

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv kontaminace půdy na nutriční hodnotu pěstované
zeleniny**

Bakalářská práce

Filip Šimík

Kvalita potravin a zpracování zemědělských produktů

Prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv kontaminace půdy na nutriční hodnotu pěstované zeleniny" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.4. 2023

Poděkování

Rád bych touto cestou vyjádřil upřímné poděkování prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za pomost, vstřícný přístup, cenné rady a vedení během psaní mé bakalářské práce. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Veronice Zemanové, Ph.D. za umožnění realizace praktické části bakalářské práce, užitečné konzultace a mimořádnou ochotu. Nakonec bych chtěl poděkovat své rodině a blízkým za jejich neustálou pomoc a podporu během celého mého studia.

Vliv kontaminace na nutriční hodnotu pěstované zeleniny

Souhrn

Bakalářská práce se zabývala vlivem kontaminace půdy rizikovými prvky (Cd, Pb, Zn) na zeleninu.

Úkolem bylo potvrdit nebo vyvrátit dvě hypotézy. První hypotéza se zabývá vlivem kontaminace rizikovými prvky na živiny v zelenině, což má vést ke zvýšení obsahu nitrátů. Druhá hypotéza se zabývá vlivem kontaminace na nárůst obsahu rizikových prvků v zelenině.

Pokus byl proveden v nádobách ve skleníku. Půda z Podlesí (Příbramsko) byla v minulosti kontaminována antropogenní činností. Vyznačuje se zvýšeným obsahem kadmia (6,5 mg/kg), olova (1560,2 mg/kg) a zinku (243,4 mg/kg) s hodnotou pH 6,1. Kontrolní půda pochází ze Suchdola bez kontaminace rizikovými prvky. Jako bioindikátory byly vybrány ředkev setá (*Raphanus sativus* L. var. *Sativus* odrůda TERCIA) a locika setá (*Lactuca sativa* L. odrůda ADINAL).

První hypotéza byla potvrzena pouze výsledky z ředkvičky. Statisticky významná změna obsahu nitrátů byla zaznamenána pouze v bulvách ředkviček, kde došlo k 212% nárůstu obsahu NO_3^- . Zvýšený obsah nitrátů poukazuje na narušení metabolismu dusíku vlivem kontaminace půdy.

Stres vyvolaný rizikovými prvky nám potvrzuje zvýšený obsah síry v rostlinách. Ke zvýšenému obsahu síry došlo jak u ředkviček ve všech pozorovaných částech (kořen, bulva, listy) tak u salátu v kořeni i listech.

Vliv na výnos biomasy byl nejvíce zaznamenán v salátu, kde byl statisticky významně zvýšen výnos čerstvé biomasy kořene i listů. Byly zaznamenány viditelné změny na listech salátů pěstovaných na kontaminované půdě. Listy byly výrazně více vlnité, než byly listy salátů na kontrolní půdě. U ředkvičky došlo ke zvýšení biomasy pouze kořene s 134% nárůstem hmotnosti čerstvé biomasy. Bulvy ředkviček pěstovaných na kontaminované půdě vykazovaly morfologické změny, projevující se vyšší variabilitou velikostí oproti ředkvičkám na kontrolní půdě.

Druhá hypotéza byla zcela potvrzena. Obsah rizikových prvků byl statisticky významně zvýšen, jak v kořeni, bulvě, listech ředkvičky, tak v kořeni a listech salátu. Kadmium v ředkvičce bylo nejvíce akumulováno v listech s obsahem 38,8 mg/kg, nejméně v bulvě s obsahem 9,0 mg Cd/kg. V salátu bylo kadmium nejvíce akumulováno v kořeni s obsahem 42,2 mg/kg. Olovo bylo jak u ředkvičky (539,3 mg Pb/kg), tak u salátu (290,2 mg Pb/kg) nejvíce koncentrováno v kořenech. Obsah olova v nadzemních částech byl desetkrát menší než v kořenech. Zinek byl nejvíce akumulován v listech ředkvičky (216,8 mg Zn/kg) nejméně v bulvě (102,0 mg Zn/kg). V salátu byl obsah zinku téměř stejný, jak v kořeni (210,2 mg/kg) tak v listech kde se průměrně akumulovalo o 5,0 g méně zinku.

Z výsledků jsme vyhodnotili vliv kontaminace kadmíem, olovem a zinkem na zeleninu. V rostlinách došlo k zhoršení kvality a k akumulaci rizikových prvků v jedlých částech. Dlouhodobá konzumace této zeleniny může vést k chronické otravě uvedenými prvky.

Klíčová slova: kontaminace potravin; rizikové prvky; zdraví; zelenina

The effect of soil contamination of the nutritional value of cultivated vegetables

Summary

The bachelor thesis dealt with the impact of soil contamination with hazardous elements (Cd, Pb, Zn) on vegetables.

The aim was to confirm or refute two hypotheses. The first hypothesis concerns the impact of contamination with hazardous elements on nutrients in vegetables, which should lead to an increase in nitrate content. The second hypothesis concerns the impact of contamination on an increase in the content of hazardous elements in vegetables.

The experiment was carried out in containers in a greenhouse. The soil from Podlesí (Příbramsko) was contaminated in the past due to anthropogenic activities. It is characterized by an elevated cadmium content (6.5 mg/kg), lead (1560.2 mg/kg), and zinc (243.4 mg/kg) with a pH value of 6.1. The control soil was from Suchdol without contamination by hazardous elements. Radish (*Raphanus sativus* L. var. *Sativus* TERCIA cultivar) and lettuce (*Lactuca sativa* L. ADINAL cultivar) were selected as bioindicators.

The first hypothesis was only confirmed by the results of radish. A statistically significant change in nitrate content was recorded only in radish bulbs, where the nitrate content increased by 212%. The elevated nitrate content indicates disruption of nitrogen metabolism due to soil contamination.

Stress caused by hazardous elements was confirmed by elevated sulphur levels in plants. Elevated sulphur content was found in radishes in all observed parts (root, bulb, leaves) and in lettuce, both in roots and leaves.

The effect on biomass yield was most pronounced in lettuce, where the fresh biomass yield of both roots and leaves was significantly increased. Visible changes in lettuce leaves grown on contaminated soil were recorded. The leaves were significantly wavier than those grown on the control soil. In radish, an increase in biomass was observed only in the root with a 134% increase in fresh biomass weight. Radish bulbs grown on contaminated soil showed morphological changes, manifested by higher variability in size compared to radishes grown on control soil.

The second hypothesis was fully confirmed. The content of hazardous elements was statistically significantly elevated in radish roots, bulbs, and leaves, as well as in lettuce roots and leaves. Cadmium in radish was most accumulated in leaves, with a content of 38.8 mg/kg, and least in the bulb, with a content of 9.0 mg Cd/kg. In lettuce, cadmium was most accumulated in the root with a content of 42.2 mg/kg. Lead was most concentrated in roots in both radish (539.3 mg Pb/kg) and lettuce (290.2 mg Pb/kg). The lead content in above-ground parts was ten times lower than in roots. Zinc was most accumulated in radish leaves (216.8 mg Zn/kg) and least in the bulb (102.0 mg Zn/kg). The zinc content in lettuce was almost the same, both in the root (210.2 mg/kg) and in the leaves, where it accumulated on average 5.0 g less zinc.

We have evaluated the influence of cadmium, lead, and zinc contamination on vegetables. The quality of the plants deteriorated, and there was an accumulation of hazardous elements in the edible parts. Long-term consumption of such vegetables may lead to chronic poisoning by these elements.

Keywords: food contamination; hazardous elements; health; vegetables

Obsah

Obsah.....	8
1 Úvod.....	10
2 Cíl práce.....	11
3 Literární rešerše.....	12
3.1 <i>Kadmium</i>	12
3.1.1 Toxický účinek n a člověka	12
3.1.2 Kontaminace prostředí	14
3.1.3 Rostliny a potraviny	14
3.2 <i>Olovo</i>	15
3.2.1 Toxické účinky	16
3.2.2 Celková hygienicko-ekologická charakteristika	17
3.2.3 Rostliny a potraviny	18
3.3 <i>Zinek</i>	18
3.3.1 Účinek na člověka	19
3.3.2 Celková hygienicko-ekologická charakteristika	20
3.3.3 Rostliny a potraviny	21
4 Metodika.....	23
4.1 <i>Pokusná půda</i>	23
4.2 <i>Nádobový pokus</i>	23
4.2.1 Ředkvička	24
4.2.2 Salát hlávkový.....	24
4.3 <i>Analýza rostlinného materiálu</i>	24
4.3.1 Stanovení obsahu prvků.....	25
4.3.2 Stanovení obsahu nitrátů.....	25
4.4 <i>Statistická analýza</i>	25
5 Výsledky	26
5.1 <i>Vliv kontaminace půdy rizikovými prvky na akumulaci v zelenině</i>	26
5.2 <i>Vliv kontaminace půdy rizikovými prvky na výnos biomasy</i>	27

5.3	<i>Vliv kontaminace půdy na množství NO_3^- v biomase zeleniny</i>	29
5.4	<i>Vliv kontaminace půdy na obsah síry v biomase zeleniny</i>	31
6	Diskuze	33
6.1	<i>Vliv kontaminace na obsah rizikových prvků v zelenině</i>	33
6.2	<i>Vliv kontaminace na výnos biomasy zeleniny</i>	34
6.3	<i>Vliv kontaminace na obsah NO_3^- v zelenině</i>	35
6.4	<i>Vliv kontaminace na obsah síry v zelenině</i>	35
7	Závěr	36
8	Literatura	37

1 Úvod

Kontaminace půdy rizikovými prvky je reálný problém. Největší podíl na tomto problému má antropogenní činnost, jako je těžba, těžký průmysl, odpady ať už komunální, elektroodpad nebo průmyslový odpad (Trebichavský et al. 1997). V této práci jsme se zaměřili na vliv kontaminované půdy těžební činností. Půda vykazuje kontaminaci kadmiiem (6,5 mg/kg), olovem (1560,2 mg/kg), tak zinkem (243,4 mg/kg).

Kadmium je jeden z nejtoxičtějších prvků, hlavně kvůli jeho složitému a dlouhému obdourávání v přírodě. V přírodě pak cykluje velice dlouho (Neikerk et al 2021). Rostliny zvládnou akumulovat vysoké množství kadmia (Florijn et al. 1991). Právě kvůli akumulaci v rostlinách je nebezpečný také pro člověka. Pěstováním rostlin na kontaminovaných půdách a následná konzumace může způsobit chronickou otravu zvanou také Itai-Itai (McLaughlin & Singh 1999). Otrava kadmiiem se projevuje problémy se zažíváním, křeče břicha, zvracení, únava, malátnost. V dostatečném množství způsobuje smrt. Kadmium se také vyznačuje silným karcinogenním a teratogenním účinkem (Bencko et al. 2013).

Olovo je těžký kov, který člověk používá již po tisíce let. Tvoří přes 200 minerálů. Využívá se ve slitinách spolu s dalšími kovy (Eisler 2007). Mezi jeho významnou vlastnost patří snadné opracování. Nejvýznamnějším zdrojem je antropogenní činnost jako je těžba, odpad ze zpracování rud, odpad ze zpracování kovů, autovraky, elektro šrot a jiné (Sangeetha & Umamaheswari 2020). Půdy běžně obsahují 10 až 130 mg Pb/kg (Bencko et al. 2013). V půdě je málo pohyblivý, stejně tak v rostlinách, což se projevuje akumulací v kořenech (Trebichavský et al. 1997). Z kořene se do rostliny dostane jen část olova (Inoue et al. 2013). U člověka zasahuje do metabolismu krevních bílkovin, imunitních procesů, tvorby hemoglobinu. Působí toxicky na nervovou tkáň, což se u dětí projevuje doživotní retardací (Bencko et al. 2013).

Zinek je biogenní prvek, potřebný pro rostliny i živočichy. Je součástí přes 200 enzymů. Využívá se pro výrobu nerezových povrchů, součást fungicidů a hnojiv (Eisler 2007). Lidské tělo obsahuje 30-60 mg Zn/kg. Jednou z jeho nejdůležitější funkcí je jeho role v biosyntéze DNA a RNA (Eisler 2007; De La Guardia & Garrigues 2015). Při vyšším příjmu může způsobovat deficit jiných prvků jako je měď. Při chronické otravě hrozí degradace pankreatu, chudokrevnost, osteoporóza, neplodnost (Trebichavský et al. 1997). Ideální koncentrace zinku v půdě pro rostliny je 20 až 60 mg/kg. Nad 100 mg/kg začíná na některé rostlinu působit toxicky, což se projevuje snížením výnosu biomasy, snížení efektivity fotosyntézy, narušení enzymatické činnosti (Eisler 2007; Balafrej et al. 2020)

2 Cíl práce

Cílem práce bylo hodnocení změn kvality zeleniny pěstované na půdě v minulosti kontaminované rizikovými prvky (Cd, Zn, Pb).

Hypotéza:

- 1) Kontaminace půdy rizikovými prvky ovlivní obsah živin v zelenině a povede ke zvýšení obsahu nitrátů.
- 2) Vlivem kontaminace dojde k nárůstu obsahu rizikových prvků v zelenině.

