

Distribuce rtuti v rostlinách brambor

Bc. Radka Kučerová

Diplomová práce
2007



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická
Ústav inženýrství ochrany živ. prostředí
akademický rok: 2006/2007

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Radka KUČEROVÁ**
Studijní program: **N 2808 Chemie a technologie materiálů**
Studijní obor: **Inženýrství ochrany životního prostředí**

Téma práce: **Distribuce rtuti v rostlinách brambor**

Zásady pro vypracování:

1. V literární části popište současné poznatky o výskytu těžkých kovů v životním prostředí, zaměřte se zejména na rtuť. 2. Založte a vedte nádobový pokus se stupňovanými dávkami rtuti v půdě. Jako indikační plodinu použijte brambory. 3. U vypěstovaných hlíz proveďte chemické analýzy na obsah rtuti a základních jakostních ukazatelů podle metodik ÚKZ ÚZ. 4. Získané výsledky statisticky vyhodnoťte a porovnejte s literárními zdroji publikovanými v posledních dvaceti letech.

Rozsah práce:

Rozsah příloh:

Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**

Seznam odborné literatury:

Vedoucí diplomové práce:

Ing. Otakar Rop, Ph.D.

Ústav potravinářského inženýrství a chemie

Datum zadání diplomové práce:

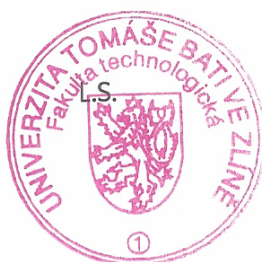
5. února 2007

Termín odevzdání diplomové práce:

25. května 2007

Ve Zlíně dne 1. února 2007


prof. Ing. Ignác Hoza, CSc.
děkan




doc. Ing. Jaromír Hoffmann, CSc.
ředitel ústavu

ABSTRAKT

Cílem diplomové práce bylo přispět ke studiu rtuti a jejího vlivu na rostliny brambor. V literární části je popsána problematika těžkých kovů, převážně rtuti v životním prostředí. Práce byla řešena formou nádobového pokusu se stupňovanými dávkami rtuti v půdě. Jako indikační plodina byla použita velmi raná odrůda brambor *KOMTESA*. U vypěstovaných brambor byly sledovány výnosové parametry, obsah rtuti a základních jakostních ukazatelů v hlízách. Po provedení a statistickém vyhodnocení chemických analýz bylo zaznamenáno, že zvyšující se množství rtuti v půdě má za následek i zvyšující se obsah rtuti v hlízách brambor. Získané výsledky jsou porovnány s nejnovějšími poznatky o distribuci rtuti v rostlinách.

Klíčová slova: rtuť, brambory, výnos, hlíza, slupka, dužnina, základní jakostní ukazatele, distribuce.

ABSTRACT

The aim of the diploma work was to contribute to the research of mercury and its influence to the potato plant. Literature part describes problem of heavy metals, especially mercury at the environment. The research was provided in terms of pot trial with graduating concentration of mercury in soil. As the indicating growt the very early kind of the potato plant, *KOMTESA*, was use. At the cultivated potato the yield parameters, concentration of mercury and the basic qualitative indicators was monitoring in the bulbs. After finishing and statistic avaluation of the chemical analysis was find that the increasing concentration of the mercury in soil is resulting with increasing concentration of the mercury in the bulbs of the potato plant. Obtained results were compared with the latest knowledges about the distribution of the mercury in plants.

Keywords: mercury, potatoes, yield, bulb, jacket, flesh, basic qualitative indicators, distribution.

Na tomto místě bych chtěla poděkovat vedoucímu mé diplomové práce Ing. Otakaru Ropovi, Ph.D. za odborné vedení a cenné rady při vypracování této diplomové práce.

Dále chci poděkovat Mgr. Monice Černé a laborantce Věře Zbrankové za vytvoření velmi dobrých pracovních podmínek a za pomoc při práci v laboratoři.

Rovněž velké dík patří моým rodičům, kamarádům a kolegům za všestrannou podporu a pomoc při celém mém studiu.

Souhlasím s tím, že s výsledky mé práce může být naloženo podle uvážení vedoucího diplomové práce a ředitele ústavu.

Prohlašuji, že jsem na celé diplomové práci pracovala samostatně a použitou literaturu jsem citovala.

Ve Zlíně, dne 25. 05. 2007

.....

Bc. Radka Kučerová

OBSAH

ÚVOD	8
I TEORETICKÁ ČÁST	9
1 VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ	10
1.1 VÝSKYT RTUTI V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	11
1.2 VÝSKYT OSTATNÍCH TĚŽKÝCH KOVŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	13
1.2.1 Arsen	13
1.2.2 Olovo	13
1.2.3 Chrom.....	14
1.2.4 Kadmium.....	15
2 VÝZNAM KOVŮ VE VÝŽIVĚ ROSTLIN	17
2.1 BIOCHEMISMUS MIKROELEMENTŮ V ROSTLINÁCH.....	17
2.1.1 Mangan.....	17
2.1.2 Měď.....	18
2.1.3 Molybden	19
2.1.4 Zinek	19
2.1.5 Bor.....	20
2.2 BIOCHEMISMUS TĚŽKÝCH KOVŮ V ROSTLINÁCH.....	21
2.2.1 Biochemismus rtuti v rostlinách.....	21
2.2.2 Biochemismus ostatních těžkých kovů v rostlinách	22
2.2.2.1 Kadmium	22
2.2.2.2 Olovo	23
2.2.2.3 Chrom	24
2.2.2.4 Arsen.....	24
2.2.2.5 Nikl	24
3 BRAMBORY	26
3.1 ANATOMICKÁ CHARAKTERISTIKA	26
3.2 CHEMICKÁ CHARAKTERISTIKA BRAMBOROVÝCH HLÍZ	28
3.3 TĚŽKÉ KOVY V BRAMBORÁCH	30
4 ŠKROB	32
II PRAKTICKÁ ČÁST	34
5 CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE	35
6 METODIKA	36
7 VÝSLEDKOVÁ ČÁST	38
7.1 VÝNOSOVÉ PARAMETRY VELMI RANÝCH BRAMBOR PĚSTOVANÝCH NA PŮDĚ KONTAMINOVANÉ RTUTÍ	38
7.2 VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH ZÁKLADNÍCH JAKOSTNÍCH UKAZATELŮ V DUŽNINĚ HLÍZ BRAMBOR.....	40
7.2.1 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah sušiny v dužnině hlíz brambor	40

7.2.2	Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah škrobu v dužnině hlíz brambor	41
7.2.3	Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah fosforu v dužnině hlíz brambor	42
7.2.4	Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah hrubé bílkoviny v dužnině hlíz brambor.....	43
7.3	VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH RTUTI VE SLUPCE HLÍZ BRAMBOR	45
7.4	VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH RTUTI V DUŽNINĚ HLÍZ BRAMBOR	46
7.5	VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH RTUTI V DUŽNINĚ HLÍZ BRAMBOR PO KUCHYŇSKÉ ÚPRAVĚ - VAŘENÍ.....	47
7.6	POROVNÁNÍ OBSAHU RTUTI V DUŽNINĚ PŘED A PO KUCHYŇSKÉ ÚPRAVĚ HLÍZ BRAMBOR U JEDNOTLIVÝCH VARIANT SE STUPŇOVANÝMI DÁVKAMI RTUTI.....	48
8	DISKUZE	50
9	ZÁVĚR.....	56
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	59
	SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK	67
	SEZNAM OBRÁZKŮ	71
	SEZNAM TABULEK.....	72
	SEZNAM PŘÍLOH.....	73

ÚVOD

Vlivem antropogenní činnosti se v posledních desetiletích začínaly projevovat celosvětové změny životního prostředí. Hovoří se též o světových ekologických problémech, které se dotýkají všech složek životního prostředí. S rozvojem moderního průmyslu a techniky stoupá celosvětově produkce a spotřeba těžkých kovů. Tento stav s sebou přináší i zvyšování jejich koncentrace v životním prostředí člověka, což je vážný hygienický a ekologický problém, jehož význam narůstá především v průmyslově rozvinutých zemích. Těžké kovy jsou látky cizorodé, se kterými se příroda většinou nedokáže sama vypořádat a tím dochází k akumulaci těchto látek a znečišťování biosféry (vody, půdy, ovzduší).

Při vysokém obsahu těžkých kovů v biosféře může dojít k akumulaci těchto prvků v rostlinách a nejen důsledkem potravinového řetězce mohou vniknout tyto látky i do těl živočichů a lidského organismu. U člověka mohou tyto látky vyvolat karcinogenní, mutagenní nebo teratogenní účinky a tím organismus poškodit.

Brambory jsou jednou z nejdůležitějších plodin, která zajišťuje výživu obyvatel. Slouží jako potravinová doplňková k dosažení fyziologicky vyvážené stravy. Význam je dán tím, že plní nejen funkci potravinu objemovou, ale i sytící a ochrannou. S touto plodinou se setkáváme i ve výživě zvířat. Neméně zanedbatelnou funkci plní také brambory v průmyslu, a to zejména ve škrobárenství. V celosvětovém měřítku je 52% produkce brambor využíváno jako potravinová, 34% krmivo pro zvířata, 11% na sadbu a zbylé 3% na výrobu škrobu a lihu.

Diplomová práce má návaznost na několik předešlých ročníků, kdy se sledoval vliv stupňovaných dávek rtuti u různých zemědělských plodin (brambory, rajčata aj.).

Ve své diplomové práci jsem se zaměřila v literární části na problematiku rtuti a ostatních těžkých kovů v životním prostředí a biochemismus těchto látek v rostlinách. Pozornost je věnována i bramborám, které jsou používány jako indikační plodina v experimentální části. Velmi raná odrůda brambor *KOMTESA*, byla pěstována v půdě, kde byla na počátku aplikována rtuť v různých koncentracích. Po sklizni byly stanoveny výnosové parametry. Zaměřila jsem se na analýzu obsahu základních jakostních ukazatelů a množství rtuti v hlízách brambor. Výsledky měření jsem statisticky vyhodnotila v závislosti na rozdílné kontaminaci rtuti v půdě.

I. TEORETICKÁ ČÁST

1 VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Těžké kovy patří mezi skupinu látek, které označujeme jako látky pro živé organismy cizorodé [1]. Jsou definovány jako kovy, jejichž specifická hmotnost je větší než 5 gramů na 1 cm³ [2].

Těžké kovy se nalézají ve všech sférách životního prostředí. Vyskytují se v pedosféře, hydrosféře i v atmosféře. Z těchto vrstev se těžké kovy dostávají do jednotlivých částí rostlin a do tkání živočichů.

Hlavními antropogenními zdroji kontaminace těžkými kovy je spalování fosilních paliv, hlavně uhlí a nafty [3]. Tyto paliva obsahují vysoké množství toxických kovů a metaloidů [1]. Tím dochází také ke znečišťování ovzduší a půdy emisemi. Dále mezi významné zdroje patří doprava, průmyslová výroba a zpracování kovů, použití jednotlivých prvků v průmyslu a technice a s tím související produkce odpadů, používání minerálních hnojiv a jiných agrochemikálií, případně aplikace čistírenských kalů do půdy [3].

Vedle toho jsou zdrojem v menší míře i přirozené procesy jako voda, půda, zvětrávání hornin, lesní požáry a vulkanická činnost [1,3].

Mnoho z těžkých kovů nemusí být při nízkých koncentracích toxické k živým ekosystémům, mohou však setrvávat dlouhou dobu uložené v půdě a zde se postupně kumulovat [1].

Z hlediska životního prostředí a jeho ochrany lze za nejvíce nebezpečné označit tyto chemické prvky: kadmium, rtuť, olovo, arsen a chrom. Jako rizikové k nim přiřazujeme ještě mangan, nikl, radon a vanad, kobalt, měď, selen, antimon, vanad, cín, vizmut, berylium a řadu dalších prvků, u kterých je nutnost sledovat obsahy v životním prostředí [2].

1.1 Výskyt rtuti v životním prostředí

Rtuť (Hg) je těžký kov s nízkou teplotou tání. V životním prostředí se nachází v různých chemických a fyzikálních formách [4]. Nejběžněji se vyskytuje ve třech formách. Jako dvojmocný kationt (Hg^{2+}), elementární (Hg^0) a methylrtuť (CH_3Hg) [5]. Jednou z nejtoxičtějších sloučenin rtuti je methylrtuť, která může způsobit hromadné otravy u lidí [4]. Vyskytuje se ve všech složkách životního prostředí [6].

Nejznámějším případem otravy rtutí byla tzv. nemoc Minamata (Japonsko), kdy v padesátých a šedesátých letech minulého století vypouštěla japonská chemická továrna splašky obsahující rtuť přímo do moře. Chronická otrava se nejprve objevila jako záhadné onemocnění psů, koček, ptáků a dalších zvířat, kteří podléhali šílenství – divoce skákali, svíjeli se v křečích a bezhlavě se vrhali do moře. Později se začala nemoc objevovat i u rybářů. Zjistilo se, že se jedná o lokální nakažlivou chronickou otravu z potravin u lidí nejhudších oblastí. V rybách ze zálivu bylo nalezeno 0,557 ppm rtuti, z toho 0,315 ppm methylrtuti. Do roku 1973 si nemoc vyžádala 71 mrtvých. Trojnásobné množství lidí zůstalo invalidních s postižením nervové soustavy [7].

Rtuť je jediný kov, který je za normálních podmínek tekutý. Je poměrně špatným vodičem tepla, ale dobrým elektrickým vodičem. Rtuť snadno tvoří slitiny (amalgámy) skoro se všemi běžnými kovy. Běžným oxidačním stavem je Hg^+ (např. chlorid rtuťný), Hg^{2+} (např. chlorid rtuťnatý, dusičnan rtuťnatý).

Rtuť se používá na výrobu chemikálií, v elektrotechnice, dále také jako náplň do teploměrů a tlakoměrů, při výrobě amalgámů (např. použití ve stomatologii), v nátěrových hmotách jako antibakteriální a fungicidní přísady, v chemii (polarografie – kalomelová elektroda obsahující chlorid rtuťnatý) atd.[6].

Rtuť se vyskytuje v přírodě především v podobě minerálu rumělky, která je v podle chemického názvosloví označována jako sulfid rtuťnatý (HgS) [3]. Přestože je výskyt rtuti v přírodě ve velmi nízké koncentraci, existují lokality se zvýšeným obsahem a to tam, kde se tyto minerály těží. Tradičními výrobci rtuti jsou Itálie, Španělsko, USA, Mexiko, Čína, Slovinsko a jiné státy [8]. Průměrný obsah Hg v zemské kůře je asi $0,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [3].

Většina emisí rtuti je antropogenního původu. Primárním zdrojem je spalování fosilních paliv a odpadů. Významné jsou emise způsobené těžbou a zpracováním rud s obsahem rtuti. Asi 15% celkových emisí rtuti se dostává do půdy z hnojiv, fungicidů a

komunálního odpadu. Dále také dochází k uvolňování rtuti do vod prostřednictvím průmyslových odpadních vod [6]. Celkové množství rtuti vstupující do atmosféry se odhaduje na 150 tisíc tun ročně [3].

Velká část rtuti se v životním prostředí vyskytuje ve formě elementární, nebo anorganických sloučenin. Elementární rtuť je za normálních podmínek kapalná a dochází k částečnému odpařování. Některé mikroorganismy (bakterie, fytoplankton, plísně) jsou schopny přeměňovat anorganickou rtuť na její organické formy. Organická rtuť se potom snadno hromadí v potravním řetězci. Nejvyšší obsah organické rtuti se nachází v tělech mořských ryb a houbách [6].

Obsah rtuti v nekontaminovaných půdách České republiky se pohybuje v průměru kolem 0,01-0,3 mg.kg⁻¹. Nejvyšší nadlimitní hodnota obsahu rtuti byla naměřena v lokalitě Nové Heřmínovy u Bruntálu, a to 69 mg.kg⁻¹. Vysokou kontaminaci rtuti vykazuje okres Nový Jičín. Nadlimitní hodnoty jsou zde způsobeny především imisemi ze zpracování kovů.[9]

Tolerovatelná denní dávka celkové rtuti pro dospělého člověka činí 50 µg a tolerovatelná denní dávka methylrtuti 33 µg (při tělesné hmotnosti 70 kg). Z potravy se resorbuje v tenkém střevě asi 7% přítomné rtuti. Vstřebaná rtuť se zachycuje v játrech, ledvinách a mozku. Část rtuti z jater je vyloučena žlučí do střeva. Rtuť se hromadí ve vlasech a nehtech. Z hlediska toxikologie potravin je nejdůležitější methylrtuť vzhledem k jejímu výskytu v rybách. Hlavní orgány, které jsou poškozeny při intoxikaci rtutí a jejími sloučeninami, jsou ledviny a mozek. Při otravě methylrtutí převažují neurotoxické účinky. Dochází k poruchám smyslových funkcí (zraku, sluchu, rovnováhy), poruchám řeči a polykání. Objevují se morfologické změny v mozku a mentální poruchy. Methylrtuť má také teratogenní účinky: riziko poškození plodu nastává již u matek, u kterých koncentrace rtuti ve vlasech dosáhne asi 15-20 mg.kg⁻¹. Přitom příznaky otravy se u dospělých jedinců objevují až při koncentraci rtuti ve vlasech vyšších než 30 mg.kg⁻¹. Otrava anorganickými sloučeninami rtuti může vést ke snížení produkce moči, nebo až k selhání ledvin. Současně se dostavují i změny psychiky. K otravě elementární rtutí může dojít buď inhalací par nebo požitím rtuti. Dlouhodobý příjem nízkých dávek Hg (chronické působení) má za následek nervové poruchy, uvolňování a vypadávání zubu, resp. poruchy ledvin [10].

1.2 Výskyt ostatních těžkých kovů v životním prostředí

Mezi těžké kovy můžeme zařadit kromě rtuti (Hg) také kadmium (Cd), olovo (Pb), arsen (As), chrom (Cr), které jsou považovány za potenciálně nejnebezpečnější [2].

1.2.1 Arsen

Arsen (As) je v životním prostředí široce zastoupen. Zvýšené obsahy jsou často v oblastech ložisek některých jiných kovů. Emise arsenu jsou odhadovány na 73 540 t.rok⁻¹, kdy 60% je ze zdrojů přirozených a zbylých 40% z antropogenních zdrojů. V České republice je zvýšený obsah arsenu v půdách okolo tepelných elektráren na severu Čech. Arsen se řadí mezi karcinogenní prvky, zejména jeho trojmocná forma a taky je známa jeho mutagenita [11].

