

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra chemie



Výskyt rizikových prvků v potravinách

Bakalářská práce

Autor práce: Lenka Bartošová

Obor studia: Výživa a potraviny (ATZD)

Vedoucí práce: doc. Ing. Alena Hejtmánková, CSc.

© 2018 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

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

V Praze dne 20. 4. 2018

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucí mé bakalářské práce paní doc. Ing. Aleně Hejtmánkové, CSc. za velmi trpělivý a ochotný přístup, poskytování cenných rad a námětů a především za odborné vedení. Dále bych ráda poděkovala své rodině za podporu, kterou mi po celou dobu studia poskytovala.

Výskyt rizikových prvků v potravinách

Souhrn

Rizikové prvky mají negativní vliv na zdraví člověka. Jejich největší nebezpečí je schopnost kumulace v lidském těle, která může vést k vážným zdravotním problémům a v ojedinělých případech až k úmrtí. Je zapotřebí eliminovat jejich příjem člověkem a snižovat jejich koncentrace v potravním řetězci.

Expozice rizikovým prvkům probíhá především požitím potravin, inhalací znečištěných látek ze vzduchu a pitím kontaminované vody. Potraviný jsou jedním z hlavních zdrojů nejsledovanějších rizikových prvků kadmia, olova, rtuti a arsenu. Přítomnost toxických prvků v potravinách je připisována přirozeným zdrojům i kontaminaci během výroby. Bylo vědecky prokázáno, že některé organismy, či jejich části, jsou více náchylné k hromadění rizikových prvků. Z živočichů kumulujících nadměrné množství rizikových prvků stojí za zmínku především mořské plody a ryby. Z rostlinné říše lze jmenovat špenát, rýži, sóju, houby, řasy či semena máku. Vzhledem k negativním dopadům na lidské zdraví byly stanoveny maximální povolené limity pro příjem rizikových prvků v potravinách.

Kadmium se nejvíce vyskytuje v ledvinách a játrech zvířat a dále v mořských živočiších. Z rostlinné říše lze zmínit mák setý, sóju, brambory, luštěniny, obiloviny a vyšší houby.

Olovo je ve vyšším množství kumulováno ve špenátu, mrkvi, čokoládových výrobcích, obilovinách, vinných hroznech, mléčných výrobcích a vnitřnostech divokých zvířat.

Rtuť se nachází ve zvýšené míře v tělech vodních živočichů, a to především v rybách, koryších a měkkýších. Z rostlin jsou uváděni zástupci vyšších hub a některých druhů zeleniny.

Arsen se do potravního řetězce dostává příjmem kontaminované vody a konzumací mořských živočichů. Dalšími zdroji arsenu v potravinách jsou vajíčka, mořské řasy a rýže.

Dle výsledků analýzy obsahu rtuti, kadmia a olova v semenech máku setého měl nejmenší průměrnou koncentraci nečištěný mák z roku 2016, který obsahoval $0,00828 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg, $0,56489 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd a $0,53011 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Nejvyšší množství zkoumaných prvků, kromě Hg, bylo zaznamenáno v nevyčištěných semenech máku z roku 2017. Semena obsahovala $0,00927 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg, $0,79324 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd a $0,81312 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. Všechny hodnoty vzorků byly pod maximální povolenou hranicí danou legislativou České republiky.

Klíčová slova: potraviny, rizikové prvky, kadmium, olovo, rtuť, arsen, kontaminace

The occurrence of hazardous elements in foods

Summary

Hazardous elements have a negative impact on human health. Their greatest danger is the ability to accumulate in the human body, that can lead to serious health problems and, in rare cases, to death. It is necessary to eliminate their intake by humans and to reduce their concentrations in the food chain.

The exposure to risk elements occurs primarily through the ingestion of food, inhalation of polluted substances from the air and drinking contaminated water. Food is one of the main sources of the most controlled hazardous elements of cadmium, lead, mercury and arsenic. The presence of toxic elements in food is attributed to natural resources and contamination during production. It has been scientifically proved that some organisms, or their parts, are more susceptible to the accumulation of risk elements. Excessive accumulation hazardous elements animals are seafood and fish. From plants can be mentioned spinach, rice, soy, mushrooms, algae or poppy seeds. In view of the negative effects on human health, the maximum permitted limits for the intake of hazardous elements have been set.

Cadmium is most common in the kidneys and liver of animals, as well as in marine animals. From plants can be mentioned poppy, soy, potatoes, legumes, cereals and mushrooms.

Lead is accumulated in higher quantities in spinach, carrot, chocolate products, cereals, grapes, dairy products and wild animal offals.

Mercury is increasingly found in aquatic animal bodies, especially in fish, crustaceans and molluscs. The plants are represented by species of higher mushrooms and some types of vegetables.

Arsenic gets into the food chain through the intake of contaminated water and the consumption of marine animals. Other sources in food chains are egg, seaweed and rice.

According to the analysis of the mercury, cadmium and lead content of poppy seed the lowest average concentration, the unpurified poppy from 2016 contained $0.00828 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg, $0.56489 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd and $0.53011 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. The highest amount of the examined elements, except Hg, was recorded in unpurified poppy seeds from 2017. Poppy seeds contained $0.00927 \text{ mg.kg}^{-1}$ Hg, $0.79324 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd and $0.81312 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. All sample values were below the maximum permitted limit set by the legislation of the Czech Republic.

Keywords: foodstuff, hazardous elements, cadmium, lead, mercury, arsenic, contamination

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	3
3 Literární přehled	4
3.1 Nejvýznamnější rizikové prvky	4
3.1.1 Charakteristika	4
3.1.1.1 Kadmium (Cd)	4
3.1.1.2 Olovo (Pb).....	5
3.1.1.3 Rtuť (Hg).....	6
3.1.1.4 Arsen (As).....	7
3.1.2 Výskyt v půdě	8
3.1.2.1 Kadmium.....	10
3.1.2.2 Olovo.....	12
3.1.2.3 Rtuť	12
3.1.2.4 Arsen	13
3.1.3 Výskyt v ovzduší	15
3.1.3.1 Kadmium.....	15
3.1.3.2 Olovo.....	15
3.1.3.3 Rtuť	16
3.1.3.4 Arsen	16
3.1.4 Výskyt ve vodě	16
3.1.4.1 Kadmium.....	17
3.1.4.2 Olovo.....	17
3.1.4.3 Rtuť	17
3.1.4.4 Arsen	18
3.1.5 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na rostliny	18
3.1.5.1 Kadmium.....	21
3.1.5.2 Olovo.....	24
3.1.5.3 Rtuť	25
3.1.5.4 Arsen	25
3.1.6 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na zvířata	26
3.1.6.1 Kadmium.....	26
3.1.6.2 Olovo.....	27
3.1.6.3 Rtuť	27
3.1.6.4 Arsen	28

3.1.7	Příjem rizikových prvků a jejich vliv na člověka	28
3.1.7.1	Kadmium.....	30
3.1.7.2	Olovo.....	31
3.1.7.3	Rtuť	33
3.1.7.4	Arsen	34
3.2	Potraviny s vyšším přirozeným obsahem rizikových prvků	36
3.2.1	Kadmium	38
3.2.2	Olovo	39
3.2.3	Rtuť	40
3.2.4	Arsen	41
3.3	Legislativa a normy v ČR.....	43
3.3.1	Půda.....	43
3.3.2	Semena máku setého.....	44
3.3.3	Potraviny.....	44
4	Stanovení obsahu rizikových prvků v semenech máku.....	48
4.1	Materiál.....	48
4.1.1	Vzorky.....	48
4.1.2	Chemikálie.....	48
4.2	Metody.....	49
4.2.1	Stanovení rtuti.....	49
4.2.2	Stanovení kadmia a olova.....	50
4.3	Výsledky	52
4.4	Diskuze	53
5	Závěr.....	54
6	Seznam použité literatury	55
6.1	Literatura knižní	55
6.2	Literatura elektronická	59
7	Seznam zkratk	62
8	Seznam obrázků	63
9	Seznam tabulek.....	64

1 Úvod

Mezi nejvýznamnější a nejsledovanější rizikové prvky v potravinářství patří kadmium, olovo, arsen a rtuť. Dalšími rizikovými prvky, které však v běžných dávkách nejsou tak toxické jako výše jmenované, jsou mangan, molybden, měď, selen, zinek a železo.

Mnohdy jsou toxické prvky chybně uváděny jako těžké kovy. Mezi těžké kovy náleží chemické prvky z periodické soustavy, jejichž hustota je vyšší než 5 g.cm^{-3} . Do této skupiny jsou začleněny mimo jiné arsen, rtuť, měď, železo, olovo, kadmium, hliník, baryum, telur a thalium. Bylo by tedy nekorektní uvádět, že všechny těžké kovy mají pouze toxické účinky. Některé prvky patřící do skupiny těžkých kovů jsou pro organismus esenciální (železo, měď a zinek), tedy nutné, jelikož si je organismus neumí syntetizovat. Všechny prvky lze považovat za toxické, některé však až při vyšších koncentracích, jiné již při stopové koncentraci (Hejtmánková et Dolejšková, 2015; Ulbrichová, 2007).

Rizikové prvky se do životního prostředí dostávají především vlivem lidské činnosti, do které spadá průmyslová výroba, při níž dochází k uvolňování toxických látek do okolního prostředí. Dále také zemědělská produkce, a to v případě použití nadlimitního množství chemikálií a minerálních hnojiv. Použitím minerálních hnojiv se do prostředí dostává především fosfor či kadmium. Další antropogenní činností je těžba rud a spalování fosilních paliv, kvůli němuž do ovzduší uniká směs kadmia, olova, selenu a rtuti. V minulosti byl hlavní antropogenní zdroj znečištění těžkými kovy zapříčiněn výfukovými plyny, které zvyšovaly obsah olova v životním prostředí. Tento zdroj však v dnešní době značně ustupuje vlivem používání bezolovnatého benzínu (Kafka et Punčochářová, 2002). Dříve se olovo využívalo do alkylosloučenin aditiv benzínu (Babička, 2017).

I přesto, že je v současné době průmyslová výroba technologicky velmi vyspělá a prostřednictvím nejrůznějších technologických zařízení i pomocí legislativních úprav dochází k omezování produkce těchto rizikových prvků, jsou rizikové prvky stále aktuálním tématem. (Kafka et Punčochářová, 2002).

Běžným přírodním zdrojem znečištění životního prostředí je vulkanická aktivita a zvětrávání mateřské horniny a rud. Dalším neopomenutelným přírodním zdrojem je také emitace kovů přijatých pomocí organismů zpět do životního prostředí (Kafka et Punčochářová, 2002).

Výše zmíněné prvky se kumulují ve vodě i v půdě a následně se dostávají do potravního řetězce. Jejich příjem je ovlivněn mnoha faktory, například pH a koncentrací prvků v půdě, druhem daného organismu a také klimatickými podmínkami (Kafka et Punčochářová, 2002).

Chemické rizikové prvky odolávají chemickému rozkladu a jejich obsah ve vodních a půdních zdrojích neustále vzrůstá. Z těchto prvků tvoří vazbu s organickými sloučeninami především kovy, jejichž vazbou na organické sloučeniny se jejich toxicita zvyšuje (Sovjak et Reisnerová, 2001).

Tyto prvky mohou též při vyšší koncentraci představovat nebezpečí pro zdraví jedinců a vývoj populace. V průběhu života se v tělech živých organismů ukládá řada látek, které organismus nepotřebuje ke správné funkci. Tyto látky se následně kumulují v těle a mohou působit toxicky (Toman et al., 2003).

Toxicita jednotlivých rizikových prvků je ovlivněna jejich speciem (chemické formy kovu) a dostupností pro živé organismy. Toxicitou se rozumí míra působení látky chemické povahy, která způsobuje otravu či narušuje zdraví organismu, jemuž pronikla do těla, například požitím, absorpcí či vdechnutím. Toxické účinky jsou zjišťovány pomocí biologických experimentů. Rozsah toxicity je nazýván jako letální dávka a je označen LD₅₀. V indexu je číslo 50, které udává procentuální množství živočichů, kteří po konzumaci zahynou. Toxicita je uváděna v gramech požitého prvku na kilogram živé váhy organismu. Mezi organickými a anorganickými sloučeninami je rozdíl v toxicitě a kvalitě kovu. Organické sloučeniny kovů jsou všeobecně považovány za mnohem škodlivější a toxičtější, jelikož se lehce dostávají přes buněčné membrány v těle beze změn chemického složení.

Intoxikace těžkými kovy může vést ke zdravotním problémům zvířat a člověka. Velmi často má za následek zánětlivé onemocnění pokožky, zažívací obtíže, otupělost, únavu, migrény či změnu v krevním obraze jedince. Ve vážných případech může dojít k poškození nervové a cévní soustavy, případně až k selhání důležitých orgánů (játra, ledviny, mozek), ve kterých se těžké kovy často kumulují. Některé těžké kovy jsou řazeny mezi vysoce rizikové vzhledem k jejich karcinogennímu a mutagennímu účinku (Kafka et Punčochářová, 2002).

2 Cíl práce

Cílem práce je literární rešerše zaměřená na nejvýznamnější rizikové prvky, jejich účinky na lidský organismus, jejich výskyt v potravinách a možné zdroje primární i sekundární kontaminace potravin. Dílčím cílem je rovněž uvedení přehledu zemědělských produktů, ve kterých se přirozeně vyskytují rizikové prvky ve vyšších množstvích.

Souhrnným cílem této literární rešerše je poskytnout ucelenou charakteristiku výše zmíněných prvků a jejich negativního působení na okolí.

3 Literární přehled

3.1 Nejvýznamnější rizikové prvky

Nejvýznamnějšími rizikovými prvky jsou arsen (As), kadmium (Cd), rtuť (Hg) a olovo (Pb), a to především kvůli své toxicitě. Tyto prvky jsou zároveň řazeny do skupiny těžkých kovů (Ulbrichová, 2007). Vysoké hodnoty obsahu těchto prvků v potravinách jsou jedním z hlavních indikátorů zdravotní závadnosti. Proto je pro výše zmíněné prvky stanovena nejvyšší přípustná koncentrace v potravinách. Nařízení Komise č. 629/2008/ES s platností od 1. července 2009 upravuje požadavky na výskyt olova, kadmia a rtuti v potravinách. Příklady limitů budou uvedeny v kapitole Legislativa a normy v ČR.

Hodnoty těchto těžkých kovů by měly být v nejnižší možné míře, které je možné dosáhnout při procesu zemědělství, rybolovu a výroby. Bylo vědecky prokázáno, že určité doplňky stravy, například s mořskými řasami, mohou ovlivnit výskyt olova, rtuti a kadmia v organismu (Velíšek et Hajšlová, 2009).

3.1.1 Charakteristika

3.1.1.1 Kadmium (Cd)

Kadmium bylo poprvé izolováno roku 1817 Friedrichem Stromeyerem z rudy zinku. Jedná se tedy o poměrně nedávno objevený kov (Kafka et Punčochářová, 2002). Kadmium je kovový prvek náležící do 12. skupiny (II.B skupiny) a páté periody v Mendělejevově periodické tabulce prvků. Je tedy řazen mezi přechodné kovy a kvůli jeho vysoké hustotě $8,65 \text{ g.cm}^{-3}$ je řazen také mezi těžké kovy. Jedná se o měkký, stříbřitý kov s kujnými a tažnými vlastnostmi. Jeho atomové číslo je 48 a relativní atomová hmotnost 112,41. Bod tání má hodnotu $320 \text{ }^\circ\text{C}$ a bod varu $765 \text{ }^\circ\text{C}$. Svými chemickými vlastnostmi se podobá zinku (Bencko et al., 1995).

Kadmium se vyskytuje v široké škále organických i anorganických sloučenin ve formě dvojmocného kationtu. S organickými sloučeninami vytváří komplexy. Nejběžnější oxidační stav je II. Jednomocné kadmium lze nalézt pouze v malém množství sloučenin. Neznámější sloučeninou je oxid kademnatý (CdO), který má červenohnědou barvu a vzniká při spalování kadmia. Důkaz kadmia v roztoku se zjišťuje pomocí sulfidu amonného $(\text{NH}_4)_2\text{S}$, díky němuž v případě výskytu kademnatých iontů vzniká sytě žlutá sraženina sulfidu kademnatého (CdS), či lehce nažloutlý bromid kademnatý (CdBr_2) (Sobotka, 2017).

Při reakci s kyslíkem se kadmium potahuje vrstvičkou oxidu. V kyslíkové atmosféře hoří výrazným červeným plamenem za současného vzniku CdO. Za běžných podmínek se neváže s dusíkem ani vodíkem. Je dobře rozpustné v oxidujících i neoxidujících kyselinách, avšak na rozdíl od zinku není rozpustné ve vodných roztocích zásad (Housecroft et Sharpe, 2014).

Tento těžký kov patří mezi velmi toxické látky pro veškeré živé organismy, a to především kvůli jeho schopnosti kumulace v jejich jednotlivých částech. S rostoucí koncentrací tohoto prvku v těle roste i jeho toxicita a negativní vliv na zdraví jedince (Toman et al., 2003).

Přibližně 75 % kadmia je využito na výrobu baterií (především Ni-Cd články, elektrolytem je hydroxid kademnatý ($\text{Cd}(\text{OH})_2$) a solárních článků. Dále se hojně využívá pro výrobu pigmentů pro plasty a barvy (CdS – kadmiová žluť, CdO – červený pigment), pokovování a k tvorbě ochranných povlaků. Jeho vlastnosti chránit železo je využíváno při výrobě plechů v automobilovém průmyslu a při výrobě domácích elektronických spotřebičů (myčky, chladničky, televize) (Bencko et al., 1995; Sobotka, 2017).

3.1.1.2 Olovo (Pb)

Olovo je prvek, který byl znám již před 8 000 lety (Toman et al., 2003). Řekové dali olovo jméno dle planety sluneční soustavy Saturn, kdežto Římané jej pojmenovali jako *Plumbum*. Toto označení si dodnes ponechal v latinském jazyce (Babička, 2017). Jedná se o kovový prvek z 14. (IV.A) skupiny šesté periody. Jeho hustota je $11,34 \text{ g.cm}^{-3}$, je tedy zároveň také těžkým kovem. Tento prvek s atomovým číslem 82 a atomovou hmotností 207,2 má lesklou stříbrnošedou barvu, je značně kujný, tažný a elektrický proud vede poměrně slabě (Šváb et Müllerová, 2005). Teplota tání je $327,5 \text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu $1740 \text{ }^\circ\text{C}$ (Bencko et al., 1995).

Olovo se vyskytuje ve dvou oxidačních stupních -II. a IV. Častěji se vyskytuje jako dvojmocný kation, jelikož čtyřmocná forma lehce hydrolyzuje, a je tedy nestálá. Rozpustné formy olova jsou vždy jedovaté a jejich vodné roztoky mají čiré zabarvení (Sobotka, 2017).

Za standardních podmínek je olovo stálé vůči okolním vlivům. Je dobře rozpustné, a to především v kyselině dusičné (Hejtmánková et Dolejšková, 2015). Ve vlhkém prostředí s CO_2 se snadno okysličuje a vlivem rozdílné teploty vytváří buď oxid olovnatý PbO při teplotě $600 \text{ }^\circ\text{C}$, oxid olovičitý PbO_2 nebo oxid olovnato-olovičitý Pb_3O_4 při teplotě $450 - 500 \text{ }^\circ\text{C}$ (Ulbrichová, 2007).

Stanovení iontů olova v roztoku lze zjistit přidáním roztoku jodidu draselného. Důkazem přítomnosti olova je vznik žlutého jodidu olovnatého (Šváb et Müllerová, 2005).

Prokázaná toxicita je důvodem k úsilí o snížení použití olova a jeho sloučenin. Dříve se olovo hojně využívalo jako antidetonační přísada do benzínových pohonných hmot ve formě organokovových sloučenin tetramethyl- a tetraethylolova. V dnešní době se již nepřidává do benzínu a využívá se benzín bezolovnatý. Dříve bylo díky výborným antikorozním vlastnostem využíváno také ve vodovodních rozvodech. Dnes se již od tohoto technického prvku odstoupilo. Z důvodu vysoké toxicity olova je velice sledovaná jeho koncentrace ve všech složkách životního prostředí (Hejtmánková et Dolejšková, 2015). Jeho výskyt na Zemi však neustále eskaluje, a to především jeho přirozeným výskytem na konci přeměnové řady izotopových prvků (Kenšová et al., 2014).

Největší využití olova je bezpochyby výroba elektrických baterií, díky jeho ideálním vlastnostem pro toto odvětví nebylo dodnes nahrazeno. Dalším využitím olova je výroba nábojnic, kterým dodává skvělou průbojnost. Další vlastností je schopnost pohlcovat γ záření, díky čemuž je využíván jako ochrana před rentgenovým zářením. Poměrně velký význam má také využití nízkotavitelných pájek, které jsou nejčastěji vyrobeny ze slitiny olova a cínu (Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.1.3 Rtuť (Hg)

Rtuť byla známa již starověkým Féničanům, Řekům, Kartágincům i Římanům. Patří tedy mezi nejdéle známé rizikové prvky (Bencko et al., 1995). Ve starém Řecku ji kvůli jejímu kapalnému stavu nazývali „hydrargyrum“ a Římané ji pojmenovali Merkury (Babička, 2017).

