

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



Vliv kontaminace životního prostředí na kvalitu listové zeleniny

Bakalářská práce

Autor práce: Silvie Jančíková

Vedoucí práce: prof. Ing. Daniela Pavlíková, CSc.

© 2016 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv kontaminace životního prostředí na kvalitu listové zeleniny" jsem vypracovala 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 autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní prof. Ing. Daniele Pavlíkové, CSc. za odborné vedení bakalářské práce, cenné rady, věcné připomínky, ochotu a vstřícný přístup při konzultacích.

Vliv kontaminace životního prostředí na kvalitu listové zeleniny

Souhrn

Těžké kovy jsou přirozenou součástí životního prostředí, vlivem antropogenní činnosti však může dojít k jeho kontaminaci, těžké kovy tak přirozeně přechází do rostlin. Jak snadno bude konkrétní prvek rostlinou přijímán a do jaké míry se zde bude akumulovat, závisí na mnoha faktorech, mezi něž patří: rostlinný druh, rostlinný orgán, růstová perioda rostliny, půdní podmínky (fyzikálně- chemické vlastnosti půdy, obsah organické hmoty), synergické či antagonistické vztahy mezi prvky aj. Při dosažení určité koncentrace se těžké kovy stávají stresovými faktory. Rostlina se s rostoucí koncentrací těžkých kovů vyrovnává pomocí různých mechanismů, jakými jsou např. vylučování organických kyselin, znesnadňujících vstup toxických kovů do cytosolu, sorpce na pektinové látky v buněčných stěnách nebo tvorba fytochelatinů, které těžké kovy inaktivují.

Při selhání detoxifikačních mechanismů nastává rozvrat metabolismu rostlin, k jehož projevům patří: změny koncentrace aminokyselin, změny aktivity enzymů, změny koncentrace mastných kyselin, inhibice výnosu biomasy, skvrny na listech aj.

Poněkud odlišné postavení mezi zde uváděnými rizikovými prvky (As, Cd, Pb, Zn) má zinek, který je rostlinnou živinou a reakce rostlin na jeho vyšší obsah jsou ve srovnání s ostatními kovy méně toxický.

Listová zelenina je bohatým zdrojem nutričních látek, těžké kovy mohou jejich obsah snižovat a znehodnocovat tak kvalitu produkce. Konzumace listové zeleniny by v případě silné kontaminace životního prostředí představovala vážné riziko vstupu těžkých kovů do potravního řetězce z důvodu snadné akumulace těžkých kovů touto zeleninou v porovnání se zeleninou plodovou a kořenovou.

Evropská zemědělská půda je pro produkci plodin z hlediska obsahu těžkých kovů bezpečná, větší problém představují hustě zalidněné průmyslové oblasti (např. Čína), o čemž svědčí i množství publikovaných studií zaměřených na obsah těžkých kovů v plodinách této oblasti.

Klíčová slova: kadmium; těžké kovy; špenát; stres; zinek

The effect of environmental contamination on quality of leafy vegetables

Summary

Heavy metals are widely distributed throughout the environment, but environment can be contaminated by these elements originated from anthropogenic activities. These toxic elements can be taken up by plant. Heavy metals accumulation and their uptake by plants depend on plant species, plant growing period, part of plant, soil characteristics (content of organic matters, physical chemical properties), interactions between metals etc. High concentrations of metal ions in plants can result in metabolic stress and so the plant metabolic stress mechanism can be induced – organic acids exudation, heavy metals binding in cell walls, phytochelatins synthesis etc.

In case, that various protective mechanisms against toxic elements are not successful, heavy metals cause the damage to plant metabolism. This is indicated by changes in the contents of amino acids and fatty acids, enzymatic changes, inhibition of yield of aboveground biomass, chlorosis of leaves.

There is an important difference between Zn and the other elements. Zn is an essential micronutrient and its content in contrast to the other elements without biological function is less toxic for plants.

Vegetables are rich sources of essentials nutrients and heavy metals can significantly affect their quality. The consumption of contaminated vegetables may result in negative effects on nutritional composition. Leafy vegetables have relatively higher concentrations and transfer factors of heavy metals in contrast to root and fruit vegetables. There is the high health risk to consume the vegetable which is exposure to heavy metal polluted environment.

The majority of European agricultural soils is safe for food production, but the areas with the high population density (China) have level of contamination which present ecological and health risk. For this reason many studies have focused on crop accumulation of heavy metals in such areas.

Keywords: cadmium; heavy metals; spinach; stress; zinc

Obsah

1. Úvod	8
2. Cíl práce	9
3. Literární přehled	9
3.1 Vymezení pojmu „těžké kovy“	9
3.2 Kontaminace životního prostředí se zřetelem na stav v Evropské unii	9
3.2.1. <i>Těžké kovy v půdách Evropské unie.</i>	10
3.3 Těžké kovy a adaptační mechanismy rostlin	12
3.4 Vybrané prvky, jejich výskyt v přírodě a vliv na lidský organismus.....	12
3.4.1 Arsen.....	12
3.4.1.1 <i>Výskyt v půdě a litosféře.</i>	12
3.4.1.2 <i>Výskyt v ČR.</i>	13
3.4.1.3 <i>Výskyt v ovzduší.</i>	14
3.4.1.4 <i>Vliv na lidský organismus.</i>	14
3.4.2 <i>Kadmium.</i>	15
3.4.2.1 <i>Kadmium v půdě.</i>	15
3.4.2.2 <i>Výskyt kadmia v ČR.</i>	16
3.4.2.3 <i>Kadmium v ovzduší.</i>	17
3.4.3. <i>Olovo.</i>	17
3.4.3.1 <i>Olovo v půdě.</i>	17
3.4.3.2 <i>Olovo ve vodě a ovzduší.</i>	18
3.4.3.3 <i>Výskyt olova v ČR.</i>	18
3.4.3.4 <i>Zdroje kontaminace životního prostředí.</i>	18
3.4.3.5 <i>Vliv olova na lidský organismus.</i>	19
3.4.4 <i>Zinek.</i>	19
3.4.4.1. <i>Zinek v půdě.</i>	20
3.4.4.2. <i>Výskyt zinku v ČR.</i>	20
3.4.4.3. <i>Vliv zinku na lidský organismus</i>	21
3.5 Těžké kovy v rostlinách	22

3.5.1. Koncentrace těžkých kovů v prostředí a rostlině.....	22
3.5.2. Příjem těžkých kovů rostlinou a jejich akumulace v rostlinných orgánech	23
3.5.3. Interakce mezi prvky ovlivňující jejich příjem rostlinou	26
3.5.4. Inhibice růstu biomasy	27
3.5.5. Vliv těžkých kovů na koncentraci aminokyselin	31
3.5.6. Vliv těžkých kovů na aktivitu enzymů	34
3. 5.7 Vliv těžkých kovů na metabolismus mastných kyselin	36
3.5.8. Vliv těžkých kovů na parametry výměny plynů	38
3.5.9. Vizuální symptomy toxického působení těžkých kovů	39
3. 5.10. Ovlivnění nutričních hodnot	40
4. Závěr	42
5. Seznam literatury.....	43

1 Úvod

Rostliny jsou během svého života ovlivňovány vnějším prostředím, které může na jejich vývoj působit příznivě, může být ale také zdrojem stresových faktorů, které zpomalují životní funkce rostlin, poškozují určité orgány, popřípadě mohou způsobit i uhynutí rostliny. Jedním z abiotických stresových faktorů je i zvýšená koncentrace těžkých kovů ve složkách životního prostředí. Těžké kovy jsou přijímány rostlinami stejně snadno jako prvky, které jsou pro život rostliny nezbytné, což je zřejmě způsobeno nedostatečnou selektivitou transportních proteinů, prostřednictvím rostlin vstupují do potravního řetězce, a představují proto riziko pro zdraví zvířat a lidí (Procházka et al., 2003). Na vstupu těchto látek do životního prostředí se významně podílí antropogenní činnost, především průmyslová činnost (elektrárny, zpracování kovů aj.). Zdroji toxických kovů jsou dále výfukové plyny a minerální hnojiva, do ovzduší pronikají těžké kovy též při spalování fosilních paliv.

Toxické prvky přítomné v ovzduší se usazují na nadzemních částech rostlin, kde zabraňují pronikání slunečního záření k povrchu listů, za určitých podmínek je možný i průnik těžkých kovů do vnitřního prostředí rostliny. Stejně tak mohou být tyto látky přijímány kořeny rostlin, kdy vlivem suché nebo mokré depozice dochází ke kontaminaci půd. Kromě antropogenních zdrojů se těžké kovy v prostředí vyskytují i přirozeně jako součásti hornin.

Listová zelenina je významnou složkou potravy, je zdrojem mnoha nutričně hodnotných látek - bílkovin, vitamínů, vápníku, železa, snadno však také přijímá těžké kovy.

Xu et al. (2015) prokázali u zkoumaných kovů - Cr, As, Pb, Cd a Hg vysokou koncentraci a vysoký transferfaktor (poměr koncentrace kovu v rostlině a celkového obsahu tohoto kovu v půdě) těchto prvků v listové zelenině (kromě Cd) ve srovnání s kořenovou a plodovou zeleninou. Těžké kovy pronikají do rostlin přes kořenovou soustavu, na listové zelenině se usazují také ve formě prachových částic, snadno se zde akumulují, což je pak zvláště významné pro druhy s velkou listovou plochou. Kontaminovaná listová zelenina tak může závažně poškozovat zdraví lidí, této problematice je proto věnována značná pozornost. Vzhledem k rozdílné spotřebě určitých potravin v různých zemích je významná i kontaminace dalších rostlinných produktů, např. v Číně je vzhledem k vysoké spotřebě rýže problémem kontaminace této plodiny (Jiang et al., 2015).

2 Cíl práce

Cílem práce je zhodnocení vlivu kontaminace prostředí, především půdy a ovzduší, vybranými toxickými prvky na obsah těchto prvků v zeleninách a na změny v metabolismu rostlin.

3 Literární přehled

3.1 Vymezení pojmu „těžké kovy“

Prvky uváděné v této práci - arsen, kadmium, olovo a zinek jsou prvky, které lze zařadit mezi skupinu prvků stopových nebo toxických, můžeme je hodnotit jako tzv. „těžké kovy“ (Cd, Pb, Zn), nebo také jako prvky

rizikové. Jednotlivé skupiny zdůrazňují určité biologické funkce nebo fyzikální vlastnosti těchto prvků. Termín „stopové prvky“ označuje prvky, které se vyskytují v organismech nebo v životním prostředí v jednotkách ppm (mg/kg). „Těžkými kovy“ se označují kovové prvky se specifickou hmotností vyšší než 5 g cm^{-3} . Tento termín používá zejména ekotoxikologie pro kovy škodlivé pro životní prostředí a kromě Cd, Pb a Zn k nim přiřazuje i polokov As. „Toxické prvky“ jsou prvky se škodlivým účinkem na živé organismy nebo na životní prostředí, toxický účinek se projeví od určité koncentrace prvku. Toxické prvky se nazývají také prvky rizikovými (Balík et al., 2004; Vaněk et al., 2012).

Z prvků zde popisovaných (As, Cd, Pb, Zn) je pouze zinek rostlinnou živinou. Řadí se k mikroživinám (mikroprvkům). Do skupiny mikroprvků se řadí prvky, jejichž obsah v rostlině je nižší než 0,05 %. Nároky na příjem zinku jsou u různých rostlin rozdílné. Za kritický obsah je u většiny rostlin považováno množství 20 ppm v sušině (Vaněk et al., 2012).

3.2 Kontaminace životního prostředí se zřetelem na stav v Evropské unii

Kontaminace životního prostředí těžkými kovy je celosvětovým problémem, který má původ nejen v rozvinuté průmyslové činnosti, ale významně se zde uplatňuje i ekonomický aspekt, především v oblastech s nedostatkem vodních zdrojů, kde je k závlaze používána často kontaminovaná voda odpadní, a to jak v zemích ekonomicky vyspělých, tak i v zemích rozvojových. Jako příklad lze uvést hustě osídlené politické, ekonomické a kulturní centrum Číny – Peking. Odpadní vody se zde využívají k závlaze při skleníkové produkci zeleniny. Stejně tak využívají odpadní vody i farmáři v hustě osídlených oblastech rozvojových zemí,

kterí mnohdy z ekonomických důvodů i vědomě ohrožují zdraví lidí (Xu et al., 2015; Raja, S., 2015).

3.2.1 Těžké kovy v půdách Evropské unie

Velká část zemědělské půdy EU je pro produkci potravin bezpečná, pouze asi 6,24 % této půdy vyžaduje další rozbor, případně nemediační opatření. Těchto 6,24 % však představuje poměrně velkou rozlohu, která činí okolo 137 000 km². Na kontinentální úrovni je méně těžkými kovy znečištěna severovýchodní a středovýchodní Evropa, zatímco největší znečištění vykazuje západní Evropa a Středomoří. Pro vybrané prvky As, Cd, Pb a Zn bylo zjištěno:

Arsen – nízké koncentrace byly zjištěny v zemědělských půdách severovýchodní Evropy včetně Maďarska, Rumunska a velké části Slovenska. Nejvíce kontaminovány jsou oblasti ve Středomoří, zejména Francie, Itálie a Španělsko

Kadmium – nebylo detekováno v Estonsku a Maďarsku, nejvyšší koncentrace byly naopak nalezeny v Irsku a Řecku.

Olovo – relativně velké koncentrace byly nalezeny ve střední Itálii, Francii, Německu a Británii. Naopak Pb nebylo detekováno v pobaltských státech, Finsku a Maďarsku.

Zinek – vyšší koncentrace zinku se na zemědělských půdách vyskytují pouze ojediněle (Tóth et al., 2016).