Arsen je do ovzduší uvolňován z přírodních i antropogenních zdrojů. Hlavním zdrojem emisí arsenu je vulkanická činnost, v menší míře přispívají emise z odumřelé vegetace [4]. Antropogenní emise do ovzduší unikají při tavení kovů, při spalování paliv, zejména nízkokvalitního hnědého uhlí a při aplikaci pesticidů [12]. Koncentrace arsenu v podzemních vodách závisí na obsahu arsenu v horninovém prostředí. Neobvykle vysoké úrovně arsenu byly popsány v uhličitánových minerálních vodách na Novém Zélandu, v Rumunsku, Rusku a USA [11]. V prokysličených vodách se arsen nachází v pětimocné formě, za redukčních podmínek převažuje forma trojmocného arsenu [13].

1.2.2 Olovo

Olovo (Pb) je jeden z nejrozšířenějších těžkých kovů. Jde o lesklý, měkký stříbrošedý kov s velkou odolností vůči korozi. Olovo vytváří sloučeniny s mocenstvím Pb^{2+} a Pb^{4+} . Nejstálejší jsou sloučeniny dvojmocného olova.

Vysoká odolnost olova vůči korozi byla dříve využívána ke konstrukci vodovodního potrubí. V průmyslu se tento kov používá na vyrábění elektrických akumulátorů a střeliva. Olovo se používá i na pracovištích, kde se pracuje s rentgenovým zářením a gama paprsky, jelikož je velice účinně pohlcuje. Významnou sloučeninou je tetraethylolovo, které se

přidávalo do benzínu (tzv. olovnatý benzín, dnes nahrazen bezolovnatým), kde zpomalovalo rychlost hoření a zvyšoval oktanové číslo paliva [6].

Olovo se vyskytuje v půdách, vodě i ovzduší [11]. Dostává se do ovzduší přirozeně ve formě prachu, kouře, aerosolů a z mořské vody a uvolňuje se také při lesních požárech. Mnohonásobně většími zdroji znečištění jsou antropogenní činnosti. Hlavními zdroji jsou spalovací procesy – spalování odpadů a olovnatého benzínu, těžba a zpracování olova. Zdrojem olova ve vodách mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů, sklářského průmyslu a důlních vod [6]. Zdrojem kontaminace půd olovem jsou imise z hutí, automobilového provozu, těžby rud, aplikace čistírenských kalů a průmyslových kompostů do půdy [6,11]. U silně kontaminovaných půd olovem se v ČR pohybují obsahy i několika tisících $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejvíce jsou zatíženy oblasti kovohutí [11].

Olovo se ve vzduchu váže na prachové částice, které jsou buď inhalovány, spláchnuty dešťovou vodou do půdy či vody nebo se usazují na povrchu rostlin. Rozpustnost olova ve vodě je velice nízká. Tento kov je toxický ve vodě pro živočichy u dna a u ryb dochází k akutní intoxikaci poškozením žáber a následně úhynem udušením. V půdě se olovo váže na půdní částice v povrchové vrstvě, orbou se však může dostat hlouběji. Přítomnost olova v půdě je zdrojem expozice pro rostliny a živočichy [6].

1.2.3 Chrom

Chrom (Cr) je stříbrolesklý kov, který se vyskytuje ve formě elementární (Cr^0) a dále ve sloučeninách s oxidačním číslem Cr^{2+} , Cr^{3+} a Cr^{6+} . Čistý chrom je v kyslíkové atmosféře nestálý, okamžitě se tvoří tenká vrstvička oxidu, která je nepropustná pro kyslík a kov tak chrání před další oxidací.

Chrom se často používá v ocelářství, k výrobě speciálních slitin nebo ke galvanickému pokovování. Chromité soli a chromany slouží k vybarvování tkanin, k moření a leptání kovů, při výrobě organických barviv a v kožedělném průmyslu při vyčiňování kůží.

Do ovzduší se chrom dostává ve velkém množství v prachových částicích uvolněných při spalování fosilních paliv, ze spaloven komunálního odpadu, z výfukových

plynů automobilů a z cementáren. Antropogenním zdrojem chrómu jsou dále odpadní vody z barevné metalurgie, povrchové úpravy kovů, kožedělného a textilního průmyslu.

Šestimocný chrom je pro živé organismy výrazně toxičtější než chrom trojmocný, v přítomnosti organických látek se však rychle transformuje na Cr^{3+} . Cr^{3+} se poměrně silně váže na částice půdy, proto se ve vodě rozpouští pouze malé množství této oxidační formy. Některé sloučeniny chrómu jsou vysoce toxické a karcinogenní. Emise chrómu do prostředí, kde se může akumulovat například v zeminách či sedimentech, jsou proto velmi nežádoucí, protože z takových rezervoárů může být chrom například změnou vnějších podmínek i za mnoho let uvolněn a způsobit závažné škody a zdravotní rizika.[6]

Chrom patří v malém množství k prvkům esenciálním pro živočichy, u rostlin nebyla jeho esencialita potvrzena. Toxicita u rostlin se projevuje především sníženými výnosy [11].

1.2.4 Kadmium

Kadmium (Cd) se rovněž přirozeně vyskytuje v zemské kůře. Často v rudách provází zinek a olovo. Do půd se dostává z kalů (čistírny odpadních vod), atmosférickou depozicí a částečně provází fosforečná hnojiva. Mezi rizikovými prvky se vyznačuje relativně vysokou mobilitou jak v půdním profilu, tak v systému půda – rostlina, popřípadě půda – voda [11].

Kadmium je stříbřitý, měkký, kujný a tažný kov. Svými vlastnostmi se podobá zinku. Kadmiové prachy obsahují různé sloučeniny kadmia, například chlorid kademnatý. Kouř, vznikající během spalování (např. odpadu), kadmia se skládají z malých částíček kadmia nebo oxidu kademnatého. Nejběžnějším oxidačním stavem je Cd^{+2} , může se ale vyskytovat i v oxidačním stavu Cd^{+} .

Asi 3/4 množství kadmia slouží k výrobě Ni-Cd akumulátorů a solárních baterií. Většina zbývajících čtvrtiny se používá na výrobu pigmentů, jako stabilizátory plastů, k legování mědi a k tvorbě ochranných povlaků a pokovování. Některé sloučeniny kadmia slouží jako fungicidy.

Mezi hlavní antropogenní emise kadmia patří: těžba a zpracování kadmia, spalování fosilních paliv a odpadů, hnojení fosfátovými hnojivami s obsahem kadmia, využití

čistírenských kalů (spalování, aplikace na půdy), galvanické pokovování a výroba Ni-Cd akumulátorů.

Kadmium je velmi toxický prvek, který má schopnost hromadit se v potravních řetězcích. Může se vyskytovat ve všech složkách životního prostředí a akumulovat se v půdách a sedimentech s rizikem potenciálního nárazového uvolnění, například změnou pH. Jeho toxické působení na člověka je skutečně mimořádně závažné. Zcela důvodné je proto pečlivé sledování emisí a jejich minimalizace.[6]

2 VÝZNAM KOVŮ VE VÝŽIVĚ ROSTLIN

V rostlinách či v půdě probíhá neustále velké množství chemických pochodů. Dochází ke slučování jednoduchých chemických látek ve složitější sloučeniny, ale i k pochodům opačným [14].

2.1 Biochemismus mikroelementů v rostlinách

Charakteristickou zvláštností mikroelementů je, že na jedné straně jsou nenahraditelné z hlediska nároků rostliny, ale při vysokých koncentracích mohou vykazovat toxický vliv a negativně ovlivňovat kvalitu rostlinných produktů [15]. Mikroelementy ve spojení s enzymatickými systémy mají funkci katalytickou. Mnohé z těchto prvků zvyšují efektivitu využití hlavních živin (kyslík, vodík, uhlík, dusík, fosfor, draslík aj.) a přímo nebo nepřímo ovlivňují kvalitu rostlinných produktů [16]. Mezi základní mikroelementy ve výživě rostlin patří mangan (Mn), měď (Cu), molybden (Mo), zinek (Zn) a bor (B) [15].

2.1.1 Mangan

Obsah manganu (Mn) v rostlinách kolísá mezi 0,001 – 0,01% sušiny. Množství Mn je charakteristické pro jednotlivé druhy rostlin. Různý může být také v orgánech jedné a téže rostliny. Nejbohatší jsou obaly semen a plodů, zárodky semen a zelené listy. [15] V buněčné struktuře je Mn obsažen především v cytoplazmě. [17]

Rostliny mangan přijímají jako Mn^{2+} nebo jako Mn-chelát. [15] Jeho vstup do rostlin je usnadněn při vyšší kyselosti prostředí. [17] Příjem manganu je v rostlině řízen metabolicky a je ovlivňován vápníkem, hořčíkem, zinkem a železem [16]. Pohyblivost manganu v rostlině je velmi nízká, jako transportér tohoto kovu slouží látky peptidického charakteru, které mohou být shodné pro několik kovů. [15] Mangan je koenzymem nebo aktivátorem mnoha dehydrogenáz, hydroxyláz, dekarboxyláz, ale i dalších enzymů. Tento prvek je potřebný při vytváření lamelární struktury tylakoidů v chloroplastech a je součástí supermolekulárního komplexu fotosystému II, štěpícího molekuly vody při fotosyntéze.

[18] Při zvýšené hladině manganu v rostlinách bylo prokázáno, že iont Mn^{2+} katalyzuje přechod Fe^{2+} na Fe^{3+} a tak jej imobilizuje a tím také negativně ovlivňuje transport železa do nadzemních orgánů rostlin.

Mangan má vliv na příjem těžkých kovů a je nezbytný při redukcí nitrátů [19].

Nedostatek či nadbytek manganu vyvolává zvláštní chlorózu, která se projevuje u rostlin tvorbou charakteristických skvrn nebo pruhů na listech. Chloroplasty granulují a spolu s obsahem celé buňky odumírají. [17]

Na přihnojení manganem dobře reaguje cukrovka, krmná řepa, obiloviny, luštěniny, brambory, ovocné stromy, vinná réva a brukvovité rostliny. [15]

2.1.2 Měď

Obsah mědi (Cu) v rostlinách kolísá mezi 1,5 až 8,5 $mg \cdot kg^{-1}$ sušiny. Měď tvoří v půdě jednomocné a dvojmocné kationty, snadno reaguje s organickými látkami. Hromadí se hlavně v listech, převážně v chloroplastech. Ve větších koncentracích se vyskytuje také v dozrávajících semenech. Přestože měď tvoří snadno komplexní sloučeniny, je její pohyblivost v rostlinách vysoká. Zvláště snadno se pohybuje ze starých do mladých listů [17]. Pohyb mědi je závislý na jejím obsahu v rostlinách [16].

Ve vztahu k chlorofylu má specifickou stabilizační funkci. Měď zintenzivňuje oxidační pochody a dýchání rostlin. Napomáhá syntéze bílkovin, které tvoří příslušné struktury chloroplastů [17]. Měď společně s železem a manganem se podílí na redukcí nitrátů a při nedostatku mědi dochází k destrukci bílkovin [19].

Při nedostatku či nadbytku mědi se projevují u rostlin chronická onemocnění. U těchto rostlin v pozdějším období ontogeneze dochází k postupnému odumírání listů, jejich zasychání a změně barvy do silně žlutých odstínů. Takto jsou postiženy především staré listy. Dalšími příznaky nedostatku mědi je zastavení růstu, pokles turgoru a vadnutí [15]. Nedostatek mědi je nejčastěji pozorován na rašelinových půdách a na půdách s vysokým obsahem organických látek [16].

Nejcitlivější na nedostatek mědi v půdě reaguje oves, ječmen, pšenice, špenát, cibule a nejméně citlivé jsou brambory, fazole hrách, sója a trávy [15,16].

I když je měď biogenním prvkem pro rostliny, je u ní často pozorována vysoká toxicita, která je způsobena snadným vstupem iontů mědi do buňky a mimořádnou schopností tvořit komplexy s řadou organických látek [16].

2.1.3 Molybden

Rostliny přijímají molybden (Mo) z půdního roztoku převážně jako aniont MoO_4^{2-} [15]. Přijatelnost molybdenu rostlinami je vyšší na půdách zásaditých než na půdách kyselých, kde je nebezpečí vzniku těžce rozpustných oxidů [16]. Obsah molybdenu se v rostlinách pohybuje okolo 1 mg.kg^{-1} sušiny. Molybden je v rostlinách snadno pohyblivý a hromadí se hlavně ve vegetativních částech rostliny [15]. Molybden může být přijímán rostlinami ve vysokém množství bez toxického vlivu na růst a vývoj rostliny. Tolerance ke kumulaci vyššího množství molybdenu je dána schopností rostlin ukládat ho do vakuol [16].

Hlavní funkce molybdenu je při redukci nitrátů, kdy aktivuje nitrátreduktázu při syntéze bílkovin. Dále působí při fixaci elementárního dusíku volně žijícími bakteriemi v půdě [15].

Molybden působí kladně na snížení toxicity manganu, zinku, kobaltu, mědi, niklu a hliníku [19].

Relativně nejvíce molybdenu vyžaduje květák, růžičková kapusta a rostliny tykvovité. Na nedostatek Mo tyto rostliny reagují omezením růstu. Dochází k odumírání vegetačního vrcholu a netvoří se květní růžice např. u kvěťáku, brokolice aj. Při nedostatku molybdenu bylo u zelenin zaznamenáno snížení obsahu kyseliny askorbové. [15]

2.1.4 Zinek

Zinek (Zn) je rostlinami přijímán převážně jako kationt Zn^{2+} a také v chelátové vazbě nebo jako Zn(OH)^+ [15]. Pohyblivost zinku v rostlině je malá. Hromadí se hlavně v mladých listech a v meristematických pletivech [17]. Zinek je intenzivněji přijímán v kyselém prostředí. Optimální obsah zinku v rostlinách činí $20\text{-}100 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny [16].

Zinek má u rostlin několik funkcí v oxidativním metabolismu i v hydrolytických reakcích. Ovlivňuje hromadění sacharidů a jejich transport, aktivuje biosyntézu bílkovin a je specifickým faktorem důležitých enzymů [17,19]. Při nedostatku Zn dochází k poškození funkce chloroplastů a snižuje se intenzita fotosyntézy. Důležitou úlohu hraje zinek při regulaci metabolismu nukleových kyselin, kdy inhibuje aktivitu ribonukleázy v rostlinných pletivech. Při nedostatku zinku stoupá aktivita ribonukleázy [15]. U rostlin je často výskyt zinku v kořenové soustavě vyšší než v nadzemní části rostlin, zvláště pokud jsou rostliny pěstovány v prostředí dobře zásobeném tímto prvkem [16].

Symptomy nedostatku zinku se projeví hlavně u mladých částí rostlin vytvářením růžic s úzkými a drobnými listy [15]. Na zinek dobře reaguje kukuřice, len, fazole, chmel, vinná réva a peckovité stromy.

Toxicita zinku se projevuje v redukci růstu kořenů a listů [16].

2.1.5 Bor

Bor (B) je na rozdíl od ostatních zmiňovaných prvků chemicky nekovového charakteru. Rostliny ho přijímají hlavně kořeny. Optimální hodnota pH půdy pro jeho příjem je 5 – 6 [15]. V rostlině je bor relativně nepohyblivý. Vysoká koncentrace tohoto prvku v rostlinách působí toxicky. Některé rostliny vylučují bor v sekretech. Vysoká koncentrace boru se objevuje v listech, kde je 2 krát vyšší než ve stonku [16].

Bor není součástí enzymů a tak jeho vliv na jejich aktivity je slabý [18]. V metabolismu cukrů bylo prokázáno, že se vliv bóru projevuje v transportu glukózy z mladých orgánů do orgánů reprodukčních [15]. Nezbytnost boru byla dokázána i při klíčení pylu a v dalších procesech oplodňování, při syntéze buněčných stěn aj. [18]. Bor je důležitý pro syntézu nukleových kyselin [16].

Nadměrný obsah boru působí inhibičně na růst rostlin a na špičkách listových čepelí se objevují krystalické sraženiny. Nedostatek boru inhibuje dělení buněk v meristémech [18].

Příznaky nedostatku boru se objevují častěji než jeho nadbytek [16]. Vysoké nároky na bor má řepa, vojtěška, jetel, jablonoň, hrušeň, peckoviny a vinná réva [15].

Pro většinu rostlin je vysoká koncentrace boru toxická. Příznaky toxicity se objevují na starších listech, kde vzniká zlatožluté zbarvení. Na nadbytek boru je zvláště citlivý ječmen a oves [16].

2.2 Biochemismus těžkých kovů v rostlinách

Plynné, kapalně i pevné složky prostředí, ve kterém v přírodě rostliny rostou, jsou velmi pestrá směs desítek chemických sloučenin, z nich některé mohou mít inhibiční až toxické účinky. Z plynů je pro rostliny nejvíce nebezpečný oxid siřičitý (SO_2) a ozon (O_3), v půdě se pak vyskytují ionty těžkých kovů a aromatické organické látky [18].

Mezi těžké kovy můžeme zařadit v širokém slova smyslu takové prvky, které rostlina přijme, ale není schopna je zapojit a využít v metabolismu [16]. Toxicita jednotlivých kovů je velmi závislá od chemických forem, ve kterých se vyskytují v prostředí. Pro rostliny jsou nejtoxičtější rozpustné sloučeniny těžkých kovů, které jsou v půdě nejpohyblivější [20]. Jedním z prvních příznaků toxického působení těžkých kovů je zpomalení růstu kořenů rostlin. V kořenech také dochází k jejich největšímu hromadění. Část toxických iontů je přesto transportována i do nadzemních orgánů, kde nejvíce ovlivňuje fyziologické procesy v listech, v první řadě hlavně fotosyntézu [18].

2.2.1 Biochemismus rtuti v rostlinách

Rostliny přijímají rtuť (Hg) snadno, především ve formě $\text{Hg}(\text{OH})_2$ a HgOHCl . Průměrný obsah v sušině je 0,005-0,2 mg $\text{Hg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [1]

Rtuť přijatá z půdy je kumulována v kořenech a může být translokována do nadzemních částí. Obsah tohoto prvku v rostlinách je málo závislý na jeho hladině v půdě, ale je přímo úměrný obsahu ve vzduchu. Rostliny mohou přijímat Hg ve formě páry z ovzduší. V rostlině může být Hg přemísťována do různých pletiv. V rostlinách se intenzivně váže s atomy síry v aminokyselinách, bílkovinách a enzymech [16]. Rtuť omezuje: růst rostliny, vývin kořenů, fotosyntézu [15]. Intoxikace rostlin rtutí se projevuje výskytem chlorózy a omezením růstu kořenového systému. Způsobuje poruchy vnitřního uspořádání chloroplastů – tylakoidy nabývají vláknitého tvaru a paralelně probíhají celým

vnitřním prostorem organel. Dochází též ke zvětšení endoplazmatického retikula a mitochondrií.