3 Literární rešerše

3.1 Kadmium

Kadmium je 48. prvek ze skupiny II.B. Je to stříbrolesklý kov, za normálních podmínek v pevné fázi, s tavicí teplotou 321 °C (McLaughlin & Singh 1999; Eisler 2007). Je měkčí než železo (Trebichavský et al. 1997). Přirozeně se vyskytuje se zinkem a olovem (Bencko et al. 2013). Vytváří podobné sloučeniny jako zinek a rtuť. V přítomnosti vzduchu snadno oxiduje na CdO, který vytváří hnědý povlak na povrchu. Rozpouští se ve zředěných neoxidujících kyselinách za uvolnění vodíku. S čistotou kadmia stoupá jeho rozpustnost v těchto kyselinách. Soli silných kyselin jsou snadno rozpustné (Trebichavský et al. 1997). Kadmiový kation má sklon k tvorbě komplexů, zejména s halogeny a NH₃ (Bencko et al. 2013).

V litosféře je odhadován obsah kadmia na 0,13-0,20 g/t. Vykazuje vysokou afinitu k síře, proto se vyskytuje převážně v sulfidické vazbě. Kadmium se jako minerál vyskytuje vzácně, a to například jako greenockit (CdS) a xantochroit. Nejvíce kadmia je obsaženo v hlinitých sedimentech (0,3 g/t), dále v břidlici (0,22 až 0,3 g/t), v bazických vyvřelinách (0,22 g/t), v kyselých a alkalických vyvřelinách (0,13 g/t), v ultrabazických (0,1 g/t), v pískovcích (0,05 g/t), vápence (0,035 g/t). Uhlí na území České republiky obsahuje průměrně 3,2 g Cd/t. V sušině uhlí ze Sokolovska se tyto hodnoty pohybují od 0,05 až po 7,9 g/t. Čerstvý elektrárenský popel může obsahovat až 80 g Cd/t (Trebichavský et al. 1997). V půdách se kadmium vykazuje vysokou mobilitou (Haider et al. 2021). Jeho absorpci ovlivňuje několik faktorů, jako je elektrická vodivost půdy, obsah jílových, humusových a dalších složek, teplota půda a pH (Rigby & Smith 2020)

Kadmium se získává ze zinkových a polymetalických rud, zejména sfalerit (Trebichavský et al. 1997). Dále se získává jako vedlejší produkt při zpracování měděných a olovnatých rud (Eisler 2007). Světová spotřeba se odhaduje kolem 18-20 kilotun ročně. 63 % ve formě kovu a slitin a 37 % jako sloučeniny (Trebichavský et al. 1997).

3.1.1 Toxický účinek na člověka

Tělo dospělého člověka obsahuje okolo 30 mg kadmia, které se zde naakumulovalo. Novorozenci v tělech neobsahují prakticky žádné kadmium (Trebichavský et al. 1997). Žádné důkazy nenaznačují využití kadmia pro lidský organismus, naopak, v dostatečném množství působí toxicky na jakýkoliv organismus (Eisler 2007; Neikerk et al. 2021). Průměrný denní příjem člověka je mezi 4,6 µg a 19,1 µg kadmia (Zhao et al. 2022). 15–40 % je vstřebán a 70–85 % je vyloučen močí a stolicí (Trebichavský et al. 1997; De La Guardia & Garrigues 2015). Kadmium v lidském těle může přetrvávat 13 až 47 let (Eisler 2007; De La Guardia & Garrigues 2015). S přibývajícím věkem organismu má kadmium tendenci se více kumulovat a účinkovat jako kumulativní jed (Eisler 2007; Pan et al. 2010). Kadmium je transportováno krevním řečištěm do tkání, kde se váže na bílkovinu metalothionein. Kadmium působí jako antagonist vůči zinku, mědi a železu. V nižších koncentracích zvyšuje krevní tlak, ve vyšších koncentracích

naopak působí jako depresor hypertenze. Kadmiové soli mají nepříjemně kovovou chuť a jsou silně toxické. Jsou to účinnější látky než soli zinečnaté (Trebichavský et al. 1997). Toxicky působí kadmium ve formě volného iontu, jako Cd^{2+} . V této formě není nijak vázán a může reagovat jak s membránami již při vstupu do buňky, tak s enzymy. Pitná voda může obsahovat 10 μg kadmia/l, při takovýchto koncentracích mnoho druhů sladkovodního hmyzu, korýšů a kostnatých (korunová skupina paprskoploutvých ryb) hynou už za 4 až 33 dní. Kadmium také narušuje absorpci vápníku, toto může být velkým problémem v místech s malým výskytem vápníku v prostředí (Eisler 2007). V organismu se může účastnit mnoha reakcí místo vápníku. Toto je způsobeno jejich podobnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi (Haider et al. 2021).

Kadmium se do lidského organismu dostává perorálně nebo inhalačně. Perorálně vstoupí ve formě potravin či nápoje. Inhalačně vstupuje jako cigaretový kouř, výfukové plyny nebo plyny uvolněné při zpracování kadmia (Trebichavský et al. 1997; Pan et al. 2010). Nejnížší letální dávka kadmia u krysa je 250 mg/kg. Při dávkách kadmia okolo 100 $\mu g/l$ byla vyzorována inhibice aktivity Na^+/K^+ -ATPázy v různých tkáních u krysa, žab, králíků a pstruhů (Eisler 2007).

Požítí kadmiově kontaminované potravin či nápoje vyvolá akutní poruchy trávicího ústrojí (Bencko et al. 2013; Fatima et al. 2019). Mezi příznaky akutní otravy patří zvracení, pálení a křečovitá bolest žaludku, excesivní salivace, průjem, závratě až bezvědomí. Při menších dávkách hrozí vznik vředových zánětů zažívacího traktu, krvácení do plic a mozkových plen (Trebichavský et al. 1997). Letální dávka podávaná perorálně byla pro člověka určena od 350 až 8 900 mg. Úmrtí nastává v průběhu 24 hodin až 14 dnů (Pan et al. 2010; Bencko et al. 2013). Inhalace dýmu CdO způsobuje dráždivý kašel, bolesti hlavy až edém plic. Kadmium přijímané inhalací tabákového kouře je 60krát toxičtější než kadmium přijímané z potravy (Trebichavský et al. 1997). Z jedné cigarety kuřák přijme inhalací 0,1 až 0,2 mikrogramů kadmia (Bencko et al. 2013). Dělníci pracující s kadmiovými látkami, při nedostatečném umytí rukou s jídlem poté pozřeli dostatečné množství kadmia pro vyvolání akutního toxického účinku (Bencko et al. 2013).

Příznaky chronické otravy nejsou specifické (Bencko et al. 2013). Při otravě postižení hubnou, trpí nespavostí zažívacími potížemi, lehkou chudokrevností, zlatým zbarvením zubů a pleti. Dále se může objevit postižení plic, jater, ledvin a ztráta čichu (Trebichavský et al. 1997). Poškození ledvin se projevuje vylučováním bílkovin v moči, proteinurie, vylučování cukru a glykosurie. U těžších případů chronické otravy je v močových kamenech uloženo značné množství kadmia (Bencko et al. 2013). Narušuje metabolismus vápníku což se projevuje jako osteomalacie s osteoporózou, v Japonsku nazývaná jako choroba itai-itai (McLaughlin & Singh 1999). Na otravu jsou citlivější ženy než muži. Rizikovou skupinou jsou pracovníci spaloven, galvanoven, recyklace kovu, elektrického šrotu, kde se do ovzduší mohou dostávat sloučeniny kadmia (Trebichavský et al. 1997). U krysa se akutní otrava projevila atrofií varlat, nebo jejich úplným odumřením (Eisler 2007).

CdO , $CdCl_2$, $CdSO_4$, CdS se vyznačují karcinogenními účinky, chlorid a síran jsou také teratogenní (Zulfiqar et al. 2022). Kadmium se řadí mezi karcinogeny 1. třídy (Kumar et al.

2021). Teratogenní účinek kadmia se ukazuje jako mnohem silnější než například u olova, rtuti, mědi, india a arsenu. Nadbytek zinku vykazuje ochranné schopnosti proti teratogennímu účinku kadmia u krys. U lidí toto zatím prokázáno nebylo (Eisler 2007). Vlivem Cd dochází u bakterií ke změně genetického vybavení čímž časem dojde k zvýšené resistenci vůči Cd (Trebichavský et al. 1997). U slévačů byly nalezeny poškození a aberace chromozomů a jiné anomálie (Bencko et al. 2013). Některé pokusy poukazují na zvýšení rizika rakoviny prostaty a prsu (Pan et al. 2010). Některé bakterie, kvasinky a řasy kumulují přítomné kadmium v roztoku, čehož se dá využít při odstraňování Cd (Trebichavský et al. 1997). Z vyšších organismů kumuluje kůň nejvíce kadmia, a to v ledvinách. Na koni bylo také zkoumán osud kadmia v těle savců (Bencko et al. 2013).

V případě akutní otravy je nutné člověka léčit použitím 3,4-dimerkaptopropanolu, čímž se urychlí vylučování kadmia z organismu, zároveň je nutné sledovat funkce ledvin. U pacientů trpící chronickou otravou kadmiiem se naopak tento prostředek použít nesmí, neboť by došlo k uvolnění velkého množství kadmia, které je uloženo v tkáních (Bencko et al. 2013).

Kvůli kumulativní schopnosti kadmia a jeho karcinogennímu a teratogennímu účinku je jeho výskyt v prostředí nebezpečný (Niekerk et al. 2021).

3.1.2 Kontaminace prostředí

Přírodně se do přírodního prostředí dostane kadmium zvětráváním hornin (Eisler 2007). Nejvýznamnějším zdrojem znečištění kadmiiem je antropogenní činnost, konkrétně spalování fosilních paliv, spalování olejů, používání fosforečných hnojiv, spalování odpadů, metalurgie, průmyslová výroba kovů, sloučenin a jejich aplikace (McLaughlin & Singh 1999; Haider et al. 2021). Dle české legislativy, hnojivo určené pro pěstování ovoce a zeleniny smí obsahovat do 1 mg Cd/kg (Vyhláška Ministerstva zemědělství 2021). Celosvětově se do prostředí dostane 25 kilotun Cd (Fatima et al. 2019). Atmosférický spad v ČR činí 1,9 g/ha, průměrný spad Evropy je 3 až 4 g/ha. Významným zdrojem Cd v ovzduší je tabákový kouř (0,2-6,7 mg/m³), cigaretový filtr zachytí asi 1 % kadmia. Takto se celosvětově do ovzduší uvolní asi 10 t kadmia (Trebichavský et al. 1997).

3.1.3 Rostliny a potraviny

Suchozemské rostliny obsahují v průměru 0,08 mg Cd/kg, v popelu 3,7 mg/kg. Popel mechů obsahoval 1 až 10 mg Cd/kg, popel jehličnanů 10 mg Cd/kg, ve výhoncích byl tento obsah až 10krát větší. Na nekontaminovaných půdách obsahovala sušina rostlin pod 1 mg/kg. maximální hodnoty byly detekované v kořenech. V houbách a listové zelenině, jako je salát a špenát, byly naměřeny nejvyšší hodnoty kadmia. Při pH 4 až 4,5 je asi 80 % kadmia v půdě schopno migrovat, proto rostliny pěstované na kyselých půdách jsou více ohrožené kontaminací (Trebichavský et al. 1997; McLaughlin & Singh 1999). Po vápnění a celkovému zvyšování pH je příjem kadmia rostlinou významně snížen (Eisler 2007). Většina rostlin je vůči kadmii velmi tolerantní (rajčata, brambory), a nevadí jim koncentrace nad 150 mg/kg. Citlivé rostliny jsou například špenát, sója, tabák, na které kadmium působí negativně už při 4-13

mg/kg (Trebichavský et al. 1997). Rostliny pěstované na kontaminované půdě obsahující vysoký obsah kadmia. Jsou často negativně ovlivněny a představují reálnou hrozbu pro jejich konzumenty (Haider et al. 2021). Ptáci v Norsku vykazují vyšší obsah kadmia v zimních obdobích, kvůli limitovanému přístupu k potravě a vyššímu příjmu semen vrb, které jsou známé velkým obsahem kadmia, a hmyzu, který na vrbách žije (Eisler 2007).

Kadmium se považuje za jeden z nejtoxičtějších kovů v půdě, hlavně kvůli nemožnému rozložení v přírodě, relativně vysoké vodorozpustnosti, schopnosti alterovat příjem minerálních látek rostlin a významně snižuje kvalitu půdy (Neikerk et al 2021). Toxický účinek na rostliny se projevuje chlorózou, snížením výnosu biomasy (Haider et al. 2021; Zulfiqar et al. 2022). Na velmi kontaminovaných půdách kadmium inhibuje celkový růst rostliny a způsobuje nekrózu buněk. Toto způsobuje inhibicí fixace uhlíku a celkovým snížením množství chlorofylu. Kadmium také působí antagonisticky k železu a zinku a narušuje příjem vápníku, fosforu, hořčíku, draslíku a manganu (Haider et al. 2021; Kumar et al. 2021). Obsah Mg, Ca, a K byl snížen u okurek (*Cucumis sativus* L.), kukuřice (*Zea mays* L.), rajčat (*Lycopersicon esculentum* L.), salátu (*Lactuca sativa* L.) pěstovaných na kontaminované půdě. U salátu se prokázal antagonistický vztah mezi Zn a Cd (Haider et al. 2021). Z pokusů se také prokázalo, že salát je významný akumulátor kadmia (Pan et al. 2010).