Jedná se o prvek řazený do 12. (II.B) skupiny a šesté periody v periodické tabulce prvků, a je tedy řazen mezi přechodné kovy. Rtuť je za běžných podmínek v kapalném stavu, což ji činí mezi kovy unikátní, při tuhnutí tvoří krystaly. Vyznačuje se stříbrno-bílou lesklou barvou a hustotou $13,546 \text{ g.cm}^{-3}$, kvůli níž je též řazena mezi těžké kovy. Atomové číslo rtuti je 80, relativní atomová hmotnost je 200,59. Teplota tání je nejnižší z kovů 12. skupiny a činí $38,87 \text{ }^\circ\text{C}$, teplota varu je $356,58 \text{ }^\circ\text{C}$. Díky svým chemickým a fyzikálním vlastnostem je rtuť dobrým vodičem elektrického proudu, ale špatným vodičem tepla. Rtuť je zároveň řazena mezi ušlechtilé kovy, které jsou schopny odolat oxidaci a korozi na vzduchu. Běžné oxidační stavy rtuti jsou 0 (elementární rtuť), I, II a v ojedinělých případech se rtuť vyskytuje i v oxidačním stavu III (Bencko et al., 1995; Sobotka, 2017).

Rtuť je svými vlastnostmi podobná kadmii, ale v mnoha ohledech se od něho liší. Odlišnou je například nižší reaktivita ve srovnání s kadmii (Housecroft et Sharpe, 2014). Za běžných teplot dokáže rtuť dobře reagovat s kovy a tvořit slitiny nazývané amalgámy. Tyto slitiny dobře tvoří se stříbrem, mědí, kadmii a zlatem. Mezi výjimky řadíme kobalt, nikl

a železo, se kterými rtuť slitiny netvoří (Hejtmánková et Dolejšková, 2015; Šváb et Müllerová, 2005).

Sloučenin rtuti je velké množství a jsou ve většině případů velice toxické. Obecně platí, že anorganické sloučeniny jsou málo toxické. Jednomocné sloučeniny rtuti jsou méně škodlivé než dvoumocné vlivem jejich nižší rozpustnosti ve vodě i v zásaditém prostředí (Kafka et Punčochářová, 2002).

Sloučeniny rtuti bývají užívány ve farmacii a v chemických laboratořích jako laboratorní činidla. Nejčastěji užívanou sloučeninou v laboratořích je kalomel neboli dimer chloridu rtuťnatého, jenž je ve formě bílého prášku a není jedovatý. Soli organických kyselin jsou rozpustné pouze velice slabě. Rtuťnaté soli bývají ve vodě málo rozpustné, či naprosto nerozpustné. Mezi rozpustné rtuťnaté soli patří chloristan, chlorečnan a síran rtuťnatý (Hejtmánková et Dolejšková, 2015; Sobotka, 2017). Nejtoxičtější sloučeninou rtuti je methylrtuť, jež vzniká z anorganických sloučenin působením methanogenních bakterií v prostředí bez přístupu vzduchu. Naprosto odlišný účinek na lidský organismus má sloučenina ethylrtuť, která se nachází v thiomersalu. Thiomersal je v lékařském průmyslu využíván jako přídavná látka vakcín, která má konzervační účinek proti plísním a bakteriím, a je tedy využívána ve vícedávkových baleních vakcíny (Kafka et Punčochářová, 2002; Rebelo et Caldas, 2016).

Primární využití rtuti připadá na výrobu průmyslových chemikálií a výrobu elektrických zařízení. Často se rtuť využívá také k výrobě žárovek a zářivek díky lepším světelným vlastnostem než má wolfram. Další použití rtuti je při výrobě barviv – především červené rumělky, v zemědělství (fenylmerkurichlorid – fungicid), v papírenském průmyslu a pro vojenské účely. Význačnou roli má rtuť také ve farmaceutickém odvětví, kde je užívána na výrobu zubního amalgámu (slitina rtuti, stříbra, cínu a mědi) a na výrobu léčiv (diuretik a dezinfekcí – například chlorid rtuťnatý, jenž je však zároveň i silným žaludečním jodem, který může být již při 0,2 g smrtelný). Dříve se rtuť hojně využívala do teploměrů a tlakoměrů, avšak v roce 2009 byl Evropskou unií zakázán prodej rtuťových teploměrů, které bývají v dnešní době nahrazeny bezrtuťovými variantami (Bencko et al., 1995; Hejtmánková et Dolejšková, 2015; Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.1.4 Arsen (As)

Jedná se o prvek, který byl v elementární podobě připraven v polovině 13. století Albertusem Mangnusem z arzeniku (oxid arsenitý – As_4O_6). Název je odvozen ze slova *arsenikon*, což v řečtině znamená silný, účinný. Toxické vlastnosti arsenu však znali již

Hippokrates, Aristoteles či Paracelsus, který popsal souhrn příznaků, jež otravu arsenem doprovázejí, a také její léčbu (Bencko et al., 1995).

Arsen náleží mezi metaloidy, jinak zvané také polokovy, patří do 15. (V.A) skupiny čtvrté periody, dnes je však díky jeho vlastnostem mnoha autory řazen do skupiny těžkých kovů. Hustota arsenu je $5,73 \text{ g.cm}^{-3}$. Atomové číslo arsenu v tabulce prvků je 33 a jeho atomová hmotnost činí 78,96. Vyskytuje se ve čtyřech strukturně odlišných modifikacích: šedý arsen s polokovovou strukturou, žlutý arsen s krystalickou strukturou, β -arsen hnědé barvy, jehož struktura je amorfní (beztvará), a poslední modifikací arsenu je černá modifikace s krystalickou strukturou. Nejrozšířenější je elementární šedá varianta arsenu, která dobře vede elektrický proud. Teplota tání je $817 \text{ }^\circ\text{C}$ a teplota varu $613 \text{ }^\circ\text{C}$ (Hejtmánková et Dolejšková, 2015; Sobotka, 2017).

Arsen se nejčastěji vyskytuje v oxidačních stavech -III, III a V a svými chemickými vlastnostmi se podobá fosforu, který může nahrazovat v biochemických reakcích. V oxidačním stavu As^{3+} je arsen 5 – 20krát toxicitější než As^{5+} , jehož účinek je řazen mezi mutagenní, karcinogenní a teratogenní. Nejčastěji se vyskytuje ve sloučeninách železa, síry a kyslíku. V organických sloučeninách je spojen s uhlíkem a vodíkem. Organické i anorganické sloučeniny jsou bez zápachu i chuti. Elementární (šedý) arsen není toxický, tuto vlastnost mají pouze některé jeho sloučeniny, na které se vlivem metabolismu může přeměnit. Mezi nejznámější jedovaté sloučeniny patří oxid arsenitý (As_2O_3) a arsenovodík (AsH_3). (Havel et Válek, 2005; Hejtmánková et Dolejšková, 2015).

Více než 90 % arsenu se využívá při přípravě přípravků na moření dřeva proti houbám (například oxid arsenitý As_2O_3) a na výrobu zemědělských pesticidů (dnes je snaha užívání omezovat kvůli toxickému účinku arsenu). Další uplatnění má v metalurgickém průmyslu, kde je součástí slitin (například s olovem a mědí), které jsou poté využity v akumulátorech. Významnou roli má arsen i v polovodičích a ve sklářství, kde se používá jeho sloučenina oxid arsenitý. Dodnes je oxid arsenitý využíván v lékařství jako lék na určité druhy leukémie a v přípravě veterinárních léků, které zmírňovaly příznaky otravy selenem. Dříve se sloučeniny arsenu využívaly také jako chemické bojové látky (Adamsit, Clark I, Clark II, Lewisit), které měly za následek velké množství úmrtí (Bencko et al., 1995; Sobotka, 2017; Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.2 Výskyt v půdě

Půda hraje ústřední roli v bezpečnosti potravin, jelikož částečně definuje složení potravin a krmiv v potravním řetězci (Tóth et al., 2016). Půda je nejsvrchnější část zemské kůry,

kteřá se skládá z minerální složky, organické složky (humusu) a půdní mikroflóry. Právě na základě složení mikroflóry lze zkoumat kvalitu půdy včetně její kontaminace. Půda je jedním ze základních kamenů potravního řetězce, a je proto nenahraditelná. Zároveň je také živnou půdou pro flóru (Podolská et Matějů, 2008). Vzhledem k nezastupitelné funkci půdy je potřeba půdu monitorovat. Kontaminace půdy je často diskutovaným tématem již mnoho let. Je zapříčiněna především nadbytečným obsahem toxických látek. Tyto rizikové látky se mohou dostávat do půdy následovně (Němeček et al., 2010):

- imisemi oxidů síry a dusíku vlivem emisí ze spalování organických látek,
- použitím čistírenských kalů a odpadních látek recyklovatelných v půdě se zvýšeným obsahem rizikových prvků,
- záplavami znečištěnou říční vodou při neúplné funkci či úplné nefunkčnosti čističky odpadních vod,
- použitím pesticidů s trvalými parametry (v dnešní době je zakázáno),
- hnojením půdy minerálními průmyslovými hnojivy či komposty s kontaminanty,
- vlivem havárie, která má za následek značné a spěšné znečištění půdy,
- přírodními úkazy – vulkanické činnosti, sesuv půdy, zvětrávání hornin.

Kontaminace půdy může vést ke zhoršení fyziologických a chemických procesů v půdě (snížení aktivity mikroorganismů), v některých případech mohou kontaminanty přejít do vodních zdrojů a potravního řetězce. Při nadlimitních hodnotách může obsah rizikových prvků v zemině vést ke zdravotním obtížím organismů, které jsou s půdou dlouhodobě v kontaktu (Roberts, 2014). Kontaminace půdy pouze jedním kovem je vzácná, ve většině případů platí, že pokud je kov ve vysoké koncentraci v půdě, tak se v půdě vyskytuje i řada dalších kovů (Shute et Macfie, 2006).

Výše uvedené rizikové prvky nemohou být degradovány, proto jsou perspektivním problémem pro půdu. Jelikož mají tyto prvky mnoho podob, liší se i způsob kontaminace, kterou způsobují. Nejdůležitější půdní znaky působící na mobilitu těžkých kovů a jejich příjem rostlinami jsou (Cibulka, 1991):

- kyselost půdy – pH,
- kationtová výměnná kapacita,
- obsah organického uhlíku v půdě,
- typ půdy,
- redoxní potenciál.

Dle výzkumu Tremlové et al. (2010) člověk denně přijímá jedovaté prvky prostřednictvím znečištěné zemědělské produkce a také prostřednictvím přímého přechodu půdních částic do trávicí soustavy člověka. Podle Státního zdravotního ústavu, který ve své studii Zdravotní rizika kontaminace půdy v městských aglomeracích uvádí, že dospělý jedinec denně absorbuje 60 mg půdy a děti přijímají dokonce 200 – 800 mg půdy za den.

Navzdory velkému významu kontaminace půd těžkými kovy nebyla kvalita půdních zdrojů v Evropě dostatečně prostudována vzhledem k nedostatku podrobných a spolehlivých materiálů. Teprve první společné vzorkování ornice na území Evropské unie přineslo výsledky z 22 000 lokalit. Data z tohoto výzkumu poskytují spolehlivý přehled o složení ornice a obsahu těžkých kovů. Mezi zkoumané těžké kovy patří například As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Sb, Co a Ni. Výsledky testování ukazují, že velkou část evropské zemědělské půdy lze považovat za zdraví nezávadnou pro výrobu potravin. Severní, střední a východní Evropa jsou méně vystaveny kontaminaci těžkých kovů, zatímco většina půdy v západní Evropě a Středomoří má alespoň jeden druh těžkého kovu nad limitní hranicí. Přibližně 6,24 % (137 000 km²) půdy vykazovalo nadlimitní hodnoty, 2,56 % vzorků dokonce obsahovalo těžké kovy v koncentraci, která by vyžadovala sanace (Tóth et al., 2016).

V Youxianu v Číně byl v roce 2016 proveden test stopových prvků v půdě a výsledek je seřazen sestupně následovně: olovo (36,8 mg.kg⁻¹) > arsen (13,8 mg.kg⁻¹) > kadmium (0,47 mg.kg⁻¹) > rtuť (0,19 mg.kg⁻¹). Výzkum tedy dokázal, že byl překročen limit stanovený pro půdu a její obsah stopových prvků dle GB15618-1995, SEPAC, 1995. Nadlimitní množství bylo zaznamenáno u kadmia (norma 0,3 mg.kg⁻¹) a rtuti (0,3 mg.kg⁻¹) (Yang et al., 2017).

3.1.2.1 Kadmium

Kadmium se v zemské kůře obvykle nachází v množství 0,1 mg.kg⁻¹. V přírodě se vyskytuje především ve formě příměsí v olověných a zinkových rudách. Poměr výskytu kadmia je 1:100 až 1:1000. Kadmium se nalézá také ve formě minerálů – kadmoselit (CdSe), monteponit (CdO), jenž má v sobě nejvíce kadmia, otavit (CdCO₃) a případně ve formě hawleyitu (CdS) (Bencko et al., 1995; Sobotka, 2017).

Do půdy se kadmium dostává především využíváním fosforečných hnojiv a navázkou čistírenských kalů na zemědělskou půdu (Šváb et Müllerová, 2005). Kadmium se ve znečištěné půdě nachází v rozmezí hodnot 0,2 – 1 mg.kg⁻¹ (Velíšek et Hajšlová, 2009).

V půdě se tento prvek nachází v následujících podobách (Cibulka, 1991):

- výměnné,
- vodorozpustné,
- ve formě sloučenin (sulfidy, karbonáty, fosforečnany),
- ve formě reziduální frakce – ve struktuře silikátů.

Kadmium je v půdě zastoupeno jakožto stopový prvek, přičemž při kontaminaci půd může být jeho výskyt až tisíckrát vyšší (Kafka et Punčochářová, 2002).

V rámci Evropské unie probíhá striktní kontrola obsahu kadmia v půdách. Půdní vzorky vykazují napříč EU rozmanitý výskyt Cd. Většina ze zkoumaných vzorků (73 %) nevykazovala významný obsah tohoto těžkého kovu a pouze v 5,5 % vzorků byla zjištěna vyšší než prahová hodnota (*angl. threshold value*) výskytu kadmia. Půdní vzorky s nadlimitním množstvím byly nalezeny napříč celou Evropou s výjimkou Estonska a Maďarska, kde v žádném z analyzovaných vzorků nebyla detekována kontaminace kadmiem. Na druhé straně půda s nejvyšším průměrným obsahem Cd byla zjištěna v Irsku a Řecku. Nicméně lze celkově říci, že zemědělské oblasti v Evropě nejsou v současnosti ohroženy kontaminací půdy kadmiem. Některé regiony vykazovaly obecně vyšší koncentraci kadmia v půdách, nežli jiné oblasti. Tato koncentrace může však být způsobena přirozeným výskytem Cd v pedosféře. Dle informací poskytnutých Evropským úřadem pro bezpečnost potravin přijímá evropská populace v průměru pouze 35 % doporučeného denního maxima konzumace kadmia (Tóth et al., 2016).

Kadmium se nachází ve většině minerálních hnojiv, z nichž fosfátová hnojiva patří mezi nejvýznamnější zdroj kadmia v půdě. Množství kadmia v minerálním hnojivu závisí na místě, odkud fosfát pochází. Vysoké hodnoty kadmia jsou ve fosfátech z Maroka, Tuniska, Senegalu a Toga. Nízký obsah kadmia obsahují fosfáty například z Ruska, Jižní Afriky, Brazílie a Finska. Více než 90 % fosfátových hnojiv používaných v České republice je dováženo z Maroka, Tuniska a Ruska (Jandusová, 2017; Roberts, 2014).

Hnojení minerálními hnojivy může zvýšit riziko vstupu kadmia do potravního řetězce skrz půdu. Kadmium se nejdříve dostává do půdy a následně poté do rostlin, odkud jej již nelze eliminovat, a dostává se tak do potravního řetězce. Z tohoto důvodu byly v některých zemích stanoveny maximální povolené hodnoty obsahu kadmia ve fosfátových hnojivech (Roberts, 2014).

V říjnu 2017 byla Evropským parlamentem schválena hnojiva s označením CE, která budou bezpečnější a ekologičtější. Současně s tímto návrhem budou zavedeny i limitní hodnoty kadmia ve fosforečných hnojivech (Jandusová, 2017).

3.1.2.2 Olovo

Běžný výskyt olova v zemské kůře se pohybuje okolo 13 mg.kg^{-1} (Velíšek et Hajšlová, 2009). Ve volné přírodě je výskyt čistého olova velmi ojedinělý, nejvýznamnějším zdrojem jsou minerály s obsahem olova. Bylo objeveno a popsáno více jak 500 druhů minerálů, jako například galenit (PbS), cerusit (PbCO_3) nebo angelesit (PbSO_4). Massikolit (PbO) je znám díky skoro 93 % výskytu olova v rudě (Bencko et al., 1995; Šváb et Müllerová, 2005).

V půdě je olovo známé svou nízkou mobilitou a slabou schopností přenosu do rostlin, avšak i přes tyto vlastnosti je vysoce zootoxické a humanotoxické (Němeček et al., 2010). Jedním z hlavních zdrojů olova v půdách je znečištění z kovohutí zpracovávajících olovené rudy. Dalším neopomenutelným zdrojem je využívání čistírenských kalů, hnojiv a pesticidů v zemědělském průmyslu k hnojení půdy. Olovo se ukládá především ve vyšších vrstvách půd (0 – 5 cm), nicméně do nižších vrstev se obvykle nedostává, jelikož se váže a tvoří komplexy s nerozpustnými huminovými částicemi (Cibulka, 1991). V nekontaminovaných půdách se výskyt olova pohybuje mezi $5 - 40 \text{ mg.kg}^{-1}$ a ve znečištěných půdách tyto hodnoty stoupají (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Na základě regionálního hodnocení vzorků půdy vychází, že střední Itálie, Francie, Německo a Velká Británie mají vysoký podíl zeminy s výraznou koncentrací olova. Na druhé straně vzorky z Pobaltí, Finska a Maďarska nevykazují téměř žádné stopy olova v zemědělské půdě. Nejvyšší procentuální podíl vzorků s koncentrací Pb nad prahovou hodnotou se nachází v provincii okolo Lazia ve střední Itálii, a to pravděpodobně kvůli hojnému výskytu třetihorních vulkanických hornin. Nicméně žádný z těchto vzorků nevykazuje množství olova vyšší, než je mezní hodnota (*angl. guideline value*) pro zemědělskou půdu. Takové vzorky jsou vzácné. V Evropě bylo nalezeno pouze několik málo případů z více než 20 000 analyzovaných vzorků. Na základě tohoto zjištění lze tvrdit, že olovo v současnosti není problematický prvek pro bezpečnost potravin v Evropě. Avšak geograficky široký výskyt vzorků půdy s množstvím olova nad prahovou hodnotou, i když se jedná pouze o malý podíl v celkovém počtu analyzovaných vzorků, poukazuje na nutnost striktní kontroly obsahu tohoto prvku v zemědělských půdách a potenciálně v potravním řetězci (Tóth et al., 2016).

3.1.2.3 Rtuť

Rtuť se v zemské kůře vyskytuje v množství $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$. Nejčastější forma výskytu jsou sulfidy, z nichž 70 % tvoří rumělka neboli sulfid rtuťnatý (HgS). Přítomnost jodidů,

chloridů a oxidů (montroydit – HgO) je v přírodě poměrně vzácná. Znamých je přibližně 95 minerálů obsahujících rtuť. Z rud se rtuť dostává pražením, při kterém vznikají vysoce toxické páry rtuti (Bencko et al., 1995).

Do půdy se rtuť dostává především spalováním uhlí. Dalšími zdroji může být například využívání NPK hnojiv, kalů z čistíren či fungicidů založených na rtuti a jejich sloučeninách. V nekontaminovaných půdách je obsah rtuti 0,02 – 0,2 mg.kg⁻¹ (Velíšek et Hajšlová, 2009). V humózních půdách je rtuť vázána s organickými složkami a tvoří stabilní složky, vlivem čehož je poté rtuť špatně přijatelná rostlinami (Cibulka, 1991).

Mezi základní formy rtuti patří (Cibulka, 1991):

- rtuť elementární (Hg⁰) – nízká rozpustnost ve vodě, nestálost, není pro organismy v malých koncentracích toxická,
- dvojmocná anorganická forma rtuti (Hg²⁺) – schopnost slučovat se s organickými a anorganickými ligandy (obzvláště pro funkční skupiny se sírou),
- methylrtuť (CH₃Hg⁺) – dlouhopřetrvávající sloučenina v půdě.

