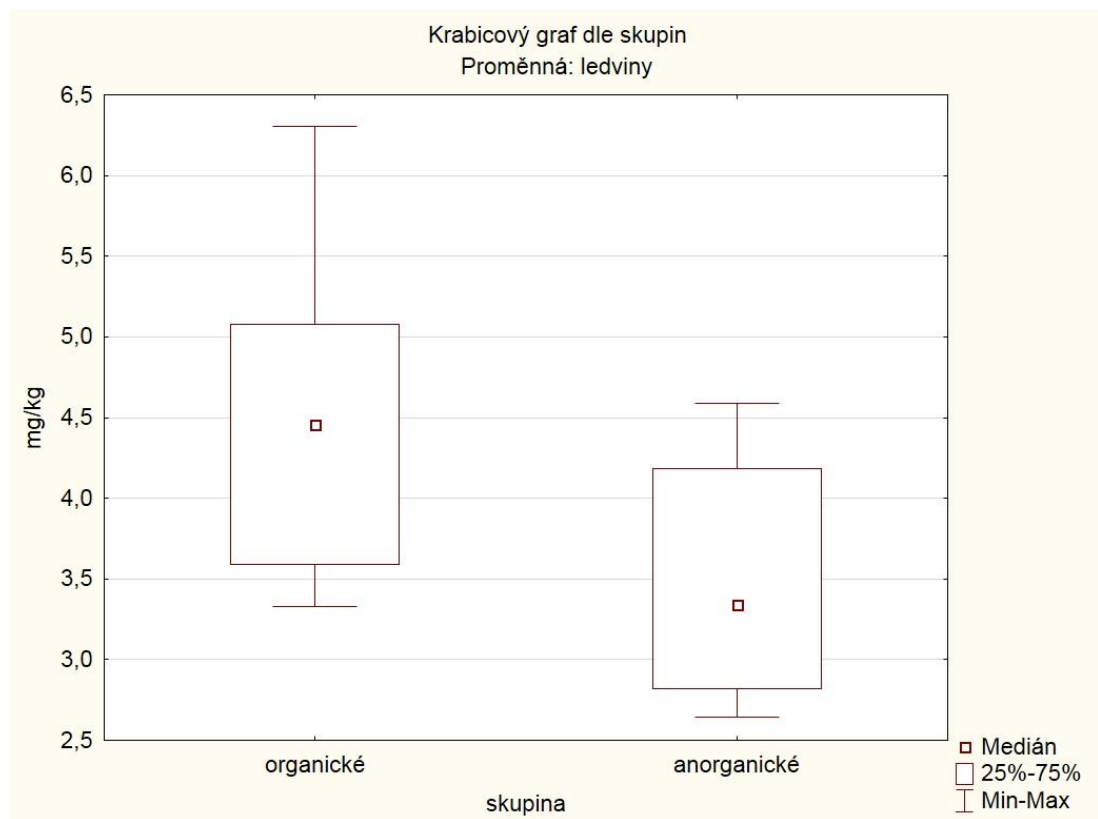
Z grafu č. 6, je zřejmé, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své svalové tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Zde je však rozdíl v zatížení statisticky významný a pro jaterní tkáň, tak představuje vyšší riziko organická forma kadmia.

Tabulka 12: Mann-Whitney U test pro ledviny mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. skupina
 Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$

| Proměnná | Sčt poř. organické | Sčt poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
|----------|--------------------|----------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| ledviny | 195,0000 | 105,0000 | 27,00000 | 2,569209 | 0,010194 | 2,569209 | 0,010194 | 12 | 12 | 0,008293 |

Graf 7: Rozdíl koncentrace kadmia (mg/kg) ve tkáni ledvin mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia

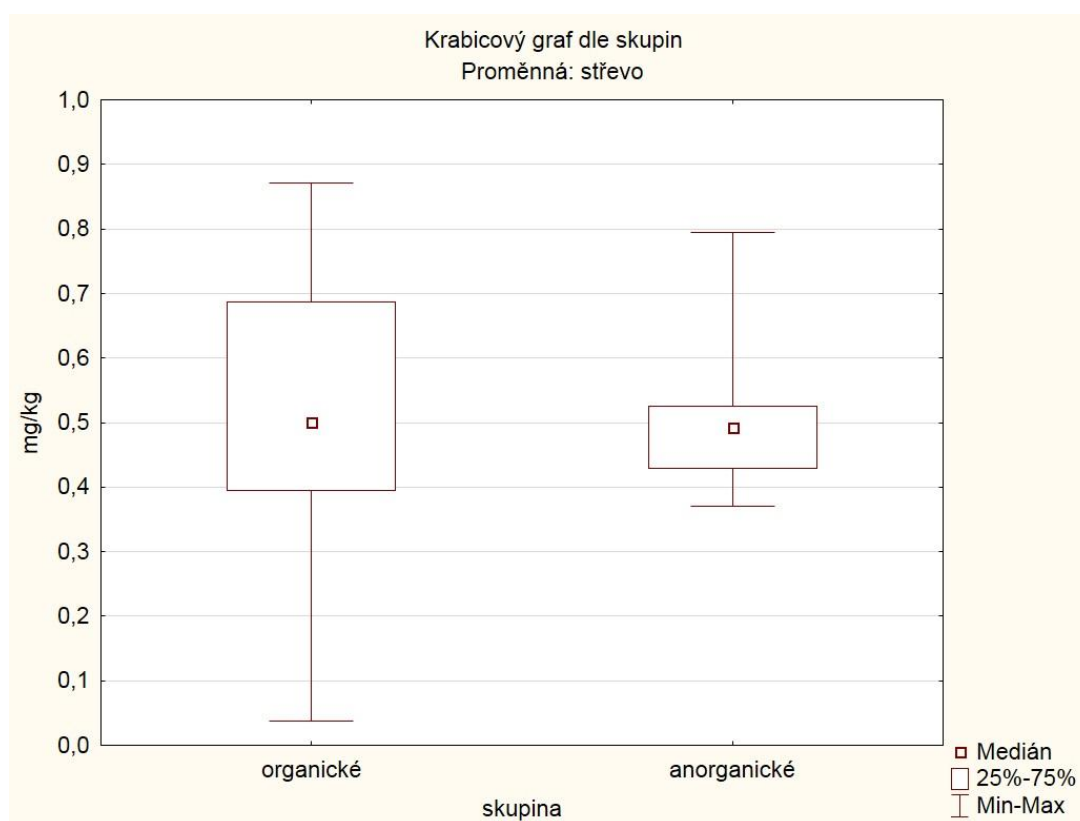


Z grafu č. 7, je zřejmé, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své ledvinové tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Zde je však rozdíl v zatížení statisticky významný a pro ledviny, tak představuje vyšší riziko organická forma kadmia.

Tabulka 13: Mann-Whitney U test pro střevo mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|---------------------|-----------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| Dle proměn. skupina | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčet poř. organické | Sčet poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
| střevo | 154,0000 | 146,0000 | 68,00000 | 0,202073 | 0,839860 | 0,202073 | 0,839860 | 12 | 12 | 0,842836 |

Graf 8: Rozdíl koncentrace kadmia (mg/kg) v střevní tkáni mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia



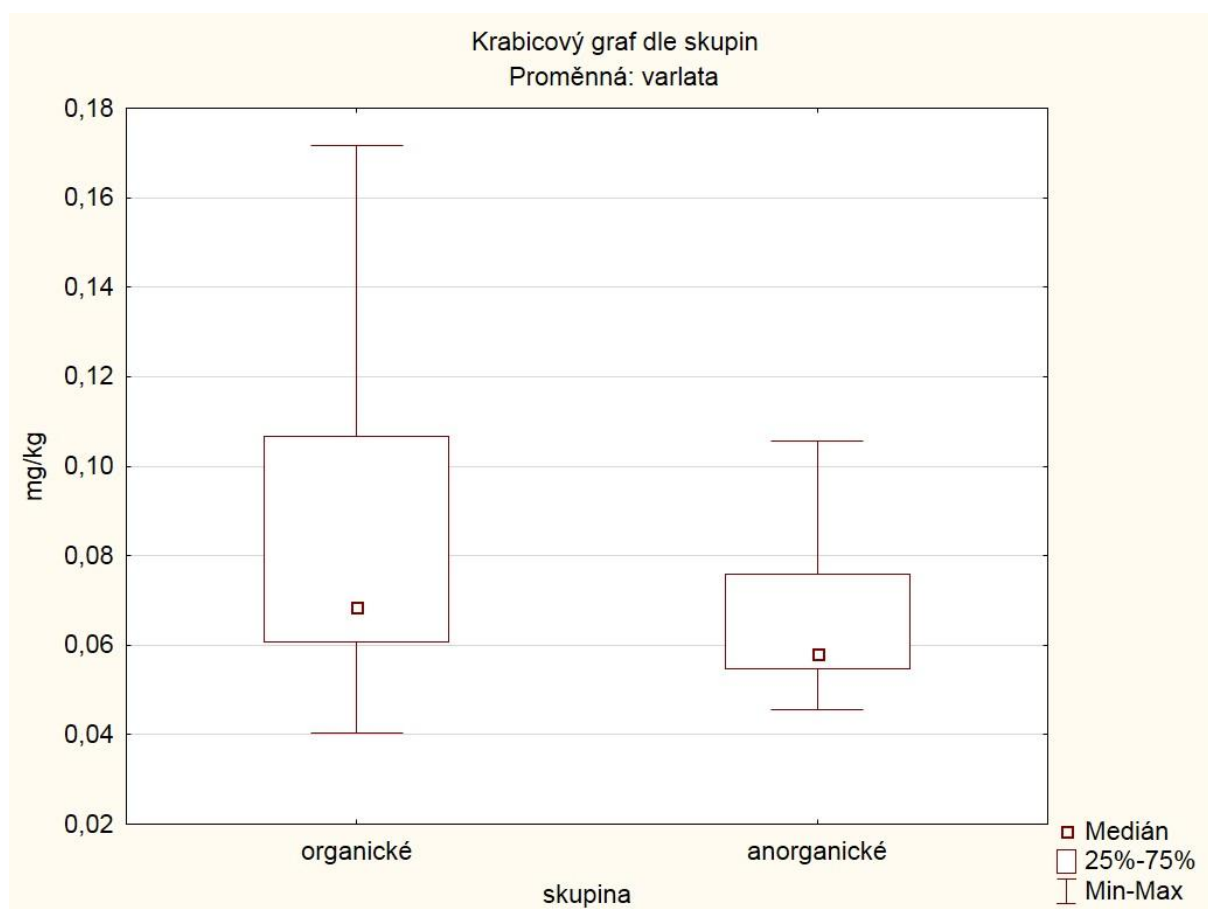
Z grafu č. 8, je vidět, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své střevní tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Rozdíl však není statisticky významný.

Tabulka 14: Mann-Whitney U test pro střevo mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. skupina
 Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$

| Proměnná | Sčt poř. organické | Sčt poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
|----------|--------------------|----------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| varlata | 173,0000 | 127,0000 | 49,00000 | 1,299038 | 0,193932 | 1,299603 | 0,193738 | 12 | 12 | 0,197808 |

Graf 9: Rozdíl koncentrace kadmia (mg/kg) ve varlatach mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia

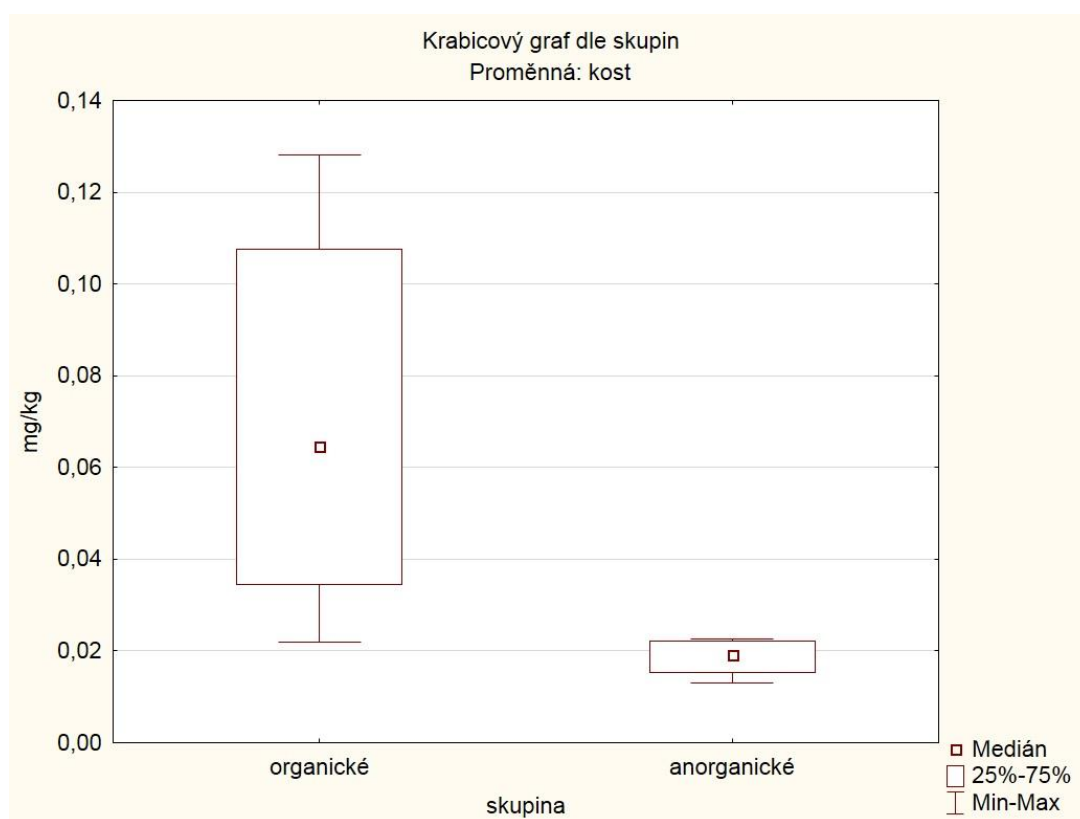


Z grafu č. 9, vyplývá, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve varlatach vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Rozdíl však není statisticky významný.

Tabulka 15: Mann-Whitney U test pro střevo mezi skupinou potkanů zatíženou organickým kadmíem a připraveným anorganickým kadmíem

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|--------------------|----------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------|----------------------|------------------|
| Dle proměn. skupina | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčt poř. organické | Sčt poř. anorganické | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. organické | N platn. anorganické | 2*1str. přesné p |
| kost | 96,00000 | 24,00000 | 3,000000 | 2,769502 | 0,005615 | 2,771978 | 0,005572 | 9 | 6 | 0,002797 |

Graf 10: Rozdíl koncentrace kadmia (mg/kg) v kostní tkáni mezi skupinou potkanů krmenou organickou formou kadmia a skupinou krmenou anorganickou formou kadmia

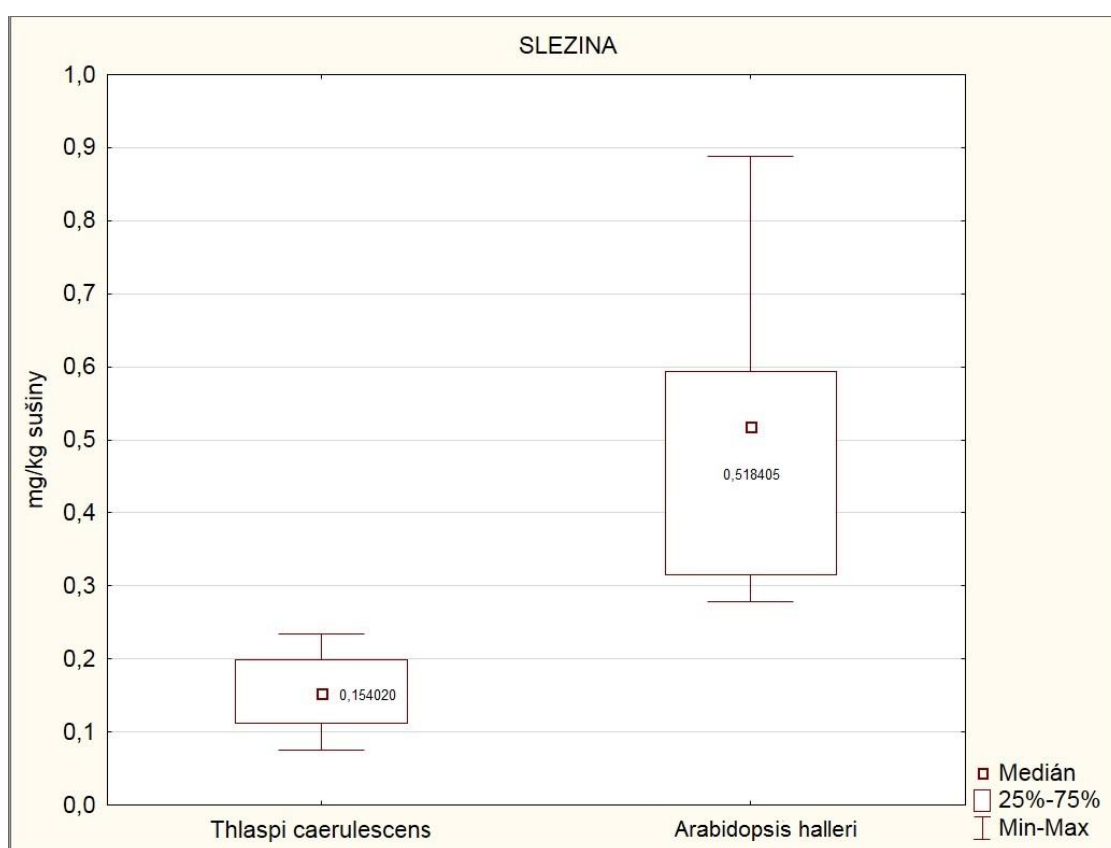


Z grafu č. 10, je zřejmé, že potkani krmeni organickou formou kadmia mají ve své kostní tkáni vyšší koncentraci kadmia než je tomu u skupiny potkanů, kteří byly krmeni anorganickou formou kadmia. Rozdíl v zatížení je statisticky významný a pro kostní tkáň, tak představuje vyšší riziko organická forma kadmia.