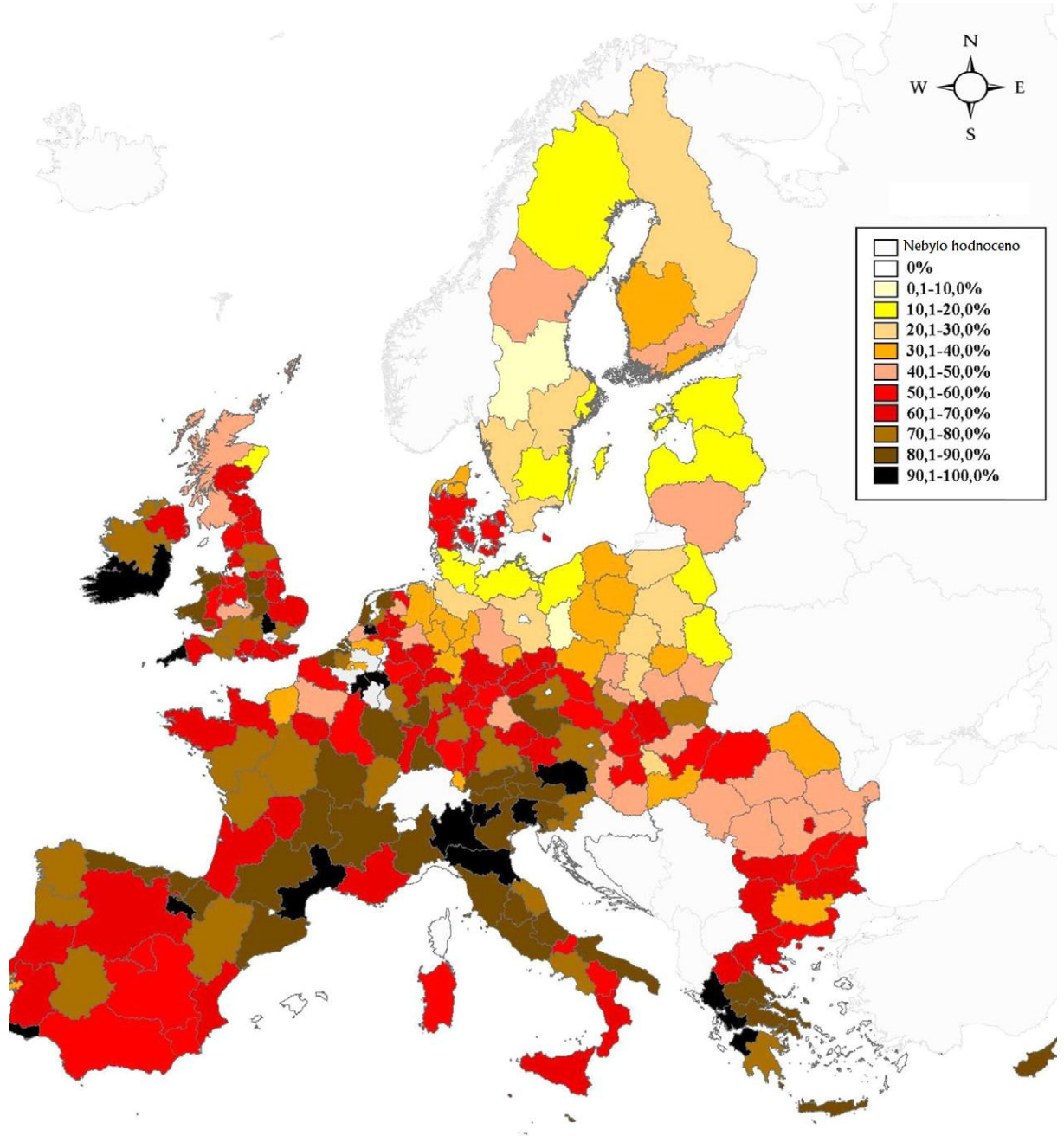
Míru znečištění zemědělské půdy těžkými kovy uvádí obr. 1, uvedené hodnoty jsou označovány finskou legislativou jako limitní (tab. 1).

Tab. 1 Limitní hodnoty těžkých kovů v půdě

Prvek	Sb	As	Hg	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Koncentrace (mg/kg)	2	5	0,5	1	20	100	100	60	50	200	100

Tóth et al., 2016.

Obr. 1 Procenta vzorků zemědělské půdy o koncentraci nad limitní hodnotou, „limitní hodnota“ indikuje nutnost dalšího průzkumu půd



Tóth et al., 2016.

3.3 Těžké kovy a adaptační mechanismy rostlin

Těžké kovy mohou v závislosti na své koncentraci působit na rostliny toxicky. Jsou známy různé mechanismy, pomocí nichž se rostliny s působením těžkých kovů vyrovnávají. Jsou to např. vylučování organických kyselin do rizosféry, které znesnadňují vstup toxických látek do cytosolu, sorpce na pektinové látky v buněčných stěnách nebo větší selektivita transportních proteinů v plazmatické membráně. Z vnitrobuněčných detoxifikačních mechanismů se uplatňuje tvorba stresových proteinů, k nimž patří odolnější izoenzymy, dále proteázy a ubikvitin, jejichž působením se urychlí rozklad poškozených proteinů. Významná je také tvorba fytochelatinů, což jsou sloučeniny schopné inaktivovat těžké kovy vazbou do chelátových komplexů. Fytochelatiny jsou tvořeny zvláštními malými polypeptidy a strukturně jsou příbuzné tripeptidu glutationu. Jejich syntéza je indukována přítomností iontů kovů v cytosolu. Pomocí těchto komplexů jsou těžké kovy transportovány do vakuoly, kde jsou následně uvolněny z fytochelatinů a inaktivovány koncentrovanými organickými kyselinami (Procházka et al., 1998).

3.4 Vybrané prvky (As, Cd, Pb, Zn), jejich charakteristika, výskyt v přírodě a vliv na lidský organismus

3.4.1 Arsen

Arsen patří z geochemického hlediska mezi prvky chalkofilní, vyskytuje se v pěti modifikacích. Šedý arsen (nejběžnější), žlutý, černý, rombický a hnědý arsen. Je izomorfní s prvky Si, Ti, Al a Fe, které může zastupovat v silikátech a oxidech. Při magmatické diferenciaci se hromadí v pegmatitech (Nekvasil et al., 1997).

3.4.1.1 Výskyt v půdě a litosféře

Je běžným prvkem svrchní litosféry. V hlavních typech hornin se jeho obsah pohybuje v rozmezí 0,5 – 2,5 ppm (čedič, diabas, gabro, granit, vulkanické sklo). Vyšší obsah je v sedimentárních horninách (břidlice, jílovité horniny, pískovce, karbonáty, fosfáty). Objevuje se v mnoha minerálech, často tvoří sloučeniny se S, Se a Te. Oxidací sulfidů tvoří arsenitany, arzeničnany, zde vystupuje v kombinaci s některými kovy (Fe, Pb, Cu). Nejběžnějším minerálem obsahujícím arsen je arzenopyrit – FeAsS.

V půdách jsou zastoupeny především arsenitany a arzeničnany železa a hliníku a jako takové jsou těžko rozpustné, především v kyselém prostředí - arsen je také silně sorbován jíly,

hydroxidy a organickou hmotou. 27 – 90 % celkového obsahu arsenu v půdě je vázáno na frakci jílnatých částic (< 0,001 mm).

Pohyb arsenu v půdě ovlivňuje zrnitostní složení půd, obsah FeO₃, vlhkost klimatu a pH půdy (obsah As roste při zvyšujícím se pH). Arsen se vyskytuje v oxidačních stavech -3, 0, +3 a +5. Stav As⁰ a As³⁺ jsou charakteristické pro redukční podmínky. Nejběžnější oxidační stavy v půdách jsou +5 a +3. Nejvíce mobilní formou jsou anionty AsO₂⁻, AsO₄³⁻, HAsO₄²⁻ a H₂AsO₃⁻. Jsou sorbovány v rozmezí pH 7 – 9. Díky vysokému redukčnímu potenciálu je arsen snadno vyluhovatelný z půdy (Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Nekvasil et al., 1997).

Činností methanogenních bakterií za redukčních podmínek vznikají silně toxické alkylové sloučeniny As (methylarsen), který uniká z půdy do ovzduší.

Methylované formy arsenu se vyskytovaly při použití postřiku v lesích a sklenících a při přihnojování rybníků, kdy byla používána kyselina dimethylarseničná. Při anaerobních podmínkách mohou být sloučeniny arsenu redukovány mikrobiologickými procesy. Snadno pohyblivá redukována forma arsenu je vyplavována do podzemních vod a může tak způsobit kontaminaci pitné vody (Nekvasil et al., 1997). Biologické přeměny arsenu ovlivňují tok arsenu mezi jednotlivými složkami životního prostředí (voda, půda, ovzduší). Zvýšená pozornost je v poslední době věnována biotransformaci organických pesticidů obsahujících arsen, neboť jejich anorganické deriváty mohou být toxické (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Obsah arsenu v uhlí v ČR dosahuje průměrně koncentrace 33 g/t. Podstatně vyšší koncentrace arsenu jsou v popelu uhlí (v popelu kladenského uhlí bylo zjištěno 1000 g/t). Obsah As v popílcích se v ČR pohybuje průměrně kolem 157 g/t. Arsen je dále obsažen v rašelině, ropě, železných rudách, kamenné soli. Vysoké množství arsenu obsahují fosfáty z afrických zemí (7 – 37 g/t), dovážená fosforečná hnojiva (až 10 g As/t), fluorit dovážený z Číny až 15 g/t. Extrémně vysoké koncentrace obsahují borité suroviny importované z Turecka nebo Argentiny (až 375 g/t) (Nekvasil et al., 1997).

3.4.1.2 Výskyt v ČR

Arsen je přítomen ve formě ryzího kovu nebo ve formě arsenidů a sulfoarsenidů v ložiscích

v Krušných horách (Jáchymov, Boží Dar, Měděnec aj.). Zvýšené koncentrace As se vyskytovaly v Sn – W rudách z Cínovce a Horního Slavkova (až 10 % As). Ve středních Čechách a na Jesenicku je přítomen v Au rudách (Roudný u Vlašimi, Suchá Rudná u

Bruntálu). V Kutnohorském revíru ve středních Čechách (hlavní stříbronosná oblast ČR) se vyskytuje ve formě arsenopyritu, zastoupení prvků v rudě – 0,7 % Cu, 0,5 % As, 35 g/t Ag.

Odhady celkových zásob arsenu v ČR se pohybují kolem 40 tis. t As. Nejsou zde známa ložiska srovnatelná svými parametry se světovými ložisky (Nekvasil et al., 1997).

Zvýšené koncentrace Arsenu v půdě jsou způsobeny také antropogenní činností - v místech dřívější aplikace pesticidů obsahujících arsen (Na_3AsO_4 , As_4O_6), v místech výskytu kalů z koželužen nebo čistíren odpadních vod, v okolí hutí, sléváren a uhelných elektráren. Arsen se tak hromadí v povrchových vrstvách půdy a způsobuje úbytek dusíku (Kabata-Pendias et al., 1997).

3.4.1.3 Výskyt v ovzduší

Přírozená koncentrace As v ovzduší je zřejmě nižší než $5 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^3$. V průmyslových oblastech koncentrace As roste, může dosahovat až 10^{-3} mg/m^3 . 90 % As tvoří pevné antropogenní emise a 10 % je ve formě plynů. V ovzduší se As vyskytuje ve formě AsO^3 a jako CH_3As .

Mezi antropogenní zdroje znečištění ovzduší patří: zpracování barevných kovů, aplikace postřiků vinic, výroba technického acetylenu, zpracování skla, výroba slitin As, barviv, spalování uhlí. V ČR byly zaznamenány otravy včel arsenem ze spadu v okolí aglomeračních pecí (Těšín), tepláren spalujících lignit, nebo uhelných elektráren (Náchod, Poříčí u Trutnova) (Nekvasil et al., 1997).

3.4.1.4 Vliv na lidský organismus

Arsen je jedním z nejstarších známých jedů. V minulosti byl používán k léčbě vředů ve formě sulfidů, realgaru a auripigmentu. Farmakologické výzkumy ukázaly, že toxické sloučeniny jsou vázány rychleji a pevněji a vylučovány jsou pomaleji než sloučeniny méně toxické.

V současné době jsou otravy arsenem spíše výjimečné. V minulosti byly otravy arsenem poměrně časté, protože se hojně využívaly preparáty arzeny jako stimulans a tonikum u stavů fyziologické nerovnováhy.

Arsen je silný kapilarotoxický jed, prudká otrava je provázena krvavým průjmem s křečemi následkem paralýzy kapilár mezenteria. Po vstřebání přes poranění sliznice dochází k rychlému bezvědomí, obrně oběhu a dýchání. Pokud je překonána akutní otrava, může být následně poškozeno svalstvo, ledviny nebo pokožka. Při chronické otravě jsou popisovány

změny na kůži a sliznicích, změny neurologické a hematologické. Často se objevuje zvýšené slinění, trávicí obtíže, hubnutí, postižení zrakových funkcí až slepota.

Karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky arsenu se nedále zkoumají. Míra tolerance k dávce arsenu je velmi individuální. Rozdílná je i délka latence a zvláště pro otravu arsenem je tento rozdíl charakteristický. Do vypuknutí příznaků otravy uplynou často měsíce nebo i roky. Chronickou otravu může vyvolat příjem 10 mg As denně, je však známá i tolerance 20 mg As denně po delší dobu. Lemaire et al. (2015) prokázali, že expozice As může způsobovat také arterosklerózu.