Zpracování LUCAS dat potvrzuje velmi nízké zdravotní riziko způsobené rtutí v zemědělských půdách Evropy. Ve skutečnosti koncentrace rtuti přesahující prahovou a mezní hodnotu byla nalezena pouze ve velmi malém množství odebraných vzorků zemědělské zeminy. Nadlimitní vzorky pocházely pouze z několika regionů. Historicky vedla těžba zlata a rtuti k vyššímu výskytu rtuti v těžařských oblastech. To může být příčinou vysoké koncentrace rtuti v některých vzorcích z centrální Itálie, severozápadní Anglie a východního Slovenska. Přestože tyto příklady reprezentují pouze izolované případy, fakt, že některé půdní vzorky z Francie, Německa, Itálie a Španělska měly vyšší obsah rtuti, než je mezní hodnota, volá po striktní kontrole výskytu rtuti ve všech částech potravního řetězce včetně zemin. Dnes je lidská činnost hlavním zdrojem kontaminace půd rtutí, a proto i tyto zdroje by měly být pod striktní kontrolou (Tóth et al., 2016).

3.1.2.4 Arsen

Množství arsenu v zemské kůře je odhadováno na 1,8 mg.kg⁻¹ (Velíšek et Hajšlová, 2009). Ve volné přírodě se v čisté formě vyskytuje arsen pouze velmi málo (Toman et al., 2003). Je však součástí velkého množství nerostů, a to více než 550 druhů. Je to například arsenopyrit (FeAsS), stibarsen (SbAs) či duranusit (As₄S), v němž je prokázán nejvyšší obsah arsenu, a to více než 90 %. Významným nalezištěm nových druhů minerálů je Jáchymov v Krušných horách, který je zároveň unikátní světově nejvyšším obsahem přírodního arsenu. Arsen je zde přítomen v kyselých důlních vodách dolu

Svornost (Sobotka, 2017). Arsen se v přírodě nalézá většinou v podobě rud. Nejčastějšími rudami jsou rudy stříbrné, olovené a měděné. Při zpracování metalurgickým průmyslem se poté arsen dostává do přírodních zdrojů (Kafka et Punčochářová, 2002).

Arsen vyskytující se v půdách je převážně geologického původu s vyšší koncentrací v jílovitých půdách. Znečištění antropogenním arsenem je však vcelku rozšířené, jelikož uvolňování arsenu z antropogenních činností značně převyšuje přírodní zdroje kontaminace (Tóth et al., 2016).

Arsen odlišuje od předchozích zmiňovaných prvků také mobilita v mírně alkalickém, či neutrálním půdním prostředí. Tato vlastnost má vliv na horší rozpustnost pětimocného arsenu oproti trojmocnému. Jeho mobilita je však poměrně nízká (Němeček et al., 2010). Významný vliv na koncentraci arsenu v půdě má těžba rud s obsahem arsenu, významnou odchylku ve výskytu arsenu může ovlivnit také přítomnost tepelné elektrárny. V neznečištěných půdách je obsah arsenu 2 – 10 mg.kg⁻¹ sušiny. Zemědělsky využívaná půda by neměla přesahovat hodnotu arsenu 20 mg.kg⁻¹ sušiny (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Předchozí studie z Ursitti tvrdí, že arsen se v půdách nepohybuje laterálně a i jeho vertikální pohyb je omezen. V rámci kontinentálního měřítka výsledky potvrzují dominanci geologických důvodů znečištění ornice arsenem, jelikož hlavní hranice mezi regiony s nízkou a vysokou koncentrací arsenu je shodná s hranicí posledních ledovců. Oblasti kvartérního původu na severu vykazují výrazně nižší koncentraci arsenu než ostatní regiony v Evropě. Tato zjištění také naznačují to, že vysvětlení založené na geomorfologii arsenu v ornici je méně relevantní. Detailní analýza vzorků půd ze severní Evropy, které vznikly po posledním zalednění, nevykazuje žádný významný vliv půdní textury na koncentraci arsenem. Nicméně jihovýchodní Evropa zahrnující Maďarsko, Rumunsko a také Slovensko, Bulharsko a Řecko má obecně nižší hladinu arsenu ve svrchní vrstvě půd. Více než polovina statistických regionů z Evropské unie má vzorky s úrovní arsenu nad prahovou hodnotou ve většině zkoumaných půdních vzorků. Při zkoumání zemědělsky využívané zeminy mělo 15 % z regionů více než 1 % z jejich vzorků koncentraci arsenu nad nižší mezní hodnotou, v sedmi regionech bylo takových vzorků více než 5 % a ve třech regionech přesáhl počet 10 %. Pouze dva regiony měly nad 10 % vzorků přesahujících tuto hranici, avšak tyto regiony měly málo vhodných vzorkovacích míst. Mimoto některé zemědělské oblasti, především ve středomořských státech, měly vyšší obsah As, než je povolená mezní hodnota. Tato fakta ukazují na potřebu podrobného prozkoumání problému s koncentrací arsenu, především v části Francie, Itálie a Španělska. Ojedinelé rozložení vzorků s vyšším obsahem As poukazuje na to, že znečištění arsenem může

být problémem celého kontinentu, avšak pouze na malém procentu (0,8 %) zemědělských a jinak využitých půd (Tóth et al., 2016).

3.1.3 Výskyt v ovzduší

Antropogenní kontaminace těžkými kovy v ovzduší vzniká především při spalování fosilních paliv, přičemž závisí na teplotě spalování, typu paliva a dalších faktorech. Mezi další polutanty ovzduší patří průmyslová výroba (dopravní, zemědělská, zpracovatelská), spalovny odpadů a další. Přírodními zdroji kontaminace rizikovými prvky jsou vulkanická činnost a eroze půdy způsobená prouděním vzduchu (Adriano, c2001).

3.1.3.1 Kadmium

Antropogenní činností přechází kadmium do ovzduší při těžení, výrobě i zpracování. Nezanedbatelným způsobem znečišťuje ovzduší také spalování fosilních paliv a odpadu, v nižší míře poté i cigaretový kouř. Přírodním zdrojem znečištění kadmiiem jsou nejčastěji vulkanické erupce, které mají za následek přibližně 8x nižší kontaminace kadmiiem než antropogenní činnosti (Šváb et Müllerová, 2005).

Výskyt kadmia v ovzduší je nerovnoměrný. V neznečištěných oblastech se jeho obsah pohybuje kolem hodnoty $0,0001 - 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Naopak ve znečištěných velkých aglomeracích může vystoupat obsah kadmia na hodnoty $0,007 - 0,05 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Velíšek et Hajšlová, 2009). Kadmium ze znečištěného ovzduší se postupně dostává do půdy či vody a vniká do potravního řetězce. Ukazatelem míry kontaminace kadmiiem může být například možnost využití některých bioindikátorů, kterými jsou například mechy (Bencko et al., 1995).

3.1.3.2 Olovo

Přírozenou cestou se může olovo do atmosféry dostávat v podobě kouře, prachu a vlivem lesních požárů. Až osmnáctinásobným zdrojem emisí je oproti přirozenému znečišťování lidská činnost, a to především kvůli spalování fosilních paliv, zplodinám z průmyslových závodů, těžbě rud, výrobě olověných baterií pro automobilový průmysl a vlivem užívání barev s výskytem olova, v nichž se nachází pigmenty s jeho obsahem. Dalšími zdroji olova jsou rafinerie a v minulosti užívaný olovnatý benzín (Šváb et Müllerová, 2005, Toman et al., 2003).

V ovzduší málo kontaminovaných míst je obsah olova přibližně $0,005 - 0,03 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, v okolí velkých měst byl zjištěn obsah v ovzduší $0,2 - 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ vlivem četnějších zdrojů emisí (Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.3.3 Rtuť

Přírodní cestou se rtuť dostává do ovzduší především vlivem zvětrávání hornin a vulkanickou činností. Opět ovšem převažuje znečištění antropogenního původu, z něhož 80 % rtuti je v kovové podobě. Mezi hlavní antropogenní příčiny znečištění ovzduší rtutí patří spalování fosilních paliv. Dalšími významnými zdroji polutantů jsou zpracování rud s obsahem rtuti, zemědělství (fungicidy, pesticidy, hnojiva) a v neposlední řadě také odpadní průmysl (Šváb et Müllerová, 2005; Toman et al., 2003). Rtuť se v ovzduší metropolí vyskytuje v řádech jednotek až desítek ng.m^{-3} (Velíšek et Hajšlová, 2009).

3.1.3.4 Arsen

Přírodním zdrojem arsenu v životním prostředí je vulkanická činnost a zvětrávání hornin. Do ovzduší se však dostává především antropogenními činnostmi, jelikož netvoří těkavé sloučeniny. Nejčastějším způsobem uvolňování arsenu do ovzduší je užívání konzervačních prostředků proti houbám na dřevo, používáním pesticidů s obsahem arsenu a spalováním fosilních paliv především v elektrárnách, protože při domácím spalování uhlí zůstává velké množství arsenu v popelu. Výskyt arsenu v uhlí je 0,5 – 100 mg.kg^{-1} , v českém hnědém uhlí může dokonce obsahovat hodnoty 1,5 g.kg^{-1} . Vysoký obsah v atmosféře byl zjištěn také v blízkosti závodů zpracovávajících kovy, které ve svých rudách obsahují arsen (Šváb et Müllerová, 2005; Toman et al., 2003).

V atmosféře jsou hodnoty výskytu arsenu závislé na frekvenci spalování fosilních paliv. Průměrná hodnota kontaminace činí 0,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$. V zimním období se kvůli spalování fosilních paliv může koncentrace pohybovat až okolo 0,56 $\mu\text{g.m}^{-3}$. V letním období je poté kontaminace přibližně na hodnotě 0,07 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Tyto hodnoty nabývají vyšších čísel také v blízkosti tepelných elektráren, kde se pohybují v řádech desítek $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Velíšek et Hajšlová, 2009). Státní zdravotní ústav v Praze provádí pravidelný výzkum výskytu arsenu v ovzduší (Havel et Válek, 2005).

3.1.4 Výskyt ve vodě

Rizikové prvky se ve vodním prostředí vyskytují především ve formě vázané v organických a anorganických sloučeninách a vázané na koloidy. Primárními původci znečištění vody rizikovými prvky jsou splavování vrchní půdní vrstvy, odpadní vody (ze zpracovatelského průmyslu, metalurgického průmyslu, chemických továren a domácností) a dále kontaminovaná srážková voda (Adriano, c2001).

Ve vodním prostředí se rizikové prvky nachází především ve formách kationtů a aniontů nebo se spojují a tvoří koordinační sloučeniny. Rizikové prvky mají také schopnost shromažďovat se ve vodních usazeninách a především ve vodních živočiších (Adriano, c2001).

3.1.4.1 Kadmium

Do vody se kadmium dostává kvůli odpadním vodám z výroby Ni-Cd článků a z pokovování. Přírodním zdrojem znečištění jsou erupce podmořských vulkánů (Šváb et Müllerová, 2005). V přírodních vodních zdrojích se nalézá pouze stopové množství kadmia. Koncentrace v nekontaminovaných vodách řek a jezer kolísá mezi hodnotami $0,07 - 0,8 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$, v sedlinách nekontaminovaných vodních toků a nádržích $0,04 - 0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Velíšek et Hajšlová, 2009). Při přenosu kadmia ve vodním prostředí je důležitá rozpustnost jednotlivých sloučenin. Například sírany a chloridy patří mezi látky rozpustné ve vodě, naopak je tomu u sulfidů a oxidů, které jsou řazeny mezi nerozpustné látky ve vodě (Šváb et Müllerová, 2005).

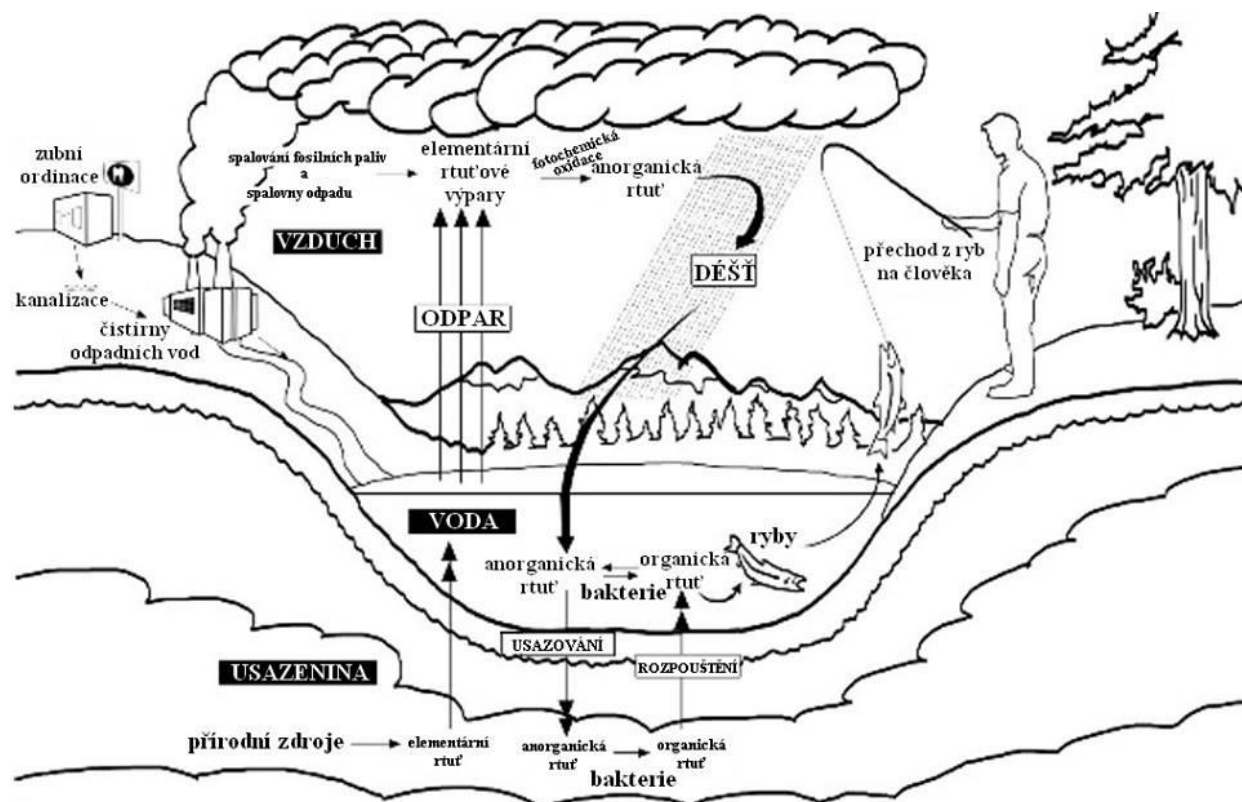
3.1.4.2 Olovo

Nejčastějším zdrojem znečištění vod bývá zpracovatelský průmysl rud a výroba akumulátorů. Mezi další původce kontaminace vod se řadí průsak vody ze skládek či přenos látek z atmosféry do hydrosféry (Šváb et Müllerová, 2005). V přírodní hydrosféře je běžný výskyt olova pouze ve stopovém množství vlivem nízké rozpustnosti olovnatých sloučenin, v neznečištěných řekách a jezerech nabývá obsah olova hodnot $0,1 - 0,5 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. V nekontaminovaných vodních nádržích a sedlinách vodních toků bývá obsah olova v rozmezí $10 - 30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Velíšek et Hajšlová, 2009).

3.1.4.3 Rtuť

Přírodní vodní zdroje obsahují pouze stopová množství rtuti, v řekách se množství rtuti odhaduje na $0,01 - 0,2 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$, přičemž ve slané vodě moří je tato hodnota nižší ($0,0004 - 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Navzdory tomuto faktu jsou oceány a moře považovány za zásobárnu rtuti, z níž přibližně 65 % přechází do atmosféry. Zbytek zůstává ve formě sedimentu a nepřechází do spodních vod (Velíšek et Hajšlová, 2009). V horních vrstvách sladkovodní či mořské usazeniny dochází k chemické přeměně neboli methyloci elementární formy rtuti a rtuťnatých iontů vlivem bakterií a mikroskopických hub za nepřítomnosti vzduchu, přičemž vzniká methylrtuť, jež je přijímána drobnými vodními organismy, které se stávají potravou pro ryby. V rybách se methylrtuť koncentruje a při jejich rozkladu vznikají plynné formy

dimethylrtuti, které unikají do vzduchu, kde je dimethylrtuť opět přeměněna na methylrtuť a může opět vnikat do potravního řetězce vodních organismů (Bencko et al., 1995). Celý cyklus rtuti je znázorněn na obr. 1.



Obrázek 1: Biochemický cyklus rtuti v přírodě (M.A.R.S., 2017)

3.1.4.4 Arsen

Vlivem zvětrávání hornin a jejich omýváním se arsen dostává do vodních zdrojů ve formě trojmocného a pětímocného, případně organicky vázaného arsenu. Vodní zdroje obsahují pouze stopové množství arsenu, výjimkou jsou pouze termální a minerální vody. Množství arsenu v nekontaminovaných jezerech a říčních vodních tocích je $0,15 - 0,45 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. V mořské vodě se arsen nachází především ve formě arsenitanu a jeho obsah činí $0,1 - 2 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$. V České republice provádí kontrolu vodních zdrojů Český hydrometeorologický ústav (Velíšek et Hajšlová, 2009).

3.1.5 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na rostliny

Mezi půdními částicemi a zástupci rostlinné říše dochází k nepřetržitému koloběhu rizikových látek. Přestup prvků z půdy do rostlin je ovlivněn půdními fyzikálními i chemickými vlastnostmi (pH, oxidačně-redoxní potenciál, jílové částice, složení půdy, chemické vazby

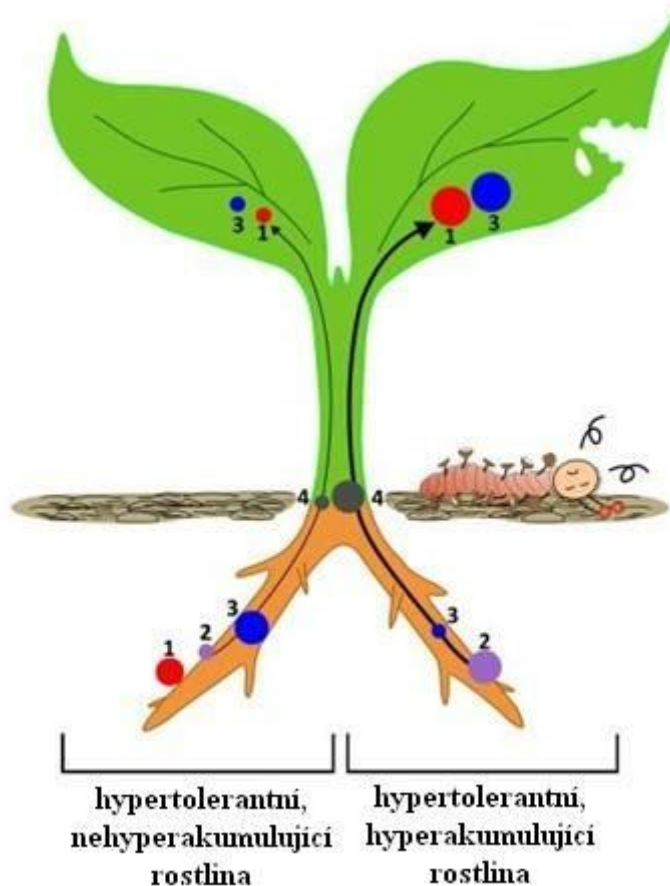
prvků), mobilitou toxických prvků, rozpustností a vazbami prvků a také tím, jak jednotlivé druhy rostlin absorbují tyto látky z půdy do kořenové soustavy (Němeček et al., 2010).

Ionty rizikových prvků jsou lehce přijatelné kořeny, jelikož schopnost rozeznat tyto prvky od prvků esenciálních je pro rostlinu obtížná. Po absorpci toxických látek do buněk jsou deaktivovány určité druhy enzymů a procesů. Dochází také k inhibici prodlužování a dělení buněk. Tento znak bývá jedním z prvních při identifikaci toxického účinku na rostliny. Ve většině rostlin se v kořenech hromadí největší množství rizikových látek, odkud jsou poté rozváděny do nadzemních částí rostliny (Gloser, 1998; Swartjes et al., 2007).

Mezi jednotlivými druhy a zástupci druhů rostlin jsou značné rozdíly ve schopnosti vzdorovat rizikovým prvkům. Mezi odolné rostliny je řazena například čeleď lipnicovité (*Poaceae*). Tyto rostliny ztěžují vstup toxických iontů do cytosolu rostliny pomocí exkrece organických kyselin do oblasti kořenové soustavy (rhizosféry), dále poté sorpcí pektinové látky v buněčných stěnách a v neposlední řadě také vyšší výběrovostí transportních proteinů v plazmatické membráně (Gloser, 1998).