Tabulka 16: Mann-Whitney U test pro slezinu mezi skupinou potkanů zatíženou penízkiem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|-----------------------------------|----------------------------------|------|----------|----------|---------------|----------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------|
| Dle proměn. Prom2 | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčet poř. Thlaspi caerulescens | Sčet poř. Arabidopsis halleri | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. Thlaspi caerulescens | N platn. Arabidopsis halleri | 2*1str. přesné p |
| SLEZINA | 78,00000 | 153,0000 | 0,00 | -3,80208 | 0,000144 | -3,80208 | 0,000144 | 12 | 9 | 0,000007 |

Graf 11: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) ve slezině mezi skupinou potkanů krmenou penízkiem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)



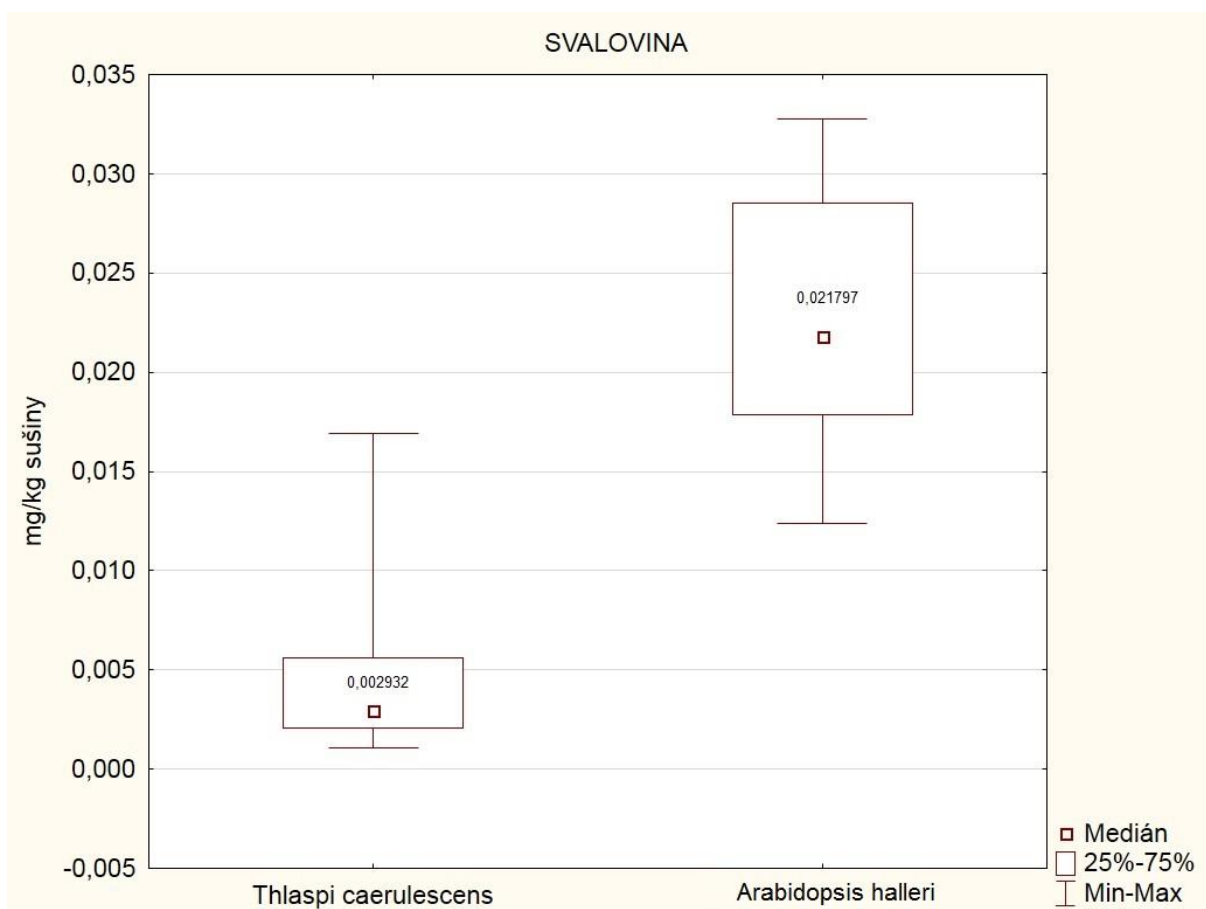
V grafu č. 11 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krmenou penízkiem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmíem.

Tabulka 17: Mann-Whitney U test pro svalovinu mezi skupinou potkanů zatíženou penízkiem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. Prom2
 Označené testy jsou významné na hladině $p < .05000$

| Proměnná | Sčet poř. Thlaspi caerulescens | Sčet poř. Arabidopsis halleri | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. Thlaspi caerulescens | N platn. Arabidopsis halleri | 2*1str. přesné p |
|-----------|-----------------------------------|----------------------------------|----------|----------|----------|---------------|----------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------|
| SVALOVINA | 81,00000 | 219,0000 | 3,000000 | -3,95485 | 0,000077 | -3,95485 | 0,000077 | 12 | 12 | 0,000005 |

Graf 12: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) ve svalovině mezi skupinou potkanů krměnou penízkiem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)



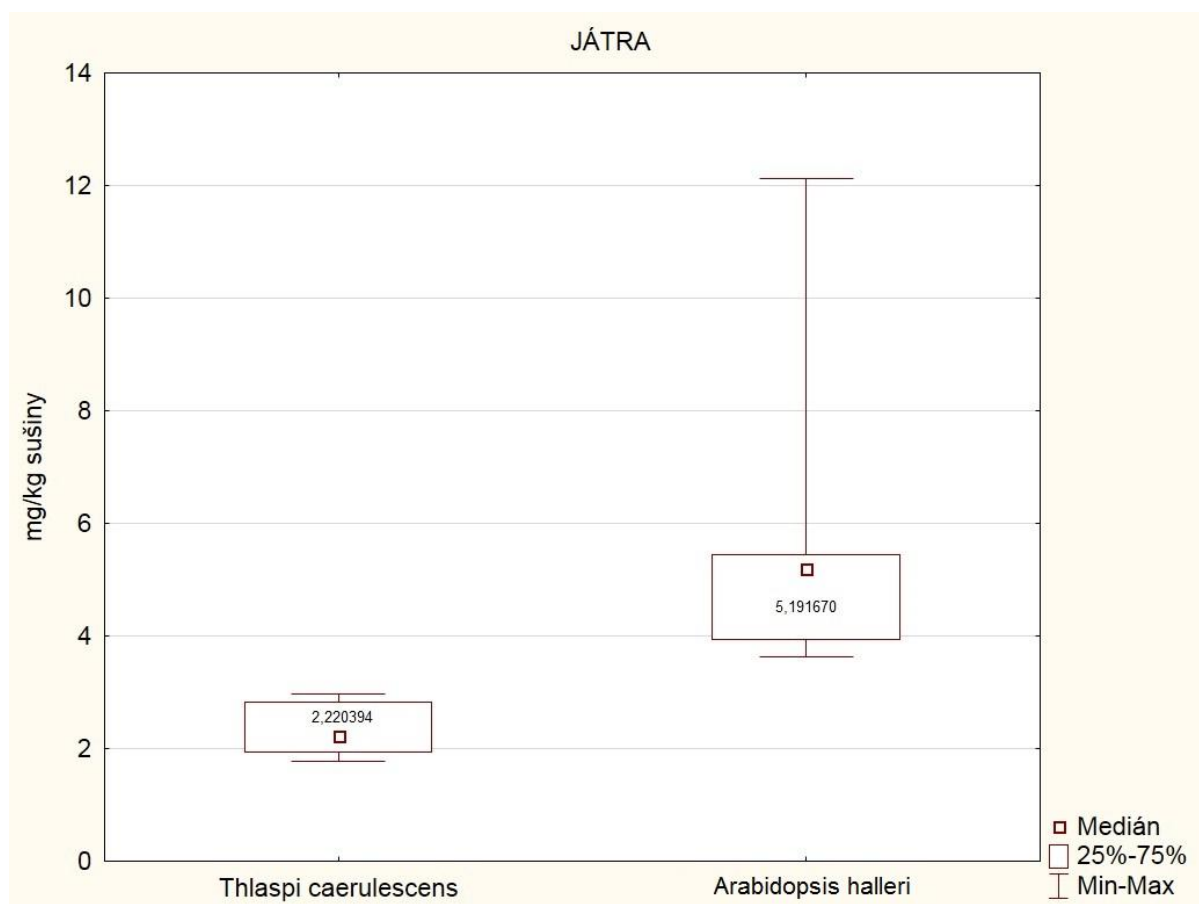
V grafu č. 12 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krměnou penízkiem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmiiem.