3.4.2 Kadmium

Kadmium je prvek geochemicky podobný zinku, často ho zastupuje v poměru 1 : 500. Přírodní minerály obsahující kadmium jsou vzácné (např. greenockit CdS). Na vzduchu dochází snadno k oxidaci, na povrchu se ukládá CdO. V žáru se snadno slučuje s halogeny, nereaguje s dusíkem a vodíkem za běžných podmínek. Ze sloučenin kadmia se vyskytují hnědý CdO a žlutý CdS. Většina Cd^{2+} solí je bezbarvých, soli silných kyselin jsou snadno rozpustné. Mezi sloučeniny ve vodě nerozpustné patří fosforečnany, hydroxidy, oxidy, siřičky, uhličitany, telluridy a feroxyanidy. Tyto sloučeniny se rozpouštějí v HCl a jiných silných kyselinách nebo v amoniakalických solích. Soli Cd^{2+} tvoří snadno komplexy s halogeny a NH_3 (Nekvasil et al., 1997).

3.4.2.1 Kadmium v půdě

Kadmium je považováno za jeden z nejtoxičtějších kovů se značně negativním dopadem na biologickou aktivitu půdy, metabolismus rostlin a na zdraví lidí i zvířat. Obsah kadmia v magmatických a sedimentovaných horninách nepřesahuje 3 ppm a tento kov je pravděpodobně nejvíce koncentrován v břidlicích a jílových sedimentech.

Kadmium je ve sloučeninách isomorfně zastupitelné kationty Zn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} , v některých případech i Ca^{2+} . Během procesu zvětvávání přechází Cd přímo do roztoku, ale mohou se vyskytovat i komplexy $CdCl^+$, $CdOH^+$, $CdHCO^3+$, CdC_3I^- , CdC_4^{2-} , $Cd(OH)_3^-$, $Cd(OH)_4^{2-}$ a organické cheláty. Nejdůležitější oxidační stav v přírodních podmínkách je 2^+ a nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícími pohyblivost iontu Cd jsou pH a oxidačně – redukční potenciál. Za silně oxidačních podmínek pravděpodobně vznikají minerály CdO a $CdCO_3$ a zřejmě se akumuluje také ve fosfátech a biolitických usazeninách. V půdě obsah Cd stoupá s rostoucím podílem jílové frakce a hlavně s obsahem Fe a Mn v půdě (adsorpce na Fe a Mn

oxidy). Udává se celosvětový průměr 0,53 ppm Cd v půdě, vyšší hodnoty na orné půdě ukazují na antropogenní vliv. Při pH nad 7,5 klesá rozpustnost Cd sloučenin a Cd je již málo pohyblivé. Velmi málo rozpustné sloučeniny jsou CdCO_3 a $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$. Ve všech typech půd je pohyblivost Cd silně ovlivněna hodnotou pH. V kyselých podmínkách jsou Cd ionty poutány organickou hmotou a seskvioxyd a v prostředí alkalickém vznikají Cd sraženiny. Nejvíce mobilní je Cd v oblasti hodnot pH 4,5 – 5,5. Sorpce kadmia v půdě probíhá velmi rychle.

Koncentrace Cd v půdním roztoku je poměrně malá a pohybuje se v rozmezí 0,2 – 6 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Kadmium je ve srovnání s ostatními kovovými mikroprvky nejvíce pohyblivé v různých typech půd (písčitéch i s organickým podílem) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

V kontaminované půdě se kadmium hromadí v povrchových vrstvách a představuje závažné zdravotní riziko. Vysoké koncentrace kadmia v půdě se vyskytují v blízkosti dolů, kde je těženo Pb a Zn a v oblastech, kde probíhá tavení kovů. Významnými zdroji kadmia jsou také čistírenské kaly a fosforečná hnojiva (Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Kabata-Pendias A. – Mukherjee A. B., 2007).

3.4.2.2. Výskyt kadmia v ČR

Obsahy Cd v rudách našich ložisek nebyly systematicky sledovány. Obsahy kadmia byly nalezeny ve sfaleritech z Příbrami (0,4 % Cd), Bohutína (1,4 %), Zlatých Hor (0,13 – 0,34 % Cd). Vysoké obsahy Cd byly nalezeny ve sfaleritech z Kutné hory. Kadmium je v ČR přítomno také v galenitu, bizmutinitu a pegmatitových fosfátech. Kadmium je přítomno v ČR také v horninách – vyvřelinách, v sedimentárních horninách - vápencích, pískovcích, břidlicích a nejvíce v hlinitých sedimentech (0,3 g Cd/t).

V dovážených rudách se vyskytuje v množství 0,10 – 0,25 g/t (ruské rudy) a 0,15 – 0,75 g/t (venezuelské a brazilské rudy).

Kadmium je přítomno také v soli pro posyp komunikací (0,08 g Cd/t), v krmné soli (0,01 g/t), v dovážených fosfátech, kyselině fosforečné a v minerálních hnojivech vyrobených v ČR nebo dovážených ze zahraničí. Dovážená ropa obsahuje průměrně 0,01 g Cd/t, vyšší obsahy jsou v motorové naftě a olejích. V uhlí v ČR je obsah Cd průměrně 3,2 g/t, v čerstvém popelu z elektráren až 80 g/t.

V pitné vodě ČR je průměrně 0,001 mg/l, nejvyšší přípustná koncentrace daná normou představuje 0,005 mg/l. Kontaminace kadmiiem byla většinou způsobena uvolněním Cd z pozinkovaných a pokadmiovaných trubek nebo z plastových trubek (soli Cd se používají při

výrobě plastů jako stabilizátory). Kadmium obsahují i atmosférické srážky. Mokrú atmosférická depozice na určitých lokalitách (Ústí nad Labem, Sokolovsko) činila 0,16 až 0,46 mg Cd/m² ročně.

V odpadních vodách z galvanoven, výroby a recyklace NiCd - akumulátorů a ze zpracování fosfátů bylo zjištěno 100 mg Cd/l a více. Zvýšené koncentrace Cd se vyskytují také v kalech z ČOV (limit pro kaly z ČOV je 13 mg Cd/kg). Vysoké koncentrace Cd jsou v sedimentech dna řek a rybníků – Labe až 60 mg Cd/kg) (Nekvasil et al., 1997).

3.4.2.3 Kadmium v ovzduší

V nekontaminovaných oblastech se koncentrace kadmia ve vzduchu pohybuje kolem 10⁻⁶ mg/m³. Významným zdrojem kadmia je tabákový kouř (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.4.3 Olovo

Olovo se koncentruje v kyselých magmatických horninách a jílovitých sedimentech, koncentrace Pb se zde pohybuje v rozmezí od 10 do 40 ppm. V ultrabazických horninách a vápenatých sedimentech pak od 0,1 do 10 ppm. Jsou známy dvě formy olova: primární je geogenního původu a do minerálů se inkorporovalo v procesu jejich vzniku, sekundární je radiogenického původu a vzniká rozpadem U a Th. Poměr různých forem olova se používá při určování stáří zkoumaných materiálů.

Olovo má chalkofilní vlastnosti, proto se v přirozeném stavu vyskytuje převážně jako galenit (PbS). Galenit často obsahuje příměsi Ag, Au, Cd, Ga, Ge, In, Se, Tl, nežádoucí je obsah As, Bi, Sb a Sn. Průmyslovým zdrojem je také kromě galenitu cerusit (PbCO₃), anglesit (PbSO₄) a některé sulfidy – např. boulangerit, bourmonit a jamesonit (Nekvasil et al., 1997). Pb se vyskytuje převážně jako kation Pb²⁺, je znám i oxidační stav 4. Během procesu zvětrávání sulfidy olova pomalu oxidují a mohou vznikat karbonáty, nebo se mohou inkorporovat do jílových minerálů, Fe a Mn oxidů a do organické hmoty. Pb má podobné vlastnosti jako K, Ba, Sr a Ca a může je nahrazovat v minerálech i v sorpčním komplexu (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.4.3.1 Olovo v půdě

Olovo je nejméně mobilním prvkem mezi těžkými kovy (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). V kyselých půdách se vyskytují formy Pb²⁺ a PbOH⁺, v alkalických jsou to Pb(OH)₂,

$PbCl^+$, $PbSO_4$ a fosfáty Pb. Do půdy se dostávají formou emisí Pb, PbS, PbO, $PbSO_4$, $PbBr_2$ a další. Migraci olova ovlivňují jílové minerály, organická hmota, oxidy Fe, oxidy Mn a fosfáty (Nekvasil et al., 1997). Xianjin et al. (2015) zkoumali přístupnost olova pro rostliny a prokázali, že obohacení půdy o hmotu organickou (rašelina, sláma, prasečí hnůj) a anorganickou (mletý fosfát, jednoduchý superfosfát, fosforečnan vápenato - hořečnatý) snížily dostupnost a příjem olova u rostliny pekingského zelí (*Brassica chinensis*), přičemž organická hmota snížila přístupnost rozpustné a výměnné formy olova významněji. Sláma a vepřový hnůj se na snížení příjmu olova podílely v největší míře a nesnižovaly přitom přístupnost dalších mikroprvků jako Fe, Mn, Cu a Zn. Tyto materiály mají tedy významný potenciál v remediacích půdy kontaminované olovem.

3.4.3.2 Olovo ve vodě a ovzduší

Olovo je obsaženo v říční a dešťové vodě, podzemních vodách, v pitných vodách, kde horní hranice obsahu je stanovena normou. Velké množství olova se dostává do vod také prašným spadem. Vysoké obsahy jsou v sedimentech dna rybníků a řek. V ovzduší se Pb vyskytuje jako přirozené pozadí, jeho koncentrace narůstá ve městech zatížených automobilovou dopravou (Nekvasil et al., 1997).

3.4.3.3 Výskyt olova v ČR

V ČR se olovo vyskytuje v magmatických ultrabazických horninách (0,1 – 1 g/t) a v kyselých (10 – 30 g/t). U jednotlivých hornin mohou koncentrace lokálně vzrůstat (40 – 150 g/t) v čedičích, andezitech, žulách, granodioritech. V metamorfovaných horninách se obsah Pb pohybuje průměrně kolem 15 – 20 g/t, v sedimentárních horninách kolem 16 g/t – nejnižší koncentrace obsahují pískovce, karbonáty a evapority, nejvyšší koncentrace vykazují fosfáty, jíly a břidlice. Pb je dále obsaženo v Fe rudách, posypové a krmné soli, fosfátech, ropě, uhlí, popelech a popílcích (Nekvasil et al., 1997).

3.4.3.4 Zdroje kontaminace životního prostředí

Olovo jako rizikový prvek ohrožující zdraví lidí i zvířat může do organismu vstupovat dvěma cestami: inhalací prachových částic a potravním řetězcem (Kabata-Pendias et Pendias,

2001). Průmyslovými zdroji olova jsou Pb odpady z výroby a odlévání olova, tiskáren, výroby akumulátorů a kabelů, kaly z čistění odpadních vod (Nekvasil et al., 1997).

3.4.3.5 Vliv olova na lidský organismus

Při akutní otravě olovem je nejčastěji postiženo trávicí ústrojí. Objevuje se nechutenství, poruchy zažívání, zácpa, kolikovitě bolesti břicha. U dětí se především v USA vyskytovala také encefalopatie – akutní postižení mozku, příčinou byly pravděpodobně dříve používané barvy s obsahem olova pro nátěry v interiérech. U dospělých se toto postižení vyskytovalo zřídka. Akutní forma se projevuje zvracením, apatií, ospalostí, hyperaktivitou, strnulostí. Někdy může nastat i zástava dýchání a srdeční činnosti. Při chronické otravě převládá zpočátku malátnost, pocit únavy, nespavost, pocit únavy dolních končetin, zácpa. Postižení jsou nápadně bledí, na dásních se vyskytuje šedý lem. U dětí byla pozorována také porucha funkce ledvin, která se obvykle upraví po léčbě cheláty. Olovo dále způsobuje poškození centrálního nervového systému (u dětí je vyvoláno již relativně nízkými dávkami olova) – projevuje se poruchami psychiky, intelektu a změnami chování (Bencko et al., 2011).

V Koreji byla zjištěna zvýšená koncentrace olova v krvi u dětí trpících deficiencí železa. Bylo prokázáno, že nedostatek železa snižuje u dětí IQ. Tento nedostatek může být primární, nebo může být způsoben sekundárně důsledkem expozice olovu a jeho zvýšené koncentrace v krvi (Kyoung et al., 2015).

3.4.4 Zinek

Zinek je šedobílý lesklý kov, na vlhkém vzduchu lesk mizí jako důsledek povrchové oxidace. Při normální teplotě je křehký. Dá se lehce tavit, slévat a je snadno těkavým kovem. Vytváří sloučeniny a slitiny s mnoha kovy, výjimkou jsou: Rb, Cs, Sr, Ba, Al, Ga, In, Tl, Sn, Pb, Cd, Cr. Je to kov diamagnetický.

Ve srovnání s olovem je zinek v litosféře zastoupen méně (70 – 83 g/t). Patří k chalkofilním prvkům. Zřídka se v přírodě vyskytuje ve formě ryzího kovu, většinou se vyskytuje ve formě Zn^{2+} sloučenin. V ložiscích je přítomen společně s Pb, Cu, Cd, Ga, Ge, In, Tl, Sb, As, U aj. Průmyslovými zdroji Zn jsou minerály: sfalerit (ZnS), smithsonit ($ZnCO_3$), zinkit (ZnO) a willemmit (Zn_2SiO_4).

V magmatických horninách má zinek téměř rovnoměrné zastoupení, pouze v mafických horninách je jeho obsah mírně zvýšen (80 – 120 ppm) a mírně snížen je v kyselých horninách (40 – 60 ppm). V jílových sedimentech a břidlicích je koncentrace zinku přibližně 80 – 120

ppm, v pískovcích a karbonátových horninách se pohybuje okolo 10 – 30 ppm. Zinek se objevuje především jako sulfid, může ale také zastupovat Mg^{2+} v silikátech. Během zvětrávacího procesu se zinek (mobilní forma Zn^{2+}) uvolňuje při rozpouštění minerálů především v kyselém prostředí a oxidačních podmínkách. Zinek je ale také snadno sorbován organickou hmotou i minerály a ve většině půdních typů se akumuluje v povrchových horizontech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.4.4.1 Zinek v půdě

V různých typech ekosystémů převažuje vstup zinku do půdy atmosférickým spadem nad jeho úbytkem vyplavováním a vazbou v organické hmotě.

