

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Nebezpečí zatížení rtutí a střevními helminty u zvířat
žijících v imisně zatíženém prostředí**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Tereza Hingarová

Obor studia: Chov hospodářských zvířat

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

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Nebezpečí zatížení rtutí a střevními helminty u zvířat žijících v imisně zatíženém prostředí" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 11.4.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Ivaně Jankovské, Ph.D., za odborné vedení, za milý a vstřícný přístup, za její cenné rady a věnovaný čas při tvorbě této diplomové práce.

Nebezpečí zatížení rtutí a střevními helminty u zvířat žijících v imisně zatíženém prostředí

Souhrn

Tato diplomová práce se zaměřuje na negativní účinky způsobené rtutí a střevními helminty u zvířat. Jako modelová zvířata byli použiti hlodavci z podčeledi myšovití (Murinae) myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae) normík rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*), kteří se vyskytovali ve sledovaném imisně zatíženém prostředí. Hlodavci byli odchyceni z několika lokalit v Krušných horách, které jsou známy tím, že patří mezi rozsáhlá těžební místa s velkým množstvím elektráren na hnědé uhlí v okolí. Právě spalováním hnědého uhlí se do životního prostředí dostává velké množství kontaminantů.

V první části diplomové práce je sepsána literární rešerše, která se zabývá negativními vlivy rtuti, symptomy při intoxikaci rtutí, její léčbě a prevenci, také zákony a nařízeními ohledně maximálních koncentrací rtuti v potravinách, rtutí vyskytující se u hospodářských zvířat, biomonitoringem zatížení rtutí v prostředí, dále jaký vliv má rtuť na konkrétní pohlaví, rozmnožování a na březost, interakce mezi rtutí a gastrointestinálními helminty a poslední kapitola je věnována hlodavcům a jejich potravě, společně s možným zatížením, které je způsobené jak rtutí, tak střevními helminty. Druhou částí diplomové práce je vlastní experiment, v němž bylo vyšetřeno 66 zvířat (myšic a hrabošů). Cílem bylo pomocí modelových zvířat, zmapovat jejich zatížení rtutí a střevními helminty, případně interakce mezi nimi, a jak tyto dvě zátěže ovlivňují březost. Hlodavci byli odchyceni v červnu 2020, pomocí sklapovacích pastí, ve kterých je hlodavec ihned usmrcen zlomením páteře v krční oblasti. V laboratoři byla těla identifikována a byla u nich provedena helmintologická pitva. Z odebraných jater a ledvin byla provedena analýza koncentrace rtuti. Z trávicího traktu byli odebráni střevní helminti, kteří byli identifikováni a u kterých to velikost dovolila, byla také stanovena koncentrace rtuti.

Během porovnání výsledků bylo zjištěno, že každý jedinec měl ve svých orgánech určité množství rtuti (v rozmezí 0,003671-0,137528 mg/kg sušiny), ale v porovnání mezi podčeledi myšovití a hrabošovité, stejně tak jako v porovnání mezi samicemi a samci nebyl zjištěn signifikantní rozdíl. Bylo zjištěno, že koncentrace rtuti u zkoumaných hlodavců nebyly tak vysoké (1,1 mg/kg sušiny), aby měly vliv na jejich schopnost rozmnožování, ani na březost u samic. Významný signifikantní rozdíl byl zjištěn v porovnání u březích a nebřezích samic, kdy březí samice vykazovaly vyšší zatížení rtutí než nebřezí samice, což bylo překvapivé zjištění. Střevní helminti se u odchycených hlodavců vyskytovali přibližně ve 40 % (66/26). Byl zjišťován také vztah mezi napadenými a nenapadenými jedinci střevními helminty a jejich vliv na koncentrace rtuti. Signifikantní rozdíl mezi těmito kategoriemi nebyl zjištěn.

Klíčová slova: rtuť, helmint, model, zvíře, zátěž, březost

Mercury and intestinal helminths loading in animals living in industrial immision affected area

Summary

This diploma thesis concerns the negative effects caused by mercury and intestinal helminths in animals. Rodents from the mouse subfamily specifically Murinae - yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*), and from the vole subfamily Arvicolinae - bank vole (*Myodes glareolus*) and field vole (*Microtus agrestis*), were used as model animals, which were found in the monitored industrial immision area. The rodents were caught from several locations in the Krušné hory, which are known for being among the extensive mining sites with a large number of lignite-fired power plants in the vicinity. It is through the burning of brown coal that a large amount of contaminants enter the environment.

In the first part of the thesis, a literature review is written, which deals with the negative effects of mercury, symptoms of mercury intoxication, its treatment and prevention, as well as laws and regulations regarding the maximum concentration of mercury in food, mercury found in farm animals, biomonitoring of mercury exposure in the environment, than the effect of mercury on specific sex, reproduction and pregnancy, the interaction between mercury and gastrointestinal helminths, and the last chapter is devoted to rodents and their food, together with the possible burden caused by both mercury and intestinal helminths. The second part of the thesis is describing experiment itself in which the data from 66 animals (mice and voles) were examined. The aim was to use model animals to map their burden of mercury and intestinal helminths, possibly the interaction between them and how these two burdens affect pregnancy. The rodents were caught in June 2020 using snap traps, in which the rodent is killed immediately by breaking the spine in the neck area. In the laboratory, the bodies were identified and a helminthological autopsy was performed on them. The mercury concentration was analyzed from the liver and kidney taken. Intestinal helminths were also taken from the digestive tract, which were identified and where the size permitted, mercury concentration was also determined.

During the comparison of the results, it was found that each individual had a certain amount of mercury in their organs (in the range of 0.003671-0.137528 mg/kg of dry weight), but in the comparison between the subfamily of mice and voles, as well as in the comparison between females and males, it was not found a significant difference. It was found that the concentrations of mercury in the examined rodents were not so high (1.1 mg/kg dry weight) as to have an effect on their ability to reproduce or on pregnancy in females. A significant difference was found in the comparison of pregnant and non-pregnant females, where pregnant females showed high mercury burden than non-pregnant females, which was a surprising finding. Intestinal helminths were present in approximately 40 % (66/26) of the sampled rodents. The relationship between individuals attacked and not attacked by intestinal helminths and their influence on mercury concentration was also investigated. No significant difference was found between these categories.

Keywords: mercury, helminth, model, animal, burden, pregnancy

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Literární rešerše.....	10
3.1 Negativní vlivy rtuti na organismus	10
3.2 Symptomy při intoxikaci rtuti, léčba a prevence	14
3.3 Koncentrace rtuti v potravinách	16
3.4 Rtuť u hospodářských zvířat	19
3.5 Biomonitoring zatížení prostředí rtutí	24
3.6 Vliv koncentrace rtuti na pohlaví, rozmnožování a březost	28
3.7 Interakce mezi rtutí a gastrointestinálními parazity	31
3.8 Hlodavci, jejich potrava a zatížení střevní helminti	38
4 Metodika	42
4.1 Odchyt jedinců	42
4.2 Helminologická pitva a odběr tkání	43
4.3 Fixace tkání	44
4.4 Mikroskopování vzorků	44
4.5 Analýza rtuti.....	44
4.6 Statistická analýza	45
5 Výsledky.....	46
5.1 Vliv pohlaví na počet střevních parazitů	48
5.2 Vliv pohlaví na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách.....	49
5.3 Vliv březosti na počet střevních parazitů	50
5.4 Vliv březosti na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách	51
5.5 Vliv parazitů na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách	52
5.6 Prevalence napadení střevními helminty	53
6 Diskuze.....	60
7 Závěr.....	64
8 Literatura.....	65
9 Samostatné přílohy	I
9.1 Příloha I. Nařízení komise (ES) č. 1881/2006 Stanovení maximálních limitů pro rtuť v potravinách.....	I
9.2 Příloha II. Nařízení komise (EU) 2022/617, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o max. limity rtuti v rybách a soli. II	II
9.3 Příloha III. Vyhláška č. 305/2004 Stanovení rtuti a její přípustné množství v potravinách	III
9.4 Příloha IV. Nařízení komise (EU) 2018/73 Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti v některých produktech a na jejich povrchu. III	III
9.5 Tabulka 1: Myšice lesní (<i>Apodemus flavicollis</i>)	VII
9.6 Tabulka 2: Norník rudý (<i>Myodes glareolus</i>) a hraboš mokřadní (<i>Microtus agrestis</i>)	VIII
9.7 Tabulka 3: Samice celkem.....	IX
9.8 Tabulka 4: Samice březí celkem	X
9.9 Tabulka 5: Samice nebřezí celkem	X
9.10 Tabulka 6: Samci celkem	XI
9.11 Tabulka 7: Jedinci napadení střevními helminty	XII
9.12 Tabulka 8: Jedinci nenapadení střevními helminty	XIII
9.13 Přehled druhů uvedených v diplomové práci s autorem a rokem popisu	XIV

1 Úvod

Rtuť je kapalný, stříbrobílý a lesklý kovový prvek. V periodické tabulce prvků se rtuť označuje značkou Hg, má atomové číslo 80 a její atomová hmotnost je 200.592 (Jahanbakht et al. 2002). Tento kov je jediný, který může být kapalný při standardní teplotě a tlaku. Jelikož má rtuť vysoké povrchové napětí, tvoří kulaté kapalinové kuličky (Graeme & Pollack 1998).

Rtuť byla známá už starobylou civilizací, datovanou nejméně do roku 2000 před naším letopočtem. Ačkoliv je rtuť vysoce toxická, byla v historii využívána pro léčebné účely. Primární látkou pro léčbu syfilisu až do počátku 20. století byla právě rtuť, která se používala ve formě pilulek a mastí. Vedlejší účinky této toxické léčby měly za následek ztrátu zubů, ulceraci (vznik vředů), neurologické poškození a někdy také smrt. Láhve čisté rtuti byly nalezeny v egyptských hrobkách a například Římané využívali rtuťové doly jako vězení pro zločince a otroky, kteří následně na toxické účinky rtuti rychle umírali. Rtuť se používá také při výrobě zbraní. Například fulminát rtuťnatý ($\text{Hg}(\text{CNO})_2$) je vysoce citlivá třaskavina, která se používá pro výrobu rozbušek. Mezi běžné zdroje expozice elementární rtuti jsou rtuťové spínače, termostaty, barometry a teploměry (Graeme & Pollack 1998). Elementární rtuť se nejčastěji nachází v bateriích, teploměrech, zubních amalgátech a ve fluorescenčních žárovkách. Často se také rtuť používá při náboženských a duchovních praktikách (Nelson et al. 2019).

Rtuť významně znečišťuje životní prostředí, má vliv na zdraví a v současnosti představuje celosvětový problém (O'Connor et al. 2019). Je známé, že rtuť negativně ovlivňuje pohlavní dospívání, narušuje březost, vytváří vývojové vady plodu a cílí na neurologický systém. V těle se ukládá v tělních orgánech a pouze v malém množství se z těla může dostávat například prostřednictvím moče nebo výkalů, ale také tvorbou mléka (Graeme & Pollack 1998; Almeida et al. 2008; Vieira et al. 2013; Carravieri et al. 2020).

Střevní helminti jsou parazité nacházející se v gastrointestinálním traktu živočichů. Během svého vývojového cyklu většina střevních helmintů využívá mezihostitele a následně se rozmnožují v definitivních hostitelích. Střevní parazité se svými hostiteli bojují o živiny a narušují jejich imunitní systém. Ne vždy mohou helminti působit v těle negativně. Je totiž známo, že někteří střevní helminti dokáží v zažívacím traktu tlumit zánět a pozitivně ovlivňovat střevní mikroflóru. Někteří střevní parazité se mohou využívat při léčbě autoimunitních chorob (roztroušená skleróza, diabetes, Crohnova choroba, revmatoidní artritida, alergie atd.) (Bulantová et al. 2015). Bylo prokázáno, že někteří střevní helminti (nejčastěji tasemnice), dokážou z těla hostitele akumulovat těžké kovy (Sures et al. 2003; McGrew et al. 2018).

Mezi těžkými kovy a střevními parazity může docházet k různým interakcím, kdy může docházet k ovlivnění počtu parazitů (snižování/zvyšování), rozmnožování parazitů, ale také k ovlivnění množství koncentrací kontaminantů v těle hostitelů (Provencher et al. 2016; Carravieri et al. 2020).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo pomocí modelových zvířat (myšic a hrabošů) volně žijících v imisně zatíženém prostředí, zmapovat jejich zatížení rtutí a střevními helminty a vliv těchto zátěží na březost.

Rtut':

H_{0R}: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v koncentracích rtuti

HA_{R1}: Březí samice budou mít nižší koncentrace rtuti v těle než nezabřezlé samice

HA_{R2}: Březí samice budou mít vyšší koncentrace rtuti v těle než nezabřezlé samice

Střevní helminti:

H_{0H}: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v zatížení střevními helminty

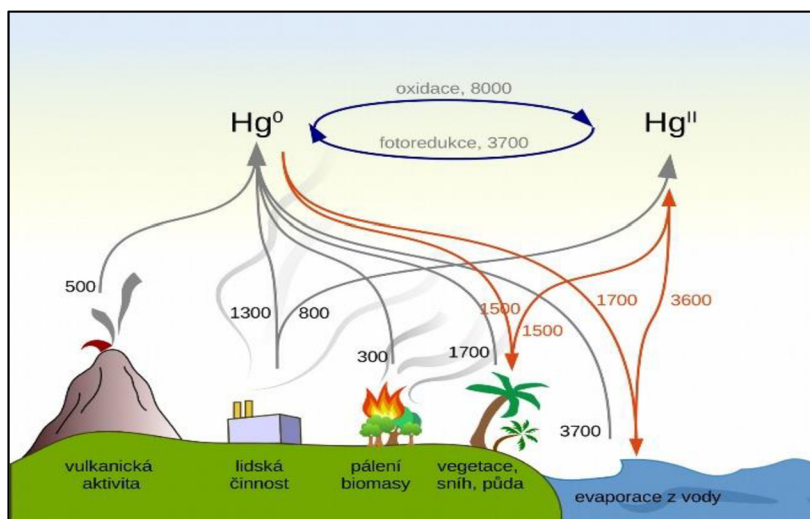
HA_{H1}: Březí samice budou méně zatížené střevními helminty než nezabřezlé samice

HA_{H2}: Březí samice budou více zatížené střevními helminty než nezabřezlé samice

3 Literární rešerše

3.1 Negativní vlivy rtuti na organismus

Rtuť a její sloučeniny svými toxickými vlastnostmi činí vážnou hrozbu pro životní prostředí a živé organismy vyskytující se v něm (Driscoll et al. 2013). Tento prvek je všudypřítomný ve vzduchu, půdě i ve vodě v důsledku přírodních a antropogenních zdrojů emisí (Sundseth et al. 2017). Globální cyklus rtuti je zobrazen na *Obrázku č. 1*. Do životního prostředí se může rtuť uvolňovat sopečnou činností, zvětváváním skal, ale také lidskou činností. Lidé při spalování uhlí nebo při spalování odpadů, ale také samotnou těžbou rtuti, zlata a dalších kovů, uvolňují rtuť do životního prostředí. Další zdroje emisí rtuti tvoří továrny na výrobu cementu a tavení kovů. Také odvětví chemického průmyslu, například chlor-alkalické závody a výroba vinylchloridových monomerů vypouštějí velké množství rtuti do ovzduší. Od průmyslové revoluce se zátěž rtuti v životním prostředí výrazně zvýšila. Celosvětová produkce rtuti a její využívání ve vybraných produktech vyvrcholila v 70. letech 20. století (Horowitz et al. 2014). Ve Švédsku byly rtuťové fungicidy zakázány v roce 1966 (Hylander & Goodsite 2006), a v roce 1978 byl vydán zákaz používání těchto fungicidů ve státech Evropské unie (Směrnice rady 79/117/EHS). V jiných částech světa se fungicidy na bázi rtuti používaly i ve 21. století. V Austrálii byl zákaz vydán až v roce 2020 (Schneider 2021). V globálním měřítku představují uhelné elektrárny jeden z hlavních globálních antropogenních zdrojů rtuti (Streets et al. 2018). Ve 21. století pochází více než 50 % celkových evropských emisí rtuti ze spalování uhlí (Mukherjee et al. 2000). Celkové antropogenní atmosférické emise rtuti se v Evropě snížily o 70 % ze 147 tun v roce 1990 na 42 tun v roce 2019. České emise klesly z 5,2 tun v roce 1990 na 1,9 tuny v roce 2020 (EMEP 2021).

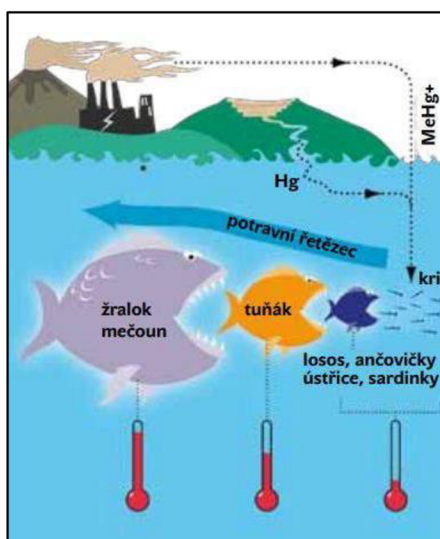


Obrázek č. 1: Globální cyklus rtuti

Rtuť se z emisních zdrojů (sopka, elektrárna, spalování, přírodní procesy) dostává do ovzduší ve formě Hg^0 a Hg^{II} a vlivem oxidace a fotoredukce se rtuť z ovzduší vrací zpět a ukládá se ve vodním i v suchozemském ekosystému. Jednotlivé toky rtuti jsou vyjádřeny v tunách za rok. Hg^{II} zahrnuje plynné i částicově vázané sloučeniny.

Převzato z: <https://acp.copernicus.org/articles/10/12037/2010/acp-10-12037-2010.pdf> [8.2.2023]

V životním prostředí se rtuť přeměňuje pomocí bakterií na methylrtuť. Ta se dále bioakumuluje a ve vodním prostředí se dostává především do těla ryb a jiných vodních živočichů (Clarkson et al. 2003). Bioakumulace je proces, při kterém dochází k vyššímu nárůstu koncentrace chemické látky v organismu, než je koncentrace chemické látky v okolí. U velkých a dravých ryb se dá předpokládat, že budou mít vyšší koncentraci rtuti v těle (viz *Obrázek č.2*), v důsledku konzumace menších ryb, které v sobě měly rtuť, kterou získaly například z požívání planktonu (Avramescu et al. 2011). Stejně tak to platí u dalších predátorů, kteří se těmito organismy živí (Bełdowski et al. 2015a).



Obrázek č. 2: Akumulace rtuti a methylrtuti v rybách

Rtuť se z emisních zdrojů (sopka, elektrárna) dostává do vodního prostředí. Značná část rtuti a methylrtuti je absorbována drobnými vodními organismy nebo částicemi organické hmoty, které jsou pak následně pozřeny. Drobné organismy (př. kril) tvoří potravu pro větší ryby, které poté tvoří potravu pro ještě větší ryby a pro predátory. Symbolický teploměr znázorňuje, jak se koncentrace rtuti zvyšují v potravním řetězci v důsledku bioakumulace.

Převzato z: <https://docplayer.cz/210606886-Chemicke-factory-zivotniho-prostredi-tezke-kovy-v-prostredi-rndr-ondrej-zverina-ph-d-podzim-2019.html> [8.2.2023]

Rtuť se vyskytuje ve třech formách: v elementární (kovové) formě, v anorganické formě a v organické formě, do které spadá zmiňovaná methylrtuť (Jan Yan et al. 2019; Nelson et al. 2019). Při požití se elementární forma rtuti špatně v těle vstřebává. Snadněji je vstřebatelná, je-li vdechována jako pára, což má za následek poškození plic a může způsobit i smrt (Park & Zheng 2012). Za to anorganická rtuť je špatně vstřebávaná v gastrointestinálním traktu. Organická rtuť, zejména methylrtuť a dimethylrtuť, jsou tělem absorbovány orálně z 95-100 % (Mason & Sheu 2002), a nejčastější expozici organické rtuti tvoří mořská potrava (Driscoll et al. 2013). Tato organická forma rtuti může během březosti/těhotenství způsobit spontánní potrat/abort (Yu et al. 2017). Všechny tyto tři formy rtuti se liší stupněm toxicity. Chemická forma rtuti zajišťuje nejen přeměnu v prostředí, ale také určuje rychlost ukládání, biologickou dostupnost a toxicitu (Nelson et al. 2019). Kromě toxicity je u rtuti významná také její methylace, což je proces, při kterém se k chemické sloučenině přidává methylová skupina (Jahanbakht et al. 2002). Do ovzduší se rtuť dostává ve formě elementární

rtuti Hg^0 . Z celkového množství rtuti obsažené v atmosféře připadá 95 % právě této elementární formě. Rtuť je zadržována v atmosféře několik měsíců, a proto se označuje jako látka znečišťující, která se může společně se vzduchovými částicemi přenášet do velkých vzdáleností (Guentzel et al. 2001). V atmosféře se forma Hg^0 pomocí oxidace přeměňuje na formu Hg^{2+} , která je méně těkavá a ve vodě lépe rozpustná (Bullock & Brehme 2002). Proto má forma Hg^{2+} kratší životnost, která se pohybuje v rozmezí několika hodin až týdnů. Forma Hg^{2+} se může usazovat ve dvou formách. Buď ve formě mokré nebo ve formě suché, a část rtuti je při usazování opět uvolňována zpět do atmosféry. Usazená část rtuti se pak v ekosystému dále akumuluje v potravním řetězci (Korejwo et al. 2022).

Významná expozice rtuti, která ovlivnila veřejné zdraví lidí, se vyskytla v japonské Minamatě v letech 1932 až 1968, kdy továrna vyrábějící kyselinu octovou vypouštěla odpadní kapalinu, která obsahovala vysoké koncentrace methylrtuti, do zálivu Minamata. Záliv poskytuje hlavní zdroj surovin. Po několika letech nepozornosti a bezstarostného požívání těchto surovin došlo v místní komunitě, a také v okolních okresech ke zvláštní nemoci (Saito 2020). Nejméně 50 000 osob bylo postiženo a více než 2000 lidí měli potvrzenou nemoc s názvem Minamata. Tato nemoc vyvrcholila mezi lety 1950 až 1960, kdy lidé trpěli poškozením mozku, paralýzou, nesouvislou řečí a deliriem (Tokuomi 1960; Takeuchi et al. 1964). Delirium je kvalitativní porucha vědomí, jde o nespecifickou psychopatologickou reakci mozku na jakoukoliv redukci činnosti centrální nervové soustavy s globálním postižením kognitivních poruch (schizofrenie) nebo v důsledku intenzivního psychického stresu. Člověk s takovýmto typem problému bývá dezorientovaný, má poruchy pozornosti, zmatené myšlení, iluze a halucinace, které mají charakter snových stavů a nejsou odlišované od reality (Vilke et al. 2012). V roce 2013 Evropská unie a 26 členských států (kromě Estonska a Portugalska) podepsalo Minamatskou úmluvou o rtuti, která předkládá určitá opatření ohledně řešení emisí rtuti v životním prostředí a postupné odstraňování některých výrobků obsahující rtuť. Do právního řádu zemí EU jsou závazky vyplývající z Minamatské úmluvy implementovány prostřednictvím nařízení o rtuti: Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2017/852 ze dne 17.5. 2017 o rtuti a o zrušení nařízení (ES) č. 1102/2008. Uplynulo téměř 30 let od dokončení rozsáhlého projektu v zálivu Minamata, který měl za úkol vyčistit záliv od rtuti. Celková koncentrace rtuti v rybách, které se zde vyskytují, ale stále překračuje japonský regulační standard 0,4 mg/kg čerstvé hmotnosti, přičemž některé ryby obsahují až 1 mg/kg rtuti čerstvé hmotnosti (Matsuyama et al. 2021). Otrava rtutí je v Číně stále běžnou nemocí a většina případů je způsobena vdechováním výparů nebo prachu, který obsahuje sloučeniny rtuti, dále při požití léků z tradiční čínské medicíny nebo nelegálním používání pleťové kosmetiky, která se využívá k inhibici pigmentu melaninu, což zapříčiňuje chtěné vybělení kůže (Kamath et al. 2012).

Chemická továrna v Marktedwitz je známa jako nejstarší chemická továrna v Německu (1778-1985). Od počátku 20. století se továrna zaměřovala především na výrobu sloučenin rtuti. Kvůli rozsáhlému znečištění odpadních vod, sedimentů a zdravotním problémům zaměstnanců byla továrna v roce 1985 vládním nařízením uzavřena a asanační práce probíhaly v letech 1986-1993. Ve studii Nováková et al. (2022) byla provedena rekonstrukce použitých archivů letokruhů modřínu obecného (*Larix decidua*). Laboratorní experimenty prokázaly, že absorpce rtuti ze vzduchu přes listy a následné ukládání rtuti v růstovém letokruhu (fotosyntéza) je způsob, kterým lze prozkoumat odrážející se koncentrace plynné elementární

rtuti (Arnold et al. 2018). Stromy mají také schopnost vázat rtuť z půdy pomocí kořenů (Bishop et al. 1998). Časový trend atmosférických emisí rtuti zjištěných z archivů letokruhů v okolí továrny v Marktredwitz vykazovaly dva hlavní vrcholy. První byl ve 20. letech 20. století s maximální koncentrací rtuti v letokruhu 249,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,2491 mg/kg) v době, kdy měla továrna celosvětový monopol na výrobu fungicidů na moření osiva na bázi rtuti. Druhý zaznamenaný vrchol byl v 70. letech 20. století s maximální koncentrací rtuti v letokruhu 116,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,1164 mg/kg), kdy je toto období spojováno se všeobecným používáním a výrobou rtuťových chemikálií a zboží obsahující rtuť přibližně 170 km od místa Marktredwitz. Novější letokruhy potvrdily pokles atmosférické rtuti vlivem cílevědomého snižování emisí, ale také zaznamenaly nárůst rtuť emisí z půdy v důsledku změn klimatu (Navrátil et al. 2018; Kang et al. 2022).

V České republice byl prováděn výzkum mezi lety 2016-2017 na odhadnutí emisí rtuti ze tří nejmenovaných elektráren, které spalují hnědé uhlí, a které se nacházejí v severní části České republiky. Ve všech třech případech překračovala rtuť přípustnou úroveň 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bylo zjištěno, že systémy, které mají čistit spaliny od rtuti, jsou neúčinné. Zdrojem paliva pro tyto vybrané elektrárny je hnědé uhlí z dolu Bílina, dolu Nástup Tušimice, Hnědouhelného lomu Jiří a z dolu Vršany. Procentuálně se účinnost systémů pohybovala od 0 % až do 53 %. Účinnost odstraňování rtuti s popelem se pohybovala od 2 % do 52 %. Na základě těchto naměřených hodnot lze konstatovat, že žádná z testovaných elektráren nesplňovala požadavky emisních limitů, které jsou dané evropskou emisní normou, a bude tedy zapotřebí použít další systémy na snížení emisí. V roce 2010 Česká republika vykázala celkové národní emise rtuti na úrovni 3,48 tun za rok, což jí řadí na 8. místo mezi členské státy EU. V roce 2018 Česká republika snížila své emise od roku 1990 o 40 % a řadí se na 17. místo mezi 21 evropských států, které poskytly údaje o národních emisích rtuti (Pilar et al. 2021) (viz *Obrázek č. 3*).

Obrázek č. 3: Emise rtuti v České republice



Převzato z: <https://www.emep.int/> [8.2.2023]

3.2 Symptomy při intoxikaci rtuti, léčba a prevence

Všechny organismy jsou vystavené určité úrovni expozice rtuti. Vážné zdravotní problémy může vyvolat rtuť i v malém množství. Expozice rtuti je často spojována s konzumací ryb a mořských plodů nebo s vdechováním rtuťových pár (Nelson et al. 2019). Elementární forma a organická forma methylrtuti jsou toxické především pro centrální a periferní systém. Anorganická forma rtuti má negativní vliv na pokožku, oči a gastrointestinální trakt, především na játra a ledviny, ve kterých se rtuť nejčastěji ukládá (Jahanbakht et al. 2002; Chan 2011). Mezi faktory ovlivňující závažnost zdravotních rizik patří forma a množství rtuti, dále doba působení, také stáří nebo vývojová fáze organismu a způsob expozice (inhalací, pokožkou, požitím atd.) (Chan 2011). Nejvíce nebezpečnými na účinky rtuti jsou vývojová stadia organismů. Expozice methylrtuti v děloze může zapříčinit neurologické problémy a negativně ovlivnit růst a vývoj mozku i celého nervového systému plodu. Následně může docházet k poruchám řeči. V souvislosti s tím může být narušeno kognitivní myšlení, paměť, pozornost společně s narušením motorické a vizuální prostorové schopnosti.

Mezi symptomy při otravách rtutí patří: třes, ztráta paměti, neuromuskulární účinky, bolesti hlavy, nespavost a kognitivní i motorická dysfunkce (Jan Yan et al. 2019). Podle Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU patří mezi mírné známky toxicity případy, kdy dochází k vystavení koncentrace rtuti z prostředí v množství 20 µg/kg (0,020 mg/kg) čerstvé hmotnosti, nebo vystavování se nižší koncentraci rtuti po dobu několika let, což má za následek zvýšené bílkoviny v moči a postupně tak dochází k selhávání ledvin. Vzhledem k silné afinitě rtuti k ledvinové tkáni jsou ledviny jedním z nejvíce náchylných orgánů. Což se projevuje proteinurií a toxickou encefalopatií (dysfunkce mozku). Sekundárně se projevuje na těle edém, nefrotický syndrom, zánět dásní a celkový třes těla (Bensefa-Colas et al. 2011). Rtuť je ze živého organismu odbourávána velmi pomalu, vzhledem k akumulacím vlastnostem se ukládá především v orgánech, ve kterých může zůstat i desítky let, bez ohledu na to, o jaký živý organismus se jedná, ať už to jsou mikroorganismy, ryby, ptáci, savci nebo rostliny. Rtuť tak představuje nebezpečí pro všechny oblasti živé přírody (Mancini et al. 2022). Thiomersal je organická sloučenina rtuti, která se používá k prevenci bakteriální proliferace, zaručující bezpečnost a stabilitu v kosmetických produktech, léčivech a vakcínách (Miranda-Andrades et al. 2022). Thiomersal se rozkládá na kyselinu thiosalicylovou, dethiobenzoovou a ethylrtuť (Trümpler et al. 2009). Ethylrtuť je používána ve velmi malých množstvích jako konzervační látka a v těle se rychle rozkládá a nehromadí se. Světová zdravotnická organizace (WHO) říká, že neexistuje žádný důkaz o tom, že by thiomersal představoval zdravotní riziko (Clements et al. 2000).

Těžkým otravám rtutí a úmrtnosti lze předejít jedině včasným odhalením otravy prostřednictvím správné a podrobné anamnézy (Atti et al. 2020). Otravy rtutí totiž mohou být těžko odlišitelné od jiných běžných nemocí (Zillmer et al. 1986). Diagnózu je možné stanovit ze vzorků krve, moče (Yildirim et al. 2012) nebo z vlasů. Při otravách rtuti lze podávat DMPS (2-dimercapto-1-propansulfonová kyselina) nebo dimerkaptojantarovou kyselinu (Zillmer et al. 1986). DMSA (kyselina meso-2,3-dimerkaptojantarová) je prospěšná u dětí s otravou olovem a může být prospěšná i při otravách rtutí, protože má méně vedlejších účinků a dokáže vychytat téměř všechnu methylrtuť z erytrocytů a hepatocytů. V současné době je známo, že tyto léčebné látky mohou ale u pacientů zhoršit celkový zdravotní stav. Dále se může

provádět chelatační terapie (Gao et al. 2017). Použití N-acethyl-penicilaminu bylo v minulosti prokázáno jako úspěšné, ale v současné době je jeho podávání zakázáno. Prospěšná může být také peritoneální dialýza a výměna plazmy. Při perorální intoxikaci je nutné podávat nápoj vyvolávající zvracení, případně provést co nejdříve výplach žaludku (Graeme & Pollack 1998).

Otravy rtutí mají tři symptomatická stádia. Nejdříve dochází k syndromu podobnému chřipce, která je doprovázena horečkou, bolestmi hlavy, myalgiemi (bolesti svalstva), zimnicemi a pocity sucha v ústech a v krku. Často tento stav bývá zaměněný za virové onemocnění. Druhá fáze otrav začíná přibližně po dvou týdnech, kdy dochází k multiorganovým symptomům, které zahrnují centrální nervový systém, respirační systém a systém urologický. Gastrointestinální potíže začínají kovovou pachutí v ústech, žízní, bolestí, břicha, nevolností, zvracením, zácpou a anorexií. Mezi symptomy třetího stádia patří neuropsychiatrické problémy, které trvají delší dobu (Graeme & Pollack 1998). Ztráta paměti, podrážděnost, deprese, snížená sebekontrola a ospalost jsou typickými příznaky otravami rtutí, ale často mohou být tyto příznaky zaměňovány s podezřením na Parkinsonový syndrom (Ellenhorn et al. 1997). Mezi méně časté příznaky patří kožní nálezy a modrá čára na dásních podél alveolárního okraje, která se vyskytuje také při otravě olovem (Granstein & Sober 1981).

Anorganická rtuť při požití působí jako žíravina. Pacienti obvykle trpí zánětem dásní, pálením jazyka, bolestmi břicha, nevolností, zvracením a záněty jícnu. Anorganická rtuť je na rozdíl od elementární rtuti dobře absorbována střevem a je vylučována ledvinami (Graeme & Pollack 1998). Pouze 10 % požitá látka se vstřebá a poločas rozpadu bývá přibližně 40 dní (Goyer 1991). Mezi anorganické formy rtuti patří: rtuť amonná, chlorid rtuťnatý, oxid rtuťnatý, sulfid rtuťnatý, chlorid rtuťný, jodid rtuťný a soli fenylrtuťnaté. Některé tyto sloučeniny byly používány jako laxativa nebo jako anthelmintika. Většina expozicí rtuti se dnes vyskytuje v pesticidech, antiseptících a v germicidech. Nebo také v kosmetických produktech, které jsou dále dostupné v některých rozvojových zemích (Graeme & Pollack 1998).

Na rozdíl od anorganické toxicity je toxicita organickou rtutí prudší. Zahrnuje neurologickou dekompenzaci s mentálními poruchami, ataxií, křečemi, hluchotou a může končit kómatem. Mezi organické sloučeniny rtuti patří ethylrtuť, methylrtuť, thimerdal a merbromin (merkurochrom). Tyto sloučeniny jsou největším nebezpečím pro vývojová stádia a pro děti. Ethylrtuť a methylrtuť procházejí placentární bariérou a mohou se ukládat do plodu a do mateřského mléka. Postižené děti vykazují charakteristickou konstelaci vrozených vad jako je mentální retardace, záchvaty, atypické pohyby, třes, ataxii, hluchotu, šedý zákal, malou porodní hmotnost, anémii a renální dysfunkci. Dospělí muži mohou při vystavení těmto sloučeninám trpět teratospermií (abnormální tvar) (Graeme & Pollack 1998).

Páry elementární rtuti jsou snadno absorbovány plicemi a transportovány krví do mozku a dalších tkání. K oxidaci dochází pravděpodobně v červených krvinkách, kdy se ionty rtuti spojují se sulfhydrylovými skupinami na buněčných membránách a enzymech. Zajímavé je, že elementární rtuť je při orálním požití absorbována velmi zanedbatelně. Pokud nedojde k aspiraci a ke spolknutí, tak nedochází k žádnému zdravotnímu riziku. Častým případem otrav u dětí nastává, když se rtuť rozlije do prostředí, a v průběhu času se pomalu vypařuje, což má za následek toxické koncentrace rtuti ve vzduchu. Kontaminované předměty je nutné co nejdříve zlikvidovat, protože odstranění kuliček rtuti bývá velmi obtížné (Graeme & Pollack 1998).

Normální koncentrace rtuti v krvi nepřesahují 15 µg/l. V plazmě mohou být koncentrace rtuti zvýšeny po delší dobu v důsledku pomalého uvolňování z erytrocytů během oxidace. Vylučování rtuti močí by mělo být kontrolováno několikrát během 24 hodin, protože namátkové kontroly jsou často nepřesné. Zřídka kdy se vyloučí více než 50 µg rtuti za 24 hodin. Koncentrace vyšší než 300 µg/l jsou považovány za hraniční práh toxicity. Při diagnostice toxicity je možná také analýza vlasových pramenů pomocí rentgenové fluorescence, ale výsledné hodnoty mohou být zkreslené (Graeme & Pollack 1998).

Mezi preventivní opatření v továrnách a provozech patří zajištění naprosté těsnosti pražicích pecí, řádná funkce vzduchotěsných uzávěrů, rosení odcházejících plynů, přidávání zařízení, která jsou určena k odchyťování prachu, dále kondenzační zařízení a úplná mechanizace, která zpracovává rtuť. Kromě technických opatření je zapotřebí pravidelně kontrolovat ovzduší provozních místností, dodržování osobní hygieny pracujících, omývání stěn a stropů horkým mýdlovým roztokem nebo roztokem manganistanu draselného atd. Ochranou proti otravě rtuťovými párami se doporučuje konzumace tuku (slaniny) a mléka (Pilar et al. 2021).

V posledních letech bylo zjištěno, že absorbenty na bázi uhlíku mohou snižovat ze zemědělského odpadu znečištění, které je způsobeno těžkými kovy. Rýžová sláma obsahuje velké množství živin, ale obsahuje hustou lignocelulózní strukturu (Qu et al. 2021). Zbytek bioplynu z rýžové slámy s etherovými a esterovými vazbami vystavenými po anaerobní digesci a hydrotermální karbonizaci usnadňují absorpci těžkých kovů (Shahzad et al. 2020). Mnoho fyziologických a biochemických procesů rostlin, jako je fotosyntéza, dýchání, syntéza proteinů a syntéza chlorofylu, jsou ovlivněny vysokou koncentrací těžkými kovy. V současné době se k řešení znečištění vodních útvarů rtutí používá metoda chemického srážení, metoda iontové výměny a metoda elektrolýzy. Tyto metody mají ale problémy s vysokými dávkami chemických přípravků, sekundárním znečištěním a neúplným vyčištěním zbytků. Naopak absorpční metoda se používá kvůli velké absorpční schopnosti a vysoké účinnosti čištění. Příprava absorbentu pro rtuťové ionty ze zbytků bioplynu je způsob, jak realizovat nezávadnost a recyklaci bioplynu, což má velký význam pro recyklaci zemědělského odpadu. Liu et al. (2022) ve své studii provedli výzkum na snížení koncentrace rtuti v odpadních vodách pomocí modifikace biouhlu a zjistili, že maximální absorpční schopnost je při pH 4, a že absorpční kapacita modifikované biouhlu byla mnohem vyšší, než byla kapacita nemodifikovaného biouhlu, což naznačuje, že hydroxid draselný způsobuje tvorbu velkého počtu absorpčních míst na povrchu absorbentu. Tento způsob je doporučován jako preventivní opatření pro snížení rtuti z průmyslových a zemědělských odpadních vod (Liu et al. 2022).

3.3 Koncentrace rtuti v potravinách

Mezi historicky nejvíce kontaminované vodní lokality v České republice patří nádrž Skalka u Chebu a řeka Labe. Český statistický úřad udává, že v roce 2021 se v České republice roční spotřeba ryb pohybovala okolo 5,6 kg na osobu. Běžný konzument v České republice sní přibližně 1 kg sladkovodních ryb za rok, ale konzument rodinného příslušníka rybáře sní přibližně 10 kg sladkovodních ryb za stejné období (Sedláčková et al. 2014).

Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) přijal dne 24. února 2004 stanovisko k obsahu rtuti a methylrtuti v potravinách a schválil prozatímní tolerovatelný týdenní příjem na 1,6 µg/kg (0,0016 mg/kg) tělesné hmotnosti a dospěl k závěru, že obsah rtuti v jiných potravinách, než jsou ryby a produkty rybolovu, nepředstavují z hlediska zdraví takové obavy. Přípustné mezní hodnoty pro obsah rtuti v rybách byly stanoveny nařízením 1881/2006/ES, a sice podle druhu ryb od 0,5 mg/kg až po 1 mg/kg (viz *Příloha I* str. I). Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) přijal dne 22. listopadu 2012 stanovisko týkající se rtuti a methylrtuti v potravinách, a stanovil tolerovaný týdenní příjem pro anorganickou rtuť ve výši 4 µg/kg (0,004 mg/kg) tělesné hmotnosti a pro methylrtuť ve výši 1,3 µg/kg (0,0013 mg/kg) a dospěl k závěru, že dietární expozice na úrovni 95. percentilu se u všech věkových skupin blíží tolerovatelnému týdennímu příjmu nebo ho překračuje. European Environment Bureau, Zero Mercury Working Group (ZMWG) navrhuje, aby úřad EFSA snížil tolerovaný týdenní příjem rtuti v rybách z 1,3 µg/kg (0,0013 mg/kg) pod 0,7 µg/kg (0,0007 mg/kg) tělesné hmotnosti (Kopp et al. 2015). Nařízení komise (EU) 2022/617 ze dne 12. dubna 2022, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity rtuti v rybách a soli udává, že nadprůměrní konzumenti ryb, mezi které mohou patřit i těhotné ženy, mohou překročit tolerovatelný týdenní příjem až přibližně šestinásobně. Nejzranitelnější skupinou jsou nenarozené děti. Úřad ve svém stanovisku dospěl k závěru, že expozice methylrtuti vyšší, než tolerovatelný týdenní příjem vzbuzuje obavy, ale doporučuje však zohlednit příznivé účinky konzumace ryb, pokud by byla zvážena opatření ke snížení expozice methylrtuti. V tomto stanovisku úřad přezkoumal úlohu mořských plodů v evropské stravě a vyhodnotil příznivé účinky konzumace mořských plodů ve vztahu ke zdravotním výsledkům, včetně účinků konzumace mořských plodů na riziko kardiovaskulárních onemocnění v dospělosti. Úřad dospěl tedy k závěru, že ve srovnání s nulovou konzumací mořských plodů byla konzumace přibližně 1 a 2 porce mořských plodů týdně a 3 až 4 porce týdně během těhotenství spojena s lepšími funkčními výsledky vývoje nervové soustavy u dětí. Taková množství jsou rovněž spojena s nižší úmrtností v důsledku ischemické choroby srdeční v dospělosti. Velikost jedné porce je stanovena na 170 g. Maximální limity rtuti v rybách byly tedy změněny Nařízením komise (EU) 2022/617, a sice podle druhu ryb od 0,3 mg/kg až po 1 mg/kg a obohaceny o stanovené maximální limity rtuti pro doplňky stravy a sůl, které nesmí překročit 0,1 mg/kg (viz *Příloha II* str. II). Vyhláška č. 305/2004 Sb. ze dne 6. května 2004, kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách, udává nejvyšší přípustné množství (NPM), při jehož překročení je potravinová surovina vyloučena z oběhu. Konkrétně se rtuť zjišťovala v drůbežím mase, obilovinách, mouce, rýži, zelenině, bramborách, ovoci a v dětských a kojeneckých surovinách (viz *Příloha III* str. III). Nařízení komise (EU) 2018/73 ze dne 16. ledna 2018 mění přílohy II a III u Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (ES) č. 396/2005, pokud jde o maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti v některých produktech a na jejich povrchu. Přílohy jsou obohaceny o maximální limity reziduí rtuti v konkrétních skupinách rostlinných produktů jako je: ovoce (čerstvé/mražené) a ořechy; zelenina (čerstvá/mražená) společně s houbami; luštěniny; olejnatá semena a olejnaté plody; obiloviny; čaje, káva, bylinné čaje, kakao a rohovník; chmel; koření a cukronosné plodiny. Dále příloha obsahuje také maximální limity reziduí rtuti pro konkrétní skupiny produktů živočišného původu ze suchozemských živočichů a to konkrétně: tkáň z prasat, skotu, ovcí, koz,

koňovitých, drůbeže a ostatních suchozemských zvířat ve farmovém chovu; mléko; ptačí vejce; med a další včelařské produkty; obojživelníci a plazi; suchozemští bezobratlí živočichové a volně žijící suchozemští obratlovci (viz *Příloha IV* str. IV). Některé hodnoty maximálních limitů reziduí pro rtuť jsou vyznačeny tímto znaménkem (+) které značí, že údaje z monitoringu vykazují, že k výskytu reziduí v životním prostředí dochází v důsledku aktuálního znečištění. Při přezkumu maximálních limitů reziduí (MLR) Komise zohlední informace dostupné do 10 let ode dne vyhlášení (Nařízení komise (EU) 2018/73 ze dne 16. ledna 2018). Státní zdravotní ústav České republiky (2020) uvádí, že celková expozice rtuti a methylrtuti v potravinách je zjišťována monitoringem dietární expozice.

Pro stanovení rtuti v potravinách se nejčastěji využívá metoda atomové absorpční spektrometrie (AAS). Existují také jiné metody, jako je například metoda indukčně vázaného plasmatu s detekcí pomocí hmotnostní spektrometrie (ICP-MS), atomová fluorescenční spektrometrie (AFS) nebo atomová emisní spektrometrie (AES). K méně používaným metodám pro analýzu rtuti patří neutronová aktivační analýza (NAA) nebo anodická rozpouštěcí voltametrie (ASV) (Houserová et al. 2006).

Kontaminace půd rtutí je velkým problémem kvůli difúzi rtuti v podzemních vodách (Rodenhouse et al. 2019). Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňující těžké kovy v půdách je pH půdy, kdy nižší pH může vést k vyšší akumulaci těžkých kovů (Bailin et al. 2016). Pitná voda má podle Vyhlášky č. 252/2004 Sb. stanovenou nejvyšší mezní hodnotu (NMH) pro rtuť 1,0 µg/l.

Sedláčková et al. (2014) prováděli výzkum v roce 2011, kdy odebírali ryby (jelec tloušť *Leuciscus cephalus*) z několika úseků velkých řek v České republice. Cílem studie bylo odhalit celkové koncentrace rtuti a methylrtuti ve svalových tkáních indikátorových ryb, ve 12 zkoumaných lokalitách a zhodnotit tak zdravotní rizika spojená s potravou těchto ryb. Celkem bylo uloveno 130 kusů ryb. Jelec tloušť je všežravý druh, který se hojně vyskytuje ve všech zkoumaných lokalitách. Nejvyšší průměrné koncentrace celkové rtuti ve svalovině ryb byly zjištěné v lokalitě Vltava-Vraňany ($0,236 \pm 0,1001$ mg/kg). Nejvyšší průměrné koncentrace methylrtuti byly zjištěny v lokalitě Labe-Obříství ($0,231 \pm 0,1056$ mg/kg). Z lokality Labe-Obříství lze kontumovat pouze 2,8 porce (1 porce = 170 g) rybího masa za týden a z lokality Vltava-Vraňany lze konzumovat 3,6 porcí (1 porce = 170 g) rybího masa za týden. Nejnižší průměrná koncentrace celkové rtuti byla zjištěna v lokalitě Berounka-Srbsko ($0,071 \pm 0,0349$ mg/kg), kdy lze konzumovat rybí maso z této lokality v množství 9,6 porcí (1 porce = 170 g) za týden. Nejnižší průměrné koncentrace methylrtuti byly zjištěné v lokalitě Lužnice-Bechyně ($0,065 \pm 0,0321$ mg/kg), kdy je možné z této lokality konzumovat rybí maso v množství 10,1 porcí (1 porce = 170 g) za týden. Naměřené koncentrace celkové rtuti a methylrtuti ve svalovině ryb ulovených v řekách v České republice nepřesáhly maximální stanovený limit 0,5 mg/kg. České řeky jsou relativně bez kontaminací rtutí a nejsou označovány jako zdroje rtuti ani v okolních státech. Konzumace ryb z těchto zkoumaných oblastí nepředstavují pro člověka zdravotní riziko z hlediska kontaminace rtutí. Autoři Sedláčková et al. (2014) doporučují monitorování nadále provádět i v dalších letech, především v lokalitách Vltava-Vraňany a Labe-Obříství z důvodu nejvyšších naměřených koncentrací rtuti a methylrtuti, které byly zjistitelné již dříve v obdobné studii Kružiková et al. (2011).

3.4 Rtut' u hospodářských zvířat

Emise zplodin vytváří riziko fyziologických poruch také pro zvířata, kdy se u zvířat mohou projevovat podobné příznaky jako u lidí. Nejčastěji dochází k otravám, imunologickým změnám, genetickým defektům a k výskytům nádorů (Daum et al. 1993). Sloučeniny rtuti mohou mít také vliv na proteosyntézu a na procesy trávení u přežvýkavců (Bomhard et al. 1984). Dále byl zjištěný vliv rtuti na změny v aktivitě mnoha enzymů (Endo et al. 1990). Rtut' se může hromadit v těle hospodářských zvířat a kontaminovat tak lidské potraviny (López-Alonso et al. 2003). Stopové prvky se uvádějí buď v mikrogramech (μg) nebo v miligramech (mg) na kilogram (kg) požitých sušiny (Ikem et al. 2015). Expozice rtuti u hospodářských zvířat může záviset na typu systému chovu. V konvenčních chovech se vysoké koncentrace stopových prvků nacházejí v krmivu a v doplňkových směsích. V ekologických chovech se k těmto dvěma faktorům přiřazuje ještě půda a píče, která se vyskytuje na pastvinách. Chovatelské postupy, mohou být hlavními zdroji toxických látek, ať už jde o pěstitelskou půdu, přípravu krmiv nebo veterinární ošetření. Cílem ekologického zemědělství je snižovat kontaminaci životního prostředí a omezení používání anorganických hnojiv a minerálních doplňků v krmných směsích. Prostředí, ve kterém se zvířata chovají mohou vést také k expozici toxických kovů (vzduch, půda, voda). Během výzkumu López-Alonso et al. (2017) byly v severním Španělsku odebrány vzorky krve od mléčných krav chovaných v ekologických i v konvenčních chovech. Dále byly odebrány vzorky krmiv a půdy. Během analýzy bylo zjištěno, že mezi všemi farmami je vysoký stupeň variability všech zkoumaných prvků, kromě množství olova, které bylo ve všech odebraných vzorcích podobné. Výzkumníci došli k závěru, že typ chovu (konvenční/ekologický) sám o sobě neurčuje vyšší nebo nižší koncentrace stopových prvků a toxických kovů, ale rozdíly způsobují především nutriční vlastnosti krmiv a celkový management chovu (López-Alonso et al. 2017). Efektivnější využití krmiva, s čímž souvisí nižší spotřeba krmiva a kratší doba odchovu, může snížit expozici různých kontaminantů v těle chovaných zvířat. Někteří chovatelé se domnívají, že je lepší zvířata chovat v intenzivních chovech než v extenzivních, z důvodu toho, aby zvířata ochránila před infekčními riziky, které mohou být spojené s vnějším prostředím (VanderWaal & Deen 2018). Wagenberg et al. (2017) porovnávali mezi sebou konvenční a ekologické chovy. Zjistili, že konvenční chovy jsou charakterizovány vyšší intenzitou výroby (produkce, technika krmení, veterinární přípravky, umělá hnojiva atd.). Ekologické chovy se více zaměřují více na welfare zvířat a aby vyprodukované potraviny byly bez chemických reziduí a chránili tak životní prostředí. Konvenční chovy vykazovaly nižší požadavky na pracovní sílu na jednotku produkce, nižší příjem na zvíře, vyšší užitkovost na zvíře za časové období, vyšší ukazatele reprodukce, lepší konverzi krmiv, nižší nároky na rozlohu půdy, nižší potenciál k acidifikaci¹ a eutrofizaci² na jednotku produkce, obdobné nebo lepší stavy vemene a obdobné nebo nižší mikrobiální kontaminace.

¹ Acidifikace je proces, při kterém dochází k okyselení půdního, nebo vodního prostředí, kvůli zvýšení koncentrace vodíkových iontů, jež se do prostředí dostaly atmosférickou depozicí zejména plynných emisí, jako je oxid siřičitý, oxid dusíku a sulfan.

² Eutrofizace je proces obohacování vod o živiny, zejména dusíkem a fosforem. Rozlišujeme přirozenou eutrofizaci, kdy dochází k těmto živinám během výplachu z půdy a rozkladem mrtvých organismů, a nepřirozenou eutrofizaci, kdy dochází k nadměrné eutrofizaci lidskou činností.

Ekologické chovy se vyznačovaly vyšším příjmem na zvíře a zaměstnance na celý úvazek, nižším vlivem na biodiverzitu³ na jednotu produkce, stejnou nebo nižší pravděpodobnost antibiotické rezistence vůči bakteriím a vyšším obsahem žádoucích mastných kyselin zjištěné v nadojeném mléce, což je pravděpodobně způsobeno využíváním pastvin. Hlavním zdrojem rtuti pro zvířata je krmivo (Alexander et al. 2008). Z extenzivního chovu ovcí, které se vyskytovali na pastvinách, bylo zjištěno, že mléko bylo kontaminováno rtutí, kadmíem a olovem v důsledku zkrmování kontaminované píče a vody v kontaminovaných oblastech (Tunegova et al. 2016). Krupicer (1995) pozoroval, že zvířata pasoucí se na pastvinách, které byly zatíženy rtutí, akumulovala rtuť do svých orgánů. Koncentrace rtuti v těle zvířat závisí především na zkrmované potravě a vodě, případně na zkrmování hlíny (Ghidini et al. 2012). Značné množství rtuti se do půdy dostává ze zdrojů hnojiv a fungicidů. V členských státech Evropské unie byla Směrnicí Rady ze dne 21. prosince 1978 většina látek, obsahující sloučeniny rtuti, zakázána v uvádění na trh a je postupně omezováno jejich používání nejen v přípravcích na ochranu rostlin. Tyto pesticidy jsou využívány k moření osiva (Salisbury et al. 1991). V dnešní době je koncentrace rtuti v rostlinných krmivech v Evropské unii velmi nízká a riziko vysokých koncentrací rtuti představují rybí moučky, rybí protein a péřová moučka (Dórea 2006). Nejen krmivo může tvořit expozici rtuti, ale také fosfátová hnojiva a odpadní kaly (které obsahují rtuť) mohou být rizikem pro hospodářská zvířata (Zarski et al. 1997). V průmyslových a v městských oblastech jsou hospodářská zvířata navíc vystavena rtuti, která pochází z různých antropogenních zdrojů, nejčastěji ze spalování fosilních paliv, které tvoří až polovinu všech emisí (Mukherjee et al. 2000). Mezi další zdroje rtuti patří tavení kovů a rtuťových rud, těžba rtuti, výroba cementu, spalování odpadu, krematoria a průmyslová odvětví, která ve svých procesech využívá právě rtuť (Pirrone et al. 2001).

Rybí moučka je zdrojem kvalitních bílkovin a živin, která se používá jako doplňkové krmivo pro zvířata od konce 19. století. Nutriční vlastnosti rybí moučky podporují růst zvířat a zvyšují výnos živočišných produktů jako jsou vejce, mléko a maso (Dórea 2006). V současnosti není kladen důraz na ochranu zdraví lidských spotřebitelů, kteří konzumují produkty zvířat, která byla krmena rybí moučkou (Dórea 2004). Ke kontaminaci rtuti dochází u lidí nejčastěji prostřednictvím konzumace ryb, ale se zavedením rybí moučky do krmných směsí dochází ke změnám v suchozemském potravním řetězci (půda → rostliny → zvíře krmené rybí moučkou → lidé) (Dórea 2005). Rybí tuk a rybí moučka se zkrmuje dojnicím pro zvýšení produkce mléka a ke stimulaci vyšších koncentrací kyseliny dokosahexaenové, kyseliny eikosapentaenové a kyseliny linolové vyskytující se v mléce (Gulati et al. 2003). U přežvýkavců nebyl vliv bachorové fermentace na methylyrtuť z rybí moučky sledován, ale Kozák & Forsberg (1979) se domnívají, že bachorové bakterie mohou katalyzovat demethylaci. To by naznačovalo, že methylyrtuť se v mléčných potravinách nevyskytuje anebo pouze ve velmi malém množství. Během výzkumu Sell & Davison (1975) byly porovnávány krávy a kozy, kterým byla podávána methylyrtuť-203. V kravském mléce nebyla rtuť nalezena a pouze 0,28 % bylo zjištěno z mléka koz 13 dní po podání methylyrtuti-203. Anorganická rtuť se většinou váže na kaseiny a pouze v malém množství na albumin (Mata et al. 1997).

³Biodiverzita se používá v rámci ekologie jako termín označující různorodost života. Biodiverzita představuje základní předpoklady pro fungování ekosystému, její ohrožení proto představuje problém pro populace všech druhů, včetně člověka.

Lidský, kravský a potkaní sérový albumin obsahuje 35 cysteinových zbytků, které tvoří 17 disulfidových můstků, přičemž pouze jeden (Cys-34) je dostupný pro navázání s ionty rtuti (Sundberg et al. 1999).

Průměrné koncentrace rtuti v rybí moučce mohou být 0,02-7,7 mg/kg (Johnston & Savage 1991). Ve výzkumu Stothers et al. (1971) bylo zjištěno, že mezi drůbeží a prasaty došlo po zkrmování rybí moučky k retenci rtuti. I malé koncentrace rtuti v rybí moučce podávané prasatům a drůbeží mohou způsobovat akumulaci rtuti v mase, která přesahuje koncentrace 0,03 mg/kg (Sevage 1992), což přesahuje maximální limity reziduí 0,01 mg/kg pro svalovinu prasat i pro svalovinu drůbeže (Nařízení komise (EU) 2018/73). Některé svaly vykazují vyšší afinitu rtuti než jiné. Englender et al. (1980) zjistili, že prsní svaly akumulují více organické rtuti než svaly zadních končetin. Bylo zjištěno, že zkonsumovaná methylerť se během tří dnů dostane v množství 50-82 % vstřebané rtuti do slepičích vajec (Kambamanoli-Dimou et al. 1991). Organická erť se přenáší do živočišných tkání vyšší rychlostí než erť z rybí moučky. U brojlerů bylo zjištěno, že zkrmování rybí moučky, která obsahovala 0,014-0,018 mg/kg rtuti, docílilo ke koncentraci rtuti 0,09-0,01 mg/kg sušiny ve svalovině (March et al. 1974). U prasat byly nejvyšší koncentrace rtuti nalezené v játrech a v ledvinách, nižší koncentrace byly zjištěné ve svalovině a nejnižší v tukové tkáni. Naměřené koncentrace rtuti překračovaly maximální limity reziduí (Gyrd-Hansen 1981). Peří dokáže akumulovat velké množství rtuti a pérová moučka může být dalším zdrojem rtuti pro drůbež, prasata i přežvýkavce (Ssu et al. 2004).

Ve Španělsku byla prováděna studie na koncentraci rtuti u skotu ve dvou hlavních regionech severozápadního Španělska. Galicie a Asturie byly v minulosti významnými místy pro průmysl a těžbu. V obou regionech je skot krměn převážně lokálně vypěstovaným krmivem, který je vystaven kontaminacím těžkých kovů. Neexistovaly ale žádné údaje o koncentracích rtuti u hospodářských zvířat v žádném regionu ve Španělsku. Z toho důvodu se López-Alonso et al. (2003) rozhodli provést tuto studii, kdy celkové koncentrace rtuti zjišťovali z tkání jater, ledvin, svaloviny a krve skotu. Vzorky byly odebrány od 284 telat (ve stáří 6-10 měsíců) a od 56 krav (ve stáří 2-16 let) z obou regionů. Rezidua rtuti byla zjištěna v ledvinách přibližně ze 62-88 % odebraných vzorků. V játrech byla rezidua rtuti zjištěna v 80-96 % odebraných vzorků. Vzorky odebrané ze svaloviny a z krve neobsahovaly detekovatelná rezidua rtuti. Koncentrace rtuti v ledvinách se u telat v ohledu na pohlaví významně nelišila. Významný rozdíl byl zjištěn mezi koncentracemi rtuti u telat a krav, kdy telata měla koncentrace rtuti v ledvinách vyšší. López-Alonso et al. (2003) se v době výzkumu domnívali, že údaje o koncentracích rtuti v masných výrobcích z hospodářských zvířat byly nedostatečné, protože v té době ještě Evropská komise nestanovila přijatelnou maximální koncentraci rtuti v mase a v masných výrobcích. V zemích, kde takováto legislativa existovala, byly stanovené maximální koncentrace pro celkovou erť v různých státech velmi rozdílné. Například Kanada měla regulační limit pro celkovou erť v játrech, v ledvinách a ve svalovině stanovenou na 0,5 mg/kg čerstvé hmotnosti. Německo mělo regulační limit pro celkovou erť v játrech, v ledvinách a ve svalovině stanovenou na 0,1 mg/kg čerstvé hmotnosti. Nizozemsko mělo regulační limit pro celkovou erť stanovenou v játrech na 0,05 mg/kg, v ledvinách na 0,1 mg/kg a ve svalovině na 0,05 mg/kg čerstvé hmotnosti. Polsko mělo regulační limit pro celkovou erť v játrech, v ledvinách a ve svalovině stanovenou na 0,03 mg/kg čerstvé hmotnosti. Slovensko mělo regulační limit pro celkovou erť stanovenou v játrech a v ledvinách

na 0,1 mg/kg čerstvé hmotnosti a pro svalovinu 0,01 mg/kg čerstvé hmotnosti (López-Alonso et al. 2003). Jednotné nařízení bylo stanoveno až v roce 2018. Nařízením komise (EU) 2018/73, které stanovuje maximální koncentraci rtuti v játrech a ledvinách na 0,02 mg/kg a ve svalovině na 0,01 mg/kg (viz *Příloha IV* str. III).

V Německu v Severním Falcku byla v minulosti prováděna těžba rtuti. Dnes jsou na tomto území vytvořené zemědělské a obytné oblasti, které jsou v blízkosti bývalých skládek sutí. Z půdy v těchto oblastech byly zjištěny koncentrace rtuti od přirozených hodnot až po hodnoty silně zvýšené. Biomonitoring byl prováděn na ovcích, které byly brány jako příklad pro příjem rtuti z prostředí. Významně zvýšené hodnoty byly zjištěné z vlny ovcí (průměr 0,107 mg/kg). Po analýze, kterou prováděl Gebel et al. (1996) nebylo zjištěno, že by rtuť měla účinek na poškození DNA u ovcí. Toto zjištění ukazuje, že rychlost přenosu genotoxických sloučenin rtuti z prostředí je příliš nízká a nemá tedy na ovce výrazný vliv (Gebel et al. 1996).

Expozice rtuti prostřednictvím konzumace australského ovčího masa zkoumali MacLachlan et al. (2016). Ovčí maso může tvořit důležitou součást lidské stravy a tím přispívat k celkovému vystavení toxických prvků (Ikem et al. 2015). Ovce jsou vystaveny rtuti prostřednictvím rybí moučky a kontaminovanými krmnými přísadami. Ze 152 kusů ovcí z různých států Austrálie byly analyzovány stopové prvky ze svaloviny, jater a ledvin. Průměrné koncentrace rtuti zjištěné ze svaloviny byly 0,014 mg/kg, z jater 1,05 mg/kg a z ledvin 0,44 mg/kg čerstvé hmotnosti. Výsledné hodnoty rtuti z masa a z vybraných orgánů byly vyhodnocené jako nízké (MacLachlan et al. 2016). Zjištěné výsledky rtuti byly podobné těm, které byly prováděny v roce 1992 (NRS 1997). Byla také zjištěná významná korelace mezi rtutí a kadmíem, mezi rtutí a olovem a mezi rtutí a selenem. Z výzkumu, který prováděl MacLachlan et al. (2016), vyplývá, že expozice rtuti v australském ovčím mase je malá a pro spotřebitele činí méně než 0,05 % dočasného tolerovaného týdenního příjmu (MacLachlan et al. 2016). Další studii na vliv rtuti u ovcí prováděli Witek et al. (1996), kteří podávali dvanáctiměsíčním ovčím plemene merino 40 mg/den rtuti po dobu 28 dnů ve formě HgCl₂. Výzkumu se zúčastnilo deset samic, které měly tělesnou hmotnost v rozmezí 35-40 kg a které pocházely z chovu Vysoké veterinární školy v Košicích. Po 28 dnech byla samicích odebrána krev a z výsledků bylo zjištěno, že dlouhodobé podávání rtuti má významný vliv na aktivitu lysozomálních enzymů a lymfocytů v plazmě zkoumaných ovcí. Zvýšená aktivita enzymů byla zjištěna jak v jaterní, tak v ledvinové tkáni (Witek et al. 1996).

V Chorvatsku byla prováděna studie na koncentraci rtuti v ovčím mléce. Výzkum byl proveden na 36 ovcích. Vzorky mléka byly odebrány během 40. dne, 80. dne a 120. dne laktace. Výtěžnost a kvalita mléka odpovídala laktační křivce. Všechny odebrané vzorky mléka obsahovaly rtuť v rozmezí od 0,0001 mg/kg do 0,0003 mg/kg. Maximální přípustná hodnota rtuti v mléku je 0,050 mg/kg podle Codex Alimentarius, což je sbírka mezinárodně uznávaných standardů, praktických postupů, směrnic a dalších doporučení, které se vztahují k bezpečnosti potravin. Významně nižší koncentrace rtuti byly zjištěné ze vzorků odebraných 80. den laktace, než vzorky odebrané ve 40. dnu laktace (Antunović et al. 2020). Ve výzkumu prováděný Claeys et al. (2014) byly porovnávány jednotlivé druhy mléka mezi sebou a bylo dospěno k závěru, že ovčí mléko je vhodnou alternativou lidského mateřského mléka. Vzorky byly odebrány také z pastvin, minerálního lizu a vody. Průměrné koncentrace rtuti zjištěné z pastvin byly následovné, 0,013 mg/kg, 0,015 mg/kg, 0,010 mg/kg. Průměrná koncentrace rtuti zjištěná

z minerálního lizu byla 0,352 mg/kg a z půdy 0,081 mg/kg. Vzorky vody nepřekročily detekční množství stanovené pro rtuť (0,000153 mg/kg). Koncentrace rtuti, kadmia, chromu a arsenu během laktace závisí především na příjmu krmiva nebo vody a případně také půdy (Ghidini et al. 2012). Bylo zjištěno, že zvířata, která se pásala na pastvinách obsahující vyšší koncentrace rtuti, měla ve svých orgánech zjištěné vyšší koncentrace rtuti než zvířata, která se pásala na méně zatížených pastvinách (Krupicer 1995).

Riziko příjmu rtuti potravou je většinou způsobeno konzumací ryb společně s mořskými plody, ale znalosti o expozici rtuti z produktů ze suchozemských zvířat jsou omezené. V článku Nawrocka et al. (2020) bylo v letech 2009-2018 během biomonitorování v Polsku prováděna analýza rtuti ze svalové a jaterní tkáně z hospodářských a lovných zvířat. Vzorky z hospodářských zvířat byly odebrány z těl skotu, kuřat, kachen, hus, ovcí, koz, prasat, králíků a farmové zvěře. Z lovné zvěře byly odebrány vzorky z těla jelenů, srnců, daňků a divokých prasat. Průměrná koncentrace rtuti ve svalovině se pohybovala od 0,6 do 5,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,0006-0,0056 mg/kg) čerstvé hmotnosti. Průměrná koncentrace rtuti v játrech se pohybovala v rozmezí 0,8 až 16,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,008-0,0164 mg/kg) čerstvé hmotnosti. Nejnižší koncentrace rtuti byly zjištěné u kuřat a nejvyšší u divokých prasat. Výsledky odhalily klesající trend expozice rtuti u skotu a u jelenovitých zvířat v průběhu let, což je v souladu s klesajícími emisemi rtuti v Evropě. Bylo tedy dokázáno, že konzumace masa a jater hospodářských a lovných zvířat v Polsku nepředstavují riziko pro lidské zdraví, což potvrzuje nízký počet nevyhovujících vzorků, kterých bylo pouze 19 z 21 164 odebraných vzorků. Výsledky koncentrací rtuti byly nižší v tkáních býložravých hospodářských zvířat, než byly naměřené koncentrace rtuti u lovné zvěře a u všežravých druhů zvířat. Ke zvýšené koncentraci rtuti v játrech divokých prasat může přispívat změna klimatu a hledání potravy hluboko v půdě (žaludy, houby, kořeny, hlízy, drobní živočichové – žížaly, žáby, hlodavci nebo mršiny (Ballari & Barrios-García 2014). Spóry plísní mohou u divočáků tvořit až 35 % objemu žaludku. Houby dokáží velmi efektivně akumulovat rtuť z půdy, a u hub, vyskytujících se v prostředí s nízkým stupněm znečištění bylo zjištěno, že obsahují také vysoké koncentrace těžkých kovů (Širić & Falandysz 2020). Vlivem změny klimatu se v Evropě prodlužuje doba růstu plísní a hub (Kausarud et al. 2012) a tím pádem jsou houby pro zvířata dostupnější po celý rok. V lesích mírného pásma dochází vlivem oteplování ke změnám toků rtuti, kdy dochází ke zvýšené metylaci rtuti v půdě (Yang et al. 2019). Průměrné koncentrace rtuti zjištěné ze svaloviny skotu Nawrocka et al. (2020) byly $0,8 \pm 1,2 \mu\text{g}/\text{kg}$ (0,0008-0,0012 mg/kg) sušiny, které byly porovnatelné s koncentracemi zjištěné v Nizozemsku a ve Španělsku. Polské výsledky Nawrocka et al. (2020) jsou čtyřikrát nižší, než výsledky zjištěné v Íránu a desetkrát nižší, než výsledky zjištěné v Alžírsku a Ghaně. Falandysz (1993) naměřili v Polsku mezi lety 1987-1991 průměrné koncentrace rtuti ve svalovině v průměru 1,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,0012 mg/kg) a v játrech v průměru 4,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (0,0042 mg/kg), což jsou výsledky, které jsou dvakrát vyšší než výsledky Nawrocka et al. (2020). Żmudzki et al. (1991) naměřili během národního průzkumu v roce 1990 průměrné koncentrace rtuti ve svalovině 0,003 mg/kg a v ledvinách 0,012 mg/kg, což je téměř třikrát vyšší, než jsou výsledky Nawrocka et al. (2020). Výrazný pokles koncentrací rtuti v tkáních skotu byl pozorován také v České republice, kde autoři porovnávali koncentraci rtuti ve svalovině a játrech skotu v letech 1988-1989 a o 20 let později (Čelechovská et al. 2008: více v kapitole 3.5 Biomonitoring zatížení prostředí rtutí, na str. 26). Průměrné koncentrace rtuti, zjištěné z výzkumu Nawrocka et al. (2020), ze svaloviny zkoumaných zvířat

se pohybovaly od 0,6 µg/kg do 5,6 µg/kg (0,0006-0,0056 mg/kg) čerstvé hmotnosti a průměrné koncentrace naměřené z jater byly v rozmezí 0,8-16,4 µg/kg (0,0008-0,0164 mg/kg). U skotu byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,8 µg/kg a z jater 2,0 µg/kg (0,0008/0,002 mg/kg). U prasat byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,8 µg/kg a z jater 1,3 µg/kg (0,0008/0,0013 mg/kg). U kuřat byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,6 µg/kg a z jater 0,8 µg/kg (0,0006/0,0008 mg/kg). U daňků byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,9 µg/kg a z jater 2,5 µg/kg (0,0009/0,0025 mg/kg). U jelenů byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,9 µg/kg a z jater 3,2 µg/kg (0,0009/0,0032 mg/kg). U srnců byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 0,10 µg/kg a z jater 3,2 µg/kg (0,001/0,0032 mg/kg). U divokých prasat byla průměrná koncentrace rtuti ze svaloviny 5,6 µg/kg a z jater 16,4 µg/kg (0,0056-0,0164 mg/kg). Na základě těchto výsledků byly zjištěny významné klesající trendy v koncentracích rtuti z jater skotu a jelenovitých zvířat. Z jater kuřat a prasat byla upozorována klesající tendence koncentrace rtuti, ale trendy nebyly statisticky potvrzeny, stejně tak jako rostoucí tendence rtuti v těle divočáků, které také nebyly statisticky potvrzeny (Nawrocka et al. 2020).

Neathery et al. (1974) prováděli výzkum, ve kterém zkoumali absorpci, vylučování, sekreci a distribuci kadmia a methyrtuti u dojníc v laktaci. Tomuto výzkumu byly podrobeny laktující dojnice plemene jersay, kterým bylo perorálně podáváno po dobu 14 dnů kadmium-109 a methyrtuť-203. Dvě dojnice ze šesti byly březí. Po 14 dnech byly tyto dojnice poraženy a bylo zjištěno, že nejvyšší uložiště methylrtuti bylo v játrech. Dále bylo vyhodnoceno, že podávaná methyrtuť byla absorbována z 59 % a pouze 1,1 % bylo vyloučeno močí. Methylrtuť se dále nacházela v ledvinách, ve svalech, v srdci, také ve slezině, plicích, mozku, vaječnicích a ve slinivce. Bylo zjištěno, že rtuť byla ze 17 % podávané methyrtuti vylučována do mléka, oproti kadmiu, které bylo pod detekovatelným limitem (Neathery et al. 1974). Přenos methyrtuti přes placentu je velmi omezený a pravděpodobně se jedná o ochranný mechanismus pro vývoj plodu (Lucis et al. 1972). Na základě výzkumu, který prováděli Neathery et al. (1974), bylo prokázáno, že mléko je před relativně vysokými koncentracemi methylrtuti chráněno, ale svalovina zvířat nikoli (Neathery et al. 1974).

3.5 Biomonitoring zatížení prostředí rtutí

Biomonitoring je nástroj, který se využívá k ověřování expozic chemických látek v prostředí a ke sledování časových trendů zátěže k posouzení zdravotních rizik a na základě těchto výsledků stanovit nápravná opatření. Jedná se o sledování koncentrací chemických látek, jejich metabolitů nebo patofyziologických změn, které souvisí s expozicí (biomarkery) v tělních tekutinách a tkáních. Biologický monitoring se provádí pomocí biologického indikátoru, kterým mohou být rostliny, živočichové nebo lidé. Biomonitoring je spojnicí všech cest, kterými se dostávají toxické látky do organismu, například dýcháním, potravou, vodou nebo průnikem kůží ze životního prostředí. V České republice probíhá biomonitoring od roku 1994 v rámci monitorování zdravotního stavu populace ve vztahu k prostředí. Dochází tak ke sledování koncentrací u vybraných kovů, kam spadá olovo, kadmium a rtuť. Vzorke se odebírají z krve, moče, vlasů a z perzistentní chlorované organické látky, která se nachází v lipidové složce mateřského mléka nebo v krvi. Koncentrace toxických kovů, které jsou zjištěné z tkání volně žijících zvířat se využívají ke zjišťování koncentrace v biotopu, ve kterém

žijí, a tato volně žijící zvířata jsou účinnými bioindikátory znečištění životního prostředí. Ideálním organismem pro biomonitoring je ten, který se na daném území vyskytuje hojně, je možné odebrat potřebný počet jedinců pro daný výzkum, kdy je organismus snadno získatelný, identifikovatelný a měl by být také dlouhověký (López-Alonso et al. 2012).

Jako bioindikátoři pro znečištění rtuti v suchozemském ekosystému byli v minulosti použiti různé organismy, včetně bezobratlých, ptáků, netopýrů, rejsek, lišek a také hlodavců (Durkalec et al. 2019). Účinky toxických látek ovlivňují behaviorální, imunologické, metabolické a reprodukční funkce organismu a následně vyvolávají transgenerační poruchy s vlivem na celou populaci a celý ekosystém. Znečištěné oblasti těžkými kovy můžou u živých organismů narušit funkci genomů a tím ovlivnit jejich zdravotní stav a reprodukční potenciál, kdy může následně docházet k omezené životaschopnosti celé populace jedinců (Phelps & McBee 2010).

Terénní studie ukázaly, že vysoké koncentrace toxických kovů v životním prostředí lze vhodně monitorovat pomocí měření koncentrací sledovaných kovů z vnitřních orgánů z volně žijících zvířat. Například volně žijící kopytníci mohou ve svém těle akumulovat více toxických kovů než skot, který je chovaný v intenzivním chovu a krměn krmivem, které pochází z oblastí vzdálených od místa, kde jsou zvířata chována (López-Alonso et al. 2012). Gallo et al. (1996) ve svém výzkumu uvedli, že ovce a skot chované volně na pastvě jsou také indikátoři znečištění životního prostředí stejně tak, jako divoká zvířata. Biomonitoring rtuti je důležitý z hlediska odhalování potenciálních hrozeb (Nawrocka et al. 2020).

Celoevropským monitoringem se zabývá společnost EURAPMON. Pro rozsáhlé monitorování je ale zapotřebí určit, které druhy jsou nejvhodnějšími pro biomonitoring kontaminantů, případně jak se výběr druhů může lišit v závislosti na kontaminantech, které jsou cílem výzkumů (Gómez-Ramírez et al. 2014). Badry et al. (2020) prováděli výzkum, při kterém hledali správný druh pro biomonitoring v Evropě. Jejich cílem bylo, aby zjištěné výsledky byly vhodné pro právní předpisy, které se uplatňují pro legislativu EU. Nejdříve bylo zapotřebí vybrat znečišťující látky, které jsou aktuálním rizikem pro životní prostředí v Evropě. Vybranými znečišťujícími látkami byly dva toxické kovy – olovo a rtuť, dále antikoagulační rodenticidy, pesticidy a léčivé přípravky, které se využívají zejména ve veterinární medicíně.

Dalším krokem bylo zvolení dravců, kteří budou pro tento typ monitorování nejvhodnější. Dravci jsou totiž vhodnými indikátory pro sloučeniny, které se bioakumulují nebo biomagnifikují prostřednictvím potravních sítí. K analýzám se využívají vzorky peří, mrtvá těla nalezená po nehodách, opuštěná vejce a odebraná krev. Konkrétně se rtuť hromadí ve zvýšené koncentraci právě u dravců a jiných predátorů (Sun et al. 2019). V suchozemském prostředí mohou dravci akumulovat dostatečné množství rtuti, a díky tomu může být narušena jejich reprodukce, což se může projevit abnormálním chováním zvířat. Hlavní cestou expozice rtuti pro obratlovce, jak ve vodním, tak v suchozemském prostředí tvoří potravní síť (Badry et al. 2020). Káně obecná (*Buteo buteo*) nebo puštík obecný (*Strix aluco*) se ukázali jako nejvhodnější kandidáti pro zmiňované polutanty. Tito ptáci se vyskytují v Evropě hojně, což zvyšuje pravděpodobnost vyššího odběru vzorků. Orel skalní (*Aquila chrysaetos*) byl zvolen jako nejvhodnější pro biomonitoring olova a jestřáb severní (*Accipiter gentilis*) pro rtuť napříč oblastmi včetně severní Evropy. Badry et al. (2020) na základě své studie doporučují káně obecné a puštíka obecného, aby se stali výchozími druhy pro jakékoli celoevropské sledování znečištění životního prostředí.