Tabulka 18: Mann-Whitney U test pro játra mezi skupinou potkanů zatíženou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1)
 Dle proměn. Prom2
 Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$

| Proměnná | Sčt poř. | Sčt poř. | U | Z | p-hodn. | Z | p-hodn. | N platn. | N platn. | 2*1str. přesné p |
|----------|-----------------------------|----------------------------|------|----------|----------|----------|----------|-----------------------------|----------------------------|---------------------|
| | <i>Thlaspi caerulescens</i> | <i>Arabidopsis halleri</i> | | | | upravené | | <i>Thlaspi caerulescens</i> | <i>Arabidopsis halleri</i> | |
| JÁTRA | 78,00000 | 222,0000 | 0,00 | -4,12805 | 0,000037 | -4,12805 | 0,000037 | 12 | 12 | 0,000001 |

Graf 13: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) v játrech mezi skupinou potkanů krmenou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

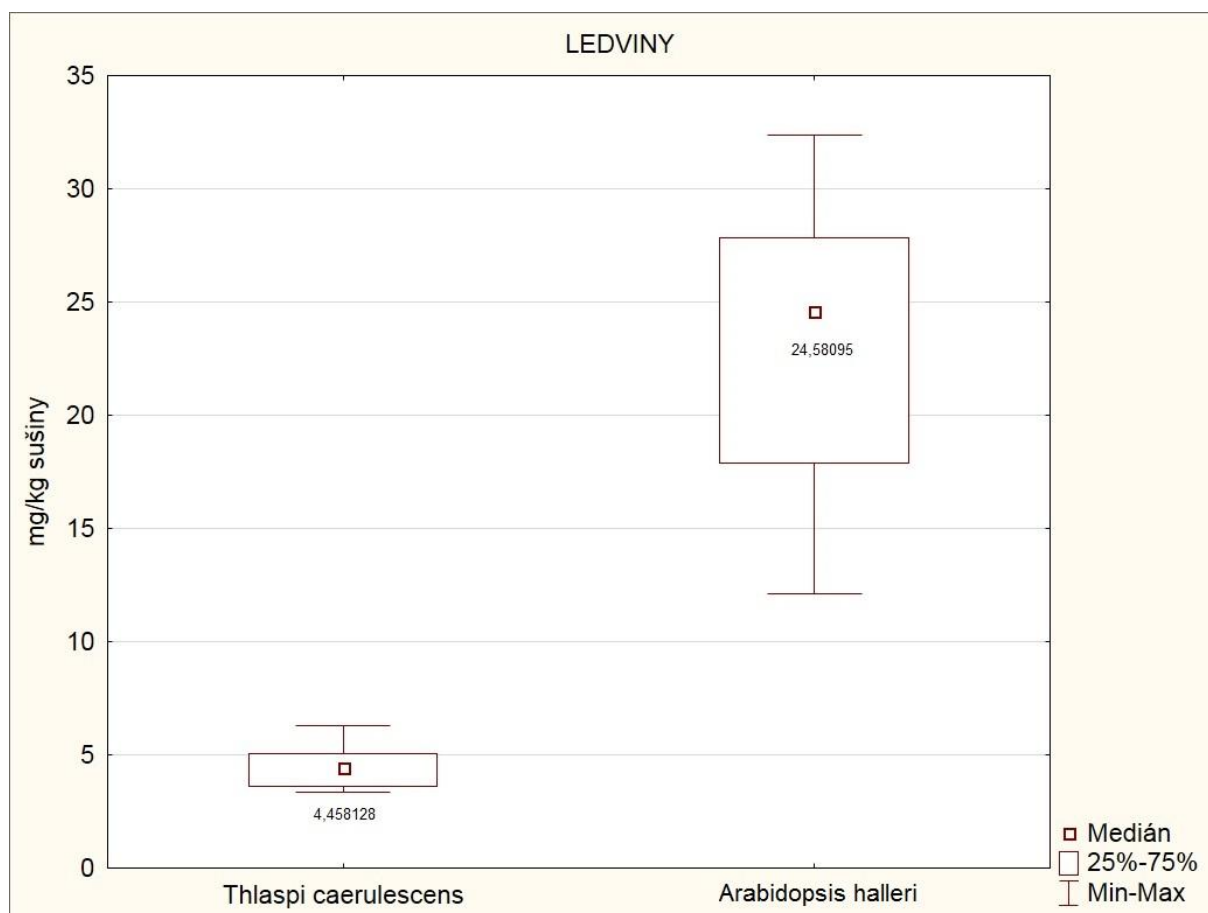


V grafu č. 13 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krmenou penízkem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmiiem.

Tabulka 19: Mann-Whitney U test pro ledviny mezi skupinou potkanů zatíženou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|--------------------------------------|-------------------------------------|------|----------|----------|------------|----------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------|
| Dle proměn. Prom2 | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině p <,05000 | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčt poř. <i>Thlaspi caerulescens</i> | Sčt poř. <i>Arabidopsis halleri</i> | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. <i>Thlaspi caerulescens</i> | N platn. <i>Arabidopsis halleri</i> | 2*1str. přesné p |
| LEDVINY | 78,00000 | 222,0000 | 0,00 | -4,12805 | 0,000037 | -4,12805 | 0,000037 | 12 | 12 | 0,000001 |

Graf 14: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) v ledvinách mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

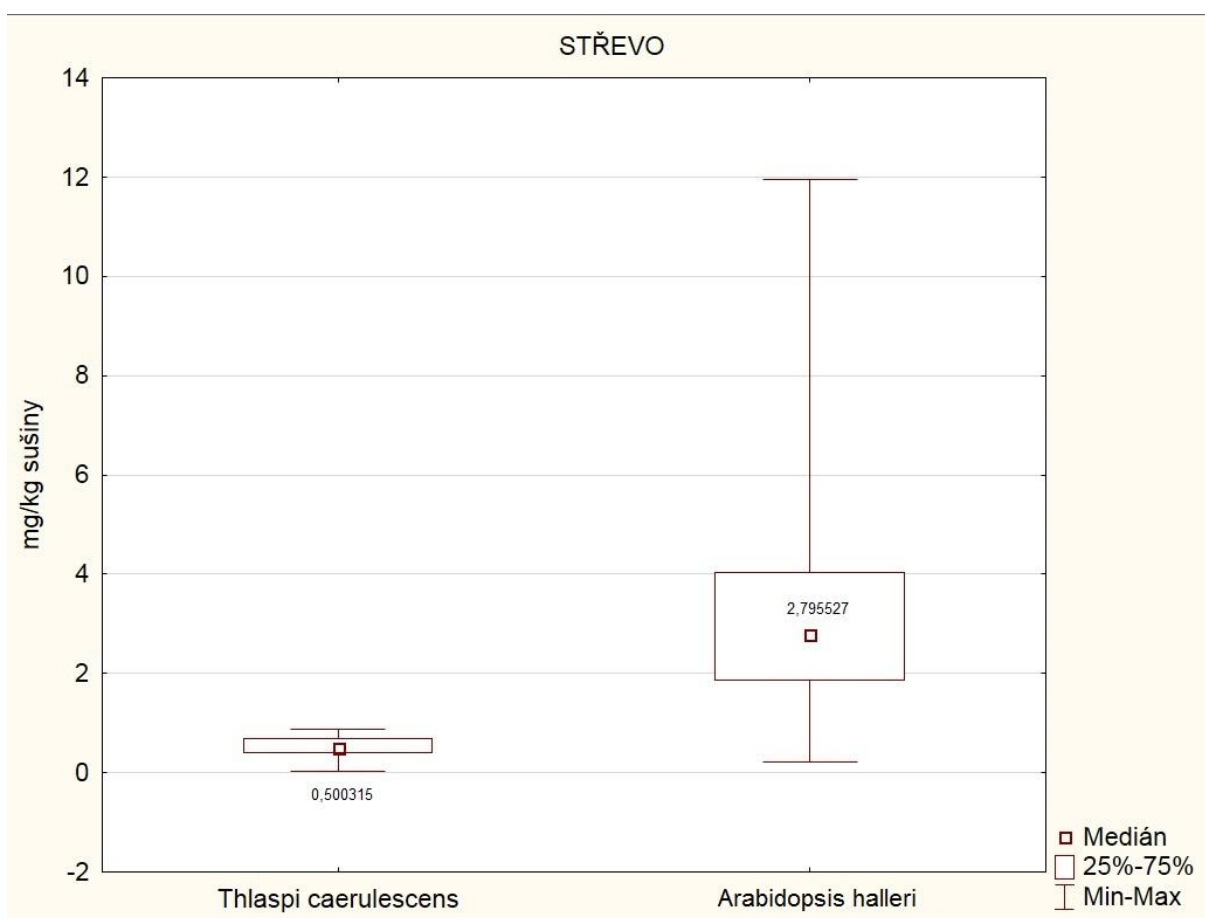


V grafu č. 14 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmiumem.