Nejběžnějšími mobilními formami Zn jsou volné nebo komplexní ionty v půdním roztoku, mohou se ale vyskytovat také jiné pohyblivé kationtové formy specificky nebo nespecificky sorbované v půdě.

Zn může také vstupovat do některých vrstev mřížky silikátové struktury (např. montmorillonitu) a stát se tak velmi imobilním. Zinek vázaný v organické hmotě je poměrně málo stabilní, je však takto vázán v minerálních půdách ve velkém množství. Zinek je ve srovnání s jinými „těžkými kovy“ poměrně snadno pohyblivý, zejména v lehkých minerálních půdách. Rozpustnost a dostupnost Zn je negativně ovlivněna nasyceností vápníkem a fosfátovými složkami přítomnými v půdě (vztahuje se k adsorpci, ke srážení i k vzájemným interakcím mezi prvky). To má také praktický dopad pro zemědělství, kdy při převápnění, hnojení fosforečnými hnojivy a dodávání organické hmoty dochází k nedostupnosti Zn pro rostliny. Antropogenními zdroji Zn je především zpracování neželezných rud. V některých zemích se vyskytuje extrémně vysoká akumulace Zn v povrchových horizontech (Kabata- Pendias et Pendias, 2001; Adriano, D. C., 2001).

3.4.4.2 Výskyt zinku v ČR

Ložiska Zn se vyskytují v Horním Benešově, Dlouhé Vsi, Bartoušově, Kutné Hoře, Oskavě, Příbrami, Rejvízu. Rudy obsahují okolo 0,7 – 2,9 % Zn. V magmatických horninách je nejméně Zn v kyselých vyvřelinách, nejvíce pak v bazických horninách. V metamorfovaných horninách obsahují nejméně Zn mramory a kvarcity, nejvyšší obsahy jsou v eklogitech, rulách a amfibolitech. V sedimentech jsou koncentrace Zn větší než v horninách magmatických a metamorfovaných. Nejnižší jsou v psefitech, následují karbonáty a organické sedimenty, nejvíce Zn obsahují jíly a břidlice (100 – 300 g/t).

Zinek je také obsažen v Fe rudách a peletách, v posypové soli, fosfátech, v ropě, v uhlí, v popelech z uhlí elektráren a tepláren a v popílcích.

V nekontaminovaných říčních vodách činí obsah Zn asi 0,074 mg Zn/l, limit pro vodárenské toky je stanoven normami, Zn je obsažen dále i v sedimentech dna. V pitných vodách je to kolem 0,20 – 0,54 mg/l. Nejvyšší obsahy byly zjištěny ve studničních vodách ve Středočeském kraji (až 33 mg/l). Vysoké koncentrace byly naměřeny také ve srážkových vodách na Sokolovsku.

V ovzduší se Zn vyskytuje v přirozené koncentraci, ve velkých městech a v průmyslových oblastech byly naměřeny koncentrace $5 \cdot 10^{-4}$ až 0,002 mg/m³. Limit pro ovzduší je upraven normami.

Průmyslovým zdrojem Zn je výroba a slévání zinku, jako odpad je Zn obsažen v zinkové strusce, v prachu s obsahem Zn, zdrojem Zn je také výroba suchých baterií, kal s obsahem Zn z tiskáren a galvanoven, odpadní oxid zinečnatý z výroby a zpracování zinku, dalším zdrojem Zn je zinkový šrot a prach ze zpracování pozinkovaných ocelových plechů – autovraky, odlitky, mosaz a bronz (Nekvasil et al., 1997).

3.4.4.3 Vliv zinku na lidský organismus

Zinek je biogenní prvek, je důležitý pro funkci enzymů savců. Podílí se na syntéze bílkovin a má význam při transportu a využití glukózy v organismu. Vyznačuje se afinitou k histidinu, purinu a –SH skupinám (Nekvasil et al., 1997).

Lidské civilizaci je zinek znám již více než 2 tisíciletí. Staří Římané vyráběli ze zinkové rudy a mědi mosaz. Projevem toxického působení zinku je např. tzv. „horečka slévačů“. Projevuje se u pracovníků ve slévárenském průmyslu pocití malátnosti, bolestmi hlavy, suchem v ústech s pocitem kovové chuti, škrábáním v krku, bolestí na prsou a dráždivým kašlem. Po několika hodinách se objeví zimnice a horečka až 39 °C. Horečka trvá několik dní, je provázena pocením a pozvolna ustupuje. Na plicích lze zjistit nález podobný astmatu. Často je přítomen v moči cukr, někdy také bílkovina, bývá zjištěna také leukocytóza. Příčinou tohoto onemocnění je pravděpodobně tvorba komplexů Zn s bílkovinou v plicních sklípcích nebo v krevní plazmě. Horečka slévačů zřejmě nevznikne, pokud koncentrace zinku ve vzduchu nepřekročí 15 mg/m³.

Při inhalaci chloridu zinečnatého (ZnCl₂) může vzniknout těžké postižení dýchacího ústrojí, zánět nebo i otok plic. Byla popsána nehoda, při níž došlo u 70 pracovníků k expozici ZnCl₂, který unikl z generátoru, po několika hodinách deset pracovníků zemřelo, dalších 25

pracovníků bylo postiženo těžkým zánětem plic. U jednoho případu došlo k rozvoji plicní fibrózy, která se objevila za 18 dní po expozici $ZnCl_2$.

Po perorálním příjmu zinku byl jeho toxický účinek popsán vzácně. Může dojít k postižení slinivky břišní. Zvracení vyvolává dávka 225 – 450 mg zinku. Při používání pozinkovaných nádob k uskladnění kyselých potravin mohou vzniknout alimentární otravy.

Nebyla popsána chronická otrava zinkem.

Projevem nedostatku zinku jsou: retardovaný růst, zpoždění pohlavního dozrávání, anémie, současné zvětšení jater a sleziny a zvýšená pigmentace pokožky. U člověka je dostatečný příjem zinku důležitý pro správnou funkci imunitního systému. Při nízké hladině zinku v krevním séru dochází k pomalejšímu hojení ran nebo bércových vředů (Bencko et al., 2011).

Dostatečně vysoký obsah zinku je v potravinách bohatých na bílkoviny (10 – 50 mg/kg), malé množství naopak obsahuje ovoce (do 6 mg/kg) a zelenina (do 2 mg/kg). Doporučený denní příjem zinku u dětí je 4 – 10 mg, u mladistvých 8 – 12,5 mg/kg, u mužů 8 mg/kg a u žen 8 – 18 mg/kg (nejvyšší spotřebu zinku mají těhotné a kojící ženy) (Bencko et al., 2011).

3.5 Těžké kovy v rostlinách

3.5.1 Koncentrace těžkých kovů v prostředí a v rostlině

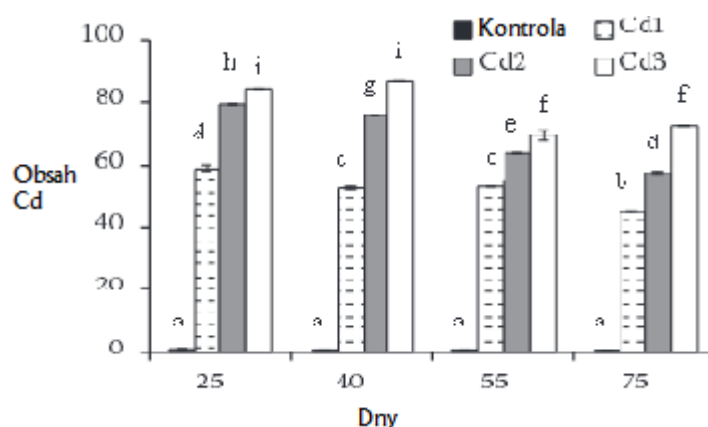
Rostoucí koncentrace těžkých kovů v půdě se projeví i vzrůstem jejich koncentrace v rostlině, tabulka č. 2 pro As a graf č. 1 pro Cd (Pavlík et al., 2010). Totéž bylo potvrzeno také Singh et al.(2008) u rostliny *Beta vulgaris* -palak (*Beta vulgaris L. var. All Green*) pro prvky Cu, Zn, Cd, Pb, Ni a Cr.

Tab. 2 Hmotnost sušiny a koncentrace As v nadzemní biomase v rostlině špenátu (*Spinacea oleracea*). As1 = 25 mg/kg půdy, As2 = 50 mg/kg půdy, As3 = 75 mg As/kg půdy

Ošetření	Výnos sušiny (g v nádobě)	Obsah As (mg.kg-1)
Kontrola	9,1 ± 1,5	0,425 ± 0,087
As1	7,1 ± 1,3	3,359 ± 0,015
As2	5,6 ± 1,2	4,410 ± 0,216
As3	3,6 ± 0,4	6,744 ± 0,138

Zdroj: Pavlík et al., 2010

Graf1. Akumulace kadmia v nadzemní biomase rostliny špenátu (mg/kg sušiny) po 25, 40, 55 a 75 dnech vegetace. Kontaminace půdy pro Cd1 = 30, Cd 2= 60, Cd3 = 90 mg/kg

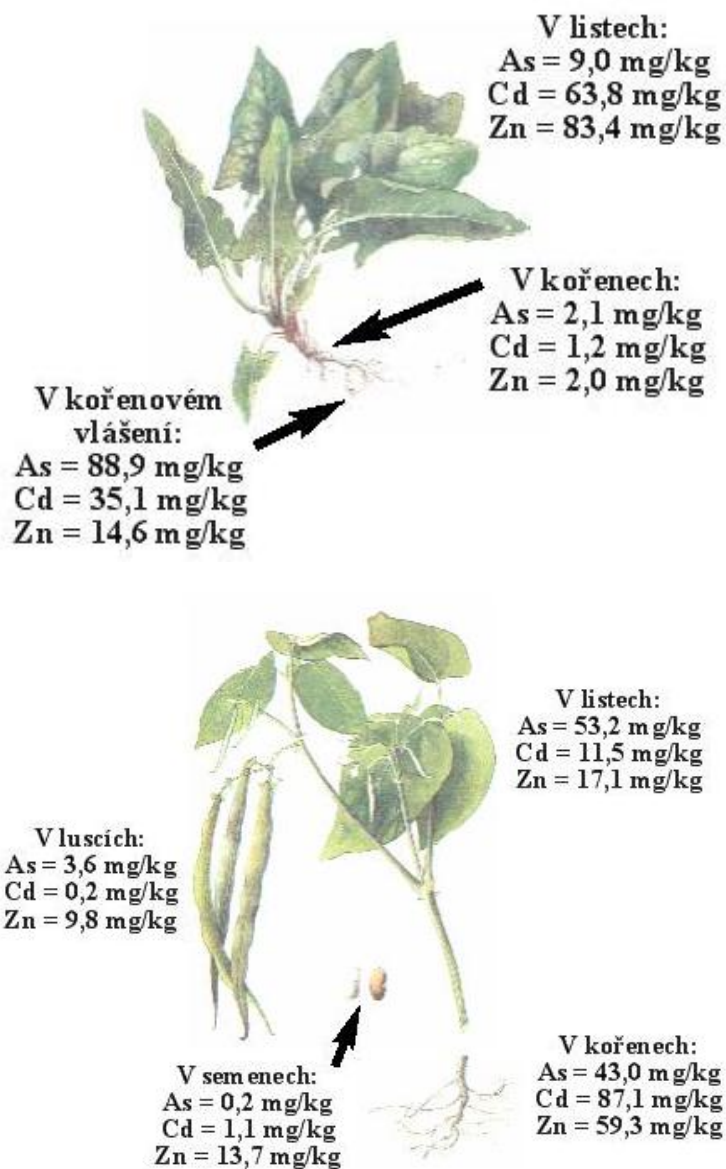


Zemanová et al., 2015.

3.5.2 Příjem těžkých kovů rostlinou a jejich akumulace v rostlinných orgánech

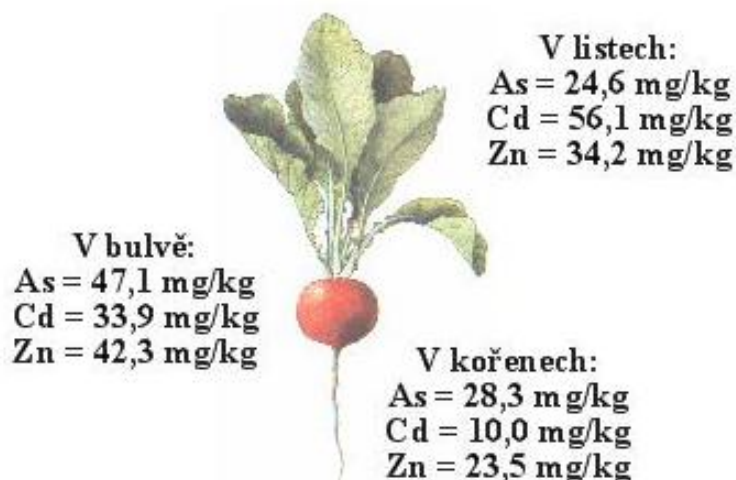
Schopnost prvku akumulovat se v jednotlivých rostlinných orgánech závisí na povaze prvku samotného i na druhu rostliny. Příklad distribuce arsenu, kadmia a zinku u různých druhů zeleniny je uveden na obrázku 2.