V biologii se přídomek „těžký“ týká řady kovů a metaloidů, které mohou mít toxický účinek pro zvířata i rostliny již ve velmi malé koncentraci. Někteří zástupci z této skupiny, například arsen, kadmium, rtuť, olovo a selen plní neesenciální roli, jelikož se neúčastní žádné známé fyziologické funkce v rostlinách. Další zástupci, kobalt, měď, železo, mangan, molybden, nikl a zinek, jsou prvky esenciální. Jsou tedy nezbytné pro správný růst a metabolismus rostlin. Fytotoxicita těžkých kovů může mít za důsledek změnu fyziologických procesů způsobených inaktivací na úrovni buněk či molekul tím, že se deaktivují enzymy, blokováním funkčních skupin metabolicky významných molekul a narušením integrity membrány (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Dnes jsou známy rostliny označující se termínem „hyperakumulátory“. Tyto rostliny mohou žít na půdách s vyšším obsahem kovů a dokáží do sebe kumulovat velké množství těžkých kovů. Hyperakumulující rostliny mají rychlou translokaci z kořenů do listů, vyšší schopnost detoxikace a zároveň vyšší schopnost přijímat těžké kovy. Kromě toho se těžké kovy nekumulují v kořenech, ale jsou translokovány do nadzemních orgánů – především listů, kde může být koncentrace 100 až 1000 násobně vyšší než v nehyperakumulujících druzích (obr. 2). Hyperakumulující rostliny zároveň nevykazují téměř žádné příznaky fytotoxicity (Rascio et Navari-Izzo, 2011).



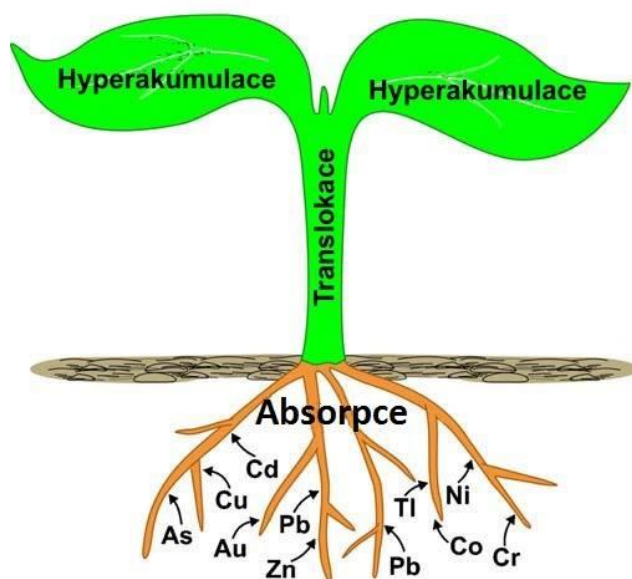
Obrázek 2: Mechanismy distribuce těžkých kovů (Rascio et Navari-Izzo, 2011)

Mechanismy zapojené do distribuce těžkých kovů v nehyperakumulátoru (vlevo) a v hyperakumulátoru (vpravo):

- (1) vazba těžkých kovů na buněčné stěny nebo buněčné exsudáty (výpotky),
- (2) příjem kořeny,
- (3) chelatace v cytosolu a sekvestraci (uvolnění odumřelé tkáně do živé) ve vakuolách,
- (4) translokace od kořenů do nadzemních částí.

Tečky označují rostlinný orgán, ve kterém jsou různé mechanismy, velikost bodů odpovídá úrovni každého z nich. Listy hyperakumulátorů mohou být vlivem vysoké koncentrace toxické látky nebezpečné pro býložravce.

Druhy rostlin, které mají schopnost hyperakumulace jsou v dnešní době používány pro fytoremediaci (odstranění kontaminantů z půdy). Asi 25 % hyperakumulátorů patří do čeledi brukvovité (*Brassicaceae*) (Rascio et Navari-Izzo, 2011).



Obrázek 3: Příjem a translokace těžkých kovů (Rascio et Navari-Izzo, 2011)

Hyperakumulující rostliny jsou ideálními kandidáty na fytoextrakci, fytoremediaci a fyto-mining půd, ve kterých se nachází velké množství těžkých kovů. Tyto rostliny mají schopnost ukládat kovy do nadzemních orgánů (obr. 3), tudíž ozdraví půdu tím, že z ní extrahují těžké kovy a translokují je do nadzemní části, která je poté sklizena a může se využít k vytěžení kovů (Rascio et Navari-Izzo, 2011).

Příjem a akumulace rostlinami představuje vstupní bránu do potravního řetězce, následkem kterého dochází k ohrožení zdraví živých organismů (Clemens, 2006).

3.1.5.1 Kadmium

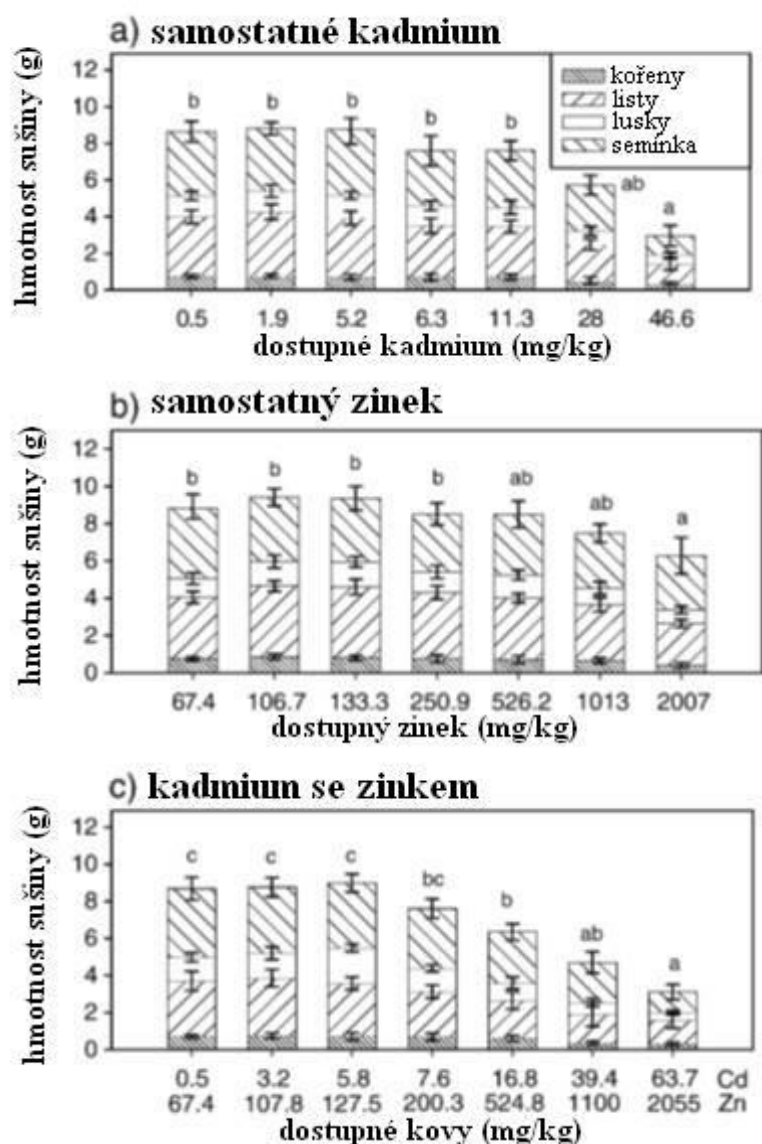
Některé průmyslově pěstované rostliny mají funkci hyperakumulovat kadmium, což znamená, že se tento kov kumuluje v pletivech rostlin ve vysokém množství. Ze zástupců lze zmínit například pšenici, sóju, mák, tabák a vyšší houby – hlavně z čeledi hřibovitých (*Boletaceae*) (Kafka et Punčochářová, 2002).

Akumulace kadmia pomocí kořenové soustavy rostlin stoupá spolu se vzrůstající hodnotou pH a klesá s obsahem kovů alkalických zemin, těžkých a alkalických kovů. Je prokázáno, že obsah kadmia v rostlinách pěstovaných na půdě, kde byly použity kaly, je vyšší (Cibulka, 1991).

Rostliny absorbují kadmium především kořenovou soustavou, avšak je znám i přestup rovnou z atmosféry přes listy rostlin. Příjem kadmia je přímo úměrný množství iontu Cd^{2+} v půdě. Příjem kadmia je ovlivněn vnějšími faktory: pH, interakcí s ostatními prvky, obsahem organických látek, teplotou a koncentrací iontů kadmia. Lze předpokládat, že chemická

podobnost kadmia a zinku má na svědomí také jejich interakci (obr. 4). Při přidání zinku ve formě Zn^{2+} do půdy klesá kumulace kadmia rostlinami (Cibulka, 1991).

Celkový obsah kadmia v půdě je obvykle slabý indikátor množství přeneseného do plodin. Jak je známo, pouze část celkového obsahu těžkého kovu může být transportována z pevné složky půdy do půdního roztoku, odkud je dále čerpán kořeny rostlin ve formě volného (iontu) Cd^{2+} . Tento transfer prvku je kontrolován různými mechanismy, mezi které lze zařadit iontovou výměnu nebo komplexaci zahrnující chemické vazby s proměnlivou silou, jako jsou Van der Waalsovy interakce nebo kovalentní vazby (Viala et al., 2017).



Obrázek 4: Ovlivnění výskytu kadmia vlivem přítomnosti zinku (Shute et Macfie, 2006)

Nejmenší množství kumulovaného kadmia mají všeobecně semena, následně jeho obsah stoupá v pořadí: zásobní orgány, plody, stonky, listy. Nejvyšší obsah bývá situován v kořenech.

Jako výjimku lze zmínit rostlinu tabáku, ve které je kadmium translokováno z kořenů do listů, které jsou poté využívány do tabáků (Clemens, 2006).

Nejčastějším příznakem fyto toxicity kadmia je chloróza listů a hnědnutí kořenového vlášení a apikálních částí rostlinného kořenu. Kadmium má za následek změny ve stavbě mitochondrií, zpomalení dělení buněk, inhibici fotosyntézy, dýchacího cyklu a transpiračního proudu, jehož vlivem rostlina vadne. Ve vyšší koncentraci kadmium redukuje růst především podzemní části rostlin a částečně také vývoj nadzemních orgánů (Cibulka, 1991).

V několika studiích bylo prokázáno, že kultivary řepky mohou být využity pro fytoextrakci kadmia, vzhledem k jejich schopnosti rychle růst, snadno se rozmnožovat a hluboce kořenit. Bylo také dokázáno, že rostliny řepky dokážou hromadit vysoké množství kadmia v kořenech ($64,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), aniž by došlo k příznakům fyto toxicity, a přenášet malé množství také do listů (Yang et al., 2017).

Mák setý (*Papaver Somniferum* L.) je schopen kumulovat těžké kovy, z nichž kadmium je považováno za nejnebezpečnější. Různé výzkumy ukázaly odlišné úrovně kontaminace kadmiiem v závislosti na několika faktorech vycházejících z životního prostředí. Bylo zjištěno, že 85 % kadmia se do rostliny dostává skrz znečištěné ovzduší. Primárními zdroji kontaminace rostlin kadmiiem je využití superfosfátových hnojiv a znečištěné ovzduší. V půdě se většina kadmia kumuluje ve vrstvě 0 – 0,5 cm a s rostoucí hloubkou půdy jeho koncentrace klesá. Kvůli zvětrávání hornin snadno přechází prvek do půdy, kde se vyskytuje jako Cd^{2+} . Rostliny nemají žádný mechanismus na vylučování tohoto prvku. Jako prevence je doporučeno udržovat pH zemědělské půdy prostřednictvím vápnění na hodnotě 6,5. Se zvyšováním pH se totiž snižuje příjem kadmia. Aplikace hnoje také přispívá k dlouhodobému snižování absorpce kadmia (Salamon et Fejer, 2011).

V oblastech s vyšším znečištěním ovzduší a půdy byla vyšší kumulace kadmia v semenech máku. Bylo však také prokázáno, že se kadmium může v semenech vyskytovat ve vyšší míře i v případě, že půda není silně kontaminována (Salamon et Fejer, 2011).

Z výzkumu týmu Chizzoly et al. (2002), jehož členové prováděli testy na vzorcích vybraných rostlin z Rakouska, vychází, že ke kontaminaci olovem dochází spíše náhodou, zatímco intoxikace rostlin kadmiiem je spojena s konkrétními druhy. Tyto druhy, jako je například mák, řebříček obecný (*Achillea millefolium* L.), třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*), pelyněk pravý (*Artemisia absinthium*) či heřmánek pravý (*Marticaria chamomilla*), mají tendenci akumulovat těžké kovy. Z uvedeného výzkumu také vyplývá, že pečlivý výběr místa pěstování a odpovídající péče o půdu mohou u těchto náchylných druhů snížit míru vstřebávání kadmia.

Autoři Shute a Mackfie (2006) ve svém výzkumu uvádí, že sója obsahovala nejvyšší koncentraci kadmia v kořenech, a to především imobilizací kadmia vlivem srážení, či adsorpce na kořenovém povrchu a uvnitř kořenových buněk. Průměrné hodnoty koncentrace vykazovaly stonky a listy. Nejnižší koncentrace kadmia se nacházela v luscích a semenech sójového bobu. I přesto, že byl naměřený obsah kadmia v semenech velmi nízký, šlo o potenciálně zdraví ohrožující množství, které je potřeba kontrolovat.

3.1.5.2 Olovo

Do potravních řetězců se dostává hlavně z půdy vstřebáváním autotrofními jedinci. Jsou známy druhy rostlin, které přijímají olovo ve vyšších koncentracích bez újmy na jejich správný růst a rozvoj (Kafka et Punčochářová, 2002).

Mimokořenový příjem má velký význam v přijímání olova, a to v rozsahu 40 – 80 % z celkového množství. Obsah olova ve zkoumaných plodinách byl vyšší v listech než v ostatních nadzemních orgánech rostlin, což naznačuje, že kontaminace olovem je uskutečněna především mimokořenovým systémem z atmosféry, protože příjem olova kořeny je nízký (Chizzola et al., 2003).

Sloučeniny olova se v podobě aerosolu dostávají na povrch listů a poté do rostlinných pletiv. Další možností vstupu je vstup přes rostlinné průduchy ve formě znečišťující látky z ovzduší (Cibulka, 1991).

Největší kumulace olova je v kořenech rostlin ve formě Pb^{2+} . Zábranu ve vstupu do kořenové soustavy představuje kalyptra (kořenová čepička) a dělivé pletivo v oblasti špičky kořene. V ostatních částech rostlin je množství olova velmi malé, a to i v případě intenzivně znečištěných půd. Fytotoxicita olova se objeví až u výrazně vyšších hodnot výskytu. Nejběžnějšími znaky fytotoxicity je zvětšení organel, zvětšení cytoplazmy a inhibice mitózy. Další důležité znaky jsou inhibice růstu rostliny, která se projeví především na kořenové části a také inhibicí reprodukce některých druhů rostlin. Redukční vliv na fotosyntézu a chlorofyl je však znatelně nižší než v případě kadmia (Adriano, c2001).

Jitar et al. (2015) ve svém výzkumu dokázali, že všechny druhy řas kumulují vyšší množství olova. Tyto rostliny patří zároveň mezi indikátory těžkých kovů ve vodním prostředí. Červené řasy mají celkově tendenci hromadit rizikové prvky více než jiné řasy. Zelené řasy rodu *Ulva* (*Ulva* spp.) obsahovaly průměrně $5,26 \pm 4,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ olova, červené řasy rodu *Ceramium* (*Ceramium* spp.) obsahovaly $6,48 \pm 1,32 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ olova. Tyto hodnoty dokazují, že řasy patří mezi rostliny vysoce kumulující olovo.

3.1.5.3 Rtuť

Rtuť je i přes svou vysokou toxicitu známá svou nízkou mobilitou a nízkým stupněm přestupu do rostlin (Němeček et al., 2010). V rostlinách je množství rtuti v řádech desetitisícin až setin mg.kg^{-1} . Výjimkou jsou však houby, ve kterých může koncentrace rtuti být v desetínách až jednotkách mg.kg^{-1} (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Rostliny mohou přijímat rtuť dvěma způsoby (Adriano, c2001):

- příjem rtuti listy z ovzduší, do něhož se rtuť dostává ve formě elementární a ve formě dimethylrtuti vzhledem k těkavosti těchto látek,
- příjem skrz kořeny rostliny, touto cestou rostlina přijímá rtuť ve formě Hg^{2+} .

Rtuť řadíme mezi nejvýznamnější toxické prvky pro rostliny, jelikož má vliv na biochemické a fyziologické reakce probíhající v rostlině. Mezi důležité procesy, do nichž rtuť vstupuje, lze jmenovat fotosyntézu a transport elektronů. Toxický účinek má za následek vznik chlorózu a snížení růstu kořenové soustavy rostliny. Dále se projevuje také změnou organizace chloroplastů uvnitř rostliny, větším rozměrem mitochondrií a endoplasmatického retikula (Adriano, c2001).

3.1.5.4 Arsen

Mezi rostliny kumulující arsen ve větší míře patří například rýže, oves, bavlník a tabák. Přirozená koncentrace arsenu ve většině rostlin zřídka přesahuje jednotky mg.kg^{-1} (Gonzaga et al., 2006; Velíšek et Hajšlová, 2009).

Vysoký obsah arsenu byl naměřen například v některých vyšších houbách. Mezi tyto houby patřil žampion mandlový (*Agaricus*) s koncentrací arsenu 30 mg.kg^{-1} , rod čirůvek (*Lepista* spp.) s průměrnou koncentrací arsenu $3,38 \text{ mg.kg}^{-1}$ a rod bedel (*Macrolepiota*) s obsahem arsenu $11,04 \text{ mg.kg}^{-1}$. V houbách je množství arsenu regulováno genetickými i environmentálními faktory. Pouze malá část arsenu je však v anorganické formě (Vetter, 2004).

Mezi hyperakumulátory arsenu patří především kapradiny, zejména rod křídelnic (*Pteris vittata*), které ve své biomase dokáží kumulovat mimořádné množství arsenu (okolo 2 % hmotnosti), kvůli čemuž jsou nejvíce zkoumanou kapradinou v odvětví hyperakumulace arsenu. Jedná se o rostliny pocházející z Číny, které jsou rozšířeny od Evropy po Asii. Ve Spojených státech amerických se nachází v Kalifornii a na Floridě. Tyto rostliny mají také schopnost snadného růstu, odolnosti vůči škůdcům a chorobám a také schopnost přemísťovat velké množství arsenu do listů. Obsah arsenu v křídelnicích může být $438 - 755 \text{ mg.kg}^{-1}$

v kontaminovaných půdách, v nekontaminovaných půdách může dosahovat hodnot okolo 3,53 – 6,81 mg.kg⁻¹ arsenu. Stejnou hyperkumulační schopnost vykazuje také kapradina rodu pudrovka (*Pityrogramma calomelanos*) (Gonzaga et al., 2006).

3.1.6 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na zvířata

Zvýšené emise toxických prvků způsobují bioakumulaci těchto prvků v různých živočišných, včetně mikroorganismů, měkkýšů, členovců, ryb, ptáků a savců. Chování a ekologické aspekty života jsou pro každý živočišný druh odlišné, proto se i rizikové kovy mohou hromadit jinak (Plavan et al., 2017).

Toxické kovy z mořských ekosystémů představují ohrožení zdrojů potravin. Toxické kovy nejsou biodegradovatelné a jsou přenášeny ve vodním prostředí pomocí potravního řetězce a hromaděny v biologických tkáních (Plavan et al., 2017).

V nedávné době se různé studie zaměřily na možnost využití měkkýšů jako biologických ukazatelů znečištění těžkými kovy. Dnes se jako bioindikátory z živočišného druhu měkkýšů využívají slávka středomořská (*Mytilus galloprovincialis*) a rapana dravá (*Rapana venosa*) (Jitar et al., 2015).

3.1.6.1 Kadmium

Kadmium se snadno začleňuje do potravního řetězce živočichů (Kafka et Punčochářová, 2002). Primární expozicí do těl živočichů bývá požití intoxikovaného krmiva (obsah kadmia do 30 mg.kg⁻¹ není toxický ani při delší expozici). Příjem kadmia prostřednictvím vody a vdechování bývá u živočichů mnohem méně výrazný (Cibulka, 1991).

Ke kontaminaci těl vodních živočichů dochází vyplavováním solí kadmia z půd do vodního prostředí. Zde tyto soli vstupují do organismu vodních živočichů, pro něž může být tento kov toxický (Kafka et Punčochářová, 2002).