Dle Kumar et al. (2021) nižší koncentrace rizikových prvků mohou na rostlinu působit stimulačně. Při pokusu, kdy rostliny byly vystaveny prostředí s kadmíem a olovem o koncentracích 1 mg/l byl významně zvýšeno množství chlorofylu. Nicméně při zvýšené koncentraci na 40 mg/l byl chlorofyl snížen až o 82 % (Kumar et al. 2021).

Množství kadmia v potravinách se obecně pohybuje od 0,001 do 1,5 mg/kg. Nebezpečí zvýšeného množství hrozí u salátu, mrkve (0,7 až 0,9 mg/kg), špenátu (až 3,6 mg/kg) a hub (průměrně 5 mg/kg ale může obsahovat až 37 mg/kg) (Trebichavský et al. 1997).

3.2 Olovo

Olovo je modrobílý, na čerstvém řezu lesklý kov, který na vzduchu rychle matní (Trebichavský et al. 1997). Průměrná koncentrace olova půdě a horninách se pohybuje od 10-130 µg/g (Bencko et al. 2013). Patří mezi chalkofilní prvky. Je nejměkčí z běžně používaných kovů. K jeho pozitivním vlastnostem patří dobrá slévavost, vytváření slitin s dalšími kovy, snadné svařování a pájení (Sangeetha et al. 2020). Olovo je méně ušlechtilý kov než vodík, ale nerozpouští se ve zředěných kyselinách, chrání jej vznikající vrstvička. Dobře se rozpouští v kyselině dusičné. V kyselině chlorovodíkové se nerozpouští prakticky vůbec. Za přítomnosti vzdušného kyslíku olovo reaguje se všemi kyselinami, i s vodou (Trebichavský et al. 1997). Olovo a jeho sloučeniny mají tendenci držet se na vodní hladině, vrchních 0,3 mm (Eisler 2007). Nerozpustné olovnaté soli jsou antimoničnan, arzeničnan, fosforečnan, chroman, křemičitan, oxid, molybdenan, siřičitan a jiné. Málo rozpustné jsou halogenidy a síran olovnatý. Velké množství sloučenin mají výraznou barvu, například žlutou (chloritan, chroman a další), oranžovou (zásaditý chroman), červenou (oxid olovnato-olovičitý také znám jako suřík). PbO₂ je silným oxidačním činidlem (Trebichavský et al. 1997).

Olovo tvoří přes 200 minerálů, avšak jen galenit (PbS), cerusit (PbCO₃) a anglesit se vyskytují v dostatečném množství pro těžbu za účelem získání olova (Eisler 2007). Tyto sloučeniny se používají při průmyslovém zpracování olova, dalším zdrojem jsou odpady z výroby, olověný šrot (pláště kabelů, trubky, slitiny atd.), olověný křišťál, autovraky, elektrotechnická a elektronická šrot. Jen vzácně se vyskytuje ve formě čistého kovu (Trebichavský et al. 1997). Ročně se vyprodukuje 4,7 milionů tun olova (Masopust & Reichl 2022).

3.2.1 Toxické účinky

Olovo je toxické ve většině jeho forem (Eisler 2007). Olovo se váže na -SH skupinu enzymů, zasahuje tak do metabolismu krevních bílkovin, imunitních procesů, tvorby hemoglobinu a do minerálního metabolismu. Významně ovlivňuje krevní barvivo, červené krvinky, cévy, nervový systém, svalstvo, zažívací systém, ledviny a žlázy s vnitřní sekrecí (Trebichavský et al. 1997). Důsledkem narušení syntézy krevního barviva je zvýšené vylučování kyseliny 5-aminolevulové a koproporfyriu močí, ke kumulaci volného protoporphyrinu v erythrocytech a následnému poklesu koncentrace hemoglobinu v krvi (Bencko et al. 2013). Některé studie poukazují na negativní vliv olova na syntézu vitamínu D (Levin, 2020). Lidské tělo průměrně obsahuje 1,4 až 5,7 mg Pb/kg. V ČR člověk denně přijme 0,455 mg. Kuřáci si tento příjem zvyšují o 0,001-0,005 mg (Trebichavský et al. 1997). 10 až 15 % přijatého olova se vstřebává. U kojenců, malých dětí a těhotných žen se absorpce olova pohybuje okolo 50 %. Olovo je vstřebáváno jak pasivně, tak facilitovanou difúzí (Sangeetha & Umamaheswari 2020). Dle WHO (World Health Organization) je přípustný týdenní příjem 25 µg/kg tělesné hmotnosti. Za 24 hodin zvládne lidský organismus vyloučit 0,4 mg Pb, 75-80 % močí. Hlavní cestou do lidského organismu jsou plíce. 90 % nahromaděného olova se nachází v kostech, denně je do nich uloženo 0,05 mg (Trebichavský et al. 1997). Biologický poločas olova v krvi je asi 35 dní, v měkké tkáni 40 dnů a v kostech 20 až 30 let (Sangeetha & Umamaheswari 2020). Při laktaci se olovo z kostí uvolňuje do mléka, a tím se dostane do organismu novorozence (Felefael & Mordad 2013).

Chronická otrava se projevuje při koncentraci olova v krvi kolem 70 µg/100 ml (Bencko et al. 2013). K chronické otravě nastává například při inhalaci olověného prachu nebo par (Trebichavský et al. 1997). Subjekt nejprve zažívá stav malátnosti, celkové únavy, nechutenství, nespavosti, může nastat i zácpa. Typický, ale ne vždy přítomný, znak této otravy je šedý lem na dásních (Bencko et al. 2013). Těžké otravy olovem se projevují obrnou periferních nervů, mozgovými poruchami, poškozením kostní dřeně, chudokrevností, zšednutím kůže a bolestí končetin (Trebichavský et al. 1997). Poškození centrální nervové soustavy má více projevů, jsou to například poruchy psychiky, vštípivost, změny, chování, poruchy intelektu a další. U dětí již nízké koncentrace olova v krvi (15 µg/100 ml) mohou nepříznivě ovlivnit vývoj (mentálně i fyzicky). Stejná koncentrace olova v krvi u těhotných žen má prokázané nepříznivé účinky na plod (nižší porodní hmotnost, pomalejší rozvoj CNS,

pomalejší růst) (Bencko et al. 2013). Děti, které přežijí otravu olovem, trpí doživotní retardací (Eisler 2007). Olovo upravuje funkci a strukturu ledvin, kostí, centrálního nervového systému a systém krevtvorby. Narušuje i tvorbu růstového hormonu při dospívání. Poté co se olovo dostane do krevního řečiště se rychle naváže na červené krvinky, které ho poté roznesou po celém těle, nicméně po pár minutách je koncentrace olova v krvi sražena na polovinu. Olovo je vylučování pomocí žluče do stolice (Eisler 2007).

Akutní otrava je vzácná, většinou jde o úmyslnou otravu nebo nehodu. Prvotní příznaky akutní otravy jsou nechutenství, poruchy zažívání, zácpa, kolikovitá bolest břicha (Bencko et al. 2013). Následky mohou být otupělost, křeče, kóma a smrt. Letální dávka olova je asi 1 g. Nejvíce toxické jsou tetrametylolovo, chroman, arzeničnan, chlorid, oxid a síran (Trebichavský et al. 1997).

3.2.2 Celková hygienicko-ekologická charakteristika

Migrace olova je nejvíce ovlivněna antropogenní činností, například zpracování rud, výroba baterií, dříve spalování benzínu obsahujícího tetraetylolovo (Felefel & Mordad 2013; Sangeetha & Umamaheswari 2020). Vedlejším vlivem jsou přírodní události, jako je sopečná činnost, lesní požáry, vegetace, mořské aerosoly. Globální emise jsou odhadovány na 474 tisíc tun olova ročně, z 95 % tvoří lidská činnost. Celosvětově se spotřebuje více jak 6,5 mil. t olova, 28 tis. t v ČR. Zpracování rudy a práce s olovem sebou nese rizika chronické otravy olovem (Trebichavský et al. 1997). Oblasti s největší koncentrací olova jsou z pravidla oblasti olověných dolů, sléváren a fabrik zpracovávající olovo. Při pokusu, kdy se do půdy přidalo 2784,0 g olova v podobě dusičnanu olovnatého na kilogram půdy se jeho koncentrace snížila až na 17 g/kg již během několika dnů. Odhadovaná životnost olova v půdě je 20 let (Eisler 2007).

Dříve se v ČR těžily rudy obsahující olovo například v Horním Benešově, Březové Hoře, Harrachově, Brodu, Příbrami, Zlaté Hoře aj. (Trebichavský et al. 1997).

V České republice se olovo vyskytuje v magnetických horninách 0,1-1 g/t u ultrabazické, až po 10-30 g/t u kyselých hornin. V čediči, andezitu, žule, granodioritu mohou koncentrace olova stoupnout až na 150 g/t. Posypové soli obsahují kolem 0,3 g Pb/t a krmné soli 0,16 g/t (Trebichavský et al. 1997).

V kyselých půdách se olovo vyskytuje jako Pb^{2+} a $PbOH^+$, v alkalických $Pb(OH)_2$, $PbCl^+$, $PbSO_4$ a fosfáty Pb. Olovo z atmosféry se do půdy dostává ve formě Pb, PbS, PbO, $PbSO_4$, $PbBr_2$ aj. V půdě už má relativně malou pohyblivost. Jeho schopnost migraci je ovlivněna přítomností jílových minerálů, organické hmoty, oxidy železa a manganu nebo fosfátů. Koncentraci v lesních půdách se za 100 let sníží jen o 5 %. V půdách v ČR se koncentrace olova pohybují od 23 do 93 g/t. Tolerovaný maximální obsah je 100 g/t, limitní obsah je 65 g/t (Trebichavský et al. 1997). V půdě kontaminované tetraethylolovem, ale ne benzínem, se tato složka degraduje do 14 dnů. S přítomností benzínu se tato doba prodlouží až na 77 dní, kdy tetraethylolovo bylo přítomno z 4-17 % (Eisler 2007).

3.2.3 Rostliny a potraviny

Olovo není esenciální pro růst rostlin. Ve vyšších koncentracích působí toxicky. Inhibuje růst, snižuje účinnost fotosyntézy, mitózy a schopnost absorpce vody. Olovo se do rostlin dostává aktivním transportem přes kořeny (Eisler 2007; Sangeetha & Umamaheswari 2020). Poškození způsobené olovem je u rostlin většinou zanedbatelné, ale projevuje se jinak u různých druhů rostlin. Při koncentracích vyšších jak 200,0 mg Pb/kg dochází k snížené výtěžnosti kukuřice a sójových bobů. Pšenice pěstovaná na půdách kontaminovaných olovem, se může stát toxickou pro zemědělská zvířata (Eisler 2007). Příjem olova kořeny je celkem signifikantní u ředkviček (Levin et al. 2021), kde touto cestou přijme až 35 % olova, ale už je to méně významná cesta pro mrkev a fazole, které takto přijmou okolo 3 % celkového olova. Zvýšené koncentrace olova zvýšila příjem kadmia a dalších rizikových kovů. Olovo snižuje účinnost fotosyntézy blokováním thiolových skupiny proteinů (Eisler 2007). Bioakumulace olova je podmíněna jeho formou, pH půdy, obsah komplexotvorných látek a jiných faktorech. Při nižším pH je příjem olova vyšší (Feleafel & Mordad 2013). Kořeny absorbují 20-60 % přítomného Pb, listy 40-80 %, povrch plodů olovo jen adsorbují. Suchozemské rostliny obsahují průměrně 1,75 mg/kg, v popelu 35 mg/kg. U mechů, jehličnanů, vrb a trav byly zjištěny vyšší než průměrné hodnoty. V obilí a kukuřici se koncentrace olova pohybují v setinách, maximálně desetínách mg/kg, na kontaminovaných půdách však tato koncentrace může vzrůst až do jednotek až desítek miligramů na kilo živé váhy. U zelí byl zjištěn vyšší příjem a to až 12 mg/kg. Vyšší příjem vykazují také špenát a mrkev kde se koncentrace pohybuje od 2 až po 4 mg/kg (Trebichavský et al. 1997). Úbytek evropských smrkových lesů, je často dáván za vinu vysokým koncentracím olova v půdě (Eisler 2007).

3.3 Zinek

Zinek je 23. nejvíce se vyskytující se kovem v zemské kůře (Natasha et al. 2022). V přírodě se vyskytuje více než olovo. Běžně se vyskytuje ve formě Zn^{2+} , jen vzácně jako ryzí kov. Nejvýznamnějším zdrojem zinku je sfalerit (ZnS), lokální význam mají také smithsonit ($ZnCO_3$), zinkit (ZnO) a willemit (Zn_2SiO_4) (Trebichavský et al. 1997).

Zinek je šedobílý kov s výrazným leskem, ve vlhkém prostředí za přítomnosti kyslíku matní, což je zapříčiněno oxidací povrch. Při zahřátí na vzduchu hoří modrozeleným svítivým plamenem (Trebichavský et al. 1997).