Tabulka 20: Mann-Whitney U test pro střevo mezi skupinou potkanů zatíženou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------|
| Dle proměn. Prom2 | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčet poř. <i>Thlaspi caerulescens</i> | Sčet poř. <i>Arabidopsis halleri</i> | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. <i>Thlaspi caerulescens</i> | N platn. <i>Arabidopsis halleri</i> | 2*1str. přesné p |
| STŘEVO | 90,00000 | 163,0000 | 12,00000 | -3,13206 | 0,001736 | -3,13206 | 0,001736 | 12 | 10 | 0,000832 |

Graf 15: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) ve střevě mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

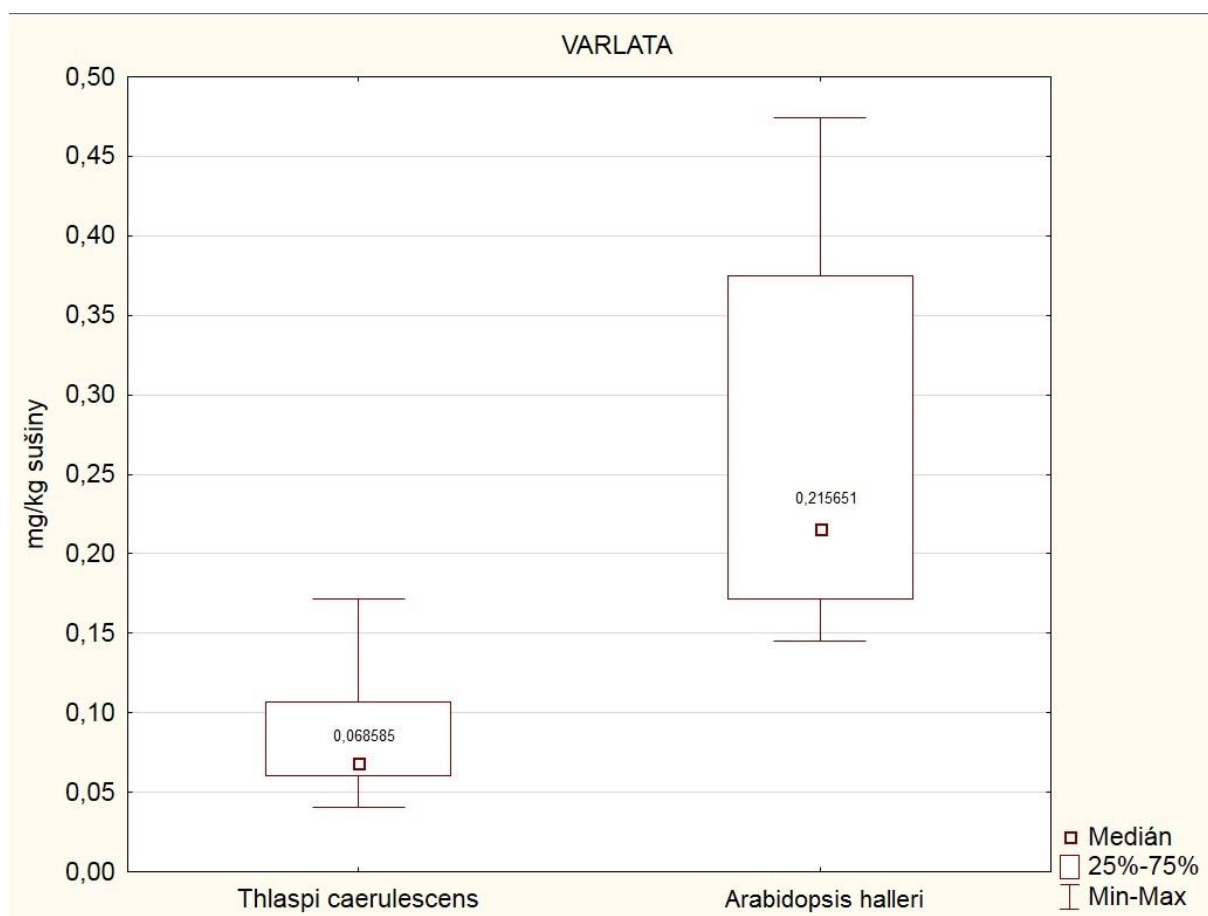


V grafu č. 15 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmíem.

Tabulka 21: Mann-Whitney U test pro varlata mezi skupinou potkanů zatíženou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------|
| Dle proměn. Prom2 | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < ,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčt. poř. <i>Thlaspi caerulescens</i> | Sčt. poř. <i>Arabidopsis halleri</i> | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. <i>Thlaspi caerulescens</i> | N platn. <i>Arabidopsis halleri</i> | 2*1str. přesné p |
| VARLATA | 81,00000 | 219,0000 | 3,000000 | -3,95485 | 0,000077 | -3,95657 | 0,000076 | 12 | 12 | 0,000005 |

Graf 16: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) ve varlatech mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

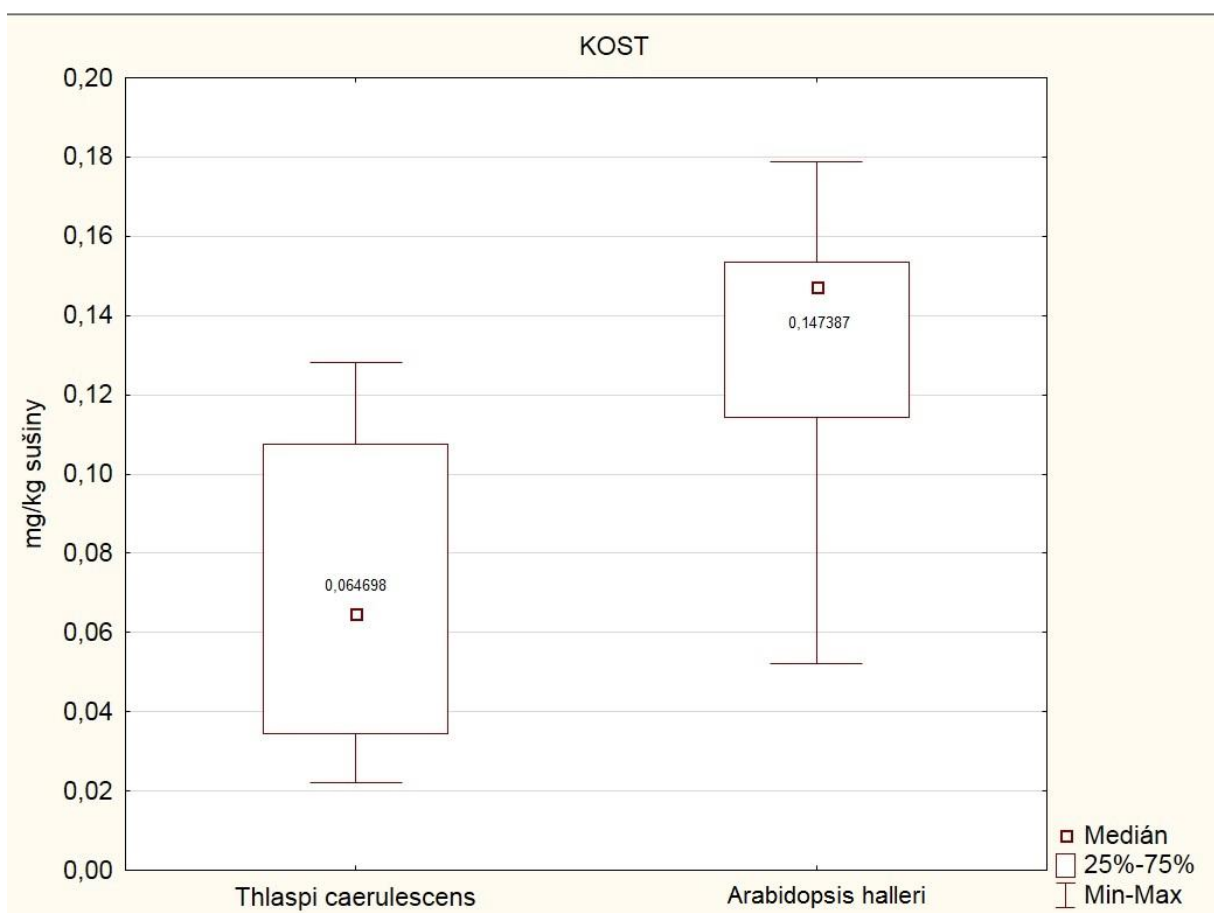


V grafu č. 16 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krměnou penízkem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmiiem.