Obr. 2 Akumulace As, Cd a Zn v jednotlivých rostlinných orgánech u různých druhů zeleniny



Vaněk et al., 2012

Obr. 2 Akumulace As, Cd a Zn v jednotlivých rostlinných orgánech u různých druhů zeleniny



Vaněk et al., 2012

Vysoké dávky **kadmia** byly zjištěny např. v listech salátu a špenátu. Kadmium se snadno koncentruje především v kořenech rostlin. Proto listová a kořenová zelenina představuje zvýšené riziko vstupu kadmia do organismu. V Japonsku je hlavním zdrojem kadmia rýže, v některých zemích jsou to brambory. V poslední době se věnuje zvýšená pozornost obsahu Cd v kořenech mrkve, především s ohledem na zastoupení mrkve v dětské výživě. Pole s mrkví bývají také často hnojena fosforečnými hnojivými obsahujícími Cd. Kadmium se hromadí především v kořenech a listech, pravděpodobně nejmenší obsah Cd vykazují semena. V současnosti se ale zkoumají také obilniny jako možný potenciální zdroj Cd v potravě (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Olovo je hlavním prvkem kontaminujícím životní prostředí. Jeho koncentrace ve vegetaci se v některých zemích v posledních letech zvýšila vlivem kontaminace prostředí antropogenní činností. Rostlina je schopna přijímat olovo z půdy i ze vzduchu. Nejvíce kontaminovány jsou rostliny, které jsou vystaveny expozici olova z obou zdrojů – vzduchu i půdy (v blízkosti tavíren kovů). Menší kontaminace je způsobena zemědělskou činností, zejména aplikací kalů z čistíren.

Příjem olova rostlinou klesá se vzrůstem pH, na zvýšení pH se může podílet vápnění.

Kořeny rostlin je přijímáno 20 – 60 % Pb, listy je přijímáno 40 – 80 %. Ovoce a zelenina absorbuje olovo povrchem plodů. Vysoké obsahy Pb se vyskytují u mechů, jehličnanů, vrb a trav, ze zeleniny vykazuje vysoký příjem zelí, špenát a mrkev. V poslední době se věnuje

zvýšená pozornost organickým sloučeninám olova, neboť rostliny rostoucí na půdě kontaminované Pb tetraalkylovými sloučeninami vykazují vysoký obsah olova ve vegetativních i generativních orgánech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Nekvasil et al., 1997).

Zinek je některými autory považován za prvek v rostlině vysoce mobilní, jinými za středně mobilní. Při luxusním příjmu Zn některé rostlinné druhy přesunují značné množství tohoto kovu ze starých listů do generativních orgánů, ale v podmínkách nedostatku Zn ty samé rostlinné druhy mobilizují ze starých listů pouze malé množství Zn, nebo ho nevyužijí vůbec. Zinek se tedy shromažďuje především v dospělých listech, existují však i názory jiné. Kořeny většinou obsahují více Zn než vrcholy. Udává se, že zinek se nejvíce koncentruje v chloroplastech, zejména u některých rostlin (např. u špenátu). Zinek je pro metabolismus rostlin esenciálním prvkem, je složkou mnoha enzymů – dehydrogenázy, proteázy, peptidázy a fosfohydrolázy. Předpokládá se, že Zn posiluje rezistenci rostlin k suchu a horkému počasí, dále k bakteriálním a houbovým onemocněním. Rostlinné druhy se velmi liší v citlivosti k deficienci zinku. Rostliny obvykle dobře odráží změny obsahu zinku v růstovém médiu, proto jsou dobrými indikátory v biogeochemickém výzkumu. Některé genotypy jsou schopny akumulovat extrémně vysoké množství Zn, aniž by vykazovaly známky toxicity. Toxicitu mohou eliminovat metabolickými adaptacemi, omezením přítomnosti kovu v buňce nebo imobilizací zinku v zásobních tkáních.

U některých rostlin může být přebytečný Zn vázán v kořenech na kyselinu fytovou (sója, rajčata, zelí, kapusta, pšenice). Fyziologické účinky toxického působení zinku jsou pravděpodobně podobné ostatním těžkým kovům, zinek však není považován za kov s vysokou fytotoxicitou. Fytotoxické množství zinku závisí na rostlinném druhu, genotypu a na vývojové fázi rostliny. V kořenech může být kritické množství Zn vysoké, protože Zn je zde imobilizován v komponentech buněčné stěny nebo v nedifuzibilních Zn proteinech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.5.3 Interakce mezi prvky ovlivňující jejich příjem rostlinou

Vstup prvku do rostliny je ovlivněn synergickými nebo antagonistickými vztahy mezi prvky.

U **kadmia** je možná interakce Zn – Cd, příjem kadmia je většinou omezován zinkem v listech i kořenech, dále je pozorována inhibice absorpce Cd mědí. Při Cd – Ca interakci Ca^{2+} kationty

mohou nahradit Cd^{2+} kationty v mechanismu příjmu rostlinou, a tak příjem kadmia může být redukován zvýšením Ca^{2+} iontů (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Olovo stimuluje příjem kadmia, vztah mezi zinkem a olovem je antagonistický a ovlivňuje translokaci prvku z kořenů do nadzemních částí. Olovo může být podobné v některých fyziologických reakcích vápníku, proto inhibuje činnost některých enzymů. V půdách s Pb organogenními komplexy Ca^{2+} kationty významně neovlivňují příjem olova. Toxicitu olova snižuje také fosfor, vznikají nerozpustné fosfáty v pletivech rostlin a v půdě. Inhibici transportu olova z kořenů do listů způsobuje síra (Kabata-Pendias et Pendias, 2001; Eisler R., 2007).

Rozpustné formy **zinku** jsou rostlinám snadno přístupné. Výše příjmu zinku se významně liší podle rostlinného druhu a podle růstového média. Velmi důležité je složení živného roztoku, zvláště přítomnost Ca. Není zcela jasné, zda je zinek přijímán aktivním nebo pasivním způsobem, není také přesně známo, které formy sloučenin jsou rostlinou přijímány, všeobecně je přijímán názor, že přednostně jsou přijímány hydratované formy Zn a Zn^{2+} . Některé výzkumy potvrzují názor, že Zn je vázán v rozpustných nízkomolekulárních proteinech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.5.4 Inhibice růstu biomasy

Jedním z projevů poškození metabolismu rostlin toxickým působením těžkých kovů je inhibice růstu nadzemní biomasy při kontaminaci půdy i ovzduší (tab. 2, 3, 4). U pokusu s rostlinou salátu se míra inhibice růstu projevila odlišně při aplikaci prachových částic do půdy a na list (Pavlík et al. 2012). Prachové částice pocházející z prostředí zatíženého silným automobilovým provozem měly na inhibici růstu nadzemní biomasy větší vliv při aplikaci na list než při aplikaci do půdy. Při aplikaci na list u rostliny salátu (*Lactuca serriola*) poklesl výnos nadzemní biomasy na 45 % výnosu kontroly, zatímco při aplikaci prachových částic do půdy to bylo pouze 16 %. Také koncentrace jednotlivých prvků při aplikaci na list byly odlišné než při aplikaci do půdy. Koncentrace As, Cr a Pb v nadzemní biomase byla významně ovlivněna aplikací na list, u Cd převládal příjem tohoto prvku z půdy. Při aplikaci na list se významně zvýšil obsah As, Pb a Cr ve srovnání s Cd. Naopak při aplikaci do půdy byl obsah kadmia v nadzemní biomase oproti kontrole zvýšen o více než 65%. Cd vykazovalo větší potenciál vstupu do potravního řetězce než Pb.

Tab. 3 Základní data pokusu

Ošetření	Přidané živiny	Částice < 0,065 mm (30 g na nádobu)
1	NPK	0 - Kontrola
2	NPK	Půda
3	NPK	Listy

Pavlíket al., 2012.

Tab.4 Hmotnost sušiny a koncentrace jednotlivých stopových prvků v nadzemní biomase rostliny salátu (*Lactuca serriola*) PC = prachové částice

Ošetření sušiny	Výnos g/nádobu	As	Cd	Cr NO ₃ ⁻	Pb	N-
		mg/kg sušiny				
1. Kontrola	17,8 ± 3,6	0,63 ± 0,26	0,87 ± 0,20	0,24 ± 0,01	1,65 ± 0,49	116 ± 8
2. PC Půda	14,9 ± 4,8	1,00 ± 0,07	1,44 ± 0,43	0,33 ± 0,13	1,87 ± 0,82	222 ± 20
3. PC Rostlina	8,1 ± 1,6	1,24 ± 0,78	0,81 ± 0,39	1,14 ± 0,48	2,45 ± 1,70	345 ± 2

Pavlík et al., 2012.

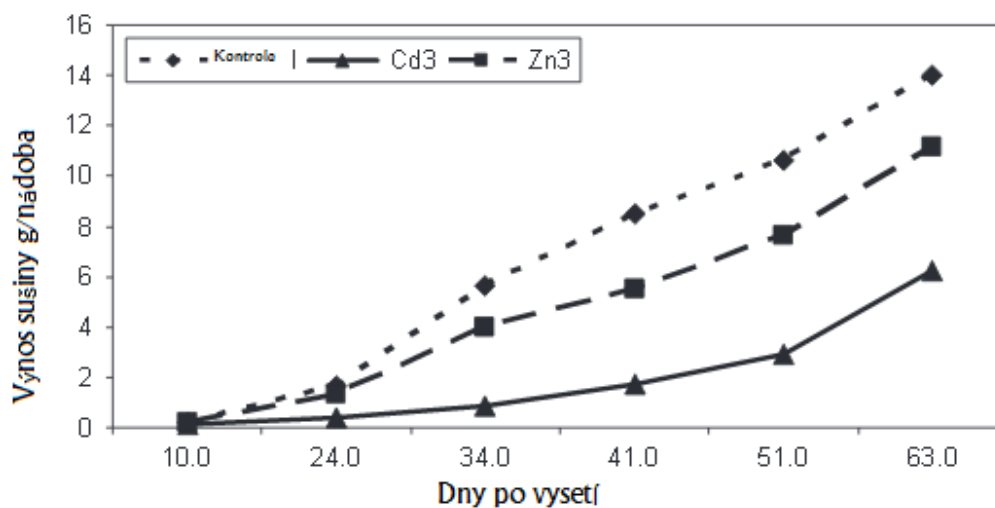
Specificky se vzhledem k výnosu biomasy chová zinek, což zřejmě souvisí s jeho esenciální povahou. Výnos sušiny se při kontaminaci tímto prvkem sníží podstatně méně ve srovnání s jinými těžkými kovy, také jeho koncentrace v nadzemní biomase je menší. Srovnání kontaminace půdy zinkem a kadmíem Pavlíková et al. (2008), prokázalo inhibici výnosu sušiny při kontaminaci kadmíem a pouze mírné snížení výnosu sušiny při kontaminaci zeminy zinkem během celé růstové periody rostliny špenátu (tab. 5 graf 2,3), přičemž nejnižší koncentrace obou těchto prvků v půdě byly zjištěny v době intenzivního vývoje rostliny, kdy dochází k intenzivnímu příjmu prvků z půdního roztoku (34 dnů po vysetí).

Tab. 5 Výnos sušiny a obsah zinku a kadmia v nadzemní biomase u rostliny špenátu 51 dnů po vysetí (*Spinacia oleracea*) Cd1 = 30, Cd2 = 60, Cd3 = 90 mg kg⁻¹, Zn1 = 250, Zn2 = 500, Zn3 = 750 mg kg⁻¹

Ošetření	Výnos sušiny (g/nádoba)	Obsah Cd (mg/kg)	Obsah Zn (mg/kg)
0	14,9 ± 2,52	0,44 ± 0,03	63,8 ± 1,8
Cd1	7,4 ± 1,3	39,80 ± 2,60	
Cd2	5,2 ± 1,2	56,23 ± 0,80	
Cd3	2,7 ± 0,4	72,45 ± 9,43	
Zn1	13,1 ± 1,9		275,7 ± 10,6
Zn2	11,2 ± 2,3		285,7 ± 5,4
Zn3	9,8 ± 2,4		295,3 ± 15,1

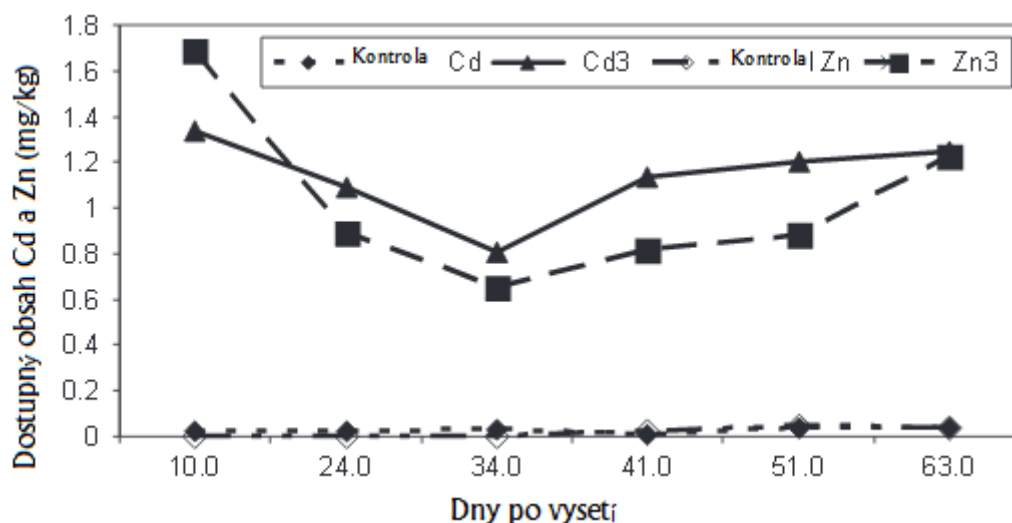
Pavlíková et al., 2008.