Hlavním využitím zinku je výroba nerezových povrchů. Síran zinečnatý se používá jako fungicid a také se s ním obohacují půdy chudé na zinek. Ve vodném roztoku je zinek adsorbován organickou hmotou, jako jsou humínový materiál a biogenetické struktury, jako je plankton. Dále je adsorbován na anorganickou hmotu jako je minerální částice, jíly, hydratované oxidy manganu železa a křemíku. Rozpustnost stoupá v kyselém prostředí (Eisler 2007).

Zinek je nezbytný pro život rostlin i zvířat. Podílí se na řízení správného růstu, reprodukci a léčení ran. Zinek je součástí více jak 200 enzymů. Nejvýznamnější enzym, který je závislý na

zinku, řídí katalýzu a biosyntézu RNA a DNA. Zinek zároveň chrání játra působením antioxidantů na lipidy. Zvyšuje afinitu kyslíku na myoglobin, a je nezbytný pro růst svalové tkáně. Hlavní cestou vstupu do těla je v podobě potravy (Eisler 2007; De La Guardia & Garrigues 2015). Zinek je nezbytný pro reprodukci. U mužů je nezbytný pro správné fungování varlat, nadvarlat a prostaty. U žen je zinek třeba pro regulování odezvy těla na přítomnost spermatu (Veenakumari et al. 2021).

3.3.1 Účinek na člověka

V lidském těle je zinek druhým nejzastoupenějším kovem hned po železu (Chasapis et al. 2020). Lidské tělo obsahuje 30-60 mg Zn/kg (Chasapis et al. 2012). 86 % se vyskytuje ve svalové tkáni, 11 % v kostech (Chasapis et al. 2012; Plum et al. 2010). Je potřebný pro funkci mnoha enzymů. Je potřebný pro syntézu bílkovin, transport a využití glukózy. Vyznačuje se reaktivitou s -SH skupinami histidinu a purinu. Nedostatek zinku v lidském těle se projevuje špatným hojením ran, malým vzrůstem a opožděným pohlavním vývojem, anémií, zvětšením jater a sleziny (Bencko et al. 2013). Průměrný denní příjem člověka v nekontaminované oblasti se pohybuje od 5 až po 22 mg (Bencko et al. 2013; Eisler 2007). U osoby s hmotností okolo 60 kg WHO doporučuje příjem 18-60 mg zinku denně (Chasapis et al. 2012). Nadměrný příjem zinku vyvolává nedostatek mědi (Plum et al. 2010). Zasahuje do metabolismu vápníku a železa. U savců zasahuje do normální funkce pankreatu, metabolismu kostí, žlučníku a ledvin. U pulců rodu *Bufo arenarum* zinek zastával ochrannou funkci před vznikem rozvojových vad způsobené kadmiiem. Podobnou ochrannou funkci plní i před vadami způsobené olovem. Při koncentraci 1,0 g Zn/ 1 vejce, výrazně snížil výskyt deformací způsobené olovem. Překročení doporučené denní dávky (15,0 mg/den) zinku o 100,0-300,0 mg, již může způsobovat deficit mědi, narušit imunitní systém a profil krevních lipidů (Eisler 2007).

Lidské tělo nemá dostatečnou schopnost uchování zinku pro budoucí potřebu, proto je závislé na denním příjmu v podobě potravy (Veenakumari et al. 2021). V trávicím ústrojí je vstřebání zinku regulováno buňkami střevní sliznice. V těchto buňkách se zinek váže na bílkovinu metalothionein. V krvi je zinek vázán na bílkoviny plazmy, až ze 75 %, a na červené krvinky (22 %). Krví je transportován do pankreatu, sleziny, jater a ledvin. Vylučuje se převážně stolicí (50 %) (Eisler 2007; Trebichavský et al. 1997). Ledviny denně přefiltrují okolo 2,0 g zinku, z toho 0,3 až 0,6 mg jsou vyloučeny (Eisler 2007).

Chronická otrava nebyla popsána (Bencko et al. 2013). Při dlouhodobé perorálním příjmu Zn, ZnO, ZnCO₃ nebo soli Zn, hrozí riziko glykosurie, degradace pankreatu, chudokrevnost, osteoporóza, zástava růstu a neplodnost (Plum et al. 2010). Dále narušuje metabolismus vápníku, fungování mitochondrií, poškozují neurony nebo způsobuje jejich smrt (Chasapis 2020).

Injekční podání Zn²⁺ působí tlumivě na centrální nervovou soustavu. Při větších dávkách dochází k obrnám. Ze sloučenin je středně toxický stearan, fosfid, chroman, a kyanid. ZnCl₂ působí leptavě jak na kůži, tak i v očích (Trebichavský et al. 1997).

Důkazy o mutagenitě nebo teratogenitě anorganického zinku nejsou dostačující. Zinek může podpořit růst nádorových onemocnění po předešlém nedostatku zinku v organismu, ale nadměrný příjem zinku naopak může mít potlačující nebo inhibiční účinek, nicméně mechanismy těchto akcí nejsou dosud dostatečně prozkoumány (Eisler 2007).

Noví pracovníci ve slévárnách po inhalaci par nebo dýmů mohou trpět takzvanou horečkou slévačů. Dochází ke stavům malátnosti, bolesti hlavy, sucho v ústech s pocitem kovové chuti, škrábání v krku, bolesti na prsou a dráždivý kašel. Za několik hodin zimnice a horečka. Horečkou můžou trpět až několik dní (Bencko et al. 2013).

Zinek přispívá k detoxikaci kadmia a olova, neboť oba tyto prvky vyvolávají v těle oxidační stres, který zinek jako antioxidant buď přímo redukuje, nebo působí jako kofaktor antioxidantních enzymů, čímž napomáhá k jeho neutralizaci (Chasapis et al. 2020; Plum et al. 2010).

3.3.2 Celková hygienicko-ekologická charakteristika

Největší podíl zinku se do životního prostředí dostává antropogenní činností, například průmyslovými emisemi z úpravy rud, výroby zinku, železa a oceli, spalováním uhlí a odpadů, z pozinkovaných povrchů, výroby skla a keramiky. Vedlejším zdrojem zinku v prostředí jsou přírodní zdroje, například vlivem zvětrávání hornin, sopečný prach a plyny, mineralizované vody. Odhadem se globálně do prostředí dostane 876 kilotun zinku, z toho za 97 % může člověk (Trebichavský et al. 1997). Běžně se v půdách vyskytuje zinek od 10 do 300 mg/kg (Natasha et al. 2022).

V České republice je naleziště zinku v Bartošově, Dlouhé Vsi, Horním Benešově, Horním Městě, Hřívě, Křižanovicích a další. Rudy zde průměrně obsahují 0,7-2,9 % zinku (Trebichavský et al. 1997).

V magnetických horninách roste obsah zinku od kyselých hornin (20-60 g/t) k bazickým horninám (80-120 g/t). V ultrabazických horninách je koncentrace zinku mezi 40 až 70 g/t. V alkalických horninách se hodnoty zinku pohybují v rozmezí od 60 do 260 g/t. Sedimenty obecně obsahují více uvolnitelného zinku. Posypová sůl z dovozu může obsahovat až 1,2 g Zn/t (Trebichavský et al. 1997). Průměrný obsah zinku v hlavních vyvřelých horninách na území ČR je 79 µg/g, v usazených 55 µg/g, v metamorfovaných horninách 16 µg/g (Bencko et al. 2013).

Zinek v půdě se dá dělit do pěti skupin dle dostupnosti, a to na adsorbovaný, výměnný, vodorozpustný, navázan v komplexech a navázan v chelátech (Natasha et al. 2022). Vodorozpustného zinku je v půdě do jednoho procenta. Výměnný zinek, obsažený v organických a minerálních koloidech a půdním roztoku. Vázaný zinek, obsažený v organické hmotě a jiných komplexech a chelátech. Reziduální, který je nerozpustný, v minerálech. V kyselém a neutrálním prostředí se zinek vyskytuje ve formě zinečnatého iontu. V alkalickém prostředí se vyskytuje jako $Zn(OH)^+$. Na území Česka zemědělské půdy obsahují od 10 do 225 g Zn/t (průměrně 82 g/t), což je v porovnání se světovým průměrem (60 g/t) více (Trebichavský et al. 1997; Eisler 2007). Uvolnitelný zinek v Českých půdách činí 5-37 g/t. Nejvyšší

zaznamenané hodnoty byly zjištěny v hnědých půdách na ordovické břidlici v Barrandienu (224 g/t), na permokarbonských sedimentech podkrkonošské pánev, v hnědých půdách na syenitu jihlavského masívu, na neovulkanitech aj. Nejméně uvolnitelného zinku se nachází v lehkých mechanických sedimentech, pararulách a svorech, koncentrace uvolnitelného zinku pod 5 g/t. Organická, vápenatá a fosforečná hnojiva snižují přístupnost Zn. Kontaminace půdy zinkem byly zjištěny v půdách v blízkosti hald a úpraven rud. V Praze kontaminace zinkem dosahovala až 650 g/t a v Příbrami až 910 g/t. Dalším významným zdrojem je i používání průmyslových kompostů kde je limit 300-600 mg/kg (Trebichavský et al. 1997).

3.3.3 Rostliny a potraviny

Zinek je třetí nejvíce zastoupený kov v rostlinách, hned po železu a manganu (Natasha et al. 2022). Průměrný obsah suchozemské rostliny je 18 mg/kg, v popelu 680 mg/kg. V popelu rostlin z Kaňku bylo zjištěno až 71600 mg Zn/kg. Průměrně potraviny obsahují zinek v rozmezí 0,12-50 mg/kg. Z běžných rostlinných potravin bylo v sušině cibule naměřeno nejvíce zinku, a to až 100 mg/kg. Dále v sušině mrkvi (70 mg/kg), rajských jablíčkách (65 mg/kg) a fazolích. Obsah v obilninách se různí od 10 až 100 mg zinku na kilogram zrna (Bencko et al. 2013). Mléko má nižší obsah zinku, a to kolem 5 mg/kg. Ovoce obsahuje do 10 mg Zn/kg (Trebichavský et al. 1997). U rostlin mají koncentrace zinku tendenci snižovat se od kořenů po listy, větve a nejnižší v kmeni. Malé postranní kořeny mají tendenci akumulovat zinek nejvíce, jsou také nejvíce citlivé na změny koncentrace zinku. Poločas vytrvalosti (Half-time persistence) zinku jsou 3 roky pro organický a až 200 let pro velká ložiska (Eisler 2007). Ideální koncentrace pro rostliny leží mezi 20 až 60 mg Zn/kg. Koncentrace 100-400 mg/kg, v závislosti na druhu rostliny, již můžou působit toxicky na rostlinu a snížit její výnos.

Rostliny vstřebávají zinek kořeny. V půdách s nižším a středním obsahem zinku používají difúzi. Při vysokých koncentracích převažuje hmotový tok (mass flow). Po přijetí je zinek ze 70 % uložen v kořenech a z 30 % poslán dále do rostliny, kde je připraven pro využití v buněčných vakuolách (Natsasha et al. 2022).

Citlivé rostliny na vyšší koncentrace zinku začínaly hynout již při 100,0 mg/kg. Dalšími příznaky byly snížená efektivita fotosyntézy, snížení výnosu biomasy, negativní vliv na enzymatickou činnost (Balafrej et al. 2020; Natasha et al. 2022). Pokusy na rostlinách poukazují na snížený příjem kadmia až o 26 % při zvýšené koncentraci zinku v půdě. Z 97 pokusů 84 prokázalo snížení příjmu, zatímco 10 pokusů prokázalo zvýšení příjmu kadmia, i když jen o malé množství (Natasha et al. 2022). Vysoké koncentrace zinku v půdě inhibují množení a elongaci buněk kořenů (Balafrej et al. 2020).

Nedostatek zinku se v rostlinách projevuje chlorózou listů, nekrózou, sterilitou klasů, zvýšenou propustností membrán, snížený růst. První symptomy se objevují do 2 až 3 týdnů po vystavení prostředí s nedostatkem zinku, nicméně změny pozorovatelné okem se projevují pouze v prostředí s extrémním nedostatkem zinku (Natasha et al. 2022). Nejvíce reaktivní na nedostatek zinku je obilí, rajčata, sója a citrusy (Trebichavský et al. 1997).

Hlavním zdrojem zinku pro člověka je potrava. Bylo zjištěno že nejvíce zinku obsahují mořští živočichové, a to až 1500 mg/kg, želatina může obsahovat až 2000 mg/kg. Mezi další významné potraviny, při příjmu zinku, patří droždí, sušené ovoce (100 mg/kg), vaječné žloutky (45 mg/kg) a maso (40-50 mg/kg). Ideální koncentrace zinku v potravě pro příjem je od 5 mg/kg do 50 mg/kg (Trebichavský et al. 1997).

4 Metodika

Pro sledování vlivu antropogenní kontaminace půdy na růst zeleniny a obsah rizikových prvků v biomase byl založen vegetační nádobový pokus ve skleníku Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Pro pokus byla vybrána ředkvička jako zástupce kořenové zeleniny a salát hlávkový jako zástupce listové zeleniny.