Tabulka 22: Mann-Whitney U test pro kost mezi skupinou potkanů zatíženou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)

| Mann-Whitneyův U Test (w/ oprava na spojitost) (Tabulka1) | | | | | | | | | | |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|----------|----------|----------|------------|----------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------|
| Dle proměn. Prom2 | | | | | | | | | | |
| Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$ | | | | | | | | | | |
| Proměnná | Sčet poř. <i>Thlaspi caerulescens</i> | Sčet poř. <i>Arabidopsis halleri</i> | U | Z | p-hodn. | Z upravené | p-hodn. | N platn. <i>Thlaspi caerulescens</i> | N platn. <i>Arabidopsis halleri</i> | 2*1str. přesné p |
| KOST | 90,00000 | 163,0000 | 12,00000 | -3,13206 | 0,001736 | -3,13206 | 0,001736 | 12 | 10 | 0,000832 |

Graf 17: Rozdíl v koncentraci Cd (mg/kg) v kosti mezi skupinou potkanů krmenou penízkem modravým (*Thlaspi caerulescens*) a huseníčkem Halleri (*Arabidopsis halleri*)



V grafu č. 17 je vidět rozdílná koncentrace kadmia mezi skupinou potkanů krmenou penízkem modravým oproti huseníčku Halleri. Výrazně vyšších hodnot dosahuje huseníček Halleri, tento rozdíl je dle vyhodnocení statisticky významný. Organické kadmium přijaté skrze huseníček tak představuje pro organismus větší riziko zatížení kadmíem.

6. DISKUZE

V této práci byl zkoumán vliv kadmia na potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*), a jeho akumulace v jednotlivých orgánech. Zjišťovali jsme, zda má forma kadmia význam na množství jeho koncentrace v organismu.

Je obecně známo, že nejvyšší koncentrace kadmia se nachází v ledvinách, následně v játrech, což potvrdili i naše výsledky. Linde et al. (2004) se domnívají, že je to z důvodu funkce, kterou ledviny i játra zastupují, a to, že slouží jako detoxikační orgán. Tento fakt byl potvrzen i během pokusů na volně žijících zvířatech jako jsou zajíci, jeleni, lišky, u kterých bylo pozorováno dokonce mnohem vyšší koncentrace kadmia, než tomu bylo u modelových faremních zvířat. Ke stanovení koncentrace kadmia v ledvinách a játrech bylo také využito atomové absorpční spektrofotometrie a výsledky Kramárové et al. (2005) se pohybovali u ledvin v rozmezí 0,213 – 2,387 mg/kg a u jater 0,06 – 0,48 mg/kg, což je poněkud více než v našem pokusu, pravděpodobně způsobeno rozdílným dávkováním.

V průběhu experimentu Jančové et al. (2002) bylo poukázáno na rozdílnost koncentrace kadmia skrze vybrané skupiny drobných hlodavců, kam byl zahrnut norník rudý (*Clethrionomys glareolus*), u něhož vyšla nejvyšší hodnota kadmia v ledvinách, myš laboratorní (*Mus musculus* var. *alba*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) s nejnižší hodnotou. Tyto druhy hlodavců se tak díky svému potravnímu řetězci mohou stát cennými bioindikátory k detekci těžkých kovů. Podobné výsledky uveřejnil i Massanyi et al. (2003) u čeledi *Leporidae*. Nejvyšší koncentraci kadmia v ledvinách u zajíce polního (*Lepus europaeus*) potvrdili mnozí další autoři jako Kramárová et al. (2005), Lutz et al. (1997), ale i Massanyi et al. (1995). Mochizuki et al. (2002) doplnil, že vyšší koncentrace kadmia u zajíců je v zimním období a Tataruch (1994) udává vyšší koncentraci kumulovaného kadmia u zajíců - samců, pravděpodobně vlivem rozdílného hormonálního stavu.

Hodnocení míry zatížení kadmiiem bylo prováděno i na přežvýkavcích, kdy vysoká úroveň koncentrace kadmia v ledvinách v hodnotě 2,39 mg/kg byla prokazatelná u jelena lesního (*Cervus elaphus*), následně 0,35 mg/kg u daňka evropského (*Dama dama*) a ovce domácí (*Ovis aries*) plemene Valaška (0,27 mg/kg). Výsledky publikoval Falandysz et al. (2005) a dle jeho poznatků přijímají volně žijící přežvýkavci mnohem více kadmia než domestikovaní přežvýkavci, kteří nekonzumují některé části vytrvalých rostlin. Kadmium bylo objeveno

i v obsahu bacheru volně žijících přežvýkavců a to v rozmezí 0,20 až 0,25 mg/kg. Ve Skandinávii (Finsko, Norsko, Dánsko) začalo monitorování volně žijících přežvýkavců během sporadické porážky v průběhu 20. století. Do roku 2002 bylo dle Mornera (2002) zaznamenáno až 80 000 vyšetření. Probíhající program sledování je důležitý z hlediska demonstrace zamoření oblastí kadmii. Podle studie Baxter et al. (1982) se při podávání chloridu kademnatého objevilo kadmium i ve svalovině skotu. Zde by mohlo hrozit možné riziko příjmu kadmia člověkem skrze hovězí svalovinu.

Při pokusech na bažantech dospěl Grosicki et al. (2002) také ke shodným výsledkům, a to, že nejvyšší obsah kadmia byl stanoven v ledvinách. Ovšem uvedl i významně vyšší hladinu kadmia ve svalovině, což potvrdil pokusem i Toman et al. (2005), který vystavil bažanty expozici kadmii podávaného ve vodě. V našem pokusu bylo ve svalovině detekováno nepatrné množství kadmia. Ve všech případech se ovšem jednalo a nejmenší naměřené hodnoty ze všech zkoumaných tkání. Tato hodnota u potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*) však nebyla statisticky významná.

McGrath et al. (2006) uvedl, že peníze modravý (*Thlaspi caerulescens*) je oproti huseníčku halleri (*Arabidopsis halleri*) schopný akumulovat menší množství kadmia. Tento fakt potvrdil a náš pokus. Rozdíl koncentrace kadmia ve všech jednotlivých orgánech byl dokonce statisticky významný a nárůst byl v některých případech značně rozdílný.

Toman et al. (2005) uvedl možné nebezpečí poškození reprodukční schopnosti skrze chlorid kademnatý. Neuvedl však limit koncentrace. V našem pokusu jsme zaznamenali určitou hladinu koncentrace kadmia u všech 3 forem kadmia, ale je otázkou jaké limitní množství u konkrétního jedince ovlivní funkčnost reprodukce. V našem případě varlat.

Příkladem těchto studií je zřejmé, že nejvíce zatíženými orgány po expozici kadmii jsou játra a ledviny. Tento fakt byl prokázán i u volně žijících živočichu, kteří nebyli cíleně zatěžováni kadmii.

7. ZÁVĚR

Během této práce byl zkoumán vliv kadmia a míra závislosti jeho formy na koncentraci v jednotlivých sledovaných orgánech v modelovém organismu potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*).

Hypotéza, že nejvyšší koncentrace kadmia přijatého z potravy se uloží v ledvinách, byla potvrzena. Následně byl potvrzen i statisticky významný rozdíl v uložení organického kadmia, v podobě usušeného a rozdrceného penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/Noccaea*), kterého se koncentrovalo v tkáni ledvin více než po podání anorganické formy kadmia skrze připravený dihydrát chloridu kademnatého. Obdobný význam rozdílu koncentrace byl zjištěn v játrech a kostní tkáni. V ostatních sledovaných orgánech nebyl pozorován rozdíl v koncentraci po expozici odlišnou formou kadmia a množství uloženého kadmia bylo oproti kontrolní skupině jen mírně zvýšené.

V porovnávání obou organických forem kadmia vůči sobě, tj. penízku modravého (*Thlaspi caerulescens/ Noccaea*) a huseníčku Halleri (*Arabidosis halleri*) byl prokázán statisticky významný rozdíl v akumulaci kadmia u všech orgánů. Statisticky významné rozdíly, které lze snadno vidět i v grafech, byly vyšší u huseníčku halleri.

Zjištěné hodnoty doplňují dosavadní znalosti o krátkodobé expozici nízkým dávkám kadmia na organismus potkana laboratorního (*Rattus norvegicus* var. *alba*). Vzhledem k doposud neobjasněným metabolickým pochodům mechanismu akumulace kadmia v orgánech bude nutno provést mnoho dalších experimentů.