Walker et al. (2007) zkoumali kontaminaci způsobenou těžkými kovy v tělech netopýrů odchycených v jihozápadní Británii mezi lety 1988-2003. Cílem bylo určit koncentrace těžkých kovů u netopýrů a rozřadit je podle druhu, pohlaví a věku. K analýze bylo shromážděno celkem 272 netopýrů, kteří byli rozřazeni do osmi skupin podle druhu. Někteří netopýři byli nalezeni mrtví nebo zranění. U netopýrů byly zjišťované koncentrace rtuti, olova a kadmia. Největší množství reziduí těchto kovů byla zjištěna u netopýrů vousatých (*Myotis mystacinus*). Ve srovnání s ostatními druhy měli druhy netopýrů *Pipistrellus* spp. a netopýrů řasnatých (*Myotis nattereri*) významně nižší koncentrace rtuti a olova v ledvinách. V porovnání s ostatními studii byly koncentrace kovů v ledvinách netopýrů podobné s výsledky u jiných netopýrů po celé Evropě (Walker et al. 2007). Populace mnoha evropských druhů netopýrů klesají a důvodem může být potencionální dopad různých kontaminantů. V minulosti se kladl důraz na organochlorové insekticidy, polychlorované bifenyly a biocidy, které se používají k sanačním ošetřením dřeva (Clark & Shore 2001). Pouze málo studií se zaměřovalo na potencionální dopady těžkých kovů, jako je rtuť, olovo a kadmium. Je známo, že se tyto těžké kovy snadno přenášejí prostřednictvím potravního řetězce (Ma & Talmage 2001). Někteří druhy netopýru jsou relativně dlouhověký, a proto u nich může postupně s věkem narůstat akumulace těžkých kovů (Walker et al. 2007). Výsledky ukázaly, že existují významné rozdíly v koncentracích, zjištěných z ledvin, v ohledu na druh netopýrů. Nejvyšší koncentrace měli netopýři vousatí (*Myotis mystacinus*), což by mohlo souviset s jejich dlouhověkostí. Maximální rezidua rtuti byla naměřena okolo 20-30 µg/g sušiny. Podle zjištěných výsledků není důkaz, že by se akumulace toxických kovů u netopýrů za posledních 15-10 let snížila, naopak u druhu *Pipistrelles* spp. bylo zjištěno, že akumulace těžkých kovů v průběhu let narůstá (Walker et al. 2007).

Východní Slovensko je místo rozsáhlého hutnictví, těžby a zpracování železných a měděných rud. Nejvyšší úroveň znečištění životního prostředí se nachází u města Krompachy (Demková et al. 2017). Cílem studie Brázová et al. (2021) bylo prozkoumat sediment, vodní rostliny a ryby, ve vodní nádrži poblíž závodu na zpracování nerostů, na přítomnost těžkých kovů. Mezi lety 2014 až 2016 bylo z 10-ti odběrových míst v této nádrži odebráno 15 vzorků sedimentu, 10 vzorků zakořeněných vodních cévnatých rostlin (*Carex acutiformis*) a bylo zde uloveno 45 ryb (Cyprinidae, Percidae). Stupeň kontaminace těžkými kovy v sedimentech klesal v řádu Cu > Pb > Cr > Hg > Cd a stejné zjištění vyplývalo i ze vzorků vodních rostlin. Bylo zjištěno, že rybožravý okoun (*Perca fluviatilis*) akumuloval větší množství kovů než ryby, které byly na nižších trofických úrovních. Stejně koncentrace těžkých kovů byly zjištěné také u perlínů (*Scardinius erythrophthalmus*). Hodnoty naměřené v některých rybích svalcích překračovaly maximální přípustné limity, což svědčí o přetrvávajícím problému staré ekologické zátěže z bývalých těžebních činností v tomto okolí. Zjištěné výsledky byly porovnávány a bylo zjištěno, že koncentrace rtuti ve svalovině okouna a kapra narůstá se zvětšováním jejich velikosti (Brázová et al. 2021).

Čelechovská et al. (2008) prováděli studii na posouzení kontaminace způsobenou kadmíem, olovem a rtuti u volně žijících zvířat a skotu na severní Moravě. Vzorky byly odebírány v letech 2005–2007 na stejných místech jako v letech 1986-1989 ve stejném ročním období a odebrané vzorky byly analyzovány stejnými metodami. Vzorky byly odebírány z půdy, vody, minerálních hnojiv, rostlin a z tkání volně žijících zvířat. V prostorách určených pro chov zvířat byly odebrány vzorky mléka, krmiv a vzorky z tkání poražených kusů skotu. Koncentrace rtuti

ze vzorků skotu, srnců a zajíců (svaly, játra a ledviny) v porovnání s předchozími výsledky, vykazovaly významně nižší koncentrace. Statisticky významný pokles koncentrací rtuti byl nalezen v zrně pšenice ozimé a v semenech řepky olejky. Ve svalovině, játrech a ledvinách byl významný pokles rtuti zjištěn u skotu, srnců a zajíců (svalovina 0,0006-0,0035 mg/kg; játra 0,0033-0,041 mg/kg; ledviny 0,0163-0,0432 mg/kg). Mírný nárůst koncentrací byl nalezen v lučním porostu a ve vzorcích odebraných z těl volně žijících zvířat (daňci, kachny a bažanti). U všech zvířat byla zjištěná vyšší koncentrace rtuti v ledvinách než ve svalovině. Koncentrace rtuti ve všech vzorcích vody byly velmi nízké a odpovídaly normám pitné vody (NMH 1,0 µg/l), které jsou stanovené vyhláškou č. 252/2004 Sb. Rovněž koncentrace rtuti v mléce byly naměřené pod stanovenými limity. Studie Čelechovská et al. (2008) prokázali, že se ve studijních oblastech koncentrace těžkých kovů za poslední roky snížily a že produkty, zařazované do potravního řetězce nepředstavují zdravotní riziko pro spotřebitele.

Fort et al. (2016) prováděli studium na časové změny koncentrací rtuti u alkounů malých (*Alle alle*) a u jejich hlavních druhů potravy (vznášivky, různonožci, blešivci) v arktické oblasti. Výzkum byl prováděn v letech 2006-2014. Bylo zjištěno, že kontaminace rtuti v potravním řetězci ve východním Grónsku roste nejvíce během léta a každým rokem se kontaminace rtuti z odebraného peří zvyšuje o 3,4 %. Naopak v severozápadním Atlantiku se koncentrace rtuti v peří během sledovaného období snižovala o 1,5 % za rok a koncentrace rtuti naměřené v zimě byly vyšší než v létě. Arktida je vzdálená oblast, která se vyznačuje extrémními klimatickými podmínkami a rozsáhlou mořskou ledovou pokrývkou. Z těchto důvodů je oblast po velkou část roku stěží dostupná, a proto se většina biomonitoringů zaměřuje na velké mořské vrcholové predátory, kteří tráví část svého životního cyklu na souši, kde je snadnější pozorovatelnost zvířat a odebírání vzorků (př. lední medvědi). Zatímco studie kontaminace rtuti v nižších trofických úrovních, kam spadají bezobratlí a ryby, jsou extrémně obtížné. Proto je důležité určit konkrétního mořského predátora, který by odrážel kontaminaci nižších trofických úrovní a byl by tak vhodný jako bioindikátor dlouhodobých změn globální kontaminace životního prostředí. Fort et al. (2016) na základě svého výzkumu doporučují využití právě alkounů (*Alle alle*) jako biologických indikátorů. Každé léto v období červen-srpen mezi lety 2007-2014 byli z hnízd ručně odchytáváni dospělci alkounů. Každému ptákovu bylo z krku a ze hřbetu vytrhnuto peří a z brachiální žíly jim byla odebrána krev. Bylo zjištěno, že dospělí alkouni hledají potravu v moři a chycenou potravu přináší svým potomkům. Tito ptáci byli odchytáváni a z vaků jim byly tyto kusy potravy vyjmuty. Díky tomu bylo možné prozkoumat i jejich potravu. Výsledky ukazují, že meziroční změny koncentrace rtuti odrážejí změny v kontaminaci potravního řetězce (Fort et al. 2016). Rtuť může významně ovlivnit reprodukci mořských ptáků (Tartu et al. 2013) a může mít vliv na úspěšnost rozmnožování (Goutte et al. 2014), a úspěšnost na líhnutí (Wolfe et al. 2009). Což může mít významný vliv na celou populaci mořských ptáků. Porovnání výsledků se studií kontaminace rtuti ukázala, že u ledních medvědů z východního Grónska došlo ke klesajícímu trendu v koncentracích rtuti (Dietz et al. 2006). To by mohlo být způsobené tím, že lední medvědi hledají svou potravu ve více pelagických úrovních než ve trofické úrovni, což pravděpodobně souvisí s táním mořského ledu (McKinney et al. 2013). Studie prováděná Fort et al. (2016) potvrzuje, že arktičtí mořští ptáci, konkrétně alkouni, odrážejí environmentální kontaminaci rtuti, jak v konkrétním období, tak v dlouhodobém horizontu, a proto jsou dobrými indikátory pro zjišťování stavu kontaminací mořských potravních sítí.

3.6 Vliv koncentrace rtuti na pohlaví, rozmnožování a březost

Rtuť se v těle váže na albumin, kterým je roznášena po celém těle (Dursun et al. 2016), a může se v těle hromadit v hypofýze, ve štítné žláze a v mozku, což může významně ovlivnit celý reprodukční systém, jak samic, tak samců (Zhang et al. 2016). Samci i samice se mohou živit rozdílnou potravou, která může mít rozdílný stav kontaminace rtuti (Burger et al. 2004), a rozdílné množství parazitů (Provencher et al. 2016).

Rtuť u samců, i v malé koncentraci, má negativní účinek na sníženou kvalitu spermatu a také na změny hladin pohlavních hormonů (Wirth & Mijal 2010). Rtuť se akumuluje ve varlatech, kde ovlivňuje steroidogenní a spermatogenní funkci varlat (Rao & Gangadharan 2008). Může docházet k poškození spermatogonií, primárních i sekundárních spermatocytů a má také vliv na funkci Leydigových buněk, které produkují pohlavní hormony (Boujbiha et al. 2009).

U samic plazů, ptáků a vejcorodých savců je jedním z mnoha faktorů ovlivňující koncentrace kontaminantů tvorba vajec, protože během tvorby vajec může docházet ke snížení zátěže rtuti u samic ve srovnání se samci (Mallory et al. 2006). V experimentálních studiích, které zahrnují zvířecí modely se u samic ukázalo, že vaječníky jsou velmi citlivé na expozici rtuti, což následně ovlivňuje oogenezi a folikulogenezi (Massányi et al. 2020). Vaječníky, které byly vystaveny oxidům rtuti vykazovaly změny v histologii a v morfologii tkání společně se sníženým počtem folikulů (primordiálních, primárních i Graafových) (Altunkaynak et al. 2016; Xu et al. 2016). Rtuť může během březosti pronikat přes placentu k plodu a poté skrze mléko během kojení do novorozence (Vieira et al. 2013). Rtuť, která prochází placentární bariérou a dostává se až k plodu, může způsobit vývojové vady plodu (Zheng et al. 2019). Některé studie prokázaly, že důsledkem expozice rtuti, může nastat spontánní abort nebo se mohou vyskytnout vrozené deficity a abnormality plodů (Bjørklund et al. 2019). Ve studii prováděné Dudarev et al. (2009) bylo prokázáno, že koncentrace rtuti nad 2 µg/l v plazmě zapříčinily předčasný porod, kdy novorozenci měli nízkou tělesnou hmotnost. Rtuť je také spojována se syndromem polycystických ovárií, premenstruačním syndromem, menstruačními bolestmi, časnou menopauzou, endometriózou, benigními poruchami prsu, galaktoreou (vylučování mléka mimo období březosti) a také často s neplodností. Studie prováděné z lidských vlasů naznačují, že ženy mohou akumulovat více rtuti než muži. Experimentální studie naznačuje, že reprodukční hormonální stav může ovlivnit vylučování a akumulaci rtuti, ačkoliv základní mechanismy nejsou známy (Nielsen & Andersen 1991). Ve studii Mørck et al. (2015) bylo zjištěno, že koncentrace rtuti v moči žen žijících ve městě byla vyšší než u žen žijících na vesnicích. Dále bylo zjištěno, že koncentrace rtuti ve vlasech matek byla vyšší než u jejich dětí (Forysová et al. 2017). V Evropské Unii se ročně narodí přibližně 5,4 milionů dětí a z toho je 1,8 milionů dětí ohrožena vysokou koncentrací methyrtuti od své matky (Suková 2013). Koncentrace rtuti v mateřském mléce by měly být do 1,7 µg/l (Abadin et al. 1997).

Carvan et al. (2017) prováděli výzkum na zebříčkách (*Danio rerio*) a prokázali, že methylrtuť byla zjištěna po třech generacích, což může být způsobeno vlivem epigenetické dědičnosti. Abu-Taweel (2020) prováděl výzkum na pokusných myších u kterých zkoumal vliv chloridu rtuťnatého a kurkuminu. Kurkumin je fytochemikálie, která se nachází v rostlině *Curcuma longa*. Tato rostlina je velmi účinná při léčbě různých problémů např. anorexie, kašel a problémy spojené s játry. Může se používat také k léčení plísňových, zánětlivých,

karcinogenních, mutagenních a parazitárních onemocnění (Valsalam et al. 2019). Kurkumin je považovaný za potenciální léčivo neurologických poruch (Rajkumari et al. 2019). Jsou prokázány neuroprotektivní účinky, které pomáhají s neurodegenerativními poruchami (Cole et al. 2007). Ve výzkumu Abu-Taweel (2020) byla u testovaných samců zjišťována hladina sérového hormonu FSH, hormonu LH a testosteronu. Bylo zjištěno, že myši, kterým byl podáván chlorid rtuťnatý vykazovaly nižší tělesnou hmotnost než myši, kterým byl podáván chlorid rtuťnatý společně s kurkumou. Také hmotnost orgánů, konkrétně mozek, játra, nadvarlata, semenný váček, varlata, chámovody a prostata měly nižší hmotnost u pokusných zvířat, kterým nebyl podáván kurkumin. Chlorid rtuťnatý významně ovlivnil sexuální chování. Sexuální aktivita byla u každého samce pozorována po dobu tří hodin, bylo zaznamenáváno kolikrát se samec pokusil naskočit na samici, frekvence kopulace, následování samice, kousání, čichání k nosu a k vagíně, počet mytí atd. Na základě tohoto sledování bylo zjištěno, že chlorid rtuťnatý má významný vliv na sexuální chování samců. Dále byly u samců zkoumány počty spermií, jejich následná životaschopnost a index páření. Bylo zjištěno, že hladina zkoumaných hormonů byla snížena u skupiny zvířat, kterým byl podáván pouze chlorid rtuťnatý, stejně tak jako byla snížena přežitelnost spermií. Podle popsáných výsledků bylo dokázáno, že kurkumin má odolnost vůči toxicitě chloridu rtuťnatého. Dále bylo zjištěno, že má kurkumin pozitivní vliv na obnovu buněk. A také má pozitivní vliv na plodnost a sexuální chování. U pokusných myší, kterým byl podáván pouze kurkumin bez chloridu rtuťnatého, nebyl zjištěn žádný negativní účinek. Což potvrzuje, že kurkumin je prospěšný a nemá toxické účinky na organismus (Abu-Taweel 2020).

Podobný výzkum na účinky chloridu rtuťnatého a jeho vliv na kvalitu spermií prováděl Hayati et al. (2019). Výzkum byl prováděn na samcích kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Cílem studie bylo prozkoumat účinky chloridu rtuťnatého v různých koncentracích (0; 0,5; 1; 2,5; 5 ppm) na kvalitu spermií a oplozovací schopnost. Akumulace rtuti v rybím mozku má za následek degeneraci neuronů hypothalamu a snížení počtu buněk, které vylučují gonadotropiny v hypofýze, a tím dochází ke snížení velikosti gonád, snížení sekrece steroidů a k omezené produkci gamet, což ovlivňuje úspěšnost rozmnožování. Výzkumu se zúčastnilo 25 samců o hmotnosti 1-1,2 kg ve věku 1-2 let stáří. Během tohoto výzkumu bylo zjištěno, že podávání chloridu rtuťnatého v nejnižším množství 0,5 ppm významně snížilo schopnost oplození vajíček, a také mělo vliv na embryonální vývoj. Fragmentace DNA spermií se zvyšovala společně s vyššími dávkami chloridu rtuťnatého. Spermie, které byly odebrány od samců, kteří byli vystaveni chloridu rtuťnatému vykazovali změnu tvaru hlavičky, oproti spermiím z kontrolní skupiny samců. Bylo také prokázáno, že rtuť má vliv na snížení pohyblivosti a životaschopnosti spermií vlivem produkce reaktivních forem⁴ kyslíku. Tato forma kyslíku může působit na organismus toxicky, vlivem derivátů kyslíku, a zapříčinit tak poškození buněk a tkání. Tyto volné radikály ovlivňují kvalitu spermií a mohou způsobovat peroxidaci lipidů (Powers & Jackson 2008). Vysoký výskyt reaktivních forem kyslíku ovlivnili integritu DNA spermií, kdy docházelo k poškození membrány a tím ke snížení motility spermií.

⁴ Pro některé děje v organismu jsou reaktivní formy nezbytné: přenos energie, faktory imunitní ochrany, signální molekuly a buněčné regulace. Reaktivní formy jsou součástí mnoha patologických, ale i fyziologických a biochemických pochodů. Nejčastěji jsou reaktivními formami tzv. volné radikály. Jako volný radikál se označuje jakákoliv chemická entita (tj. atom, molekulu nebo iont), která má ve vnější sféře svého elektronového obalu alespoň jeden nesprávný elektron. To způsobuje její relativně vysokou reaktivitu, ale zároveň je schopna samostatné existence. Reaktivní formy mohou reagovat s mastnými kyselinami, lipidy, aminokyselinami, proteiny, mono a polynukleotidy (NK), s řadou nízkomolekulárních metabolitů, s koenzymy atd. Tyto reakce narušují strukturu daných sloučenin, čímž způsobují různé patologie.

Výsledky ukázaly, že rtuť i v malém množství může kvalitu spermií ovlivnit. Dále bylo zjištěno, že čím vyšší je koncentrace rtuti, tím více spermií nepřežije (Hayati et al. 2019). Kromě toho by vysoké koncentrace rtuti ve vodě mohly inhibovat metabolické procesy, které vedou k úhynu ryb (Vangronsveld & Clijsters 1994).

Oliveira et al. (2020) se zabývali studií, která se věnovala toxickým účinkům anorganické rtuti u březích a kojících samic potkanů, a možný ochranný účinek zinku a N-acetylcysteinu (NAC). Zinek je dvojmocný kov a je jedním z nejrozšířenějších stopových prvků nacházející se v živých organismech. Zinek se podílí na aktivitě a struktuře enzymů a na procesech buněčného dělení a genové exprese (Shah 2011). Navíc bylo zjištěno, že podání zinku předem zabraňuje behaviorálním a biochemickým změnám, které jsou vyvolané chloridem rtuťnatým (HgCl_2) u mladých samic potkanů (Peixoto et al. 2007). Preventivní účinky zinku mají také vliv na metalothioneiny (MT). Bylo zjištěno, že zvířata, která dostala zinek, vykazovala vyšší hladiny proteinu metalothioneinu. Metalothionein (MT) působí jako „požírač“ (scavenger) molekul, které se vážou na rtuť a díky tomu snižují její toxické účinky. Játra jsou jedním z hlavních orgánů syntézy metalothioneinu (MT) (Cherian et al. 2003). Anorganická rtuť a N-acetylcystein (NAC) v roztoku tvoří komplex (NAC-Hg-NAC), který může naznačovat, alespoň částečně ochranný účinek proti rtuti (Cardiano et al. 2016). Kromě toho N-acetylcystein (NAC) zvyšuje hladiny redukovaného glutathionu (GSH), což je endogenní antioxidační molekula, která působí proti reaktivním formám kyslíku (ROS), které jsou značně zvýšené v případech u otrav rtutí (Falluel-Morel et al. 2012). N-acetylcystein je léčivo s mukolytickým (léčiva ovlivňující kašel) a antioxidačními účinky. Toto léčivo se používá při léčbě vlhkého kašle a také jako protijed při předávkování paracetamolem. Březím a kojícím samicím byl podáván chlorid zinečnatý (ZnCl_2) v množství 27 mg/kg a/nebo N-acetylcystein (NAC) v množství 5 mg/kg. Po 24 hodinách jim byl podáván chlorid rtuťnatý v množství 10 mg/kg. Zvířata byla usmrcena 24 hodin po podání rtuti a následně byly provedeny biochemické testy. U březích samic způsobila expozice rtuti inhibiční aktivitu dehydratázy kyseliny aminolevulové (δ -ALA-D) v ledvinách, v krvi a v placentě, což mělo za důsledek tendenci k ochraně před toxickým účinkem rtuti. Kyselina aminolevulová je látka, která je používána při fotodynamické terapii. Tato terapie se využívá k léčbě kožních onemocnění nebo k léčbě nádorů, kdy dochází k rozkladu některých látek za vzniku toxického produktu, který poškodí nebo usmrtí buňku, ve které se právě nachází. Všechna zvířata, která byla vystavena rtuti, vykazovala vysoké koncentrace rtuti v ledvinách, játrech a také v placentě ve srovnání s kontrolní skupinou zvířat. Březí samice, kterým byl předem podán zinek, měly zvýšenou hladinu metalothioneinu v játrech. Kojící samice, které byly vystavené rtuti, vykazovaly renální a krevní inhibici dehydratázy kyseliny aminolevulové. Podání zinku ukázalo, že zinek má tendenci zabránit renální inhibici dehydratázy kyseliny aminolevulové, a také zabraňuje inhibici krevní dehydratázy kyseliny aminolevulové. Kojící samice, které byly vystavené rtuti, měly zjištěné vysoké koncentrace rtuti v ledvinách a v játrech. Výsledky autorů Oliveira et al. (2020) ukázaly, že 10 mg/kg chloridu rtuťnatého (HgCl_2) způsobuje biochemické změny u březích i kojících samic potkanů a že zinek společně s N-acetylcysteinem by mohly společně působit proti poškození, které je rtutí způsobeno. N-acetylcystein je antioxidant, který má pozitivní vliv na celkové zdraví organismu. Chrání plíce, mozek a srdce a bojuje proti infekcím a zánětům. Zvyšuje hladinu glutathionu a tím chrání tělní buňky před oxidačním stresem, který bývá příčinou chronických onemocnění. Dále bylo zjištěno, že kojící samice,

kteře byly vystaveny 5 mg/kg chloridu rtuťnatého po dobu 1 nebo 5 dnů, vykazovaly méně biochemických změn ve srovnání s nebřezími samicemi, které byly vystavené stejné dávce (dávčám). Bylo také pozorováno, že březí samice, které dostávaly chlorid rtuťnatý (HgCl₂) v pitné vodě, nevykazovaly biochemické změny (Oliveira et al. 2012), ale byla u nich zjištěna nerovnováha v homeostáze esenciálních prvků (Oliveira et al. 2016a).

Minguez-Alarcon et al. (2021) zkoumali souvislost mezi koncentracemi rtuti ve vlasech 535 žen, které navštěvují akademické centrum plodnosti, a jejich celkovým příjmem omega-3 polynenasycených mastných kyselin s dlouhým řetězcem a počet antrálních (sekundárních) folikulů. Téměř všichni obyvatelé USA mají detekovatelné koncentrace methylrtuti v těle. Americká agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) stanovila 1 ppm methylrtuti ve vlasech jako hraniční hodnotu, při které se mohou projevat nežádoucí účinky rtuti (Minguez-Alarcon et al. 2021). Expozice rtuti je spojována s nepříznivými účinky na reprodukční zdraví, včetně problémů s neplodností a menstruačními i hormonálními poruchami (Mergler et al. 2007). Příjem ryb není spojen pouze s methylrtutí, ale také s omega-3 polynenasycenými mastnými kyselinami s dlouhým řetězcem (n3PUFA), které mají pozitivní efekt na reprodukční zdraví, včetně pozitivních vlivů na plodnost a následné zabřeznutí/otěhotnění (Gaskins et al. 2018). Proto je důležité zvážit potenciální příznivé účinky omega-3 polynenasycených mastných kyselin s dlouhým řetězcem při zkoumání zdravotních účinků expozice rtuti. Ženy byly ve věku 18 až 45 let a výzkum se prováděl mezi lety 2007-2019. Ženám byl odebrán vzorek vlasů, dále byly ženy podrobeny transvaginální ultrasonografii, pro zjištění počtu antrálních folikulů a bylo zapotřebí vyplnit dotazník. Bylo zjištěno, že koncentrace rtuti ve vlasech souvisí s počtem antrálních (sekundárních) folikulů. Ve výzkumu Minguez-Alarcon et al. (2018) byl podobný trend zjištěn také u mužů, kdy koncentrace rtuti ve vlasech souvisely s kvalitou spermatu, ale pouze u mužů, kteří přijímali vysoké množství ryb (Minguez-Alarcon et al. 2018). Negativní vlivy rtuti ve výzkumech prováděných Minguez-Alarcon et al. (2018) a (2021) nebyly zjištěny, protože otázka týkající se příjmu ryb, byla formulována tak, aby odpověď informovala spíše o zdrojích mořských mastných kyselin, než aby informovala například o druhu ryb z hlediska obsahu rtuti. Protože například losos obsahuje malé množství rtuti a vysoké množství n3PUFA, ale naopak mečoun obsahuje vysoké množství rtuti a malé množství n3PUFA (Minguez-Alarcón et al. 2021).

3.7 Interakce mezi rtutí a gastrointestinálními parazity

Mnoho parazitů žijících ve vodních ekosystémech jsou užitečnými indikátory životního prostředí. V suchozemských ekosystémech jsou pro monitorování znečištění životního prostředí toxickými prvky využívání též paraziti obratlovců (Adalid et al. 2019). Rozdíly ve fyziologii orgánů mohou vést ke změnám retence kontaminantů, anebo vést ke změnám v obranyschopnosti hostitele proti parazitům. Například větší játra mohou mít zvýšenou schopnost demetylace rtuti, což je proces, kterým se přeměňuje toxická methylrtuť na méně škodlivou anorganickou rtuť (Wiener et al. 2003). Většina kontaminantů a gastrointestinálních parazitů je získávána potravou (Provencher et al. 2016). K rozdílným koncentracím těžkých kovů a parazitů může v porovnání s pohlavním tvořit velikost těla, a s tím také spojená energetika. Větší pohlaví může konzumovat více jídla, což může způsobovat vyšší

příjem kontaminantů nebo parazitů (Key & Ross 1999). Rozdíly mohou být také způsobeny konkrétními parazity a konkrétními kontaminanty, kdy může docházet k různým interakcím mezi kontaminanty nebo mezi parazity anebo také k interakcím mezi kontaminanty a parazity navzájem.

Bylo zjištěno, že během březosti (viz *Obrázek č. 4* str. 41) dochází k vyšší náchylnost k onemocnění, než je tomu tak u samic, které březí nejsou. Hladiny protilátek během březosti kolísají, na začátku březosti jsou hladiny protilátek nižší a postupně s rostoucí graviditou se hladiny protilátek zvyšují (Persson et al. 2019). Je to z důvodu toho, že během začátku březosti přijímá matka plod, který je z části tvořený z cizí buňky (spermie). Proto musí dojít k modulaci imunitního systému matky. Podobné modulace vznikají během parazitárních infekcí. Imunitní systém matky má tedy za úkol chránit tělo matky a plodu před infekcí, ale současně také toleruje implantaci a následný růst plodu (Dahl & Hviid 2012). Pro udržení březosti je důležitá imunologická tolerance imunitního systému matky vůči plodu (Chavan et al. 2017). Infekce střevními helminty způsobuje imunologické změny, které jsou velmi podobné imunologickým změnám na začátku březosti. Během březosti dochází také k podstatným změnám hladin pohlavních hormonů, které dále regulují cytokiny, které mají za úkol imunitní reakce. Progesteron může ovlivnit nejen reprodukci matky, ale také napomáhá v růstu a rozmnožování parazitů (Morales-Montor et al. 2004), stejně tak prolaktin, který je spojený s imunitním systémem, kdy během snížení imunity může docházet k rozmnožení parazitů (Río-Araiza et al. 2018). Hormon estrogen má antioxidační účinky a působí jako čistíč, který indukují syntézu ochranných molekul prostřednictvím aktivace estrogenových receptorů (Behl et al. 1995). Stres a následné stresové hormony vyvolávají v těle prostředí, které mohou parazité využít ke svému pomnožení v hostitelském organismu (Maizels et al. 2018). Nejen parazité, ale také těžké kovy a jejich metabolity ovlivňují imunitu (Emeny et al. 2019). Zejména rtuť, která je během březosti spojena s vyšším rizikem infekce u kojenců během prvního roku života (Nygaard et al. 2017).

Paraziti svým hostitelům škodí a zároveň s nimi soutěží o živiny. Dochází tak k imunitní reakci organismu hostitele, což může vytvářet nadměrný stres a vyvolávat behaviorální reakce, s letálními nebo subletálními důsledky. Konkrétně, samice mohou eliminovat nákazu pomocí vajec, placenty nebo produkcí mléka. Samci mohou mít vyšší náchylnost k parazitům než samice, například vlivem testosteronu (Carravieri et al. 2020). Vrtejší, tasemnice a některé druhy hlístic získávají živiny z obsahu lumenu (vnitřní části) gastrointestinálního traktu svého hostitele. Tito parazité jsou vystaveni toxickým látkám prostřednictvím pasivních nebo aktivních mechanismů krmení. Existuje velká variabilita v koncentracích rtuti mezi různými skupinami parazitů v hostitelských tkáních a schopnosti absorpce rtuti parazity. Parazité mohou způsobovat demetylaci nebo eliminaci rtuti. Strava, druhy parazitů a druhy hostitelů jsou faktory, které se navzájem ovlivňují a společně ovlivňují celkové koncentrace rtuti (McGrew et al. 2018). Hlístice jsou schopni akumulovat mnohem více stopových prvků než jejich hostitelé. Proto jsou tyto paraziti používány pro monitoring životního prostředí. Často využívaným modelem bývá tasemnice (Sures et al. 2003).

Krtci, jako podzemní savci, jsou široce a nepravidelně rozšířeni po celé západní oblasti od Pyrenejského poloostrova až po Sibiř (Hutterer 2005). Krtci se živí bezobratlými živočichy, zejména žížalami, které tvoří důležitou část celkové biomasy půdní fauny (Nahmani et al. 2007) a dokáží akumulovat rtuť ve velkém množství (Le Roux et al. 2016). Kvůli tomu může

po pozření žížal u obratlovců docházet k sekundárním otravám v důsledku biomagnifikace (důsledek bioakumulace) (Ma & Talmage 2001). Hlístice *Combesia macrobursata*; *Ityogonimus lorum* a *Ityogonimus ocreatus* jsou výhradními parazity krtků iberských (*Talpa occidentalis*). Motolice *Ityogonimus* spp. jsou paraziti ptáků a savců, kteří využívají suchozemské měkkýše jako mezihostitele (Adalid et al. 2018). Studie Adalid et al. (2019) hodnotí model krtka iberského *Talpa occidentalis* a model motolice *Ityogonimus* spp. jako systém bioindikátorů pro kontaminaci rtuti, olova a kadmia v zemědělských půdách v Astrii ve Španělsku. Výzkumu podléhalo 36 kusů dospělých jedinců krtka iberského (*Talpa occidentalis*). 73,9 a 45,1 µg/g čerstvé hmotnosti byly dvě nejvyšší naměřené koncentrace rtuti u dvou motolic *Ityogonimus* spp. Průměrné koncentrace rtuti v motolicích *Ityogonimus* spp. byly 20,9 µg/g čerstvé hmotnosti. Průměrná koncentrace rtuti nalezená u motolic byla téměř 84krát vyšší, než byla koncentrace zjištěná v ledvinové tkáni infikovaných jedinců krtků a 59krát vyšší než koncentrace rtuti zjištěná z jaterních tkáních infikovaných jedinců krtků (Adalid et al. 2019).

Borkovcová et al. (2020) prováděli studii na souvislosti mezi obsahy vybraných těžkých kovů (kadmium, měď, olovo, chrom, zinek a mangan) a prevalencí střevních parazitů nalezených ve střevech lišek obecných (*Vulpes vulpes*). Výzkumu bylo podrobena 34 lišek odchycených mezi lety 2015-2018 na různých místech České republiky. V 15 vzorcích střev byli nalezeni parazitická střevní helminti z kmenu hlístic, konkrétně škrkavky a tasemnice. Mnoho studií prokázalo, že vyšší koncentrace těžkých kovů byly nalezených v parazitech než v jejich hostitelích a někteří výzkumníci uvádějí, že paraziti mají schopnost zbavit své hostitele zátěže těžkých kovů (Lafferty 1997).

Na akumulaci kadmia v tasemnicích *Moniezia expansa* u ovcí prováděli výzkum Jankovská et al. (2010). Ovcím byl podáván orálně chlorid kademnatý (CdCl_2) v množství 0,2 g společně s destilovanou vodou v množství 10 ml každý den po dobu jednoho týdne. Byl zkoumán vztah mezi koncentracemi kadmia v tkáních (játra, ledviny, svalovina), v krvi a v tasemnicích (*Moniezia expansa*) odebraných z těl zkoumaných ovcí. Bylo zjištěno, že obsah kadmia v tasemnicích byl nižší než obsah kadmia v jaterních tkáních ovcí. Průměrná koncentrace kadmia v tasemnici byla 21,455 mg/kg sušiny, což bylo 31krát více než koncentrace kadmia získané ze svalů a z ledvin hostitelů, pouze 0,9krát více než množství zjištěné v játrech zkoumaných ovcí. Kromě toho byly koncentrace kadmia v tkáních (s výjimkou krve) infikovaných ovcí vyšší, než koncentrace zjištěné u ovcí, které infikované nebyly. Což je známkou toho, že anoplocefalidní tasemnice neabsorbují kadmium z tkání hostitele, jako je tomu například u olova (Jankovská et al. 2010).

Provencher et al. (2016) prováděli výzkum na kajce mořské (*Somateria mollissima*), aby prozkoumali příčiny rozdílů mezi pohlavím a množstvím nahromaděné rtuti v těle společně s gastrointestinálními helminty. Kajka mořská žije v mírných a v arktických oblastech severní polokoule (Goudie et al. 2000). Výzkumu byli podrobena běžní helminti gastrointestinálního traktu ptáků, kterými jsou tasemnice (*Lateriporus* spp.) a vrtejši (*Polymorphus* spp.). U těchto dvou druhů helmintů je kajka mořská definitivním hostitelem a korýši jsou mezihostiteli (Borgsteede et al. 2005). Kajky byly odebrány v Kanadě v květnu v roce 2011 a bylo jich odebráno celkem 165 kusů (94 samců a 71 samic). Celkový počet helmintů nalezených ve 165 kusech odebraných ptáků bylo celkem 6611 jedinců, přičemž 37 % tvořili tasemnice (*Lateriporus* spp.) a 63 % tvořili vrtejši (*Polymorphus* spp.). Z celkového počtu odchycených

jedinců 26 % ptáků nevykazovalo žádné známky infekce vrtejšů 26 %. Z celkového počtu odchycených jedinců 24 % ptáků nevykazovalo žádné známky infekce tasemnic. Pouze u 6 % vyšetřených kajek mořských nebyla nalezena žádná parazitární infekce. Bylo zjištěno, že samice vykazovaly vyšší parazitismus oproti samcům. Dále bylo zjištěno, že kajky krmící se na vyšší trofické úrovni měly vyšší počet obou helmintů. Průměrná koncentrace rtuti v prsní svalovině ptáků byla $0,63 \pm 0,24 \mu\text{g/g}$. Samci měli významně vyšší koncentrace rtuti ve svalovině než samice, konkrétně $0,56 \pm 0,20 \mu\text{g/g}$. Nebyl zjištěn žádný přímý ani nepřímý vztah mezi pohlavím a tasemnicemi *Lateriporus* spp., což naznačuje, že samci i samice mají podobné infekce bez ohledu na jejich potravu. Větší hostitelé s většími játry mohou mít nižší koncentrace toxinů v důsledku filtrační funkce jater, což souvisí s tím, že nižší koncentrace rtuti byly spojeny s větší jaterní hmotou, kdy může docházet k vyšší schopnosti demethylace. Vzhledem k tomu, že toxiny negativně ovlivňují imunitu (Sollome & Fry 2015), hostitelé s většími játry mohou mít méně toxinů a mohou si udržet lepší imunitu proti parazitům. Byla zjištěna také negativní korelace mezi zkoumanými parazity. Když počet jednoho parazita roste, množství druhého parazita klesá. Tento vztah může být řízen přímým vztahem mezi parazity nebo nepřímým způsobem, který není dosud známý. Pokud jde o přímou interakci mezi parazity, existuje mezi nimi přímá konkurence, kdy jeden druh může změnit místní prostředí v gastrointestinálním traktu a tím vytvořit méně vhodné prostředí pro jiné druhy parazitů. V souladu s předpověďmi Provencher et al. (2016) se koncentrace rtuti u kajky mořské měnily přímo i nepřímo v ohledu na pohlaví. Výsledky naznačují, že ačkoliv samci mohou mít vyšší koncentrace rtuti, tak ti, kteří jsou v lepší kondici a mají větší játra mají ve skutečnosti nižší koncentrace rtuti než menší jedinci. To naznačuje, že celkový zdravotní stav a hmota jater hraje potencionální roli v koncentracích rtuti (Eagles-Smith et al. 2009). Samici mohou požírat stejnou kořist jako samice, ale dokáží jí pozřít více, čímž se může zvyšovat jejich koncentrace rtuti v těle. Samci ale také mohou nacházet potravu v jiných oblastech než samice (Mosbech et al. 2006). Bylo také zjištěno, že ptáci živící se na vyšších trofických úrovních mají vyšší zátěž parazitů i vyšší koncentrace rtuti. Což naznačuje, že může docházet ke kumulativním účinkům v těle zvířat (Marcogliese & Pietrock 2011). U ptáků byla vyšší prevalence parazitů spojena se sníženou reprodukční schopností (plodnost) (Hudson & Dobson 1991). Je zajímavé, že někteří paraziti dávají přednost konkrétnímu pohlaví (Poulin 1996). Konkrétně u syslů Richardsonových (*Urocitellus richardsonii*) bylo zjištěno, že samci byli více napadeni hlísticemi, zatímco samice měly vyšší prevalenci blech (Waterman et al. 2013). U kontaminantů bylo zjištěno, že u racků vnitrozemských (*Leucophaeus pipixcan*) měli samci vyšší koncentrace rtuti a chromu, zatímco samice vykazovaly vyšší koncentrace kadmia, olova, selenu a manganu (Burger & Gochfeld 1996). Proto je důležité zabývat se rozdíly v důsledku pohlaví jak u parazitů, tak u kontaminantů, protože ti pak mohou negativně ovlivnit jak celkové zdraví, tak i reprodukční schopnost živočichů (Marcogliese & Pietrock 2011).