4.1 Pokusná půda

V nádobovém pokusu byly použity dva odlišné typy půd, jejichž základní charakteristika je uvedena v tabulce 1. Půda z lokality Praha-Suchdol (50°8'8" N, 14°22'43" E) byla použita jako kontrolní varianta s ohledem na stanovené pseudototální obsahy rizikových prvků, které jsou pod limitem legislativně uváděných preventivních hodnot rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Vyhláška č. 153/2016 Sb.). Pokusná půda s antropogenní kontaminací byla z lokality Příbramsko-Podlesí (49°42'24" N, 13°58'32" E). Půdy v této oblasti jsou silně kontaminovány rizikovými prvky z minulého provozu Kovohutí Příbram a stanovené pseudototální obsahy rizikových prvků jsou nad limitem legislativně uváděných preventivních hodnot rizikových prvků v zemědělských půdách ČR (Vyhláška č. 153/2016 Sb.).

Tabulka 1. Základní charakteristika pokusných půd.

Půdní typ a subtyp	Suchdol	Podlesí
	Černozem haplická	Kambizem modální
pHH ₂ O (-)	7,5	6,1
KVK (mmol(+)/kg)	258	134
C _{org.} (%)	1,8	2,1
Cd (mg/kg)	0,4 ± 0,01	6,5 ± 1,06
Pb (mg/kg)	36,6 ± 1,6	1560,2 ± 167,1
Zn (mg/kg)	93,1 ± 1,5	243,4 ± 8,2

KVK – kationtová výměnná kapacita; C_{org.} – organický uhlík; limitní hodnoty: Cd – 0,5 mg/kg, Pb – 60 mg/kg, Zn – 120 mg/kg

4.2 Nádobový pokus

Do plastových nádob bylo celkem odváženo 5 kg zhomogenizované půdy, která byla hnojena N (dávka 0,5 g/nádobu, ve formě NH₄NO₃), P a K (dávka 0,16 a 0,4 g/nádobu, ve formě K₂HPO₄). V případě kontrolních variant byla půda z lokality Suchdol naředěna pískem v poměru 4:1 (w/w). Obě varianty byly provedeny ve čtyřech opakováních pro každý druh zeleniny a nádoby byly rozmístěny v náhodném uspořádání.

4.2.1 Ředkvička

Osivo ředkvičky (*Raphanus sativus* L. var. *sativus* odrůda TERCIA) firmy SEMO a.s. bylo zakoupeno v maloobchodu. V každé nádobě bylo vytvořeno 10 důlků a byly aplikovány 2 semena této odrůdy ředkvičky, pro níž je charakteristická tmavě červená, kulovitá až ploše kulovitá bulvička střední velikosti s jemnou a bílou dužninou. Po vzejití byly ředkvičky vyjednoceny na 10 rostlin na nádobu. Ředkvička byla pěstována ve skleníku při těchto parametrech: teplota vzduchu den/noc 22 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h, intenzita osvětlení 375 W/m².

Ředkvičky byly sklizeny v konzumní zralosti, tj. po 49 dnech růstu v pokusných nádobách. Biomasa ředkviček byla rozdělena na listy, bulvu a kořen. Listy byly zváženy a biomasa byla alikvotně rozdělena pro jednotlivé analýzy. Část biomasy byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků a z části čerstvé biomasy byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů. Bulvy byly po omytí demineralizovanou vodou a osušení pomocí buničité vaty zváženy a následně byla biomasa bulev nastrouhána a alikvotně rozdělena pro jednotlivé analýzy. Část biomasy byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků a z části čerstvé biomasy byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů. Kořen ředkviček byl po omytí demineralizovanou vodou a osušení pomocí buničité vaty zvážen a následně dán na sušení pro analýzu obsahu prvků.

4.2.2 Salát hlávkový

Sadba salátu hlávkového, botanickým názvem lociky seté (*Lactuca sativa* L. odrůda ADINAL) byla zakoupena ve výukovém skleníku České zemědělské univerzity v Praze. Tato poloraná odrůda máslového typu je určena pro celoroční pěstování. Její hlávky jsou kulaté a středně velké. Rostliny v sadbě byly jednotné velikosti s 6 vyvinutými listy. Do každé nádoby byla zasazena jedna rostlina hlávkového salátu. Salát byl pěstován ve skleníku při těchto parametrech: teplota vzduchu den/noc 22 °C/ 18 °C, půdní vlhkost 60 % maximální vodní kapacity, světelný režim den/noc 16 h/ 8 h, intenzita osvětlení 375 W/m².

Salát byl sklizen v konzumní zralosti, tj. po 35 dnech růstu v pokusných nádobách. Biomasa salátu byla rozdělena na listy a kořeny. Listy byly zváženy a biomasa byla alikvotně rozdělena pro jednotlivé analýzy. Část biomasy byla dána na sušení pro analýzu obsahu prvků a z části čerstvé biomasy byla extrahována šťáva, která byla uchována při -80 °C pro orientační stanovení obsahu nitrátů. Kořeny byly po omytí demineralizovanou vodou a osušení pomocí buničité vaty zváženy a následně byla biomasa dána na sušení pro analýzu obsahu prvků.

4.3 Analýza rostlinného materiálu

Pro stanovení obsahu prvků byla biomasa ředkviček a salátu sušena do konstantní hmotnosti 7 dní při 40 °C (sušárna Venticell, BMT Medical Technology). Následně byly vzorky

zváženy a rozemlety na analytickém mlýnku IKA A11 basic (Werke). Po homogenizaci materiálu byl ve vzorcích stanoven obsah prvků.

Orientační stanovení obsahu nitrátů bylo provedeno v extraktech získaných z čerstvé biomasy ředkviček (listy a bulvy) a salátu (listy). Z alikvotní části čerstvé biomasy byl získán 1 – 1,5 ml extraktu pomocí lisování v plastové injekční stříkačce, který byl po extrakci do zkumavek uchován v hlubokomrazícím boxu.

4.3.1 Stanovení obsahu prvků

Ve vzorcích zeleniny (navážka suché biomasy $0,5 \pm 0,05$ g) byl stanoven celkový obsah Cd, Pb, S a Zn po nízkotlakém mikrovlnném rozkladu v přístroji Ethos 1 (MLS GmbH) pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc.). Biomasa byla rozložena v 10 ml směsi HNO_3 a H_2O_2 v poměru 4:1 (v/v). Proces rozkladu trval 60 min při výkonu 1000-1200 W a teplotě 120-180°C. Po kvantitativním převedení vzorků z teflonových nádob do 50 ml zkumavek byl objem doplněn po rysku demineralizovanou vodou. Certifikovaný referenční materiál, SRM 1570a (listy špenátu, Analytika) a slepé vzorky byly použity pro kontrolu kvality měření. Analýza referenčního materiálu a slepých vzorků byla provedena ve dvou opakováních. Analýza vzorků biomasy byla provedena v osmi opakováních za variantu (v případě kořenů ředkviček ve třech opakováních). Hodnoty měřených obsahů v mg/l jsou přepočítány na mg/kg pomocí vzorce:

$$\text{obsah prvku (mg/kg)} = \frac{(\text{obsah prvku (mg/l)} - \text{slepý vzorek (mg/l)}) \times \text{objem (ml)}}{\text{navážka (g)}}$$

4.3.2 Stanovení obsahu nitrátů

V extraktu z čerstvé biomasy ředkviček (listy a bulvy) a salátu (listy) byl orientačně stanoven obsah nitrátů pomocí přístroje LAQUAtwin NO_3^- meter (HORIBA Advanced Techno Co., Ltd.). Měření bylo provedeno ve třech opakováních za nádobu.

4.4 Statistická analýza

Program Excel (Microsoft Office) byl použit pro vizualizaci výsledků a statistické vyhodnocení dat. U dat byla potvrzena homogenita rozptylu a normalita. Diference průměrů sledovaných parametrů mezi variantami byla hodnocena pomocí analýzy rozptylu jednoduchého třídění (one-way ANOVA) s Fisherovým LSD post-hoc testem ($p < 0,05$).

5 Výsledky

5.1 Vliv kontaminace půdy rizikovými prvky na akumulaci v zelenině

Prvním parametrem pro zhodnocení vlivu obsahu rizikových prvků (Cd, Pb, Zn) je míra akumulace těchto prvků v jednotlivých částech rostliny, jak je znázorněno v tabulce 2.

Můžeme s jistotou potvrdit předpoklad, že s rostoucí koncentrací rizikových prvků v půdě, roste i jejich množství uložené v jednotlivých částech rostliny. Statisticky průkazné jsou všechny změny obsahu rizikových prvků, které byly získány porovnáním zeleniny pěstované na kontaminované půdě se zeleninou pěstovanou na kontrolní půdě. Každý rizikový prvek má tendenci být ukládán do jiné části rostliny, v rozdílném množství.

U ředkviček byl největší obsah kadmia stanoven v listech. Tento trend nebyl prokázán u salátů, u této zeleniny byl nejvyšší obsah kadmia stanoven v kořenech (tabulka 2). Kořeny salátů pěstovaných na kontaminované půdě průměrně obsahovaly více kadmia než jakákoliv část ředkviček.

Dále pozorujeme zvýšenou koncentraci olova v podzemní části salátů. Kořeny ředkviček průměrně obsahují téměř dvounásobnou koncentraci olova v porovnání s kořeny salátů.

Obsah zinku v rostlinách byl zvýšený jak na půdě ze Suchdola, tak na kontaminované půdě z Podlesí. V ředkvičkách se zinek ukládal především v listech. U salátů místo akumulace nebylo u půdy z Podlesí tak jednoznačné, ale více zinku bylo akumulováno v listech. V kořenech salátů bylo o 5,0 mg méně. Z obou rostlin bylo nejvíce zinku obsaženo v listech ředkviček pěstované na kontaminované půdě.

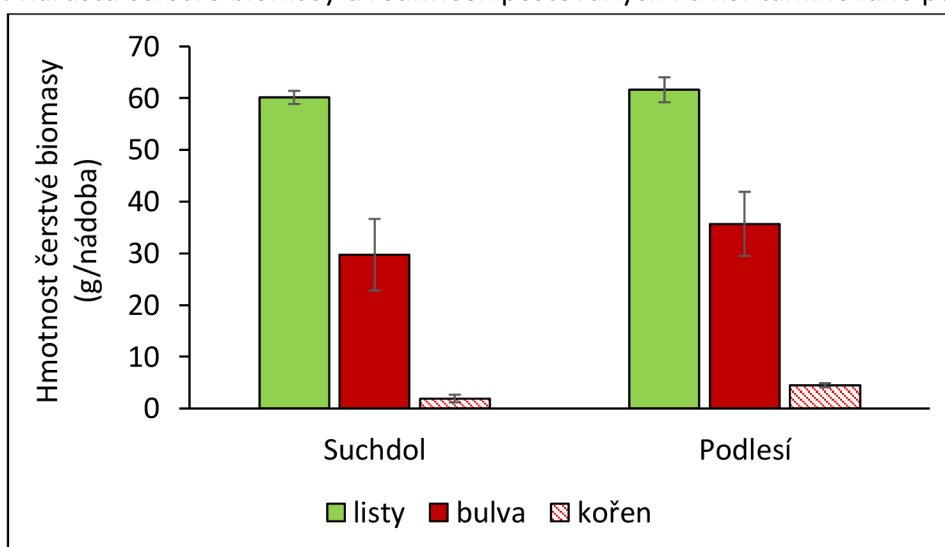
Tabulka 2. Množství rizikových prvků v jednotlivých zkoumaných částí rostlin ředkvičky a salátu, dále rozdělené na rostliny pěstované na půdě ze Suchdola a na půdě z Podlesí.

			Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Ředkvičky	Listy	Suchdol	0,5 ± 0,1	<2	46,4 ± 1,4
		Podlesí	38,8 ± 7,2	25,3 ± 2,2	216,8 ± 49,8
	Bulvy	Suchdol	0,1 ± 0,02	<2	37,7 ± 6,6
		Podlesí	9,0 ± 0,8	49,0 ± 7,3	102,0 ± 8,3
	Kořen	Suchdol	0,6 ± 0,05	<2	33,5 ± 0,3
		Podlesí	25,9 ± 0,4	539,3 ± 102,9	191,9 ± 24,7
Salát	Listy	Suchdol	1,1 ± 0,2	<2	32,6 ± 6,0
		Podlesí	30,2 ± 2,9	26,8 ± 4,3	205,2 ± 60,1
	Kořen	Suchdol	0,6 ± 0,1	<2	44,4 ± 6,3
		Podlesí	42,2 ± 7,8	290,2 ± 70,9	210,2 ± 17,5

5.2 Vliv kontaminace půdy rizikovými prvky na výnos biomasy

Tímto měřením jsme zjišťovali, zda koncentrace rizikových prvků na půdách ovlivní výnos biomasy.

Po statistické analýze jsme zjistili, že rozdílný výnos biomasy listů a bulev ředkviček pěstovaných na kontaminované půdě v porovnání s kontrolní půdou, nebyl statisticky průkazný. Průměrné hmotnosti čerstvé biomasy jsou znázorněny v grafu 1. Průměrná hmotnost listů ředkviček pěstovaných na půdě z Podlesí se zvýšila o pouhé 2,4 %. Průměrná hmotnost bulev se zvýšila o 20 %. Rozdílná hmotnost kořenů byla statisticky významná, zde došlo k 134% nárůstu čerstvé biomasy u ředkviček pěstovaných na kontaminované půdě.