8. SEZNAM LITERATURY

- Achanzar, W. E., Achanzar, K. B., Lewis, J. G., Webber, M. M., Waalkes, M. P. 2000. Cadmium induces c-myc, p53, and c-jun expression in normal human prostate epithelial cells as a prelude to apoptosis. *Toxicol Appl Pharmacol.* 164(3):291-300.
- Anděl, P. 2011. *Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring.* Evernia s.r.o. 256 s. ISBN 978-80-903787-9-7.
- Baxter, P.J., Adams, P.H. 2000. *Hunter's Diseases of Occupations.* New York: Oxford University Press Inc.
- Baker, M.K., Schwab, G.R., Flaming, B.A. 1994. Effects of plants and soil microfauna on leaching of zinc from mine tailings. *Chemosphere* 29:1691–1699.
- Beneš, P., Novotná, J. 1998. *Chemie a radiační hygiena prostředí.* Praha: ČVÚT. 174 s. ISBN 80-01-01335-9.
- Bencko, V. 1995. *Toxické kovy v životním prostředí člověka.* Praha: Grada Publishing. 282 s. ISBN 80-716-9150-X.
- Behmer ST, Lloyd CM, Raubenheimer D, Stewart-Clark J, Knight J, Leighton RS, Harper FA, Snith JAC. 2005. Metal hyperaccumulation in plants: mechanisms of defence against insect herbivores. *Funct Ecol.*19:55–66.
- Blašík, O., Adam, V., Beklová, M., Kizek, R. 2006. Metallothionein a jeho vztah k metabolismu iontů těžkých kovů. *Krmivářství*, 4. s. 30-32.
- Bohm, S., Gregor, P., Hajšlová, J., Hosnedl, T., Chládková, V., Kocourek, V., Kohoutková, J., Pavelka, J., Radová, Z., Schulzová, V., Skácel, F., Suchan, P., Suchánek, M., Šetková, L., Tomaniová, M., Volka, K. 2002. Hodnocení stavu životního prostředí – Monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích v letech 1995 – 2000. Praha. 312 s. ISBN 80-7080-506-4.
- Brooks, R.R. 1977. Copper and cobalt uptake by *Haumaniastrum* species. *Plant Soil* 48:541–544.
- Callegaro, M.G.K. 2010. Effect of beat bran and flaxseed on kadmium effect and retention in rats. *Hum Exp Toxicol.* 30: 981-991.
- Cousins, R.J., Leinart, A.S. 1988. Tissue-specific regulativ of zinc metabolism and metallothionein genes by interleukin 1. *FASEB J.* p.2884-2890.

- Cibulka, J. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Praha: Academia. 427 s. ISBN 80-200-0401-7.
- Cunningham S. D., Berti W.R., Huang J.W., 1995. Phytoremediation of the contaminated soils. Trends Biotechnol. 13(9): 393-397
- Český hydrometeorologický ústav. Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2011. [online]. Praha [cit. 2014-03-1]. Dostupné na: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr11cz/kap2421.html>.
- Dip, R., Dafflon, O., Deplazes, P., Hegglin, D., Koch, H., Müller, U., Naeheli, H., Stieger, C. 2001. Comparison of Heavy Metal Concentration in Tissues of Red Foxes from Adjacent Urban, Suburban, and Rural Areas. Archive of environmental contamination and toxicology 40 (4):551-556.
- Dubnická, Z. 2003. Jačmeň a špenát pod vplyvom podnych kontaminantov. Rizikové faktory potravného reťazca III: 23-24.
- Dungel, J., Gaisler, J. 2002. Atlas savců České a Slovenské republiky. Academia Praha. 150s. ISBN 80-200-1026-2.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D.; Ting K.C., Ensley. B. 1997. Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology*, vol. 31, no. 12, p. 3468-3474.
- Ebadi, M., Leuschen, M.P., El Refaey, H. 1996. The antioxidant properties of zinc and metallothionein. *Neurochem. Int.*29. p.159-166.
- Falandysz, J., Szymczyk-Kobrzynska, K., Brzostowski, A., Zalewski, K., Zasadowski, A. 2005. Concentration of heavy metals in the tissue of red deer (*Cervus elaphus*) from the region of Warmia and Mazury, Poland. *Food Addit Contam.*2. p. 141 – 149.
- Fan, J. L., Ziadi, N., Bélanger, G., Parent, L. É., Cambouris, A., Hu, Z.Y. 2009. Cadmium accumulation in potato tubers produced in Quebec. *Soil Sci.* 89:435-443.
- Flanagan, P. R., J. McLellan, J. Haist, M. G. Cherian, M. J. Chamberlain and L. S. Valbar. 1978. Increased dietary cadmium absorption in mice and human subjects with iron deficiency. *Gastroenterology* 72:841-846.
- Fraga, C. G. 2005. Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. *Molecular Aspects of Medicine.* 26:235-244.
- Greenwood, N.N., Earnshaw, A. 1993. *Chemie prvků.* 1.vydání, Praha: Informatorium. s.794- 1635. ISBN 80-854-2738-9.

- Grosici, A., Kowalski, B. 2002. Whole-body and organ retention of kadmium after repeated administrativ to rats. Bull Vet Ins Pulawy. 46. p. 143 – 147.
- Gumulec, J., Masarik, M., Krizkova, S. 2011. Insight to fysiology and patology of zinc (II) ions and their actions in breast and prostate carcinoma. Curr Med Chem., 18, p. 5041-5051.
- Günes, C., Heuchel, R., Geogiev, O. 1998. Embryonic lethality and liver degeneration in mice lacking the metal-responsive transcriptional activator MTF-1. EMBO J. 15. p. 2846-2854
- Harding, J.J. 2005. Cigarettes and cataract: cadmium or a lack of vitamin C? British Journal Ophthalmol. 79(3): 199–200.
- Holoubek, I. 2004: Chemie životního prostředí IV. Polutanty s dlouhou dobou života v prostředí. Těžké kovy (HMs) – Cd, Pb, As. RECETOX - TOCOEN and Associates, Brno.
- Hu, H. 1998. Bone lead as a new biologic marker of lead dose: recent findings and implication for public health. Environmental Health Perspection, 106. p. 961-967.
- Chappell, J. 1997. Phytoremediation of TCE using Populus. Status report prepared for the U. S. EPA Technology Innovation Office under a National Network of Environmental Management Studies Fellowship.
- Jabeen, F., Chaudhry, A.S., 2011. Effects of cadmium chloride and sodium selenite alone or in combination on the liver of male Sprague-Dawley rats assessed by different assays. Biol. Trace Elem. Res, doi:10.1007/s12011-010-8946-0
- Jančová, A., Masányi, P., Gálová, J. 2002. The concentration of kadmium and lead in liver and kidney in *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus*. Folia Vet. 46. p. 65 – 67.
- Jarkovský, J., Vacek, J., Krizek, R., Trnková, L. 2002. Stanovení koncentrace metallothioneinů v parazitech ryb rod ACANTHOCEPHALUS. 1. Masarykova univerzita v Brně: Masarykova univerzita v Brně. 25s. ISBN 80-210-2777-0.
- Järup, L., Berglund, M., Elinder, C.G., Nordberg, G., Vahter, M. 1998. Health effects of kadmium exposure – a review of the literature and risk estimate. Scandinavian journal of work, environment and health. 24:1-51.
- Jeroch, H., Čermák, B., Kroupová, V. 2006. Základy výživy a krmení hospodářských zvířat – vědecká monografie. DTP České Budějovice. 290 s. ISBN 80-7040-873-1.

- Jesenák, K. 2005. Environmentálna anorganická chémia. Prírodovedecká fakulta, UK v Bratislave.
- Jirkovský, R. 1986. Jak chemikové a fyzikové objevovali a křtili prvky. Praha: Albatros. 223 s.
- Kersten, M., Kriews., M., Forstner, U. 1999. Partitioning of trace metals released from polluted marine aerosols in coastal seawater. *Marine Chemistry*, 36:165-182.
- Koréneková, B., Korének, M., Kottferová, J., Nad', P., Skalická, M. 2003. Zmeny hladin medi v organizme hydiny po aplikácii kadmia a zinku. Rizikové faktory potravného reťazca III: 61 – 63.
- Kizek, R., Havel, L., Klejdus, B., Trnková, L., Vacek, J. 2004. Využití katalytických reakcí na rtuťové elektrodě pro elektrochemické stanovení metalothioneinů. *Chemické listy* 98:166-173.
- Klaassen, C.D., Liu, J., Choudhuri, S. 1999. Methallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annu Rev Pharmacol Toxicol.* 39:267-294.
- Kramárová, M., Massányi, P., Jančová, A., Toman, R., Slamečka, J., Tataruch, F., Kováčik, J., Gašparík, J., Nad', P., Skalická, M., Koréneková, B., Jurčík, R., Čuboň, J., Haščík, P. 2005. Concentration of cadmium in liver and kidneys of some wild and farm animals. *Bull Vet InstPulawy* 49. p. 465 – 469.
- Kramárová, M., Fabiš, M., Gašparík, J., Jančová, A., Jurčík, R., Kolesárová, A., Kováčik, J., Massányi, P., Slamečka, J., Tataruch, F., Toman, R. 2004. Koncentrácia kadmia a olova v pečeni a obličkách vybraných volne žijúcich zvierat. Rizikové faktory potravného reťazca IV: 131 – 135.
- Kučerová P, Macková M, Macek T. 1999. Perspektivy fyto-remediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy* 93. 19-26.
- Larison, J. R., G. E. Likens, J. W. Fitzpatrick, and J. G. Crock. 2000. Cadmium toxicity among wildlife in the Colorado Rocky Mountains. *Nature* 406:181-183.
- Laudanski, T., Sipowicz, M., Modzelewski, P., Bolinski, J., Szamatowicz, J., Razniewska, G., Akerlund, M.. 1991. Influence of high lead and cadmium soil content on human reproductive outcome. *Int J Gynaecol Obstet.* 36(4):309–31.
- Lasat, M.M., Baker, A.J., Kochian, L.V. 1998. Altered Zn compartmentation in the root symplast and stimulated Zn absorption into the leaf as mechanisms involved in Zn hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology.* 118:875-883.