V rybách se kadmium hromadí v omezené míře, kdežto v mořských plodech – ústřicích, mušlicích a krabech se hromadí ve zvýšeném množství. Byly prokázány teratogenní účinky a zároveň antagonismus selenu a zinku, jelikož selen a zinek zmenšovaly toxický vliv kadmia (Kafka et Punčochářová, 2002).

Jitar et al. (2015) v roce 2011 zkoumali v rapaně dravé (*Rapana venosa*) průměrnou koncentraci kadmia 1,10 µg.g⁻¹, v roce 2012 se průměrná koncentrace kadmia zvýšila na 1,64 µg.g⁻¹.

Bylo zjištěno, že koncentrace kadmia v těle může být ovlivněna také pohlavím zvířete. V některých případech bylo prokázáno, že játra a ledviny samic obsahují menší množství kadmia oproti samčím (Cibulka, 1991).

3.1.6.2 Olovo

Pro zvěř na pastvách je primárním zdrojem olova půda. Olovo se ve zvířecích tkáních hromadí především v kostech, játrech, ledvinách a v menší míře také v srsti (Cibulka, 1991).

Heterotrofní organismus pozře autotrofní organismus a odolné ionty jsou transportovány do dalších částí trávicího ústrojí. Je dokázáno, že olovo je vysoce nebezpečné pro divokou zvěř. I přes toxické účinky na lidské zdraví a zdraví organismů se olovo řadí mezi nejméně nebezpečné pro dafnie, jež jsou výzkumnými organismy pro hodnocení životního prostředí (Kafka et Punčochářová, 2002).

Mezi živočichy nejvíce náchylné na toxický účinek olova patří například koně a psi, zatímco kočky a králíci jsou méně citliví k účinkům olova a nejméně toxicky působí olovo na kozy, berany, ptáky a případně některé druhy bílých myší, které jsou i kvůli této vlastnosti využívány pro laboratorní pokusy (Cibulka, 1991).

Průměrná koncentrace olova v rapaně dravé stanovená Jitarem et al. (2015) v roce 2011 činila $1,29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. O rok později se na rozdíl od kadmia koncentrace olova snížila na hodnotu $0,27 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

3.1.6.3 Rtuť

Výskyt rtuti v organismech se odvíjí od skladby jejich potravy. Dříve byly hlavním zdrojem rtuti v živočišných tkáních mořené obiloviny, které se nelegálně využívaly jako potrava pro zvěř (Cibulka, 1991).

Vysoké hodnoty koncentrace rtuti se vyskytují například v ledvinách a játrech vodního ptactva. Bioindikátory znečištění prostředí jsou velice často savci, u nichž se rtuť ukládá do srsti. Dalšími indikátory jsou také ptáci, kteří kumulují rtuť v peří (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Jelikož se rtuť v přírodě vyskytuje hlavně ve vodním ekosystému, a to především ve formě methylrtuti, přechází snadno do sladkovodních a mořských ryb, které jednoduše a ve velké míře shromažďují rtuť ve svých pletivech. Dalšími zástupci, ve kterých se kumuluje rtuť, jsou řasy a bezobratlí živočichové. Nejsenzitivnějším organismem z bezobratlých je dafnie. Při naakumulování limitního množství rtuti se tento prvek stává nebezpečným pro organismus. Mořské organismy jsou vůči toxicitě rtuti odolnější než organismy

sladkovodní, a to vzhledem k výskytu selenu ve slané mořské vodě. Selen je znám svým antagonistickým účinkem proti rtuti (Kafka et Punčochářová, 2002).

V těle laboratorních zvířat (potkani, myši) se po vystavení kovovým parám rtuti zvyšuje obsah rtuti v červených krvinkách, srdci a mozku. Z této skutečnosti vyplývá, že tyto orgány laboratorních zvířat fungují jako primární místo kumulace (Bencko et al., 1995).

Rtuť, jak v anorganické formě, tak v jejích methylových sloučeninách, může představovat hrozbu pro ledviny, játra, nervy a reprodukční systém stejně tak jako pro imunitní systém. Druhy methylrtuti mají vyšší biodostupnost a toxicitu. Nedávná studie EFSA poukazuje na to, že anorganická rtuť z potravy nepřevyšuje v Evropě tolerovaný příjem (Tóth et al., 2016).

3.1.6.4 Arsen

Zvířata jsou vystavena kontaminaci arsenu skrz pitnou vodu, krmiva, traviny, rýžové rostliny, zeleninu a listy různých rostlin. Nejběžnější příčinou chemické otravy anorganickými formami prvků u hospodářských zvířat byl arsen. Ačkoliv se chronická a subchronická expozice obvykle neprojevuje vnějšími příznaky, je obsah arsenu či jeho metabolitů patrný v krvi, srsti, kopytech a moči, v nichž se nachází vyšší koncentrace. Trus a moč zvířat jsou důležitým biomarkerem pro kontaminaci vody a zemědělské půdy (Mandal, 2017).

Arsen působí ekotoxicky na zvířata, jelikož jeho trojmocná forma má prokázané teratogenní účinky. Na jeho účinky jsou velice citlivé včely, pro něž je arsen vysoce toxický (Kafka et Punčochářová, 2002). Transport anorganického arsenu v jedlých tkáních těl ptáků a savců je obecně poměrně nízký, z čehož vyplývá, že i potraviny získané z těchto tkání přispívají pouze zanedbatelně k možné intoxikaci člověka (Mandal, 2017).

3.1.7 Příjem rizikových prvků a jejich vliv na člověka

Expozice rizikovým prvkům a jejich příjem probíhá především inhalací znečištěných látek ze vzduchu, pitím kontaminované vody a požíváním potravin se zvýšeným obsahem toxických kovů. To může mít za následek širokou škálu nežádoucích účinků, jako reprodukční obtíže, neurologické abnormality, reprodukční toxicitu, poruchy gastrointestinálního traktu a zvýšené riziko rakoviny (Plavan et al., 2017).

Rizikové látky mohou pronikat do lidského organismu následovně (Babička, 2017):

- orálně a následně skrz trávicí soustavu (voda, potraviny),
- skrz cévní systém,
- znečištěnou půdou či prachem,
- skrz kůži a sliznice (kosmetické prostředky, mastičky, tkaninami oděvů).

Riziková látka pro svůj účinek potřebuje přenosovou cestu, aby mohla vstoupit dále do těla. Nejrychlejší cestou je cesta nitrožilní, poté vdechnutí (v plicích se látka dostane do krevního řečiště). Příjem skrz ústa je pomalejší, jelikož riziková látka musí nejprve projít trávicím traktem, odkud se následně dostává do jater (portální žíla) (Babička, 2017).

Rozšíření rizikové látky v těle jedince závisí na chemické stálosti látky, druhu vystavení kontaminantu, vlastnostech dané látky (velikost molekuly, rozpustnost) a na místu průniku do těla (Kafka et Punčochářová, 2002).

Rizikové látky se hromadí v těle v klíčových orgánech organismu (tab. 1), jako například v kostech, mozku a játrech, odkud jsou dále rozváděny cévní soustavou v celém krevním řečišti (Toman et al., 2003).

Projevy rizikových látek v těle mohou být následující (Babička, 2017):

- snížení aktivity enzymů,
- podráždění pokožky a sliznic,
- omamný efekt (otupělost, mdloby, vidiny),
- snížení přenosu O₂ (vytváří se dusitany, methemoglobin, karboxyhemoglobin),
- schopnost vyvolat genetickou mutaci,
- schopnost vyvolat alergie.

Tabulka 1: Kumulace rizikových prvků v orgánech lidského těla
(Kafka et Punčochářová, 2002)

Rizikový prvek	Cílový orgán
kadmium	játra, ledviny, varlata
olovo	mozek, játra, ledviny, placenta, dlouhé kosti
rtuť	játra, ledviny, mozek, imunitní systém
arsen	kůže, vlasy, centrální nervový systém

Vylučování rizikových látek či produktů jejich metabolismů z lidského organismu je ovlivněno fyzikálními znaky. Mezi nejvýznamnější exkretční ústrojí patří ledviny, které dokáží vyloučit nežádoucí látky prostřednictvím moči. Játra umožňující exkreci lipofilních toxinů, kdežto plíce vylučující tyto látky vydechovanými plyny, a vyměšovací žlázy odvádí z organismu látky například potními výměšky (Kafka et Punčochářová, 2002).

Kojenci jsou obzvláště citliví a zranitelní toxickým účinkem rizikových prvků, a to vzhledem k jejich rychlému růstu, nezralosti orgánů a vnímavosti nervového systému během prvního roku života. Kromě výše uvedených důvodů absorbují novorozenci kovy

ve větší míře než dospělí a mají nižší schopnost vylučovat sloučeniny žlučí. Další velmi senzitivní skupinou jsou senioři, jejichž metabolismus je již zpomalen (Rebelo et Caldas, 2016).

Toxicita prvků je závislá na době jejich výskytu v organismu, proto se pro každý kov stanovuje hodnota biologického poločasu rozpadu. Tato hodnota vyjadřuje čas, za který se vyloučí polovina příslušné toxické látky z organismu. Poločasy rozpadu jsou pro jednotlivé rizikové prvky odlišné a budou uvedeny v následujících podkapitolách (Kafka et Punčochářová, 2002).

Agentura pro sledování toxických látek a nemocí (ATSDR) vytvořila seznam nejnebezpečnějších toxických látek podle výskytu v těle člověka a podle stupně toxicity. Arsen se na tomto seznamu řadí na 1. místo, olovo zaujímá 2. místo, rtuť 3. místo a kadmium je až na 7. místě (Rebelo et Caldas, 2016).

Otravy rizikovými prvky se rozdělují na (Toman et al., 2003):

- akutní, které jsou nejčastěji způsobeny expozicí toxického kovu v zaměstnání. Mezi tyto otravy se řadí například kožní vyrážky, nemoci trávicího traktu a plicní choroby.
- chronické, vznikající kumulací prvků v organismu. Mohou mít vážné dopady na lidské zdraví. Nejvýznamnějším dopadem může být schopnost vyvolat rakovinné bujení (kancerogenita), při kterém se v některých případech objevuje i genetická mutace (mutagenita) (Toman et al., 2003).

3.1.7.1 Kadmium

Kadmium vstupuje do lidského organismu pomocí trávicího traktu a plic. Vstřebávání kadmia v lidském těle je nízké, 50 – 60 % přijatého prvku zůstává uloženo v trávicím traktu. Gastrointestinální trakt absorbuje 5 – 10 % přijatého kadmia. Toto množství ovlivňují následující faktory: vitamín D, nedostatek vápníku a železa, interakce se železem a olovem. Při nedostatku železa se absorpce kadmia může zvýšit, a to především u žen (Rebelo et Caldas, 2016; Toman et al., 2003; Velíšek et Hajšlová, 2009).

Kadmium vzhledem k podobnosti atomového poloměru zinku může zinek v některých případech zastupovat. Příkladem je nahrazení zinku v biochemických strukturách těla, čímž dochází k inhibici účinku enzymů (Kafka et Punčochářová, 2002).

Kadmium je Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny (IARC) zařazeno do 1. skupiny – prokázaný karcinogen pro člověka. Nejčastější zdroj expozice pro kuřáky

je vysoké množství kadmia v tabákových listech. Nedávné výzkumy také ukázaly, že zdrojem kadmia v lidském těle mohou být dětské hračky a šperky (Rebelo et Caldas, 2016).

Jedná se o velmi kumulativní prvek, kumuluje se především v játrech a ledvinách a jeho odhadovaný poločas rozpadu je 6 – 38 let (Rebelo et Caldas, 2016). Při chronické expozici dochází k poničení ledvin a jater, křehnutí kostí a chudokrevnosti. Při zvýšené hladině kadmia v těle se také zvyšuje pravděpodobnost kardiovaskulárních onemocnění. Exkrece kadmia z organismu je velice pomalá (Kenšová et al., 2014).

Jako částečná bariéra proti expozici kadmii působí placenta. Obdobně je jeho hladina v pupečnickové šňůře plodu přibližně poloviční oproti koncentraci v krvi matky (Rebelo et Caldas, 2016).

Mezi příznaky otravy kadmii skrz potraviny jsou řazeny bolest žaludku, zvracení, průjemy a bolesti hlavy. Vystavení vysokým hodnotám kadmia v páře kovů či prachu vede k podráždění dýchacího ústrojí již několik hodin poté. Mezi projevy lze řadit migrény, závrať, kašláni a obtížné dýchání. Konečné stádium vedoucí ke smrti je zapříčiněno otokem plic (Bencko et al., 1995).

Toxický účinek kadmia se může dále projevovat také vyšším krevním tlakem, odvápněním kostí, poruchou metabolismu vápníku, poškozením ledvin a jater nebo reprodukční soustavy (zastavení spermatogeneze, nádorová onemocnění, odumírání varlat, obdobný vliv je také na ženskou pohlavní soustavu), zničení červených krvinek a ve vážných případech především u kuřáků může způsobit rakovinu plic (Toman et al., 2003; Velíšek et Hajšlová, 2009).

V období let 1910 – 1945 společnost Mitsui Mining and Smelting Co., Ltd vypouštěla do řeky odpadní vodu s obsahem kadmia. Tato voda byla dále využívána na zavlažení rýžových polí a k chovu ryb. Vlivem „vysokého“ obsahu kadmia se v rýži a rybách kumulovalo kadmium a docházelo k otravám lidí. Tato otrava byla označena jako „itai – itai“ („bolí – bolí“) a jejím následkem se v kostech kumulovalo kadmium, které se zabudovávalo do kostí místo vápníku a mělo za následek křehnutí kostí. Následkem křehnutí kostí lidé trpěli častějším výskytem zlomenin a bolestmi (Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.7.2 Olovo

Anorganické sloučeniny olova jsou IARC klasifikovány jako potenciálně karcinogenní pro člověka, zatímco organické sloučeniny tato agentura neklasifikuje jako karcinogenní látky (Rebelo et Caldas, 2016).

Lidské tělo se dostává do styku s olovem především prostřednictvím potravního řetězce, ale i požití prachových částic a částeczek půdy je důležitým zdrojem kontaminace. S věkem se olovo ukládá do kostních tkání, ve kterých má poločas rozpadu 10 – 30 let. Primární vylučování olova je zajištěno pomocí moči a stolice, kdežto sekundární žlučí (Guérin et al., 2017).

Ionty olova mají karcinogenní účinky a jeho rozpustné soli jsou vysoce jedovaté. Organické sloučeniny jsou řazeny mezi závažné toxické látky, které jsou přijímány i přes kůži. Jsou lipofilního charakteru a poškozují nervový systém jedince (Babička, 2017).

Olovo se hromadí v lidském těle především v kostech (přibližně 95 %), kde negativně ovlivňují genezi hemoglobinu a tím i syntézu krve. Olovo je antagonistou vápníku a při nedostatečném množství vápníku (gravidita, stáří) se ze skeletu odpoutává a proniká do krve (Babička, 2017; Kenšová et al., 2014). Antagonisticky k olovu mohou působit i preparáty ze zinku využívané při léčbě intoxikace tímto prvkem (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Erytrocyty mají vysokou schopnost slučovat se s olovem a více než 90 % olova je tedy vázáno v krevním oběhu hned po expozici, v krevním řečišti je poločas rozpadu olova pouze 20 – 40 dní (Kenšová et al., 2014; Rebelo et Caldas, 2016).

Mezi příznaky intoxikace olovem patří světlost obličeje a rtů, nechutenství, konstipace, chudokrevnost, migrény a silné svíravé bolesti břicha (Kenšová et al., 2014). Důsledky otravy olovem jsou především narušení mozkové tkáně a nervového systému, a to především u dětí. Dalšími negativními dopady mohou být zvýšený krevní tlak, chronické onemocnění ledvin a pravděpodobně i rakovina (Tóth et al., 2016).

U dospělé populace postihuje olovo nejvíce kardiovaskulární systém, játra, rozmnožovací soustavu a ledviny. U kojenců a dětí je nejvíce postižena nervová soustava, za což částečně zodpovídá nedostatečný vývin hematoencefalické bariéry, která nedostatečně odděluje vnitřní prostředí mozku od cévní soustavy. Bylo také dokázáno, že expozice olovu během začátku třetího trimestru může ovlivnit intelekt dítěte, který se projevuje snížením inteligenčního kvocientu (IQ) dítěte (Rebelo et Caldas, 2016).

Nejnebezpečnější účinky má olovo na gravidní ženy, v jejichž těle dokáže překročit placentální bariéru a poškodit nervovou soustavu či usmrtit plod (Kenšová et al., 2014). Děti a batolata jsou vysoce vystavena působení toxických látek, jako je olovo, v důsledku jejich nevypělého renálního systému a nízké hladiny tolerance toxických stopových prvků. Olovo se vstřebává účinněji u dětí než u dospělých, jelikož se hromadí v měkkých tkáních a po čase i v kostech. Nadměrné množství olova v dětském organismu může vést k duševním poruchám a poruchám chování (Babička, 2017).

Otrava olovem neboli plumbismus či saturnismus je pravděpodobně jednou z nejstarších profesních a průmyslem způsobených otrav. Již Hippokrates zaznamenal symptomy nemoci u pracovníků s olovem, kteří měli halucinace a v horších případech zcela ochrnuli (Babička, 2017; Toman et al., 2003).

3.1.7.3 Rtut'

Jedná se o kumulující toxickou látku, která je ukládána do ledvin a jater a v menší míře do krve, mozku, nehtů a vlasů (Velíšek et Hajšlová, 2009). Nejčastější vstup rtuti do organismu je vdechnutím, orální cestou a přes pokožku (Kenšová et al., 2014). Poločas rozpadu rtuti je přibližně 1 – 3 měsíce dle formy (anorganické formy 30 – 60 dní, elementární rtuť 58 dní a dimethylrtuť 70 dní). Methylrtuť je vylučována primárně močí a anorganická rtuť především výkaly (Guérin et al., 2018).

Toxicita rtuti je podmíněna fyzikálními a chemickými vlastnostmi daného druhu rtuti, například době vystavení rtuti, rozpustnosti, cestě otravy, pohyblivosti a kvantitě přijatého množství. Nejdůležitější z těchto faktorů je pohyblivost, přičemž platí, že čím je sloučenina pohyblivější, tím větší toxicitu má (Kenšová et al., 2014). Jedovatost sloučenin rtuti klesá následovně: alkylrtuťnaté sloučeniny (zejména dimethylrtuť ((CH₃)₂Hg) a monomethylrtuť (CH₃Hg⁺)) > páry elementární rtuti > rtuťnaté soli > alkoxyloxyrtuťnaté a arylrtuťnaté sloučeniny > rtuťné soli (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Elementární rtuť vykazuje nejnižší jedovatost ze všech forem rtuti. Po expozici prostřednictvím vdechování par či orálně je vyloučena z organismu bez vážnějšího zdravotního účinku. Intoxikace se projevuje natékáním dásní, hypersalivací, tremorem, obtížemi zažívacího traktu (zvracení, průjem) a v některých případech vypadáváním zubů. Největší riziko elementární rtuti představuje případná transformace této rtuti methanogenními bakteriemi na methylrtuť (Babička, 2017, Kafka et Punčochářová, 2002).

Méně toxické jsou anorganické sloučeniny rtuti. Hlavní účinek toxické expozice anorganické rtuti je poškození jater a renálního systému, zapříčiňující snížení tvorby moči, které může vést až k nekróze ledvin (Rebelo et Caldas, 2016). Expozice anorganickým sloučeninám může mít za následek také zhoršení psychického stavu jedince (Velíšek et Hajšlová, 2009). K toxickým účinkům anorganických sloučenin rtuti jsou nejvíce senzitivní děti. U nich se také může vyskytnout „růžová nemoc“, při které se zvýší tělesná teplota, otékají končetiny, zvýší se sekrece potu a vytvoří se ekzém, podle kterého je tato nemoc pojmenována (Babička, 2017). Intoxikace elementární rtutí a anorganickými sloučeninami bývá nejčastější u pracovníků chemického průmyslu a laboratoří (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Nejtoxictější sloučeninou rtuti je methylrtuť, která má schopnost překonávat bariéru placenty, přes kterou se dostává do plodu. Zde působí embryotoxicky a ovlivňuje neurologický a fyziologický vývoj plodu, krve a mozku. Tyto účinky dělají rtuť teratogenním prvkem a prvkem s výraznými neurotoxickými účinky. Nejčastější neurotoxické následky jsou poškození sluchu, zraku, řeči, polykání a rovnovážného ústrojí. Toxická methylrtuť způsobuje poškození ledvin, kardiovaskulární poruchy a změny stavby mozku. Methylrtuť má také tendenci se vázat na hemoglobin červených krvinek. Opačný zdravotní účinek než methylrtuť má sloučenina ethylrtuť, která se od methylrtuti liší tím, že se v organismu nekumuluje a je rychleji vyplavována z těla (Rebelo et Caldas, 2016; Velíšek et Hajšlová, 2009).

Bylo dokázáno, že toxicitu rtuti lze snížit účinkem selenu, jehož přítomnost se pozitivně projevuje při chronických i akutních intoxikacích (Kenšová et al., 2014).