Organická forma rtuti (metylrť) je obecně toxičtější vůči rostlinám než anorganická. Působí inhibičně na fotosyntetické reakce ve světlé i temnostní fázi.[1]

Ke kontaminaci prostředí tímto prvkem dochází v okolí závodů zpracovávajících těžké kovy, chemického průmyslu, při používání Hg preparátů (fungicidů). Rť u člověka postihuje především nervový systém a dostávají se duševní deprese [16]. Doporučený maximální týdenní příjem Hg je v množství $0,3 \text{ mg.osobu}^{-1}$, z toho nesmí být více než $0,2 \text{ mg}$ metylrtuti. Při otravách Hg dochází k vypadávání zubů a poruchám ledvin. Rť silně kumulují tyto rostliny: mrkev, salát, houby, jablka, zelí a fazole. Naopak minimálně je poutají rajčata, okurky a řepa [15].

2.2.2 Biochemismus ostatních těžkých kovů v rostlinách

2.2.2.1 *Kadmium*

Kadmium (Cd) rostliny přijímají jako kation Cd^{2+} a to buď z půdy a nebo atmosféry. Příjem z půdy převládá až při vysokém obsahu Cd v půdě a při kyselém pH. Pohyb Cd z kořenů do nadzemních částí je omezený. Lze ho snížit fosforečnou výživou, kde se předpokládá interakce kadmia a fosforu. V nízkých koncentracích je kadmium běžnou součástí všech rostlinných tkání a hromadí se pravděpodobně v proteinové frakci rostlin. Dosud neznáme enzymy jejichž činnost by byla přítomností Cd přímo ovlivněna. Bylo však prokázáno, že Cd vede k syntéze cysteinu a methioninu v sóji, přičemž jeho účinnost závisí na citlivosti rostlin k tomuto prvku [15]. Příznaky toxicity kadmia se projevují omezeným růstem, poškozením kořenů a černohnědým zbarvením listů, které přechází v chlorózu. Kadmium inhibuje činnost nitrátreduktázy, takže se u zeleniny může zvyšovat obsah nitrátů [16].

Rostliny se vyznačují odlišnou citlivostí vůči kadmiumu. Za citlivé rostliny k Cd se považují: špenát, sója a kořenová zelenina. Mezi skupinu odolných rostlin řadíme plodové zeleniny, brambory, tabák a kukuřici. Obecně vegetativní části rostlin obsahují větší množství Cd než semena a plody.

Kadmium je pro živočišný organismus vysoce toxický prvek, který se dostává do organismu cestou inhalační i alimentární. Negativně ovlivňuje katabolismus vápníku, porušuje činnost ledvin, vede ke vzniku plicního emfyzému a kardiovaskulárním poruchám. Kadmium se ukládá v játrech, ledvinách a slezině [21].

2.2.2.2 Olovo

V přirozených podmínkách je olovo (Pb) přítomno ve všech rostlinách. Jeho běžný obsah je 2-3 mg Pb.kg⁻¹. Olovo rostlina přijímá pasivně a příjem je ovlivňován teplotou a pH. Z půdního roztoku jsou rostliny schopné přijímat olovo ve značném množství, ale v rostlině je pevně vázáno a není pohyblivé. U některých rostlin celkový příjem olova z atmosféry dosahuje až 80% (tráva). Malá pohyblivost olova je vysvětlována jeho ukládáním ve formě pyrofosforečnanu v buněčných stěnách [16]. V malých koncentracích působí soli olova, zejména Pb(NO₃)₂, stimulačně na růst rostlin. Při vyšších hodnotách dochází k interakcím s ostatními prvky, které vedou k narušení metabolismu vápníku, inhibují enzymatické systémy, snižují příjem CO₂, působí na buněčné dělení, omezují příjem vody. U některých rostlin nedochází k poruchám růstu i když obsah olova je značný. Při vysokých obsazích olova vznikají u rostlin chlorózy, přičemž pletiva kolem nervatury listů zůstávají zelená, později se zbarvují žlutozeleně a listy jsou zakrnělé [15].

Zvýšený obsah olova bývá způsoben kontaminací na povrchu rostlin. Umytím ovoce a plodů lze obsah Pb snížit o 30-80 %. U obilovin výskyt Pb v půdě neovlivňuje jeho obsah v zrnu, ale ve slámě dochází k podstatnému zvýšení jeho hladiny. Zvýšený obsah Pb v rostlinách (brambory, špenát, salát) snižuje výnos až o 20 %. V bezprostřední blízkosti komunikací může obsah Pb dosáhnout 100-500 mg.kg⁻¹ sušiny [16]. Toxická hladina 20 mg.kg⁻¹ snižuje intenzitu růstu, což se negativně projevuje zejména při pěstování zelenin, salátu a špenátu [19]. Nejcitlivější na kumulaci olova je zelenina listová. U živočichů se olovo kumuluje zejména v kostech, dále v játrech a ledvinách. Narušuje intermediární metabolismus, inhibuje výměnu sacharidů v nervové tkáni aj. Otrava se projevuje nervovými poruchami, poruchami trávicího ústrojí a v konečné fázi dochází k ochrnutí pánevních končetin. Olovo má rovněž mutagenní účinky [15].

2.2.2.3 Chrom

Koncentrace chrómu (Cr) je závislá na obsahu jeho rozpustných sloučenin v půdách. Nejvíce chrómu se kumuluje v kořenech, méně v listech a stoncích. Nejnižší obsahy byly zjištěny v zrnu. Rostliny přijímají především formu Cr^{6+} , která je však v prostředí málo stabilní. Chrom stimuluje vývoj rostlin a kladně působí na metabolismus cukrů [16]. Toxicita Cr závisí na stupni oxidace a přístupnosti přijatelných forem Cr. Aplikace Cr_2O_7 snížila intenzitu růstu o 25 % a stejná koncentrace v $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$ růst rostlin neovlivnila [21].

Toxické pro člověka jsou zejména ionty Cr^{6+} . Jejich účinek je vysvětlován změnou hemoglobinu na methemoglobin. Z rostlin chrom silně kumulují: mrkev, brambory, okurky, kukuřice; nekumulují : zelí, cibule, jablka [15].

2.2.2.4 Arsen

Arsen (As) je součástí mnoha rostlin a jeho obsah se v přirozených podmínkách pohybuje od 0,09 - 1,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. V rostlině je poměrně mobilní. Nejvyšší obsahy byly nalezeny u listových zelenin a nízké u ovoce. Toxicita se projevuje u rostlin rostoucích na haldách rudných dolů nebo při používání kontaminovaných odpadních vod k závlaze. První příznaky jsou vadnutí listů, fialové zbarvení, plazmolýza buněk. Další příznaky toxicity jsou zpomalení růstu a snížení výnosu. Toxicitu arsenu lze zmírnit aplikací síry do půdy [16]. Rovněž dobrá výživa rostlin fosforem snižuje toxicitu. K otravám arzenem u člověka dochází nejčastěji v oblastech spadu elektrárenských exhalátů. Projevuje se těžkými průjmy a nervovými poruchami [21].

2.2.2.5 Nikl

Důkazy o jednoznačné nezbytnosti tohoto prvku pro rostliny chybí, avšak řada prací zdůrazňuje jeho pozitivní působení na růst rostlin. Obsah niklu (Ni) se v rostlinách pohybuje v rozmezí 0,1 - 5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Fytotoxické koncentrace dosahují hodnot 10-100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Jeho vysoký obsah omezuje růst rostlin a potlačuje fotosyntézu a transpiraci [16]. U bobovitých bylo zjištěno snížení intenzity fixace vzdušného dusíku.

Příjem niklu kořeny a jeho transport do nadzemních částí rostlin je zpomalován Cu^{2+} , Zn^{2+} . Toxicita niklu je dána poměrem Ni : Fe v rostlinách, než jeho absolutní koncentrací v rostlině. Z rostlin, které Ni kumulují jsou to především jahody, maliny a angrešt [21].

Z potravin jsou bohatšími zdroji niklu v lidské výživě kakao, sója, ovesná mouka, lískové oříšky, mandle a luštěniny. Inhalované soli niklu mají u lidí karcinogenní účinky, někteří lidé trpí kontaktní alergií na nikl, ale není dostatek údajů pro stanovení limitní dávky niklu při orálním příjmu. U alergických osob může dávka 490 $\mu\text{g}/\text{den}$ vyvolat zarudlý ekzém.

Příjem niklu stravou kolísá mezi 80-150 $\mu\text{g}/\text{den}$, ale při určité skladbě stravy může dosáhnout až 900 $\mu\text{g}/\text{den}$ [22].

3 BRAMBORY

Lilek brambor (*Solanum tuberosum*) je pro své mnohostranné použití významnou hospodářskou plodinou. Z hlediska lidské výživy zaujímá významné místo za pšenicí, rýží a kukuřicí. Slouží jako potravina doplňková. Plní funkci objemovou, sytící (sacharidická složka) a ochrannou (obsah vitamínů a minerálů). Spotřeba brambor v České republice na osobu a rok činí asi 80 kg [23].

Brambory náleží do rodu lilek (*Solanum Tourn*) a čeledi lilkovité (*Solanaceae Pers*) [25]. Jde o jednoletou hlíznatou rostlinu, která se každoročně vegetativně množí nově vytvořenými podzemními hlízkami [24].

Brambory jsou rostliny původně rostoucí v nadmořské výšce 1500 - 4300 m.n.m. (oblast původ z pohoří And – Peru a Bolívie) [25], v místech s málo úrodnou půdou a krátkými dny, s nízkými nočními teplotami a suchým ovzduším. V Evropě se ji daří ve vlhčím a chladnějším počasí. Nejlepší je pro pěstování této zemědělské plodiny hluboká a kyprá půda [24].

Do Evropy byly brambory dovezeny v roce 1565 Španěly. Na území Čech jsou první záznamy o polním pěstování brambor dochovány až z poloviny 17. století. Největší rozsah v pěstování brambor byl u nás zaznamenán před druhou světovou válkou. V Evropě jsou v současné době největšími producenty brambor Německo, Nizozemí, Velká Británie a Francie [25].

3.1 Anatomická charakteristika

Charakter nadzemní části trsu je dán tvarem a typem natě. Typ natě určuje stavbu porostu. Všeobecně se rozlišuje stonkový a listový typ. Stonek je různě tlustý a dlouhý. List se skládá z řapíku a čepele. Čepel je tvořena z listů v párech (jařma) a konečného vrcholového listu. Mezi jednotlivými jařmy vyrůstají na větenu mezilístky. Listy jsou středně až velmi chlupaté [25].

Květenství je dvojitý umístěný na vrcholu stonku. Květy jsou zpravidla pětičetné, ale někdy i šestičetné a sedmičetné [26]. Brambory jen zřídka nasazují plody a ještě méně

je pak udrží do úplné zralosti semen [25]. Plodem květu brambor jsou bobule, které obsahují 50 – 100 semen. Semena jsou drobná, vejčitého tvaru, zploštělá, světle žlutě zbarvená.

Kořenová soustava rostlin množených hlízami je tvořena větším počtem stonkových a stolonových kořenů, které se bohatě větví. Stolony jsou podzemní vodorovně nebo šikmo rostoucí výhony, jejichž vrcholy se přeměňují v hlízy. Tyto výhony jsou 2 – 5 mm silné. Délka stolonů ovlivňuje rozložení hlíz pod trsem.

Hlíza je hospodářsky nejcennější částí rostliny a důležitým prvkem vegetativního rozmnožování a hospodářsky nejcennější částí bramborové rostliny [26].

Tvorba hlíz neboli tuberizace představuje morfogenetický proces, při němž dochází k přeměně stolonu v zásobní orgán (hlízu). Tuberizaci u brambor lze rozdělit do několika relativně samostatných etap. Stolonizace (indukce a růst stolonů), inhibice růstu stolonů a dále indukce a iniciace růstu hlíz. Dané etapy se časově překrývají [18].

Bramborová hlíza je zkrácený ztlustlý stonek, v němž rostlina shromažďuje zásobní látky. Na hlíze rozeznáváme část pupkovou, která souvisí se stonkem, protilehlá část hlízy se nazývá korunková (vrcholová) [27]. Od vrcholové části jsou v genetické spirále uspořádány pupeny, tzv. bramborová očka [25]. Vnější obal tvoří slupka (periderm), skládající se ze zkorkovatělých buněk. Je 0,15 mm tlustá. Má ochraňovat hlízu před ztrátou vlhkosti a před infekcí plísní. Zkorkovatělé buňky dávají slupce hnědé zbarvení. V této vrstvě se při poranění za přítomnosti vzdušného kyslíku a nasycených mastných kyselin tvoří látka suberin. Pak následuje korová vrstva, která má dvě zóny. Zóna ležící hned pod peridermem je asi 2 mm silná. Je tvořena malými buňkami chudými na škrob, ale bohatými na bílkoviny. Druhou navazující zónou, sahající až k cévním svazkům, tvoří parenchymální buňky bohaté na škrob. Další je vrstva cévních svazků, na řezu hlízy zřetelně patrná jako prstenec. Je tvořena vnějším lýkem (floémem), jímž jsou vedeny organické látky, dále xylémem, jenž zajišťuje vodní transport a vnitřním floémem. Na cévní svazky navazuje vnější dřev s velkými vodnatými buňkami. Vnitřní dřev je patrná jako tmavé jádro. Dřev je tvořena 0,1 – 0,2 mm velkými parenchymálními buňkami. Buněčná stěna je na vnitřní straně tvořena hlavně celulosou a na vnější straně jsou uloženy pektiny, hemicelulosa a proteiny [27].

3.2 Chemická charakteristika bramborových hlíz

Chemické složení bramborové hlízy je velice pestré. Mezi základní látky bramborové hlízy patří voda, škrob, cukry, dusíkaté látky, vláknina, tuk a minerální látky. Průměrné chemické složení bramborových hlíz je procenticky uvedeno v tabulce (Tab.I). Kromě v tabulce zmíněných látek brambory obsahují ještě další důležité složky, které ovlivňují jejich chuť, nutriční a biologickou hodnotu jako vitamíny, alkaloidy, organické kyseliny, polyfenoly aj. Jednotlivé složky nejsou v hlíze rovnoměrně rozloženy. Popeloviny, tuky, organické kyseliny, alkaloidy se nacházejí hlavně v korkové vrstvě, vláknina ve slupce, cukry v oblasti cévních svazků, dusíkaté látky pod slupkou a škrob po obou stranách cévních svazků.

Chemické složení bramborových hlíz je ovlivňováno řadou faktorů, z nichž je třeba uvést zejména druh odrůdy, půdně klimatické poměry, hnojení, pěstební agrotechniku, stupně zralosti při sklizni, podmínky skladování apod. [27].

Tabulka I: Složení bramborových hlíz dle Krónera (1971) [27]

	průměr (%)	rozpětí (%)
Voda	76,3	63,2 – 86,9
Sušina	23,7	13,1 – 36,8
Škrob	17,5	8,0 – 29,4
Dusíkaté látky	2,0	0,7 – 4,6
Redukující cukry celkem	0,5	stopy – 0,8
Vláknina	0,7	0,2 – 3,5
Tuk	0,1	0,04 – 0,96
Minerální látky	1,1	0,4 – 1,9

Voda zaujímá v hlíze největší podíl (cca 76% hmotnosti) a plní v rostlině významné metabolické funkce (biosyntéza organických sloučenin, doprava asimilátů a metabolitů, teplotní regulátor).

Sušina hlízy, jejichž obsah je v průměru kolem 24%, je tvořena ze 70% škrobem, 9,5% tvoří dusíkaté látky, 1% tuk, 3% cukry, 2,5% organické kyseliny, 2,5% minerální látky, 11% připadá na balastní látky a 0,5% tvoří vitamíny a ostatní látky. Tvorbu sušiny a škrobu příznivě ovlivňuje sluneční svit.

Škrob je nejvýznamnější složkou sušiny bramborové hlízy, v níž rostlina ukládá zásobu potenciální energie. Brambory obsahují v průměru 17% škrobu v čerstvé hmotě a jeho množství kolísá v našich poměrech od 13 do 24% podle odrůdy, klimatických

podmínek a agrotechniky. Škrobová zrna se nachází hlavně v parenchymu po obou stranách kambiálního prstence, mají elipsovitý tvar a rozličnou velikost od 15 do 100 μm . Nejvíce škrobu obsahují zpravidla středně velké hlízy [27]. Nejmenší obsah škrobu mají velmi rané a rané odrůdy brambor [25]. Obsah škrobu a velikost škrobových zrn má značný význam při průmyslovém zpracování brambor. Při zpracování na potravinářské výrobky vyšší obsah škrobu snižuje náklady na sušení a spotřebu oleje při smažení.

Jednodušší cukry se ve vyzrálých a dobře skladovaných hlízách nachází v malém množství (kolem 0,5%), ale mají velký význam při zpracování brambor. Obsah cukrů výrazně ovlivňuje teplota skladování brambor. Cukr v bramborech nepříznivě ovlivňuje chuť, barvu a i skladovatelnost hlíz.

Neškrobové polysacharidy, které tvoří hlavně buněčné stěny a intercelulární součásti se označují jako hrubá vláknina a jsou tvořeny celulosou, hemicelulosou, pentozany a pektinovými látkami, jejichž množství je uváděno 1,40 – 3,06 % v sušině brambor.

Dusíkaté látky, kterých brambory obsahují kolem 2,0%, jsou pro výživu lidí i zvířat velmi významné [23]. Tvoří je především bílkoviny, aminokyseliny, amidy a anorganické sloučeniny [25].

Lipidy, často uváděné jako hrubý tuk, obnáší u brambor asi 0,1% a jeho největší podíl se nachází v peridermu, kdy v něm převládají nenasycené mastné kyseliny (linolová, linoleová, palmitová, stearová). Uvádí se, že rané odrůdy brambor obsahují vyšší podíl tuku než odrůdy pozdní.

Hlízy brambor obsahují v průměru 1% minerálních látek, které jsou uloženy převážně ve slupce [26]. Jde převážně o bazické prvky, které vytvářejí v bramborách acidobazickou rovnováhu (Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, P, J, Br, Ni, Mo, Ca, K, Na, aj.)

Vitamíny, jsou chemické složky, které činí z brambor významnou potravinu [27]. Nejdůležitější jsou vitamíny C, B₁, B₂ [25]. Vitamín C, neboli kyselina askorbová se nachází hlavně v oblasti cévních svazků a korunkové části. Obsah vitamínu C v hlíze klesá při jejím dozrávání a skladování. Ztráty na obsahu se projeví i při úpravě brambor vařením a smažením.

V hlízách brambor se vyskytuje také směs glykoalkaloidů, které se také označují jako steroidní glykoalkaloidy nebo solanin. Jsou to přirozené toxiny, které se vyskytují ve všech částech rostlin. Nejvyšší hladiny solaninu jsou v květech, nezralých bobulích,

mladých listech a klíčcích. V hlízách je nejvíce této látky ve slupce a v korové vrstvě [27]. Podle Zákona o potravinách a tabákových výrobcích 110/1997 Sb. je limitní hranice glykoalkaloidů v potravinách 200 mg.kg^{-1} [28]. U většiny kulturních odrůd brambor se glykoalkaloidy vyskytují v rozmezí 12-150 mg.kg^{-1} čerstvé hmoty. Při kuchyňské úpravě se glykoalkaloidy vylouží a to u vaření asi o 30-40% a při smažení až přes 50% [27]. Hlavními glykoalkaloidy jsou α , β , γ - solanin a α , β , γ -chaconin [25].