Graf 2 Výnos sušiny rostliny špenátu (*Spinacia oleracea*) během celé růstové periody. Byly použity pouze nejvyšší koncentrace (Cd3 = 90 mg kg⁻¹, Zn3 = 750 mg kg⁻¹).



Pavlíková et al., 2008.

Graf 3 Obsah přístupného zinku a kadmia (mg/ kg) v půdním roztoku během růstové periody rostliny špenátu (*Spinacia oleracea*). Cd3 = 90 mg/kg, Zn3 = 750 mg/ kg



Pavlíková et al., 2008

Tab.6 Obsah kadmia a zinku v nadzemní biomase rostliny špenátu (*Spinacia oleracea*) v průběhu celé růstové periody rostliny. Cd3 = 90 mg kg⁻¹, Zn3 = 750 mg kg⁻¹.

	Dny po vysetí					
	10	24	34	41	51	63
Obsah Cd (mg/kg)						
0	1,38 ± 0,09	0,82 ± 0,03	0,67 ± 0,08	0,56 ± 0,08	0,55 ± 0,09	0,45 ± 0,05
Cd3	156 ± 8,9	96,6 ± 6,4	81,1 ± 6,2	72,1 ± 5,9	64,9 ± 7,8	50,45 ± 5,3
Nárůst	113 x	118 x	121 x	129 x	118 x	112 x
Obsah Zn (mg/kg)						
0	185 ± 10,3	97 ± 5,4	84,3 ± 6,8	76,9 ± 7,2	68,6 ± 5,1	66,4 ± 5,4
Zn3	408 ± 12,2	334 ± 9,1	311,0 ± 7,2	294,3 ± 9,1	276,0 ± 8,9	260,5 ± 5,1
Nárůst	2,2 x	3,4 x	3,7 x	3,8 x	4,0 x	3,9 x

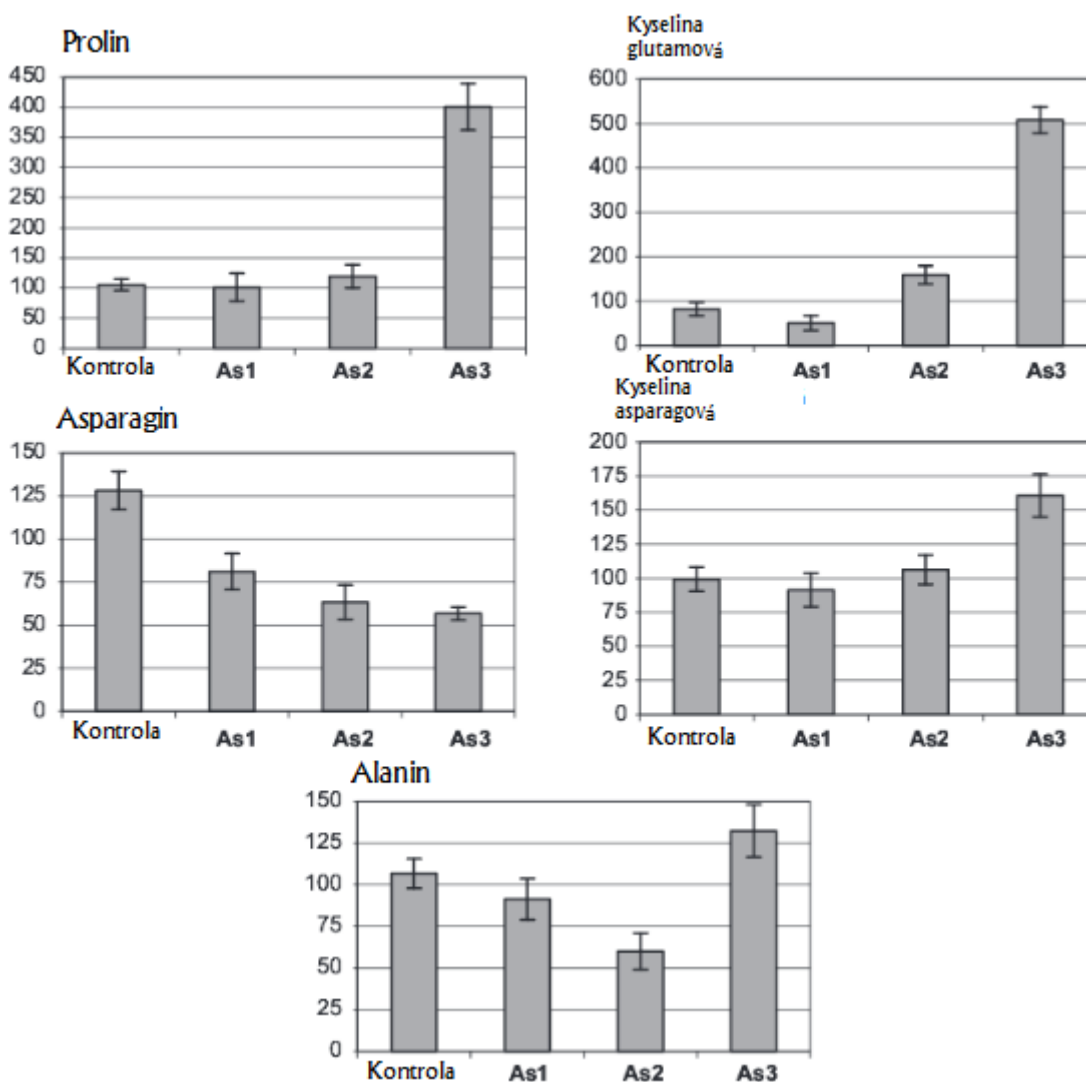
Pavlíková et al., 2008

Kadmium ve srovnání se zinkem pravděpodobně nemá pro rostlinu žádný biologický význam a je tedy prvkem mnohem více toxickým, odpověď rostliny na intoxikaci tímto prvkem je proto intenzivnější. Singh et al. (2008) hodnotili používání popela (s obsahem těžkých kovů), pro účel hnojení. Vzhledem k silné redukci biomasy aplikace popela pro listovou zeleninu není vhodná ani v malých dávkách.

3.5.5 Vliv těžkých kovů na koncentraci aminokyselin

Kontaminace těžkými kovy může způsobit nárůst i pokles koncentrace aminokyselin (graf č. 4).

Graf 4 Koncentrace aminokyselin v nadzemní biomase rostliny špenátu v $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$ sušiny (*Spinacea oleracea*). As1 = 25 mg As/kg půdy, As2 = 50 mg As/kg půdy, As3 = 75 mg As/kg půdy.



Pavlík et al., 2010.

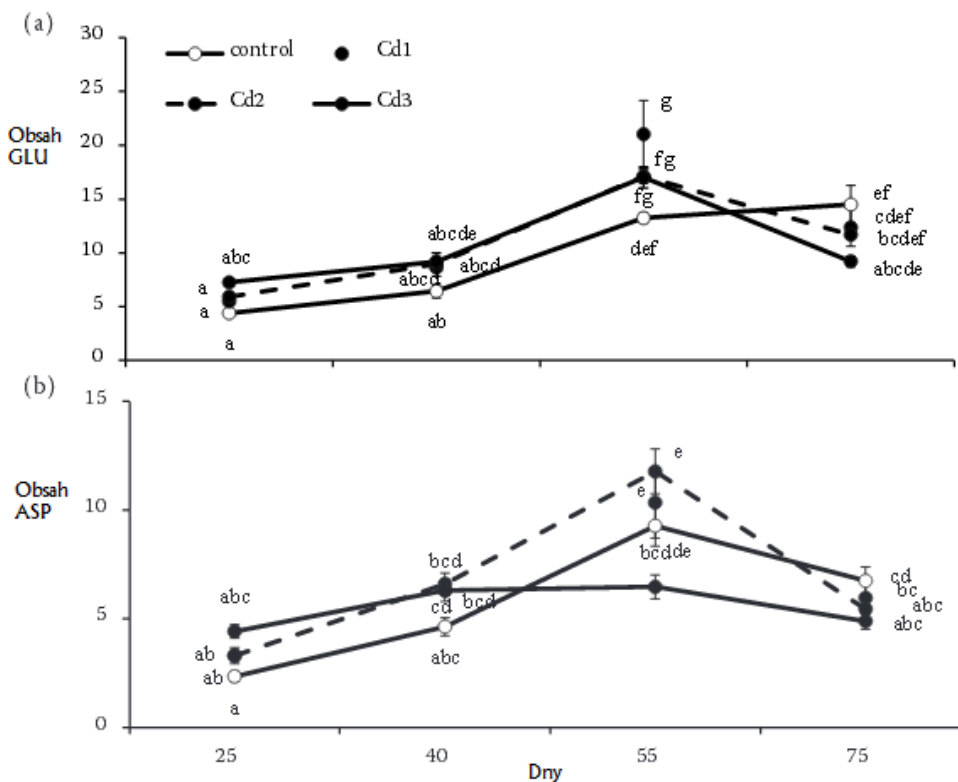
V pokusu s rostlinou špenátu bylo pozorováno zvýšení koncentrace prolinu a kyseliny asparagové u nejméně kontaminovaného vzorku půdy (vzorek As3 – zvýšení koncentrace o 381 % a 162 % ve srovnání s kontrolou). Vyšší koncentrace prolinu je účinným mechanismem, který vytváří rezistenci k abiotickému stresu. Chrání membrány a proteiny před škodlivým vlivem anorganických iontů. Prolin může „vychytávat“ hydroxylové radikály. Zrychlený katabolismus po odeznění stresových podmínek může poskytnout redukující

ekvivalenty, které podporují mitochondriální oxidativní fosforylaci a syntézu ATP pro zotavení ze stresu a pro reparaci poškození způsobených stresem (Pavlík et. al., 2010).

Pokles koncentrace byl pozorován u asparaginu. Vzniku asparaginu se účastní enzym asparaginsyntetáza v reakci vyžadující energii z ATP. Metabolismus fosforu v rostlině je však vlivem arsenu narušený a je také porušen energetický tok v buňkách. Arsen tedy inhibuje reakci vedoucí ke vzniku asparaginu a důsledkem je pak pokles jeho koncentrace. Podstatné zvýšení koncentrace bylo pozorováno také u glutamové kyseliny u vzorku se střední a nejnižší sledovanou kontaminací (As2 a As3) (zvýšení o 617 %). Obsah alaninu (regulátor intracelulárního pH) v rostlině se jako odpověď na stres značně zvyšoval při nejvyšší koncentraci arsenu v rostlině. (Pavlík et al., 2010).

Při kontaminaci kadmiiem bylo pozorováno hromadění velkého množství kyseliny glutamové a asparagové (graf č. 5) (Zemanová et al., 2015).

Graf 5 Koncentrace kyseliny glutamové (a) a asparagové (b) (v mmol/kg čerstvé hmoty) v nadzemní biomase špenátu (*Spinacea oleracea*) při různé úrovni kontaminace růstového média (Cd1 = 30, Cd2= 60, Cd3 = 90 g/kg půdy) a v určitém časovém úseku vegetace (po 25, 40, 55 a 75 dnech vegetace).



Zemanová et al., 2015.

Nejvyšší akumulace obou kyselin byla zjištěna u vzorku Cd3 (nejvíce kontaminován) po 55 dnech vegetace. Kyselina glutamová a asparagová jsou využívány k transportu dusíku v období jeho dostupnosti ze zdrojových orgánů do zásobních tkání, aby mohl být následně využit pro růst, obranný a reprodukční systém rostliny.

Prudký pokles obou aminokyselin byl zaznamenán v poslední růstové periodě - po 75 dnech vegetace (Zemanová et al., 2015).

Změnou koncentrace aminokyselin se projevil také účinek prachových částic (obsahujících těžké kovy As, Cd, Cr a Pb), které byly získány z prostředí silně zatíženého automobilovou dopravou, účinek prachových částic na obsah aminokyselin se v některých případech projevil odlišně v závislosti na aplikaci na list nebo do půdy (tab. 7) (Pavlík et al., 2012).

Aminokyseliny, u nichž se změna koncentrace výrazně lišila v závislosti na způsobu aplikace (list x půda) :

Větší účinek aplikace na **list**:

Při aplikaci prachových částic na list se snížila koncentrace kyseliny glutamové a asparagové o 75 a 78 % kontrolního ošetření, obsah alaninu se snížil pouze o 13%.

Kyselina glutamová a asparagová jsou klíčové aminokyseliny pro biosyntézu nukleových kyselin, ATP, cytokininů a chlorofylu, glutamová kyselina má také důležitou úlohu při detoxifikaci rizikových prvků tím, že tvoří fytochelatinu.

Asparagin, valin, tryptofan – koncentrace se zvýšila. Akumulace volného asparaginu může souviset s uvolněním již asimilovaného dusíku v proteinech a dalších sloučeninách. Valin – postranní řetězec valinu je základním stavebním kamenem rostlinných bílkovin. Tryptofan – podílí se na růstu rostliny. Je prekurzorem auxinu produkovaného rostlinou.

Větší účinek aplikace do **půdy**:

Prolin – koncentrace se zvýšila. Koncentrace vzrostla dále u **serinu** – souvisí s tvorbou glutationu a cysteinu, aplikace na list a do půdy měla přibližně stejný účinek.

Aminokyseliny, jejichž koncentrace byla pod hranicí detekce, nebo jejichž koncentrace se nezměnila:

Cystein, glutamin, glycin, leucin, izoleucin (Glutamin s některými dalšími aminokyselinami slouží k transportu dusíku ze zdrojových orgánů do zásobních tkání a vytváří tak během období dostatku dusíku rezervy pro následné využití v procesu růstu, při obranných a

reprodukčních procesech. Postranní řetězce leucinu a izoleucinu jsou základní stavební kameny rostlinných bílkovin.