Mezi nejznámější otravu tímto prvkem patří nemoc „Minamata“. Jednalo se o otravu ve městě Minamata v prefektuře Kunamoto v Japonsku v 50. až 60. letech 20. století. V tomto období japonská chemická továrna vypouštěla do moře odpadní vody, které obsahovaly rtuť. Methylrtuť pronikla do těl mořských živočichů, které konzumuje ve velké míře zdejší obyvatelstvo. Bylo prokázáno nakažení 2955 obyvatel, z nichž více než 900 obyvatel zemřelo na následky toxického účinku. Jedná se o nevléčitelnou otravu (Šváb et Müllerová, 2005).

3.1.7.4 Arsen

Arsen je podle Světové zdravotnické organizace (WHO) klasifikován jako karcinogen 1. třídy (Bolan et al., 2017). Více než 80 % anorganického arsenu je absorbováno lidským gastrointestinálním traktem, menší část je přijímána plícemi. Biologický poločas rozpadu arsenu v organismu je přibližně 10 – 30 dnů. Hlavní exkrece je pomocí moči, přičemž anorganické sloučeniny přeměněné v organismu jsou vyloučeny v podobě kyseliny methylarsonové a dimethylarsinové (Rebelo et Caldas, 2016; Velíšek et Hajšlová, 2009).

Toxicita arsenu je závislá na chemickém druhu, přesněji na jeho účinku na vazbu thiolových skupin enzymů. Toxicita sloučenin má následnou sestupnou tendenci arsan (AsH_3) > oxid arsenitý (As_2O_3) > arseničnanový anion (AsO_4^{3-}) > kyselina methylarsonová ($\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2$) > kyselina dimethylarsinová ($((\text{CH}_3)_2\text{As}(\text{O})\text{OH})$) > arsenobetain ($\text{C}_5\text{H}_{11}\text{AsO}_2$) (Velíšek et Hajšlová, 2009). Anorganické sloučeniny arsenu jsou obecně velmi toxické a mají schopnost ukládání v orgánech. K jejich kumulaci dochází především v játrech, ledvinách, kůži, vlasech a nehtech (Kafka et Punčochářová, 2002). Anorganický arsen dokáže také překročit jednu z nejlepších ochran tj. placentální bariéru a může zapříčinit epigenetické změny methylací DNA plodu, jejichž následkem se mohou v budoucnu objevit změny vedoucí

k rozvoji dalších onemocnění. Dále může způsobit také reprodukční toxicitu včetně nárůstu potratů, mortality plodu, novorozenecké podváhy a vrozené vady (Rebelo et Caldas, 2016). Rizikovost elementární formy je v porovnání s výše zmíněnou anorganickou formou zanedbatelná (Babička, 2017). Organické sloučeniny arsenu jsou méně nebezpečné a zároveň jsou nerozpustné sloučeniny méně nebezpečné než sloučeniny rozpustné (Kafka et Punčochářová, 2002).

Projevy akutní toxicity mohou být bolest hlavy, srdeční obtíže (arytmičnost srdce), obtíže nervové soustavy (přeludy a bolesti hlavy) nebo trávicího traktu (průjmové onemocnění, žaludeční obtíže) a krevní choroby (chudokrevnost a chorobné snížení počtu leukocytů). Akutní toxicita arsenu a jeho sloučenin je relativně málo častá. Četnější výskyt má chronická toxicita způsobená vlivem déletrvajících vystavení vodě znečištěné arsenem, prachu a potravinám obsahující arsen (Babička, 2017).

Chronická toxicita vzniká nejčastěji působením anorganických sloučenin arsenu a má za následek brnění končetin, kožní ekzémy, problémy gastrointestinálního traktu, dřevný útlum (aplastickou anemii, nedostatečnou tvorbu krevních elementů v kostní dřeni), poškození centrální nervové soustavy, kardiovaskulární onemocnění a zvýšení pravděpodobnosti výskytu diabetu. V nejzávažnějších případech může mít arsen teratogenní a mutagenní účinky, které mohou vést ke vzniku rakoviny kůže, plic, močového měchýře, prostaty a ledvin. Tyto chronické účinky mohou vést až ke smrti (Bolan et al., 2017; Kafka et Punčochářová, 2002; Rebelo et Caldas, 2016).

3.2 Potraviny s vyšším přirozeným obsahem rizikových prvků

Populace je vystavena velkému rozsahu minerálních prvků prostřednictvím vody, vzduchu a potravin. Pomocí potravin získává člověk esenciální a neesenciální látky. Potraviny jsou tedy jedním z hlavních zdrojů rizikových prvků v potravním řetězci člověka. Přítomnost toxických a neesenciálních prvků v potravinách je připisována přirozeným zdrojům i kontaminaci během výroby (Mir-Marques et al, 2016).

Arsen, kadmium, olovo, rtuť, antimon, hliník, baryum a cín se mohou hromadit v potravinách, což může pro spotřebitele představovat eventuální zdravotní nebezpečí. Z tohoto důvodu je velmi důležité kontrolovat koncentraci těchto prvků v potravinách. Je také důležité rozlišovat biologickou dostupnost těchto prvků, protože ne všechny minerální látky, které člověk přijme, jsou absorbovány a využity lidským tělem (Mir-Marques et al, 2016).

Příklady obsahu kadmia, olova, rtuti a arsenu ve vybraných běžných druzích potravin jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Obsah kadmia, olova, rtuti a arsenu ve vybraných potravinách (Velíšek et Hajšlová, 2009)

Potravina	Obsah v mg.kg ⁻¹			
	Cd	Pb	Hg	As
maso vepřové	0,001 – 0,01	0,005 – 0,05	0,002 – 0,006	0,003 – 0,03
maso kuřecí	0,001 – 0,005	0,008 – 0,04	0,001 – 0,002	0,001 – 0,03
játra vepřová	0,025 – 0,10	0,014 – 0,04	0,007 – 0,014	0,005 – 0,02
ledviny vepřové	0,07 – 0,52	0,01 – 0,04	0,011 – 0,015	0,01
ryby mořské	0,001 – 0,07	0,01 – 0,14	0,03 – 0,85	0,5 – 1,4
ryby sladkovodní	0,001 – 0,05	0,01 – 0,05	0,07 – 1,01	0,03 – 0,56
mléko plnotučné	< 0,000 – 0,001	0,001 – 0,002	< 0,001	< 0,001 – 0,003
pšenice	0,02 – 0,35	0,02 – 0,65	0,0001 – 0,006	0,005 – 0,29
rýže loupaná	0,004 – 0,14	0,003 – 0,08	0,002 – 0,008	0,04 – 0,31
špenát	0,01 – 0,35	0,01 – 0,29	< 0,001 – 0,008	0,005 – 0,02
brambory	0,002 – 0,06	0,006 – 0,04	0,0001 – 0,017	< 0,001 – 0,04
houby	0,01 – 0,33	0,01 – 0,20	0,07 – 0,22	0,01
čokoláda mléčná	0,005 – 0,01	0,05	0,002 – 0,004	< 0,05

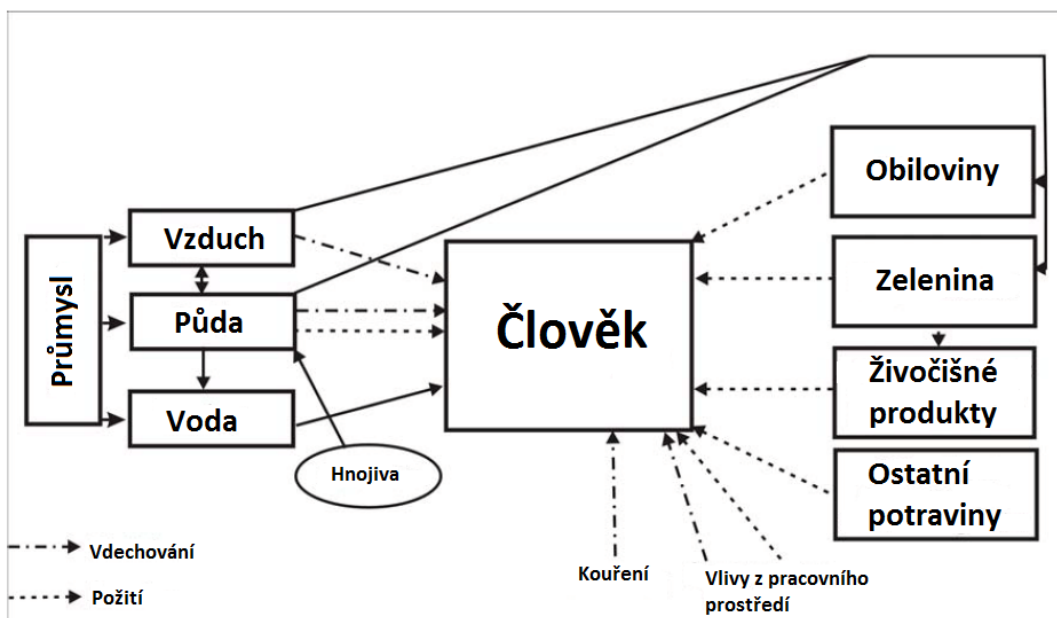
Výživa je nejlepší způsob udržení rovnováhy, lidského zdraví a optimálních fyziologických funkcí lidského těla. Živiny přijaté pomocí potravy hrají v těle také velmi důležitou roli, jelikož jsou zapojeny v buněčné diferenciaci, metabolismu a růstu těla (Plavan et al., 2017).

Plavan et al. (2017) ve svém výzkumu uvádí, že antropogenní činností v oblasti Černého moře dochází ke znečištění mořských potravin. Tyto kovy se totiž hojně využívají v průmyslových odvětvích poblíž pobřeží. V tomto výzkumu byly sledovány toxické kovy olovo, kadmium, nikl, chrom a měď v různých tkáních (sval, kůže, kostra, trávicí trakt) u devíti druhů ryb. Těmito druhy ryb byly hlaváč vousatý (*Neogobius melanostomus*), mořský jazyk (*Solea solea*), kranas evropský (*Trachurus mediterraneus*), sardinka evropská (*Sardina pilchardus*), sardel obecná (*Engraulis encrasicolus*), lufara dravá (*Pomatomus saltatrix*), šprot obecný (*Sprattus sprattus*), ropušnice skvrnitá (*Scorpaena porcus*). Bylo zjištěno, že každý ze studovaných rizikových prvků měl rozdílné umístění v rybím těle, což může záviset například na biotopu, způsobu krmení a migraci. Kadmium bylo měřeno ve svalovině zkoumaných druhů ryb a byly získány průměrné hodnoty v rozsahu 0,0008 – 0,0338 mg.kg⁻¹. Nejmenší průměrná hodnota kadmia byla naměřena ve svalovině pelagického dravce kranase evropského (*Trachurus mediterraneus*). Ani jeden z rizikových prvků však nepřekročil maximální přípustné koncentrace v rybím mase. Obecně byla nejvyšší koncentrace kovu naměřena v zažívacím traktu, který je biofiltrem kontaminujících látek. Z výzkumu vyplývá, že riziko kontaminace lidského organismu toxickými kovy lze výrazně snížit vyloučením požívání trávicího traktu ryb.

Některé mezinárodní agentury jako jsou WHO, Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) a Agentura pro sledování toxických látek a nemocí (ATSDR) vyhodnocují nepříznivé účinky těžkých kovů a dalších prvků na zdraví. Mezi nejčastěji užívané ukazatele patří přijatelná denní dávka (ADI), která udává množství specifické látky, jež je možno denně požít bez zdravotního rizika konzumenta. Přijatelná denní látka se vztahuje k látkám přidaným úmyslně do potravin. Jsou do ní řazeny například potravinářská aditiva a pesticidy. Dalším parametrem je tolerovatelný denní příjem (TDI), který vyjadřuje odhadované množství znečišťující látky chemického původu, kterému je člověk vystaven vlivem kontaminace životního prostředí a které může být v potravinách konzumováno denně bez výrazného rizika pro zdraví. Do této kategorie se řadí například těžké kovy (Mir-Marques et al, 2016).

3.2.1 Kadmium

Kadmium v potravinách může pocházet z kontaminované půdy, která mohla být kontaminována zavlažovací vodou. Tato voda mohla být znečištěna fosfátovými hnojivami či ze znečištěného ovzduší (Rebelo et Caldas, 2016). Expozice člověka kadmiumu je znázorněna na obrázku 5.



Obrázek 5: Schéma expozice kadmiumu (Tromba, 2017)

Nejvyšší koncentrace kadmia byly nalezeny v jedlých drobích živočichů, přičemž největší množství se nachází v ledvinách zvířat, ve kterých jeho obsah dosahuje až desetin mg.kg^{-1} . Koncentrace kadmia ve vnitřnostech roste s věkem zvířete, jelikož je kadmium kumulativní prvek (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Ve zvýšené míře je kadmium hromaděno v mořských živočiších (krabi, mušle a ústřice). V rybách je tento kov kumulován v menší míře. Další živočišné produkty, jako je maso, vejce, mléko a mléčné výrobky, obsahují pouze stopová množství kadmia (Velíšek et Hajšlová, 2009). Pro obsah kadmia ve tkáních živočichů byla stanovena maximální limitní hodnota $0,050 \text{ g.kg}^{-1}$ (Babička, 2017).

Dále byly vysoké koncentrace kadmia nalezeny v luštěninách, bramborách, sóje, obilovinách a vyšších houbách – především čeledi hřibovitých (*Bolataceae*) (Babička, 2017; Rebelo et Caldas, 2016).

Mák je považován za rostlinu, která je schopna hromadit kadmium v různých orgánech, a to především v semenech. Průměrná kumulace kadmia v máku byla Salamonem a Fejerem stanovena v rozmezí $0,09 - 2,3 \text{ mg.kg}^{-1}$. Spotřeba máku v roce 2009 ve státech střední Evropy

činila 300 g na obyvatele a rok. Je tedy třeba obsah kadmia v máku pravidelně kontrolovat a pokusit se o jeho snížení (Salamon et Fejer, 2011).

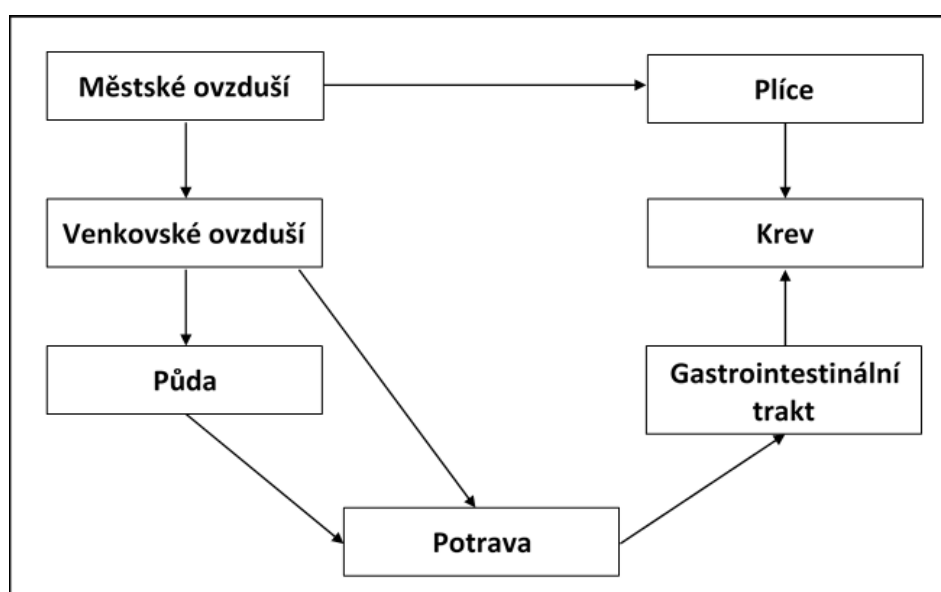
V pšenici a rýži, jakožto nejvyužívanějších plodin ve výživě obyvatelstva, byly v roce 2006 Evropskou unií stanoveny limitní hodnoty obsahu na $0,2 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ Cd}$. Míra kumulace se liší dle jednotlivých poddruhů rostlin, například poddruh pšenice – pšenice tvrdá (*Triticum durum*) kumuluje mnohem více kadmia nežli pšenice setá (*Triticum aestivum*) (Viala et al., 2017). Pro kořenovou zeleninu je schválena maximální hodnota $0,10 \text{ mg.kg}^{-1}$, pro listovou zeleninu $0,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Babička, 2017).

EFSA odsouhlasila provizorní tolerovatelný týdenní přívod (PTWI; popisuje množství látky, která může být přijímána po celou dobu života, aniž by měla negativní vliv na zdraví) ve výši $7 \text{ } \mu\text{g.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti (Babička, 2017).

3.2.2 Olovo

Příjem potravy patří mezi nejrizikovější zdroje olova. Jako další významné zdroje kontaminace jsou uváděny znečištění vod a ovzduší. Mezi nejvýznamnější původce olova v potravinách lze řadit kontaminované životní prostředí. Tato kontaminace je přičítána využívání olova v metalurgickém, barvářském a sklářském průmyslu (Babička, 2017; Guérin et al., 2017).

Dle dat WHO evropská populace přijímá olovo prostřednictvím potravy pouze ve velice malém množství. Dle studie Evropského úřadu pro bezpečnost potravin jsou lidé v Evropě vystaveni výrazně menšímu množství olova, než je týdenní povolený limit (Tóth et al., 2016). Expozice člověka olovu je znázorněna na obrázku 6.



Obrázek 6: Schéma expozice olovu (Kenšová et al., 2014)

V pitné vodě stanovuje vyhláška č. 252/2004 Sb. nejvyšší mezní hodnotu $10 \mu\text{g.l}^{-1}$, avšak voda z domácích studní obsahuje v některých případech i několikanásobně vyšší množství, než je povoleno touto vyhláškou (Babička, 2017).

V mléčných a obilných výrobcích se olovo kumuluje ve vyšším množství, a proto tyto produkty podléhají důkladné kontrole. Je tomu tak kvůli tomu, že jsou tyto druhy potravin řazeny do kojenecké a dětské stravy mezi prvními (Guérin et al., 2017). Z 291 analyzovaných vzorků potravin (včetně referenčního vzorku vody) bylo stanoveno určité množství olova v 81 % vzorků a zbytek vzorků obsahoval Pb pod mezí detekce. Ve většině vzorků bylo olovo zjištěno pouze v nízkých koncentracích. Nejvyšší průměrné hodnoty byly zjištěny ve sladkých a slaných sušenkách a tyčinkách. Např. v čokoládové sušence byla stanovena průměrná hodnota olova $9,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ a v čokoládovém croissantu $10,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Celkově měly potraviny s obsahem čokolády vyšší koncentrace olova oproti ostatním potravinám (Guérin et al., 2017).

V mase, vejcích, mléce a výrobcích z mléka se vyskytuje olovo pouze ve velmi malém množství (Velíšek et Hajšlová, 2009). V tělech divokých zvířat byly prokázány zvýšené hodnoty olova ve vnitřnostech (Babička, 2017).

Ve značné koncentraci bylo olovo přítomno také v plechovkových konzervách, ve kterých je olovo součástí slitiny cínu používané na uzavření plechovky. Z tohoto důvodu je pro potraviny s vyššími nároky na hygienu (dětské příkrmy a přesnídávky) doporučeno skleněné balení (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Nejvyšší individuální koncentrace olova byly nalezeny v zelenině, konkrétně ve špenátu $16,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ a v mrkvi $11,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Vysoké hodnoty byly také naměřeny v zeleninových a ovocných příkrmech pro děti. Zeleninový přírtek obsahoval $12,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$ a ovocný přírtek z jablka $11,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Všechny tyto vzorky však byly pod limitní hodnotou (Guérin et al., 2017). Vyšší koncentrace olova byly zjištěny také ve vinných hroznech, přičemž byl prokázán i vyšší obsah olova v krvi pravidelných spotřebitelů vína (Velíšek et Hajšlová, 2009).

WHO stanovila PTWI pro olovo na $25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti (Babička, 2017).

3.2.3 Rtut'

Rtut' se v potravinách obvykle vyskytuje v desetinách či setinách mg.kg^{-1} . Značný obsah rtuti v řádech až jednotek mg.kg^{-1} byl nalezen v rybách, korýších, měkkýších a některých druzích jedlých vyšších hub. Mořští živočichové patří mezi hlavní zdroj rtuti v potravinách (Velíšek et Hajšlová, 2009).