Dále hlízy brambor obsahují barevné látky (pigmenty). Mezi pigmenty patří karotenoidy, jež jsou účinným antioxidantem a byl u nich prokázán příznivý vliv na prevenci rakoviny [27].

3.3 Těžké kovy v bramborách

Kontaminace zemědělských půd těžkými kovy a kumulace těchto prvků v rostlinné biomase neovlivňuje pouze konečnou kvalitu a zdravotní nezávadnost potravin, ale působí i na fyziologické projevy rostlin a v konečném důsledku na jejich růst, vývin a výnos.

Pěstování brambor zaujímá v České republice významné místo a ze strany spotřebitelů patří k žádaným komoditám. Důležitým faktorem pro producenty i konzumenty brambor je kromě výnosu hlíz i jejich vnější a vnitřní kvalita, zahrnující zdravotní nezávadnost. Ta je limitována také obsahem cizorodých látek v dužině [29]. Posuzování kvality konzumních hlíz podléhá Zákon o potravinách a tabákových výrobcích 110/1997 Sb. ve znění Vyhlášky Ministerstva zemědělství 157/2003 Sb.[28,30]

Brambory patří k plodinám, které jsou vůči zvýšenému obsahu těžkých kovů v půdě a atmosféře odolné. Při hodnocení negativních dopadů kontaminace prostředí na výnos je však třeba vycházet z toho, že výnos není rozhodujícím kritériem. Za daleko důležitější je považovat koncentrace těžkých kovů v orgánech rostlin, které v částech určených pro konzumaci nesmí překračovat limity. Při vysokém obsahu těžkých kovů v prostředí dochází u brambor k jejich intenzivní kumulaci v jednotlivých orgánech [31]. Limitní obsahy těžkých kovů v bramborových hlízách i v dalších potravinách v našem právním řádu upravuje Nařízení Evropské rady a parlamentu 466/2001 a Vyhláška Ministerstva zdravotnictví 305/2004 Sb. [32,33]

Průměrné obsahy kadmia je u bramborových hlíz $0,032 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty, u zinku činí tato hodnota $13,75 \text{ mg.kg}^{-1}$, u niklu $1,041 \text{ mg.kg}^{-1}$, u arsenu $0,035 \text{ mg.kg}^{-1}$ a u berylia dosahuje hodnota $0,002-0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$ [34].

Nejvyšší přípustné množství pro obsah těžkých kovů v bramborové hlíze je podle Vyhlášky Ministerstva zdravotnictví 305/2004 Sb. následující: rtuť $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$, arsen $0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, kadmium $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty a olova v loupaných bramborách může činit maximálně $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty [33].

Průměrné obsahy kadmia (Cd) v neoloupaných bramborových hlízách jsou $0,032 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty. Kadmium je v hlíze rozmístěn téměř rovnoměrně, přičemž mírně zvýšený obsah se nachází ve slupce. Brambory jsou považovány za rostlinu tolerantní i k vyšším obsahům Cd [22]. Koncentrace kadmia v bramborových hlízách závisí kromě jeho obsahu v půdě také na podmínkách prostředí a z velké části na přítomnosti chloridů. Ionty Cl^- totiž zvyšují mobilitu kadmia a jeho přístupnost pro rostliny. U brambor hnojených KCl zjistil Sparrow (1994) o 20-30% vyšší obsah kadmia než u brambor hnojených jinými než chloridovými formami draselných hnojiv. Tentýž autor poukazuje na snižování příjmu kadmia při aplikaci hnojiv se síranovou formou [35].

Průměrné obsahy arsenu (As) u neloupaných bramborových hlíz jsou $0,0095 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty. V bramborových hlízách, které jsou pěstovány v přirozených podmínkách, nepředstavuje arsen žádnou hrozbu pro zdraví člověka. V kontaminovaných půdách však může obsah arsenu nebezpečně stoupat. [22].

4 ŠKROB

Škrob ($C_6H_{10}O_5$)_n (amylum) je makromolekulární látka syntetizovaná rostlinami [23]. Jedná se o fyziologicky a hospodářsky nejdůležitější polysacharid [36]. V čistém stavu je to bílý prášek bez vůně a chutě, nerozpustný ve studené vodě. Jedná se o konečný produkt fotosyntézy, který je tvořen z oxidu uhličitého a vody v zelených rostlinách [36,23]. Jde o polysacharid složený z dvou různých polysacharidů, amylopektinu a amylosy, tvořených několika tisíci až desetitisíci molekulami glukosy [23].

Škrob je hlavní zásobní látka rostlin sloužící jako pohotová zásoba glukosy. Nachází se v organelách cytoplasmy nazývaných plastidy [37]. Můžeme jej nalézat v zásobních orgánech, především v kořenech, hlízách, dřeni a semenech [36]. Škrob je uložen v rostlinách ve formě škrobových zrn neboli i tzv. škrobových granulích [37]. Škrobová zrna jsou bílá až nažloutlá. Jejich tvar může být kulovitý, oválný, hranatý (kukuřičný škrob) nebo ve tvaru mušle, jak je tomu u brambor. Jsou tvořena z nerozpustné schránky amylopektinu a ve vodě rozpustného jádra amylosy. Velikost škrobových zrn se pohybuje v rozmezí 0,0005 – 0,17 mm [1]. Na škrob jsou vázány v rostlinách v malém množství lipidy, proteiny, kyselina fosforečná a 10 – 20 % vody [23].

Hlavními zdroji škrobu v potravinách jsou v našich podmínkách brambory a obiloviny, zejména pšenice, žito, ječmen, oves, kukuřice a rýže. Průmyslovými zdroji škrobu v České republice jsou brambory, pšenice a kukuřice. Důležitým zdrojem škrobu v lidské výživě jsou také zralá semena luštěnin, hrachu, různých druhů fazolí a čočky. Malé množství škrobu obsahuje i ovoce, např. banány, ze semen dále jedlé kaštiny a různé druhy ořechů, např. kešu ořechy.

Průmyslová výroba škrobu je poměrně jednoduchá, granule se vyskytují v amyloplastech volně a nejsou chemicky ani fyzikálně vázány na jiné složky surovin. Škrob lze po rozdrcení suroviny vypíráním a dekantací na sítích nebo v odstředivkách oddělit a získat škrob v čisté formě [37].

Škrob není alkoholicky zkvasitelný. Teprve enzymaticky se odbourává na zkvasitelné sacharidy. Zahříváním nad 50°C škrobová zrna bobtnají a tvoří škrobový maz, hydrolyzou vzniká škrobový sirup, škrobový cukr a glukosa. Pražením škrobu se získává dextrin [36].

Škrob můžeme dále v průmyslu dělit na tzv. nativní a modifikované škroby. Nativní škroby se vyrábějí bez úprav fyzikálně chemických vlastností. Modifikované škroby jsou jednoduché deriváty škrobu. Základní oblastí, kde se škroby používají jsou výrobky pro potravinářství - polévky, omáčky, cukrovinky, zmrzliny, mléčné a masné výrobky a kojenecká výživa, pro průmysl – deriváty pro textilní a papírenský průmyslu, lepidla pro lepenku, vlnitý papír, laminování aj. A dále jako sladidla pro cukrovinky, džemy, marmelády, pivo, nealko nápoje, zmrzliny a pekařské výrobky [38].

II. PRAKTICKÁ ČÁST

5 CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE

Rtuť (Hg) je považována za jeden z potenciálně nejnebezpečnějších kovů působící na lidský, zvířecí či rostlinný organismus [39].

Pěstování rostlin na půdách kontaminovaných rtutí může vést k nadměrnému ukládání tohoto prvku do konzumních orgánů a může představovat vážné riziko pro potravní řetězec konzumentů [40].

Do lidského organismu se rtuť dostává vdechováním, zažívacím traktem a difúzí pokožkou [4]. Hlavní orgány, které jsou poškozeny při intoxikaci rtutí a jejími sloučeninami, jsou ledviny a mozek. Vysoké dávky rtuti mohou být pro člověka smrtelné, ale i relativně nízké dávky mohou velmi vážně poškodit nervový systém. Dále je rtuť spojována s možnými škodlivými účinky na kardiovaskulární, imunitní a reprodukční systém. Methylrtuť má také teratogenní účinky, což zvyšuje riziko poškození plodu již v těle matky [41].

Rtuť zpomaluje mikrobiologické procesy v půdě. Působí dlouhodobě a v životním prostředí snadno reaguje s organickými sloučeninami za vzniku methylrtuti, což je nejtoxičtější forma rtuti [2].

Tato diplomová práce je příspěvkem ke studiu vlivu rtuti na chemické složení kulturních plodin a to v závislosti na stupňovaných dávkách rtuti v půdě.

Konkrétní cíle diplomové práce byly stanoveny takto:

1. V literární části popsat současné poznatky o výskytu těžkých kovů v životním prostředí, zejména se zaměřením na rtuť.
2. Založit a vést nádobový pokus se stupňovanými dávkami rtuti v půdě. Jako indikační plodinu použít brambory.
3. U vypěstovaných hlíz provést chemické analýzy na obsah rtuti a základní jakostní ukazatele podle metodik ÚKZÚZ.
4. Získané výsledky statisticky vyhodnotit a porovnat s literárními zdroji publikovanými v posledních dvaceti letech.

6 METODIKA

Cílem práce bylo sledovat vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na ukládání tohoto kovu v bramborových hlízách. Konkrétně byl obsah rtuti měřen ve slupkách a dužnině bramborových hlíz. Součástí práce bylo také sledování možnosti snížení obsahu rtuti v bramborových hlízách v závislosti na kuchyňském zpracování.

Pokusy byly prováděny v plastových vegetačních nádobách. Do každé nádoby bylo navažováno 10 kg stejné zeminy. Její agrochemická charakteristika je uvedena v tabulce (Tab. II). Obsah jednotlivých živin v půdě byl stanovován metodou podle Mehlicha III [42]. Stanovení obsahu rtuti v půdě bylo provedeno ve výluhu c (HNO_3) = 2 mol.dm⁻³ na atomovém absorpčním spektrofotometru pro stanovení rtuti (AMA 254).

Tabulka II: Agrochemická charakteristika použité zeminy

<i>pH/KCl a průměrný obsah základních živin (mg.kg⁻¹)</i>				
pH/KCl	fosfor	draslík	vápník	hořčík
6,80	33	122	2411	186
<i>Průměrný obsah mikroelementů (mg.kg⁻¹)</i>				
mangan	měď	zinek	molybden	rtuť
514,23	14,52	17,44	2,55	0,04

Výsadba brambor byla provedena dne 15.4.2006 po jedné hlíze na nádobu, do hloubky 8 cm. Jako odrůda byly zvoleny velmi rané brambory *KOMTESA*. Do pokusu byly zařazeny varianty se stupňovanými dávkami rtuti podle následujícího schématu:

- 1 varianta = KONTROLA (přirozený obsah rtuti 0,04 mg Hg.kg⁻¹)
- 2 varianta = 3,2 mg Hg.kg⁻¹
- 3 varianta = 9,6 mg Hg.kg⁻¹
- 4 varianta = 19,2 mg Hg.kg⁻¹

Před výsadbou brambor byla provedena aplikace živin do vegetačních nádob, a to:

- 400 mg N ve formě síranu amonného
- 380 mg P₂O₅ ve formě trojitého superfosfátu

- 520 mg K₂O ve formě KCl

Rtuť byla aplikována ve formě HgO, který byl rozpuštěn v minimálním množství koncentrované kyseliny dusičné a následně zředěn v destilované vodě.

V průběhu vegetace byl sledován zdravotní stav rostlin. Proti plísni bramborové byly rostliny ošetřeny postřiky, podle metodik a signalizace ÚKZÚZ. Dále byla prováděna pravidelná záливka, kypření, přihnutí zeminy k rostlinám a likvidace plevelů.

Hlízy byly sklizeny po 90 dnech vegetace, kdy jsou v konzumní zralosti. Hlízy z každé nádoby byly spočítány a zváženy. Očištěné hlízy byly oloupany. U dužniny bramborových hlíz byly prováděny následující analýzy:

- Stanovení sušiny – vysušením při 105 °C do konstantní hmotnosti [43]
- Stanovení škrobu – metodou dle Ewerse [44]
- Stanovení fosforu – kolorimetricky vanadičnanovou metodou v mineralizátu bramborové dužniny ve směsi koncentrované kyseliny sírové a 30% peroxidu vodíku [45]
- Stanovení hrubé bílkoviny – byla stanovena, jako celkový dusík (Kjeldalova metoda) vynásobený koeficientem 6,25 [44]
- Pro stanovení rtuti byla provedena mineralizace in situ a měření jejího obsahu na atomovém absorpčním spektrofotometru AMA 254 (Advanced Mercury Analyser). Rtuť byla stanovována nejen v dužnině, ale za účelem zjištění její distribuce v hlíze, také v bramborových slupkách [46].

Výsledky chemických analýz byly zpracovány statisticky metodou analýzy variance (ANOVA). Pro vyhodnocení průkaznosti rozdílů byl použit Tukayův test při 5 % hladině významnosti [47].

Výsledky obsahu rtuti v bramborové dužnině byly porovnány s platnou legislativou [32,33].

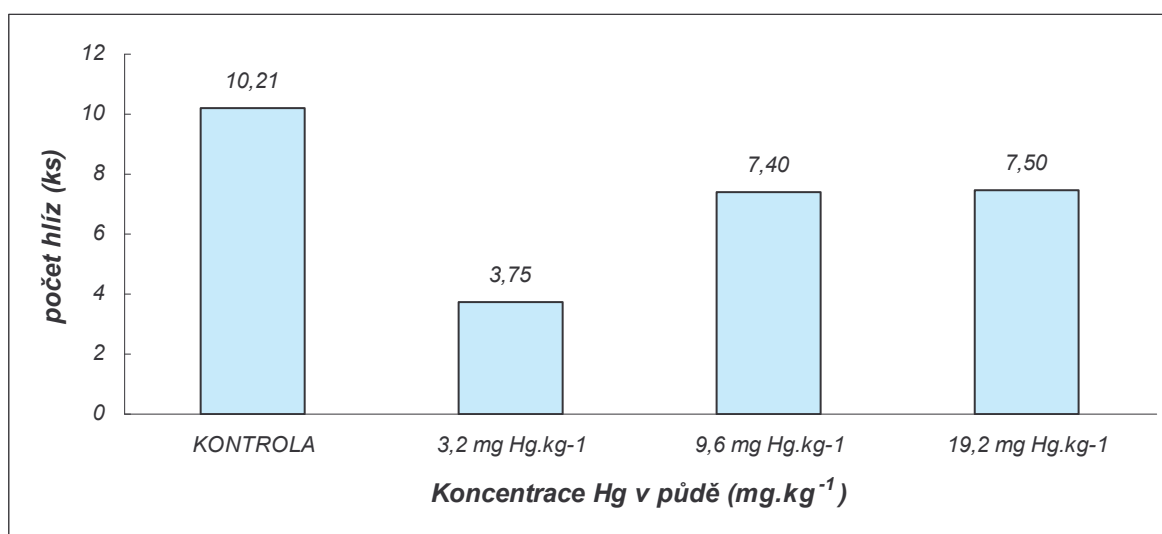
7 VÝSLEDKOVÁ ČÁST

7.1 Výnosové parametry velmi raných brambor pěstovaných na půdě kontaminované rtutí

V nádobovém pokusu byly sledovány výnosy a počty hlíz brambor odrůdy *KOMTESA* pěstovaných na půdě se stupňovanými dávkami rtuti. Výsledky jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P.I., P.II.).

Počet vypěstovaných hlíz se pohyboval v průměru v rozmezí 3,75 až 10,21 kusů hlíz na nádobu. Po vyhodnocení výsledků nebyla zjištěna statistická průkaznost u počtu hlíz a ani u výnosů. Nejvíce hlíz bylo sklizeno v kontrolních nádobách, v průměru 10,21 kusů hlíz brambor na nádobu, kde byl přirozený obsah rtuti $0,04 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy. Ve variantě $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy a $19,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy se průměrný počet hlíz lišil jen velmi málo, u varianty s nejvyšším přídavkem rtuti do půdy byl průměr 7,5 kusů hlíz a u varianty $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy 7,4 kusů hlíz brambor na nádobu. Nejnižší průměrný počet hlíz byl u varianty $3,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy, kdy v nádobách bylo sklizeno v průměru 3,75 kusů. V porovnání s kontrolní variantou došlo ke snížení počtu hlíz na nádobu o 6,5 kusu, což je o 63% méně. Průměrný počet hlíz u všech variant činil 7,22 kusů brambor na nádobu.

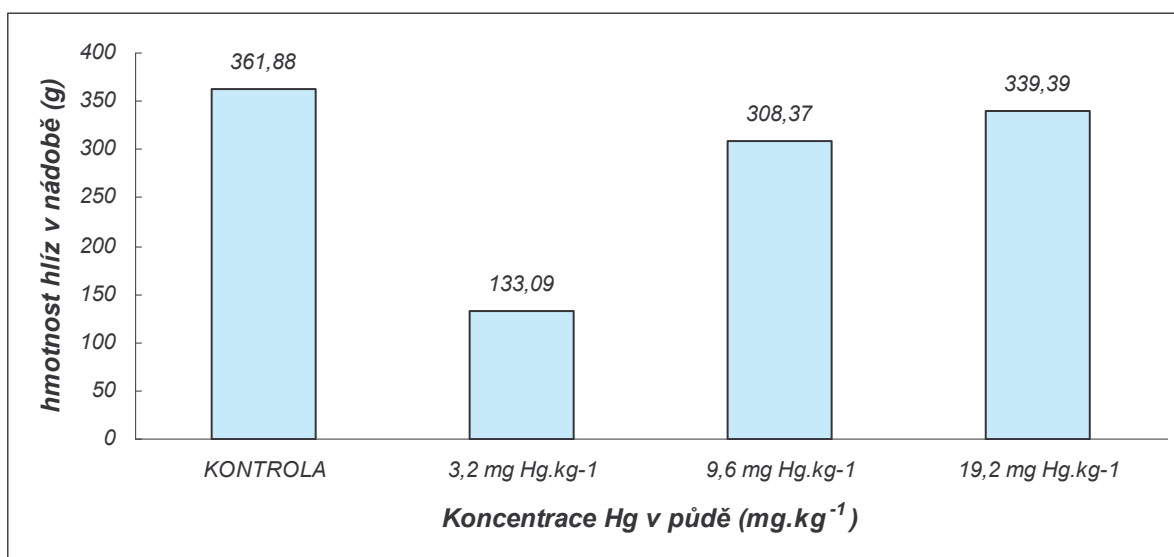
Závislost průměrného počtu hlíz brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 1).