Graf 1. Výnos čerstvé biomasy ředkviček pěstovaných na půdě ze Suchdola a z Podlesí.

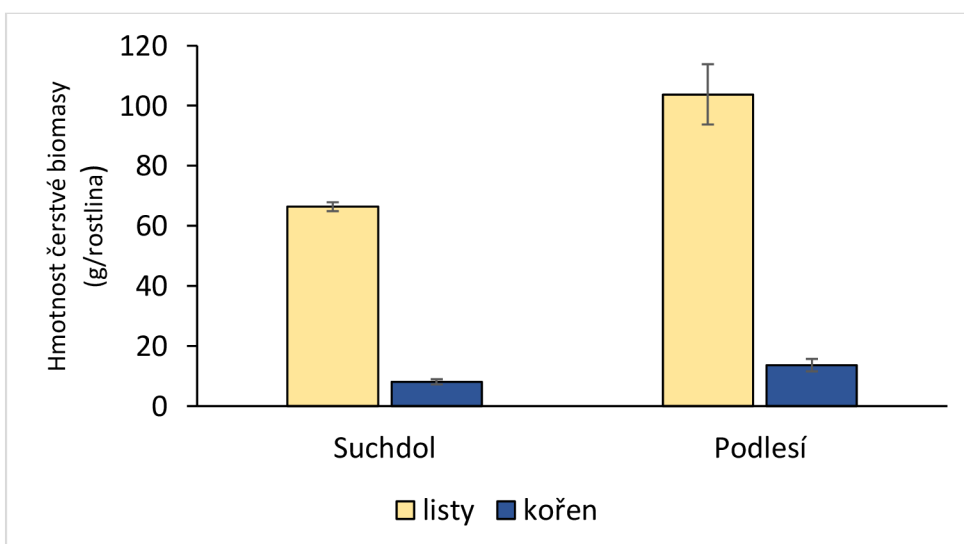


Obrázek 1. Ředkvičky v den sklizně pěstované na půdě ze Suchdola.



Obrázek 2. Ředkvičky v den sklizně pěstované na kontaminované půdě z Podlesí.

V grafu 2 je zobrazen trend výnosu čerstvé biomasy salátů pěstovaných na půdě ze Suchdola a z Podlesí. K statisticky významnému rozdílu došlo jak u výnosu listů, tak u kořene. U listů salátů došlo k zvýšení výnosu biomasy o 56 %. U kořene salátů došlo k zvýšení výnosu biomasy o 69 %.



Graf 2. Výnos čerstvé biomasy salátů pěstovaných na půdě ze Suchdola a z Podlesí.



Obrázek 3. Salát pěstovaný na kontrolní půdě ze Suchdola.

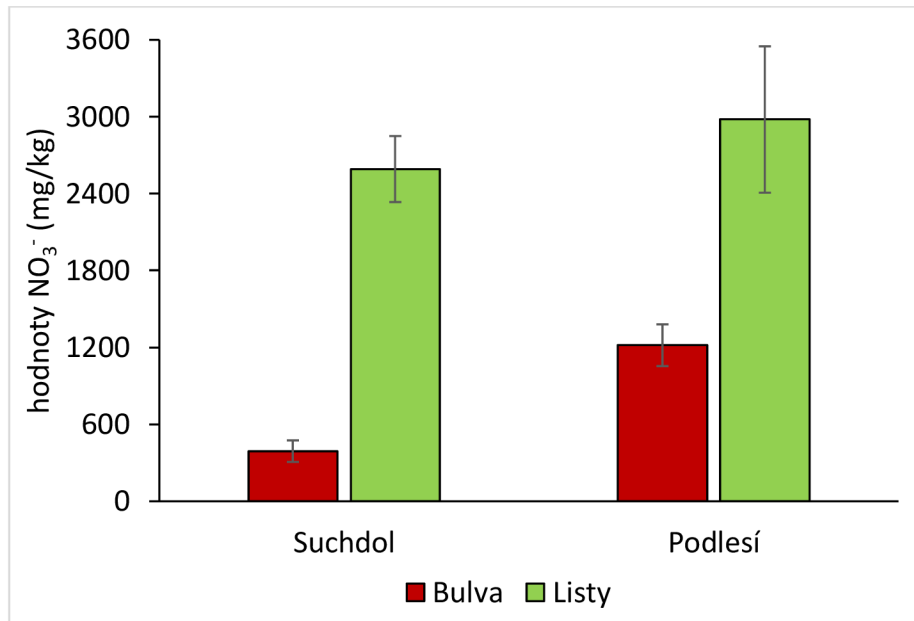


Obrázek 4. Salát pěstovaný na kontaminované půdě z Podlesí.

5.3 Vliv kontaminace půdy na množství NO_3^- v biomase zeleniny

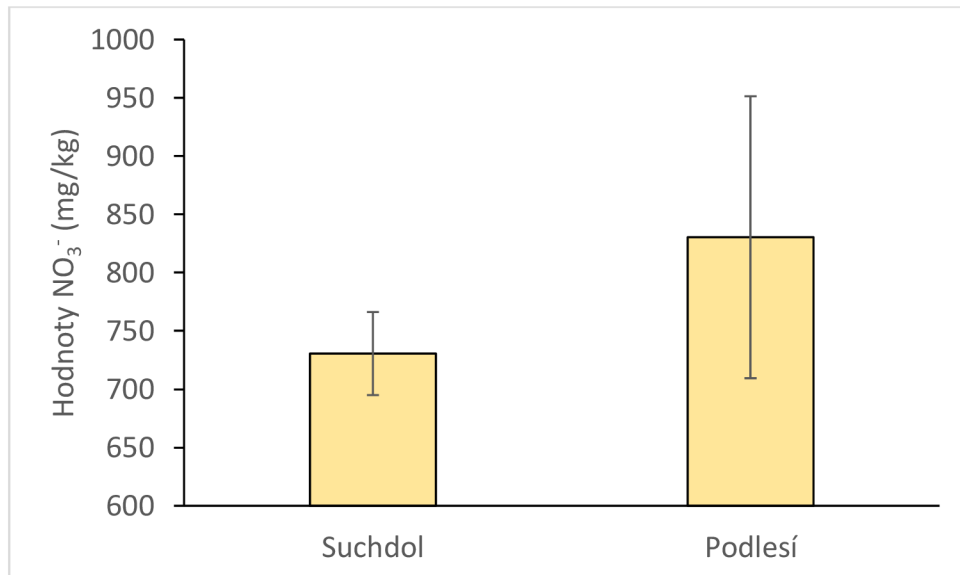
Graf 3 zobrazuje obsah nitrátů v ředkvičkách pěstovaných na půdě ze Suchdola a na kontaminované půdě z Podlesí. Rozdílný obsah nitrátů v listech ředkvičky nebyl statisticky

významný, došlo zde k 15 % zvýšení. Rozdíl u bulev ředkviček už statisticky významný byl, zde došlo k 212% zvýšení obsahu nitrátů u ředkviček pěstovaných na kontaminované půdě.



Graf 3. Množství obsaženého nitrátů obsažených v ředkvičkách pěstovaných na půdě ze Suchdola a na kontaminované půdě z Podlesí.

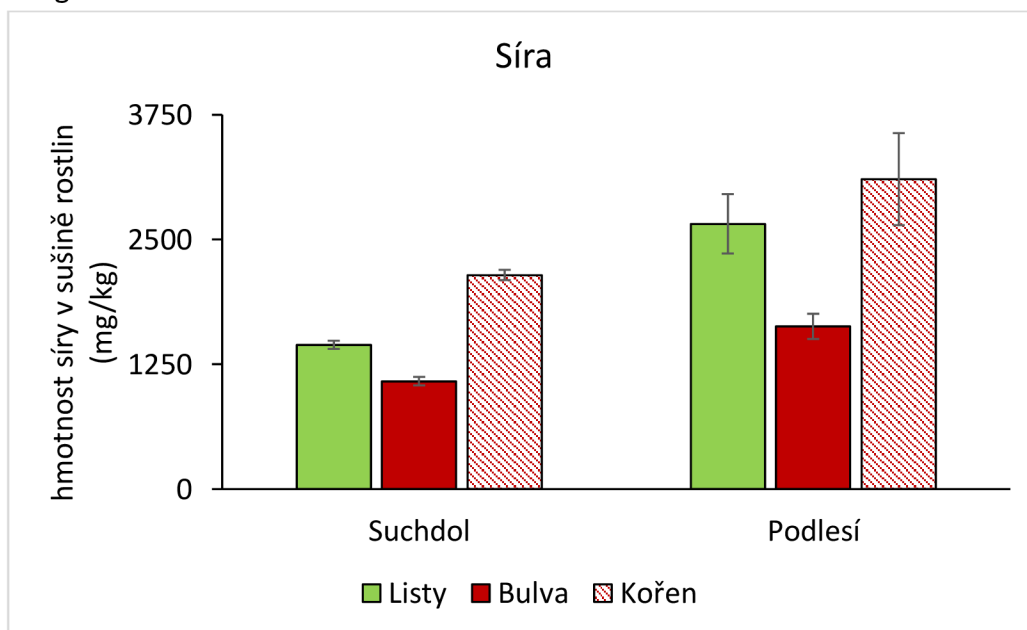
Graf 4 zobrazuje množství nitrátů obsažených v listech salátů. Rozdíl obsažených nitrátů nebyl statisticky významný, došlo zde k 14 % nárůstu nitrátů.



Graf 4. Obsah nitrátů v listech salátů pěstovaných na půdě ze Suchdola a na kontaminované půdě z Podlesí.

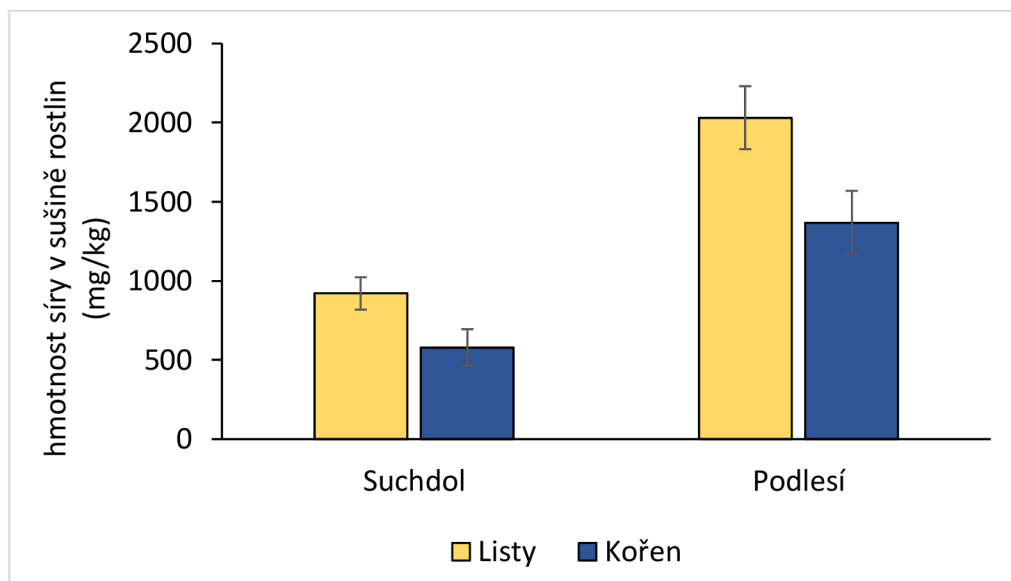
5.4 Vliv kontaminace půdy na obsah síry v biomase zeleniny

Obsah síry na kontaminovaných půdách byl statisticky prokazatelně vyšší oproti kontrolní variantě. V listech se obsah síry zvýšil o 628 %, v bulvách o 197 % a kořenech o 802 % jak je na grafu 5 znázorněno.



Graf 5. Obsah síry v sušině listů, bulv a kořenů ředkviček pěstovaných na kontrolní půdě ze Suchdola a na kontaminované půdě z Podlesí.

Graf 6 zobrazuje rozdíl obsahu síry v listech a kořenech salátů. Na kontaminované půdě došlo k statisticky významnému nárůstu. V listech salátů na kontaminované půdě bylo obsaženo o 121 % více síry než v listech salátu pěstovaného na kontrolní půdě. Tento trend se projevil i u kořenů salátů, kde byl průměrný nárůst o 136 %.



Graf 6. Obsah síry v sušině listů a kořene salátů pěstovaných na kontrolní půdě ze Suchdola a na kontaminované půdě z Podlesí.

6 Diskuze

V pokusu jsme se zaměřili na vliv kontaminace půdy rizikovými prvky (Cd, Pb, Zn) na výnos biomasy, akumulaci rizikových prvků v částech rostlin, obsah nitrátů a síry. Vybrané pozorované parametry jsou ovlivněny dalšími vnitřními i vnějšími faktory. Mezi vnitřní faktory patří například druh a odrůda rostlin, stáří rostlin, jejich fyziologický stav a genetické predispozice. Mezi vnější faktory patří například teplota, vlhkost, osvětlení, složení půdy a množství a typ hnojiv. Tyto faktory mohou ovlivnit citlivost rostlin na kontaminaci půdy rizikovými prvky a mohou mít také vliv na výsledky pokusu. Pokus probíhal ve skleníku, tím je vliv vnějších faktorů eliminován.