- Lukeš, I. 2009. Systematická anorganická chemie. 1.vydání. Praha: Karolinum. 233s. Univerzita Karlova v Praze. ISBN 978-802-4616-148.
- Lutz, W., Slamečka, J. 1997. Vergleichende Blei – und Cadmiumbelastung des Feldhasen (*Lepus Europaeus* Pall.) in landwirtschaftlich und industriell genutzten Gebieten in Deutschland und der Slowakei. *Z Jagdwiss.* 43. p. 176 – 185.
- Massányi, P., Tataruch, F., Slamečka, J., Toman, R., Jurčík, R. 2003. Accumulation of lead, kadmium, and mercury in liver and kidney of the brown hare (*Lepus europaeus*) in relation to the season, age, and sex in the West Slovakian Lowland. *J Environ Sci Health.* A39. p. 1299 – 1309.
- Massányi, P., Toman, R., Uhrín, V., Renon, P. 1995. Distribution of kadmium in selected organs of rabbits after an acute and chronic administration. *Ital J Food Sci.* 7. p. 311 – 316.
- Méplan, C., Mann, K., Hainaut, P. 1999. Cadmium induces conformational modifications of wild-type p53 and suppresses p53 response to DNA damage in cultured cells. *J Biol Chem.* 29;274(44):31663-70.
- Mochizuki, M., Hondo, R., Kumon, K., Sasaki, R., Matsuba H., Ueda, F. 2002. Cadmium contamination in wild birds as an indicator of environmental pollution. *Environ Monit Assess.* 73. p. 229 – 235.
- Morner, T. 2002. Health monitoring and conservation of wildlife in Sweden and Northern Europe. *Ann N Y Acad Sci.* 969. p. 34 – 38.
- McGrath, S.P., Z.G. Shen, F.J. Zhao. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soil. *Plant Soil* 188: 153–159.
- Muck, A. 2006. Základy strukturní anorganické chemie. 1.vydání. Praha: Academia. 508 s. ISBN 80-200-1326-1.
- Nábělková, J. 2012. Analýza těžkých kovů v sedimentech vodních toků. Praha: České vysoké učení technické. 24 s. ISBN 978-80-01-05012-5.
- OECD Environment Monograph Series. 1994, RISK REDUCTION MONOGRAPH NO. 5: CADMIUM. No.104. OCDE/GD(94)97
- Otčenášek, P. 2003. Základy konstrukce a funkce jaderných elektráren. Praha: Vydavatelství ČVÚT. 172 s. ISBN 80-010-2707-4.

- Ovesná, J., Honys, A., Maršík, P., Pouchová, V., Štryplová, K., Vaněk, T. 2011. Využití transkriptomiky a metabolomiky pro analýzu odpovědi *A.Thaliana* na TNT. Využití rostlin pro fytořemediaci: 36-40.
- Ozcaglar, H., Agirdir, B., Dinc, O., Turhan, M., Kilinçarslan, S., Oner, G. 2001. Effects of cadmium on the hearing system. *Acta Otolaryngol* 121:393–397.
- Pitter, P. 1999. *Hydrochemie*. Praha: VŠCHT. 568 s. ISBN 80-708-0340-1.
- Prusa, R., Kizek, R., Trnkova, L. 2004. Study of relationship between metallothionein and heavy metals by CPSA method. *Clin Chem*, 50. p. 28-29.
- Raudenská, M., Šmerková, K., Tanhauserová, 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. *Praktický lékař*, 6. p. 322-326.
- Ryan, J.A., Pahren, H.R., Lucas, J.B. 1982. Controlling cadmium in the human food chain: a review and rationale based on health effects. *Environmental Research*. 28:251-302.
- Salvatori, F., Talassi, C.B., Salzgeber, S.A., Spinosa, H.S., Bernardi, M.M. 2004. Embryotoxic and long-term effects of cadmium exposure during embryogenesis in rats. *Neurotoxicol Teratol*.26(5):673-80.
- Samson, S. L., Gedamu, L. 1998. Molecular analyse of metallothionein gene regulativ. *Prog. Nucleic Acid Res. Mol. Biol.*, 59. p. 257-288.
- Satarug, S., Nishijo, M. (2005). Cadmium-induced nephropathy in the development of high blood pressure. *Toxicology Letters* 157: 57-68.
- Sciavolino, P.J., Vilcek, J. 1995. Regulation of metallothionein gene expression by TNF-alpha and TNF-beta in human fibroblasts. *Cytokine*, 7. p. 242-250.
- Shah, K., Nongkynrih, J.M. 2007. Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum* 51:618-634.
- Schat, H., Vooijs, R. 1997. Multiple tolerance and co-tolerance to heavy metals in *Silene vulgaris* a co-segregation analysis. *New Phytologist*. 136:489-496.
- Schwartz, C., Echevarria, G., Morel, J. L. 2003. Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and soil* 249:27-32.
- Slavík, P., Brožková, M., Illek, J., Škorič, M., Zelený, J. 2005. Zásobení mikroprvky u masného skotu v regionu Šumava. *Veterinářství* 55:636-641.

- Slíva, J. (1999): Vliv kadmia na zdraví člověka. Postgraduální medicína. Praha: Strategie. Roč. 2005, č.3[cit. 2014-03-23]. Dostupné na: <http://zdravi.e15.cz/clanek/postgradualni-medicina/vliv-kadmia-na-zdravi-cloveka-167129>.
- Soudek, P., Benešová, D., Kotyza, J., Petrová, Š., Vaněk, T. 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. Chemické listy 102:346-352.
- Su, J., Wang, X. 2004. Effect of Cadmium Ions on Photosynthetic Structure and Its Functions of Tea Leaves. Journal of Tea Science;2004-01
- Sures, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. Trends in parasitology 20(4):170-177.
- Tataruch, F. 1994. Due Cadmium Kontamination der Wildtiere. Allgem Forstzeitschr. 21. p. 528 – 530.
- Toman, R., Massániy, P., Lukáč, N., Ducsay, L., Golian, J. 2005. Fertility and content of cadmium in pheasant (*Phasianus colchicus*) following cadmium intake in drinking water. Ecotoxicology and Environmental Safety. Volume 62, isme 1. p. 112-117.
- Uhlířová, H., Hejdová, J. 1999. Těžké kovy v lesních ekosystémech České republiky. Zprávy lesnického výzkumu. č. 03.
- Valterová, B., Havlík, J., Kolpík, R., Mastek, O., Száková, J., Tlustoš, P. 2012. Frakcionace a sociace As, Cd a Zn v nadzemní biomase penízku modravého (*Thlaspi caerulescens* J. & C.PRESL). Chemické listy 106:392-397.
- Vojtěch, D. 2006. Kovové materiály. 1. Vydání. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha. 182 s. ISBN 80-7080-600-1.
- Waalkes, M. (2003). Cadmium carcinogenesis. Mutation Research 533: 107-120.
- WHO. 2001. Cadmium in drinking water. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th edition. Geneva [online]. [cit. 2014-03-16]. Dostupné na: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/cadmium/en/.
- WHO. 1992. Cadmium. Environmental Health Criteria 134. World health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS). Geneva, Switzerland.
- Yamada, Y. K., Kawamura, R., Kubota, K., Shimizu, F. 1981. Thymic atrophy in mice induced by kadmium administrativ. Toxicology Letters. 8(1-2): 49-55.
- Yoshida, M., Ohta, H., Yamauchi, Y. 1998. Age dependent ganges in metallothionein levels in liver and kidney of the Japanese. Biol. Trace Elem. Res., 63. p. 167-175.

- Zeman, L., Doležal, P., Kopřiva, A., Mrkvicová, E., Procházková, J., Ryant, P., Skládanka, J., Straková, E., Suchý, P., Veselý, P., Zelenka, J. 2006. Výživa a krmení hospodářských zvířat. Praha: Profi press. 360 s. ISBN 80-86726-17-7.