Obrázek 1: Průměrný počet hlíz brambor v nádobách v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

Nejvyšší hmotnostní výtěžek byl získán u kontrolní varianty brambor, kde průměrná hmotnost hlíz v nádobě činila 361,88g. Nejnižší hmotnost hlíz v nádobě byla u varianty, kde přídavek Hg v půdě činil 3,2 mg.kg⁻¹, a to v průměru 133,09g na nádobu. V půdě s obsahem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdy bylo získáno v průměru 308,37g brambor na nádobu, což činí o 15% menší množství než u kontrolní varianty. U varianty, kde byl nejvyšší obsah rtuti přidané do půdy a to 19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy byl hmotnostní výtěžek brambor v nádobě 339,39g v průměru, což je v porovnání s kontrolní variantou o 6% nižší výnos. Průměrný hmotnostní výtěžek u všech variant činil 285,68g na nádobu.

Závislost průměrné hmotnosti hlíz brambor v nádobách na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 2).



Obrázek 2: Průměrná hmotnost hlíz brambor v nádobách v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.2 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah základních jakostních ukazatelů v dužnině hlíz brambor

U vypěstovaných hlíz byly provedeny chemické analýzy na základní jakostní ukazatele. Analýzy se prováděly v dužnině očištěných a umytých brambor, kdy jsem stanovovala obsah sušiny, škrobu, fosforu a hrubou bílkovinu [45].

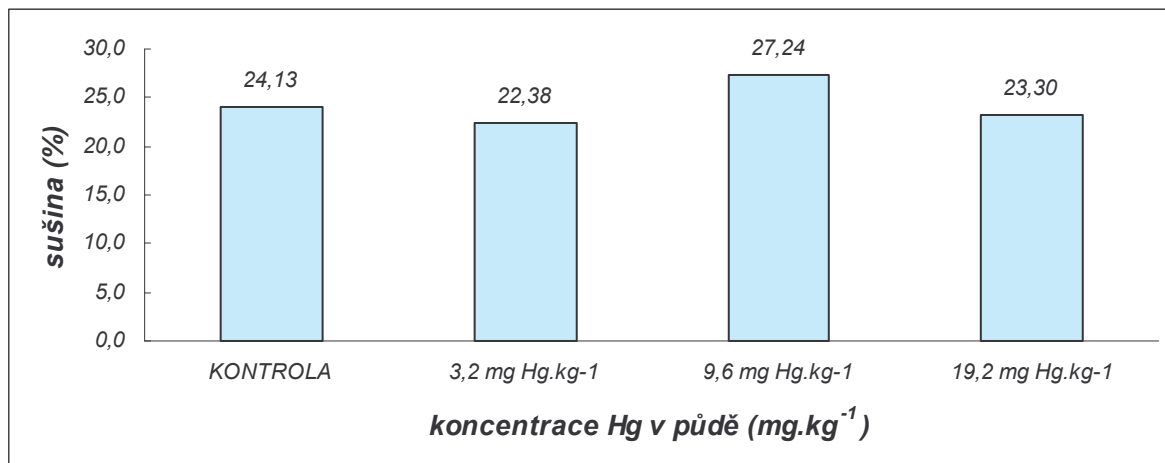
7.2.1 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah sušiny v dužnině hlíz brambor

Výsledky analýz na obsah sušiny v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohouvé části diplomové práce (P. III.).

Obsah sušiny v hlízách brambor se pohyboval v rozpětí 22,38% až 27,24 %. Pokles mezi maximální a minimální hodnotou činil 4,86%. Nejvyšší obsah sušiny v hlízách brambor byl stanoven u varianty s přídávkem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdě. Nejnižší obsah byl stanoven u varianty s přídávkem 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy.

Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah sušiny v dužnině hlíz brambor se prokázala pouze u varianty s přídávkem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ do půdy. U varianty s koncentrací 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy byl zjištěn v průměru o 7% nižší obsah sušiny než u kontrolní varianty (pokles z 24,13% na 22,38% sušiny). U varianty s koncentrací 19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy došlo také ve srovnání s kontrolní variantou k poklesu obsahu sušiny v hlízách brambor a to v průměru o 3,4% (pokles z 24,13% na 23,30% sušiny). Nejvyšší obsah sušiny měly hlízy brambor pěstované v půdě s koncentrací 9,6 mg Hg.kg⁻¹ a to v průměru o 13% vyšší v porovnání s kontrolní variantou (nárůst z 24,13% na 27,24% sušiny). Průměrný obsah sušiny u všech variant činil 24,26 %.

Závislost průměrného obsahu sušiny v hlízách brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 3).



Obrázek 3: Průměrný obsah sušiny v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.2.2 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah škrobu v dužnině hlíz brambor

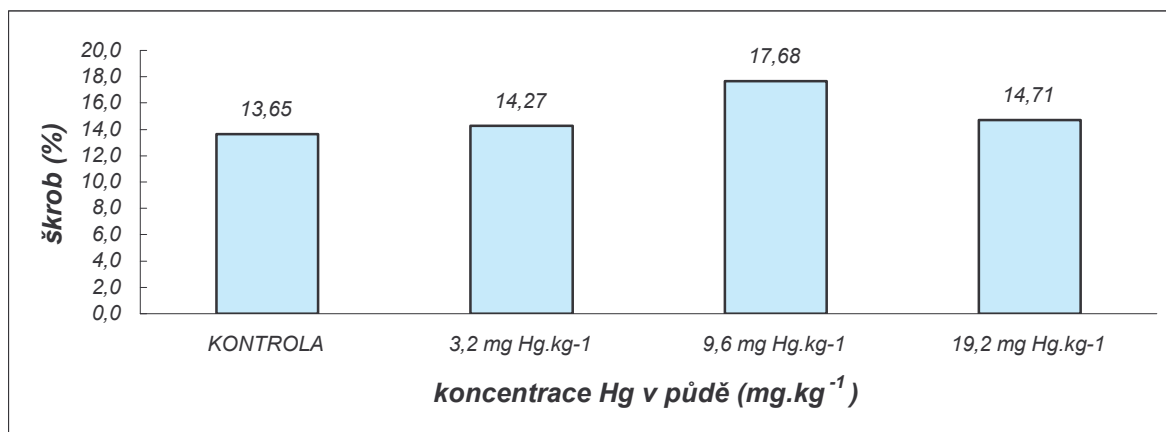
Výsledky analýz na obsahu škrobu v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. IV.).

Obsah škrobu v hlízách brambor se pohyboval v rozpětí 13,65% až 17,68% v čerstvé hmotě, což činí rozdíl mezi maximální a minimální hodnotou 4,03%. Nejnižší obsah škrobu byl stanoven u kontrolní varianty, kde byl přirozený obsah Hg v půdě 0,04 mg. kg⁻¹. Nejvyšší průměrný obsah škrobu byl stanoven ve variantě s přidavkem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ do půdy.

Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah škrobu v dužnině hlíz brambor se potvrdila ve všech variantách, kdy při srovnání s kontrolní variantou byly výsledky obsahu škrobu u jednotlivých variant vyšší. Obsah škrobu u jednotlivých variant v závislosti na stupňovaných dávkách rtuti do půdy klesá dle dosažených výsledků v tomto pořadí: 9,6 mg Hg.kg⁻¹ (17,68% škrobu v čerstvé hmotě), 19,2 mg Hg.kg⁻¹ (17,71% škrobu v čerstvé hmotě), 3,2 mg Hg.kg⁻¹ (14,27% škrobu v čerstvé hmotě) a kontrolní varianta s obsahem 0,04 mg Hg.kg⁻¹ v půdě (13,65% škrobu v čerstvé hmotě). U varianty s přidavkem 3,2 mg Hg.kg⁻¹ v půdě byl obsah škrobu v dužnině hlíz o 5% vyšší než u kontrolní varianty (nárůst z 13,65% na 14,27%). U varianty s přidavkem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ v půdě byl obsah o 30% vyšší s porovnáním s kontrolní variantou (nárůst z 13,65 na 17,68%) a u varianty s

přídavkem 19,2 mg Hg.kg⁻¹ v půdě byl také vyšší a to o 8% než u kontrolní varianty (nárůst z 13,65% na 14,71%). Průměrný obsah škrobu u všech variant činil 15,08%.

Závislost průměrného obsahu škrobu v hlízách brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 4).



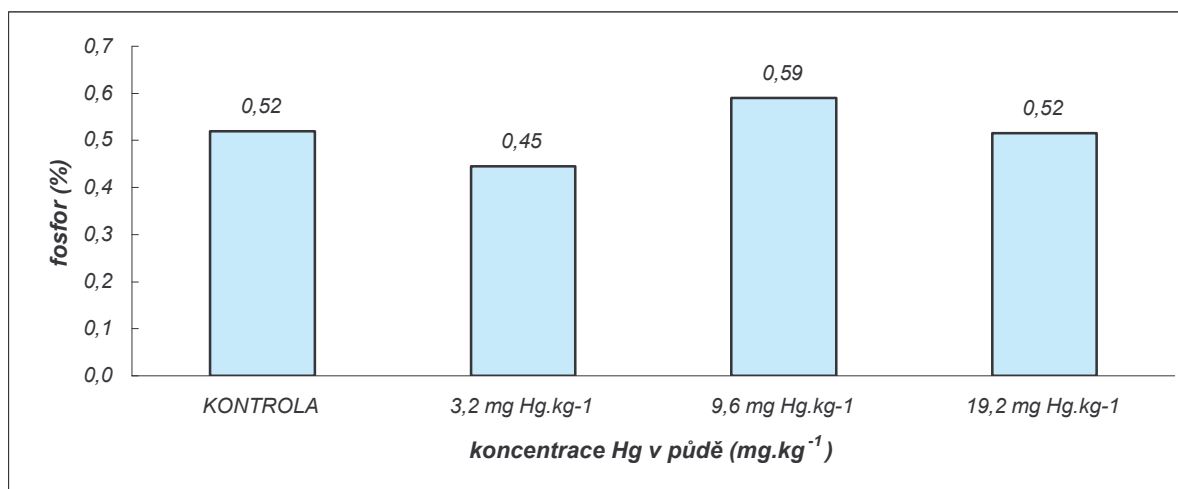
Obrázek 4: Průměrný obsah škrobu v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.2.3 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah fosforu v dužnině hlíz brambor

Výsledky chemických analýz na obsah fosforu v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. V.).

Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah fosforu v dužnině hlíz brambor se potvrdil jen u varianty s obsahem rtuti v půdě 9,6 mg.kg⁻¹. Obsah fosforu v hlízách brambor se pohyboval v rozmezí 0,45% až 0,59%. Maximálního obsahu fosforu bylo dosaženo u varianty, kde koncentrace rtuti v půdě činila 9,6 mg.kg⁻¹. Minimální obsah fosforu byl při analýzách zjištěn u hlíz, které byly pěstovány na půdě s koncentrací rtuti 3,2 mg.kg⁻¹. Při porovnání s kontrolní variantou, kde koncentrace Hg v půdě byla 0,04 mg.kg⁻¹ a obsah fosforu 0,52%, docházelo u varianty s obsahem 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy k poklesu obsahu fosforu v dužnině hlíz brambor a to o 14% (0,45% fosforu), v případě varianty 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdy průměrný obsah fosforu v dužnině vzrostl o 14% (0,59% fosforu). U poslední varianty, kde byly brambory pěstovány na půdě s nejvyšší obsahem rtuti v půdě (19,2 mg.kg⁻¹) bylo dosaženo v průměru stejného obsahu fosforu, jako u kontrolní varianty (0,52% fosforu). Průměrný obsah fosforu u všech variant činil 0,52%.

Závislost průměrného obsahu fosforu v hlízách brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 5).



Obrázek 5: Průměrný obsah fosforu v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

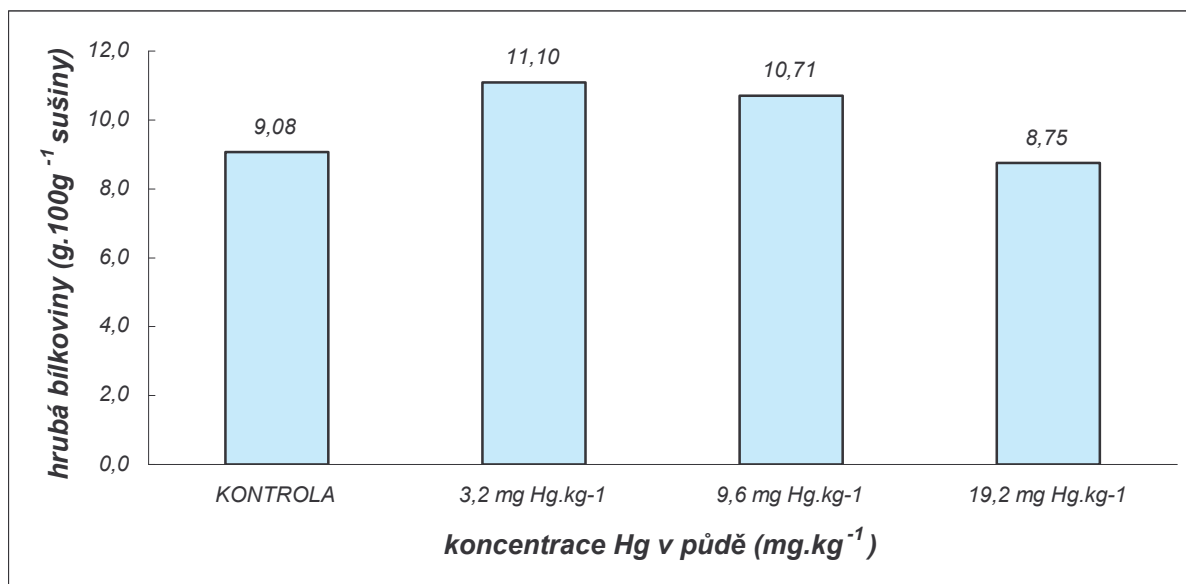
7.2.4 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah hrubé bílkoviny v dužnině hlíz brambor

Výsledky analýz na obsah hrubé bílkoviny v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. VI.).

Obsah hrubé bílkoviny se u vzorků hlíz brambor pohyboval v rozmezí od 8,75g.100 g⁻¹ sušiny až 11,10g.100 g⁻¹ sušiny. Maximální hodnota obsahu hrubé bílkoviny byla stanovena u varianty bramborových hlíz, kde koncentrace rtuti v půdě byla 3,2 mg.kg⁻¹. Minimální hodnota hrubé bílkoviny při analýzách byla zjištěna u variant s nejvyšší koncentrací rtuti v půdě a to 19,2 mg.kg⁻¹. Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah dusíku, vyjádřena jako hrubá bílkovina v dužnině hlíz brambor, se prokázala pouze ve dvou variantách a to, kdy plodina byla pěstována v půdě s koncentrací rtuti 3,2 mg.kg⁻¹ a 9,6 mg.kg⁻¹. U prvně jmenované varianty v porovnáním s kontrolou byl obsah hrubé bílkoviny zvýšen o 22% (z 9,08g.100 g⁻¹ sušiny na 11,10 g.100 g⁻¹ sušiny hrubé bílkoviny). U druhé (koncentrace 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdy) se hodnota s porovnání s kontrolou zvýšila o 18% (z 9,08g.100 g⁻¹ sušiny na 10,71g.100 g⁻¹ sušiny hrubé bílkoviny). Rozdíl mezi variantou 3,2 mg.Hg kg⁻¹ půdy a 9,6 mg.Hg kg⁻¹ je pouhých 0,39g hrubé bílkoviny.100g⁻¹ sušiny. Varianta s koncentrací 19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy byla o 4% nižší oproti kontrolní

variantě. Průměrný obsah hrubé bílkoviny u všech variant činil $9,91\text{g}$ hrubé bílkoviny. 100g^{-1} sušiny.

Závislost průměrného obsahu hrubé bílkoviny v hlízách brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 6).



Obrázek 6: Průměrný obsah hrubé bílkoviny v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.3 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah rtuti ve slupce hlíz brambor

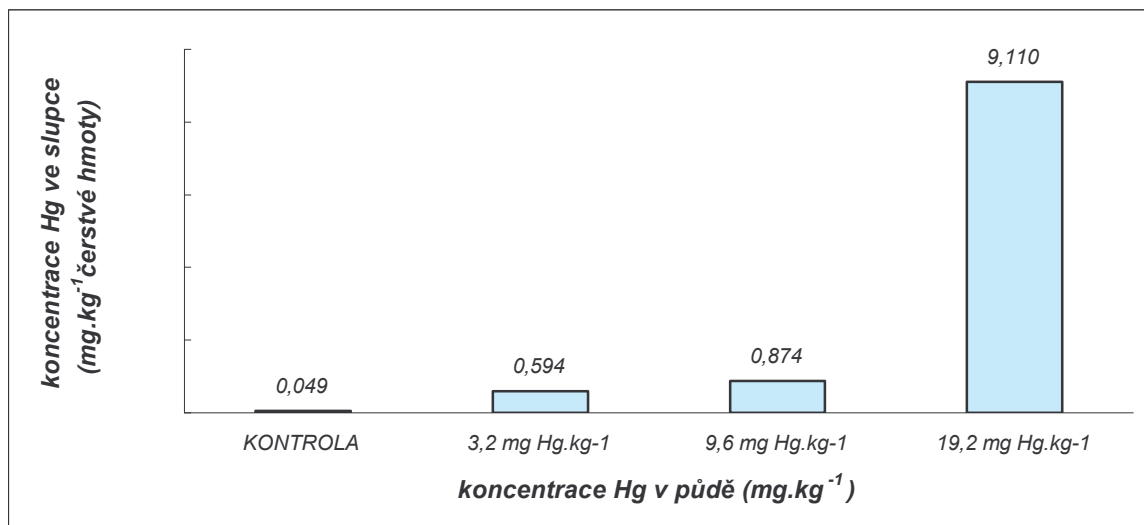
Výsledky chemických analýz na obsah rtuti ve slupce bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. VII.).

Při hodnocení vlivu stupňovaných dávek rtuti do půdy na obsahu rtuti ve slupce hlíz brambor se prokázala statistická průkaznost v závislosti na zvyšující se koncentraci Hg v půdě.

Se vzrůstajícím množstvím Hg v půdě vzrůstal i obsah rtuti ve slupkách bramborových hlíz. V první variantě, kde byl přírůstek 3,2 mg Hg.kg⁻¹ do půdy se množství Hg ve slupkách zvýšilo 12x ve srovnání s kontrolní variantou, kde byl přirozený obsah Hg v půdě 0,04 mg.kg⁻¹, navýšení bylo z 0,049 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty u kontrolní varianty na hodnotu 0,594 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty u první varianty. Ve druhé variantě s kontaminací rtutí, která měla obsah 9,6 mg Hg.kg⁻¹ v půdě, byla naměřená hodnota 18x vyšší v porovnání s kontrolní variantou, kdy průměrný obsah Hg ve slupkách brambor byl 0,874 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. Varianta s obsahem 19,2 mg Hg.kg⁻¹ v půdě měla nejvyšší obsah rtuti ve slupkách hlíz a to 9,110 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což bylo o 185x více než u kontrolní varianty. Průměrný obsah rtuti ve slupkách bramborových hlíz u všech variant činil 2,657 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty.