6.1 Vliv kontaminace na obsah rizikových prvků v zelenině

Jak je uvedeno v tabulce 2, kadmium v ředkvičkách pěstovaných na kontaminované půdě z Podlesí bylo nejvíce akumulováno v listech. Dle výsledků Varalakshi & Ganeshamurthy (2013) se obsah kadmia v ředkvičkách zvyšoval, dokud koncentrace kadmia v půdě nepřekročila 100 mg/kg. Od 200 mg/kg se obsah kadmia v ředkvičkách začal naopak snižovat. Snižovaný obsah kadmia byl způsoben fytotoxickým působením kadmia, kdy dochází ke zkracování kořenů a snížení výnosu biomasy. V našem pokusu kontaminace půdy kadmium takovýchto hladin nedosáhly. U salátu pěstovaném na půdě z Podlesí bylo kadmium nejvíce obsažené v kořeni, ale významně zvýšený obsah byl i v listech. Florijn et al. (1991) provedli podobný pokus a zjistili, že s rostoucí koncentrací kadmia v půdě se zvyšuje i koncentrace kadmia v podzemní části rostliny, ale ve větší míře se zvyšuje v nadzemní části. Ten samý trend potvrzují výsledky pokusu Baldantoni et al. (2016), kdy v nadzemní části rostliny bylo obsaženo více kadmia než v podzemní.

Jak ukazují výsledky pokusu, olovo bylo nejvíce obsaženo v kořenech, což odpovídá jeho nízké pohyblivosti. Pokus provedený Gopal & Rizvi (2008) potvrzuje trend, kdy se zvyšující se koncentrací olova v půdě se zvyšuje olovo akumulované v ředkvičkách. Dále jejich pokus dokazuje snížení obsahu síry v nadzemní části rostliny a zvýšení v kořenech. Inoue et al. (2013) zjistili, že olovo se ukládá hlavně do vedlejších kořenů, zatímco v hlavním kořenu bylo obsaženo značně méně olova. Tento trend můžeme potvrdit. Jak je uvedeno v tabulce 2 obsah olova v bulvách je jedenáctkrát menší než v kořenech. U salátů byl potvrzen stejný trend. Olovo bylo nejvíce obsaženo v kořenech salátů pěstovaných na půdě z Podlesí. Výsledky pokusu Ikkonen & Kaznina (2022) toto též potvrzují. Dle jejich výsledků obsah olova v salátech rostl se zvyšující se koncentrací olova v půdě. Nejvíce olova bylo akumulováno v kořenech. Snížená absorpce olova do nadzemní části rostliny je způsobena endodermální bariérou kořene, která olovo propouští jen v omezeném množství. Olovo bylo v kořenech také převedeno do nerozpustné formy, což je jeden ze způsobů detoxifikace. Při vysokých koncentrací olova je tato bariéra částečně překonána a část olova se dostane dále do rostliny.

Zinek byl nejvíce obsažen v listech, jen o trochu méně v kořenech. Kösesakal et al. (2011) potvrzují zvyšující bioakumulaci v ředkvičkách se zvyšující se koncentrací zinku v půdě. Zkoumali vliv tří koncentrací zinku v půdě (1; 5 a 10 mM ZnCl₂). Dle jejich výsledků ředkvičky nejvíce akumulovaly zinek v kořeni. Zinek je v rostlinách obecně více akumulován v kořenech. Rostlina tímto chrání svou nadzemní část před možným toxickým účinkem nadměrného příjmu zinku. Nicméně u hyperakumulátorů (rostliny schopné akumulovat neobvyklé množství rizikových prvků) akumulace v horních částech rostliny přispívá k vyšší toleranci vůči vyšším koncentracím zinku v půdě (Gupta et al. 2016). Obsah zinku v salátech byl také zvýšen, ale téměř rovnoměrně byl akumulován jak v listech, tak v kořenech rostlin. Marschner (2012) uvádí, že zinek přístupný v anorganické formě je lehce absorbován rostlinou, čímž zvyšuje jeho obsah jak v podzemní, tak nadzemní části rostliny. Silapanuntakul et al. (2017) provedli pokus ve kterém kromě dalších parametrů sledovali i akumulaci zinku v částech salátu při koncentraci zinku v půdě od 66,84 do 137,74 mg/kg. Dle jejich výsledků bylo v kořeni obsaženo dvakrát více zinku než v listech při všech sledovaných koncentracích. Tento trend nebyl v našem pokusu u salátu prokázán. Akumulace zinku v kořeni salátu byla vyšší v porovnání s listy pouze o 5,0 mg/kg.

6.2 Vliv kontaminace na výnos biomasy zeleniny

Z morfologického hlediska byl v bulvách ředkviček prokázán rozdíl mezi kontrolní a kontaminovanou variantou půdy. Na obrázku 1 jsou ředkvičky podobné velikosti, zatímco ředkvičky pěstované na kontaminované půdě (obrázek 2) mají veliké odlišnosti, co se tvaru a velikosti týče. Toto je jasný příznak vlivu kontaminace půdy. Pouze kořeny ředkviček vykazovaly významné rozdíly v množství získané biomasy. Výsledky pokusu Varalakshi & Ganeshamurthy (2013), kde významné snížení biomasy u ředkviček pozorovali až při koncentracích kadmia v půdě nad 50 mg/kg. K podobným výsledkům dospěli Karu & Shalini (2016), kteří naměřili významnou změnu výnosu biomasy ředkviček a salátů až u půdy s koncentrací kadmia 50 mg/kg. Olovo působí inhibičně na růst kořenů. U rýže byl pozorován 40% úbytek délky kořenů a jejich celkové hmotnosti při koncentraci olova v půdě 0,5 až 1 mMol Pb²⁺. Tento inhibiční účinek je důsledkem teratogenního účinku olova (Fahr et al. 2013). Zinek se také akumuloval v kořenech, ale v menší míře než olovo. Nelze jednoznačně určit který z prvků měl největší vliv na zvýšení biomasy. Můžeme potvrdit, že koncentrace prvků nedosáhly takové toxické hladiny, aby došlo ke snížení biomasy.

U salátu byl pozorován nárůst biomasy jak listů, tak kořene. Azzi et al. (2017) v jejich pokusu zkoumali vliv hnojení a kadmia na růst *Lactuca sativa*. Při jejich pokusu došlo k redukci hmotnosti jak listů, tak kořene s koncentrací kadmia v půdě 84 mg/kg, což je mnohem vyšší, než je v naší kontaminované půdě (6,5 mg/kg). Kaur & Navjyot (2016) sledovali vliv kontaminace kadmia na salát. Prokázali, že viditelné toxické účinky se vyskytovali až od koncentrace 100 mg/kg. Na obrázku 4 jsou listy salátu značně vlnitější, než jsou listy salátu z kontrolní půdy (obrázek 3), toto je s největší pravděpodobností způsobeno vlivem kontaminace půdy rizikovými prvky.

6.3 Vliv kontaminace na obsah NO_3^- v zelnenině

Kontaminace půdy měla vliv pouze na nitráty obsažené v bulvách ředkviček. V listech salátů a listech ředkviček došlo k statisticky nevýznamné změně obsahu nitrátů. Jeden z faktorů zvyšující obsah nitrátů v rostlinách je kontaminace půdy. Rostlina přijímá nitráty v množství, na jehož zpracování nemá dostatek energie, což vede k akumulaci těchto látek v rostlině. Nedostatek energie je způsoben stresem způsobený rizikovými prvky (Anjana & Iqbal 2007; Bian et al. 2020). Kontaminace rizikovými prvky podmiňuje rostlinu k akumulaci dusíkatých látek pro svoji ochranu před stresem vyvolaným kontaminací. Prolin a polyaminy jsou takovými látkami (Hussain et al. 2020). Chiraz et al. (2003) zkoumali vliv stresu způsobený kadmii na metabolismus dusíku rajčat. Při zvýšené koncentraci kadmia (0-50 μM) došlo k snížení obsahu NO_3^- . Tento trend se nepotvrdil výsledky z našeho pokusu. U salátů nedošlo k statisticky významné změně a u bulv ředkviček došlo k nárůstu obsahu nitrátů.

6.4 Vliv kontaminace na obsah síry v zelenině

Došlo k významnému zvýšení obsahu síry ve všech částech ředkviček (kořen, bulva, list) i salátů (kořen, list). Sirné sloučeniny jsou pro rostlinu velmi důležité při vypořádávání se se stresem a hrají klíčovou roli pro přežití rostliny na kontaminované půdě. Z pokusů vyplývá důležitost cysteinu, sirné aminokyseliny, při obraně rostliny proti stresu způsobenému kadmii. Fytocheláty, jejichž součástí je cystein, pomáhají buňkám rostlin vypořádat se s vysokým obsahem zinku (Procházková et al. 2016). Yang et al. (2016) provedli pokus pro pozorování interakce mezi sírou a olovem v rýži. Zjistili, že při přidavku síry na kontaminovanou půdu olovem se významně sníží akumulace olova v rýži a zároveň dochází k vyšší akumulaci síry.

7 Závěr

Cíl práce byl splněn a byly vyhodnoceny změny kvality zeleniny pěstované na půdě v minulosti kontaminované rizikovými prvky.

První hypotéza o vlivu rizikových prvků na obsah živin v zelenině byla potvrzena pouze u ředkviček. V ředkvičkách došlo k narušení metabolismu dusíku, což se projevilo zvýšeným obsahem nitrátů. U salátů také došlo ke změnám v metabolismu, které však nebyly statisticky průkazné. V obou rostlinách došlo k významnému zvýšení obsahu síry, což je způsobeno zvýšeným obsahem sírných sloučenin, které rostliny používají při obraně proti stresu vyvolaným rizikovými prvky.

Druhá hypotéza o vlivu kontaminace na obsah rizikových prvků v zelenině byla potvrzena v obou druzích zeleniny i jejich jednotlivých částech. V ředkvičkách i v salátech pěstovaných na kontaminované půdě došlo ke zvýšení obsahu rizikových prvků (Cd, Pb, Zn).

Pěstování zeleniny na půdě kontaminované rizikovými prvky vede ke zhoršení nutričních hodnot, a k akumulaci rizikových prvků v jedlých částech zeleniny. Konzumace takovéto zeleniny může vést ke chronické otravě rizikovými prvky obsaženými v jedlých částech rostliny.

8 Literatura

ANJANA, Shahid Umar a Muhammad IQBAL, 2007. Nitrate accumulation in plants, factors affecting the process, and human health implications. A review. *Agronomy for Sustainable Development* (online). **27**(1), 45-57 (cit. 2023-04-17). Dostupné z: doi:10.1051/agro:2006021

AZZI, Valérie, Ali KANSO, Véronique KAZPARD, Ahmad KOBESSI, Bruno LARTIGES a Antoine EL SAMARANI, 2017. *Lactuca sativa* growth in compacted and non-compacted semi-arid alkaline soil under phosphate fertilizer treatment and cadmium contamination. *Soil and Tillage Research* (online). **165**(1), 1-10 (cit. 2023-04-16). ISSN 0167-1987. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.014

BALAFREJ, Habiba, Didier BOGUSZ, Zine-El Abidine TRIQUI, Abdelkarim GUEDIRA, Najib BENDAOU, Abdelaziz SMOUNI a Mouna FAHR, 2020. Zinc Hyperaccumulation in Plants: A Review. *Plant Response to Abiotic Stress and Climate Change* (online). **9**(5), 562 (cit. 2023-04-15). Dostupné z: doi:https://doi.org/10.3390/plants9050562

BALDANTONI, Daniela, Luigi MORRA, Massiomo ZACCARDELLI a Anna ALFANI, 2016. Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (online). **123**, 89-94 (cit. 2023-04-15). Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.019

BENCKO, Vladimír, Jaroslav NOVÁK a Miloš SUK, 2013. *Zdraví a přírodní podmínky: Medicína a geologie*. 1. Praha: Dolin. ISBN 978-80-905047-0-7.

BIAN, Zhonghua, Yu WANG, Xiaoyan ZHANG, Tao LI, Steven GRUNDY, Qichang YANG a Ruifeng CHENG, 2020. A Review of Environment Effects on Nitrate Accumulation in Leafy Vegetables Grown in Controlled Environments. *Foods* (online). **9**(6), 1-21 (cit. 2023-04-17). Dostupné z: doi:https://doi.org/10.3390/foods9060732

DE LA GUARDIA, Miguel a Salvador GARRIGUES, 2015. *Handbook of Mineral Elements in Food*. 1. Indie: Wiley-Blackwell. ISBN 978-1-118-65436-1.

EISLER Ronald, 2007. *Eisler's Encyclopedia of Environmentally Hazardous Priority Chemicals*. 1. Amsterdam Elsevier. ISBN 9780444531056.