Binkovski et al. (2016) prováděli výzkum na akumulaci různých stopových prvků (vápník, kadmium, měď, železo, rtuť, draslík, mangan, nikl, olovo a zinek) a parazitů v orgánech lišek obecných (ledviny, játra, svalovina). Výzkumu bylo podrobena 81 lišek (41 samců a 40 samic), kteří byli odchyceni mezi lety 2012-2013 v Dolnoslezském lese v jižním Polsku. Lišky jsou všežravci a zaujímají pozici vysoko v trofickém řetězci. S požitím potravy může docházet k akumulaci toxických látek a také k parazitárním nemocím (Soulsbury et al. 2011). Vlivem biomagnifikace neesenciálních prvků může docházet k vyšší akumulaci

ve střevních helmintech než v jejich hostitelích (Sures 2008). Nejvyšší koncentrace rtuti byla zjištěna v ledvinové tkáni (průměr 0,39 µg/g sušiny) a nejnižší v tkáni svalové (průměr 0,14 µg/g sušiny). Dále bylo zjištěno, že koncentrace rtuti nebyla nijak ovlivněna faktory pohlaví ani věkem zkoumaných lišek. Z celkového počtu odchycených lišek bylo 34 % lišek napadeno parazity. Nebyla zjištěna žádná souvislost mezi koncentracemi zkoumaných kovů a výskytem střevních parazitů. Rtuť, kadmium a olovo jsou nejvíce zkoumanými prvky z důvodu jejich toxických vlivů na organismus. Tyto tři prvky se vyskytovaly v nižších koncentracích než zbytek studovaných prvků, které byly ve výrazně vyšších koncentracích, pravděpodobně z důvodu jejich fyziologických funkcí v těle. Nejvyšší naměřené koncentrace byly u draslíku, hořčíku a železa. V ledvinové tkáni byla průměrná koncentrace rtuti 0,26 µg/g sušiny (min. 0,04 µg/g sušiny; max. 1,22 µg/g sušiny). Průměrná koncentrace rtuti naměřena v jaterní tkáni byla 0,17 µg/g sušiny (min. 0,05 µg/g sušiny; max. 0,80 µg/g sušiny). Ve svalové tkáni byla zjištěna průměrná koncentrace rtuti 0,10 µg/g sušiny (min. 0,03 µg/g sušiny; max. 0,46 µg/g sušiny). Lišky obecné, které měly v tenkém střevě parazita měchožila bublinatého (*Echinococcus multilocularis*), měly nižší koncentrace těžkých kovů (kadmia a olova) než lišky, které tyto parazity neměly. Tasemnice totiž dokáží absorbovat do svých tkání těžké kovy z těla hostitele. Dále bylo zjištěno, že lišky napadené parazity měchožila bublinatého (*Echinococcus multilocularis*) vykazovaly vyšší koncentrace chromu, mědi, železa, manganu, niklu a zinku oproti liškám, které napadené nebyly. Jedním z možných důvodů je aktivace imunitního systému v důsledku přítomnosti parazita. Takže je možné, že tasemnice dále ovlivňují koncentrace i jiných těžkých kovů v těle hostitele (Brozova et al. 2015). Infekce způsobené gastrointestinálními parazity způsobují imunologické reakce a patofyziologické změny v těle hostitele. Díky úzkému vztahu mezi lokálním imunitním systémem a epitelialními buňkami v gastrointestinálním traktu může imunitní reakce změnit transport iontů přes epitel, což způsobí zvýšenou sekreci nebo sníženou absorpci ionů nebo obojí (Kosik-Bogacka et al. 2010).

McGrew et al. (2018) prováděli studii zabývající se vztahy mezi toxickými látkami a parazity gastrointestinálního traktu ploutvonožců ze dvou lokalit: Kalifornie, USA – lachtan kalifornský (*Zalophus californianus*) a Aljaška, USA – tuleň kroužkovaný (*Phoca hispida*) a tuleň pacifický (*Phoca largha*). Studii bylo podrobena 41 ploutvonožců. Bylo zjištěno, že vrtejší měli významně vyšší koncentrace rtuti než ostatní parazité bez ohledu na umístění v gastrointestinálním traktu hostitele. Dále data z této studie potvrzují, že paraziti bioakumulují rtuť z gastrointestinálního traktu hostitelů. Játra lachtanů obsahovala v průměru 9,2597 mg/kg čerstvé hmotnosti (rozmezí 1,6234 – 34,9455 mg/kg). Ledviny lachtanů obsahovaly v průměru 1,1731 mg/kg čerstvé hmotnosti (rozmezí 0,4319 – 2,4360 mg/kg). Tasemnice obsahovaly v průměru 0,0875 mg/kg čerstvé hmotnosti (rozmezí 0,0463 – 0,2015 mg/kg). Játra tuleňů obsahovala v průměru 1,0445 mg/kg čerstvé hmotnosti (rozmezí 0,1224 – 3,2917 mg/kg). Ledviny tuleňů obsahovaly v průměru 0,228 mg/kg čerstvé hmotnosti (rozmezí 0,0102-0,8226 mg/kg) (McGrew et al. 2018).

Carravieri et al. (2020) ve svém článku zkoumali vztah mezi krevními elementy (11 stopových prvků a 17 perfluoralkylových látek) a zátěží, která je způsobena gastrointestinálními hlísticemi (*Contracaecum rudolphi*) u kormoránů chocholatých (*Phalacrocorax aristotelis*), kteří se vyskytují ve Skotsku. Více jak 200 let se na tomto území, ze kterého byli kormoráni odchyceni, nachází kontaminanty z agrochemických

a petrochemických činností, které jsou vypouštěny z velkých městských aglomerací. Mezi zkoumané stopové prvky byl zařazen arsen, kadmium, kobalt, měď, rtuť, selen, zinek, chrom, molybden, nikl a olovo. Mezi perfluoralkylové látky (PFAS), které byly ve studii Carravieri et al. (2020) zkoumané patří kyselina perfluoralkylkarboxylová (PFCA), kyselina perfluorobutanová (PFBA), kyselina perfluoropentanová (PFPeA), kyselina perfluorohexanová (PFHxA), kyselina perfluoroheptanová (PFHpA), kyselina perfluoroktanová (PFOA), kyselina perfluorononanová (PFNA), kyselina perfluordekanová (PFDA), kyselina perfluor-n-undekanová (PFUDA), kyselina perfluordodekanová (PFDOA), kyselina perfluortridekanová (PFTrDA), kyselina perfluortetradekanová (PFTeDA), kyselina perfluorhexadekanová (PFHxDA) a kyselina perfluor-n-oktadekanová (PFODA) a čtyři druhy perfluoralkansulfonové kyseliny (PFSA): perfluorbutansulfonát (PFBS), kyselina perfluorhexan-1-sulfonová (PFHxS), perfluorooktansulfonát (PFOS) a perfluordekansulfonát (PFDS). Tyto konkrétní stopové prvky a perfluoralkylové látky obsahují imunopresiva, které potlačují funkci imunitního systému (zánět) a následně tak v těle dochází k ukládání energetických a oxidačních látek (Marteinson et al. 2017). Existují výzkumy, které dokazují, že zvýšená náchylnost k infekcím způsobena parazity souvisí s expozicemi stopových prvků a perfluoralkylovými látkami (PFAS). Může také docházet k současné expozici (toxické kovy a PFAS), která u hostitele vyvolá dva různé stresory. Tento společný výskyt komplikuje detekci a vysvětlení způsobu jejich potencionálu s interaktivními účinky na fyziologii a celkovou kondici hostitele (Sunderland et al. 2019). Ve studii Carravieri et al. (2020) byly u zkoumaných zvířat zohledněny vnitřní faktory, jako je pohlaví, věk a hmotnost, a dále vnější faktory, které byly zjišťovány z analýz stabilních izotopů. U kormoránů byla naměřena vysoká koncentrace rtuti (v rozmezí 0,65-3,21 µg/g čerstvé hmotnosti) a extrémně vysoká koncentrace kyseliny perfluoroktanové (PFOA) a kyseliny perfluorononanové (PFNA) (v množství 0,00346-53 a 0,00448-44 mg/kg čerstvé hmotnosti, v daném pořadí). Samice se více zaměřují na pelagickou⁵ kořist, zatímco samci se zaměřují více na pelagickou i bentickou⁶ kořist. Bentické druhy ryb akumulují stopové prvky více než pelagické druhy ryb. Rtuť, zejména methylртуť se vyskytuje převážně v sedimentech (Fitzgerald et al. 2007).

Ve výzkumu Carravieri et al. (2020) bylo zjištěno, že samci měli v těle vyšší koncentrace arsenu a rtuti než samice, zatímco naopak tomu bylo u selenu. Koncentrace rtuti se zvyšovaly s trofickou úrovní u samců. Samice měly celkově vyšší koncentrace perfluoralkylových látek (PFAS) než samci, z důvodu vysokého výskytu perfluorooktansulfonátu (PFOS). Perfluoralkylové látky (PFAS) jsou vysoce rozpustné ve vodě, kde se mohou následně vázat

⁵ Pelagiál je oblast volné (tzn. od dna vzdálené) vody moře, jezera či nádrže (v užším smyslu jen moře), čili oblast veškeré vody moří, jezer nebo nádrží, kromě bentálu (jehož nejsvrchnější část se jmenuje litorál). Některé zdroje však z definice pelagiálu vylučují nejen bentál (včetně litorálu), ale i neritickou oblast (tj. vodu nad sublitorálem, asi 130/200 m do hloubky) a někdy navíc i tzv. hemipelagickou oblast (tj. oblast od přibližně 130/200 m až 3000/4000 m). V ekologii je pelagiál méně často i označení pro společenství organismů (v užším smyslu jen živočichů) žijících v oblasti volné vody moří, jezer či nádrží (tj. v oblasti podle první definice, a jedná se o souhrnné označení pro plankton, nekton, neuston a pleuston).

⁶ Bentos (benthos) je biocenóza zahrnující všechny živočišné (zoobentos) a rostlinné (fytoobentos) organismy obývající břeh a dno vod. K typickým druhům bentosu v Evropě patří: nitěnka obecná (*Tubifex tubifex*), měkkýši (*Mollusca*), beruška vodní (*Asellus aquaticus*), larvy komárů, pakomárů, vážek a podobně. Také sem patří některé bentické ryby, například mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) a vranka obecná (*Cottus gobio*).

na sedimenty v závislosti na délce uhlíkových řetězců (Ahrens et al. 2010). Bentická potrava zahrnuje bezobratlé organismy, například kroužkovce nebo také obratlovce, nejčastěji obojživelníky, kteří v sobě mají vysoké koncentrace perfluoralkylových látek (PFAS) (Martin et al. 2004). Kroužkovci sice představují menší zdroj potravy pro kormorány, ale mohou být důvodem značného množství koncentrace perfluoralkylových látek (PFAS) v jejich tělech. Vysoké koncentrace perfluorooktansulfonátu (PFOS) u samic odpovídají vysokému množství perfluorooktansulfonátu (PFOS) v jejich kořisti. Rozdíly v pohlaví potvrzují i vzorky z krve, kdy byla u samic zjištěna vyšší hladina celkových plazmatických bílkovin (které mají vazebný potenciál na PFAS). Některé druhy ryb přijímají perfluoralkylové látky (PFAS) přímo z vody, což komplikuje zkoumání procesů biomagnifikace těchto látek (Dawson et al. 1997). U mořských ptáků je koncentrace rtuti v krvi obvykle vyšší u dospělců, než je tomu u mláďat a v dospělosti se hladiny koncentrací už nezvyšují (Baduel et al. 2014). Bylo také zjištěno, že rezidua perfluoralkylových látek (PFAS) v tkáních mořských savců postupně ubývá s rostoucím věkem, pravděpodobně v důsledku clearance (očisty) a mechanismů, které zajišťují zpomalení růstu (De Silva et al. 2016). Zjištěné koncentrace perfluoralkylových látek (PFAS), ve výzkumu prováděné Carravieri et al. (2020), byly velmi podobné u všech věkových kategorií u zkoumaných kormoránů. To naznačuje tomu, že ustálený stav cirkulace perfluoralkylových látek (PFAS) v těle je u mořských ptáků dosaženo už před jejich reprodukčním obdobím (Bustnes et al. 2003). Ve výzkumu Carravieri et al. (2020) bylo dále zjištěno, že zbytky rtuti a perfluorooktansulfonátu (PFOS) měly pozitivní vztah k tělesné hmotnosti. Kořist s nízkou koncentrací rtuti a s vysokou zátěží perfluorooktansulfonátu (PFOS) pravděpodobně vyhledávají velcí samci kormoránů. Hmotnost může totiž ovlivnit potápěčské schopnosti a tím i výběr kořisti (Cook et al. 2013). Carravieri et al. (2020) zjistili, že potravní stanoviště a trofická poloha neměla žádnou souvislost se zátěží škrkavky *Contracaecum rudolphii* u samců ani u samic. Vývojový cyklus škrkavky *Contracaecum rudolphii* je složitý a málo známý. Předpokládá se, že dospělá stadia tohoto parazita zůstávají v ptačím hostiteli několik týdnů až měsíců. Biologická a izotopová data neposkytují podstatné informace o přesném druhu kořisti (mezihostiteli), která by v sobě mohla mít infekční stadia těchto parazitů (Abollo et al. 2001). Důležité však je to, že výsledky Carravieri et al. (2020) naznačují, že při rozmnožování nedochází k přenosu kontaminantů ani gastrointestinálních parazitů mezi kormorány, jak bylo zjištěno dříve u jiných mořských ptáků. U samic kormoránů byl dále zjištěn významný negativní vztah *Contracaecum rudolphii* k molárnímu poměru Se:Hg. Samice, které vykazovaly vysoké koncentrace rtuti a nízké koncentrace selenu byly více zatíženy škrkavkou *Contracaecum rudolphii*, což potvrzuje zvýšenou vnímavosti samic k parazitárním infekcím spojenou s imunotoxicitou rtuti. Selen je antioxidant, který zvyšuje imunokompetenci (schopnost buněk odpovídat na antigenní podměty) u ptáků během stravování, kdy při imunotoxickém stravování dochází k vyšším koncentracím selenu (Chapman et al. 2010). Což je v souladu s laboratorními studiemi, které byly prováděné u kachen divokých (*Aves platyrhynchos*) (Heinz & Hoffman 1998), a také u myši (*Mus musculus*) (Li et al. 2014). Výsledky Carravieri et al. (2020) neprokázali souvislost u samců mezi molárním poměrem Se:Hg a zatížením *Contracaecum rudolphii*. Což naznačuje, že mezi samci a samicemi může docházet k rozdílné citlivosti ke koncentracím rtuti a k rozdílné citlivosti k parazitům. Experimentální práce ukazují, že samice kormoránů mají zvýšené náklady na let během většího zatížení parazity, ve srovnání se samci. Tento rozpor může být způsoben účinky mezi pohlavím,

kteře vyplývají z energetického omezení u samic, které vynakládají vyšší investice do reprodukce. Vyšší energetická náročnost u samic by mohla naznačovat tomu, že samice jsou náchylnější k imunotoxicitě rtuti, zejména v mladším věku (Hicks et al. 2018).

3.8 Hlodavci, jejich potrava a zatížení střevní helminti

Drobní savci nemigrují na velké vzdálenosti, což z nich činí vhodné cíle pro hodnocení znečištění těžkými kovy, včetně rtuti, která má celosvětový význam (Sánchez-Chardi & García-Pando 2009). Hlodavci jsou dobrými bioindikátory, díky jejich rozšířenému výskytu, vysoké reprodukční schopnosti, početnosti mláďat a převážně krátkému období života (Durkalec et al. 2019).

Sánchez-Chardi et al. (2013) prováděli výzkum, ve kterém zkoumali koncentrace těžkých kovů u rejsek bělozubých (*Crocidura russula*) ve Španělsku, kteří byli odchyceni ze dvou chráněných lokalit. Jedna z těchto dvou lokalit je výrazně více znečištěna těžkými kovy v důsledku průmyslových a jiných antropogenních činností. Bylo zjištěné, že rejsci ze znečištěné lokality vykazovali vyšší koncentrace těžkých kovů (také rtuti) než rejsci z druhé méně znečištěné lokality. Rejsci z více znečištěné lokality vykazovali množství rtuti zjištěné z kostních tkání v průměru $2,11 \pm 0,27 \mu\text{g/g}$ (mg/kg) sušiny než rejsci z méně znečištěné lokality, kteří vykazovali množství rtuti z kostních tkání v průměru $0,09 \pm 0,03 \mu\text{g/g}$ (mg/kg) sušiny.

Durkalec et al. (2019) prováděli v Polsku výzkum na faktory ovlivňující bioakumulaci rtuti a na celkovou koncentraci rtuti v játrech u čtyř druhů volně žijících hlodavců myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*), hraboš polní (*Microtus arvalis*) a norník rudý (*Myodes glareolus*). Bylo odebráno 221 volně žijících hlodavců z dvanácti lokalit středního, jihovýchodního a východního Polska v období mezi červnem 2016 a říjnem 2017. Koncentrace rtuti zjištěné z jater hlodavců se pohybovaly v rozmezí od 1 do 36,4 $\mu\text{g/kg}$ (0,001-0,0364 mg/kg) čerstvé hmotnosti a lišila se mezidruhově, také v ohledu na pohlaví a souvisela i s tělesnou hmotností. Ovlivňujícím faktorem těchto rozdílů mohou být stravovací návyky hlodavců. Při porovnání výsledků mezi pohlavím bylo zjištěno, že samci měli o 38 % více rtuti v játrech než samice. Také byla zjištěna pozitivní korelace mezi tělesnou hmotností zvířat a koncentrací rtuti v játrech. Nejnižší koncentrace rtuti v játrech byly zjištěny u myšic lesních (*Apodemus flavicollis*) a nejvyšší koncentrace rtuti byly zjištěny u norníků rudých (*Myodes glareolus*). Martiniaková et al. (2010) prováděli výzkum na hlodavcích na Slovensku v oblasti uhelné elektrárny a chemičky Nováky, které mají negativní vliv na životní prostředí, zejména na znečišťování půd a vod. Z těchto průmyslů je do prostředí uvolňováno olovo, kadmium, měď a zinek. Hlodavci byli odchytáváni v únoru 2007 a věk odchycených jedinců byl mezi 4-5. měsícem věku. Protože jsou distribuce hladiny těžkých kovů v měkkých a tvrdých tkáních volně žijících hlodavců podobné jako u lidí, domnívají se Martiniaková et al. (2010), že ke stejné akumulaci kadmia a zinku dochází také u lidí, kteří žijí ve studované oblasti Slovenska. Hlodavci v tomto ohledu často slouží jako modely pro lidi v ekotoxikologii (Shore & Rattner 2001). Vhodnými bioindikátory jsou hlodavci myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a norník rudý (*Myodes glareolus*), kteří patří mezi nejdominantnější druhy hlodavců vyskytující se na Slovensku. Cílem bylo stanovit koncentrace kadmia, mědi, železa a zinku v játrech, ledvinách a v kostech zkoumaných hlodavců. U obou druhů hlodavců byly nejvyšší koncentrace kadmia jak v kostech, ledvinách tak také v játrech.

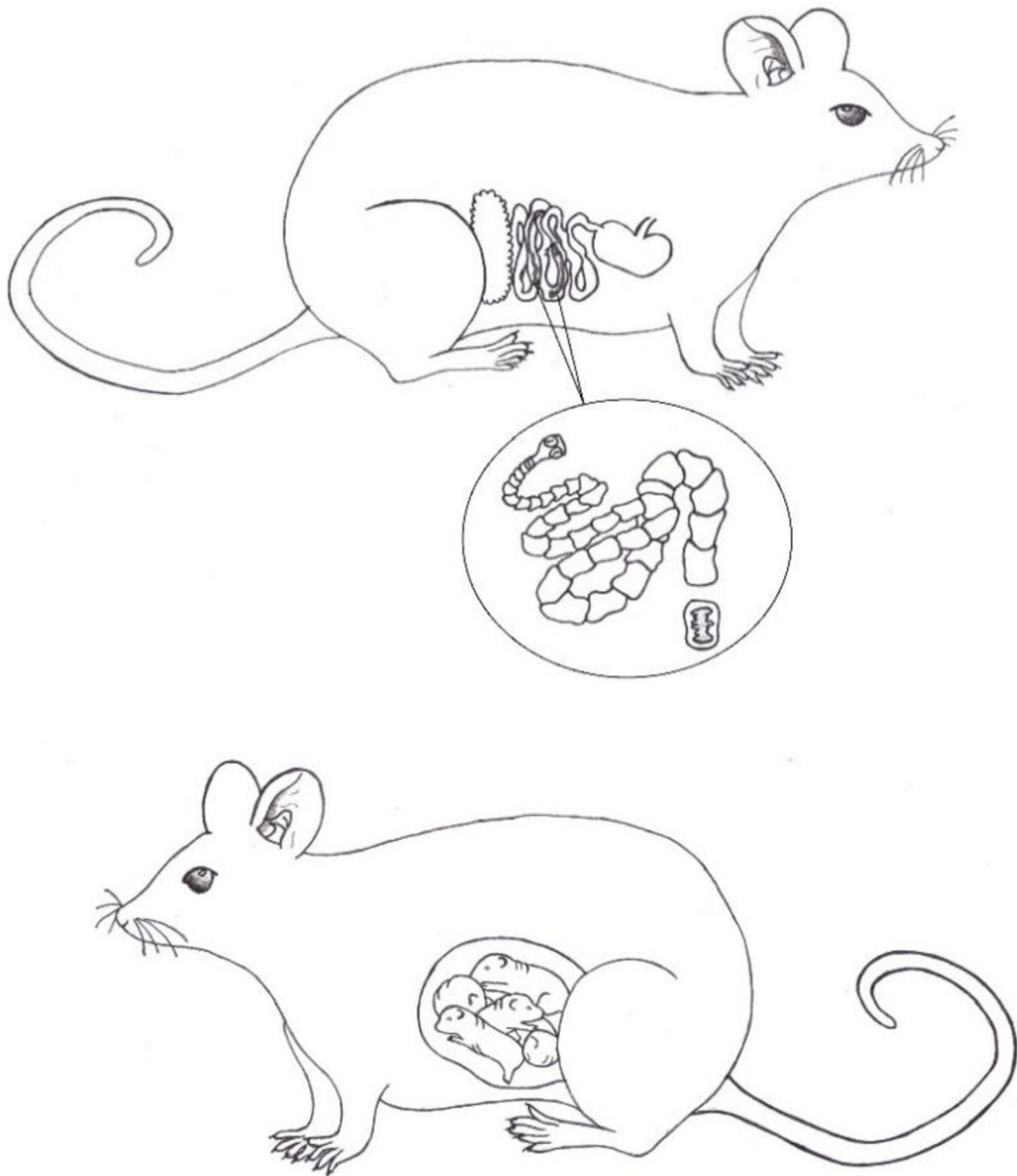
Při srovnání hladin koncentrací u obou druhů hlodavců byly zjištěné významně vyšší koncentrace kadmia a mědi v játrech u norníka rudého (*Myodes glareolus*), než u myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Významně vyšší hladiny mědi a zinku byly zjištěné v kostní tkáni norníka rudého (*Myodes glareolus*), než u myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Významně vyšší koncentrace měly myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) v koncentracích mědi a železa v ledvinách, než tomu bylo u norníků rudých (*Myodes glareolus*), což bylo pravděpodobně způsobeno nižší rychlostní renálního vylučování těchto konkrétních prvků u myšic lesních (*Apodemus flavicollis*). Rozdíly v průměrných koncentracích kovů mezi jednotlivými druhy mohou být výsledkem rozdílů ve struktuře populace mezi druhy. Kromě toho mohou být koncentrace kovů u volně žijících hlodavců ovlivněny změnami v potravě, ročním obdobím a povodněmi, které souvisejí s dostupností potravy. Dalším ovlivňujícím faktorem může být také doba expozice, a tedy i věk hlodavců. Koncentrace naměřených prvků v těle je prakticky úměrná koncentracím zjištěné v potravě. Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se živily převážně bukvicemi a žaludy, za to norníci rudí (*Myodes glareolus*) se živily převážně lesními plody, houbami a listy trávy (Martiniaková et al. 2010). Myšice mají variabilnější a bohatší potravu na bílkoviny než býložraví hraboši, což může mít za následek nižší bioakumulaci toxických prvků u myšic. Bioakumulace rtuti může záviset také na množství bílkovin ve stravě a na glutathionu, který se syntetizuje v erytrocytech, což ovlivňuje střevní mikroflóru při demethylaci a vylučování rtuti (Durkalec et al. 2019). Také mykofágie může být dalším vysvětlením pro druhově specifické rozdíly v koncentracích rtuti. Houby mohou obsahovat rtuť v množství větším než 4 mg/kg sušiny. Spóry plísní mohou tvořit 7 % objemu žaludku u myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) a až 36 % u myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*). Během analýzy bylo z fekálií zjištěno, že spóry plísní byly přítomny téměř u 100 % vyšetřovaných jedinců norníků rudých (*Myodes glareolus*), zatímco u myšic (*Apodemus* spp.) analýza prokázala spóry plísní pouze ve 30-40 % u jedinců, kteří byli získáni v letě a u 80 % jedinců, kteří byli odchyceni na podzim. Norníci rudí (*Myodes glareolus*) se živí především vegetativními částmi rostlin, plody, bezobratlými živočichy a houbami. Hraboši polní (*Microtus arvalis*) se živí převážně bylinami a různými druhy trav, ale bezobratlými živočichy se živí pouze ojedinele. Myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*) a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se živí převážně semeny, ovocem a bezobratlými živočichy. Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se navíc od myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*) živí ještě částmi rostlin a houbami (Durkalec et al. 2019).

Cílem studie Komov et al. (2017) bylo stanovit koncentraci rtuti v půdách, v žízálech a v orgánech drobných savců (norník rudý – *Myodes glareolus*; rejsek obecný – *Sorex araneus*) z oblastí v okolí města Čerepovce nacházejícího se v Rusku. Čerepovec je jedním z největších evropských hutnických měst, kde se zpracovává obrovské množství uhlí při technologickém zpracování kovů (železo, ocel). Od roku 1956 do roku 2006 bylo v Čerepovci zpracováno přibližně 413 milionů tun uhlí. Během spalování uhlí se do ovzduší uvolňuje rtuť. Koncentrace rtuti v uhlí se pohybuje okolo 20-56 mg/kg (Mukherhee 1999). Roční spotřeba uhlí se v Čerepovci pohybuje okolo 8,5 milionů tun. Za dobu provozu těchto továren se do životního prostředí dostalo přibližně 1000 tun rtuti. Vysoká koncentrace rtuti byla opakovaně zjištěná ve svalovině okounů (>0,5 mg/kg), kteří byli odebráni z jezer v přírodní rezervaci Darwin, která je vzdálená 100 km od Čerepovce (Stepanova & Komov 1997). Sběr vzorků půdy, žížal a drobných savců byl prováděn v období mezi květnem-srpnem v letech

2009-2010. Žížaly nebyly druhově identifikovány a byly využity k prezentaci skupiny trofické úrovně, která konzumuje půdu. Žížaly mohou být následně konzumovány organismy vyšších trofických úrovní (např. hlodavci). Žížaly jako konzumenti půdy tvoří velkou část biomasy bezobratlých živočichů, kteří mají vysokou schopnost akumulovat těžké kovy ve srovnání s jinými bezobratlými živočichy nebo rostlinami (Reinecke & Reinecke 1998). Drobní savci často konzumují právě žížaly, a proto jsou tyto organismy vhodné pro hodnocení kontaminace rtuti vzhledem k jejich krátké životnosti a neschopnost migrovat na velké vzdálenosti (Talmage & Walton 1991). Pro výzkum bylo odebráno celkem 60 vzorků půdy, 56 kusů žížal, 50 kusů norníků rudých (*Myodes glareolus*) a 87 kusů rejsků obecných (*Sorex araneus*). Obsah rtuti v žížalách se pohyboval mezi 0,012-5,511 mg/kg sušiny a průměrný obsah rtuti v žížalách byl 0,551 mg/kg sušiny. Byl zjištěn významný vztah mezi obsahem rtuti v žížalách a obsahem rtuti v půdách. Když bylo v půdě vyšší množství rtuti, tak bylo vysoké množství rtuti zjištěno také v žížalách. Obsah rtuti v orgánech hlodavců klesal v tomto pořadí: ledviny > játra > svalovina > mozek. Nebyl zjištěn žádný rozdíl v obsahu rtuti v orgánech v ohledu na pohlaví u hrabošů ani u rejsků. Byl ale zjištěn významný vztah mezi obsahem rtuti v orgánech hlodavců a obsahem rtuti v půdách a v žížalách. Dále bylo zjištěno, že koncentrace rtuti v orgánech rejsků byly významně vyšší než v orgánech norníků. Což naznačuje, že rtuť se do těl zvířat dostává prostřednictvím různých zdrojů potravy. Rejsci se převážně živí bezobratlými živočichy a hraboši dávají přednost rostlinné stravě (Ivanter 2008). Výsledky toxikologických studií, které byly prováděné na malých savcích (myši, potkani, morčata) ukázaly, že koncentrace těžkých kovů v množství 3-5 mg/kg sušiny v mozku může způsobit zrakovou, kognitivní nebo neurobehaviorální poruchu (Burbacher et al. 1990). Laboratorní studie na rejscích ukázaly, že obsah rtuti v ledvinách vyšších než 20 mg/kg čerstvé hmotnosti způsobuje nefrotoxický účinek, který se projevuje orgánovou lézí (změnou v histologii tkáně) (Talmage & Walton 1990). Zhoršení zraku je pro divoká zvířata škodlivé, protože může omezit schopnost lovení kořisti, což může vést k vyhladovění, ke zvýšené náchylnosti k onemocnění a k nižší úspěšnosti reprodukce. Koncentrace rtuti v orgánech malých hlodavců by neměly překročit koncentraci 1,1 mg/kg sušiny, která je pro živý organismus potencionálně nebezpečná (Gerstenberger et al. 2006). Průměrné koncentrace rtuti v orgánech hrabošů (*Myodes glareolus*) byly následovné: ledviny $0,021 \pm 0,001$; játra $0,014 \pm 0,003$; svalovina $0,014 \pm 0,001$; mozek $0,008 \pm 0,002$ mg/kg sušiny. V orgánech rejsků (*Sorex araneus*) byly průměrné koncentrace následovné: ledviny $0,191 \pm 0,016$; játra $0,124 \pm 0,011$; svalovina $0,108 \pm 0,009$; mozek $0,065 \pm 0,000$ mg/g sušiny (Komov et al. 2017).

Většina volně žijících hlodavců má ve svém těle parazitické valovina $0,108 \pm 0,009$, mozek $0,065 \pm 0,000$ mg/kg sušiny (Komov et al. 2017). helminty, někteří z nich mohou těžké kovy akumulovat v mnohonásobném množství z tkání do svých těl. Z tohoto důvodu je možné, že koncentrace rtuti v tkáních hlodavců budou ovlivněny přítomností střevních helmintů (Sures et al. 2017). Nejčastěji vyskytující se hlístice v tenkém střevě hlodavců jsou: *Heligmosomum costellatum*, *heligmosomoides polygyrus*, *heligmosomoides laevi*, *trichostrongylus colubriformis*, *trichinella spiralis*, *calodium hepaticum* a *capillaria hepatica*. Nejčastější hlístice nalezené v tlustém střevě hlodavců jsou: *trichuris muris*, *trichuris arvicolae*, *syphacia obvelata*, *syphacia muris*, *aspiciluris tetraptera*. Mezi nejčastější tasemnice nalezené v trávicím traktu hlodavců jsou: *Hymenolepis diminuta*, *hymenolepis horrida*, *hymenolepis microstoma*, *paranoplocephala dentata*, *paranoplocephala brevis*, *paranoplocephala omphaloides*, *andrya*

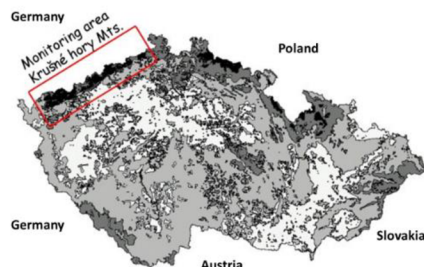
microti, *andrya macrocephala* a larvální stádia *mesocestoides* spp. *taenia crassiceps*, *taenia mustelae*, *cladotaenia cylindrica* a *echinococcus multicularis* (Feliu et al. 2000) (viz Obrázek č. 4).



Obrázek č. 4: Samice zatížena tasemnicemi a samice březí (vlastní tvorba)

4 Metodika

4.1 Odchyt jedinců



Obrázek č. 5: Krušné hory (Severozápadní Čechy, Česká republika)

Z Krušných hor (viz Obrázek č. 5) bylo v červnu 2020 odchyceno 66 kusů hlodavců, z tohoto počtu bylo 41 samic (11 březích a 30 nebřezích) a 25 samců. Druhové zastoupení bylo 33 jedinců myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), 25 jedinců normíka rudého (*Myodes glareolus*) a 8 jedinců hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*). Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) patří do podčeledi myšovité (Murinae) a normík rudý a hraboš mokřadní spadají do podčeledi hrabošovité (Arvicolinae). Krušné hory se nacházejí na severozápadě České republiky a hlodavci byli odchytáváni z lokalit: 50°41' severní šířky, 13°35' východní délky 740 metrů nad mořem. Hlodavci nebyli usmrceni primárně pro tento pokus, ale kvůli sledování ekologických parametrů (pracovníky z katedry Ekologie ČZU) a těla zvířat byla poté využita k vyhodnocení zátěže, která byla způsobena rtutí a střevními helminty.

V těchto lokalitách se vyskytují polutanty z petrochemického průmyslu a z elektráren na hnědé uhlí. Donedávna se zde těžily rudy obsahující měď, cín, stříbro, olovo, železo, kobalt, nikl, wolfram a ve 20. století také uran. Na počátku 21. století se těžila převážně litina v oblasti Cínovce. Jednou z nejvýznamnějších těžných surovin je hnědé uhlí a rašelina. Mezi těžbu se mohou zařadit i radioaktivní prameny, které vytékají z těžebních rudných žil v Jáchymově. Průměrné teploty ve výšce 900 m jsou kolem 4 °C, v 1 200 m kolem 2,5 °C. Sněhová pokrývka v zimě dosahuje místy až 4 metry a sníh zde padá až 100 dní v roce. Mrazíky se mohou vyskytovat také v červnu a v září. V Krušných horách převládají severní a západní větry, vlhké a studené, které přinášejí rychlou změnu počasí. Tyto hory způsobují srážkový stín, kdy srážky pak dopadají až ve středních Čechách, ročně spadne tedy kolem 500 mm srážek. Původní pralesovité porosty, které byly tvořené smíšenými lesy byly během těžby a zpracování rud vykáceny a nahrazeny smrkovými monokulturami, které byly koncem 20. století těžce poškozeny průmyslovými imisemi, následným přemnožením hmyzích škůdců a vichřicemi s námrazou. Následně došlo k postupné likvidaci velké části lesů. Vzniklé holiny jsou v poslední době systematicky zalesňovány dřevinami, které lépe snášejí zdejší klimatické podmínky. V evropsky významné lokalitě Východního Krušnohoří se na ploše cca 14 500 ha nacházejí druhově bohaté smilkové louky, bučiny, rašelinné lesy a jasanovo-olšové lužní lesy. V oblasti podkrušnohorské pánve se stále nejvíce těží hnědé uhlí, které tvoří palivovo-energetickou základnu pro celou Českou republiku. Největší doly se nacházejí v Mostecké pánvi, menší se pak nacházejí v Sokolovské a Chebské oblasti. Hnědé uhlí je okamžitě využito pro tvorbu tepelné a elektrické energie. Velké elektrárny jsou v Tušimicích, Pruněřově a Bílině.

Kvůli těžbě hnědého uhlí zaniklo v rozmezí let 1945-2006 přes 100 vesnic a stará část města Most. Na německé straně dochází po staletí (od 12. století) k dolování stříbra a koncem 20. let se zde těžil i uran. Hlavními pěstovanými surovinami v oblastech Krušných hor jsou brambory, oves a krmné suroviny pro zvířata. Vyskytuje se zde mnoho luk, pastvin a lesů. Z chovu hospodářských zvířat zde převládá chov masného skotu.

Hlodavci byli odchyceni pomocí sklapovacích pastí, které byly nastražené společně s praženým knotem pomocí tuku a mouky. Chycená zvířata byla usmrcena ihned po uzavření pastí, kdy došlo ke zlomení krční páteře. Poté byli hlodavci zamrazeni a převezeni do laboratoře. V laboratoři došlo k identifikaci těl hlodavců a následně byla provedena helmintologická pitva, kdy došlo k vyjmutí střevních helmintů a dále byly odebrány játra a ledviny pro analýzu rtuti.

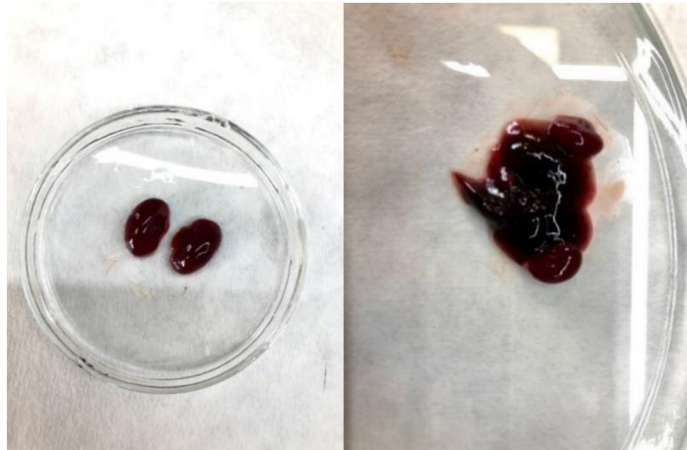
4.2 Helmintologická pitva a odběr tkání

U každého odchyceného jedince byla provedena helmintologická pitva. Jedinec byl položen na záda a byl mu proveden řez ve střední linii těla od krku až po sponu stydkou. Následně byla rozevřena břišní dutina a bylo určeno pohlaví jedince nebo případná gravidita u samic (viz Obrázek č. 6). Poté byl zkontrolován stav břišní dutiny, zda se v ní nenacházejí paraziti nebo jejich larvální stádia. Po kontrole břišní dutiny byly vyjmuty z těla orgány. Byl vyjmut celý gastrointestinální trakt, játra, ledviny a slezina. Pak byly vyjmuty plíce a varlata u samců. Všechny odebrané orgány byly důkladně prohlédnuty na přítomnost parazitů a vše bylo zapsáno do pitevního protokolu (cysta na játrech, útvar na plicích atd.). Po prohlédnutí byly střeva oddělena od žaludku pomocí nůžek nebo skalpelu a každý orgán byl samostatně vložen na Petriho misku a zalit vodou. Žaludek byl rozstříhnut nebo rozříznut a jeho obsah byl vypláchnut do Petriho misky a vložen pod mikroskop, kde byl důkladně prohlédnut. Tenké střevo bylo podélně rozstříhnuto s obezřetností, aby nebyl přestříhnut i případný parazit. Dále došlo k vypláchnutí obsahu střev, který byl prohlédnut makroskopicky a případní paraziti byli odebráni na Petriho misky a zafixováni. Zbýlý obsah tenkého střeva byl zkontrolován pod mikroskopem. Stejný postup byl proveden i u tlustého střeva. Ihned poté se připravily dva igelitové samouzavíratelné sáčky, které byly přesně popsány a byly do nich vloženy játra a ledviny, u kterých se následně prováděla analýza rtuti (viz Obrázek č. 7).

K helmintologické prohlídce bylo zapotřebí použít parazitologický háček, pinzeta, Petriho misky, epruvety, voda, kapátka, rukavice, ubrousky a ethanol.