Aminokyseliny Gln, Glu, Asp a Trp hrají důležitou úlohu při syntéze auxinu a cytokininů, těžké kovy proto porušením jejich metabolismu způsobují inhibici růstu biomasy u sledované rostliny salátu. Prokázala se korelace mezi koncentrací nitrátového dusíku v listech a koncentrací těchto aminokyselin.

Tab. 7 Obsah jednotlivých aminokyselin v nadzemní biomase rostliny salátu (*Lactuca serriola*)

Aminokyselina	Koncentrace aminokyselin v závislosti na ošetření ($\mu\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)		
	1. Kontrola	2. PC Půda	3. PC Rostlina
Glu	2430 ± 42	1608 ± 28	589 ± 21
Asp	2566 ± 58	1178 ± 32	571 ± 19
Asn	35,8 ± 2,8	71,0 ± 1,9	142 ± 10,9
Pro	98,4 ± 11,6	223 ± 48	123 ± 17
Ala	302 ± 36	294 ± 32	264 ± 36
Phe	52,3 ± 10,6	33,0 ± 9,8	31,3 ± 4,9
Trp	11,3 ± 2,6	20,1 ± 5,3	29,7 ± 4,9
Gly	33,4 ± 6,7	30,0 ± 7,9	28,8 ± 5,9
Val	a	37,1 ± 14,1	51,2 ± 10,9
Leu	34,8 ± 6,1	27,7 ± 3,7	39,4 ± 4,6
Ile	28,7 ± 4,1	24,7 ± 5,2	28,2 ± 1,7
Thr	a	163 ± 17	157 ± 21
Se	a	387 ± 21	361 ± 19

a – koncentrace volných aminokyselin byla pod hranicí detekce

Pavlík et al., 2012

3.5.6 Vliv těžkých kovů na aktivitu enzymů

Intoxikace těžkými kovy poškozuje i enzymatický aparát buňky, jedním z enzymů, jehož aktivita je intoxikací inhibována je enzym glutamátkináza (tab. 8). Tento enzym zahajuje biosyntézu prolinu z L – glutamátu. Inhibice biosyntézy prolinu však vede k využití glutamátu v metabolické dráze, která umožní syntézu fytochelatinů, což ve svém důsledku představuje účinný detoxifikační mechanismus buňky (Pavlík et al., 2010).

Tab. 8 Změny aktivity glutamátkinázy v rostlině špenátu (*Spinacea oleracea*) v nadzemní biomase.

Ošetření	Aktivita enzymu glutamátkinázy (% neošetřené kontroly)
Kontrola	100
As1	53,9
As2	39,5
As3	32,0

Zdroj: Pavlík et al., 2010.

Nejvyšší aktivita GKA u rostliny špenátu u nekontaminované rostliny je zaznamenána v první polovině růstové periody (graf č. 4). (Vrchol enzymatické aktivity byl zaznamenán 34 dnů po vysetí.) V tomto období je prolin intenzivně využíván k syntéze proteinů. Při kontaminaci kadmíem a zinkem dojde nejprve k poklesu GKA, což je zřejmě odpovědí na poškození buněčné aktivity a buněčných kompartmentů. Následně dojde opět k nárůstu GKA, mobilizaci obranných mechanismů a rezistenci rostliny ke stresu. V období maximální rezistence vůči stresu se GKA přiblížila hodnotám nekontaminované kontroly (41 dnů po vysetí u ošetření Cd3 a Zn3.) Konec aklimatizace rostliny na stres je provázen opětovným poklesem GKA (41 dnů po vysetí). Snížení GKA je ukazatelem vyčerpání rostlinného metabolismu a degradace proteinů za podmínek, které způsobí oxidativní stres u rostlin. Tento pokles GKA byl pozorován i u neošetřené kontroly, zde však redukce GKA souvisí pravděpodobně s nástupem generativní fáze růstu. Opětovný nárůst GKA byl pozorován u ošetřených i neošetřených vzorků na počátku kvetení, což souvisí se zvýšenou spotřebou volného prolinu v tomto období.

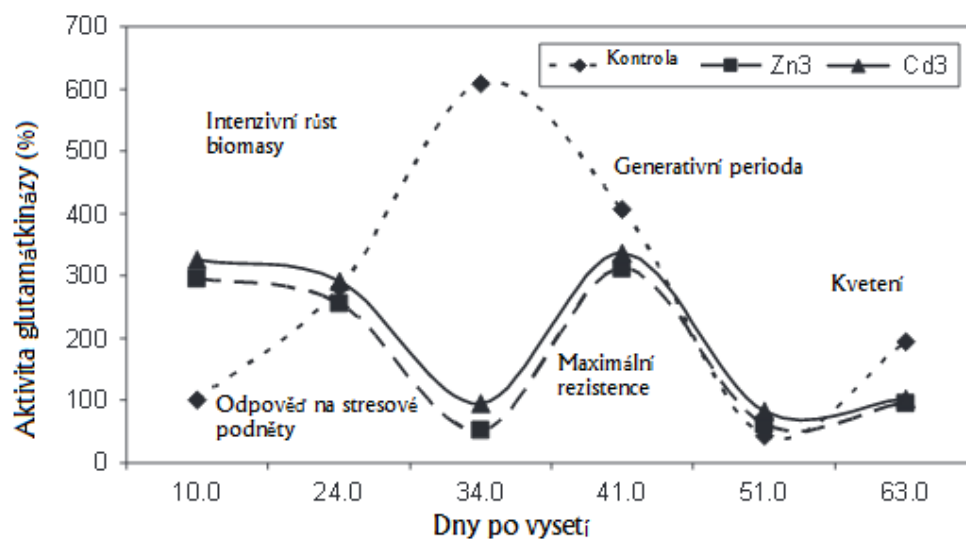
Aktivita enzymu glutamátkinázy se mění při chronickém stresu rostliny během celé růstové periody a souvisí se změnami metabolismu (graf 6). Může se tak stát vhodným biomarkerem stresu rostlin způsobeného těžkými kovy.

Tab. 9 Relativní změny aktivity glutamátkinázy v nadzemní biomase rostliny špenátu (*Spinacia oleracea*) 51 dnů po vysetí. Cd1 = 30, Cd2 = 60, Cd3 = 90 mg kg⁻¹, Zn1 = 250, Zn2 = 500, Zn3 = 750 mg kg⁻¹

Ošetření	Aktivita glutamátkinázy (% neošetřené kontroly)
0	100
Cd1	69,8 ± 1,6
Cd2	39,6 ± 2,0
Cd3	32,9 ± 1,9
Zn1	61,9 ± 2,4
Zn2	57,6 ± 1,6
Zn3	41,9 ± 1,7

Pavlíková et al., 2008.

Graf 6 Změny aktivity glutamátkinázy během celé růstové periody rostliny špenátu (*Spinacia oleracea*) v %. 100 % aktivitu představuje aktivita enzymu 10. den po vysetí



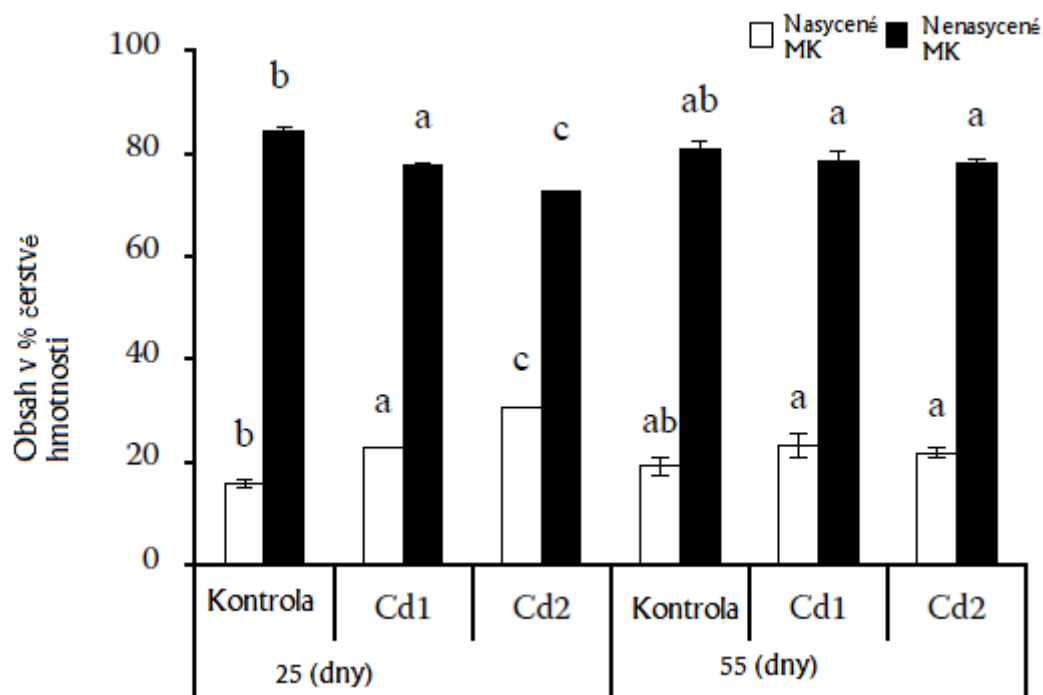
Pavlíková et al., 2008

3.5.7 Vliv těžkých kovů na metabolismus mastných kyselin

Podobně jako metabolismus aminokyselin je porušen i metabolismus mastných kyselin, což se rovněž projeví vzrůstem nebo poklesem jejich koncentrace (graf 7 a 8). Po 25 dnech vegetace se zvýšil obsah nasycených mastných kyselin u rostliny špenátu při kontaminaci

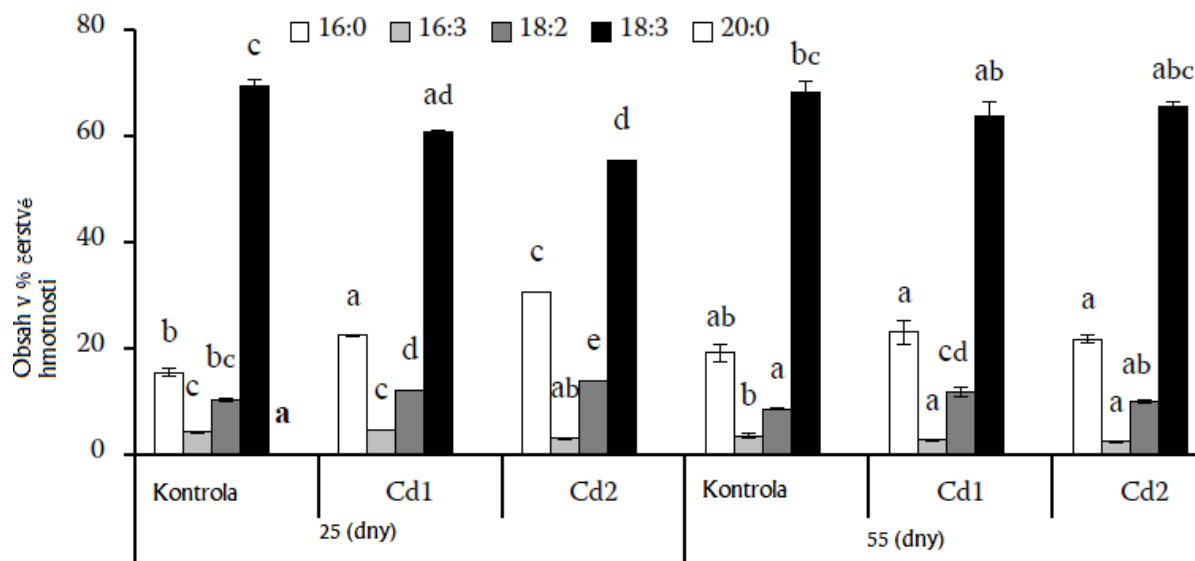
kadmiem až o 94 %. Detekovány byly kyselina palmitová (C:16) a arachidonová (C:20). Z nenasycených mastných kyselin se prokázala kyselina 7,-10,-13-hexadekatrienová, 9,-12-oktadekadienová (linolenová) a 9,-12,-15-oktadekatrienová (α -linolenová). Pro aklimatizaci na oxidativní stres rostliny potřebují hlavně kyseliny α -linolenovou (pokles) a linolenovou (nárůst). (U rostlin při oxidativním stresu je kyselina linoleová substrátem, který je rychle degradován na metabolity, které se využívají k produkci oxylipinů, např. kyseliny jasmonové a regulují růst a vývoj rostliny). U rostliny špenátu byl pozorován nárůst celkového obsahu nasycených mastných kyselin a pokles celkového obsahu nenasycených mastných kyselin. Na rozdíl od špenátu byly nasycené mastné kyseliny s velmi dlouhým uhlíkovým řetězcem nalezeny pouze v rostlinných hyperakumulátorech, u nichž jejich metabolismus představuje účinnou obrannou strategii. Biosyntéza velmi dlouhých řetězců mastných kyselin snižuje potřebu energie, která je nutná pro růst a vývoj rostliny. Katabolické procesy těchto mastných kyselin pak snižují citlivost rostlin na stres z prostředí (Pavlík et al., 2010).

Graf 7 Celkový obsah nasycených a nenasycených mastných kyselin v rostlině špenátu. Rostliny byly sklizeny po 25 a 55 dnech po zasetí. Cd 1 = 30, Cd 2 = 60 mg/kg.



Zdroj: Zemanová et al., 2015.

Graf 8 Obsah nasycených a nenasycených mastných kyselin v rostlině špenátu po 25 a 55 dnech po zasetí 16:0 – palmitová, 16:3 – hexadekatrienová, 18 :2 – linolenová, 18:3 – α -linoleová, 20:0 – arachidonová kyselina



Zemanová et al., 2015

Změny pozorované u aminokyselin a mastných kyselin, prokázaly silnou závislost na růstové periodě, což poukazuje na fakt, že zkoumání rostlinného metabolismu je nutné provádět v dosti dlouhém časovém rozpětí (Zemanová et al., 2015).