Srovnáme-li varianty s koncentracemi Hg v půdy 3,2 a 9,6 mg.kg⁻¹, docházíme k výsledku, že nárůstu obsahu Hg ve slupkách byl minimální a to pouhých 0,28 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což nemůžeme označit za statisticky průkazné hodnoty.

Závislost průměrného obsahu rtuti ve slupce brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 7).



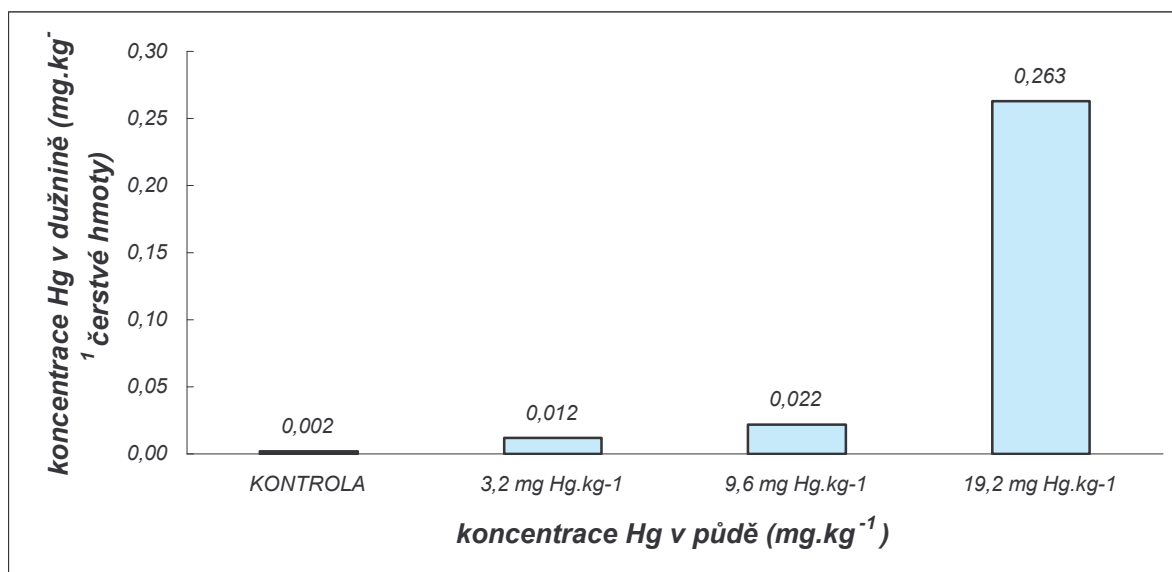
Obrázek 7: Průměrný obsah rtuti ve slupkách hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.4 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah rtuti v dužnině hlíz brambor

Výsledky chemických analýz na obsah rtuti v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. VIII.).

Stupňované dávky rtuti statisticky významně ovlivnily obsah rtuti v dužnině hlíz brambor. U varianty s hladinou 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy bylo v dužnině hlíz o 500% více rtuti než u kontrolní varianty, tedy půdy s 0,04 mg Hg.kg⁻¹ (nárůst z 0,002 na 0,012 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). U koncentraci 9,6 mg Hg.kg⁻¹ v půdě byl opět zaznamenán nárůst obsahu Hg v dužnině hlíz a to s porovnáním s kontrolní variantou o 1 000% (z 0,002 na 0,022 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). Když variantu 9,6 mg Hg.kg⁻¹ v půdě porovnáme s variantou, kde obsah Hg v půdě činil 3,2 mg.kg⁻¹ byl obsah rtuti vyšší o 80% (nárůst z 0,012 na 0,022 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). U brambor, které rostly v půdě s nejvyšší kontaminací a to 19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, byl zaznamenán cca o 1 100% vyšší obsah rtuti v porovnání s variantou, kde byl obsah rtuti v půdě 9,6 mg.kg⁻¹ (zvýšení z 0,022 na 0,263 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). Při srovnání téže varianty (19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy) s variantou kontrolní bylo naměřeno cca o 13 050% více rtuti (nárůst z 0,002 na 0,263 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). Průměrný obsah rtuti v dužnině bramborových hlíz u všech variant činil 0,075 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty.

Závislost průměrného obsahu rtuti v dužnině hlíz brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 8).



Obrázek 8: Průměrný obsah rtuti v dužnině hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě

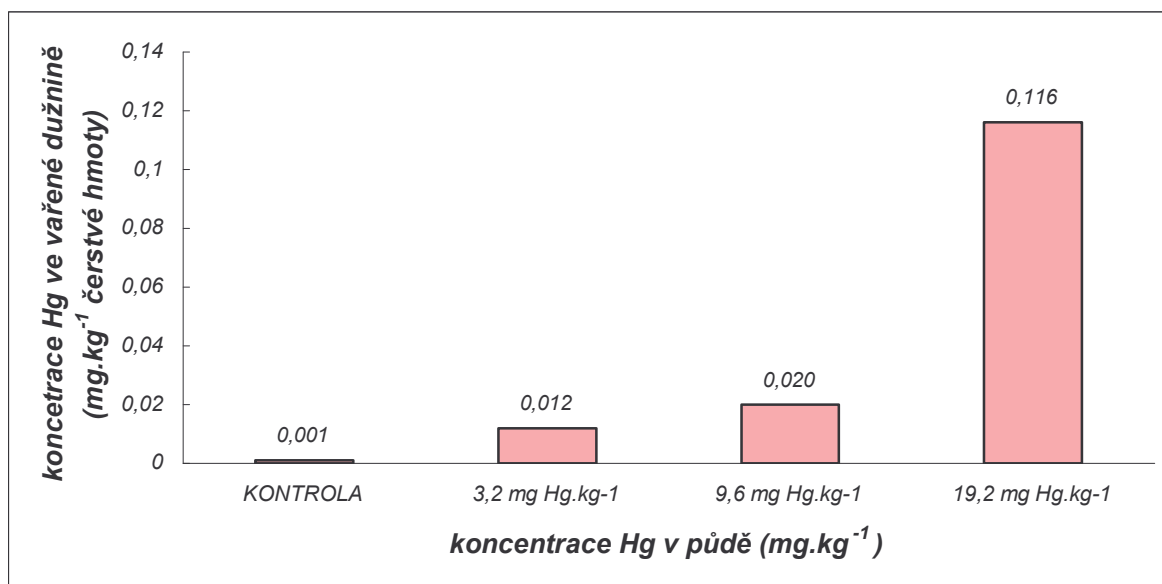
7.5 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah rtuti v dužnině hlíz brambor po kuchyňské úpravě - vaření

Výsledky chemických analýz na obsah rtuti v dužnině vařených bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohou části diplomové práce (P. IX.).

Vzorky dužniny bramborových hlíz jednotlivých variant, byly upraveny kuchyňsky a to vařením po dobu 20 minut v pitné vodě.

U varianty, s hladinou 3,2 mg Hg.kg⁻¹ v půdě, obsahovala dužnina vařených brambor v průměru 0,012 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což je v porovnání s kontrolní variantou (0,001 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty), kde je přirozený obsah rtuti v půdě (0,04 mg Hg.kg⁻¹), o 1 100% více. Varianta s kontaminací 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdy obsahovala po kuchyňské úpravě v průměru 0,020 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což činí o 1 900% více než u kontrolní varianty. U varianty s nejvyšším přídatkem rtuti do půdy (19,2 mg .kg⁻¹) byl obsah rtuti v uvařené dužnině hlíz brambor v průměru 0,116 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což bylo o 11 500% více než u kontrolní varianty. Průměrný obsah rtuti v dužnině vařených bramborových hlíz u všech variant činil 0,037 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty.

Závislost průměrného obsahu rtuti v dužnině hlíz brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 9).



Obrázek 9: Průměrný obsah rtuti v dužnině vařených hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

7.6 Porovnání obsahu rtuti v dužnině před a po kuchyňské úpravě hlíz brambor u jednotlivých variant se stupňovanými dávkami rtuti

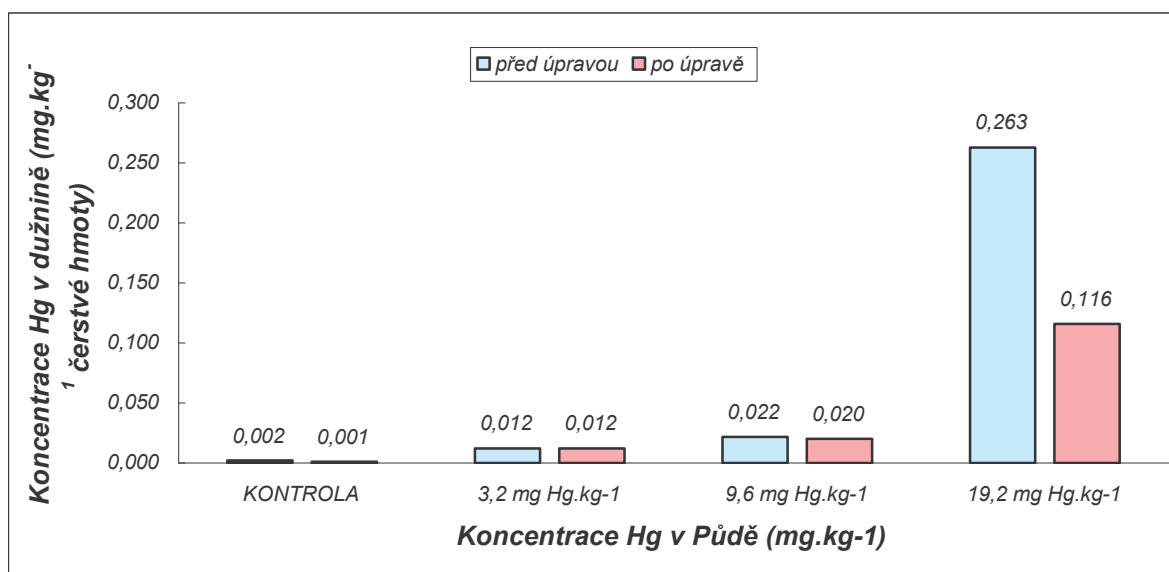
Výsledky porovnání analýz na obsah rtuti v dužnině před a po uvaření bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části diplomové práce (P. X.).

Při kuchyňské úpravě bramborových hlíz vařením došlo k úbytku obsahu rtuti v dužnině. Úbytek byl způsoben přechodem rtuti z dužniny hlíz do vody, ve které byly brambory vařeny a také těkavostí rtuti při zvyšující se teplotě v důsledku vaření.

U kontrolní varianty, s přirozeným obsahem rtuti v půdě 0,04 mg.kg⁻¹, činil pokles před a po kuchyňské úpravě 50% (z 0,002 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty před úpravou na 0,001 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty po úpravě). U varianty s kontaminací 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, byl pokles v obsahu rtuti v dužnině hlíz brambor před a po úpravě zaznamenán v průměru velmi malý (před i po úpravě 0,012 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty). O pouhých 10% se lišily obsahy rtuti v dužnině u varianty s přidávkem rtuti do půdy 9,6 mg Hg.kg⁻¹. Dužina bramborových hlíz obsahovala před uvařením v průměru 0,022 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty a po uvaření pouze o 0,020 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty méně. U varianty s nejvyšší

kontaminací půdy rtuť (19,2 mg.kg⁻¹), byl zaznamenán i největší procentický rozdíl v obsahu rtuť v dužnině hlíz brambor před a po kuchyňské úpravě, který činil 56% (pokles z 0,263 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty před úpravou na 0,116 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty po kuchyňské úpravě). Průměrný obsah rtuť v dužnině před a po úpravě bramborových hlíz u všech variant činil 0,056 mg.kg⁻¹ čerstvé hmoty.

Závislost průměrného obsahu rtuť v dužnině před a po kuchyňské úpravě hlíz brambor na množství Hg v půdě je uvedena na obrázku (Obr. 10).



Obrázek 10: Průměrný obsah rtuť v dužnině před a po kuchyňské úpravě hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě.

8 DISKUZE

Brambory jsou hospodářsky důležitou surovinou. Slouží jako potravinová doplňková. Ve stravě plní funkci objemovou, sytící a ochrannou. Jsou také důležitým krmivem a surovinou pro výrobu škrobu a lihu. Brambory obsahují v syrovém stavu více než 75% vody, asi 20% sacharidů a malé množství hodnotné bílkoviny. Jsou bohaté na draslík, který činí 60% veškerého obsahu minerálií. Jsou rovněž bohaté na vitamin A, B a C. Jen málo potravin obsahuje tolik vitamínu C jako syrové brambory, a proto jsou řazeny mezi nejlevnější zdroj vitamínu C na našem trhu.

Mezi závažné problémy životního prostředí patří akumulace těžkých kovů v půdě, odkud může následně docházet k dalšímu přenosu těchto látek do potravního řetězce. Většinou jsou těžké kovy pro živé organismy stresovým faktorem vyvolávající různé fyziologické změny. Z hlediska pohybu těžkých kovů v potravinách je důležité sledovat vazbu mezi nutričními hodnotami, kritérii zdravotní nezávadnosti a zda se tyto kovy kumulují v částech, které jsou používány pro konzumaci.

Předložená diplomová práce se věnuje v teoretické části problematice těžkých kovů v životním prostředí, zejména rtuti. Je zde popsán význam kovů ve výživě rostlin, obecná charakteristika brambor a dále jejich anatomie a chemické složení hlíz brambor. Praktická část této práce zahrnuje sledování vlivu stupňovaných dávek rtuti do půdy na příjem rtuti rostlinou brambor odrůdy *KOMTESA*. Posuzuje se vliv rtuti na výnosové parametry, obsah základních jakostních ukazatelů a obsah rtuti v hlízách brambor.

Stupňované dávky rtuti v půdě v mém pokusu neovlivnily výnosové parametry brambor. Statistická průkaznost nebyla zjištěna u počtu a ani u hmotnosti hlíz. Nejvyšší průměrný počet a hmotnost hlíz byl získán u kontrolní varianty a nejnižší ve variantě s nejmenším přídatkem rtuti ($3,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy).

Podle Kabata – Pendiase (1984) a Cibulky (1991) patří brambory mezi rostliny výnosově tolerantní, které mohou růst i na půdách s extrémně vysokou koncentrací cizorodých látek.

Při vysokém obsahu cizorodých látek v prostředí dochází u brambor k jejich intenzivní kumulaci v jednotlivých orgánech. Queirolo et al. (2000) a Zrůst et al. (1999)

poukázali na skutečnost, že tyto látky se hromadí převážně v nadzemních částech rostlin brambor. Nejméně se ukládají v bramborových hlízách, tedy v části, která je určena ke konzumaci. Výnosy u brambor, špenátu a salátu jsou podle Havelky (1984) snižovány zvyšujícím se množstvím olova až o 20%.

I když brambory řadíme mezi rostliny odolné vůči cizorodým látkám, jejich pěstování na kontaminovaných půdách může přinášet rizika zvýšeného obsahu cizorodých látek v rostlinách. Stejně tak se může měnit chemické složení brambor.

Kloke et al. (1984) zařadili brambory dle relativní akumulace těžkých kovů, v částech určených ke konzumaci mezi rostliny se středním příjmem. Karblane (1997) uvádí, že prakticky všechny cizorodé prvky se akumulují v hlízách brambor nejvíce ve slupce. Všeobecně pak platí, že nejvyšší koncentrace cizorodých látek se vyskytují v malých hlízách. Podle Kabata – Pendiase (1984) platí, že čím je hlíza větší, tím více koncentrace těchto látek klesá.

Stupňované přídatky rtuti v půdě měly za následek při mém experimentu zvyšující se obsah rtuti v hlízách brambor. Tato závislost byla prokázána i statisticky, jak v dužnině hlíz brambor, tak i ve slupkách. Podle Vyhlášky Ministerstva zdravotnictví 305/2004 Sb. je nejvyšší přípustné množství rtuti v bramborech $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ [33]. Tato hodnota byla při našem pokusu překročena v dužnině oloupaných hlíz brambor u varianty s přídatkem rtuti do půdy $9,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ o $0,002 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty a u varianty s nejvyšším přídatkem rtuti do půdy ($19,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$) o $0,243 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty. Průměrný obsah v bramborových hlízách rtuti činí $0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty, olova $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty, kadmia $0,035 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty a arsenu $0,007 \text{ mg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty [49].

Podle Ropa (1999), který se zabýval příjmem kadmia, arsenu a berylia rostlinami brambor, se v nadzemních částech rostlin ukládá větší množství cizorodých látek než v hlízách, které jsou určené pro konzumaci. Podle Oeckera (1984) jsou cizorodé látky v hlíze brambor rozmístěny poměrně rovnoměrně, přičemž zvýšený obsah se nachází ve slupce, a to v její vnější části. I podle dalších autorů, např. Smitha (1994) platí, že zvýšený obsah cizorodých látek je ve slupkách. Berylia se nachází ve slupkách dokonce 7x více než v ostatním pletivu bramborových hlíz (Grote et al., 1997). Stejně tak 2x více je ve slupkách obsaženo například niklu, kadmia nebo zinku (Dudka et al., 1996).

Shanker et al. (1996) poukazují na vztah rtuti a selenu (Se), kdy na půdách s vyšším obsahem selenu vzniká nerozpustný komplex Se – Hg, který snižuje přístupnost obou toxických prvků pro rostliny.

Kabata – Pendias (1984) také uvádí, že například lišejníky, salát, mrkev a houby mohou mnohem snadněji absorbovat rtuť než jiné rostliny pěstované na stejném stanovišti. Podle Allowaye (1990) je příjem cizorodých prvků rostlinou závislý na druhu pěstované plodiny a jeho obsah v různých částech rostlin je jiný. Mohamed (2003) zkoumal 12 rozdílných druhů zeleniny (okurky, dýně, rajčata, petržel, mrkev, špenát, řeřichu, ale i brambory aj.). U rostlin analyzoval obsah kadmia, olova, kobaltu, mědi a jiných těžkých kovů. Výsledky ukázaly, že koncentrace prvků v jednotlivých druzích zeleniny byla závislá na schopnosti rostliny kumulovat daný prvek. Řeřicha se prokázala vyšším příjmem těžkých kovů v porovnání s ostatními testovanými zemědělskými plodinami.

Müller et al. (1996) poukazují na schopnost salátu, který má vlastnost kumulovat vyšší množství těžkých kovů, ale vyznačuje se nižší citlivostí na tyto prvky, a tak může na kontaminovaných půdách vegetovat, aniž by se projevil symptomy škodlivého působení.