Obrázek č. 6: Hlodavci odchyceni při biomonitoringových studiích (foto: archiv vedoucí práce)



Obrázek č.7: Ledviny a játra odebrané při pitvě z těla myšice lesní (foto: archiv vedoucí práce)

4.3 Fixace tkání

Odebraní paraziti byli nejprve opatrně omyti ve fyziologickém roztoku a vyfoceni pro lepší změření a determinaci helmintů. Každý vzorek byl samostatně vložen do epruvety společně s fixačním médiem (ethanol 70%). Pro analýzu DNA bylo nutné použít čistý ethanol v kvalitě „pro analysis“ p.a. Pokud se analýza DNA neprováděla, bylo možné u tasemnic využít 4% formalín. Pro analýzu těžkých kovů byla nejlepší možnost parazity zamrazit bez fixačního média.

4.4 Mikroskopování vzorků

Pro mikroskopování vzorků bylo zapotřebí si připravit podložní sklíčko, vodu, kapátko a prosvěcovací médium. Na podložní sklíčko byla kápnuta kapka vody a do ní byl vložen nález, který byl pak vložen do mikroskopu. Každý vzorek byl mikroskopován od nejmenšího zvětšení po největší. Následně byl každý parazit vyfocený pro lepší změření velikosti parazita.

4.5 Analýza rtuti

Odebrané tkáně (játra a ledviny) případně střevní helminti, kteří měli být podrobeni chemické analýze rtuti, bylo zapotřebí zlyofilizovat kvůli zajištění homogenity vzorku. Lyofilizace byla provedena sušeným mrazem, díky kterému došlo ke sublimaci zmrzlé vody za přítomnosti nízkého tlaku a teploty. Zmrzlé vzorky byly v otevřených plastových sáčcích naskládány do jednotlivých polic lyofilizátoru (Lyovac GT 2, Steris, Německo) na dobu 2 dnů. Po uplynutí této doby byly vzorky z lyofilizátoru vyjmuty a v sáčcích rozmělněny, promíchány a skladovány v mrazicím boxu. Analýza rtuti se prováděla pomocí jednoúčelového atomového absorpčního spektrometru Advances Mercury Analyzer AMA 254 (Altec, Česká republika). Analyzátor zahrnuje techniku tvorby rtuťových pár a nevyžaduje chemickou předúpravu vzorku. Vzorek byl nejdříve navážen na váze na cca 25 mg (Sartorius Analytic, IG Instrumentengesellschaft AG, Zürich, Švýcarsko). V případě nedostatku vzorku (u helmintů) byla navážka snížena. Vzorek se umístil do přístroje a povelom řídicí jednotky (počítač) byl započat proces měření. Po skončení procesu ukázal ovládací program množství rtuti ve zkoumaném vzorku v jednotkách ppm (mg/kg). Rtuť se stanovovala při vlnové délce 253,65 nm.

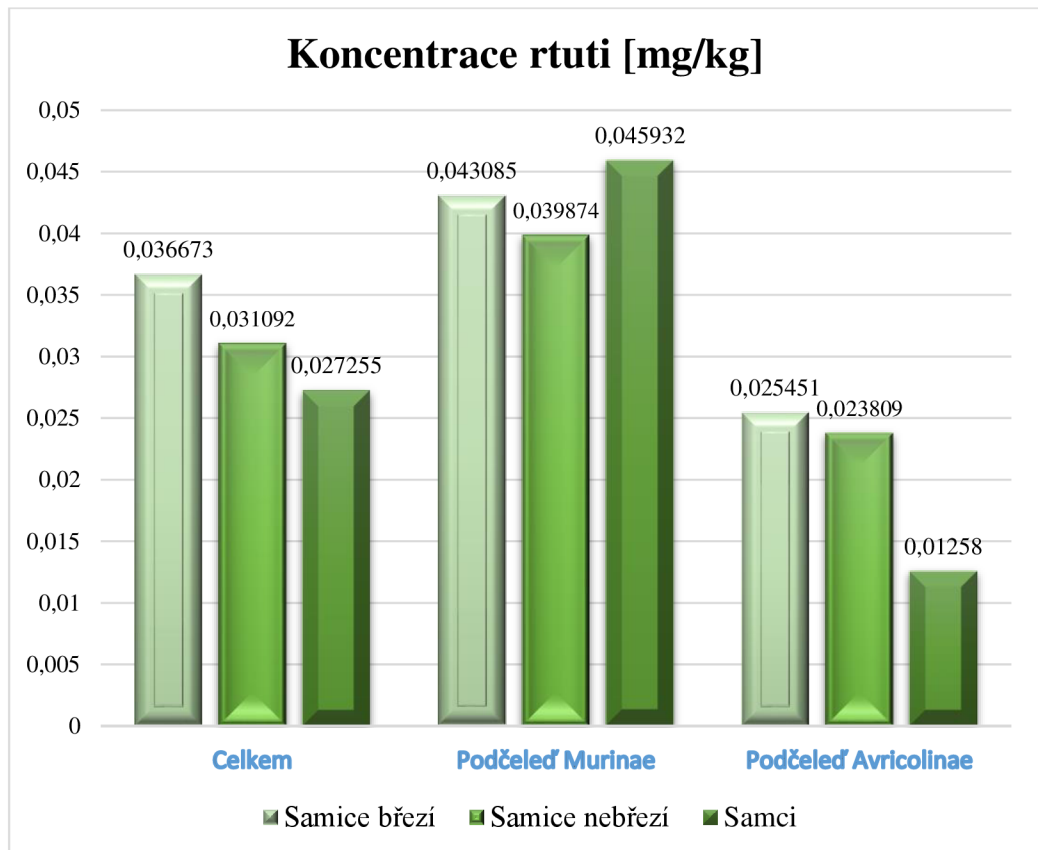
4.6 Statistická analýza

Získaná data byla nejdříve zpracována v programu Microsoft Office Excel (Microsoft, Redmond, Spojené státy americké). Pro statistickou analýzu dat a pro tvorbu grafů byl použit program Statistica Cz, verze 12 (TIBCO, 79 Alto, Spojené státy americké). Data byla rozdělena do třinácti oddělených tabulek (Tabulka 1-13) podle pohlaví, druhu/podčeledi a podle napadení/nenapadení střevními helminty. Součástí každé tabulky je průměr a medián pro naměřenou koncentraci rtuti zjištěnou v játrech a v ledvinách, případně koncentrace rtuti zjištěné v odebraných v tasemnicích (*Cestoda*), a procento prevalence, které vykazuje podíl počtu jedinců napadených helminty k počtu všech odebraných jedinců. Následně byla tato data porovnávána mezi sebou tak, aby bylo možné porovnat, zda je mezi nimi statisticky významný rozdíl. Data byla vyjádřena jako průměr \pm SD (směrodatná odchylka). Poté byla použita jednosměrná meziskupinová analýza rozptylu (ANOVA). Pro post-hoc analýzu byl vybrán Tukeyho HSD test. Post hoc testy jsou schopny najít rozdíly mezi jednotlivými kategoriemi. Tukey HSD test je nejznámější z post hoc testů a dokáže testovat všechny rozdíly mezi průměry s experimentálním rizikem typu α_e (riziko druhého typu) (Rasch et al. 1999). Byl zvolen 95% interval spolehlivosti a jako pomocné ukazatele v grafech byl zvolen: medián, standardní chyba, odlehlé hodnoty a extrémní hodnoty.

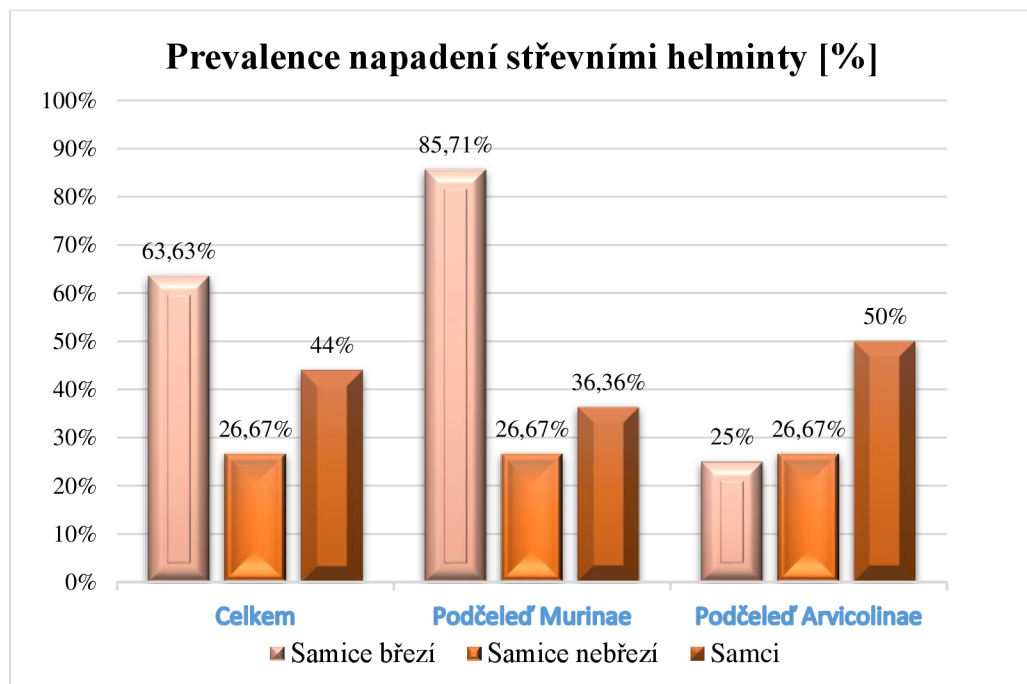
5 Výsledky

Šedesát šest odchycených zvířat zahrnovalo třicet tři hlodavců z podčeledi myšovití (Murinae); myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) (viz Příloha Tabulka 1 str. VII) a třicet tři hlodavců z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae); norník rudý (*Myodes glareolus*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) (viz Příloha Tabulka 2 str. VII). Z celkového počtu šedesáti šesti zvířat bylo dvacet pět samců a čtyřicet jedna samic, z nichž bylo jedenáct samic březích. Průměrná koncentrace rtuti v játrech a ledvinách v celém souboru zkoumaných hlodavců byla 0,03057 mg/kg. Data byla analyzována v několika kategoriích v ohledu na podčeleď, pohlaví – případně březost, a na zatížení střevními helminty podle stanovených vědeckých hypotéz. Nejvyšší průměrné koncentrace rtuti naměřené z jater a ledvin měly březí samice 0,036673 mg/kg, poté následovaly nebřezí samice 0,031092 mg/kg a nejnižší průměrné koncentrace rtuti měli samci 0,027255 mg/kg (viz *Obrázek č. 8*). U hlodavců z podčeledi myšovití (Murinae) měli nejvyšší průměrné koncentrace rtuti naměřené z jater a ledvin samci 0,045932 mg/kg, poté následovaly březí samice 0,043085 mg/kg a nejnižší průměrné koncentrace rtuti měly samice nebřezí 0,039874 mg/kg. U hlodavců z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae) měly nejvyšší průměrné koncentrace rtuti březí samice 0,025451 mg/kg, poté následovaly nebřezí samice 0,023809 mg/kg a nejnižší průměrné koncentrace rtuti měli samci 0,01258 mg/kg. Celkově měly nejvyšší procento prevalence napadení střevními helminty březí samice (63,63 %), následovali samci (44 %) a nebřezí samice (26,67 %) (viz *Obrázek č. 9*). U hlodavců z podčeledi myšovití (Murinae) měli nejvyšší procento prevalence březí samice (85,7143 %), následovali samci (36,3636 %) a nebřezí samice (26,67 %). U hlodavců z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae) měli nejvyšší procento prevalence samci (50 %), následovaly nebřezí samice (26,67 %) a březí samice (25 %).

Obrázek č. 8: Průměrné koncentrace rtuti v játrech a ledvinách

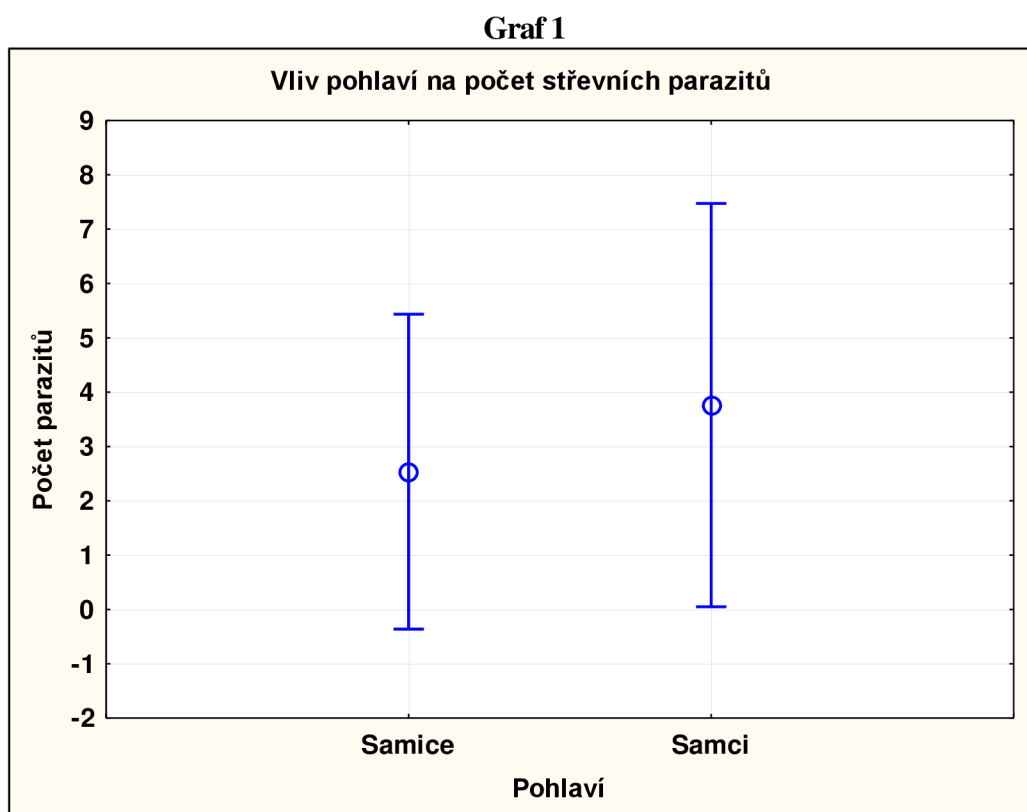


Obrázek č. 9: Prevalence napadení střevními helminty



5.1 Vliv pohlaví na počet střevních parazitů

Pro analýzu vlivu zatížení střevními helminty byl analyzován počet nalezených střevních parazitů u samců (M) 25 kusů oproti samicím (FG+F0) 41 kusů. Tukeyův HSD test ukázal, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl. K vytvoření Grafu 1 a Testu 1 byly vypracované Tabulka 3 a Tabulka 6 (viz Příloha str. IX, XI). Z Grafu 1 a z Testu 1 je patrné, že průměrné hodnoty pro počet střevních parazitů byly u obou skupin podobné, ale o něco vyšší počet byl zjištěn u samců ($F 2,5122 \times M 3,7600$). Test 2 obsahuje zjištěné průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro počet střevních parazitů u samců i u samic.



Test 1: Vliv pohlaví na počet střevních parazitů

	Tukeyův HSD test; proměnná Počet parazitů Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 86,324, sv = 64,000		
Č. buňky	Pohlaví	{1}	{2}
1	Samice		0,605717
2	Samci	0,605717	

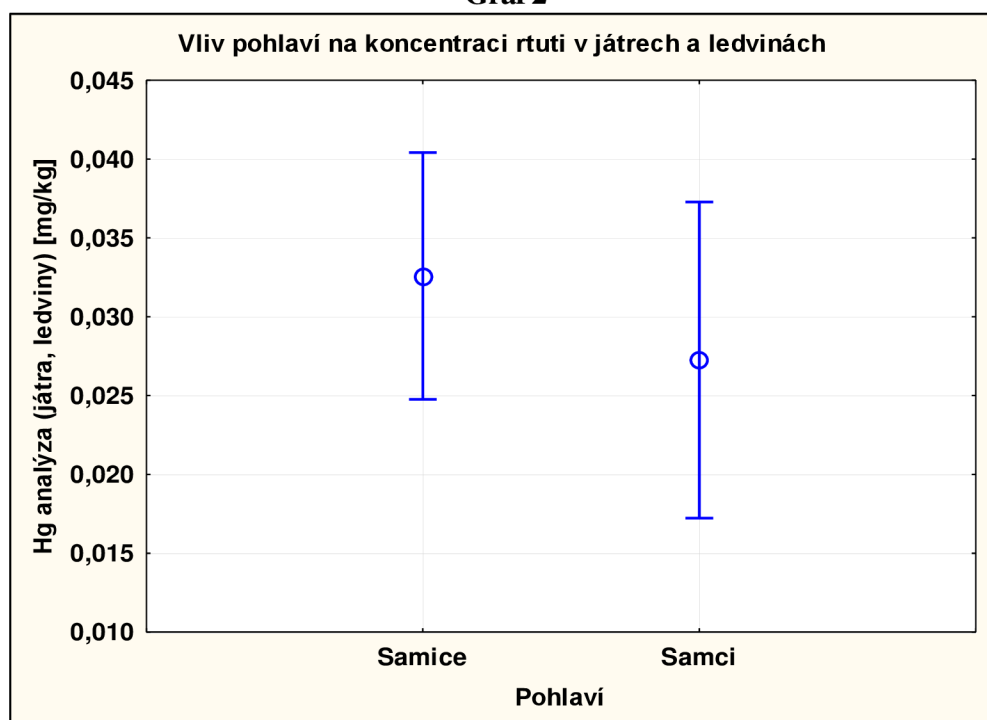
Test 2: Vliv pohlaví na počet střevních parazitů

Efekt	Popisné statistiky			
	Úroveň Faktor	N	Počet parazitů Průměr	Počet parazitů Sm.odch.
Celkem		66	3,000000	9,23871
Pohlaví	Samice	41	2,536585	8,49146
Pohlaví	Samci	25	3,760000	10,48920

5.2 Vliv pohlaví na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Pro analýzu vlivu pohlaví na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách byla analyzovaná koncentrace rtuti u samců (M) 25 kusů a u samic (FG+F0) 41 kusů. Tukeyův HSD test ukázal, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl. K vytvoření Grafu 2 a Testu 3 byly vypracované Tabulka 3 a Tabulka 6 (viz Příloha str. IX, XI). Z Grafu 2 a z Testu 3 je patrné, že průměrné hodnoty pro množství naměřené rtuti z jater a ledvin byly u obou skupin podobné, ale o něco vyšší byla koncentrace rtuti zjištěná u samic ($F 0,03259 \times M 0,02725$). Test 4 obsahuje zjištěné průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro koncentraci rtuti u samců i u samic.

Graf 2



Test 3: Vliv pohlaví na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

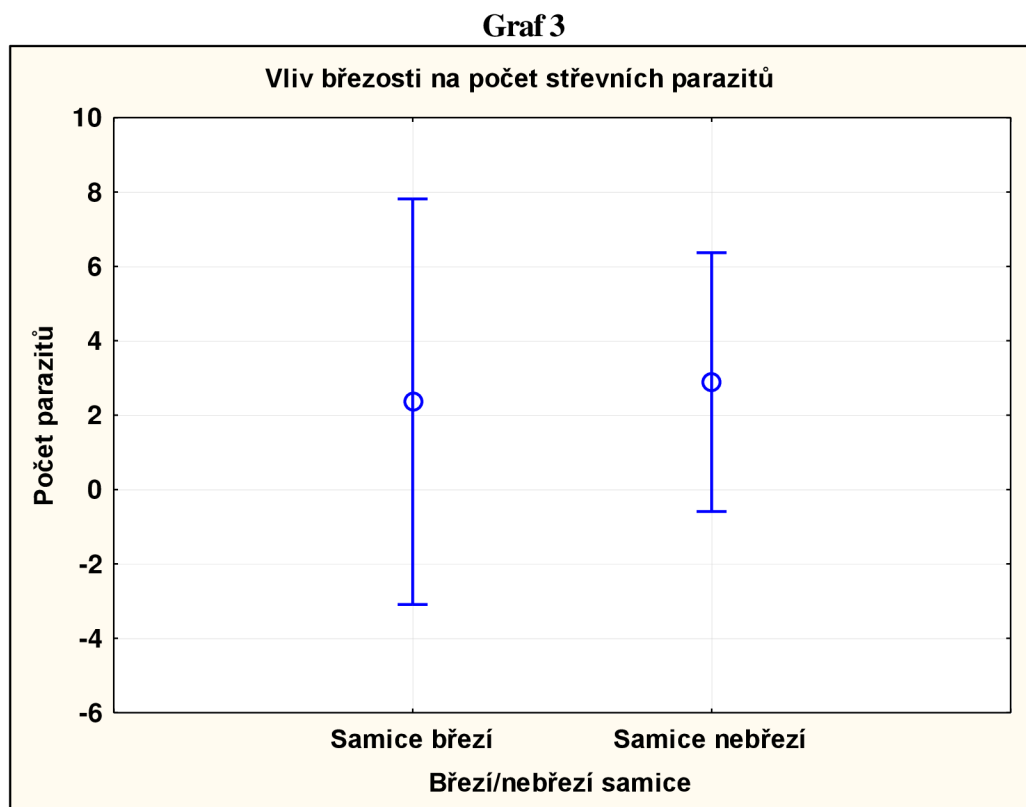
Tukeyův HSD test; proměnná Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PC = ,00063, sv = 64,000			
Č. buňky	Pohlaví	{1}	{2}
1	Samice	,03259	0,405325
2	Samci	0,405325	

Test 4: Vliv pohlaví na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Efekt	Popisné statistiky			
	Úroveň Faktor	N	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Průměr	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Sm.odch.
Celkem		66	0,030569	0,025031
Pohlaví	Samice	41	0,032590	0,025727
Pohlaví	Samci	25	0,027255	0,023987

5.3 Vliv březosti na počet střevních parazitů

Pro analýzu vlivu březosti na počet střevních parazitů byly porovnávány březí samice (FG) 11 kusů oproti nebřezím samicím (F0) 30 kusů. Tukeyův HSD test ukázal, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl. K vytvoření Grafu 3 a Testu 5 byly vypracované Tabulka 4 a Tabulka 5 (viz Příloha str. X). Z Grafu 3 a z Testu 5 je patrné, že průměrné hodnoty pro počet střevních parazitů byly u obou skupin podobné, ale o něco vyšší počet byl zjištěn u nebřezích samic (FG 2,3636×F0 2,8889). Test 6 obsahuje zjištěné průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro počet střevních parazitů u březích i nebřezích samic.



Test 5: Vliv březosti na počet střevních parazitů

	Tukeyův HSD test; proměnná Počet parazitů Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = 79,478, sv = 36,000		
Č. buňky	Březí/nebřezí samice	{1}	{2}
1	Samice březí	2,3636	0,870194
2	Samice nebřezí	0,870194	2,8889

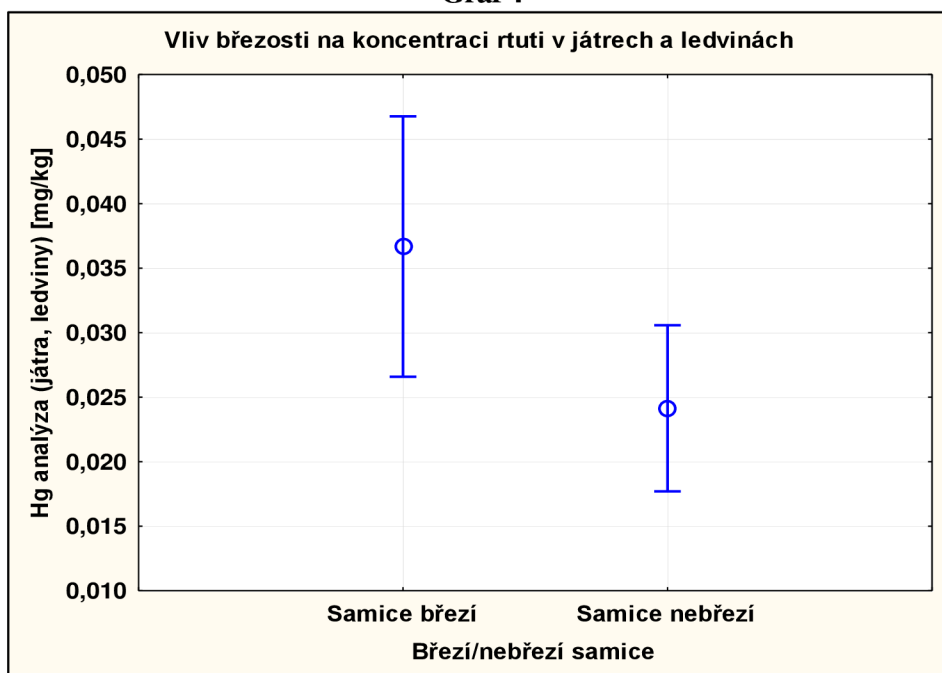
Test 6: Vliv březosti na počet střevních parazitů

Efekt	Popisné statistiky			
	Úroveň Faktor	N	Počet parazitů Průměr	Počet parazitů Sm.odch.
Celkem		38	2,736842	8,79706
Březí/nebřezí samice	Samice březí	11	2,363636	2,15744
Březí/nebřezí samice	Samice nebřezí	27	2,888889	10,40463

5.4 Vliv březosti na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Pro zjištění vlivu březosti na koncentraci rtuti byly analyzovány březí samice (FG) 11 kusů oproti nebřezím samicím (F0) 30 kusů. Tukeyův HSD test ukázal, že pro tuto kategorii existuje statisticky významný rozdíl. Hypotéza **H0R**: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v koncentracích rtuti, nebyla na základě zjištěného statistického rozdílu potvrzena. K vytvoření Grafu 4 a Testu 7 byly vypracované Tabulka 4 a Tabulka 5 (viz Příloha str. X). Z Grafu 4 a Testu 7 je patrné, že březí samice měly vyšší koncentrace rtuti v těle, než nebřezí samice (F0 0,024141×FG 0,036673). Test 8 obsahuje zjištěné průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro koncentraci rtuti u březích i nebřezích samic.

Graf 4



Test 7: Vliv březosti na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

	Tukeyův HSD test; proměnná Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00027, sv = 36,000		
	Březí/nebřezí samice	{1}	{2}
Č. buňky		,03667	,02414
1	Samice březí		0,040680
2	Samice nebřezí	0,040680	

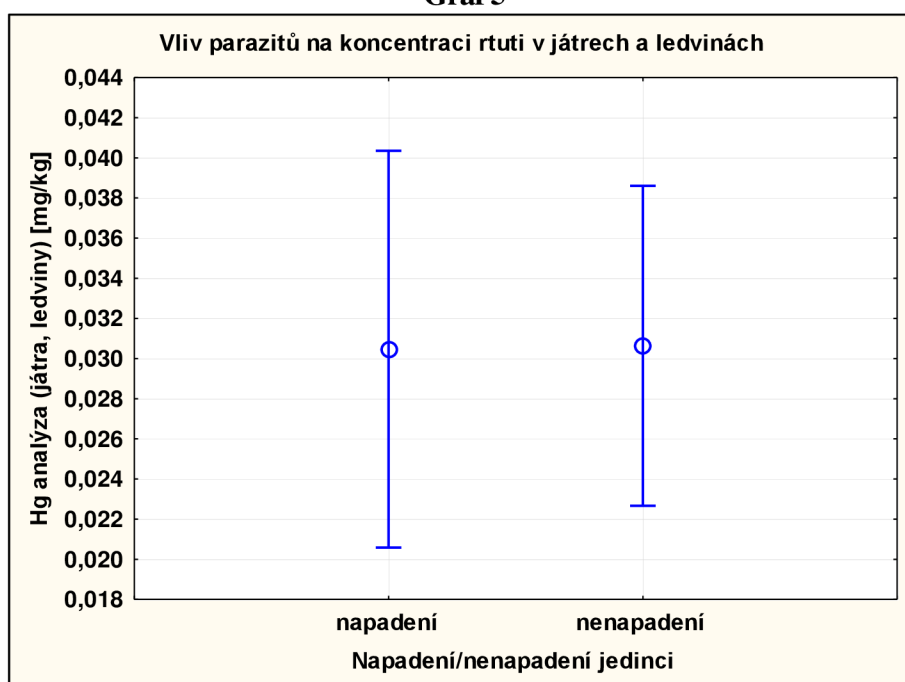
Test 8: Vliv březosti na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Efekt	Popisné statistiky			
	Úroveň Faktor	N	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Průměr	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Sm.odch.
Celkem		38	0,027768	0,017258
Březí/nebřezí samice	Samice březí	11	0,036673	0,025456
Březí/nebřezí samice	Samice nebřezí	27	0,024141	0,011287

5.5 Vliv parazitů na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Pro zjištění vlivu parazitů na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách byli analyzováni jedinci, kteří nebyli napadeni střevními helminty (M, F0, FG) 40 kusů oproti jedincům, kteří byli napadeni střevními helminty (M, F0, FG) 26 kusů. Tukeyův HSD test ukázal, že pro tuto kategorii neexistuje statisticky významný rozdíl. Hypotéza **H_{0H}**: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v zatížení střevními helminty, byla na základě malých rozdílů pptvrzena. K vytvoření Grafu 5 a Testu 9 byly vypracované Tabulka 7 a Tabulka 8 (viz Příloha str. XII, XIII). Z Grafu 5 a Testu 9 je patrné, že mezi napadení jedinci střevními helminty a nenapadenými jedinci je velmi malý rozdíl ($A 0,030471 \times N 0,030633$). Test 10 obsahuje zjištěné průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro koncentraci rtuti u napadených a nenapadených jedinců střevními helminty.

Graf 5



Test 9: Vliv parazitů na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Tukeyův HSD test; proměnná Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] (České tabulky) Přibližné pravděpodobnosti pro post hoc testy Chyba: meziskup. PČ = ,00064, sv = 64,000			
Č. buňky	Napadení/nenapadení jedinci	{1}	{2}
1	napadení	,03047	,03063
2	nenapadení	0,979892	0,979892

Test 10: Vliv parazitů na koncentraci rtuti v játrech a ledvinách

Efekt	Popisné statistiky (České tabulky)			
	Úroveň Faktor	N	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Průměr	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg] Sm.odch.
Celkem		66	0,030569	0,025031
Napadení/nenapadení jedinci	napadení	26	0,030471	0,021571
Napadení/nenapadení jedinci	nenapadení	40	0,030633	0,027313

5.6 Prevalence napadení střevními helminty

Tabulka 9 obsahuje sedm březích samic myšice lesní a prevalence napadení střevními helminty byla 85,7 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,043085 mg/kg. Průměrná hodnota rtuti zjištěná ze střevních parazitů byla 0,0266 mg/kg.

Tabulka 9: Samice březí – Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	2 Hg (SE 788)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	0		0,035434	
2.	37 Hg (SA 524)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Trichuris</i>	0,079072	
3.	42 Hg (SE 790)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i>	0,043314	0,012331
4.	43 Hg (SE 791)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	3	<i>Trichuris</i>	0,059848	
5.	44 Hg (SE 786)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i>	0,011429	0,014243
6.	46 Hg (SE 789)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i> 3x, <i>Trichuris</i> 1x	0,012092	0,021924
7.	54 Hg (SD 668)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i> 2x, <i>Heligmosomoides</i> 2x <i>Trichuris</i> 1x	0,060409	0,0579935
	Souhrn		FG	Prevalence napadení: 85,7 %		Průměr: 0,043085	Průměr: 0,0266
						Medián: 0,043314	

Tabulka 10 obsahuje patnáct samic myšice lesní a prevalence napadení střevními helminty byla 26,67 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,039874 mg/kg. Průměrná hodnota rtuti zjištěná ze střevních parazitů byla 0,032 mg/kg.

Tabulka 10: Samice nebřezí – Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	1 Hg (Bučina-ŠD)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	2	<i>Trichuris</i>	0,040151	
2.	3 Hg (SE 787)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,034525	
3.	10 Hg (B 56)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,029887	
4.	11 Hg (SB 615)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	1	<i>Hymenolepis</i>	0,038554	0,0145
5.	12 Hg (Smrčina Fláje 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,05595	
6.	18 Hg (Bučina Z 7)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,031292	
7.	21 Hg (SE 797)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,033871	
8.	22 Hg (B 10)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,137528	
9.	34 Hg (SA 525)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	3	<i>Heligmosomoides</i>	0,041393	
10.	52 Hg (SC 572)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,024124	
11.	55 Hg (SD 667)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,039969	
12.	59 Hg (SC 569)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,028958	
13.	62 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,019321	
14.	64 Hg (C1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,013319	
15.	66 Hg (SD 666)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	9	<i>Hymenolepis</i>	0,006798	0,049408
	Souhrn		F0	Prevalence napadení: 26,67 %		Průměr: 0,039874	Průměr: 0,032
						Medián: 0,03498	

Tabulka 11 obsahuje jedenáct samců myšice lesní a prevalence napadení střevními helminty byla 36,3636 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,045932 mg/kg.

Tabulka 11: Samci – Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	4 Hg (Smrčina Fláje)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,081982	
2.	9 Hg (SE 795)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,048163	
3.	19 Hg (SE 798)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	1	<i>Trichuris</i>	0,022603	
4.	20 Hg (Bučina Z 6)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	20	<i>Heligmosomoides</i>	0,054164	
5.	23 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,051001	
6.	25 Hg (Bučina Z 3)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,073945	
7.	36 (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	50	<i>Heligmosomoides</i>	0,062642	
8.	39 Hg (SB 613)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,035893	
9.	45 Hg (SA 523)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,026915	
10.	53 Hg (SC 568)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,008993	
11.	56 Hg (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	5	<i>Heligmosomoides</i>	0,038952	
	Souhrn		M	Prevalence napadení: 36,3636 %		Průměr: 0,045932	
						Medián: 0,048163	

Tabulka 12 obsahuje čtyři březí samice hraboše mokřadního/norníka rudého a prevalence napadení střevními helminty byla 25 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,025451 mg/kg.

Tabulka 12: Samice březí – Norník rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	50 Hg (SE 785)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,009587	
2.	65 Hg (SD 665)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,006043	
3.	16 Hg (B 19)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	0		0,059528	
4.	33 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	1	<i>Trichuris</i>	0,026644	
	Souhrn		FG	Prevalence napadení: 25 %		Průměr: 0,025451	
						Medián: 0,018116	

Tabulka 13 obsahuje patnáct samic hraboše mokřadního/norníka rudého a prevalence napadení střevními helminty byla 26,67 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,023809 mg/kg.

Tabulka 13: Samice nebřezí – Norník rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	5 Hg (SC 567)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	2	<i>Heligmosomum</i>	0,032683	
2.	7 Hg (SE 792)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,018661	
3.	8 Hg (Bučina ŠD)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,031443	
4.	13 Hg (SE 796)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,017377	
5.	15 Hg (SD 670)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	3	<i>Heligmosomum</i>	0,019333	
6.	17 Hg (Bučina Z 4)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,010107	
7.	41 Hg (SB 612)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,012437	
8.	47 Hg (SA 529)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,014956	
9.	49 Hg (SA 528)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,006517	
10.	57 Hg (SC 570)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,024407	
11.	60 Hg (SD 669)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	54	<i>Mesocestoides</i> larvae 50x, <i>Heligmosomum</i> 4x	0,01014	
12.	61 Hg (SC571)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,008637	
13.	24 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,036513	
14.	26 Hg (B 7)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,087495	
15.	31 Hg (B 54)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	4	<i>Hymenolepis</i>	0,026427	0,03991202
	Souhrn		F0	Prevalence napadení: 26,67 %		Průměr: 0,023809	
						Medián: 0,018661	

Tabulka 14 obsahuje čtrnáct samců hraboše mokřadního/norníka rudého a prevalence napadení střevními helminty byla 42,88 %. Průměrná hodnota rtuti zjištěná z jater a ledvin byla 0,01258 mg/kg.

Tabulka 14: Samci – Norník rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	14 Hg (SD 671)	<i>Myodes glareolus</i>	M	6	<i>Heligmosomum</i>	0,012938	
2.	27 Hg (SE 801)	<i>Myodes glareolus</i>	M	4	<i>Heligmosomum</i>	0,009897	
3.	28 Hg (SE 802)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,011092	
4.	29 Hg (SE 799)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016283	
5.	30 Hg (SE 800)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Heligmosomum</i>	0,005254	
6.	32 Hg (Bučina Z 5)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	Taeniidae larvae	0,054077	
7.	35 Hg (SB 614)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Paranoplocephala</i>	0,012111	
8.	40 Hg (SA 527)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016509	
9.	48 Hg (SE 794)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,003671	
10.	51 Hg (SE 793)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,007761	
11.	63 Hg (SD 664)	<i>Myodes glareolus</i>	M	3	<i>Heligmosomum</i>	0,003205	
12.	6 Hg (B 87)	<i>Microtus agrestis</i>	M	2	<i>Hymenolepis 1x</i> , <i>Trichuris 1x</i>	0,008114	0,117259
13.	38 Hg (SA 526)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,008201	
14.	58 Hg (SC 566)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,007006	
	Souhrn		M	Prevalence: 42,88 %		Průměr: 0,01258	
						Medián: 0,009049	

Tabulka 15 obsahuje procenta prevalence napadení střevními helminty od všech skupin zvířat. Z celkového počtu 66 kusů hlodavců bylo střevními parazity napadeno 26 kusů (39,3939 %), z toho bylo 14 kusů (42,42 %) z podčeledi myšovitých (Murinae) a 12 kusů (36,3636 %) z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae). Z celkového počtu 41 kusů samic hlodavců bylo střevními parazity napadeno 15 kusů (36,5854 %). U samic z podčeledi myšovitých (Murinae) bylo z celkového počtu 22 kusů napadeno střevními helminty 10 kusů (45,45 %). U samic z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae) bylo z celkového počtu 19 kusů napadeno střevními helminty 5 kusů (26,3158 %). Březích samic bylo celkem 11 kusů, z toho bylo 7 kusů napadeno střevními helminty (63,6353 %). Březích samic z podčeledi myšovitých (Murinae) bylo celkem 7 kusů, z toho bylo 6 kusů napadeno střevními parazity (85,7143 %). Březích samic z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae) byly celkem 4 kusy, z toho byl 1 kus napaden střevními parazity (25 %). Nebřezích samic bylo celkem 30 kusů, z toho bylo 8 kusů napadeno střevními helminty (26,67 %). Nebřezích samic z podčeledi myšovitých (Murinae) bylo celkem 15 kusů, z toho byly 4 kusy napadeny střevními helminty (26,67 %). Nebřezích samic z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae) bylo celkem 15 kusů, z toho byly 4 kusy napadeny střevními helminty (26,67 %). Samců bylo celkem 25 kusů, z toho bylo 11 kusů napadeno střevními helminty (44 %). Samců z podčeledi myšovitých (Murinae) bylo celkem 11 kusů, z toho byly 4 kusy napadeny střevními helminty (36,3636 %). Samců z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae) bylo celkem 14 kusů, z toho bylo 7 kusů bylo napadeno střevními helminty (50 %). Střevními helminty byly nejvíce napadené březí samice (85,7143 %), poté samci (44 %) a nejméně byly střevními helminty napadeny březí samice (26,67 %). Podle podčeledí byli střevními helminty více zatíženi hlodavci z podčeledi myšovití (Murinae) (42,42 %), než hlodavci z podčeledi hrabošovitých (Arvicolinae) (36,3636 %). Nejvyšší procento prevalence napadení střevními helminty měly březí samice z podčeledi myšovití (Murinae) (85,7143 %). Následovali samci z podčeledi hrabošovití (Arvicolinae) (50 %) a nebřezí samice z podčeledi myšovití (Murinae) (45,45 %). Nejméně zatíženy střevními helminty byly nebřezí samice z obou podčeledí (myšovití (Murinae)/hrabošovití (Arvicolinae) 26,67 %).