3.5.8 Vliv těžkých kovů na parametry výměny plynů

Těžké kovy rovněž snižují rychlost čisté fotosyntézy (P_n), vodivost průduchů (g_s) (důsledek vzrůstající koncentrace intercelulárního CO_2). Vzrostla naopak koncentrace intercelulárního CO_2 (C_i) při aplikaci prachových částic na list, aplikace do půdy však koncentraci CO_2 neovlivnila. Rychlost transpirace (E) vzrostla při kontaminaci prachovými částicemi o více než 88 % oproti kontrole. Hodnoty těchto parametrů (P_n , g_s , E , C_i) prokázaly závislost na obsahu rizikových prvků v biomase rostliny – zejména na obsahu As, Cr a Pb . U Cd nebyla zřetelná závislost parametrů (P_n , g_s , E , C_i) prokázána (tab. 10,11).

Tab. 10 Vliv kontaminace prachovými částicemi na intercelulární koncentraci CO₂ (C_i), na rychlost čisté fotosyntézy (P_N), vodivost průduchů (g_s) a na rychlost transpirace) (E) u rostliny salátu (*Lactuca serriola*) 75. den po zasetí. Z těchto dat byla stanovena efektivnost využití vody (WUE = P_N / E).

Ošetření	C _i (vpm)	P _N (μmol CO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	g _s (mol m ⁻² s ⁻¹)	E (mmol H ₂ O m ⁻² s ⁻¹)	WUE
1. Kontrola	336,82 ± 9,56	11,31 ± 1,25	0,92 ± 0,26	3,04 ± 0,64	3,72
2. PC Půda	346,22 ± 12,43	7,46 ± 1,05	0,61 ± 0,08	3,78 ± 0,32	0,16
3. PC Rostlina	387,46 ± 12,71	2,75 ± 1,44	0,26 ± 0,14	5,73 ± 0,89	0,05

Pavlík et al., 2012

Tab. 11 Lineární korelace (R²) mezi parametry výměny plynů a obsahem rizikových prvků v nadzemní biomase rostliny salátu (*Lactuca serriola*).

Parametry výměny plynů	As	Cd	Cr	Pb
C _i (vpm)	0,79	0,18	0,99	0,99
P _N (μmol CO ₂ m ⁻² s ⁻¹)	0,97	0,02	0,87	0,96
E (mmol H ₂ O m ⁻² s ⁻¹)	0,87	0,11	0,97	1,00
G _s (mol m ⁻² s ⁻¹)	0,97	0,02	0,85	0,96
Obsah N-NO ₃ ⁻ (mg N kg ⁻¹ sušiny)	0,97	0,02	0,86	0,96

Pavlík et al., 2012

3.5.9 Vizuální symptomy toxického působení těžkých kovů

Kromě omezeného růstu rostliny se intoxikace těžkými kovy projeví i na vzhledu rostliny. U Cd je to např. poškození kořenů, chloróza listů a červenohnědé zbarvení okrajů listů nebo žilek. U intoxikace arsenem se objevuje vadnutí listů, fialové skvrny (zvýšení obsahu antokyanů) a zbarvení kořenů. Příznaky toxicity zinku jsou chlorózy zejména mladých listů (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Obrázek č. 3 ukazuje Cd nekontaminovanou a kontaminovanou variantu rostliny špenátu.

Obr. 3 Vliv kontaminace zeminy na růst rostliny špenátu – vlevo nekontaminovaná kontrolní varianta, vpravo kontaminovaná varianta 90 mg Cd/kg zeminy

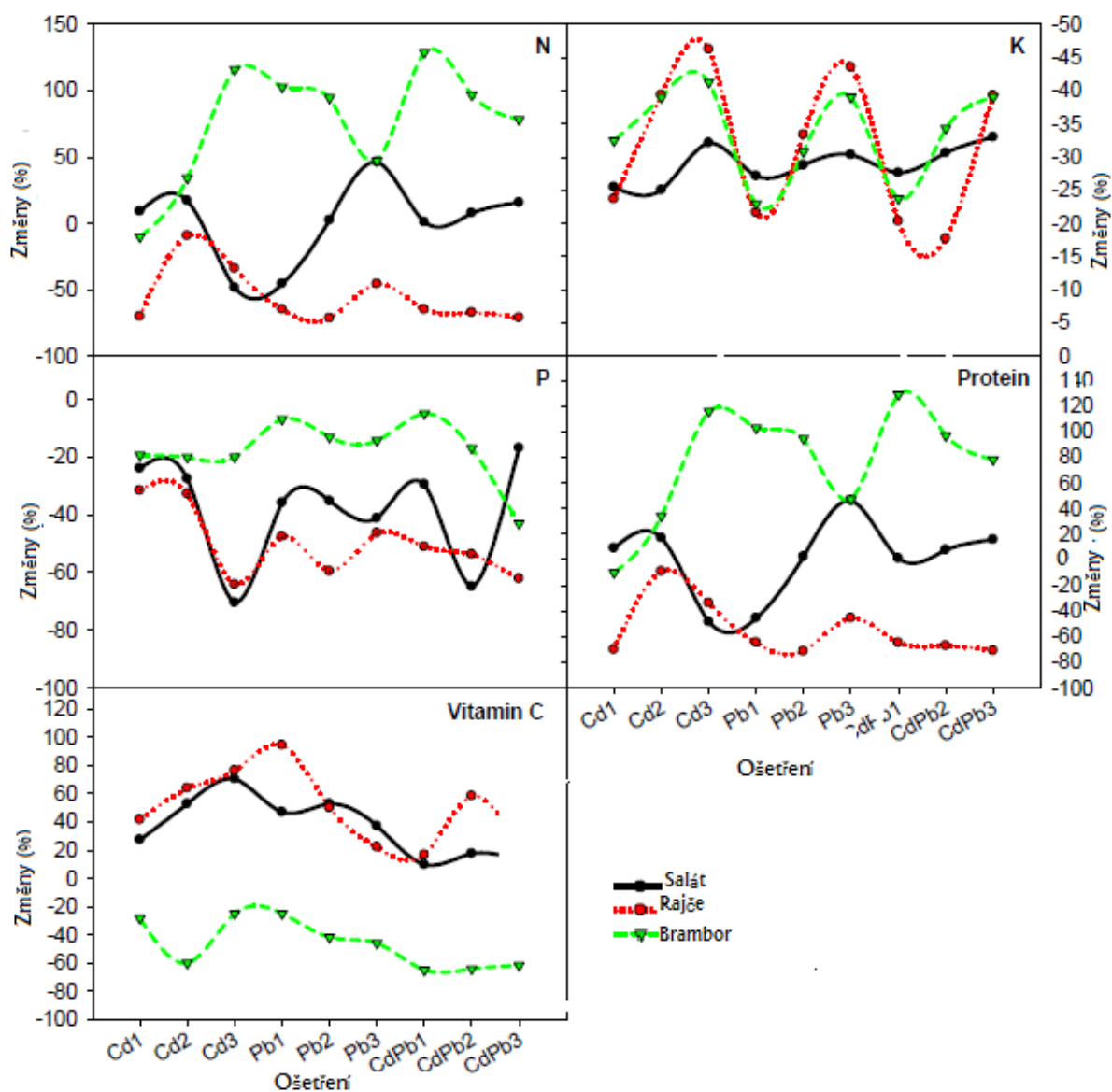


Foto archiv KAVR

3.5.10 Ovlivnění nutričních hodnot

Zelenina je bohatým zdrojem makro- a mikroživin. Kontaminovaná půda může jejich obsah výrazně ovlivnit. Rostlina reaguje buď poklesem, nebo nárůstem obsahu jednotlivých živin v závislosti na koncentraci toxického kovu v prostředí, významnou úlohu mají synergické či antagonistické vztahy mezi prvky, odlišně reagují i různé rostlinné druhy vlivem různých absorpčních mechanismů (např. u rajčete se redukoval obsah dusíku, u salátu a brambor byl pozorován jeho nárůst i pokles, obsah fosforu při zvyšující se koncentraci těžkých kovů poklesl u všech tří rostlinných druhů – graf 9) (Khan et al., 2016).

Graf 9 Změny (%) v koncentraci makroživin u bramboru, rajčete a salátu v závislosti na koncentraci toxických kovů. Cd1= 1 mg/kg, Cd2 = 2,5 mg/kg, Cd3 = 5 mg/kg Pb1 = 200 mg/kg, Pb2 = 300 mg/kg, Pb3 = 400 mg/kg CdPb1 = 1/200 mg/kg, CdPb2 = 2,5/300 mg/kg, CdPb3 = 5/400 mg/kg



Khan et al., 2016.

4 Závěr

Těžké kovy se v přírodě vyskytují přirozeně jako součást hornin, do životního prostředí vstupují také vlivem antropogenní činnosti. Při určitých koncentracích působí na živé organismy toxicky. Způsob, jakým jsou rostlinami přijímány je shodný i pro rostlinné živiny a ostatní prvky. Těžké kovy jsou možnou příčinou abiotického stresu rostlin a ovlivňují jejich metabolismus. Existují různé mechanismy, které rostlinám umožňují škodlivý účinek těžkých kovů eliminovat. Těžké kovy se v listové zelenině ve srovnání se zeleninou kořenovou a plodovou lehce akumulují, snižují její nutriční hodnotu a představují riziko vstupu do potravního řetězce, což může vážně ohrožovat zdraví lidí, zejména rizikových skupin, jako jsou nemocní a děti.

5 Seznam literatury

Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag, New York. 866 s. ISBN 0-387-98678-2

Balík, J., Pavlíková, D., Hlušek, J., Provazník, K. 2004. Zdroje rizikových prvků v životním prostředí. In: Jakl, M., Pavlíková, D. (eds.). Racionální použití hnojiv. Sborník z 10. Mezinárodní konference. Power Print, Praha. 22 – 29. ISBN: 80-213-1232-7.

Bencko, V., Novák, J., Suk, M. 2011. Zdraví a přírodní podmínky (Medicína a geologie). Dolin, s.r.o. Praha. 382 s. ISBN: 978-80-905047-0-7.

Eisler, R. 2007. Eisler`s encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals. Elsevier, Amsterdam. 950 s. ISBN 978-0-444-53105-6

Jiang, X., Zing, X., Fan, X., Chao, S., Zhu, M., Cao, H. 2015. Levels of arsenic pollution in daily foodstuffs and soils and its associated human health risk in a Down in Jiangsu Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 122. 198 - 204

Kabata-Pendias A. – Mukherjee A. B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 550 s. ISBN 978-3-540-32713-4

Kabata – Pendias, A., Pendias, H. 2001. Trace elements in Soils and Plants. CRC Press LLC. Florida. 412 s. ISBN : 0-8493-1575-1.

Khan, A., Khan, S., Alam, M., Khan, A. M., Aamir, M., Qamar, Z., Rehman U., Z., Perveen, S. 2016. *Chemosphere* 146. 121 - 128

Lemaire, M., Silva L. F. N., Lemairé, C. A., Bolt, A. M., Molina, M. F., Krohn, R. M., Smits, J. E., Lehoux, S., Mann, K. K. 2015. Arsenic Exposure Increases Monocyte Adhesion to the Vascular Endothelium, a Pro – Atherogenic Mechanism. *PLOS ONE* / DOI : 10. 1371/ journal.pone.0136592. September 2.

- Pavlík, M., Pavlíková, D., Zemanová, V., Hnilička, F., Urbanová, V., Száková, J. 2012. Trace elements present in airborne particulate matter – Stressors of plant metabolism. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 79. 101 – 107
- Pavlík, M., Pavlíková, D., Staszková, L., Neuberg, M., Kaliszová, R., Száková, J., Tlustoš, P. 2010. The effect of arsenic contamination on amino acids metabolism in *Spinacea oleracea* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 73.1309 -1313.
- Pavlíková, D., Pavlík, M., Staszková, L., Motyka, V., Száková, J., Tlustoš, P., Balík, J., 2008. Glutamate kinase as a potential biomarker of heavy metal stress in plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70. 223 – 230
- Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek a kol. 1998. *Fyziologie rostlin*. 488 s. ISBN: 80-200-0586-2.
- Raja, S., Cheema, H. M. N., Barbar, S., Khan, A. A., Murtaza, G., Aslam, V. 2015. Socio – economic background of wastewater irrigation and bioaccumulation of heavy metals in crops and vegetables. *Agricultural Water Management*. 158. 26 – 34.
- Singh, A., Sharma K. R., Agrawal, B. S. 2008. Effects of fly ash incorporation on heavy metal accumulation, growth and yield responses of *Beta vulgaris* plants. *Bioresource technology* 99. 7200 - 7207
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., Montanarella, L. 2016. Heavy metals in agricultural soils of the European union with implications for food safety. *Environment International* 88. 299 - 309
- Trebichavský, J., Havrdová, D., Blohberger, M. *Toxické kovy*. 1998. NSO – Ing. František Nekvasil. Kutná Hora. 509 s.
- Vaněk, V., Balík, J., Černý, J., Pavlík, M., Pavlíková, D., Tlustoš, P., Valtera, J. 2012. *Výživa zahradních rostlin*. Academia. Praha. 568 s. ISBN: 978-80-200-2147-2.

Zemanová, M., Pavlík, M., Pavlíková, D., Kyjaková, P. 2015. Changes in contents of amino acids and profile of fatty acids in response to kadmium contamination in spinach. *Plant, Soil and Environment* 61 (6). 285 – 290).

Xu, Li., Lu, A., Wang, J., Ma, Z., Pan, L., Feng, X., Luan, Y. 2015. Accumulation status, sources and phytoavailability of metals in greenhouse vegetable production systems in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 122. 214 – 220