U brambor hnojených chloridem draselným zjistil Sparrow (1994) o 20 – 30% vyšší obsah kadmia než u brambor hnojených jinými než chloridovými formami draselných hnojiv. Poukazuje také na snižování příjmu kadmia při aplikaci hnojiv síranové formy. Smith (1994) poukazuje také na skutečnost, že vápnění je nejefektivnější prostředek na snížení fytotoxicity a obsahu těžkých kovů v bramborách, a to zejména na kyselých půdách .

Grupe a Wiechmann (1985) zjistili, že příjem cizorodého prvku není pravděpodobně v korelaci s jejich celkovým obsahem v půdě. Podle těchto autorů závisí přijaté množství na půdní frakci. Hani a Gupta (1983) uvádějí, že vliv vlastností půdy na schopnost vázat cizorodé prvky je velmi variabilní. Obsah cizorodých prvků v půdě a jejich příjem rostlinami je ovlivňován pH půdy, obsahem jílu (Delschen a Werner, 1989), výměnnou kationtovou kapacitou, obsahem humusu a hydrátovými oxidy (Lodenius, 1989). Obecně příjem cizorodých prvků rostlinami podle Pardo a Guadalupe (1995) převládá při kyselém pH, kdy jsou v půdě obsaženy tyto látky ve snadno rozpustných formách v půdním roztoku. Podle Gregera et al. (2005) je výskyt rtuti v jednotlivých částech rostliny podmíněn tím, zda je rtuť rostlinou přijímána z atmosféry nebo z půdy.

Schopnost akumulace těžkých kovů (Hg, Cd, Pb) podle Kralovce (1997) v jednotlivých částech rostlin klesá, nejvíce se podle něho koncentrují těžké kovy v kořenech, a poté dále sestupně v listech, podzemních zásobních orgánech a plodech.

Yuruk (2006) studoval vliv těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) obsažených ve splaškovém kalu, na kumulaci těchto látek v různých orgánech rostlin pěstovaných na vápenité půdě. Obsah těžkých kovů byl nejvyšší v kořenech a pak dále v listech a stonku. Rozdíly, v podílu splaškového kalu v půdě, se projevíly hlavně na koncentraci sledovaných těžkých kovů v kořenech. V nadzemních částech rostlin nebyl pozorován velký nárůst v koncentracích mezi jednotlivými variantami s rozdílným obsahem splaškového kalu v půdě.

Dužniny hlíz brambor při mé práci byly analyzovány i po kuchyňské úpravě (vaření). Došlo při ní k poklesu obsahu rtuti v dužnině v porovnání s výsledky před úpravou. K největšímu poklesu a to o 56% došlo u varianty s nejvyšším obsahem rtuti aplikované do půdy ($19,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$).

Podle Oeckera (1984) se loupáním brambor sníží obsah většiny cizorodých prvků až o 50%, u kadmia o 40%. Vařením a smažením se snižuje obsah škodlivých látek o 30 – 40%. Přirozený obsah cizorodých prvků v hlízách, jestliže jsou loupány a kuchyňsky upraveny, popř. jsou vyřazeny nejmenší hlízy, nepředstavuje žádnou hrozbu pro zdraví člověka.

Při mé práci jsem sledovala i vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah základních jakostních ukazatelů v dužnině hlíz brambor. Analýzy byly prováděny na obsah sušiny, škrobu, hrubé bílkoviny a fosforu. Průměrný obsah sušiny u všech variant v dužnině hlíz brambor byl stanoven na 24,26% a škrobu 15,08%. Kröner (1971) uvádí, že hlízy brambor obsahují v průměru 23,7% sušiny a 17,5% škrobu [27]. Průměrný obsah fosforu v dužnině hlíz všech variant činil 15,08% a obsah hrubé bílkoviny $9,91 \text{ g.100g}^{-1}$ sušiny. Vlivem stupňovaných dávek rtuti do půdy nedošlo k statisticky významným změnám v obsahu námi sledovaných základních jakostních ukazatelů v dužninách hlíz brambor.

Gaweda (2007) analyzoval zeleninu pěstovanou v půdě obsahující různé koncentrace olova. Jako indikační plodiny použil salát, špenát, ředkvičku, mrkev, červenou řepu a cibuli. U vypěstované zeleniny poté sledoval změny v obsahu sacharidů. Výsledkem

bylo zjištěno, že rozdílné přísady olova do půdy, měly vliv na snížení obsahu sacharosu a zvýšení obsahu škrobu v konzumních částech rostlin ve srovnání s kontrolní variantou. Verma (2001) studoval vliv kadmia na obsah škrobu a sacharidů v rýži, avšak žádné změny v obsahu škrobu při jeho pokusech nebyly zaznamenány.

Hlušek a Richter (1992) prověřovali vliv těžkých kovů na koncentraci důležitých prvků v bramborech. Autoři ve své práci zveřejňují skutečnost, že se vzrůstajícím množstvím těžkých kovů, klesá množství dusíku a fosforu v nadzemních částech rostlin brambor. V hlízách se vliv na obsah dusíku a fosforu prokázal až u velmi vysokých koncentrací těžkých kovů v půdě. Nogueira (1992) popisuje ve své práci, že při aplikaci draslíku do půdy byl zaznamenán nárůst obsah škrobu a karotenu v bramborech. Podle Kima (2002) došlo u brambor vypěstovaných na půdě s vyšším obsahem dusičnanů k inhibici růstu kořenů brambor a klesl obsah škrobu v kořenech.

Podle Krupy (2003) mají rostliny schopnost přijímat cizorodé prvky při vyšší hladině dusíku v půdě. Podobně je příjem těžkých kovů rostlinami v korelaci s obsahem fosforu v půdě (Fernando et al., 2004). Zvyšování množství fosforu v půdě má synergický vliv na příjem olova a kadmia rostlinami špenátu (Maftoun et al., 2004). Podle Mohameda et al. (2003) je dána interakce mezi jednotlivými prvky hlavně druhem rostliny a její genetickou výbavou.

Na skutečnost, že množství rtuti je vyšší v rostlinách rostoucí na kontaminovaných půdách upozorňuje celá řada autorů (Rop a Valášek, 2005; Patra a Sharma, 2000; Higuera et al., 2003). Intenzita příjmu rtuti rostlinou nezávisí jen na jejím obsahu v půdě, ale důležitá je také její chemická forma (Patra a Sharma, 2000). Vlivem půdních organismů dochází k metylaci rtuti. Methylovaná rtuť je potom rostlinami snadno absorbována (Dopp et al., 2004). Také ostatní formy rtuti jsou rostlinami snadno přijatelné, a to zejména na půdách s nízkou hodnotou pH (Yu et al., 2004).

Podle Haase (1988) lze kontaminované půdy čistit biologicky, pomocí rostlin, které mají schopnost kumulovat ve větším množství cizorodé prvky. Qian (1999) uvádí, že k odstraňování těžkých kovů z půdy je možno použít plevelné rostliny, které vzhledem k jejímu rychlému růstu a velké hustotě rostlin na ploše, dokážou efektivně odstraňovat tyto nežádoucí látky z půdy. Podle Vandriela (1995) lze omezit příjem cizorodých látek rostlinami z kontaminovaných půd a to, když překryje kontaminovanou půdu zeminou,

která je neznečištěná. Zjistil, že obsah cizorodých látek v půdě neprokázala migrační vlastnosti a nekontaminovaná horní vrstva se neznečišťuje od kontaminované dolní vrstvy.

9 ZÁVĚR

V předložené diplomové práci byl sledován vliv stupňujících se dávek rtuti v půdě na obsah základních jakostních ukazatelů a rtuti v hlízách velmi raných brambor odrůdy *KOMTESA*. Experiment byl řešen formou nádobového pokusu, kdy brambory byly pěstovány na půdě se stupňovanými dávkami rtuti, přičemž hlavní pozornost byla zaměřena na sledování těchto parametrů:

- Výnosové parametry – počet hlíz a jejich hmotnost v nádobě
- Obsah rtuti ve hlízách brambor - slupce, dužnině, dužnině po kuchyňské úpravě
- Obsah základních jakostních ukazatelů v dužnině hlíz brambor – sušina, škrob, fosfor, hrubá bílkovina

Získané výsledky byly statisticky zpracovány a vyhodnoceny. Na základě dosažených výsledků bylo možno učinit tyto závěry:

1. V nádobovém pokusu byl sledován výnos hlíz brambor při stupňovaných dávkách rtuti v půdě. Změny ve výnosových parametrech nebyly na základě přídavek rtuti do půdy statisticky průkazné. Největší průměrný počet hlíz (10,21 kusů) i hmotnostní výtěžek na nádobu (361,88 g) byl zjištěn o kontrolní varianty s přirozeným obsahem rtuti v půdě. Nejnižší průměrný výnos počtu hlíz na nádoby (3,75 kusů) a hmotnostní výtěžek (133,09g) byl prokázán u varianty 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy.
2. Při hodnocení vlivu rtuti na obsah Hg v bramborových hlízách se prokázala statistická průkaznost v závislosti na zvyšující se koncentraci Hg v půdě.
 - a) Se vzrůstajícím množstvím Hg v půdě vzrůstal i obsah rtuti ve slupkách brambor. U varianty s přirozeným obsahem rtuti v půdě byl analýzou zjištěn průměrný obsah 0,049 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. Varianta s největším přídávkem 19,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy obsahovala v průměru 9,110 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, což v porovnání s kontrolní variantou bylo o 185x více.

- b) Z výsledků měření se prokázala stoupající tendence i u obsahu rtuti v dužnině hlíz brambor na stupňovaných dávkách rtuti do půdy. V kontrolní variantě byl průměrný obsah $0,002 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty. Průměrný obsah dále stoupal ve srovnání s kontrolní variantou a to u varianty $3,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ do půdy o 5x, varianta $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy o 10x a u varianty s přidavkem Hg do půdy $19,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ o 122x.

Při porovnání obsahu rtuti ve slupkách a v dužnině hlíz brambor byl obsah rtuti v dužnině 35x nižší než ve slupkách.

- c) U dužniny hlíz brambor, které byly kuchyňsky upraveny, se obsah rtuti v porovnání s analyzovanou dužninou, která neprošla touto úpravou snížil. U kontrolní varianty činil pokles 50%, varianta $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy se lišila o 10% a obsah u hlíz varianty s největší kontaminací půdy ($19,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$) se vařením snížil o 56% ve srovnání s touto variantou v syrovém stavu.
3. Z výsledků měření vyplývá, že vzrůstající koncentrace rtuti v půdě nezpůsobila velké nárůsty či poklesy obsahu základních jakostních ukazatelů v hlízách brambor.
- a) Průměrný obsah sušiny ze všech variant činil 24,26%. Nejnižší průměrný obsah sušiny byl u varianty $3,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy (22,38%) a nejvyšší průměrný obsah byl u varianty s přidavkem $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy (27,24%).
- b) Průměrný obsah škrobu u všech variant činil 15,08% v čerstvé hmotě dužniny hlíz brambor. Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah škrobu v dužnině se potvrdila ve všech variantách. Nejvyšší obsah škrobu 17,68% v čerstvé hmotě hlíz se nacházel ve variantě s kontaminací $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy. Stupňované dávky rtuti do půdy měly vliv na zvýšení obsahu škrobu v dužnině hlíz brambor, ve srovnání s kontrolní variantou.
- c) Průměrný obsah fosforu u všech variant činil 0,52% v dužnině hlíz brambor. Nejnižší množství fosforu (0,45%) bylo v průměru u dužniny hlíz z varianty s přidavkem $3,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy. Nejvíce fosforu (0,59%) v průměru obsahovala dužnina varianty $9,6 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy. Průměrný obsah 0,52% byl zjištěn u varianty kontrolní a u varianty s největším přidavkem rtuti ($19,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy). Vlivem stupňovaných dávek do půdy nedošlo k statisticky významným změnám na obsahu fosforu v dužnině hlíz brambor.

- d) Průměrný obsah hrubé bílkoviny u všech variant činil 9,91 g hrubé bílkoviny.100g⁻¹ sušiny hlíz brambor. Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah hrubé bílkoviny v hlízách brambor se prokázala pouze ve variantě s přidavkem 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, kdy se obsah hrubé bílkoviny zvýšil oproti kontrolní variantě o 22% a u varianty s obsahem 9,6 mg Hg.kg⁻¹ půdy, kdy došlo v průměru k nárůstu v obsahu hrubé bílkoviny ve srovnání s kontrolní variantou o 18%.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. **Čížek, Z.:** *Sborník referátů ze semináře Analýza kontaminovaných zemín*, Praha, 1997, BIJO TC a.s.
2. **Cibulka, J.:** *Současné problémy s kontaminací našeho životního prostředí tzv. těžkými kovy*, Praha 1990, Sborník referátů: Aktuální ekologické otázky – těžké kovy, s.9.
3. **Velíšek, J. :** *Chemie potravin 2*, Osis, Tábor, 1999, ISBN 80-902391-4-5
4. **Křištofová, D. :** *Kovy a životní prostředí*, VŠB – TU, Ostrava, 2005, ISBN 80-248-0740-8
5. **Rop, O.:** *Vliv stupňovaných dávek rtuti a půdního pH na výnosové parametry velmi raných odrůd brambor*, Zahradnictví, 2004, č.5, s.23.
6. Integrovaný registr znečištění, [online]. [cit.2006-11-06] Dostupné z www: <http://www.irz.cz/latky>
7. **Hadač, E.:** *Ekologické katastrofy*, Horizont, Praha, 1987, s.138-139.
8. **Neiser, J.:** *Geochemie*, Ostravská univerzita, Ostrava, 1993, ISBN 80-7042-709-4, s.103
9. **Novosadová, E.:** *Přijatelnost rtuti rostlinami v závislosti na chemickém složení půdy*, Zlín, 2004. Diplomová práce, Univerzita T. Bati ve Zlíně, fakulta technologická.
10. Gastro news, [online]. [cit.2007-04-23] Dostupné z www: <http://hygiena.gastronews.cz/tezke-kovy-v-zivotnim-prostredi-a-jejich-vliv-na-lidsky-organismus>
11. Vlastnosti rizikových prvků, [online] [cit.2006-11-27], Dostupné z www: <http://www.env.cz/AIS/web-pub.nsf/>
12. **Merian,E.:** *Introduction to environmental chemistry and global cycles of chromium, nickel, cobalt, beryllium, arsenic, kadmium and selenium and their derivatives*. Toxicology and environmental chemistry, 1984.
13. *Arsenic*. Geneva. World Health Organization, 1981 (Environmental Health Criteria, No. 18).

14. **Baier, J., Baierová, V.:** *Chemie pro všechny*, SNTL, Praha, 1990, ISBN 80-03-00500-0, s.36.
15. **Richter, R., :** Multimediální učební texty z výživy rostlin, [online]. [cit.2006-10-09] Dostupné z www: http://www.af.mendelu.cz/agrochem/multitexty/html/biogenni_prvky/cizorode_prvky.htm
16. **Richter, R., Hlušek, J.:** *Výživa a hnojení rostlin (1. obecná část)*, Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 1994, ISBN 80-7157-138-5, s.57-73.
17. **Šebánek, J., a kol. :** *Fyziologie rostlin*, Státní zemědělské nakladatelství, Praha 1983, 246 – 250s.
18. **Procházka, S., a kol. :** *Fyziologie rostlin*, Academia, Praha, 1998, 109-111s.,383-384 s., ISBN 80-200-0586-2
19. **Havelka, B.:** *Výživa a hnojení zahradních rostlin*, Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 1990, s. 129-136
20. **Chroboczek, P.:** *Vliv pěstitelských technologií na růstově analytické charakteristiky porostů brambor a obsah cizorodých prvků*, Brno, 2002. Diplomová práce, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, fakulta agronomická
21. **Markert, B.:** *Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism*, System Research Group, Univerzity of Osnabrück, Germany, 1992.
22. *Potravinářství:* [online] [cit.2006-9-30] , Dostupné na www: <http://www.bezpecnostpotavin.cz>
23. Wikipedie – encyklopedie, [online] [cit.2006-10-30] , Dostupné na www: <http://cs.wikipedia.org/>
24. **Hobhouse, H. :** *Šest rostlin, které změnily svět*, Academia, Praha, 2004, 228 – 229 s., ISBN 80-200-1179-X
25. **Jůzl, M., a kol. :** *Rostlinná výroba III (Okopaniny,)* MZLU, Brno 2000, 108–121s., ISBN 80-7157-446-5

26. **Pulkrábek, J.** : *Okopaniny* [online]. [cit.2006-10-02] Dostupné z www: <http://etext.czu.cz/php/skripta/kapitola.php?titul_key=5&idkapitola=213>
27. **Hrabě, J., Komár, A.**: *Technologie, zbožížnalství a hygiena potravin III. část.* VVŠ PV, Vyškov, 2003. 109 – 114 s. ISBN 80-7231-107-7
28. *Zákon o potravinách a tabákových výrobcích 110/1997 Sb.*
29. **Zrůst, J.** : *Riziko pěstování brambor v půdách kontaminovaných těžkými kovy*, [online] [cit.2006-10-09] Dostupné z www:<http://www.phytopsanitary.org/projekty/2002/>
30. *Vyhláška Ministerstva zemědělství, 157/2003 Sb.* o požadavcích pro čerstvé ovoce a čerstvou zeleninu, zpracované ovoce a zpracovanou zeleninu, suché skořápkové plody, houby, brambory a výrobky z nich, jakož i další způsoby jejich označování.
31. **Rop, O.**: *Výskyt cizorodých prvků v bramborách*, Farmář, 2002. č.5, Profí Press Praha, ISSN 1210-9789, s.26.
32. *Narižení Evropské rady a parlamentu, 466/2001 (8.3.2001)*, o maximálních hodnotách daných kontaminujícími látkách v potravinách
33. *Vyhláška Ministerstva zdravotnictví, 305/2004 Sb.* o druzích kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách.
34. **Rop, O.**: *Obsah cizorodých prvků v rostlinách velmi raných odrůd brambor*, Brno, 1999, Disertační práce, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, fakulta agrochemie.
35. **Sparrow, L.A., Salardini, A.A.**: *Effects of residues of lime and phosphorus fertilizer on cadmium uptake and yield of potatoes and carrots*, Journal of Plant Nutrition, 1994, s.1333-1349.
36. Encyklopedie Co to je?: [online] [cit.2006-12-09] Dostupné z www: www.coto.je
37. **Velíšek, J.** : *Chemie potravin I*, Osis, Tábor, 1999, ISBN 80-902391-3-7
38. **Pelikán, M., Hřivna, L., Humpola, J.**: *Technologie sacharidů*, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 1999, 47-69 s., ISBN 80-7157-407-4.
39. **Kupec, J.**: *Toxikologie*, Ediční středisko FT VUT, Zlín , 1999, s.116-117, ISBN: 80-214-1332-8

40. **Rop, O., Valášek, P.:** *Effect of nitrogen and phosphorus on content of mercury in lettuce and kohlrabi plants*, Chemické listy, 2005
41. **Hájková, J.:** *těžké kovy v životním prostředí a jejich vliv na lidský organismus*, Státní zemědělská a potravinářská inspekce, 2002.
42. **Hlušek, J., Richter, R., Hčivna, L.:** *Nutrition and Fertilization of Plants*, Mendlova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 1992, p.127-130
43. **Halková M., Rumišková .J, Riedlová J.:** *Kvantitativní chemická analýza*, RNDr. J. Straka – vydavatel odborných publikací, 2000, ISBN: 809027752-7.
44. **Davídek J., Velišek J.:** *Analýza potravin*, VŠCHT Praha, 1988.
45. **Novotný F.:** *Metodiky chemických rozborů pro hodnocení kvality odrůd*. Brno, 2000, ÚKZÚZ: 553s.
46. **Altec s.r.o.:** *AMA 254 Advanced Mercury Analyser*, Návod na obsluhu, Verze pro Windows, Praha 2000.
47. **Unistat :** *Statistical Package for Windows*. London, 2002, Unistat House: 406 – 419.
48. **Kabata – Pendias, A. :***Trace Elements in Soils and Plant*. Boca Raton, Florida, 1984, CRC Press, Inc., ISBN: 0-8493-6639-9, s. 116-125
49. **Cibulka, J. a kol. :***Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Academia, Praha, 1991, ISBN: 80-200-0401-7
50. **Queirolo, F., Stegen, S., Restovic, M., Paz, M., Ostapczuk, P., Schwuger, M. J., Munoz, L.:** *Total arsenic, lead, and levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile*. Science of the Total Environment, 255 (1 – 3), 2000, ISSN: 0048-9697, s. 75 – 84.
51. **Zrůst, J., Hlušek, J., Jůzl, M., Přichystalová, V.:** *Relationship between some chosen growth characteristics and yield of very early potato varieties*. Rostlinná výroba, 45 (11), 1999, ISSN: 0370-663X, s. 503 – 509.
52. **Havelka, B.:** *Výživa a hnojení rostlin*. Vysoká škola zemědělská v Brně, 1984.
53. **Karblane, S.:** *Heavy metals in potatoes*. Journal of Agricultural Science, 1997, s. 335-342.