Nejvyšší koncentrace rtuti je především ve vodním prostředí. Z tohoto důvodu se kumuluje v organismech zde žijících (Babička, 2017). V rybách a rybích produktech byla

rtuť zastoupena v mase mořského jazyka (*Solea solea*), světlouna bělookého (*Centroscymnus coelolepis*), mečounů (*Xiphias*), tuňáků (*Thunnus*), štik (*Esox*). Přibližně 5 % vzorků ryb překročilo limitní hranici rtuti 0,50 – 0,53 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Průměrné hodnoty rtuti v rybách byly 25 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Guérin et al., 2018). Bylo zjištěno, že ryby mají vyšší koncentraci rtuti ve svalovině než v játrech. Dravé mořské ryby obsahují větší množství rtuti, které je však méně toxické, jelikož tvoří komplex se selenem (Toman et al., 2003). V rybách vylovených v České republice bylo v těle štiky nalezeno 0,16 – 2,87 mg.kg^{-1} rtuti, okouna 0,14 – 2,43 a kapra 0,01 mg.kg^{-1} . Býložravé a všežravé ryby mají zpravidla ve svalovině nižší koncentrace rtuti, než ryby masožravé (Velíšek et Hajšlová, 2009).

V produktech z hovězího masa je koncentrace rtuti velmi nízká, vlivem činnosti mikroorganismů bacheru, které mají schopnost odštěpovat methylovou skupinu z organických sloučenin rtuti (Toman et al., 2003).

Vyšší obsah rtuti vykazovala také analyzovaná zelenina (kromě brambor), která měla průměrný obsah rtuti 0,63 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (Guérin et al., 2018). Zelenina sklizená na zemině hnojené kaly měla až desetinásobek koncentrace rtuti, než je stanoveno PTWI. EFSA odsouhlasilo PTWI pro rtuť na 1,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti (Babička, 2017).

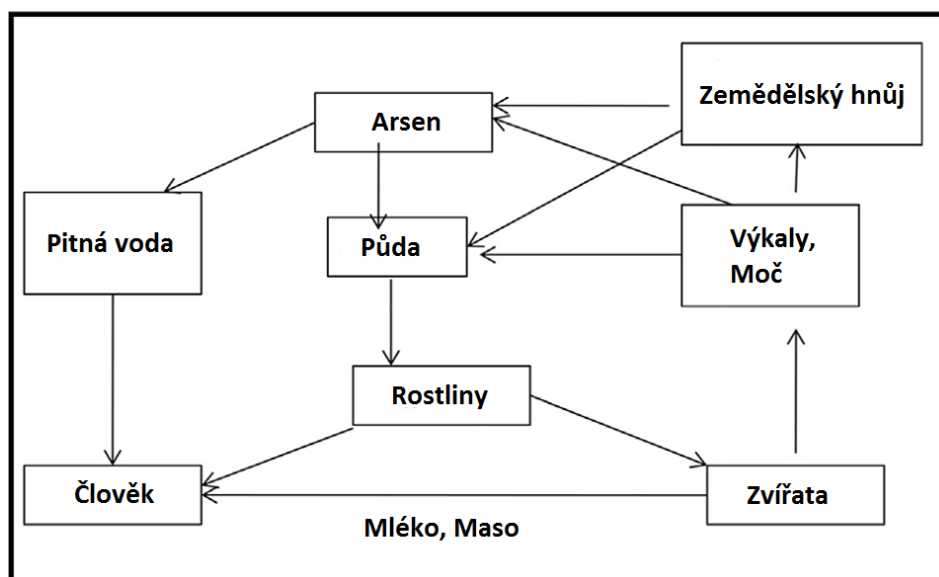
Guérin et al. (2015) provedli analýzu 291 vzorků potravin pro nemluvnata a batolata (včetně referenční vody) z Francie. Z těchto 291 vzorků pouze 11 obsahovalo stanovitelné množství rtuti. Výjimku tvořila skupina ryb a rybích produktů, představující hlavní část kontaminovaných živočišných výrobků.

3.2.4 Arsen

Expozice člověka arsenem (obr. 7) je především prostřednictvím vody a mořských živočichů, zejména měkkýšů a korýšů. Například krevety mají průměrný obsah arsenu 3,2 – 26 mg.kg^{-1} , humr 1,55-122 mg.kg^{-1} a ústřice 3,7 mg.kg^{-1} . Mořští živočichové však obsahují arsen většinou ve formě arsenobetainu a arsenocholinu, které jsou prakticky netoxické pro lidský organismus (Velíšek et Hajšlová, 2009). Zvýšený výskyt byl také nalezen ve vajíčkách. V mléce oproti tomu je obsah arsenu nízký (0,03 – 0,06 mg.kg^{-1}) (Toman et al., 2003).

Dnes je již velmi dobře známo, že většina arsenu, kterému je lidské tělo vystaveno, pochází z vody, kde se arsen nachází v anorganické formě (Rebelo et Caldas, 2016). V pitné vodě je obsažen v hodnotách 0 – 0,2 mg.l^{-1} a průměrný výskyt je 0,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Babička, 2017). Některé minerální vody jsou schopny absorbovat sloučeniny arsenu z půdního podloží, čímž dochází ke zvyšování koncentrace arsenu. Jako příklad lze uvést minerální vody

karlovarských pramenů s obsahem arsenu $150 \mu\text{g.l}^{-1}$. Běloveská minerální voda IDA s koncentrací $740 \mu\text{g.l}^{-1}$ a pramen Glauber III nacházející se ve Františkových Lázních a obsahující $800 \mu\text{g.l}^{-1}$ arsenu se označují jako tzv. arsenové minerální vody (Pitter, 1999).



Obrázek 7: Schéma expozice arsenu (Mandal, 2017)

Potravinou s velmi vysokou koncentrací arsenu jsou řasy, které průměrně obsahují přibližně $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Následuje rýže a její produkty s průměrným obsahem arsenu $130 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (Rebelo et Caldas, 2016).

Rýže kumuluje 10x vyšší množství anorganického arsenu než zrna ostatních rostlin. Tento fakt je zapříčiněn především pěstováním na zatopených polích, jejichž voda může obsahovat vyšší množství arsenu, čímž vznikají anaerobní podmínky v půdě, které vedou k vyššímu obsahu mobilního prvku a jeho zvýšené biologické dostupnosti. Arsen se v rýži hromadí v různých formách (arsenidy, arseničnany, kyselina dimethylarsinová), které se liší svou toxicitou vůči živým organismům. Například arsenidy a arseničnany jsou toxičtější nežli kyselina dimethylarsinová (Shraim, 2017). Výzkum Davise et al. (2017) také poukazuje na skutečnost, že rýže je výrazným zdrojem expozice arsenu pro celosvětovou populaci.

Pravidelná spotřeba rýže je považována za významný zdroj arsenu v potravě v mnoha zemích např. v Indii, Čile a Bangladéši, kde je podzemní voda s vyšším obsahem arsenu využívána k závlaze rýžových polí. Například Bolan et al. (2017) ve svém výzkumu uvádí, že rýžová zrna použitá v jejich studii obsahovala vysokou koncentraci arsenu, která byla zapříčiněna především používáním zavlažovací vody s vysokým obsahem arsenu. V tomto výzkumu bylo také zjištěno, že rýžová zrna disponují vyšším obsahem organických

forem arsenu, které jsou méně biologicky přístupné, než formy anorganické (Bolan et al., 2017).

Vysokou hodnotu obsahu arsenu v rozsahu desetin mg.kg^{-1} mají ze zástupců rostlinné říše také oves, sója a houby, které jsou charakteristické ukládáním arsenu ve svých tkáních (Babička, 2017; Velíšek et Hajšlová, 2009).

3.3 Legislativa a normy v ČR

3.3.1 Půda

Vyhláškou č. 153/2016 Sb. ze dne 9. května 2016 jsou stanoveny podrobnosti ochrany kvality zemědělské půdy včetně preventivní a indikační hodnoty pro půdu v České republice.

Preventivní hodnotou se rozumí maximální možný výskyt rizikových látek a prvků uvedený v právní vyhlášce 153/2016 Sb. Překročení preventivních hodnot může být za určitých podmínek rizikové a z tohoto důvodu jsou v zemědělské praxi doporučena preventivní opatření.

V následující tabulce 3 jsou uvedeny preventivní hodnoty obsahu rizikových kovů, které byly zjištěny extrakcí lučavkou královskou a jsou uvedeny v mg.kg^{-1} . Tyto hodnoty se netýkají půd geogenně anomálních, na které mají být použity sedimenty podle právních předpisů o používání sedimentů na zemědělské půdě.

Tabulka 3: Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou

Kategorie půd	Preventivní hodnota (mg.kg^{-1} sušiny)			
	As	Cd	Hg	Pb
běžné půdy ^{a)}	20	0,5	0,3	60
lehké půdy ^{b)}	15	0,4	0,3	55

^{a)} Mezi běžné půdy jsou řazeny půdy písčito-hlinité, jílovito-hlinité a jílovité, jež představují většinou část zemědělských půd. Jde o půdy s obvyklou proměnlivostí prvků a s obvyklou půdní genezí v odlišných krajinných podmínkách zahrnující půdy ležící na karbonátových horninách.

^{b)} Mezi lehké půdy patří půdy vytvořené na velmi lehkých a chudých matečných horninách (šterkopísky, písky). Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

Indikační hodnoty obsahu rizikových látek v půdě stanovené ve vyhlášce 153/2016 Sb. jsou zobrazeny v tabulce 4. Legislativou jsou definovány jako hraniční hodnoty výskytu rizikových prvků či látek v půdě. Překročení těchto hodnot vede k negativnímu dopadu na zdravotní nezávadnost krmiv, potravin a úrodnost půdy. Může také negativně působit na zdravotní stav člověka.

Tabulka 4: Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat

Rizikový prvek	Indikační hodnota (mg.kg⁻¹) (extrakce lučavkou královskou)
As	40
Cd	20
Pb	400
Hg	20

3.3.2 Semena máku setého

Vyhláška č. 399/2013 Sb. udává fyzikální a chemické požadavky na jakost olejnatých semen. Pro semena máku setého (*Papaver somniferum* L.) je zde určen maximální obsah rizikových prvků. Pro kadmium je nejvyšší povolená hodnota 0,8 mg.kg⁻¹, pro olovo tato hodnota činí 1 mg.kg⁻¹. Nejvyšší povolená hodnota rtuti v semenech máku setého činí 0,012 mg.kg⁻¹ a u arsenu je tato hodnota 0,1 mg.kg⁻¹.

3.3.3 Potraviny

Negativní vliv rizikových prvků na lidské zdraví měl za následek stanovení maximálních limitů těchto prvků, které jsou během let opakovaně novelizovány v souladu s vývojem technologií a výsledky prováděných studií. U rizikových prvků kadmia, olova a rtuti byly vybrány běžně používané potraviny a potraviny s přirozeně vyšším obsahem daných rizikových kovů. Pro arsen byly vyjmenovány všechny legislativně stanovené potraviny.

Nařízení komise (EU) 488/2014 stanovuje maximální limity kadmia v řadě potravin, mimo jiné například v zelenině, mase, rybách a produktech rybolovu. Příklady maximálních limitů kadmia v některých potravinách jsou zobrazeny v tabulce 5.

Tabulka 5: Maximální limity kadmia ve vybraných potravinách (mg.kg⁻¹)

Potravina	Maximální limity kadmia (mg.kg⁻¹ čerstvé hmotnosti)
maso (kromě drobů) skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,050
játra skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,50
ledviny skotu, ovcí, prasat a drůbeže	1,0
svalovina makrely (<i>Scomber spp.</i>), tuňáka (rod <i>Thunnus</i>, <i>Euthynnus</i>)	0,1
svalovina sardele a sardinky obecné	0,25
korýši	0,50
mlži	1,0
hlavonožci (bez vnitřností)	1,0
pšeničná, rýžová zrna a sójové boby	0,2
brambory (bez slupky)	0,10
listová zelenina, žampiony a hlíva ústříčná	0,20
ovoce	0,050

Nařízení komise (ES) č. 1881/2006 stanovuje limity rtuti v některých rybách a produktech rybolovu (tab. 6).

Tabulka 6: Maximální limity rtuti ve vybraných potravinách (mg.kg⁻¹)

Potravina	Maximální limity rtuti (mg.kg⁻¹ čerstvé hmotnosti)
produkty rybolovu¹⁾	0,50
svalovina štiky obecné, tresky, makrelovitých, tuňáků, žraloků	1,0

1) Kromě hnědého krabiho masa, masa z hlavy a hrudi humra a podobných velkých korýšů.

Nařízení komise (EU) 2018/73 stanovuje maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti v některých produktech a na jejich povrchu. Maximální limity sloučenin rtuti ve vybraných potravinách jsou uvedeny v tabulce 7.

Tabulka 7: Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti (mg.kg^{-1})

Potravina	Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti (mg.kg^{-1})
svalovina skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,01
droby skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,02
obiloviny a luštěniny	0,01
brambory	0,01
košťálová zelenina	0,01
listová zelenina	0,01
pěstované houby	0,05
volně rostoucí houby	0,5
ovoce	0,01
mléko	0,01
med a další včelařské produkty	0,01

Nařízení komise (EU) 2015/1006 stanovuje maximální limity anorganického arsenu v potravinách. Maximální limity anorganického arsenu ukazuje tabulka 8.

Tabulka 8: Maximální limity anorganického arsenu ve vybraných potravinách (mg.kg^{-1})

Potravina	Maximální limity anorganického arsenu (mg.kg^{-1} čerstvé hmotnosti)
nepředpařená omletá rýže	0,20
předpařená a loupaná rýže	0,25
pufované rýžové chlebičky, rýžové oplatky, chlebičky a koláčky	0,30
rýže pro výrobu potravin pro kojence a malé děti	0,10

Nařízení komise (EU) 2015/1005 určuje maximální limity olova některých potravin. Příklady maximálních limitů olova vybraných potravin jsou zobrazeny v tabulce 9.

Tabulka 9: Maximální limity olova ve vybraných potravinách (mg.kg⁻¹)

Potravina	Maximální limity olova (mg.kg⁻¹ čerstvé hmotnosti)
maso (kromě drobů) skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,10
droby skotu, ovcí, prasat a drůbeže	0,50
svalovina ryb	0,30
korýši	0,50
mlži	1,50
hlavonožci (bez vnitřností)	0,30
obiloviny a luštěniny	0,20
listová zelenina, žampiony a hlíva ústřičná	0,30
ovoce (kromě brusinek, rybízu, bezinek a plodů planiky)	0,10
tuky a oleje včetně mléčného	0,10
med	0,10

4 Stanovení obsahu rizikových prvků v semenech máku

4.1 Materiál

4.1.1 Vzorky

Pro stanovení obsahu rizikových prvků v semenech máku setého (*Papaver Somniferum* L.) byly použity 3 druhy reprezentativních homogenních vzorků z hospodářství manželů Bartošových z Byzhradce. Prvním druhem byl mák setý z roku 2016, který byl pěstován na katastrálním území číslo 684724 na parcelách 2012, 3901/5 a 3901/17 o celkové výměře pozemků 11,52 ha. Tento reprezentativní vzorek byl v nevyčištěném stavu. Druhý analyzovaný vzorek byl odlišný od prvního pouze tím, že byl podroben čištění ve firmě OSEVA UNI, a.s. v Chocni. Třetí vzorek byl pěstován v roce 2017 na katastrálním území 684724 na parcele 1002/5 o ploše 7,88 ha a na katastrálním území 617261 na parcele číslo 4501/1 o rozloze 15,7 ha. Vzorek semen byl v nevyčištěném stavu. V obou letech byla pěstována odrůda máku Major. Tato odrůda má modrá semena a je typická výrazným aromatem, značnou rezistencí proti plísním, vysokou odolností proti polehnutí rostliny a vyvrácení, nenáročností na krajinné podmínky a výborným výnosem semen.

Ve vegetačním období bylo na rostliny aplikováno pouze hnojivo ledek amonný s vápencem o obsahu dusíku 27 %.

4.1.2 Chemikálie

Při analýze byly použity následující chemikálie:

- kyselina dusičná (HNO_3) 67%, ANALPURE, Analytika, ČR,
- peroxid vodíku (H_2O_2) p.a. + 30%, Analytika, ČR,
- dihydrogenfosforečnan amonný ($(\text{NH}_4)\text{H}_2\text{PO}_4$, MERC, Německo – modifikátor,
- standardní roztok pro olovo $1000 \pm 2 \text{ mg.l}^{-1}$, ASTASOL, Analytika, ČR,
- standardní roztok pro kadmium $1000 \pm 2 \text{ mg.l}^{-1}$, ASTASOL, Analytika, ČR,
- referenční materiál – NIST 1567 Wheat flour.

4.2 Metody

4.2.1 Stanovení rtuti

Obsah rtuti ve vzorcích máku byl měřen atomovou absorpční spektrometrií na přístroji AMA 254 firmy Altec, ČR. Tento přístroj stanovuje obsah rtuti ve vzorcích bez chemické úpravy.

Na vyžehnanou dávkovací lodičku z niklu byl navážen vzorek (max. 300 mg) sušiny máku. Lodička byla automaticky zasunuta do spalovací trubice na pokyn řídicího počítače. Následoval řízený ohřev spalovací pece, při kterém došlo nejprve k vysušení vzorku a k jeho následné pyrolýze (případně spálení). Vzniklé produkty byly pomocí proudu kyslíku přeneseny do spalovací části trubice, která byla vyplněna katalyzátorem. V této části docházelo k finální fázi oxidace a zachycení oxidu dusíku, síry a halogenů.

Produkty tepelného rozkladu vzorku byly ze spalovací části trubice vedeny do amalgamátoru, ve kterém se selektivně zachytává rtuť. Ostatní látky se dostávaly skrz úsek měřicích kyvet do výstupu kyslíku z přístroje. Teplota v amalgamátoru i v bloku měřicích kyvet byla 120 °C z důvodu zamezení kondenzace vody.

Po ustálení teplotních podmínek v amalgamátoru a dokončení rozkladu vzorku se měřilo množství rtuti nakumulované v amalgamátoru. Prvním krokem byl cyklus automatického nulování (automatické nastavení zesilovače signálu z detektoru rtuti, automatická korekce temného proudu detektoru a offsetu zesilovače, odečtení základního toku světla pro výpočet absorbance během vlastního měření). Následovala expulze rtuti z amalgamátoru krátkým intenzivním záhřevem. Uvolněná rtuť byla pomocí nosného plynu přenesena přes delší měřicí kyvetu a téměř veškeré množství se nakumulovalo ve zpoždovací nádobce, z níž následně pokračovalo ven přes kratší měřicí kyvetu. Měřila se absorbance rtuti při vlnové délce 254 nm. Dvojité měření zajišťovalo měření rovnocenného množství rtuti ve dvou různých citlivostech. Výsledek jednoho měření byl v dynamickém rozsahu analyzátoru 0,05 – 600 ng rtuti. Po dokončení ohřevu amalgamátoru se zapnulo chladicí čerpadlo, které amalgamátor ochladilo, aby mohl být připraven na další analýzu.

Všechna data naměřená modulem mikropočítače 8051 byla vyslána do počítače, který je převedl do uživatelské podoby.

Analýza každého vzorku proběhla ve třech opakováních.

4.2.2 Stanovení kadmia a olova

Vzorky máku byly rozloženy mikrovlnným rozkladem pomocí MWS-3+ (Berghof Product + Instruments, Německo).

Do teflonových rozkladných nádob DAP-60S bylo naváženo přibližně 300 mg vzorku a postupně přidány 2 ml HNO₃ a 3 ml H₂O₂. Směs byla opatrně promíchána. Po 30 minutách odstání byla nádoba uzavřena a umístěna do mikrovlnné pece. Rozkladný program probíhal 1 hodinu v teplotním rozmezí 100 – 190 °C. Získaný mineralizát se kvantitativně převedl do 50 ml kádinek a na topné desce (topná deska s regulátorem JR3 TD 02, Altec, ČR) byl odpařen do vlhkého zbytku. Tento zbytek byl rozpuštěn v 1,5% HNO₃ a upraven na finální objem 25 ml, uzavřen parafilmem a promíchán. Do doby analýzy byly vzorky uchovávány v lednici.

Pro měření koncentrace olova a kadmia byla použita metoda elektrotermické atomizace (ET-AAS) na přístroji Varian AA 280Z (Agilent, Austrálie) opatřeném elektrotermickým atomizátorem GTA-120 s programovatelným dávkovačem vzorků PSD120 stejného výrobce. Tento přístroj pracuje se Zeemanovskou korekcí pozadí (využívá Zeemanova jevu, tzn. štěpení spektrálních čar přítomnosti magnetického pole). Parametry měření analyzovaných prvků jsou uvedeny v tabulce 10.

Tabulka 10: Základní parametry pro měření Cd a Pb metodou ET-AAS

Analyt	Kadmium	Olovo
koncentrace srovnávacího roztoku (µg.l ⁻¹)	3	30
vlnová délka (nm)	228,8	283,3
šířka spektrál. intervalu (nm)	0,5	0,5
teplota pyrolýzy (°C)	650	400
teplota atomizace (°C)	2150	2400
doba čtení (s)	1,7	1,5
počet opakování z měřicí nádoby	2	2
modifikátor	NH ₄ H ₂ PO ₄	NH ₄ H ₂ PO ₄
měření signálu	standardní přídavek	standardní přídavek
vyhodnocování výsledků	plocha píku	plocha píku

Pozadí laboratoře bylo monitorováno zařazením slepých vzorků. Kontrola kvality analytických dat byla provedena souběžnou analýzou interního referenčního materiálu NIST 1567a Wheat flour. Vzorky byly analyzovány ve třech opakováních, výsledná hodnota je jejich aritmetickým průměrem.