Tabulka 15: Procento prevalence napadení střevními helminty

	Počet	Pohlaví	Procento prevalence napadení
Celkem hlodavců	66	M, F0, FG	$26/66*100 = 39,3939 \%$
Celkem <i>Apodemus flavicollis</i>	33	M, F0, FG	$14/33*100 = 42,42 \%$
Celkem <i>Myodes glareolus</i> a <i>Microtus agrestis</i>	33	M, F0, FG	$12/33*100 = 36,3636 \%$
Samice celkem	41	F0, FG	$15/41*100 = 36,5854 \%$
Samice <i>Apodemus flavicollis</i>	22	F0, FG	$10/22*100 = 45,45 \%$
Samice <i>Myodes glareolus</i> a <i>Microtus agrestis</i>	19	F0, FG	$5/19*100 = 26,3157895 \%$
Celkem březích samic	11	F0, FG	$7/11*100 = 63,63 \%$
Samice březí <i>Apodemus flavicollis</i>	7	FG	$6/7*100 = 85,7143 \%$
Samice březí <i>Myodes glareolus</i> a <i>Microtus agrestis</i>	4	FG	$1/4*100 = 25 \%$
Celkem nebřezích samic	30	F0	$8/30*100 = 26,67 \%$
Samice nebřezí <i>Apodemus flavicollis</i>	15	F0	$4/15*100 = 26,67 \%$
Samice nebřezí <i>Myodes glareolus</i> a <i>Microtus agrestis</i>	15	F0	$4/15*100 = 26,67 \%$
Samci celkem	25	M	$11/25*100 = 44 \%$
Samci <i>Apodemus flavicollis</i>	11	M	$4/11*100 = 36,3636 \%$
Samci <i>Myodes glareolus</i> a <i>Microtus agrestis</i>	14	M	$7/14*100 = 50 \%$

Z celkového počtu 26 kusů jedinců, kteří byli napadeni střevními helminty, se nejvíce vyskytovali helminti *Trichuris* spp. (u 8 jedinců) a *Hymenolepis* spp. (u 8 jedinců). Tenkohlavci *Trichuris* spp. se vyskytovali v počtech 1-4 kusy, nejčastěji ale v počtu 1 kus (Tabulka 7 viz Příloha str. XII). Tasemnice *Hymenolepis* spp. se vyskytovala v počtech 1-9 kusů, nejčastěji v počtu 1 kus nebo 4 kusy. U hlodavců z podčeledi myšovití (Murinae) se v gastrointestinálním traktu nacházela nejčastěji helminti *Trichuris* spp (u 8 jedinců) a *Heligmosomoides* spp. (u 5 jedinců). U podčeledi hrabošovití (Arvicolinae) se nejčastěji vyskytovaly hlístice *Heligmosomum* spp. (u 7 jedinců). Dalšími nalezenými hlísticemi byli *Heligmosomoides* spp. (5 jedinců) a zástupci tasemnic (Cestoda) (u 3 jedinců). Hlístice *Heligmosomum* spp. se vyskytovala v počtech 1-6 kusů. Hlístice *Heligmosomoides* spp. se vyskytovala v množství 1 až 50 kusů. Tasemnice se vyskytovaly v množství 1 až 50 kusů, často se vyskytovala larvální stádia tasemnic (Taenidae spp., *Mesocestodes* spp.). Tasemnice rodu *Paranoplocephala* sp., se vyskytovala pouze u jednoho jedince. U 4 jedinců se v gastrointestinálním traktu nacházelo více než jeden druh parazitických helmintů. Většinou se tenkohlavci *Trichuris* spp. vyskytovala společně s tasemnicemi *Hymenolepis* spp. (u 3 jedinců). Pouze u 1 kusu se volně v břišní dutině nacházela larvální stádia *Mesocestoides* v množství 50 kusů společně s hlísticemi *Heligmosomum* spp. v tenkém střevě. Nejvyšší koncentrace rtuti naměřená v tasemnicích se nacházela u samce hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*), který měl v porovnání s ostatními jedinci druhou nejnižší koncentraci rtuti zjištěnou z jater a ledvin. Nejnižší naměřená koncentrace rtuti v játrech a ledvinách u jedince napadeného střevními parazity byla 0,003 mg/kg (samec norník rudý/*Myodes glareolus* – *Heligmosomum* spp. 3x). Nejvyšší naměřená koncentrace rtuti u jedince napadeného střevními parazity byla 0,079 mg/kg (břeží samice myšice lesní – *Trichuris* spp. 4x). Nejvyšší počet parazitů měla nebřeží samice norníka rudého (*Myodes glareolus*), která měla v břišní dutině celkem 54 kusů helmintů (50x larvální stádium *Mesocestoides* a 4x *Heligmosomum*), koncentrace rtuti zjištěná u této samice v játrech a v ledvinách byla 0,01 mg/kg, což bylo šesté nejnižší naměřené množství u jedinců, kteří byli napadeni střevními helminty.

6 Diskuze

Tato diplomová práce pojednává o nebezpečí zatížení rtuťí a střevními helminty u zvířat žijících v imisně zatíženém prostředí. Rtuť má mnoho negativních účinků na reprodukci a celkovou plodnost všech živých organismů. Při nadměrném příjmu rtuťí se může stát, že se samci ani samice nedokáží rozmnožit (Dudarev et al. 2009; Wirth & Mijal 2010; Massányi et al. 2020). Pokud ale k zabřeznutí dojde, můžou negativní účinky rtuťí zapříčinit aborty (Yu et al. 2017), případně poškodit vývoj plodu (Graeme & Pollack 1998; Bjørklund et al. 2019; Zheng et al. 2019). Při akutních otravách rtuťí dochází i ke smrti (Park & Zheng 2012), což může být jednou z mnoha příčin snižování počtu zvířat v populaci, v důsledku vymírání jedinců (Phelps & McBee 2010; Goutte et al. 2014; Fort et al. 2016). Podle Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU patří mezi mírné známky toxicity případy, kdy dochází k vystavení koncentrace rtuťí z prostředí v množství 20 µg/kg (0,02 mg/kg) čerstvé hmotnosti, nebo vystavování se nižší koncentraci rtuťí po dobu několika let, což má za následek zvýšené bílkoviny v moči, a postupně tak dochází k selhávání ledvin.

U všech odchycených hlodavců byla naměřena rtuť v játrech a v ledvinách v rozmezí od 0,003 mg/kg po 0,138 mg/kg sušiny. Průměrná koncentrace rtuťí zjištěná z jater a ledvin byla 0,031 mg/kg sušiny. Zjistili jsme, že březí samice měly vždy vyšší průměrné koncentrace rtuťí, než tomu tak bylo u nebřezích samic, ať už v ohledu celkového počtu zvířat (březí samice 0,037 mg/kg sušiny/nebřezí samice 0,031 mg/kg), tak i při rozdělení samic na podčeledi myšovití/hrabošovité (Muridae – březí samice 0,043 mg/kg; nebřezí samice 0,040 mg/kg) (Arvicolidae – březí samice 0,025 mg/kg; nebřezí samice 0,024 mg/kg).

Statistický test prokázal, že mezi březími a nebřezími samicemi existuje signifikantní rozdíl v množství koncentracích rtuťí, a tím nebyla nulová hypotéza H_{0r} potvrzena (Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v koncentracích rtuťí). Na základě toho byly vytvořeny dvě alternativní hypotézy (H_{A1r} ; H_{A2r}). Alternativní hypotéza H_{A1r} (Březí samice budou mít nižší koncentrace rtuťí v těle než nezabřezlé samice) nebyla potvrzena. Alternativní hypotéza H_{A2r} (Březí samice budou mít vyšší koncentrace rtuťí v těle než nezabřezlé samice) byla potvrzena. Domníváme se, že zjištěné koncentrace rtuťí nebyly tak vysoké, aby dokázaly ovlivnit březost u zkoumaných hlodavců. Podle Gerstenberger et al. (2006) je nebezpečná koncentrace rtuťí, která překročí množství 1,1 mg/kg sušiny v orgánech malých hlodavců. V této diplomové práci nebylo takové množství zjištěno u žádného jedince. Je možné, že pro tento výzkum nebyli odchyceni žádní hlodavci, kteří by měli tak vysoké množství rtuťí z důvodu toho, že rtuť mohla oslabit jejich ostražitost a hlodavci následně zahynuli nebo vlivem toxických účinků rtuťí mohlo dojít k poškození zraku, kdy se hlodavci stali snadnou kořistí svých predátorů (lišek, dravců apod.). Další možné odůvodnění je, že hlodavci měli omezené schopnosti získávání potravy, což mohlo vést k vyhladovění, ke zvýšené náchylnosti k onemocnění a k nižší úspěšnosti reprodukce (Gerstenberger et al. 2006). Pro tento výzkum byli odchyceni pouze živí jedinci, kteří se chytili do sklapovacích pastí, ve které byli ihned usmrceni. Nejvyšší naměřená koncentrace rtuťí z jater a ledvin byla 0,137528 mg/kg sušiny, která se zjistila u nebřezí samice myšice lesní (*Apodemus flavicollis*). Nejnižší naměřená koncentrace rtuťí z jater a ledvin byla 0,003671 mg/kg sušiny, která se zjistila u samce norníka rudého (*Myodes glareolus*).

Vyšší procento prevalence střevních helmintů bylo zjištěno u březích samic (63,63 %), než u nebřezích samic (26,67 %). Domníváme se, že to mohlo být způsobeno uvolněnou imunitou před porodem. Stejně výsledky vyšly i při rozdělení samic do podčeledí, kdy březí samice z podčeledi myšovité (Muridae) měly vyšší procento prevalence napadení střevními helminty (85,71 %), než nebřezí samice (26,67 %). Pouze u podčeledi hrabošovité (Arvicolidae) měly nebřezí samice procento prevalence napadení střevními helminty nepatrně vyšší (26,67 %), než březí samice (25 %). Statistický test neprokázal, že by mezi březími a nebřezími samicemi existoval signifikantní rozdíl. Nulová hypotéza H_{0H} (Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v zatížení střevními helminty) byla potvrzena. Obě alternativní hypotézy (H_{0H1} ; H_{0H2}) nebyly potvrzeny. V porovnání se samci bylo zjištěno, že samci vykazovali nepatrně vyšší parazitismus než samice (44 %/37 %), což je v rozporu s výzkumem Provencher et al. (2016), kteří ve svém výzkumu zjistili, že samice vykazovaly vyšší parazitismus než samci.

Z 66 odchycených hlodavců bylo napadeno střevními parazity 26 jedinců, a zjištěná koncentrace rtuti v těchto střevních helmintech byla u 8 z nich. Nejnižší naměřená koncentrace rtuti ze střevních helmintů byla 0,012 mg/kg sušiny a nejvyšší naměřená koncentrace rtuti ze střevních helmintů byla 0,117 mg/kg sušiny. Průměrná koncentrace naměřená z těl střevních helmintů (konkrétně ze zástupců tasemnic) byla 0,013 mg/kg sušiny. Během porovnání výsledků u koncentrací zjištěných z jater a ledvin hostitelů a ze střevních helmintů bylo zjištěno, že u 5 jedinců napadených střevními helminty z celkových 8 jedinců, byla vyšší koncentrace rtuti zjištěná u helmintů, než byla koncentrace zjištěná z jater a ledvin hostitelů. Nejvyšší koncentrace rtuti naměřená v tasemnicích se nacházela u samce hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*), který měl v porovnání s ostatními jedinci druhou nejnižší koncentraci rtuti zjištěnou z jater a ledvin. Nejvyšší počet parazitů měla nebřezí samice norníka rudého (*Myodes glareolus*), která měla v gastrointestinálním traktu a v břišní dutině celkem 54 kusů helmintů (50x larvální stádium *Mesocestoides* a 4x *Heligmosomum*). Koncentrace rtuti zjištěná u této samice v játrech a v ledvinách byla 0,01 mg/kg, což bylo šesté nejnižší naměřené množství u jedinců, kteří byli napadeni střevními helminty. Tyto zjištění by mohly potvrzovat teorii, že střevní helminti (tasemnice) dokážou z těla hostitelů akumulovat rtuť do svého těla, a tím snižovat koncentraci rtuti v těle hostitelů. Pro lepší pochopení interakcí mezi kontaminanty rtuti a střevními helminty je zapotřebí provést další podrobnější studie.

Možným důvodem, proč měly březí samice vyšší koncentrace rtuti a vyšší prevalenci střevních parazitů než nebřezí samice, mohlo být způsobeno uvolněnou imunitou v období březosti. Je též možné, že březí samice konzumovaly vyšší množství potravy vlivem březosti a vývoje plodů. Tím se vystavovaly vyššímu riziku příjmu potravy, která obsahovala rtuť, kdy mohlo následně docházet k vyšší akumulaci rtuti, což potvrzují výzkumy Nielsen & Andersen (1991); Key & Ross (1999) a Mosbech et al. (2006). Množství akumulované rtuti v těle hlodavců souvisí také s druhem potravy, kterou se hlodavci živí (Ma & Talmage 2001; Ivanter 2008; Soulsbury et al. 2011; Fort et al. 2016; Provencher et al. 2016), protože hlavní cestou expozice rtuti pro obratlovce představuje potravní síť (Badry et al. 2020).

Při porovnání jedinců z podčeledi myšovité (Murinae) s jedinci z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae) bylo zjištěno, že ve všech případech měly jedinci myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) vyšší koncentrace rtuti než jedinci hrabošů polních (*Microtus arvalis*) a norníků rudých (*Myodes glareolus*). Rozdíly v naměřených koncentracích rtuti mezi jednotlivými druhy mohly být způsobeny rozdílnou potravou. Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*) se živí převážně semeny, ovocem a bezobratlými živočichy, ale také částmi rostlin a houbami. Mají tedy variabilnější a bohatší potravu na bílkoviny než býložraví jedinci z podčeledi hrabošovité (Arvicolinae). Norníci rudí (*Myodes glareolus*) se živí především vegetativními částmi rostlin, plody, bezobratlými živočichy a houbami. Hraboši polní (*Microtus arvalis*) se živí převážně bylinami a různými druhy trav, ale bezobratlými živočichy se živí pouze ojedinele. Největším problémem v potravě by mohly představovat žížaly a houby, které mohou akumulovat vysoké množství rtuti (Talmage & Walton 1991; Reinecke & Reinecke 1998; Komov et al. 2017; Širić & Falandysz 2020). Žížaly se vyskytují v půdě a živí se půdní biomasou, která představuje riziko vysoké koncentrace rtuti. V oblastech mírného pásma dochází vlivem oteplování ke změnám toků rtuti, kdy dochází ke zvýšené metylaci rtuti v půdě (Yang et al. 2019). Houby mohou obsahovat rtuť v koncentracích vyšších než 4 mg/kg sušiny. Spóry plísní mohou tvořit 7 % objemu žaludku u myšic lesních (*Apodemus flavicollis*) a až 36 % objemu žaludku u myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*) (Širić & Falandysz 2020). Vlivem změny klimatu se v Evropě prodlužuje doba růstu plísní a hub (Kauserud et al. 2012), a tím pádem jsou houby pro hlodavce dostupnější téměř po celý rok (Yang et al. 2019). Stejně tak se domnívali Nawrocka et al. (2020) ve svém výzkumu, kdy divoká prasata vykazovala nejvyšší průměrné koncentrace rtuti z jater (0,0164 mg/kg) oproti jiným zvířatům, pravděpodobně z důvodu konzumace hub a požívání potravy společně s půdou. Konzumace hlíny totiž zvyšuje riziko vyšších koncentrací rtuti v těle (Ghidini et al. 2012).

Dalším možným důvodem, proč měly březí samice více rtuti a nepatrně více střevních parazitů než nebřezí samice, by mohlo být způsobeno tím, že během parazitární infekce dochází k ovlivnění imunitního systému, podobně jako je tomu během březosti. Březí samice jsou náchylnější k onemocnění, protože koncentrace protilátek v tomto období velmi kolísají (Dahl & Hviid 2012; Persson et al. 2019). Střevní parazité mohou podpořit produkci specifických hormonů (progesteron, prolaktin), které tvoří ideální podmínky nejen pro vyvíjející se embrya, ale také pro střevní parazity, kteří se mohou snadněji rozmnožit. Stejně tak jako střevní parazité, mohly vyšší koncentrace rtuti snížit imunitu celého organismu, a tím podpořit parazity ke snadnějšímu rozmnožování v hostitelském těle (Behl et al. 1995; Morales-Montor et al. 2004; Maizels et al. 2018; Emeny et al. 2019). V diplomové práci bylo necelých 64 % (7/11) březích samic zatíženo střevními parazity.

Rozdílné citlivosti ke koncentracím rtuti a střevním parazitům byly zjištěné i v porovnání mezi samci a samicemi. V této diplomové práci byly koncentracemi rtuti více zatíženy samice, ale zatížení střevními helminty byli více samci. Tyto rozdíly mohou být způsobeny několika důvody. Hicks et al. (2018) se ve své studii domnívali, že by to mohlo být způsobeno energetickým omezením samic, které vynakládají vyšší investice do reprodukce, a proto jsou náchylnější k imunotoxicitě rtuti. Carravieri et al. (2020) se domnívali, že samice vykazovaly vyšší vnímavost k parazitárním infekcím vlivem imunotoxicity, která byla způsobena rtutí. Ve výzkumu Provencher et al. (2016) byly samice také více zatíženy rtutí než samci, což bylo

odůvodněno rozdílnou potravou, kdy samci i samice dávají přednost rozdílné potravě. Naopak tomu bylo ve studii Eagles-Smith et al. (2009), kteří ve svém výzkumu zjistili, že samci měli vyšší koncentrace rtuti než samice. Domnívali se, že i když samci a samice vyhledávali stejnou potravu, tak rozdíly v koncentracích rtuti byly způsobeny tím, že samci mohli požívat více potravy a tím pádem měli vyšší koncentrace rtuti v těle než samice. Ve výzkumu Marcogliese & Pietrock (2011) bylo zjištěno, že samci, kteří se živí na vyšších trofických úrovních než samice, mají vyšší koncentrace rtuti v těle. Stejně zjištění bylo prokázáno i ve studii Burger & Gochfeld (1996), kdy samci měli vyšší koncentrace rtuti a chromu než samice, které měly vyšší koncentrace olova, selenu a manganu. Ve studii Carravieri et al. (2020) bylo zjištěno, že samice mohou koncentrace rtuti eliminovat tvorbou vajec nebo produkcí mléka a že samci mohou mít vyšší náchylnost k parazitárním infekcím vlivem hormonu testosteronu. Dále bylo zjištěno, že rozdílné koncentrace rtuti ve tkáních může ovlivňovat stáří, kdy se zvyšujícím se věkem narůstala koncentrace rtuti. Což potvrzuje také výzkum Walker et al. (2007), ve kterém bylo potvrzeno, že koncentrace rtuti v těle narůstá s rostoucím věkem. V této diplomové práci nebyl věk odchycených hlodavců zkoumán.

Podobný výzkum na hlodavcích prováděli Durkalec et al. (2019) v Polsku, kteří zkoumali koncentrace rtuti v játrech u čtyř druhů volně žijících hlodavců: myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), myšice temnopásá (*Apodemus agrarius*), hraboš polní (*Microtus arvalis*) a norník rudý (*Myodes glareolus*). Koncentrace rtuti zjištěné z jater hlodavců se pohybovaly v rozmezí od 0,001 po 0,0364 mg/kg čerstvé hmotnosti. Bylo zjištěno, že koncentrace rtuti se lišila jak mezidruhově, tak také v ohledu na pohlaví a souvisela i s tělesnou hmotností. Nejnížší koncentrace rtuti v játrech byly zjištěny u myšic lesních (*Apodemus flavicollis*). Toto zjištění je ale v rozporu s našimi výsledky, kdy koncentrace rtuti v játrech a ledvinách byly ve všech případech nejvyšší u myšic lesních (*Apodemus flavicollis*) oproti ostatním druhům hlodavců.

7 Závěr

V této diplomové práci bylo zjištěno, že všichni odchycení hlodavci v sobě měli určité koncentrace rtuti v játrech a v ledvinách (0,0037-0,1375 mg/kg sušiny). Průměrná koncentrace rtuti v játrech a ledvinách v celém souboru zkoumaných hlodavců byla 0,0305 mg/kg. Domníváme se, že tyto koncentrace nebyly tak vysoké, aby mohly ovlivnit plodnost u zkoumaných hlodavců. Z celkového počtu 66 hlodavců mělo střevní parazity pouze 26 jedinců, což odpovídá přibližně 40 %. Koncentrace rtuti zjištěná z těl helmintů byla v rozmezí 0,0123-0,1173 mg/kg sušiny. Průměrná koncentrace rtuti naměřená z těl helmintů byla 0,0409 mg/kg sušiny.

Byly stanovené dvě nulové hypotézy, které se týkaly březích a nebřezích samic hlodavců. Tukeyův HSD test nepotvrdil nulovou hypotézu **H_{0R}**: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v množství koncentracích rtuti. Alternativní hypotéza **H_{A1}**: Březí samice budou mít nižší koncentrace rtuti v těle než nezabřezlé samice, nebyla potvrzena. Alternativní hypotéza **H_{A2}**: Březí samice budou mít vyšší koncentrace rtuti v těle než nezabřezlé samice, byla potvrzena.

Tukeyův HSD test potvrdil nulovou hypotézu **H_{0H}**: Mezi březími a nebřezími samicemi neexistuje statisticky významný rozdíl v zatížení střevními helminty. Alternativní hypotézy **H_{0H1}**; **H_{0H2}** nebyly potvrzeny.

Jelikož tato práce prokázala, že se koncentrace rtuti nacházely ve všech zkoumaných hlodavcích, je pravděpodobné, že koncentrace rtuti jsou možné zjistit také u všech ostatních zvířat. Domnívali jsme se, že hlodavci, kteří měli vyšší koncentrace rtuti, se v této diplomové práci nevyskytovali, protože mohlo dojít k úhynu hlodavců z důvodu poškození zraku nebo nervové soustavy, kdy byla toxicita neslučitelná se životem. Někteří hlodavci se vlivem omezení, které bylo způsobené vysokými koncentracemi rtuti, mohli stát snadnou kořistí pro predátory, což by znamenalo, že tito predátoři budou mít ve svém těle vyšší koncentrace rtuti, než byly naměřené koncentrace rtuti u našich zkoumaných jedinců. Koncentrace rtuti v těle se odvíjí od požití potravy, kdy se koncentrace rtuti zvyšují s trofickou úrovní potravního řetězce a může se měnit v ohledu na jedince, kteří jsou býložraví, masožraví nebo všežraví a také v ohledu jakému druhu potravy dávají konkrétní druhy zvířat a jedinci druhu přednost. Vzhledem k tomu bych doporučovala, aby během podobného výzkumu byli odebíráni též mrtví jedinci hlodavců, pokud bude možné jejich nalezení.

Negativní účinky rtuti je zapotřebí neopomíjet a provádět na podobná témata další výzkumy. Emise rtuti pocházejí převážně ze spalování tuhých paliv (uhlí, rašelina, lignit, dřevo), a jejich snížení je možné provést pomocí zavádění nových technologií a alternativ při výrobě energií. Ke snížení rtuti v životním prostředí je zapotřebí zamezit používání pesticidů, laxativ, anthelmintik, léčiv a kosmetických produktů, které jsou na bázi sloučenin rtuti. Při používání baterií, svítilen a elektrických zařízení obsahující rtuť je potřeba se ujistit, že je s nimi dobře zacházeno a při jejich poškození zajistit správnou likvidaci. Rybí moučky, péřové moučky, ale také nechtěné zkrmování hlíny společně s krměním, představují riziko vysokých koncentrací rtuti pro hospodářská zvířata, která mohou tyto vysoké koncentrace rtuti přenášet do svých produktů (maso, mléko, vejce, peří).

8 Literatura

- Abadin HG, Hibbs BF, Pohl HR. 1997. Breast-feeding exposure of infants to cadmium, lead and mercury: a public health viewpoint. *Toxicology and Industrial Health* **13**: 497-517
- Abollo E, Gestal C, Pascual S. 2001. Anisakid infection in the European Shag *Phalacrocorax aristotelis Aristotelis*. *Journal of Helminthology* **75**: 209-214
- Abu-Taweel GM. 2020. Curcumin palliative effects on sexual behavior, fertility and reproductive hormones disorders in mercuric chloride intoxicated mice offspring. *Journal of King Saud University – Science* **32**: 1293-1299
- Adalid R, Torres J, Miñarro M, Fuentes MV, Miquel J. 2018. First finding of *Ityogonimus lorum* and *Locreatus* co-infection in the Iberian mole *Talpa occidentalis*. *Acta Parasitologica* **63**: 835-838
- Adalid R, Torres J, Miñarro M, Miquel J, Fuentes MV, Eira C. 2019. Mercury, lead and cadmium concentrations in *Talpa occidentalis* and in their digeneans of the genus *Ityogonimus*. *Acta Parasitologica* **64**: 460-470 DOI: 10.2478/s11686-019-00089-x
- Ahrens L, Gerwinski W, Theobald N, Ebinghaus R. 2010. Sources of Polyfluoroalkyl Compounds in the North Sea, Baltic Sea and Norwegian Sea: Evidence from Their Spatial Distribution in Surface Water. *Marine Pollution Bulletin* **60**: 255-260
- Alexander J, Auðunsson GA, Benford D, Cockburn A, Dogliotti E, Domenico A, Di Fernández-cruz ML, Fink-gremmels J, Galli CL, Grandjean P, Gzyl J, Heinemeyer G, Johansson N, Mutti A, Schlatter J, Van Leeuwen R. 2008. Mercury as undesirable substance in animal feed – scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain. *EFSA J* **6**: 654 DOI: 10.2903/j.efsa.2008.654
- Almeida AA, Lopes CM, Silva AM, Barrado E. 2008. Trace elements in human milk: correlation with blood levels, inter-element correlations and changes in concentration during the first month of lactation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* **22**: 196-205
- Altunkaynak BZ, Akgul N, Yahyazadeh A. 2016. Effect of mercury vapor inhalation on rat ovary: stereology and histopathology. *Journal of Obstetrics and Gynaecology Research* **42**: 410-416
- Antunović Z, Mioč B, Klir Ž, Širić I, Držaić V, Lončarić Z, Bukvić G, Novoselec J. 2020. Concentrations of mercury and other elements in ewes' milk: Effect of lactation stage. *Chemosphere* **261**: 128128
- Arnold J, Gustin MS, Weisberg PJ. 2018. Evidence for nonstomatal uptake of Hg by aspen and translocation of Hg from foliage to tree in Austrian pine. *Environmental Science & Technology* **52**: 1174-1182 DOI: 10.1021/acs.est.7b04468
- Atti SK, Pharm EMS, Chokshi Y, Casteel S, Kiernan E, Cruz R, Kazzi Z, Geller RJ. 2020. All that glitters is not gold: Mercury poisoning in a family mimicking an infectious illness. *Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care* **50**: 100758
- Avramescu ML, Yumvihoze H, Hintelmann J, Ridal D, Lean DRS. 2011. Biogeochemical factors influencing net mercury methylation in contaminated freshwater sediments the St. Lawrence River in Cornwall, Ontario, Canada. *Science of the Total Environment* **409**: 968-978
- Badry A, Krone O, Jaspers VLB, Mateo R, García-Fernández A, Leivits M, Shore RF. 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identification of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment* **731**: 139198
- Baduel C, Lai FY, Townsend K, Mueller JF. 2014. Size and Age-Concentration Relationships for Perfluoroalkyl Substances in Stingray Livers from Eastern Australia. *Science of the Total Environment* **496**: 523-530
- Bailin L, Xinwang M, Shiwei A, Saiyong Z, Wenya Z, Yingmei Z. 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metals in soils under different land uses in a sewage irrigation region, northwest China. *Journal of Soils and Sediments* **16**: 1-10
- Ballari SA, Barrios-García MN. 2014. A review of wild boar *Sus scrofa* diet and factors affecting food selection in native and introduced ranges. *Mammal Review* **44**: 124-134 DOI: 10.1111/mam.12015
- Behl C, Widmann M, Trapp T, Holsboer F. 1995. 17-beta estradiol protects neurons from oxidative stress-induced cell death in vitro. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* **216**: 473-482

- Beldowski J, Miotk M, Zaborska A, Pempkowiak J. 2015a. Distribution of sedimentary mercury off Svalbard, European Arctic. *Chemosphere* **122**: 190-198 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.050
- Bensefa-Colas L, Andujar P, Descatha A. 2011. Mercury poisoning. *Revue de Médecine Interne* **33**: 416-424
- Binkovski JL, Merta D, Przystupińska A, Soltysiak Z, Pacón J, Stawart R. 2016. Levels of metals in kidney, liver and muscle tissue and their relation to the occurrence of parasites in the red fox in the Lower Silesian Forest in Europe. *Chemosphere* **149**: 161-167 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.099
- Bishop KH, Lee YH, Munthe J, Dambrine E. 1998. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* **40**: 101-113 DOI: 10.1023/A:1005983932240
- Björklund G, Dadar M, Mutter J, Aaseth J. 2019. The toxicology of mercury: current research and emerging trends. *Environmental Research* **159**: 545-554
- Björklund G, Chirumbolo S, Dadar M, Pivina L, Ulf Lindh, Monica Butnariu, Jan Aaseth. 2019. Mercury exposure and its effects on fertility and pregnancy outcome. *Basic Clin Pharmacol Toxicol* **125**: 317-327
- Bomhard E, Maruhn D, Paar D, Wehling H. 1984. Urinary enzymes measurements as sensitive indicators of chronic cadmium nephrotoxicity. *Contr. Nephrology* **42**: 142-147
- Bond AL, Hobson KA, Branfireun BA. 2015. Rapidly increasing methyl mercury in endangered ivory gull (*Pagophila eburnea*) feathers over a 130 year record. *Proceedings of the Royal Society of London, B Biological Sciences* **282**: 20150032
- Borgsteede FHM, Okulewicz A, Zoun PEF, Okulewicz J. 2005. The gastrointestinal helminth fauna of the eider duck (*Somateria mollissima*) in the Netherlands. *Helminthologia* **42**: 83-87
- Borkovcová M, Fiser V, Bednarova M, Havlicek Z, Adaamkova A, Mlcek J, Jurikova T, Balla S, Adamek M. 2020. Effect of accumulation of heavy metals in the red fox intestine on the prevalence of its intestinal parasites. *Animals* **10**: 343
- Boujbiha MA, Hamden K, Guerhazi F, Bouslama A, Mezzine A, Kammoun A, El Feki A. 2009. Testicular toxicity in mercuric chloride treated rats: Association with oxidative stress. *Reproductive Toxicology* **28**: 81-89
- Brázová T, Šalamún P, Miklisová D, Šestínová O, Findoráková L, Hanzelová V, Oros M. 2021. Transfer of Heavy Metals Through Three Components: Sediments, Plants and Fish in the Area with Previous Mining Activity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **106**: 485-492
- Brozova A, Jankovska I, Miholova D, Schankova S, Truneckova J, Langrova L, Kudrnacova M, Vadlejch J. 2015. Heavy metal concentrations in the small intestine of red fox (*Vulpes vulpes*) with and without *Echinococcus multicularis* infection. *Environmental science and pollution research* **22(4)**: 3175-3179
- Bulantová J, Jedličková L, Leontovyč R, Pankrác J, Skála V, Turjanicová L, Horák P. 2015. Jekyll a Hyde: Máme se obávat parazitických helmintů člověka? *Nakladatelství Academia, SSČ AV ČR, v. v. i.* Available from: www.ziva.avcr.cz (accessed September 2022)
- Bullock OR, Brehme KA. 2002. Atmospheric mercury simulation using the CMAQ model: formulation description and analysis of wet deposition results. *Atmosphere Environment* **36**: 2135-2146
- Burbacher TM, Rödier PM, Weiss B. 1990. Methylmercury developmental neurotoxicity: a comparison of effects in humans and animals. *Neurotoxicology and Teratology* **12**: 191-202
- Burger J, Campbell KR, Campbell TS. 2004. Gender and spatial patterns in metal concentrations in brown anoles (*Anoles sagrei*) in southern Florida. *Environmental Toxicology* **23**: 712-718
- Burger J, Gochfeld M. 1996. Heavy metals and selenium levels in Franklin's gull (*Larus pipixcan*): parents and their eggs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **23**: 431-434
- Bustnes JO, Bakken V, Skaare JU, Erikstad KE. 2003. Age and Accumulation of Persistent Organochlorines: A study of Arctic Breeding Glaucous Gulls (*Larus hyperboreus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* **22**: 2173-2179
- Cardiano P, Foti C, Giuffrè O. 2016. On the interaction of N-acetylcysteine with Pb²⁺, Zn²⁺, Cd²⁺ and Hg²⁺. *Journal of Molecular Liquids* **223**: 360-367

- Carravieri A, Burthe SJ, Vega CDL, Yonehara Y, Daunt F, Newell MA, Jeffreys RM, Lawlor AJ, Hunt A, Shore RF, Pereira G, Green JA. 2020. Interactions between Environmental Contaminants and Gastrointestinal Parasites: Novel Insights from an Integrative Approach in a Marine Predator. *Environmental Science & Technology* **54**, 8938–8948
- Carvan MJ, Kalluvila TA, Klingler RH. 2017. Mercury-induced epigenetic transgenerational inheritance of abnormal, neurobehavior is correlated with sperm epimutations in zebrafish. *PLoS ONE* **12**: e0176155
- Claeys WL, Verraes C, Cardoen S, De Block J, Huyghebaert A, Raes K, Dewettinck K, Herman L. 2014. Consumption of raw or heated milk from different species: An evaluation of the nutritional and potential health benefits. *Food Control* **42**: 188-201
- Clark DR, Shore RF. 2001. Chiroptera. *Ecotoxicology of Wild Mammals*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester 159-214
- Clarkson TW, Magos L, Myers G. 2003. The toxicology of mercury-current exposures and clinical manifestations. *The New England Journal of Medicine* **349**: 1731-1737
- Clements CJ, Ball LK, Ball R, Pratt D. 2000. Thiomersal in vaccines. *Correspondence* **355**: 1279-1280 DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(05\)74714-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(05)74714-0)
- Cole GM, Teter B, Frautschy SA. 2007. Neuroprotective effects of curcumin. *Advances in Experimental Medicine and Biology* **595**: 197-212
- Cook TR, Lescroel A, Cherel Y, Kato A, Bost CA. 2013. Can foregone ecology drive the evolution of baby size in a diving endotherm? *PLoS One* **8**: e56297
- Čelechovská O, Malota L, Zima S. 2008. Entry of heavy metals into food chains: a 20-year comparison study in northern moravia (Czech republic). *Acta Veterinaria* **77**: 645-652
- Český statistický úřad. 2021. Spotřeba potravin a nealkoholických nápojů (na obyvatele za rok). Available from www.czso.cz (accessed January 2023)
- Dahl M, Hviid TVF. 2012. Human leucocyte antigen class Ib molecules in pregnancy success and early pregnancy loss. *Human Reproductive Update* **18**: 92-109
- Daum R, Shepherd DM, Noelle RJ. 1993. Immunotoxicology of cadmium and mercury on beta lymphocytes. Effects on lymphocyte function. *International Journal of Immunopharmacology* **15**: 383-394
- Dawson RD, Bortolotti GR. 1997. Total Plasma Protein Level as an Indicator of Condition in Wild American Kestrels (*Falco sparverius*). *Canadian Journal of Zoology* **75**: 680-686
- De Silva AO, Spenceer C, Ho KCD, Al Tarhuni M, Go C, Houde M, de Solla SR, Lavoire RA, King LE, Muir DCG, Fair PA, Wells RS, Bossart GD. 2016. Perfluoroalkylphosphinic Acids in Northern Pike (*Esox lucius*), Double-Crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in Relation to Other Perfluoroalkyl Acids. *Environmental Science & Technology* **50**: 10903-10913
- Demková L, Árvay J, Bobuľská L, Tomáš J, Stanovič R, Lošák T, Harangozo L, Vollmannová A, Bystrická J, Musilová J, Jobbágy J. 2017. Accumulation and environmental risk assessment of heavy metals in soil and plants of four different ecosystems in a former polymetallic ores mining and smelting area (Slovakia). *Journal of Environmental Science and Health* **52**: 479-490
- Dietz R, Riget F, Born EW, Sonne C, Grandjean P, Kirkegaard M, Olsen MT, Asmund G, Renzoni A, Baagøe, Andreassen C. 2006. Trends in mercury in hair of Greenlandic polar bears (*Ursus maritimus*) during. *Environmental Science and Technology* **40**: 1120-1125
- Dórea JG. 2004. Vegetarian diets and exposure to organochlorine pollutants, lead and mercury. *The American Journal of Clinical Nutrition* **80**: 237-238
- Dórea JG. 2005. Is fish the foodchain end point for methyl-mercury contamination? *International Journal of Circumpolar Health* **64**: 301-302
- Dórea JG. 2006. Fish meal in animal feed and human exposure to persistent bioaccumulative and toxic substances. *Journal of Food Protection* **69**: 2777-2785 DOI: 10.4315/0362-028X-69.11.2777
- Driscoll CT, Mason RP, Chan HM, Jacob DJ, Pirrone N. 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways and effects. *Environmental Science & Technology* **47**: 4967-4983