54. **Oecker, H. D. a kol.:** *Schwermetallgehalte in Kartoffeln und Kartoffelerzeugnissen. Zeitschrift für Lebensmittel. Untersuchung und Forschung* 179, 1984, ISSN: 0348-2011, s. 322 – 329.
55. **Smith, S. R.:** *Effect of soil-pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. 2. Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake.* *Environmental Pollution*, 86 (1), 1994, ISSN: 2236-5401 s. 5 – 13.
56. **Grote, M., Sietz, M., Hoffle, J., Kowalzik, J.:** *Investigations on the phytoavailability of beryllium and vanadium.* *Fresenius Environmental Bulletin*, 6 (1 – 2), 1997, ISSN: 2581-2240, s. 37 – 42.
57. **Dudka, S. – Piotrowska, M. – Terelak, H.:** *Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: A field study.* *Environmental Pollution*, 94 (2), 1996, ISSN: 0269-4042, s.181 – 188.
58. **Shanker, K., Mishra, S., Srivastava, S., Srivastava, R., Daas, S., Prakash, S., Srivastava, M. M.:** *Effect of selenite and selenate on plant uptake and translocation of mercury by tomato (*Lycopersicum esculentum*).* *Plant and Soil*, 183 (2), 1996, ISSN: 6513-4502 s. 233 – 238.
59. **Alloway, B. J.:** *Heavy metals in soils.* New York, John Willey & Sons, 1990, ISSN: 0048-9697, s. 331.
60. **Mohamed, A. E. – Rashed, M. N. – Mofty, A.:** *Assesment of essential and toxic elements in some konnds of vegetables.* *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 55 (3), 2003, ISSN: 0147-6513, s. 251 – 260.
61. **Müller, M. – Anke, M. – Hartmann, E. – Illingunther, H.:** *Oral cadmium exposure of adults in Germany. 1. Cadmium content of foodstuffs and beverages.* *Food Additives and Contaminants*, 13 (3), 1996, ISSN: 5642-1012, s. 359 – 378.
62. **Grupe, M., Wiechmann, H.:** *Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Böden und Pflanzen im Überflutungsbereich von Rhein und Sieg.* In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gessellschaft Bd. 43*, Göttingen, 1985, ISSN: 3254-2305 s. 359 - 364.
63. **Hani, H., Gupta, S.:** *Total and biorelevant heavy metal contents and their usefulness in establishing values in soils. Environmental effects of organic and*

- inorganic contaminants in sewage sludge*. London, R. Reichel Publishing Company, 1983, s.129.
64. **Delschen, T., Werner, W.:** *Zur aussegekraft der Schwermetallsgrenzwerte in klarschlammgedungenen Boden. Mitteilung: Einfluss verschiedener Bodenparameter auf die tolerierbaren, königwasserlöslichen Gesamtgehalte*. Landwirtschaftliche Forschung, 42 (1), 1989, s. 29 – 39.
65. **Lodenus, M.:** *Heavy metals in the soils: Interactions and long - term changes*. Ecological impact of acidification, Budapest, 1989, s. 131 - 136.
66. **Pardo, M. T., Guadalix, M. E.:** *Cadmium sorption by 2 acid soils as affected by clearing and cultivation*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 26 (1 – 2), 1995, ISSN: 0010-3624, s. 289 – 302.
67. **Greger, M. – Wang, Y.D. – Neuschütz, C.:** *Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species*. Environmental Pollution, 134 (2), 2005, ISSN:0269-7491, s. 201 – 208.
68. **Kralovec, J., Slavík, Z.:** *Transfer of lead, cadmium and mercury in the system – Soil – Plant – Animal*. Rostlinná výroba 43(6), 1997, ISSN: 0370-663X, s. 257-262.
69. **Yuruk, A., Bozkurt, M.A.:** *Heavy metal accumulation in different organ sof plants grown under high sewage sludge doses*. Fresenius environmental bulletin 15 (2), 2006, ISSN: 1018-4619, s.107-112.
70. **Baweda, M.:** *Changes in the contents of some carbohydrates in vegetables cumulating lead*. Polish journal of environmental studies 16 (1), 2007, ISSN: 1230-1485, s. 57-62.
71. **Verma, S., Dubey R.S.:** *Effect of cadmium on soluble sugars and enzyme sof thier metabolism rice*. Biologia plantarum 44 (1), 2001, ISSN: 0006-3134, s.117-123.
72. **Hlušek, J., Richter, R.:** *Koncentrace makroživin v bramborách při pěstování na kontaminované půdě těžkými kovy po aplikaci půdních zlepšovačů*. Rostlinná výroba 38 (1), 1992, ISSN: 0370-663X, s. 97 – 106.

73. **Nogueira, F.D., Decarvalho, V.D., Guimaraes, P.T.G., Depaula, M.B.:** *Liming and potassium fertilisation of sweet-potato*. Pesquisa Agropacuaria Brasileira 27 (8), 1992, ISSN: 0100-204X, s. 1129-1139.
74. **Kim, S.H., Mizuno, K., Sawada, S., Fujimura, T.:** *Regulation of tuber formation and ADP-glucose pyrophosphorylase (Atlase) in sweet potato (Ipomoea batata (L.) Lam.) by nitrate*. Plant growth regulation 37 (3), 2002, ISSN: 0167-6903, s. 207-213.
75. **Krupa, S. V.:** *Effects of atmospheric ammonia on terrestrial vegetation. A review*. Environmental Pollution, 124 (2), 2003, ISSN: 0269-7491, s. 179 – 221.
76. **Fernando, A. L., Godovikova, V., Oliveira, J. F. S.:** *Miscanthus giganteus: Contribution to a sustainable agriculture of future/present – Oriented biomaterial*. Advanced materials Forum II Materials Science Forum, 2004, ISSN: 0255-5476, s. 437 – 441.
77. **Maftoun, M., Moshiri, F., Karimian, N., Ronaghi, A. M.:** *Effects of two organic wastes in combination with phosphorus on growth and chemical composition of spinach and soil properties*. Journal of Plant Nutrition, 27 (9), 2004, ISSN: 0190-4167, s. 1635 – 1651.
78. **Patra, M., Sharma, A.:** *Mercury toxicity in plants*. Botanical Review 66 (3), 2000, ISSN: 0006-8101, s. 379-422.
79. **Dopp, E., Hartmann, L. M., Florea, A. M., Rettenmeier, A.W., Hirner, A. V.:** *Environmental distribution, analysis, and toxicity of organometal(loid) compounds*. Critical Reviews in Toxicology 34 (3), 2004, s. 301 – 333.
80. **Yu, G. F., Wu, H. T., Qing, C. L., Jiang, X., Zhang, J. Y.:** *Bioavailability of humic substance-bound mercury to lettuce and its relationship with soil properties*. Communications in Soil Science and Plant Analysis 35 (7 – 8), 2004, ISSN: 0010-3624, s. 1123 – 1139.
81. **Haase, E.:** *Pflanzen reinigen Schwermetall - Böden*. Umwelt 7 (8), 1988, s. 342 - 344.

82. **Qian, J.H., Zayed, A., Zhu, Y.L., Yu, M., Terry, N.:** *Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species.* Journal of Environmental Quality 28 (5), 1999, s.1448-1455.
83. **Vandriel, W., Vanluit, B., Smilde, K.W., Schuurmans, W.:** *Heavy-metals uptake by crops from polluted river sediments covered by non-polluted topsoil.1. Effects of topsoil depth on metal contents.* Plant and Soil 175(1), 1995, ISSN: 0032-079X, s.93-104.

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

aj.	a jiné
AMA	advanced mercury analyser
apod.	a podobně
As	astat
atd.	a tak dále
B	bor
Br	brom
c	koncentrace
Ca	vápník
cca	asi
Cd	kadmium
Cd ⁺	kademný iont
Cd ⁺²	kademnatý iont
CH ₃ Hg	methylrtuť
(C ₆ H ₁₀ O ₅) _n	škrob
Cl ⁻	chloridový aniont
cm ³	centimetry krychlové
CO ₂	oxid uhličitý
Cr	chrom
Cr ⁺²	chromnatý iont
Cr ⁺³	chromitý iont
Cr ⁺⁶	chromový iont
Cr ₂ (SO ₄) ₃	síran chromitý
Cu	měď

Cu^{+2}	měďnatý iont
ČR	Česká republika
Fe	železo
Fe^{+2}	železnatý iont
Fe^{3+}	železitý iont
g	gram
Hg	rtuť
Hg^{2+}	rtuťnatý iont
HgO	oxid rtuťnatý
HgOHCl	chlorid hydroxid rtuťnatý
HgS	sulfid rtuťnatý
HNO_3	kyselina dusičná
J	jód
K	draslík
KCl	chlorid draselný
kg	kilogram
K_2O	oxid draselný
Mg	hořčík
mg	miligramy
$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	miligram na kilogram
mm	milimetr
Mn	mangan
Mn^{+2}	manganatý iont
m.n.m.	metrů nad mořem
Mo	molybden

mol.dm^{-3}	mol na decimetr krychlový
N	dusík
Na	sodík
např.	například
Ni	nikl
O_3	ozon
P	fosfor
P.	příloha
Pb	olovo
Pb^{+2}	olovnatý iont
Pb^{4+}	olovičitý iont
P_2O_5	oxid fosforečný
ppm	parts per million
Sb.	sbírka
SO_2	oxid siřičitý
Tab.	tabulka
t	tuna
tzv.	tak zvaný
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
Zn	zinek
Zn^{+2}	zinečnatý iont
μg	mikrogram
μm	mikrometr
α	alfa
β	beta

γ	gama
$^{\circ}\text{C}$	stupeň Celsia
%	procento

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Průměrný počet hlíz brambor v nádobách v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půd.....	38
Obrázek 2: Průměrná hmotnost hlíz brambor v nádobách v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	39
Obrázek 3: Průměrný obsah sušiny v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	41
Obrázek 4: Průměrný obsah škrobu v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	42
Obrázek 5: Průměrný obsah fosforu v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	43
Obrázek 6: Průměrný obsah hrubé bílkoviny v hlízách brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	44
Obrázek 7: Průměrný obsah rtuti ve slupkách hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	46
Obrázek 8: Průměrný obsah rtuti v dužnině hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	47
Obrázek 9: Průměrný obsah rtuti v dužnině vařených hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	48
Obrázek 10: Průměrný obsah rtuti v dužnině před a po kuchyňské úpravě hlíz brambor v závislosti na stupňovaných dávkách Hg v půdě	49

SEZNAM TABULEK

Tabulka I: Složení bramborových hlíz dle Krónera (1971) [27].....	28
Tabulka II: Agrochemická charakteristika použité zeminy	36

SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha I: Výnosové parametry – průměrný počet hlíz brambor v nádobovém pokusu se stupňovanými dávkami rtuti v půdě
- Příloha II: Výnosové parametry – průměrná hmotnost hlíz brambor v nádobovém pokusu se stupňovanými dávkami rtuti v půdě
- Příloha III: Průměrný obsah sušiny v hlízách brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti
- Příloha IV: Průměrný obsah škrobu v hlízách brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti
- Příloha V: Průměrný obsah fosforu v hlízách brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti
- Příloha VI: Průměrný obsah hrubé bílkoviny v hlízách brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti
- Příloha VII: Průměrný obsah rtuti ve slupkách hlíz brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé hmoty)
- Příloha VIII: Průměrný obsah rtuti v dužnině hlíz brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé hmoty)
- Příloha IX: Průměrný obsah rtuti v dužnině hlíz po kuchyňské úpravě (vaření) brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé hmoty)
- Příloha X: Porovnání průměrných obsahů rtuti v dužnině před a po kuchyňské úpravě (vaření) hlíz brambor pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ čerstvé hmoty)

**PŘÍLOHA P I: VÝNOSOVÉ PARAMETRY – PRŮMĚRNÝ POČET
HLÍZ BRAMBOR V NÁDOBOVÉM POKUSU SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI V PŮDĚ**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný počet hlíz v nádobě (ks)</i>	<i>Směrodatná odchylka (ks hlíz)</i>
1.	KONTROLA	10,21	± 3,239
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	3,75	± 3,202
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	7,40	± 2,702
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	7,50	± 3,271

PŘÍLOHA P II: VÝNOSOVÉ PARAMETRY – PRŮMĚRNÁ HMOTNOST HLÍZ BRAMBOR V NÁDOBOVÉM POKUSU SE STUPŇOVANÝMI DÁVKAMI RTUTI V PŮDĚ

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrná hmotnost hlíz v nádobě (g)</i>	<i>Směrodatná odchylka (g)</i>
1.	KONTROLA	361,88	± 155,773
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	133,09	± 61,956
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	308,37	± 56,884
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	339,39	± 165,691

**PŘÍLOHA III: PRŮMĚRNÝ OBSAH SUŠINY V HLÍZÁCH
BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah sušiny (%)</i>	<i>Směrodatná odchylka (% sušina)</i>
1.	KONTROLA	24,13	± 2,796
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	22,38	± 0,156
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	27,24	± 0,559
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	23,30	± 0,317

**PŘÍLOHA IV: PRŮMĚRNÝ OBSAH ŠKROBU V HLÍZÁCH
BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah škrobu (% čerstvé hmoty)</i>	<i>Směrodatná odchylka (% škrob)</i>
1.	KONTROLA	13,65	± 1,379
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	14,27	± 1,548
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	17,68	± 2,698
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	14,71	± 1,485

**PŘÍLOHA V: PRŮMĚRNÝ OBSAH FOSFORU V HLÍZÁCH
BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah fosforu (%)</i>	<i>Směrodatná odchylka (% fosfor)</i>
1.	KONTROLA	0,52	± 0,028
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,45	± 0,007
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	0,59	± 0,028
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,52	± 0,007

**PŘÍLOHA VI: PRŮMĚRNÝ OBSAH HRUBÉ BÍLKOVINY
V HLÍZÁCH BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE
STUPŇOVANÝMI DÁVKAMI RTUTI**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah hrubé bílkoviny (g/100 g sušiny)</i>	<i>Směrodatná odchylka (g hrubé bílkoviny. 100 g⁻¹ sušiny)</i>
1.	KONTROLA	9,08	± 0,379
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	11,10	± 0,173
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	10,71	± 0,155
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	8,75	± 0,000

**PŘÍLOHA VII: PRŮMĚRNÝ OBSAH RTUTI VE SLUPKÁCH HLÍZ
BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI (MG.KG⁻¹ ČERSTVÉ HMOTY)**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah Hg (mg.kg⁻¹)</i>	<i>Směrodatná odchylka (mg Hg.kg⁻¹)</i>
1.	KONTROLA	0,049	± 0,0228
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,594	± 0,2936
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	0,874	± 0,2492
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	9,110	± 1,7749

**PŘÍLOHA VIII: PRŮMĚRNÝ OBSAH RTUTI V DUŽNINĚ HLÍZ
BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI
DÁVKAMI RTUTI (MG.KG⁻¹ ČERSTVÉ HMOTY)**

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah Hg (mg.kg⁻¹)</i>	<i>Směrodatná odchylka (mg Hg.kg⁻¹)</i>
1.	KONTROLA	0,002	± 0,0002
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,012	± 0,0011
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	0,022	± 0,0005
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,263	± 0,0080

PŘÍLOHA IX: PRŮMĚRNÝ OBSAH RTUTI V DUŽNINĚ HLÍZ PO KUCHYŇSKÉ ÚPRAVĚ (VAŘENÍ) BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI DÁVKAMI RTUTI (MG.KG⁻¹ ČERSTVÉ HMOTY)

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah Hg (mg.kg⁻¹)</i>	<i>Směrodatná odchylka (mg Hg.kg⁻¹)</i>
1.	KONTROLA	0,001	± 0,0001
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,012	± 0,0019
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	0,020	± 0,0002
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,116	± 0,0229

PŘÍLOHA X: POROVNÁNÍ PRŮMĚRNÝCH OBSAHŮ RTUTI V DUŽNINĚ PŘED A PO KUCHYŇSKÉ ÚPRAVĚ (VAŘENÍ) HLÍZ BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V PŮDĚ SE STUPŇOVANÝMI DÁVKAMI RTUTI (MG.KG⁻¹ ČERSTVÉ HMOTY)

<i>Číslo varianty</i>	<i>Množství Hg v půdě</i>	<i>Průměrný obsah Hg (mg.kg⁻¹)</i>	
		<i>před úpravou</i>	<i>po úpravě</i>
1.	KONTROLA	0,002	0,001
2.	3,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,012	0,012
3.	9,6 mg Hg.kg ⁻¹	0,022	0,020
4.	19,2 mg Hg.kg ⁻¹	0,263	0,116