FAHR, Mouna, Laurent LAPLAZE, Najib BENDAOU, Valerie HOCHER, Mohamaed EL MZIBRI, Didier BOGUSZ a Abdelaziz SMOUNI, 2013. Effect of lead on root growth. *Frontiers in Plant Science* (online). **4**(1), 1-7 (cit. 2023-04-17). Dostupné z: doi:10.3389/fpls.2013.00175

FATIMA, Ghizal, Ammar Mehdi RAZA, Najah HADI, Nitu NIGAM a Abbas Ali MAHDI, 2019. Cadmium in Human Diseases: It's More than Just a Mere Metal. *Indian Journal of Clinical Biochemistry* (online). 1. září 2019, **34**(4), 371-378 (cit. 2023-04-10). ISSN 0974-0422. Dostupné z: doi:10.1007/s12291-019-00839-8

FELEAFEL, M. N. a Z. M. MIRDAD, 2013. Hazard and Effects of Pollution by Lead on Vegetable Crops. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* (online). **26**(3), 547-567 (cit. 2023-04-18). Dostupné z: doi:10.1007/s10806-012-9403-1

FLORIJN, P. J., J. A. NELEMANS a M. L. VAN BEUSICHEM, 1991. Cadmium uptake by lettuce varieties. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. **39**(2), 103-114. ISSN 0028-2928. Dostupné z: doi:10.18174/njas.v39i2.16545

GOPAL a Aqeel Hasan RIZVI, 2008. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* (online). 17. říjen 2008, **70**(9), 1539-1544 (cit. 2023-04-10). ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.043.

GUPTA, Neha, Hari RAM a Balwinder KUMAR, 2016. Mechanism of Zinc absorption in plants: uptake, transport, translocation and accumulation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* (online). **15**(1), 89-109 (cit. 2023-04-19). Dostupné z: doi:10.1007/s11157-016-9390-1

HUSSAIN, Hafiz, Sadam HUSSAIN, Syed SHAH a Tariq MEHMOOD, HUSSAIN, Saddam, Abdul KHALIQ, Mehmood ALI a Mohsin TANVEER, ed., 2020. Metal Toxicity and Nitrogen Metabolism in Plants: An Overview. In: DATTA, Rahul, Ram Swaroop MEENA, Shamina Imran PATHAN a Maria Teresa CECCHERINI. *Carbon and Nitrogen Cycling in Soil*. 1. Singapore: Springer, s. 221-248. ISBN 978-981-13-7263-6. Dostupné z: doi:10.1007/978-981-13-7264-3_7

CHASAPIS, Christos T., Ariadni C. LOUSIDOU, Chara A. SPILIOPOULOU a Maria E. STEFANIDOU, 2012. Zinc and human health: an update. *Arch Toxicol* (online). **86**, 521-534 (cit. 2023-04-18). Dostupné z: doi:10.1007/s00204-011-0775-1

CHASAPIS, Christos T., Panagoula-Stamatina A. NTOUPA, Chara A. SPILIOPOULOU a Maria E. STEFANIDOU, 2020. Recent aspects of the effects of zinc on human health. *Archives of Toxicology* (online). 1. květen 2020, **94**(5), 1443-1460 (cit. 2023-04-09). ISSN 1432-0738. Dostupné z: doi:10.1007/s00204-020-02702-9

CHIRAZ, Chaffei, Gouia HOUDA a Ghorbel Mohamed HABIB, 2003. Nitrogen Metabolism in Tomato Plants Under Cadmium Stress. *Journal of Plant Nutrition* (online). **26**(8), 1617-1634 (cit. 2023-04-20). Dostupné z: doi:10.1081/PLN-120022372

IKKONEN, Elena a Natalia KAZNINA, 2022. Physiological Responses of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) to Soil Contamination with Pb. *Research Advances in Plant Stress Biology* (online). **8**(10), 951 (cit. 2023-04-15). Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.3390/horticulturae8100951>

INOUE, Hiroshi, Daisuke FUKUOKA, Yuri TATAI, Hiroyuki KAMACHI, Manabu HAYATSU, Manami ONO a Suechika SUZUKI, 2013. Properties of lead deposits in cell walls of radish (*Raphanus sativus*) roots. *Journal of Plant Research* (online). **126**(1), 51-61 (cit. 2023-04-14). Dostupné z: doi:[10.1007/s10265-012-0494-6](https://doi.org/10.1007/s10265-012-0494-6)

KAUR, Navjyot a Shalini JHANJI, 2016. Effect of soil cadmium on growth, photosynthesis and quality of *Raphanus sativus* and *Lactuca sativa*. *Journal of environmental biology* (online). 5. září 2016, **37**(5), 993-997 (cit. 2023-04-13). ISSN 2394-0379.

KÖSESAKAL, Taylan, Elif YÜZBAŞIOĞLU, Eda KAPLAN, Çiğdem BARIŞ, Sirri YÜZBAŞIOĞLU, Murat BELIVERMIŞ, Gül CEVAHIR-ÖZ a Muammer ÜNAL, 2011. Uptake, accumulation and some biochemical responses in *Raphanus sativus* L. to zinc stress. *African Journal of Biotechnology* (online). **10**(32), 5993-6000 (cit. 2023-04-14). ISSN 1684-5315. Dostupné z: doi:[10.5897/AJB11.012](https://doi.org/10.5897/AJB11.012)

KUMAR, Navneet, Vivek KUMAR, Bandana BOSE a Rajesh Kumar SINGHAL, 2021. Cadmium toxicity in plants and alleviation through seed priming approach. *Plant Physiology Reports* (online). 1. prosinec 2021, **26**(4), 647-660 (cit. 2023-04-09). ISSN 2662-2548. Dostupné z: doi:[10.1007/s40502-021-00619-8](https://doi.org/10.1007/s40502-021-00619-8)

LEVIN, Ronnie, Carolina L. ZILLI VIEIRA, Daniela C. MORDARSKI a Marieke H. ROSEBAUM, 2020. Lead seasonality in humans, animals, and the natural environment. *Environmental Research* (online). **180**(1), 1-11 (cit. 2023-04-08). Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108797>

LEVIN, Ronnie, Carolina L. ZILLI VIEIRA, Marieke H. ROSEBAUM, Karyn BISCHOFF, Daniel C. MORDASKI a Mary JEAN BROWN, 2021. The urban lead (Pb) burden in humans, animals and the natural environment. *Environmental Research* (online). **1**(193), 1-20 (cit. 2023-04-08). Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110377>

MARSCHNER, Petra, 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. 3. Singapur: Elsevier. ISBN 978-0-12-384905-2.

MASOPUST, Michael a Alexandra MASOPUST, REICHL, Christian a Wiener RESEL, ed., 2022. *World Mining Data* (online). 37. Vienna: Federal Ministry of Agriculture, Regions and

Tourism (cit. 2023-04-09). ISBN 978-3-901074-52-3. Dostupné z: <https://www.world-mining-data.info/wmd/downloads/PDF/WMD2022.pdf>

MCLAUGHLIN, M. J. a B. R. SINGH, ed., 1999. *Cadmium in Soils and Plants: DEVELOPMENT IN PLANT AND SOIL SCIENCES*. 85. Boston, London: Kluwer Academic Publishers. ISBN 978-94-010-5916-9.

NATASHA, Natasha, Muhammad SHAHID, Irshad BIBI, et al. *Zinc in soil-plant-human system: A data-analysis review: Science of the total environment* (online). **2022**(808) (cit. 2023-04-07). ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152024>

NIEKERK, Lee-Ann, Mogamat FAHIEM CARELSE, Olalekan OLANREWaju BAKARE, Vuyo MAVUMENGWANA, Marshall KEYSTER a Arun GOKUL, 2021. The Relationship between Cadmium Toxicity and the Modulation of Epigenetic Traits in Plants. *Genomic Studies of Plant-Environment Interactions* (online). 30. června 2021, **22**(13), 7046 (cit. 2023-04-09). ISSN 1422-0067. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.3390/ijms22137046>

PAN, Jilang, Jane A. PLANT, Nikolas VOULVOULIS, Christoher J. OATES a Christian IHLENFELD, 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health* (online). 1. únor 2010, **32**(1), 1-12 (cit. 2023-04-10). ISSN 1573-2983. Dostupné z: doi:[10.1007/s10653-009-9273-2](https://doi.org/10.1007/s10653-009-9273-2)

PLUM, Laura M., Lothar RINK a Hajo HAASE, 2010. The Essential Toxin: Impact of Zinc on Human Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* (online). **7**(4), 1342-1365 (cit. 2023-04-18). Dostupné z: doi:[10.3390/ijerph7041342](https://doi.org/10.3390/ijerph7041342)

PROCHÁZKOVÁ, Dagmar, Daniela PAVLÍKOVÁ a Milan PAVLÍK, 2016. Sulfur: Role in alleviation of environmental stress in crop plants. In: AZOOZ, Mohamed Mahgoub a Parvaiz AHMAD, ed. *Plant-Environment Interaction: Responses and Approaches to Mitigate Stress*. 1. Singapur: Wiley-Blackwell, s. 84-96. ISBN 978-1-119-08099-2.

RIGBY, Hannah a Stephen R. SMITH, KALANTZ, Olga-Loanna, ed., 2020. The significance of cadmium entering the human food chain via livestock ingestion from the agricultural use of biosolids, with special reference to the UK. *Environment International* (online). 13. července 2020, **2020**(143) (cit. 2023-04-08). ISSN 0160-4120. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105844>

SANGEETHA, KS Sridevi a S UMAMAHESWARI, 2020. Human Exposure to Lead, Mechanism of Toxicity and Treatment Strategy- A Review. *JOURNAL OF CLINICAL AND DIAGNOSTIC RESEARCH* (online). (cit. 2023-04-08). ISSN 2249782X. Dostupné z: doi:[10.7860/JCDR/2020/45615.14345](https://doi.org/10.7860/JCDR/2020/45615.14345)

SILAPANUNTAKUL, Suthep, Prat INTRARASAKSIT, Pisit VATANASOMBOON a Kraichat TANTRAKARNAPA, 2017. Uptake of Copper and Zinc in Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Planted in Sida Soil and Lignite Bottom Ash Mixtures. *Naresuan University Journal* (online). **3**(25), 1-13 (cit. 2023-04-20). Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/323392827_Uptake_of_Copper_and_Zinc_in_Lettuce_Lactuca_sativa_L_Planted_in_Sida_Soil_and_Lignite_Bottom_Ash_Mixtures

TREBICHAŤSKÝ, Jan, Dagmar HAVRDOVÁ a Milan BLOHBERGER, 1997. *Toxické kovy: Expertízy a poradenství v oblasti odpadů a nerostných surovin*. 1. 1. Kutná Hora: Ing. František Nekvasil. ISBN 80-238-2774-X. Revize 2005.

ULLAH HAIDER, Fasih, Cai LIQUN, Jeffrey A. COULTER, Sardar ALAM CHEEMA, Jun WU, Renzhi ZHANG, Ma WENJUN a Muhammad FAROOQ, 2021. Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (online). 12. Ledenna 2021, **2021**(211) (cit. 2023-04-08). ISSN 0147-6513. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111887](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111887)

VARALAKSHMI, L. R. a A. N. GANESHAMURTHY, 2013. Phytotoxicity of Cadmium in Radish and Its Effects on Growth, Yield, and Cadmium Uptake. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* (online). Taylor & Francis, 15. květen 2013, **44**(9), 1444-1456 (cit. 2023-04-10). ISSN 0010-3624. Dostupné z: [doi:10.1080/00103624.2013.767344](https://doi.org/10.1080/00103624.2013.767344)

VEENAKUMARI, David Nancy, Kumar ARCHANA, Krishnan ANBARASU, et al. 2021. Role of Zinc (Zn) in Human Reproduction: A Journey from Initial Spermatogenesis to Childbirth. *International Journal of Molecular Sciences* (online). 19. únor 2021, **22**(4) (cit. 2023-04-09). ISSN 1422-0067. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.3390/ijms22042188](https://doi.org/10.3390/ijms22042188)

Vyhláška Ministerstva zemědělství. Vyhláška ze dne 19. srpna 2021, kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, ve znění pozdějších předpisů. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-312>. Vyhláška nabyla účinnosti dne 1. října 2021.

YANG, Junxing, Zhiyan LIU, Xiaoming WAN, et al. 2016. Interaction between sulfur and lead in toxicity, iron plaque formation and lead accumulation in rice plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety* (online). **128**(1), 206-212 (cit. 2023-04-18). Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.021](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.02.021)

ZHAO, Di, Peng WANG a Fang-Jie ZHAO, 2022. Dietary cadmium exposure, risks to human health and mitigation strategies. *Critical Reviews in Environmental Science and*

Technology (online). 13. července 2022, **53**(8), 939-963 (cit. 2023-04-08). ISSN 939-963. Dostupné z: doi:10.1080/10643389.2022.2099192

ZULFIQAR, Usman, Aqsa AYUB, Saddam HUSSAIN, Ejaz Ahmad WARAICH, Muhammad ISHFAQ, Muhammad AHMAD, Nauman ALI a Muhammad Faisal MAQSOOD, 2022. Cadmium Toxicity in Plants: Recent Progress on Morpho-physiological Effects and Remediation Strategies. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* (online). 1. březen 2022, **2022**(1), 212-269 (cit. 2023-04-09). ISSN 0718-9516. Dostupné z: doi:10.1007/s42729-021-00645-3