- Dudarev A, Odland JO, Reiersen LO. 2009. Russian arctic mother-child cohort-the first results of a follow up study of persistent toxic substances (PTS) blood levels. *Epidemiology* **20**: 253
- Durkalec M, Nawrocka A, Źmudzki J, Filipek A, Niemcewicz M, Posyniak A. 2019. Concentration of Mercury in the Livers of Small Terrestrial Rodents from Rural Areas in Poland. *Molecules* **24**: 4108 DOI: 10.3390/molecules24224108
- Dursun A, Yurdakok K, Yalcin SS. 2016. Maternal risk factors associated with lead, mercury and cadmium levels in umbilical cord blood, breast milk and newborn hair. *Journal of Maternal-Fetal and Neonatal Medicine* **26**: 954-961
- Eagles-Smith CA, Ackerman JT, Yee J, Adelsbach TL. 2009. Mercury demethylation in waterbird livers: dose-response thresholds and differences among species. *Environmental Toxicology and Chemistry* **28**: 568-577
- EFSA. Guidance Document on Risk Assessment for Birds and Mammals. 2009. European Food Safety Authority, Parma, Italy 358
- Ellenhorn MJ, Schonwold S, Ordag G, Wasserberger J. 1997. *Ellenhorn's medical toxicology*. 1532-1613
- Emeny R, Korrick SA, Zhigang Li, Nadeau K, Madan J, Jackson B, Baker E, Karagas MR. 2019. Prenatal exposure to mercury in relation to infant infections and respiratory symptoms in the New Hampshire Birth Cohort Study. *Environmental Research* **171**: 523-529
- Emep. Database of the EMEP Centre on Emission Inventories and Projections (CEIP). Available from www.emep.int (accessed September 2022)
- Endo G, Horiguchi S, Kiyora I. 1990. N-acetyl-beta-D-glucosaminidase activity in lead-exposed workers. *Journal of Applied Toxicology* **10**: 235-238
- Englander SJ, Atwood RG, Landrigan PJ, Clarkson TW, Greenwood MR, Smith JC. 1980. Organic mercury exposure from fungicide-contaminated eggs. *Archives of Environmental and Occupational Health* **35**: 224-228
- Falandysz J. 1993. Some toxic and essential trace metals in cattle from the northern part of Poland. *Science of the Total Environment* **136**: 177-191
- Falluel-Morel A, Lin L, Sokolowski K, McCandlish E, Buckley B, DiCicco-Bloom E. 2012. N-Acetyl cysteine treatment reduces mercury-induced neurotoxicity in the developing rat hippocampus. *Journal of Neuroscience Research* **90**: 743-750
- Feliu C, Spakula M, Casanova JC, Renaud F, Morand S, Hugot JP, Santalla F, Durand P. 2000. Genetic and morphological heterogeneity in small rodent whipworms in southwestern Europe: characterization of *Trichuris muris* and description of *Trichuris arvicolae* n. sp. (Nematoda: Trichuridae) *Journal of Parasitology* **86**: 442-449
- Fitzgerald WF, Lamborg CH, Hammerschmidt CR. 2007. Marine biogeochemical cycling of mercury. *Chemical Reviews* **107**: 641-662
- Fort J, Grémellet D, Traisnel G, Amélineau F, Bustamante P. 2016. Does temporal of mercury levels in Arctic seabirds reflect changes in global environmental contamination, or a modification of Arctic marine food web functioning? *Environmental Pollution* **211**: 382-388
- Forysová K, Pinkr-Grafnetterová A, Malý M. 2017. Urinary cadmium and cotinine levels and hair mercury levels in Czech children and their mothers within the framework of the Cophes/Democophes projects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **73**: 421-430
- Gallo M, Mlynár R, Rajčáková L. 1996. Porovnanie obsahu ťažkých kovov v tkanivách dojnic zo Spišských Vlách a L'ubenika. Syposium o ekológii vo vybraných aglomeráciách Jelšavy a L'ubenika a Stredného Spiša, Hrádok 29-31
- Gao Z, Ying Y, Yan J, Wang J, Cai S, Yan Ch. 2017. Acute mercury vapor poisoning in a 3 month-old infant: A case report. *Clinica Chimica Acta* **465**: 119-122
- Gaskins AJ, Sundaram R, Buck LGM, Chavarro JE. 2018. Seafood intake, sexual activity and time to pregnancy. *The Journal of clinical endocrinology and metabolism* **103**: 2680-2688
- Gebel T, Kevekordes S, Schaefer J, Platen H, Dunkelberg H. 1996. Assessment of a possible genotoxic environmental risk in sheep bred on grounds with strongly elevated contents of mercury, arsenic and antimony. *Mutation Research/Genetic Toxicology* **368**: 267-274

- Gerstenberger SL, Cross CL, Divine DD, Gulmatico ML, Rothweiler AM. 2006. Assessment of Mercury Concentrations in Small Mammals Collected Near Las Vegas, Nevada, USA. *Environmental Toxicology* 583-589 DOI:10.1002/tox
- Ghidini S, Zanardi E, Conter M, Ianieri A. 2012. Chemical residues in organic meats compared to conventional meats. *Organic Meat Production and Processing*. John Wiley & Sons, Inc. And the Institute of Food Technologists 275-284 DOI: 10.1002/9781118229088
- Gómez-Ramírez P, Shore RF, van den Brink NW, van Hattum B, Bustnes JO, Duke G, Fritsch C, García-Fernández AAJ, Helander BO, Jaspers V, Krone O, Martínez-López E, Mateo R, Movalli P, Sonne C. 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. *Environment International* **67**: 12-21
- Goudie RI, Robertson GJ, Reed A. 2000. Common eider (*Somateria mollissima*). *Birds of North America Online*, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.
- Goutte A, Bustamante P, Barbraud C, Delord K, Weimerskirch H, Chastel O. 2014. Demographic responses to mercury exposure in two closely-related Antarctic top predators. *Ecology* **95**: 1075-1086
- Goyer R. 1991. Toxic effects of metals. In: Amdur MO, Doull JD, Klaassen CD. Casarett and Doull's *Toxicology*, 4th edition, Pergamon Press, New York, 623-680
- Graeme KA, Pollack CV. 1998. Heavy metal toxicity, part I: arsenic and mercury. *Journal of Emergency Medicine* **16**: 45-56
- Granstein RD, Sober AJ. 1981. Drug and heavy metal induced hyperpigmentation. *Journal of the American Academy of Dermatology* **5**: 1-18
- Guentzel JL, Landing WM, Gill GA, Pollman CD. 2001. Processes influencing rainfall deposition of mercury in Florida. *Environmental Science Technology* **35**: 863-873
- Gulati SK, Garg MR, Serashia PL, Scott TW. 2003. Enhancing milk quality and yield in the dairy cow and buffalo by feeding protected nutrient supplements. *Asia Pacific Journal of Clinical Nutrition* **12**: S61
- Gyrd-Hansen N. 1981. Toxicokinetics of methyl mercury in pigs. *Archives of Toxicology* **48**: 173-181
- Hayati A, Wulansari E, Armando DS, Sofiyanti A, Amin MHFA, Pramudya M. 2019. Effects of in vitro exposure of mercury on sperm quality and fertility of tropical fish *Cyprinus carpio L.* *Egyptian Journal of Aquatic Research* **45**: 189-195
- Heinz GH, Hoffman DJ. 1998. Methylmercury Chloride and Selenomethionine Interactions on Health and Reproduction in Mallards. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**: 139-145
- Hicks O, Burthe SJ, Daunt F, Newell M, Butler A, Ito M, Sato K, Green JA. 2018. The Energetic Cost of Parasitism in a Wild Population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **285**: 20180489
- Horowitz HM, Jacob DJ, Amos HM, Streets DG, Sunderland EM. 2014. Historical mercury releases from commercial products: global environmental implications. *Environmental Science & Technology* **48**: 10242-10250
- Houserová P, Janák K, Kubáň P, Pavličková J, Kubáň V. 2006. Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech. *Chemické listy* **100**: 862-876
- Hudson PJ, Dobson A. 1991. The direct and indirect effects of caecal nematode *Trichostrongylus tenuis* on red grouse. *Bird-Parasite Interactions: Ecology, Evolution and Behavior*, Oxford University Press, Oxford 49-68
- Hutterer R. 2005. Order Soricomorpha. In: Wilson DE, Reeder DM. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore 220-231
- Hylander LD, Goodsire ME. 2006. Environmental costs of mercury pollution. *Environmental Science & Technology* **36**: 352-370 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.11.02
- Chan TY. 2011. Inorganic mercury poisoning associated with skin-lightening cosmetic products. *Clinical Toxicology* **49**: 886-891
- Chapman PM, Adams WJ, Brooks M, Delos CG, Luoma SN, Maher WA, Ohlendorf HM, Presser TS, Shaw P. 2010. *Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment*. CRC Press
- Chavan AR, Griffith GP, Wagner GP. 2017. The inflammation paradox in the evolution of mammalian pregnancy: turning a foe into a friend. *Current Opinion in Genetics and Development*
- Cherian MG, Jayasurya A, Bay BH. 2003. Metallothioneins in human tumors and potential roles in carcinogenesis. *Mutation Research* **533**: 201-209

Ikem B, Shanks B, Caldwell J, Garth J, Ahuja S. 2015. Estimating the daily intake of essential and nonessential elements from lamb m. longissimus thoracis et lumborum consumed by the population in Missouri (United States). *Journal of food Composition and Analysis* **40**: 126-135

Ivanter EV. 2008. *Mammals of Karelia*. Izd-vo PetrGU: Perozavodsk 292

Jahanbakht S, Livardjani F, Jaeger A. 2002. An experimental ecotoxicological study and its application to the behavioural study of organic mercury (CH₃HgCl) in the environment: influence of temperature and pH. *Chemosphere* **49**: 1405 DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00506-4

Jan Yan MD, Yujje Pan MD, Ziren Tang MD, Yuguo Song MD. 2019. Mercury Poisoning Presenting With Hypertension: Report of 2 Cases. *The American Journal of Medicine* **132**: 1475-1477

Jankovská I, Miholova D, Bejcek V, Vadlejch J, Sulc M, Szakova J, Langrova I. 2010. Influence of parasitism on trace element contents on tissues of red fox (*Vulpes vulpes*) and its parasites *Mesocestoides* spp (Cestoda) and *Toxascaris leonina* (Nematoda). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **58**: 469-477

Jankovská I, Vadlejch J, Szákova J, Miholová D, Kunc P, Knížkova I, Langrová I. 2010. Experimental studies on the lead accumulation in the cestode *Moniezia expansa* (Cestoda: Anoplocephalidae) and its final host (*Ovis aries*). *Ecotoxicology* **19** (5): 928-932

Jankovská I, Vadlejch J, Szákova J, Miholová D, Kunc P, Knížková I, Čadková Z, Langrová I. 2010. Experimental studies on the cadmium accumulation in the cestode *Moniezia expansa* (Cestoda: Anoplocephalidae) and its final host (*Ovis aries*). *Experimental Parasitology* **126** (2): 130-134

Johnston JN, Savage GP. 1991. Mercury consumption and toxicity with reference to fish and fishmeal. *Nutrition Abstracts and Reviews* **61**: 74-116

Kamath AU, Pemiah B, Sekar RK, Krishnaswamy S, Sethuraman S, Krishnan UM. 2012. Mercury-based traditional herbo-metallic preparations: a toxicological perspective **86**: 831-838

Kambamanoli-Dimou A, Kamarianos A, Kilikidis S. 1991. Transfer of methylmercury to hens eggs after oral administration. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **46**: 128-133

Kang H, Liu X, Guo J, Zhang Q, Wang Y, Huang J, Xu G, Wu G, Ge W, Kang S. 2022. Long-term mercury variations in tree rings of the permafrost forest, northeastern China. *Science China Earth Sciences* 1-32 DOI: 10.1007/s11430-021-9886-1

Kauserud H, Heegaard E, Büntgen U, Halvorsen R, Egli S, Senn-Irlet B, Krisai-Greilhuber I, Dämon W, Sparks T, Nordén J, Høiland K, Kirk P, Semenov M, Boddy L, Stenseth NC. 2012. Warming-induced shift in European mushroom fruiting phenology. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109**: 14488-14493

Key C, Ross C. 1999. Sex differences in energy expenditure in non-human primates. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **266**: 2479-2485

Komov VT, Ivanova ES, Poddubnaya NY, Gremyachikh VA. 2017. Mercury in soil, earthworms and organs of voles *Myodes glareolus* and shrew *Sorex araneus* in the vicinity of an industrial complex in Northwest Russia (Cherepovets). *Environ Monit Assess* **189**: 104

Kopp R, Hilscherová K, Poštulková E. 2015. *Základy vodní ekotoxikologie*. Mendelova univerzita, Brno

Korejwo E, Saniewska D, Beldowski J, Balazy P, Saniewski M. 2022. Mercury concentration and speciation in benthic organisms from Isfjorden, Svalbard. *Marine Pollution Bulletin* **184**: 114-115

Kosik-Bogacka DI, Baranowska-Bosiacka I, Salamatın R. 2010. *Hymenolepis diminuta*: Effect of infection on ion transport in colon and blood picture of rats. *Experimental Parasitology* **124**: 285-294

Krupicer I. 1995. Effect of mercury dominated heavy metal emission on the course of pasture helminthoses in sheep. *Veterinární medicína* **40**: 11-15

Kružíková K, Kenšová R, Bláhová J, Svobodová Z. 2011. Hodnocení kontaminace řek Svitavy a Svatky rtutí a svaloviny jelce (*Leuciscus cephalus* L.) v městské aglomeraci Brno v ČR. *Acta Veterinaria Brno* **80**: 227-233

Lafferty KD. 1997. Environmental parasitology: What can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today* **13**: 251-255

Le Roux S, Baker P, Crouch A. 2016. Bioaccumulation of total mercury in the earthworm *Eisenia andrei*. *Springerplus* **5**: 681

- Li X, Yin J, Chen Q, Wang R. 2014. Dietary selenium protect against redox-mediated immune suppression induced by methylmercury exposure. *Food and Chemical Toxicology* **72**: 169-177
- Liu Z, Zhen F, Zhang Q, Qian X, Li W, Sun Y, Zhang L, Qu B. 2022. Nanoporous biochar with high specific surface area based on rice straw digestion residue for efficient adsorption of mercury ion from water. *Bioresource Technology* **359**: 127471
- López-Alonso M, Benedito JL, Miranda M, Castillo C, Hernández J, Shore RF. 2003. Mercury concentrations in cattle from NW Spain. *Science of The Total Environment* **302**: 93-100
- López-Alonso M, Fink-Gremmels J. 2012. Animal feed contamination by toxic metals. *Animal Feed Contamination*, Woodhead Publishing Limited, Cambridge 183-204 DOI: 10.1533/9780857093615.2.183
- López-Alonso M, Rey-Crespo F, Herrero-Latorre C, Miranda M. 2017. Identifying sources of metal exposure in organic and conventional dairy farming. *Chemosphere* **185**: 1048-1055 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.112
- Ma WC, Talmage S. 2001. *Insectivora Ecotoxicology of Wild Mammals*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester 123-158
- MacLachlan DJ, Budd K, Connolly J, Derrick J, Penrose L, Tobin T. 2016. Arsenic, cadmium, cobalt, copper, lead, mercury, molybdenum, selenium and zinc concentrations in liver, kidney and muscle in Australian sheep. *Journal of Food Composition and Analysis* **50**: 97-107
- Maizels RM, Smits HH, McSorley HJ. 2018. Modulation of host immunity by helminths: the expanding repertoire of parasite effector molecules. *Immunity* **49**: 801-818
- Mallory ML, Braune BM, Forbes MRL. 2006. Contaminant concentrations in breeding and non-breeding northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Canadian high arctic. *Chemosphere* **64**: 1541
- Mancini L, Miniero R, Beccaloni E, Domenico K, Lacchetti I, Puccinelli C, Cicero MR, Scaini F, Carere M. 2022. Mercury (Hg) and methylmercury (MeHg) in sediment and biota: A case study in a lagoon in Central Italy. *Marine Pollution Bulletin* **175**: 113308
- Marcogliese DJ, Pietrock M. 2011. Combined effects of parasites and contaminants on animal health: parasites do matter. *Trends in Parasitology* **27**: 123
- March BE, Soong R, Bilinski E, Jonas RE. 1974. Effects on chickens of chronic exposure to mercury at low levels through dietary fish meal. *Poultry Science* **53**: 2175-2181
- Martinson SC, Marcogliese DJ, Verreault J. 2017. Multiplestressors including contaminant exposure and parasite infection predict spleen mass and energy expenditure in breeding ring-billed gulls. *Toxicology Pharmacology* **200**: 42-51
- Martin JW, Whittle DM, Muir DCG, Mabury SA. 2004. Perfluoroalkyl Contaminants in a Food Web from Lake Ontario. *Environmental Science & Technology* **38**: 5379-5385
- Martiniaková M, Omelka R, Grosskopf B, Jančová A. 2010. Yellow-necked mice (*Apodemus flavicollis*) and bank voles (*Myodes glareolus*) as zoomonitors of environmental contamination at a polluted area in Slovakia. *Acta Veterinaria Scandinavica* **52**: 58
- Mason RP, Sheu GR. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycle* **16**: 1093
- Massányi P, Massányi M, Madeddu R, Stawarz R, Lukáč N. 2020. Effects of cadmium, lead and mercury on the structure and function of reproductive organs. *Toxics* **8**
- Mata L, Sanchez L, Calvo M. 1997. Interaction of mercury with human and bovine milk proteins. *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry* **61**: 1641-1645
- Matsuyama A, Yano S, Taniguchi Y, Kindaichi M, Tada A, Wada M. 2021. Trends in mercury concentrations and methylation in Minamata Bay, Japan, between 2014 and 2018. *Marine Pollution Bulletin* **173**: 112886
- McGrew AK, O'Hara TM, Stricker CA, Salman MD, Van Bonne W, Gulland FMD, Whitingg A, Ballweber LR. 2018. Ecotoxicoparasitology of the gastrointestinal tracts of pinnipeds: the effect of parasites on the potential bioavailability of total mercury (THg). *Science of Total Environment* **631-632**: 233-238
- McKinney MA, Iverson SJ, Fisk AT, Sonne C, Rigét FF, Letcher RJ, Arts MT, Born EW, Rosing-Asvid A, Dietz R. 2013. Global change effects on the long-term feeding ecology and contaminant exposures of East Greenland polar bears. *Global Change Biology* **19**: 2360-2372

- Mergler D, Anderson HA, Chan LH, Mahaffey KR, Murray M, Sakamoto M, Stern AH. 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. *Ambio* **36**: 3-11
- Minguez-Alarcon L, Afeiche MC, Williams PL, arvizu M, Tanrikut C, Amarasiriwardena CJ, Ford JB, Hauser R, Chavarro JE. 2018. Hair mercury (Hg) levels, fish consumption and semen parameters among men attending a fertility center. *International journal of hygiene and environmental health* **221**: 174-182
- Minguez-Alarcon L, Williams PL, Souter I, Sacha C, Amarasiriwardena CJ, Ford JB, Hauser R, Chavarro JE. 2021. Hair mercury levels, intake of omega-3-fatty acids and ovarian reserve among women attending a fertility center. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* **237**: 113825
- Ministerstvo zdravotnictví. 2004. Vyhláška č. 305 ze dne 6. května 2004, kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství. Available from: www.eagri.cz (accessed January 2023)
- Ministerstvo životního prostředí. 2004. Vyhláška č. 252 ze dne 22. dubna 2004, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Available from www.zakonyprolidi.cz (accessed January 2023)
- Miranda-Andrades RJ, Pedrozo-Penãfiel MJ, Mendes JA, Aucelio EQ. 2022. Thiomersal determination in vaccines using graphene quantum dots-TiO₂ nanocomposite to promote temporally selective photo-production of Hg cold vapor. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy* **193**: 106477
- Morales-Montor J, Chavarria A, De León MA, Del Castillo LI, Escobedo EG, Sánchez EN, Vargas JA, Hernández-Flores M, Romo-González T, Larralde C. 2004. Host gender in parasitic infections of mammals: an evaluation of the female host supremacy paradigm. *Journal of Parasitology* **90**
- Mørck TA, Nielsen F, Nielsen J. 2015. The Danish contribution to the European democophes project: a description of cadmium, cotinine and mercury levels in Danish mother-child pairs and the perspectives of supplementary sampling and measurements. *Environmental Research* **141**: 96-105
- Mosbech A, Gilchrist G, Merkel F, Sonne C, Flagstad A, Nyegaard H. 2006. Year-round movements of northern common eiders *Somateria mollissima borealis* breeding in Arctic Canada and West Greenland followed by satellite telemetry. *Adrea* **94**: 651+-665
- Mukherhee AB. 1999. Advanced technology available for the abatement of mercury pollution in the metallurgical industry. In: R. Ebinghaus, R.R. Turner, L.D. de Lakerda et al., Mercury contaminated sites: Characterization, risk assessment and remediation 131-142. Springer Verlag: Berlin, Heidelberg.
- Mukherjee AB, Melanen M, Ekqvist M, Verta M. 2000. Assessment of atmospheric mercury emissions in Finland. *Science of the Total Environment* **259**: 73-83
- Nahmani J, Hodson ME, Black S. 2007. A review of studies performer to assess metal uptake by earthworms. *Environmental Pollution* **145**: 402-424
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2017/852 ze dne 17. května 2017 o rtuti a o zrušení nařízení (ES) č. 1102/2008. Available from www.eur-lex.europa.eu (accessed September 2022)
- Nařízení komise (ES) č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Available from www.esipa.cz (accessed September 2022)
- Nařízení komise (EU) 2022/617 ze dne 12. dubna 2022, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity rtuti v rybách a soli. Available from www.eur-lex.europa.eu (accessed September 2022)
- Nařízením komise (EU) č. 2018/73 ze dne 16. ledna 2018, kterým se mění přílohy II a III nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 396/2005, pokud jde o maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti v některých produktech a na jejich povrchu. Available from www.eur-lex.europa.eu (accessed September 2022)
- Navrátil T, Nováková T, Shanley JB, Rohovec J, Matoušková Š, Vaňková M, Norton SA. 2018. Larch tree rings as a tool for reconstructing 20th century central European atmospheric mercury trends. *Environmental Science & Technology* **52**: 11060-11068 DOI: 10.1021/acs.est.8b02117
- Nawrocka A, Durkalec M, Szkoda J, Filipek A, Kmiecik M, Źmudzki J, Posyniak A. 2020. Total mercury levels in the muscle and liver of livestock and game animals in Poland, 2009-2018. *Chemosphere* **258**: 127311
- Neathery MW, Miller WJ, Gentry RP, Stake PE, Blackmon DM. 1974. Cadmium-109 and Methyl Mercury-203 Metabolism, Tissue Distribution, and Secretion into Milk Cows. *Journal of Dairy Science* **57**: 1177-1183

- Nelson LS, Howland M, Lewin NA, Smith SW, Goldfrank LR, Hoffman RS. 2019. Goldfrank's toxicologic emergencies. New York **11**
- Nielsen JB, Andersen O. 1991. A comparison of the effects of sodium selenite and seleno-L-methionine on disposition of orally administered mercuric chloride. *Journal of Trace Elements and Electrolytes in Health and Disease* **5(4)**: 145-250
- Nováková T, Navrátil T, Schütze, Rohovec J, Matoušková Š, Hošek M, Grygar TM. 2022. Reconstructing atmospheric Hg levels near the oldest chemical factory in central Europe using tree ring archive. *Environmental Pollution* **304**: 119215
- Nygaard UC, Zhigang Li, Palys T, Jackson B, Subbiah M, Malipatlolla M, Sampath V, Maecker H, Karagas MR, Nadeau KC. 2017. Cord blood T cell subpopulations and associations with maternal cadmium and arsenic exposures *PloS One* **12**: e0179606
- O'Connor, Hou D, Ok YS, Mulder J, Duan L, Wu Q, Wang S, Track FMG, Rinklebe J. 2019. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: a critical review. *Environment International* **126**: 747-761
- Oliveira CS, Oliveira VA, Costa LM, Pedroso TF, Fonseca MM, Bernardi JS, Fiuza TL, Pereira ME. 2016. Inorganic mercury exposure in drinking water alters essential metal homeostasis in pregnant rats without altering rat pup behavior. *Reprod Toxicol* **65**: 18-21 DOI:10.1016/j.reprotox.2016.06.013
- Oliveira CS, Oliveira VA, Ineu RP, Moraes-Silva L, Pereira ME. 2012. Biochemical parameters of pregnant rats and their offspring exposed to different doses of inorganic mercury in drinking water. *Food and Chemical Toxicology* **50**: 2382-2387
- Oliveira VA, Costa NDSD, Mesquita M, Pedroso TF, Fiuza TDL, Peixoto NC, Pereira ME, Oliveira CS. 2020. Mercury toxicity in pregnant and lactating rats: zinc and *N*-acetylcysteine as alternative of prevention. *Environmental Science and Pollution Research* **27**: 40563-40572
- Park JD, Zheng W. 2012. Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. *Journal of Preventive Medicine and Public Health* **45**: 344-352
- Peixoto NC, Pereira ME. 2007. Effectiveness of ZnCl₂ in protecting against nephrotoxicity induced by HgCl₂ in newborn rats. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **66**: 441-446
- Persson G, Ekman RJ, Hviid TVFH. 2019. Reflections upon immunological mechanisms in fertility, pregnancy and parasite infections. *Journal of Reproductive Immunology* **136**: 102610
- Phelps KL, McBee K. 2010. Population parameters of *Peromyscus leucopus* (white-footed deer mice) inhabiting a heavy metal contaminated superfund site. *Southwestern Association of Naturalists* **55**: 363-373
- Pilar L, Borovec K, Szeliga Z, Górecki J. 2021. Mercury emission from three lignite-fired power plants in the Czech Republic. *Fuel Processing Technology* **212**: 106628
- Pirrone N, Costa P, Pacian JM, Ferrara R. 2001. Mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources in the Mediterranean region. *Atmospheric Environment* **35**: 2997-3006
- Poulin R. 1996. Sexual inequalities in helminth infections: a cost of being a male? *An American Naturalist* **146**: 287-295
- Powers SK, Jackson MJ. 2008. Exercise-induced oxidative stress: cellular mechanisms and impact on muscle force production. *Psychological Reviews* **88**: 1243-1276
- Provencher JF, Gilchrist HG, Mallory ML, Mitchell GM, Forbes MR. 2016. Direct and indirect causes of sex differences in mercury concentrations and parasitic infections in a marine bird. *Science of the Total Environment* **551-552**: 506-512
- Qu J, Sun Y, Awasthi MK, Liu Y, Xu X, Meng X, Zhang H. 2021. Effect of different aerobic hydrolysis time on the anaerobic digestion characteristic and energy consumption analysis. *Bioresource Technology* **320**: 124332
- Quintana GC, Mirlean N. 2018. Groundwater contamination by mercury from the aforesaid carrotting practice. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **100**: 839-842
- Rada evropských společenství. 1978. Směrnice Rady ze dne 21. prosince 1978, kterou se zakazuje uvádění na trh a používání přípravků na ochranu rostlin obsahujících určité účinné látky. Available from www.esipa.cz (accessed January 2023)

- Rajkumari J, Maria MC, Siddhardha B, Madhavan J, Ramalingam G, Al-Dhabi NA, Arasu MV, Ghilan AKM, Duraipandiayan V, Kaviyarasu K. 2019. Synthesis of titanium oxide nanoparticles using Aloe barbadensis mill and evaluation of its antibiofilm potential against *Pseudomonas aeruginosa* PAO1. *Journal of Photochemistry & Photobiology, B: Biology* DOI: 10.1016/j.jphotochem.2019.111667
- Rao MV, Gangadharan B. 2008. Antioxidative potential of melatonin against mercury induced intoxication in spermatozoa in vitro. *Toxicology in Vitro* **22**: 935-842
- Rasch D, Verdooren LR, Gowers JI. 1999. *Grundlagen der Planung und Auswertung von Versuchen und Erhebungen*. Oldenburg Wissenschaftsverlag GmbH, Munchen, Germany, 253.
- Reinecke AJ, Reinecke SA (1998). Toxicity endpoints for and accumulation of cadmium and lead in *Eisenia fetida* (Oligochaeta). *Advances in earthworm ecotoxicology*. Pensacola FL: Setac Press.
- Rodenhouse NL, Lowe WH, Gebauer RLE, McFarland KP, Bank MS. 2019. Mercury bioaccumulation in temperature forest food webs associated with headwater streams. *Science of The Total Environment* **665**: 1125-1134
- Saito H. 2020. Congenital Minamata disease: a description of two cases in Niigata. *NeuroToxicology* **81**: 360-363
- Salisbury CDC, Chan W, Saschenbrecker PW. 1991. Multielement concentrations in liver and kidney tissues from five species of Canadian slaughter animals. *Journal Association of Official Analytical Chemists* **74**: 587-591
- Sánchez-Chardi A, García-Pando M, López-Fudter MJ. 2013. Chronic exposure to environmental stressors induces fluctuating asymmetry in shrews inhabiting protected Mediterranean sites. *Chemosphere* **93**: 916-923
- Savage GP. 1992. Mercury in fish and fishmeals, Trace elements: roles and risks. *Proceeding of the New Zealand Trace Elements Group Conference, Massey University, Palmerston North, New Zealand*.
- Sedláčková L, Kružiková K, Svobodová Z. 2014. Mercury speciation in fish muscle from major Czech rivers and assessment of health risks. *Food Chemistry* **150**: 360-365
- Sell JL, Davison KL. 1975. Metabolism of mercury, administered as methylmercuric chloride or mercuric chloride, by lactating ruminants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **23**: 803-808
- Shah D. 2011. Magnitude of zinc deficiency and efficacy of zinc. *Indian Journal of Pediatric* **78**: 1140-1141
- Shahzad A, Jang J, Lim SR, Lee DS. 2020. Unique selectivity and rapid uptake of molybdenum-disulfide-functionalized MXene nanocomposite for mercury adsorption. *Environmental Research* **182**: 109005
- Shore RF, Rattner BA. 2001. *Ecotoxicology of wild mammals*. John Wiley & Sons. London
- Schneider L. 2021. When toxic chemicals refuse to die-an examination of the prolonged mercury pesticide use in Australia. *Elementa: Science of the Anthropocene* **9**: 1-18
- Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti politiky. Available from www.esipa.cz (accessed September 2022)
- Sollome J, Fry RC. 2015. *Environmental Contaminants and the Immune System: A Systems Perspective*. *Systems Biology in Toxicology and Environmental Health* 171-186
- Soulsbury CD, Lossa G, Baker PJ, White PCL, Harris S. 2011. Behavioral and spatial analysis of extraterritorial movements in red foxes (*Vulpes vulpes*). *Journal of Mammalogy* **92**: 190-199
- Ssu KW, Brumm MC, Miller PS. 2004. Effect of feather meal on barrow performance. *Journal of Animal Science* **82**: 2588-2595
- Státní zdravotní úřad. 2020. Nebojte se rtuti v rybích výrobcích na trhu v ČR. Available from www.szu.cz (accessed December 2022)
- Stepanova IK, Komov VT. 1997. Mercury accumulation in fish from water bodies of the Vologodskaya oblast. *Russian Journal of Ecology* **28**: 260-265
- Stothers SC, Campbell LD, Armstrong FAJ. 1971. Mercury levels in tissues of pigs and chicks fed mercury-containing fish meal. *Canadian Journal of Animal Science* **51**: 817
- Streets DG, Lu Z, Levin L, ter Schure AFH, Sunderland EM. 2018. Historical releases of mercury to air, land, and water from coal combustion. *Science of the Total Environment* **615**: 131-140

Suková I. 2003. Výzva k většímu snížení limitu methylrtuti v rybách. Available from: www.agronavigator.cz (accessed December 2022)

Sun JC, Bustnes JO, Helander B, Bardsen BJ, Boertmann D, Dietz R, VLB Jaspers, Labansen AL, Lepoint G, Schulz R, Søndergaard J, Sonne Ch, Thorup K, Tøttrup AP, Zubrod JP, Eens M, Eulaers I. 2019. Temporal trends of mercury differ across three northern white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) subpopulations. *Science of the Total Environment* **687**: 77-86

Sundberg J, Ersson B, Lonnerdal B, Oskarsson A. 1999. Protein binding of mercury in milk and plasma from mice: a comparison between methylmercury and inorganic mercury. *Toxicology* **137**: 169-184

Sunderland EM, Hu XC, Dassuncao C, Tokranov AK, Wagner CC, Allen JG. 2019. A Review of the pathways of human exposure to Poly- and Perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* **29**: 131-147

Sundseth K, Pacyna JM, Pacyna EG, Pirrone N, Thorne RJ. 2017. Global sources and pathways of mercury in the context of human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **14** DOI: 10.3390/ijerph14010105

Sures B, Nachev M, Selbach C, Marcogliese DJ. 2017. Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'environmental parasitology'. *Parasites Vector* **10**: 65

Sures B, Scheible T, Bashtar AR, Taraschewski H. 2003. Lead concentrations in *Hymenolepis diminuta* adults and *Taenia taeniaeformis* larvae compared to their rat hosts (*Rattus norvegicus*) sampled from the city of Cairo, Egypt. *Parasitology* **127**: 483-487

Sures B. 2008. Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. *Parasite* **15**: 434-438

Širić I, Falandysz J. 2020. Contamination, bioconcentration and distribution of mercury in *Tricholoma* spp. mushrooms from southern and northern regions of Europe. *Chemosphere* DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126614

Takeuchi T, Matsumoto H, Koya G. 1964. A pathological study on the fetal Minamata disease diagnosed so-called infantile cerebral palsy. *Advances in Neurological Science (in Japanese)* **8**: 867-883

Talmage SS, Walton BT. 1990. Comparative evaluation of several small mammal species as monitors of heavy metals, radionuclides and selected organic compounds in the environment. Environmental Sciences Division Publication. Office of Environmental Restoration and Water Management, United States Department of Energy.

Talmage SS, Walton BT. 1991. Small mammals as monitors of environmental contaminants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* **119**: 47-145

Tartu S, Goutte A, Bustamante P, Angelier F, Moe B, Clément-Chastel C, Bech C, Gabrielsen GW, Bustnes JO, Chastel O. 2013. To breed or not to breed: endocrine response to mercury contamination by an Arctic seabird. *Biology Letters* **9**: 20130317

Tokuomi H. 1960. Clinical observation and pathogenesis of Minamata disease. *Journal of Psychiatry & Neuroscience* **62**: 1816-1850

Trümpler S, Lohmann W, Meermann B, Buscher W, Sperling M, Karst U. 2009. Interaction of thimerosal with proteins-ethylmercury adduct formation of human serum albumin and β -lactoglobulin A. *Metallomics*. **1**: 87-91 DOI: 10.1039/B815978E

Tunegova M, Toman R, Tančin V. 2016. Heavy metals-environmental contaminants and their occurrence in different types of milk. *Slovak Journal of Animal Science* **49**: 122-131

Valsalam S, Agastain P, Arasu MV, Al-Dhabi NA, Chilan AKM, Kaviyarasu K, Ravindran B, Chang SW, Arokiyaraj S. 2019. Rapid biosynthesis and characterization of silver nanoparticles from the leaf extract of *Tropaeolum majus* L. and its enhanced in vitro antibacterial, antifungal, antioxidant and anticancer properties. *Journal of Photochemistry & Photobiology, B: Biology* **191**: 65-74

VanderWaal K, Deen J. 2018. Global trends in infectious diseases of swine. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* **115**: 11495-11500 DOI: 10.1073/pnas.1806068115

Vangronsveld J, Clijsters H. 1994. Toxic effects of metals. M.E.FARAGO (Ed.), *Plants and the Chemical Elements: Biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity*, VCH Publishers, Weinheim, German. 150-177

- Vieira SM, De Almeida R, Holanda BB, Mussu MH, Galvao RCF, Crispim TB, Dórea JG, Bastos WR. 2013. Total and methyl-mercury in hair and milk of mothers living in the city of Porto Velho and in villages along the Rio Madeira, Amazon, Brazil. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* **216**: 6 DOI: 10.1016/j.ijheh.2012.12.011
- Vilke GM, Bozeman WP, Dawes M, Mers GD, Wilson MP. 2012. Excited delirium syndrome (ExDS): Treatment options and considerations. *Journal of Forensic and Legal Medicine* **19**: 117-121
- Vyhláška č. 252/2004 Sb., ze dne 30. dubna 2004, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Available from www.aegry.cz (accessed September 2022)
- Wagenberg van CPA, Haas de Y, Hogeveen H, Krimpen van MM, Meuwissen MPM, Middelaar van CE, Rodenburg TB. 2017. *Animal* **11**: 1839-1851
- Walker LA, Simpson VR, Rockett L, Wienburg CL, Shore RF. 2007. Heavy metal contamination in bats in Britain. *Environmental Pollution* **148**: 483-490
- Waterman JM, Macklin GF, Enright C. 2013. Sex-biased parasitism in Richardson's ground squirrels (*Urocitellus richardsonii*) depends on the parasite examined. *Canadian Journal of Zoology* **92**: 73-79
- Wiener J, Krabbenhoft D, Heinz G, Scheuhammer AM. 2003. *Ecotoxicology of Mercury Handbook of ecotoxicology*, CRC Press, New York 409-463
- Wirth JJ, Mijal RS. 2010. Adverse effects of low level heavy metal exposure on male reproductive function. *Systems Biology in Reproductive Medicine* **56**: 147-167
- Witek B, Legath J, Kolataj A, Kalinska O, Banasik A, Bienka-Michalik M. 1996. The effect of small doses of mercury on the level of selected lysosomal enzymes in the plasma and lymphocytes of sheep. *General Pharmacology: The Vascular System* **27**: 901-903
- Wolfe MF, Schwarzbach S, Sulaiman RA. 2009. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**: 146-160
- Xu J, Yan CH, Hu H, Wu MQ, Shen XM. 2016. Prenatal maternal occupational exposure and postnatal child exposure to elemental mercury. *Pediatric Emergency Care* **32**: 175-179
- Yang Y, Meng L, Yanai RD, Montesdeoca M, Templer PH, Asbjornsen H, Rustad LE, Driscoll CT. 2019. Climate change may alter mercury fluxes in northern hardwood forests. *Biogeochemistry* **146**: 1-16 DOI: 10.1007/s10533-019-00605-1
- Yildirim R, Erdem F, Gündođdu M. 2012. Mercury toxicity: a family case report. *Turkish Journal of Hematology* **29**: 76-79
- Yu E, Sim C, Park D, Koh Y, Heo J, Choe S, Kim J, Koong M, Kang I, Yoon TK, Kim Y. 2017. Relationship between heavy metal concentration and number of spontaneous abortion experiences in Korean women: a retrospective study of the 6th Korean national health and nutrition examination survey. *Fertility and Sterility* **108**: 320
- Zarski TP, Zarska H, Samek M, Siluk I. 1997. Mercury contamination of the tissues of cattle from various regions of Poland. *Veterinary Medicine* **20**: 107-111
- Zhang QF, li YW, Liu ZH, Chen QL. 2016. Reproductive toxicity of inorganic mercury exposure in adult zebrafish: Histological damage, oxidative stress and alterations of sex hormone and gene expression in the hypothalamic-pituitary-gonadal axis. *Aquatic Toxicology* **177**: 417-424
- Zheng NA, Wang S, Dong WU. 2009. The toxicological effects of mercury exposure in marine fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **102**: 714-720
- Zillmer EA, Lucci KA, Barth JT, Peake TH, Spyker DA. 1986. Neurobehavioral sequelae of subcutaneous injection with metallic mercury. *Clinical Toxicology* **24**: 91-110
- Żmudzki J, Szkoda J, Juskiewicz T. 1991. Trace elements concentrations in cattle tissues in Poland. *Medycyna Weterynaryjna* **47**: 413-416

9 Samostatné přílohy

9.1 Příloha I. Nařízení komise (ES) č. 1881/2006 Stanovení maximálních limitů pro rtuť v potravinách

3.3	Potraviny	Maximální limity (mg/kg čerstvé hmotnosti)
3.3.1	Produkty rybolovu a svalovina ryb kromě druhů uvedených v 3.3.2. Maximální limit se vztahuje na koryše kromě hnědého krabího masa, a kromě masa z hlavy a hrudi humra a podobných velkých koryšů (<i>Nephropidae a Palinuridae</i>).	0,50
3.3.2	Svalovina těchto ryb: ďasi (<i>Lophius</i> spp.) vlkouš obecný (<i>Anarhichas lupus</i>) pelamida obecná (<i>Sarda sarda</i>) úhoři (<i>Anguilla</i> spp.) ryby druhu Hoplostethus hlavoun tuponosý (<i>Coryphaenoides rupestris</i>) platýz obecný (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>) marlíni (<i>Makaira</i> spp.) pakambala (<i>Lepidorhombus</i> spp.) parmice (<i>Mullus</i> spp.) štika obecná (<i>Esox lucius</i>) palometa jednobarevná (<i>Orcynopsis unicolor</i>) treska (<i>Trisopterus minutus</i>) světíloun bělooký (<i>Centroscymnes coelolepis</i>) rejnoci (<i>Raja</i> spp.) okouníci (<i>Sebastes marinus, S. mentella, S. viviparus</i>) plachetník širokoploutvý (<i>Istiophorus platypterus</i>) tkaničnice (<i>Lepidopus caudatus, Aphanopus carbo</i>) růžichy (<i>Pagellus</i> spp.) žraloci (všechny druhy) makrelovité (<i>Lepidocybium flavobrunneum, Ruvettus pretiosus, Gempylus serpens</i>) jeseteři (<i>Acipenser</i> spp.) mečoun obecný (<i>Xiphias gladius</i>) tuňáci (rody <i>Thunnus, Euthynnus, Katsuwonus pelamis</i>)	1,0

9.2 Příloha II. Nařízení komise (EU) 2022/617, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity rtuti v rybách a soli

	Potraviny	Maximální limity (mg/kg čerstvé hmotnosti)
3.3.1	Produkty rybolovu a svalovina ryb kromě druhů uvedených v 3.3.2. a 3.3.3. V případě korýšů se maximální limit vztahuje na svalovinu z koncových částí a břicha. V případě krabů a krabům podobných korýšů (<i>Brachyura</i> a <i>Anomura</i>) se maximální limit vztahuje na svalovinu z koncových částí.	0,50
3.3.2	Svalovina těchto ryb: růžicha stříbřitá (<i>Pagellus acarne</i>) tkaničnice tmavá (<i>Aphanopus carbo</i>) růžicha šedá (<i>Pagellus bogaraveo</i>) pelamida obecná (<i>Sarda sarda</i>) růžicha červená (<i>Pagellus erythrinus</i>) pamakrela tmavá (<i>Lepidocybium flavobrunneum</i>) platýs (<i>Hippoglossus</i> spp.) hrubý kapská (<i>Genypterus capensis</i>) marlín (<i>Makaira</i> spp.) pakambala (<i>Lepidorhombus</i> spp.) pamakrela olejnatá (<i>Ruvettus pretiosus</i>) červenice obecná (<i>Hoplostethus atlanticus</i>) hrubý růžová (<i>Genypterus blacodes</i>) štika (<i>Esox</i> spp.) tuňák jednobarvý (<i>Orcynopsis unicolor</i>) treska (<i>Tricopterus</i> spp.) parmice nachová (<i>Mullus barbatus barbatus</i>) hlavoun tuponosý (<i>Coryphaenoides rupestris</i>) plachetník (<i>Istiophorus</i> spp.) tkaničnice stříbřitá (<i>Lepidopus caudatus</i>) pamakrela hadovitá (<i>Gempylus serpens</i>) jeseter (<i>Acipenser</i> spp.) parmice pruhovaná (<i>Mullus surmuletus</i>) tuňák (<i>Thunnus</i> spp., <i>Euthynnus</i> spp., <i>Katsuwonus pelamis</i>) žralok - všechny druhy mečoun obecný (<i>Xiphias gladius</i>)	1,0
3.3.3	Hlavonožci Mořští plži Svalovina těchto ryb: sardel (<i>Engraulis</i> spp.) treska pestrá (<i>Theragra chalcogrammus</i>) treska obecná (<i>Gadus morhua</i>) sled' obecný atlantský (<i>Clupea harengus</i>) pangas kambodžský (<i>Pangasius bocourti</i>) kapr (druhy čeledi <i>Cyprinidae</i>) limanda obecná (<i>Limanda limanda</i>) makrela (<i>Scomber</i> spp.) platýs bradavičnatý (<i>Platichthys flesus</i>) platýs velký (<i>Pleuronectes platessa</i>) šprot evropský (<i>Sprattus sprattus</i>) pangas velký (<i>Pangasianodon gigas</i>) treska polak (<i>Pollachius pollachius</i>) treska tmavá (<i>Pollachius virens</i>) losos a pstruh (<i>Salmo</i> spp. a <i>Oncorhynchus</i> spp., kromě <i>Salmo trutta</i>) sardinka (<i>Dussumieria</i> spp., <i>Sardina</i> spp., <i>Sardinella</i> spp. a <i>Sardinops</i> spp.) jazyk (<i>Solea solea</i>) pangas spodnooký (<i>Pangasianodon hypothalamus</i>) treska bezvousá (<i>Merlangius merlangus</i>)	0,30
3.3.4	Doplňky stravy	0,10
3.3.5	Sůl	0,10

9.3 Příloha III. Vyhláška č. 305/2004 Stanovení rtuťi a její přípustné množství v potravinách

Potravina	NPM mg.kg ⁻¹
drůbež	0,05
obiloviny	0,05
mouka	0,03
rýže	0,03
zelenina	0,03
brambory	0,02
ovoce	0,03
dětská a kojenecká	0,02

NPM – nejvyšší přípustné množství

9.4 Příloha IV. Nařízení komise (EU) 2018/73 Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuťi /v některých produktech a na jejich povrchu

(+) Některé hodnoty maximálních limitů reziduí pro rtuť jsou vyznačeny tímto znaménkem (+) které značí, že údaje z monitoringu vykazují, že k výskytu reziduí v životním prostředí dochází v důsledku aktuálního znečištění. Při přezkumu maximálních limitů reziduí (MLR) Komise zohlední informace dostupné do 10 let ode dne vyhlášení (Nařízení komise (EU) 2018/73 ze dne 16. ledna 2018).