4.3 Výsledky

V nečištěných semenech máku z roku 2016 byl zjištěn průměrný obsah kadmia $0,56489 \pm 0,03615 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka nabývala hodnoty 6,40 %. Průměrný obsah olova byl naměřen ve výši $0,53011 \pm 0,15498 \text{ mg.kg}^{-1}$, relativní směrodatná odchylka činila 29,23 %, průměrný obsah rtuti byl $0,00828 \pm 0,00016 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka činila 1,91 %.

Ve vyčištěných semenech máku z roku 2016 byl průměrný obsah kadmia $0,77865 \pm 0,01177 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka činila 1,51 %. Průměrný obsah olova ve vyčištěných semenech máku z roku 2016 byl $0,60235 \pm 0,24535 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka měla hodnotu 40,73 %. Rtuť byla průměrně naměřena v rozmezí $0,00962 \pm 0,00065 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka činila 6,88 %.

V nevyčištěných semenech máku z roku 2017 byl průměrný obsah kadmia $0,79324 \pm 0,02502 \text{ mg.kg}^{-1}$ s relativní směrodatnou odchylkou 3,15 %. Obsah olova v tomto vzorku činil $0,81312 \pm 0,08564 \text{ mg.kg}^{-1}$ a relativní směrodatná odchylka činila 10,53 %. Obsah rtuti byl průměrně $0,00927 \pm 0,00044 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti s relativní směrodatnou odchylkou 4,74 %.

Veškeré výsledky analýzy jsou shrnuty v tabulce 11.

Tabulka 11: Obsah rizikových prvků v analyzovaných semenech máku (mg.kg^{-1})

Vzorek	Kadmium	Olovo	Rtuť
semena mák 2016 nevyčištěná	$0,56489 \pm 0,03615$	$0,53011 \pm 0,15498$	$0,00828 \pm 0,00016$
semena mák 2016 vyčištěná	$0,77865 \pm 0,01177$	$0,60235 \pm 0,24535$	$0,00962 \pm 0,00065$
semena mák 2017 nevyčištěná	$0,79324 \pm 0,02502$	$0,81312 \pm 0,08564$	$0,00927 \pm 0,00044$

4.4 Diskuze

Dosažené výsledky byly podrobeny porovnání se současně platnou legislativou České republiky, konkrétně s vyhláškou č. 399/2013 Sb.

Nečištěný vzorek máku z roku 2016 obsahoval průměrně $0,00828 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti, což nepřesahuje maximální povolenou hodnotu $0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$, která je stanovená ve výše zmíněné vyhlášce. V tomto vzorku byla naměřena průměrná hodnota obsahu kadmia $0,56489 \text{ mg.kg}^{-1}$ a průměrná hodnota olova činila $0,53011 \text{ mg.kg}^{-1}$. Ani jeden z těchto výsledků nepřesahuje zákonem stanovené maximum, které pro kadmium činí $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ a pro olovo 1 mg.kg^{-1} .

Ve vyčištěném vzorku máku z roku 2016 bylo naměřeno průměrné množství rtuti $0,00962 \text{ mg.kg}^{-1}$, průměrná hodnota kadmia byla analyzována ve výši $0,77865 \text{ mg.kg}^{-1}$ a olovo zde bylo naměřeno v množství $0,60235 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tyto výsledky jsou v souladu s normou platnou v České republice a nepřesahují maximální povolené limity.

Nevyčištěný vzorek semen máku z roku 2017 vykazoval obsah rtuti $0,00927 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmium zde bylo zjištěno v množství $0,79324 \text{ mg.kg}^{-1}$ a olovo v hodnotě $0,81312 \text{ mg.kg}^{-1}$. Výsledky pro rtuť a olovo jsou v souladu s právními předpisy, naměřená hodnota kadmia byla na horní hranici maximálně přípustného obsahu. Tato hodnota je však také stále v souladu s legislativou ČR.

Z uvedené analýzy vyplývá, že nejnižší obsah všech prvků v semenech obsahoval vzorek nečištěného máku z roku 2016 a následně čištěný mák z roku 2016. Nejvyšších naměřených hodnot dosahovaly vzorky z roku 2017. Příčinou může být kontaminace půdy na katastrálním území 617261 na parcele číslo 4501/1 o rozloze 15,7 ha, která tento rok činila více než 66,5 % plochy produkce za rok 2017. Další příčinou může být rozdíl v povětrnostních podmínkách v roce 2017, či masivní rozšíření průmyslové výroby v rychnovském okrese. Na výsledný obsah rizikových látek v semenech máku neměla vliv aplikace chemikálií, jelikož byl v obou letech aplikován pouze zmíněný ledek amonný v kombinaci s vápencem.

5 Závěr

Rizikové prvky se do okolního prostředí dostávají primárně antropogenní činností, při které jsou do okolí uvolňovány toxické sloučeniny. Mezi tyto činnosti lze řadit průmyslovou produkci, zemědělskou výrobu spojenou s užíváním nadlimitního množství chemikálií, těžbu rud a spalování fosilních paliv. Dříve se na kontaminaci rizikovými prvky značnou měrou podílely i výfukové plyny, jejichž dopad se v současnosti kvůli bezolovnatému benzínu snižuje.

Živé organismy jsou vystaveny rizikovým prvkům především konzumací potravin, požitím kontaminované vody a vdechováním toxických látek z ovzduší. Na základě výzkumů byl prokázán negativní vliv na zdraví člověka. Během života jsou tyto prvky v organismu postupně ukládány a nemají schopnost biodegradace. Nejčastěji se rizikové prvky ukládají v játrech, ledvinách a kostních tkáních. Toxicita těchto prvků je ovlivněna jejich chemickou formou a biologickou dostupností živých organismů. Nejčastějšími zdravotními příznaky intoxikace jsou zažívací obtíže, zánětlivá onemocnění kůže, otupělost a bolesti hlavy. Mezi závažnější příznaky patří mutagenní účinek a kancerogenní onemocnění.

Z vědeckých analýz vyplývá, že určité organismy jsou více náchylné ke kumulaci rizikových prvků ve svých tkáních. Mezi největší kumulanty těžkých kovů patří špenát, sója rýže, houby, řasy a semena máku. Z živočichů jsou mezi zdroje rizikových prvků řazeny především mořské plody a ryby. Bylo také dokázáno, že se kadmium, olovo, rtuť a arsen hromadí ve vyšší míře ve vnitřnostech živočichů např. v játrech a ledvinách.

Výsledky analýzy obsahu rtuti, kadmia a olova v semenech máku prokázaly, že nejmenší koncentraci výše uvedených prvků obsahoval nevyčištěný mák z roku 2016. Nejvyšší množství kadmia a olova bylo zaznamenáno v nevyčištěných semenech máku z roku 2017. Nejvyšší obsah rtuti obsahovaly vzorky vyčištěného máku z roku 2016. Obsahy rizikových prvků v semenech máku všech vzorků byly pod maximální stanovenou hranicí dle legislativy České republiky, konkrétně vyhláška č. 399/2013 Sb.

6 Seznam použité literatury

6.1 Literatura knižní

- Adriano, D. C. c2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. 2nd ed. Springer. New York. 867 p. ISBN: 9780387986784.
- Babička, L. Toxicky významné látky v potravinách. Praha: Potravinářská komora České republiky. Česká technologická platforma pro potraviny. 2017. 60 s. ISBN: 978-80-88019-28-2.
- Bencko, V., Lener, J., Cikrt, M. 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vyd., v Grada Publishing 1. vyd. Grada. Praha. 282 s. ISBN: 80-7169-150-x.
- Bolan, S., Kunhikrishnan, A., Chowdhury, S., Seshadri, B., Naidu, R., Ok, Y. S. 2017. Comparative analysis of speciation and bioaccessibility of arsenic in rice grains and complementary medicines. Chemosphere. 182. 433 – 440.
- Cibulka, J. 1991. Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia. Praha. 432 s. ISBN: 80-200-0401-7.
- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. Biochimie. 88. 1707 – 1719.
- Davis, M. A., Signes-Pastor, A. J., Argos, M., Slaughter, F., Pendergrast, C., Punshon, T., Gossai, A., Ahsan, H., Karagas, M. R. 2017. Assessment of human dietary exposure to arsenic through rice. Science of The Total Environment, 586, 1237 – 1244.
- Gloser, J. 1998. Fyziologie rostlin. 2. rozš. vyd. Masarykova univerzita. Brno. 157 s. ISBN: 80-210-1789-9.
- Gonzaga, M. I. S., Santos, J. A. G., Ma, L. Q. 2006. Arsenic phytoextraction and hyperaccumulation by fern species. Scientia Agricola. 63 (1). 90 – 101.
- Guérin, T., Chekri, R., Chafey, C., Testu, C., Hulin, M., Noël, L. 2018. Mercury in foods from the first French total diet study on infants and toddlers. Food Chemistry. 239. 920 – 925.

Guérin, T., Le Calvez, E., Zinck, J., Bemrah, N., Sirot, V., Leblanc, J. Ch., Chekri, R., Hulin, M., Noël, L. 2017. Levels of lead in foods from the first French total diet study on infants and toddlers. *Food Chemistry*. 237. 849 – 856.

Hejtmánková, A., Dolejšková, J. 2015. Význam prvků a jejich sloučenin v životním prostředí. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Praha. 116 s. ISBN: 978-80-213-2550-0.

Housecroft, C. E., Sharpe, A. G. 2014. Anorganická chemie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha. 1152 s. ISBN: 978-80-7080-872-6.

Chizzola, R., Michitsch, H., Franz, C. 2003. Monitoring of metallic micronutrients and heavy metals in herbs, spices and medical plants from Austria. *European Food Research and Technology*. 216. 407 – 411.

Jitar, O., Teodosiu, C., Oros, A., Plavan, G., Nicoara, M. 2015. Bioaccumulation of heavy metals in marine organisms from the Romanian sector of the Black Sea. *New Biotechnology*. 32. 369 – 378.

Kafka, Z., Punčochářová, J. 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické Listy*. 96. 611 – 617.

Mandal, P. 2017. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants*. 3(1). 17 – 22.

Mir-Marques, A., Cervera, M. L., de la Guardia, M. 2016. Mineral analysis of human diets by spectrometry methods. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 82. 457 – 467.

Němeček, J., Vácha, R., Podlešáková, E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. Praha. 148 s. ISBN: 978-80-86561-02-4.

Pitter, P. 1999. Hydrochemie. 3., přeprac. vyd. Vydavatelství VŠCHT. Praha. 568 s. ISBN: 80-03-00525-6.

Plavan, G., Jitar, O., Teodosiu, C., Nicoara, M., Micu, D., Strungaru, S.A. 2017. Toxic metals in tissues of fishes from the Black Sea and associated human health risk exposure. *Environmental Science and Pollution Research*. Environmental Science and Pollution Research. 24(8). 7776 – 7787.

- Rascio, N., Navari-Izzo, F. 2011. Metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. 180. 169 – 181.
- Rebelo, F.M., Caldas, E.D. 2016. Arsenic, lead, mercury and cadmium: Toxicity, levels in breast milk and the risks for breastfed infants. *Environmental Research*. 151. 671 – 688.
- Roberts, T. L. 2014. Cadmium and Phosphorous Fertilizers: The Issues and the Science. *Symphos 2013 - 2nd International Symposium on Innovation and Technology in the Phosphate Industry*. 83. 52 – 59.
- Salamon, I., Fejer, J. 2011. Content of Heavy Metals in Poppy Seeds (*Papaver Somniferum* L.). *Advances in Environmental Biology*. 5(2). 496 – 500.
- Shraim, A. M. 2017. Rice is a potential dietary source of not only arsenic but also other toxic elements like lead and chromium. *Arabian Journal of Chemistry*. 10. 3434 – 3443.
- Shute, T., Macfie, S. M. 2006. Cadmium and zinc accumulation in soybean: A threat to food safety? *Science of the Total Environment*. 371. 63 – 73.
- Sovjak, R., Reisnerová, H. 2001. *Hygiena a zdravotní nezávadnost potravin*. Česká zemědělská univerzita. Praha. 192 s. ISBN: 80-213-0716-1.
- Swartjes, F. A., Driven-Van Breemen, E. M., Otte, P. F., Van Beelen, P., Rikken, M. G. J., Tuinistra, J., Spijker, J. Lijzen, J. P. A. 2007. Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. RIVM Report 711701040/2007. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven. NL. 130 p.
- Toman, R., Golian, J., Massányi, P. 2003. *Toxikológia potravín*. SPU. Nitra. 116 s. ISBN: 80-8069-166-5.
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., Montanarella, L. 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implication for food safety. *Environment International*. 88. 299 – 309.
- Tremlová, J., Száková, J., Tlustoš, P. 2010. Hodnocení možného vlivu rizikových prvků obsažených v půdě na organismus člověka. *Chemické Listy*. 104. 349 – 352.
- Velíšek, J., Hajšlová, J. 2009. *Chemie potravin I*. 3. vydání. Osis Tábor. 602 s. ISBN 978-80-86659-17-6.

Vetter, J. 2004. Arsenic content of some edible mushroom species. *European Food Research and Technology*. 219(1). 71 – 74.

Viala, Y., Laurette, J., Denaix, L., Gourdain, E., Meleard, B., Nguyen, Ch., Schneider, A., Sappin-Didier, V. 2017. Predictive statistical modelling of cadmium content in durum wheat grain based on soil parameters. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(24). 20641 – 20654.

Yang, Y., Chen, W.P., Wang, M.E., Li, Y.L., Peng, C. 2017. Evaluating the potential health risk of toxic trace elements in vegetables: Accounting for variations in soil factors. *Science of the Total Environment*. 584. 942 – 949.

6.2 Literatura elektronická

Havel, M., Válek, P. 2005. Arsen. In: Arnika [online]. [cit. 2017-10-18]. Dostupné z: <http://arnika.org/arsen>.

Jandusová, M. 2017. EU chce zvýšit využívání ekologických a bezpečnějších hnojiv. In: Průmyslová Ekologie [online]. [cit. 2018-01-15]. Dostupné z: <http://www.prumyslovaekologie.cz/Dokument/103041/eu-chce-zvysit-vyuzivani-ekologickych-a-bezpecnejsich-hnojiv.aspx>.

Kenšová, R., Hynek, D., Adam, V., Kizek, R. 2014. Působení kadmia na živé organismy. Journal of Metallomics and Nanotechnologies [online]. 2014 (3). 32 – 34. [cit. 2018-01-13]. ISSN: 2336-3940. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_239_nanotech/J_Met_Nano/0314/journal2.pdf.

Kenšová, R., Hynek, D., Adam, V., Kizek, R. 2014. Působení olova na živé organismy. Journal of Metallomics and Nanotechnologies [online]. 2014 (3). 35-37. [cit. 2018-01-13]. ISSN: 2336-3940. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_239_nanotech/J_Met_Nano/0314/journal2.pdf.

Kenšová, R., Hynek, D., Adam, V., Kizek, R. 2014. Působení rtuti na živé organismy. Journal of Metallomics and Nanotechnologies [online]. 2014 (3). 38-41. [cit. 2018-01-13]. ISSN: 2336-3940. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_239_nanotech/J_Met_Nano/0314/journal2.pdf.

M.A.R.S. 2017. A Bit on Mercury. M.A.R.S. Bio-Med Processes Inc. [cit. 2017-11-18]. Dostupné z: <http://www.marsbiomed.com/mercury-dental-industry/>.

Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Text s významem pro EHP. In: Úřední věstník Evropské unie L 364. 20.12.2006. s. 5 – 24. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006R1881&from=CS>.

Nařízení Komise (EU) 2015/1005 ze dne 25. června 2015, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity olova v některých potravinách. Text s významem pro EHP. In: Úřední věstník Evropské unie L 161. 26.5.2015. s. 9 – 13. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32015R1005&from=CS>>.

Nařízení Komise (EU) 2015/1006 ze dne 25. června 2015, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity anorganického arsenu v potravinách. Text s významem pro EHP. In: Úřední věstník Evropské unie L 161. 26.6.2015. s. 14 – 16. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32015R1006&from=CS>>.

Nařízení Komise (EU) 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. Text s významem pro EHP. In: Úřední věstník Evropské unie L 13. 18.1.2018. s. 8 – 20. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32018R0073&from=CS>>.

Nařízení komise (EU) 488/2014 ze dne 12. května 2014, kterým se mění nařízení (ES) č. 1881/2006, pokud jde o maximální limity kadmia v potravinách. Text s významem pro EHP., In: Úřední věstník Evropské unie L 138. 13.5.2014. s. 75 – 79. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32014R0488&from=CS>>.

Podolská, Z., Matějů, L. 2008. Kontaminace půd. In: Státní zdravotní ústav [online]. [cit. 2017-11-18]. Dostupné z: <<http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/puda>>.

Sobotka, O. 2017. Periodická tabulka prvků. In: Periodická tabulka [online]. [cit. 2017-09-18]. Dostupné z: <<http://www.prvky.com/periodicka-tabulka.html>>.

Šváb, M., Müllerová, M. 2005. Informace o látkách ohlašovaných do IRZ. In: Integrovaný registr znečišťování [online]. Ministerstvo životního prostředí. Praha. [cit. 2017-11-18]. Dostupné z: <<https://www.irz.cz/node/20>>.

Tromba, A. 2017. Levels of cadmium in chocolate: beyond legal compliance. In: Foodensity. [cit. 2017-11-18]. Dostupné z: <<https://foodensity.com/maximum-levels-of-cadmium-in-chocolate/>>.

Ulbrichová, I. 2007. Skripta ekologie lesa. In: Databáze online [cit. 2017-10-13]. Dostupné z: <http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_HIO/kapitoly/Skodliviny/Tezkovyuvod.htm>.

Vyhláška č. 153/2016 Sb. ze dne 17. května 2016 o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. In: Sbírka zákonů České republiky. 2016. částka 59. s. 2693 – 2695. ISSN 1211-1244. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/ViewFile.aspx?type=c&id=23030>.

Vyhláška č. 399/2013 Sb. ze dne 27. listopadu 2013, kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 329/1997 Sb., kterou se provádí § 18 písm. a), d), h), i), j) a k) zákona č. 110/1997 Sb., o potravinách a tabákových výrobcích a o změně a doplnění některých souvisejících zákonů, pro škrob a výrobky ze škrobu, luštěniny a olejnatá semena, ve znění vyhlášky č. 418/2000 Sb. In: Sbírka zákonů České republiky. 2013. částka 156. s. 6838 – 6844. ISSN 1211-1244. [cit. 2018-3-13]. Dostupné také z: <http://aplikace.mvcr.cz/sbirka-zakonu/SearchResult.aspx?q=399/2013&typeLaw=zakon&what=Cislo_zakona_smlouvy> .

7 Seznam zkratek

ADI	přijatelná denní dávka
ATSDR	Agentura pro sledování toxických látek a nemocí
EFSA	Evropský úřad pro bezpečnost potravin
IARC	Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny
IQ	inteligenční kvocient
PTWI	provizorní tolerovatelný týdenní přívod
TDI	tolerovatelný denní příjem
WHO	Světová zdravotnická organizace

8 Seznam obrázků

Obrázek 1: Biochemický cyklus rtuti v přírodě	18
Obrázek 2: Mechanismy distribuce těžkých kovů	20
Obrázek 3: Příjem a translokace těžkých kovů	21
Obrázek 4: Ovlivnění výskytu kadmia vlivem přítomnosti zinku	22
Obrázek 5: Schéma expozice kadmiu	38
Obrázek 6: Schéma expozice olovu	39
Obrázek 7: Schéma expozice arsenu	42

9 Seznam tabulek

Tabulka 1: Kumulace rizikových prvků v orgánech lidského těla.....	29
Tabulka 2: Obsah kadmia, olova, rtuti a arsenu ve vybraných potravinách	36
Tabulka 3: Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou	43
Tabulka 4: Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat	44
Tabulka 5: Maximální limity kadmia ve vybraných potravinách ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	45
Tabulka 6: Maximální limity rtuti ve vybraných potravinách ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	45
Tabulka 7: Maximální limity reziduí pro sloučeniny rtuti ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	46
Tabulka 8: Maximální limity anorganického arsenu ve vybraných potravinách ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	46
Tabulka 9: Maximální limity olova ve vybraných potravinách ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	47
Tabulka 10: Základní parametry pro měření Cd a Pb metodou ET-AAS.....	50
Tabulka 11: Obsah rizikových prvků v analyzovaných semenech máku ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	52