Číselný kód	Skupiny a příklady jednotlivých produktů, na které se vztahují maximální limity reziduí	Sloučeniny rtuťi (suma sloučenin rtuťi, vyjádřeno jako rtuť) mg/kg
100000	OVOCE, ČERSTVÉ nebo ZMRAZENÉ; OŘECHY	
110000	Citrusové plody	0,01
110010/20/30/40/50/990	Grapefruity/ Pomeranče/ Citrony/ Kyselé lajmy/ Mandarinky/ Ostatní	
120000	Ořechy ze stromů	0,02 (+)
120010/20/30/40/50/60/70/80/90/100/110/990	Mandle/Para ořechy/Kešu ořechy/Kašany jedlé/Kokosové ořechy/ Lískové ořechy/Makadamové ořechy/Pekanové ořechy/Piniové oříšky/ Pistácie/Vlašské ořechy/Ostatní	
130000	Jádrové ovoce	0,01
130010/20/30/40/50/990	Jablka/ Hrušky/ Kdoule/ Mišpule obecná/německá/ Mišpule japonská / lokvát/ Ostatní	
140000	Peckové ovoce	0,01
140010/20/30/40/990	Meruňky/ Třešně/ Broskve/ Švestky/ Ostatní	
150000	Bobulové a drobné ovoce	0,01
151000	A) Hrozny	
151010/20	Hrozný stolní/ Hrozný moštové	
152000	Jahody	
153000	C) Ovoce z keřů	
153010/20/30/990	Ostružiny ostružiníku ježíníku/ Maliny (červené a žluté) / Ostatní	
154000	d) Ostatní bobulové a drobné ovoce	
154010/20/30/40/50/60/70/80/90/990	Brusnice/borůvky/ Klíky/ Rybiz (bílý, černý, červený) / Angrešt (červený, zelený a žlutý) / Šípky/ Moruše (bílé a černé) / Hloh středozemský / azarole / neapolská mišpule/ Bez černý / bezinky/ Ostatní	
160000	Různé ovoce s	0,01
161000	A) Jedlou slupkou	
161010/20/30/40/50/60/70/990	Datle/ Fíky/ Stolní olivy/ Kumquaty/kumkváty/ Karamboly/ Tome1 japonský / kaki churma / persimon/ Hřebíčkovce šabrejový / jambolan/ Ostatní	
162000	B) Nejedlou slupkou	
162010/20/30/40/50/60/990	Aktinidie / kiwi (červené, zelené a žluté) / Lišů/ Mučenka/passiflora/ Opuncie/ Zlatolist/ Tome1 viržinský / kaki/ Ostatní	

Číselný kód	Skupiny a příklady jednotlivých produktů, na které se vztahují maximální limity reziduí	Sloučeniny rtuť (suma sloučenin rtuť, vyjádřeno jako rtuť) mg/kg
163000	C) Nejedlou slupkou, velkou	
163010/20/30/40/50/60/70/80/90/100/110/990	Avokádo/ Banány/ Mango/ Papája/ Granátová jablka Anona šeroplodá / láhev černého / cukrové jablko/ Kvájová hrušková/ Ananas/ Chlébovník/ Durian cibetkový/ Anona ostrá / láhev ostrá / guanabana/ Ostatní	
200000	ZELENINA, ČERSTVÁ nebo ZMRAZENÁ	
210000	Kořenová a hnědá zelenina	0,01
211000	A) <i>brambory</i>	
212000	b) <i>tropická kořenová a hlíznatá zelenina</i>	
212010/20/30/40/990	Kořený manioku jedlého / kasavy/ Batáty/Jamý Maranté třítnová/ Ostatní	
213000	C) <i>ostatní kořenová a hlíznatá zelenina, kromě cukrové řepy</i>	
213010/20/30/40/50/60/70/80/90/100/110/990	Řepa červená/salátová/ Mrkev/karotka/ Celer bulvový/ Křen/ Topinambury/ Pastinák/ Petžel kořenová/ Redkve/ Kozi brada/ Brukev řepka tuřín/ Brukev řepák vodnice/ Ostatní	
220000	Cibulová zelenina	0,01
220010/20/30/40/990	Česnek/ Cibule kuchyňská/ Šalotka/ Cibule jarní / zelená cibulka a cibule zimní / sečka / Ostatní	
230000	Plodová zelenina	0,01
231000	A) <i>lilkovité</i>	
231010/20/30/40/990	Rajčata/ Paprika setá/ Lilek/baklažán/ Proskurník jedlý / ibišek jedlý / okra / bamie / Ostatní	
232000	b) <i>tykvovité s jidlem slupkou</i>	
232010/20/30/990	Okurky salátové/ Okurky nakládačky/ Cukety / Ostatní	
233000	C) <i>tykvovité s nejedlou slupkou</i>	
233010/20/30/990	Melouny cukrové/ Dýně/ Melouny vodní / Ostatní	
234000	d) <i>kukurice cukrová</i>	
239000	E) <i>ostatní plodová zelenina</i>	
240000	Košťalová zelenina (s výukou kořenů a mladých listů)	0,01
241000	A) <i>košťalová zeleninová růžice</i>	
241010/20/990	Brokolice/ Květák / Ostatní	
242000	b) <i>košťalová zeleninová hlávky</i>	
242010/20/990	Kapusta růžičková/ Zeli hlávkové / Ostatní	
243000	C) <i>košťalová zelenina listová</i>	
243010/20/990	Zeli pekingské / pe-tsai/ Kapusta kadeřavá a kapusta krmná/ Ostatní	
244000	d) <i>kedlubny</i>	
250000	Listová zelenina, bylinky a jedlé květy	
251000	A) <i>salát a ostatní salátové rostliny</i>	0,01
251010/20/30/40/50/60/70/80/990	Kozlíček polníček/ Salát/ Čekanka štěrbák / endivie/ Řeřichy a jiné klíčky a výhonky/ Barboroky/ Roketa setá / rukola/ Červená hořčice/ Mladé listy plodin (včetně druhů rodu Brassica) / Ostatní	
252000	b) <i>špenát a podobná zelenina (listy)</i>	0,01
252010/20/30/990	Špenát/ Šrucha/ Mangold / Ostatní	
253000	C) <i>listy řepy vinné a podobných druhů</i>	0,01
254000	d) <i>patočnice lékařská / řepicha potoční</i>	0,01
255000	E) <i>čekanka obecná setá</i>	0,01
256000	F) <i>bylinky a jedlé květy</i>	0,03 (+)
256010/20/30/40/50/60/70/80/90/100/990	Kerblik/ Pažitka/ Celerová nat'/ Petrželová nat'/ Šalvěj lékařská/ Rozmarýn lékařský/ Tymián/ Bazalka pravá a jedlé květy/ Vavřín / bobkový list/ Estragon / Ostatní	
260000	Lusková zelenina	0,01
260010/20/30/40/50/990	Fazolové lusky/ Vyluščená fazolová semena/ Hrachové lusky/ Vyluščená hrachová zrna/ Čočka / Ostatní	
270000	Řapíkatá a stonková zelenina	0,01
270010/20/30/40/50/60/70/80/90/990	Chřest/ Kardy/ Celer řapíkatý/ Fenykl obecný sladký/ Artyčoky/ Pór/ Reva kadeřavá / rebarbora/ Bambusové výhonky/ Bambusové výhonky/ Palmové vegetační vrcholy / Ostatní	
280000	Houby, mechy a lišejníky	

Číselný kód	Skupiny a příklady jednotlivých produktů, na které se vztahují maximální limity reziduí	Sloučeniny rtuť (suma sloučenin rtuť, vyjádřeno jako rtuť) mg/kg
280010	Pěstované houby	0,05 (+)
280020	Volně rostoucí houby	0,5 (+)
280990	Mechy a lišejníky	0,01
290000	Řasy a prokaryota	0,01
300000	LUŠTĚNINY	0,01
300010/20/30/40/990	Fazole/ Čočka/ Hrách/ Semena lupiny bílé / vliho bobu / Ostatní	
400000	OLEJNATÁ SEMENA A OLEJNATÉ PLODY	
401000	Olejnatá semena	0,02 (+)
401010/20/30/40/50/60/70/80/90/100/110/120/130/140/150/990	Lněná semena/ Jádra podzemnice olejné / arašidy / burské oříšky/ Maková semena/ Sezamová semena/ Slunečnicová semena/ Semena řepky olejky/ Sójové boby/ Hořčičná semena/ Bavlníková semena/ Dýňová semena/ Semena sv/ Konopná semena světlice barvířské/ Semena brtnáku lékařského/ Semena lníčky seté/ Semena skočce obecného/ Ostatní	
402000	Olejnaté plody	
402010	Olivy na olej	0,01
402020/30/40/990	Jádra plodů palm/ Plody palm/ Vlnovec pětímůžný / Kapok / Ostatní	0,02
500000	OBÍLOVINY	0,01
500010/20/30/40/50/60/70/80/90/990	Ječmen/ Pohanka a jiné pseudoobiloviny/ Kukuřice/ Proso/ Oves/ Rýže/ Žito/ Čirok/ Pšenice / Ostatní	
600000	ČAJE, KÁVA, BYLINNÉ ČAJE, KAKAO A ROHOVNÍK	
610000	Čaje	0,02 (+)
620000	Kávové zrna	0,02 (+)
630000	Bylinné čaje z	0,02 (+)
631000	A) <i>květů</i>	
631010/20/30/40/50/990	Heřmánek/ Ibišek súdánský/ Růže/ Jasmin/ Lipa / Ostatní	
632000	b) <i>listů a nadzemních částí rostlin</i>	
632010/20/30/990	Jahodník/ Roibos/ Cesmína paraguayská / yerba maté / Ostatní	
633000	C) <i>koření</i>	
633010/20/990	Kozlík lékařský / baldrián/ Ženšen pravý / všehoj / ženšen severoamerický/ Ostatní	
639000	d) <i>všech jiných částí rostlin</i>	
640000	Kakaové boby	0,02 (+)
650000	Rohovník obecný / svatojánský chléb	0,02
700000	CHMEL	0,02
800000	KOŘENÍ	(+)
810000	Semena	
810010/20/30/40/50/60/70/80/90/990	Bedrník anýz / anýz / anýzové semeno/ Bulvuška/ Mřík celer/ Koriandr setý/ Šabrej kminovitý / římský kmin / kumin/ Kopr vonný/ Fenykl sladký/ Piskavice řecké seno / Muškátový oříšek/ Ostatní	0,02
820000	Plody	0,02
820010/20/30/40/50/60/70/80/990	Nové koření/ Žlutodřev/ Kmin kořený/ Kardamom/ Jalovcové bobule/ Pepř (bílý, černý a zelený) / Vanilka/ Tamarind / indické datle/ Ostatní	
830000	Kůra	0,02
830010/990	Skořice/ Ostatní	
840000	Kořeny a oddenky	
840010	Lékořice	0,02
840020/30	Zázvor/ Kurkumovník dlouhý / indický šafrán / kurkuma	0,05
840040	Křen	
840990	Ostatní	0,02

Číselný kód	Skupiny a příklady jednotlivých produktů, na které se vztahují maximální limity reziduí	Sloučeniny rtuť (suma sloučenin rtuť, vyjádřeno jako rtuť) mg/kg
850000	Pupeny	0,02
850010/20/990	Hřebíček/ Kapary/ Ostatní	
860000	Květinové pestíky	0,02
860010/990	Šafrán/ Ostatní	
870000	Semenné míšky	
870010/	Muškatový květ/	0,05
870990	Ostatní	0,02
900000	CUKRONOSNÉ ROSTLINY	0,01
900010/20/30/990	Řepa cukrovka (kořen)/ Cukrová třtina/ Kořen čekanky/ Ostatní	
1000000	PRODUKTY ŽIVOČIŠNÉHO PŮVODU – SUCHOZEMŠTÍ ŽIVOČIŠOVÉ	
1010000	Tkáně z	
1011000	A) <i>prasat</i>	(+)
1011010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1011030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1011990	Ostatní	0,01
1012000	b) <i>skotu</i>	(+)
1012010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1012030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1012990	Ostatní	0,01
1013000	C) <i>ovcí</i>	(+)
1013010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1013030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1013990	Ostatní	0,01
1014000	d) <i>koz</i>	(+)
1014010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1014030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1014990	Ostatní	0,01
1015000	E) <i>koňovitých</i>	(+)
1015010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1015030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1015990	Ostatní	0,01
1016000	F) <i>drůbeže</i>	
1016010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01 (+)
1016030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02 (+)
1016990	Ostatní	0,01
1017000	G) <i>ostatních suchozemských zvířat ve farmovém chovu</i>	(+)
1017010/20	Svalovina / Tuková tkáň	0,01
1017030/40/50	Játra / Ledviny / Poživatelné droby (jiné než játra a ledviny)	0,02
1017990	Ostatní	0,01
1020000	Mléko	0,01 (+)
1020010/20/30/40/990	Kravsí/ Ovcí/ Kozí/ Kobyly/ Ostatní	
1030000	Ptačí vejce	0,01
1030010/20/30/40/990	Stěpčiči/ Kachní/ Husí/ Křepelčí/ Ostatní	
1040000	Med a další včelařské produkty	0,01 (+)
1050000	Obojživelníci a plazi	0,01
1060000	Suchozemští bezobratlí živočichové	0,01
1070000	Volně žijící suchozemští obratlovci	0,04 (+)

9.5 Tabulka 1: Myšice lesní (*Apodemus flavicollis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	2 Hg (SE 788)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	0		0,035434	
2.	37 Hg (SA 524)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Trichuris</i>	0,079072	
3.	42 Hg (SE 790)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i>	0,043314	0,012331
4.	43 Hg (SE 791)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	3	<i>Trichuris</i>	0,059848	
5.	44 Hg (SE 786)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i>	0,011429	0,014243
6.	46 Hg (SE 789)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis 3x, Trichuris 1x</i>	0,012092	0,021924
7.	54 Hg (SD 668)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis 2x, Heligmosomoides 2x, Trichuris 1x</i>	0,060409	0,0579935
8.	1 Hg (Bučina-ŠD)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	2	<i>Trichuris</i>	0,040151	
9.	3 Hg (SE 787)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,034525	
10.	10 Hg (B 56)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,029887	
11.	11 Hg (SB 615)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	1	<i>Hymenolepis</i>	0,038554	0,0145
12.	12 Hg (Smrčina Fláje 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,05595	
13.	18 Hg (Bučina Z 7)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,031292	
14.	21 Hg (SE 797)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,033871	
15.	22 Hg (B 10)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,137528	
16.	34 Hg (SA 525)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	3	<i>Heligmosomoides</i>	0,041393	
17.	52 Hg (SC 572)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,024124	
18.	55 Hg (SD 667)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,039969	
19.	59 Hg (SC 569)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,028958	
20.	62 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,019321	
21.	64 Hg (C1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,013319	
22.	66 Hg (SD 666)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	9	<i>Hymenolepis</i>	0,006798	0,049408
23.	4 Hg (Smrčina Fláje)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,081982	
24.	9 Hg (SE 795)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,048163	
25.	19 Hg (SE 798)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	1	<i>Trichuris</i>	0,022603	
26.	20 Hg (Bučina Z 6)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	20	<i>Heligmosomoides</i>	0,054164	
27.	23 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,051001	
28.	25 Hg (Bučina Z 3)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,073945	
29.	36 (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	50	<i>Heligmosomoides</i>	0,062642	
30.	39 Hg (SB 613)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,035893	
31.	45 Hg (SA 523)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,026915	
32.	53 Hg (SC 568)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,008993	
33.	56 Hg (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	5	<i>Heligmosomoides</i>	0,038952	

9.6 Tabulka 2: Norník rudý (*Myodes glareolus*) a hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*)

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	50 Hg (SE 785)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,009587	
2.	65 Hg (SD 665)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,006043	
3.	16 Hg (B 19)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	0		0,059528	
4.	33 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	1	<i>Trichuris</i>	0,026644	
5.	5 Hg (SC 567)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	2	<i>Heligmosomum</i>	0,032683	
6.	7 Hg (SE 792)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,018661	
7.	8 Hg (Bučina ŠD)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,031443	
8.	13 Hg (SE 796)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,017377	
9.	15 Hg (SD 670)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	3	<i>Heligmosomum</i>	0,019333	
10.	17 Hg (Bučina Z 4)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,010107	
11.	41 Hg (SB 612)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,012437	
12.	47 Hg (SA 529)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,014956	
13.	49 Hg (SA 528)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,006517	
14.	57 Hg (SC 570)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,024407	
15.	60 Hg (SD 669)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	54	<i>Mesocestoides</i> larvae 50x, <i>Heligmosomum</i> 4x	0,01014	
16.	61 Hg (SC571)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,008637	
17.	24 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,036513	
18.	26 Hg (B 7)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,087495	
19.	31 Hg (B 54)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	4	<i>Hymenolepis</i>	0,026427	0,03991202
20.	14 Hg (SD 671)	<i>Myodes glareolus</i>	M	6	<i>Heligmosomum</i>	0,012938	
21.	27 Hg (SE 801)	<i>Myodes glareolus</i>	M	4	<i>Heligmosomum</i>	0,009897	
22.	28 Hg (SE 802)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,011092	
23.	29 Hg (SE 799)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016283	
24.	30 Hg (SE 800)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Heligmosomum</i>	0,005254	
25.	32 Hg (Bučina Z 5)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Taeniidae</i> larvae	0,054077	
26.	35 Hg (SB 614)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Paranoplocephala</i>	0,012111	
27.	40 Hg (SA 527)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016509	
28.	48 Hg (SE 794)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,003671	
29.	51 Hg (SE 793)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,007761	
30.	63 Hg (SD 664)	<i>Myodes glareolus</i>	M	3	<i>Heligmosomum</i>	0,003205	
31.	6 Hg (B 87)	<i>Microtus agrestis</i>	M	2	<i>Hymenolepis</i> 1x, <i>Trichuris</i> 1x	0,008114	0,117259
32.	38 Hg (SA 526)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,008201	
33.	58 Hg (SC 566)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,007006	

9.7 Tabulka 3: Samice celkem

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	2 Hg (SE 788)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	0		0,035434	
2.	37 Hg (SA 524)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Trichuris</i>	0,079072	
3.	42 Hg (SE 790)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i>	0,043314	0,012331
4.	43 Hg (SE 791)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	3	<i>Trichuris</i>	0,059848	
5.	44 Hg (SE 786)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i>	0,011429	0,014243
6.	46 Hg (SE 789)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i> 3x, <i>Trichuris</i> 1x	0,012092	0,021924
7.	54 Hg (SD 668)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i> 2x, <i>Heligmosomoides</i> 2x, <i>Trichuris</i> 1x	0,060409	0,0579935
8.	50 Hg (SE 785)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,009587	
9.	65 Hg (SD 665)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,006043	
10.	16 Hg (B 19)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	0		0,059528	
11.	33 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	1	<i>Trichuris</i>	0,026644	
12.	1 Hg (Bučina-ŠD)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	2	<i>Trichuris</i>	0,040151	
13.	3 Hg (SE 787)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,034525	
14.	10 Hg (B 56)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,029887	
15.	11 Hg (SB 615)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	1	<i>Hymenolepis</i>	0,038554	0,0145
16.	12 Hg (Smrčina Fláje 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,05595	
17.	18 Hg (Bučina Z 7)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,031292	
18.	21 Hg (SE 797)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,033871	
19.	22 Hg (B 10)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,137528	
20.	34 Hg (SA 525)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	3	<i>Heligmosomoides</i>	0,041393	
21.	52 Hg (SC 572)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,024124	
22.	55 Hg (SD 667)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,039969	
23.	59 Hg (SC 569)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,028958	
24.	62 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,019321	
25.	64 Hg (C1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,013319	
26.	66 Hg (SD 666)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	9	<i>Hymenolepis</i>	0,006798	0,049408
27.	5 Hg (SC 567)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	2	<i>Heligmosomum</i>	0,032683	
28.	7 Hg (SE 792)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,018661	
29.	8 Hg (Bučina ŠD)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,031443	
30.	13 Hg (SE 796)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,017377	
31.	15 Hg (SD 670)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	3	<i>Heligmosomum</i>	0,019333	
32.	17 Hg (Bučina Z 4)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,010107	
33.	41 Hg (SB 612)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,012437	
34.	47 Hg (SA 529)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,014956	
35.	49 Hg (SA 528)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,006517	
36.	57 Hg (SC 570)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,024407	
37.	60 Hg (SD 669)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	54	<i>Mesocostoides</i> larvae 50x, <i>Heligmosomum</i> 4x	0,01014	
38.	61 Hg (SC571)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,008637	
39.	24 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,036513	
40.	26 Hg (B 7)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,087495	
41.	31 Hg (B 54)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	4	<i>Hymenolepis</i>	0,026427	0,03991202

9.8 Tabulka 4: Samice březí celkem

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	2 Hg (SE 788)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	0		0,035434	
2.	37 Hg (SA 524)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Trichuris</i>	0,079072	
3.	42 Hg (SE 790)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i>	0,043314	0,012331
4.	43 Hg (SE 791)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	3	<i>Trichuris</i>	0,059848	
5.	44 Hg (SE 786)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i>	0,011429	0,014243
6.	46 Hg (SE 789)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i> 3x, <i>Trichuris</i> 1x	0,012092	0,021924
7.	54 Hg (SD 668)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i> 2x, <i>Heligmosomoides</i> 2x, <i>Trichuris</i> 1x	0,060409	0,0579935
8.	50 Hg (SE 785)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,009587	
9.	65 Hg (SD 665)	<i>Myodes glareolus</i>	FG	0		0,006043	
10.	16 Hg (B 19)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	0		0,059528	
11.	33 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	1	<i>Trichuris</i>	0,026644	

9.9 Tabulka 5: Samice nebřezí celkem

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	1 Hg (Bučina-ŠD)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	2	<i>Trichuris</i>	0,040151	
2.	3 Hg (SE 787)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,034525	
3.	10 Hg (B 56)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,029887	
4.	11 Hg (SB 615)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	1	<i>Hymenolepis</i>	0,038554	0,0145
5.	12 Hg (Smrčina Fláje 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,05595	
6.	18 Hg (Bučina Z 7)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,031292	
7.	21 Hg (SE 797)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,033871	
8.	22 Hg (B 10)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,137528	
9.	34 Hg (SA 525)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	3	<i>Heligmosomoides</i>	0,041393	
10.	52 Hg (SC 572)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,024124	
11.	55 Hg (SD 667)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,039969	
12.	59 Hg (SC 569)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,028958	
13.	62 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,019321	
14.	64 Hg (C1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,013319	
15.	66 Hg (SD 666)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	9	<i>Hymenolepis</i>	0,006798	0,049408
16.	5 Hg (SC 567)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	2	<i>Heligmosomum</i>	0,032683	
17.	7 Hg (SE 792)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,018661	
18.	8 Hg (Bučina ŠD)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,031443	
19.	13 Hg (SE 796)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,017377	
20.	15 Hg (SD 670)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	3	<i>Heligmosomum</i>	0,019333	
21.	17 Hg (Bučina Z 4)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,010107	
22.	41 Hg (SB 612)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,012437	
23.	47 Hg (SA 529)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,014956	
24.	49 Hg (SA 528)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,006517	
25.	57 Hg (SC 570)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,024407	
26.	60 Hg (SD 669)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	54	<i>Mesocostoides larvae</i> 50x, <i>Heligmosomum</i> 4x	0,01014	
27.	61 Hg (SC571)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,008637	
28.	24 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,036513	
29.	26 Hg (B 7)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,087495	
30.	31 Hg (B 54)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	4	<i>Hymenolepis</i>	0,026427	0,03991202

9.10 Tabulka 6: Samci celkem

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	4 Hg (Smrčina Fláje)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,081982	
2.	9 Hg (SE 795)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,048163	
3.	19 Hg (SE 798)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	1	<i>Trichuris</i>	0,022603	
4.	20 Hg (Bučina Z 6)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	20	<i>Heligmosomoides</i>	0,054164	
5.	23 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,051001	
6.	25 Hg (Bučina Z 3)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,073945	
7.	36 (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	50	<i>Heligmosomoides</i>	0,062642	
8.	39 Hg (SB 613)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,035893	
9.	45 Hg (SA 523)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,026915	
10.	53 Hg (SC 568)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,008993	
11.	56 Hg (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	5	<i>Heligmosomoides</i>	0,038952	
12.	14 Hg (SD 671)	<i>Myodes glareolus</i>	M	6	<i>Heligmosomum</i>	0,012938	
13.	27 Hg (SE 801)	<i>Myodes glareolus</i>	M	4	<i>Heligmosomum</i>	0,009897	
14.	28 Hg (SE 802)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,011092	
15.	29 Hg (SE 799)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016283	
16.	30 Hg (SE 800)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Heligmosomum</i>	0,005254	
17.	32 Hg (Bučina Z 5)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Taeniidae larvae</i>	0,054077	
18.	35 Hg (SB 614)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Paranoplocephala</i>	0,012111	
19.	40 Hg (SA 527)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016509	
20.	48 Hg (SE 794)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,003671	
21.	51 Hg (SE 793)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,007761	
22.	63 Hg (SD 664)	<i>Myodes glareolus</i>	M	3	<i>Heligmosomum</i>	0,003205	
23.	6 Hg (B 87)	<i>Microtus agrestis</i>	M	2	<i>Hymenolepis lx, Trichuris lx</i>	0,008114	0,117259
24.	38 Hg (SA 526)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,008201	
25.	58 Hg (SC 566)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,007006	

9.11 Tabulka 7: Jedinci napadení střevními helminty

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helminti	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasevníce) [mg/kg]
1.	1 Hg (Bučina-ŠD)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	2	<i>Trichuris</i>	0,040151	
2.	11 Hg (SB 615)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	1	<i>Hymenolepis</i>	0,038554	0,0145
3.	34 Hg (SA 525)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	3	<i>Heligmosomoides</i>	0,041393	
4.	66 Hg (SD 666)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	9	<i>Hymenolepis</i>	0,006798	0,049408
5.	37 Hg (SA 524)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Trichuris</i>	0,079072	
6.	42 Hg (SE 790)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i>	0,043314	0,012331
7.	43 Hg (SE 791)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	3	<i>Trichuris</i>	0,059848	
8.	44 Hg (SE 786)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i>	0,011429	0,014243
9.	46 Hg (SE 789)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	4	<i>Hymenolepis</i> 3x, <i>Trichuris</i> 1x	0,012092	0,021924
10.	54 Hg (SD 668)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	5	<i>Hymenolepis</i> 2x, <i>Heligmosomoides</i> 2x, <i>Trichuris</i> 1x	0,060409	0,0579935
11.	5 Hg (SC 567)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	2	<i>Heligmosomum</i>	0,032683	
12.	15 Hg (SD 670)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	3	<i>Heligmosomum</i>	0,019333	
13.	60 Hg (SD 669)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	54	<i>Mesocostoides</i> larvae 50x, <i>Heligmosomum</i> 4x	0,01014	
14.	31 Hg (B 54)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	4	<i>Hymenolepis</i>	0,026427	
15.	33 Hg (B 27)	<i>Microtus agrestis</i>	FG	1	<i>Trichuris</i>	0,026644	
16.	14 Hg (SD 671)	<i>Myodes glareolus</i>	M	6	<i>Heligmosomum</i>	0,012938	
17.	27 Hg (SE 801)	<i>Myodes glareolus</i>	M	4	<i>Heligmosomum</i>	0,009897	
18.	Hg (SE 800)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Heligmosomum</i>	0,005254	
19.	32 Hg (Bučina Z 5)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Taeniidae</i> larvae	0,054077	
20.	35 Hg (SB 614)	<i>Myodes glareolus</i>	M	1	<i>Paranoplocephala</i>	0,012111	
21.	63 Hg (SD 664)	<i>Myodes glareolus</i>	M	3	<i>Heligmosomum</i> 3x	0,003205	
22.	6 Hg (B 87)	<i>Microtus agrestis</i>	M	2	<i>Hymenolepis</i> 1x, <i>Trichuris</i> 1x	0,008114	0,117259
23.	19 Hg (SE 798)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	1	<i>Trichuris</i>	0,022603	
24.	20 Hg (Bučina Z 6)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	20	<i>Heligmosomoides</i>	0,054164	
25.	36 Hg (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	50	<i>Heligmosomoides</i>	0,062642	
26.	56 Hg (Bučina Z 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	5	<i>Heligmosomoides</i>	0,038952	

9.12 Tabulka 8: Jedinci nenapadení střevními helminty

	Vzorek	Druh	Pohlaví	Počet	Helmintí	Hg analýza (játra, ledviny) [mg/kg]	Hg analýza (tasemnice) [mg/kg]
1.	3 Hg (SE 787)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,034525	
2.	10 Hg (B 56)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,029887	
3.	12 Hg (SmrčinaFláje 1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,05595	
4.	18 Hg (Bučina Z 7)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,031292	
5.	21 Hg (SE 797)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,033871	
6.	22 Hg (B 10)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,137528	
7.	52 Hg (SC 572)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,024124	
8.	55 Hg (SD 667)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,039969	
9.	59 Hg (SC 569)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,028958	
10.	62 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,019321	
11.	64 Hg (C1)	<i>Apodemus flavicollis</i>	F0	0		0,013319	
12.	2 Hg (SE 788)	<i>Apodemus flavicollis</i>	FG	0		0,035434	
13.	7 Hg (SE 792)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,018661	
14.	8 Hg (Bučina ŠD)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,031443	
15.	13 Hg (SE 796)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,017377	
16.	17 Hg (Bučina Z 4)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,010107	
17.	41 Hg (SB 612)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,012437	
18.	47 Hg (SA 529)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,014956	
19.	49 Hg (SA 528)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,006517	
20.	57 Hg (SC 570)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,024407	
21.	61 Hg (SC571)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,008637	
22.	24 Hg (B 27)	<i>Myodes glareolus</i>	F0	0		0,036513	
23.	26 Hg (B 7)	<i>Microtus agrestis</i>	F0	0		0,087495	
24.	50 Hg (SE 785)	<i>Myodes glareolus</i>	F G	0		0,009587	
25.	65 Hg (SD 665)	<i>Myodes glareolus</i>	F G	0		0,006043	
26.	16 Hg (B 19)	<i>Myodes glareolus</i>	F G	0		0,059528	
27.	28 Hg (SE 802)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,011092	
28.	29 Hg (SE 799)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016283	
29.	40 Hg (SA 527)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,016509	
30.	48 Hg (SE 794)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,003671	
31.	51 Hg (SE 793)	<i>Myodes glareolus</i>	M	0		0,007761	
32.	38 Hg (SA 526)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,008201	
33.	58 Hg (SC 566)	<i>Microtus agrestis</i>	M	0		0,007006	
34.	4 Hg (Smrčina Fláje)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,081982	
35.	9 Hg (SE 795)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,048163	
36.	23 Hg (Bučina Z 2)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,051001	
37.	25 Hg (Bučina Z 3)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,073945	
38.	39 Hg (SB 613)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,035893	
39.	45 Hg (SA 523)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,026915	
40.	53 Hg (SC 568)	<i>Apodemus flavicollis</i>	M	0		0,008993	

9.13 Přehled druhů uvedených v diplomové práci s autorem a rokem popisu

Druh	Autor	Rok
<i>Apodemus flavicollis</i>	Melchior	1834
<i>Myodes glareolus</i>	Schreber	1780
<i>Microtus agrestis</i>	Linnaeus	1761
<i>Microtus arvalis</i>	Schrank	1798
<i>Apodemus agrarius</i>	Pallas	1771
<i>Leuciscus cephalus</i>	Linnaeus	1758
<i>Buteo buteo</i>	Linnaeus	1758
<i>Strix aluco</i>	Linnaeus	1758
<i>Aquila chrysaetos</i>	Linnaeus	1758
<i>Accipiter gentilis</i>	Linnaeus	1758
<i>Myotis mystacinus</i>	Kuhl	1817
<i>Myotis nattereri</i>	Kuhl	1817
<i>Pipistrelles</i>	Schreber	1774
<i>Carex acutiformis</i>	Fabricius	1792
<i>Perca fluviatilis</i>	Linnaeus	1758
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Linnaeus	1758
<i>Alle alle</i>	Linnaeus	1758
<i>Drosophila melanogaster</i>	Meigen	1830
<i>Danio rerio</i>	Hamilton	1822
<i>Curcuma longa</i>	Linnaeus	1753
<i>Cyprinus carpi</i>	Linnaeus	1758
<i>Combesia macrobursata</i>	Heath	1848
<i>Itygonimus lorum</i>	Dujardin	1845
<i>Itygonimus ocreatus</i>	Goeze	1782
<i>Talpa occidentalis</i>	Cabrera	1907
<i>Moniezia expansa</i>	Rudolphi	1805
<i>Somateria mollissima</i>	Linnaeus	1758
<i>Lateriporus</i>	Fubrmann	1907
<i>Polymorphus</i>	Lühe	1911
<i>Urocitellus richardsonii</i>	Sabine	1822
<i>Vulpes vulpes</i>	Linnaeus	1758
<i>Echinococcus multilocularis</i>	Leuckart	1863
<i>Zalophus californianus</i>	Lesson	1828
<i>Phoca hispida</i>	Schreber	1775
<i>Phoca largha</i>	Pallas	1811
<i>Contracaecum rudolphii</i>	Hartwich	1964
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Linnaeus	1761
<i>Aves platyrhynchus</i>	Linnaeus	1758
<i>Crocidura russula</i>	Hermann	1780
<i>Sorex araneus</i>	Linnaeus	1758
<i>Heligmosomum costellatum</i>	Dujardin	1845
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	Dujardin	1845
<i>Heligmosomoides laevi</i>	Asakawa & Ohbayashi	1986
<i>Trichostrongylus colubriformis</i>	Giles	1892
<i>Trichinella spiralis</i>	Owen	1833
<i>Calodium hepaticum</i>	Bancroft	1893
<i>Capillaria hepatica</i>	Bancroft	1893
<i>Trichuris muris</i>	Schrank	1788
<i>Trichuris arvicolae</i>	Feliu et al.	2000
<i>Syphacia obvelata</i>	Rudolphi	1802
<i>Syphacia muris</i>	Yamaguti	1935
<i>Aspiculuris tetraptera</i>	Nitzsch	1821
<i>Hymenolepis diminuta</i>	Rudolphi	1819
<i>Hymenolepis horrida</i>	Weinland	1858
<i>Hymenolepis microstoma</i>	Du-jardin	1845
<i>Paranoplocephala dentata</i>	Galli-Valerio	1905
<i>Paranoplocephala brevis</i>	Galli-Valerio	1905
<i>Paranoplocephala omphaloides</i>	Hermann	1783
<i>Andrya microti</i>	Hansen	1947
<i>Andrya macrocephala</i>	Gegenbaur	1859
<i>Mesocestoides</i>	Goeze	1782
<i>Taenia crassiceps</i>	Zeder	1800
<i>Taenia mustelae</i>	Gmelin	1790
<i>Cladotaenia cylindricea</i>	Cohn	1901
<i>Echinococcus multilocularis</i>	Leuckart	1863