

Vliv rtuti na chemické složení bramborových hlíz

Influence of mercury on chemical
constitution of potato tubers

Brodinová Petra

Diplomová práce
2005



Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně
Fakulta technologická

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu své diplomové práce Ing. Otakaru Ropovi, Ph. D. za odborné vedení, ochotu a trvalý zájem při vypracování této práce.

Můj dík patří také Věře Zbrankové, Ivoně Turečkové a pracovníkům ústavu inženýrství životního prostředí a chemie a ústavu potravinářského inženýrství a chemie za pomoc v laboratořích, vstřícnost a výborné pracovní podmínky.

Dále bych chtěla ze srdce poděkovat rodině, svému příteli Honzovi, přátelům a kolegům za poskytnutí možnosti studovat a za jejich oporu, trpělivost a povzbuzení při studiu.

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

Ve Zlíně, 26.5.2005

.....

Petra Brodinová

Abstrakt

Cílem této diplomové práce bylo přispět ke studiu rtuti a jejího vlivu na rostliny.

V literární části byla stručně zpracována problematika cizorodých látek, jejich výskyt a pohyb v životním prostředí, působení na živé organismy a možnosti eliminace cizorodých látek, případně snižování jejich toxicity. Tato část dále obsahuje krátkou charakteristiku brambor a je zde také pojednáno o jejich chemickém složení.

Praktická část diplomové práce byla vedena formou nádobového pokusu s brambory odrůdy Koruna. Byl sledován vliv a přijatelnost rtuti hlízami brambor při stupňujícím se obsahu rtuti v půdě. Dále byl zkoumán vliv rtuti na obsah škrobu v dužnině bramborových hlíz. Výsledky měření byly statisticky zpracovány.

Na základě měření bylo možno říct, že se zvyšujícím se množstvím rtuti v půdě se zvyšuje obsah Hg v hlízách brambor. Nebylo prokázáno, že rostoucí množství Hg v bramborových hlízách má vliv na obsah škrobu.

Influence of mercury on chemical constitution of potato tubers.

The aim of the Master Thesis was to contribute to the research of mercury and its influence on plants and their chemical constitution.

There was briefly executed problems of foreign substances, their occurrence and movement in environment, influence on living organism and possibilities of elimination and reduction in toxicity of these stuffs in the theoretical part. This part contains short characterisation and chemical constitutions of potato tubers.

Experimental part with potato cultivar Koruna was led in a pot trial. Influence of mercury and acceptability by potato tubers was examined by the increasing amount of mercury in soil. Mercury influence on starch content in potato tuber pulp was also searched. The results were evaluated by statistics.

On the basis of a measurement can be said that Hg content in potato tuber is growing with increasing mercury amount in soil. There is no evidence that increasing mercury races in soil effected starch content in potato tubers.

OBSAH

ÚVOD	7
1 LITERÁRNÍ PŘEHLED	8
1.1 CIZORODÉ LÁTKY	8
1.1.1 Charakteristika cizorodých látek	8
1.1.2 Vstup těžkých kovů do životního prostředí	8
1.1.3 Cizorodé látky v podmínkách České Republiky	9
1.2 PŮSOBNÍ CIZORODÝCH LÁTEK NA ORGANISMY	13
1.2.1 Rostliny	13
1.2.2 Houby	15
1.2.3 Bakterie	16
1.2.4 Řasy	17
1.2.5 Živočichové	18
1.2.6 Lidský organismus	18
1.2.7 Možnosti snižování přístupnosti a toxicity cizorodých látek	19
1.3 RTUŤ	23
1.3.1 Charakteristika rtuti	23
1.3.2 Rtuť v půdě	23
1.3.3 Rtuť v rostlinách	24
1.3.4 Rtuť v lidském organismu	25
1.4 BRAMBORY	28
1.4.1 Charakteristika brambor a jejich chemické složení	28
1.4.2 Škrob v bramborách	29
2 CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE	30
3 METODIKA	32
4 VÝSLEDKY	34
4.1 VÝNOSOVÉ PARAMETRY BRAMBOR PĚSTOVANÝCH NA KONTAMINOVANÉ PŮDĚ RTUTÍ	34
4.2 VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH Hg V DUŽNINĚ HLÍZ BRAMBOR	36
4.3 VLIV STUPŇOVANÝCH DÁVEK RTUTI V PŮDĚ NA OBSAH ŠKROBU V DUŽNINĚ HLÍZ BRAMBOR	38
5 DISKUSE	40
6 ZÁVĚR	46

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	48
SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK.....	53
SEZNAM OBRÁZKŮ.....	54
SEZNAM TABULEK	55
SEZNAM PŘÍLOH.....	56

ÚVOD

Životní prostředí v našem okolí je neustále zatěžováno negativními vlivy lidské činnosti. K této činnosti patří rozvíjející se průmyslová výroba, urbanizace a s ní související rozvoj dopravy a narůstající množství odpadů, spalování nekvalitních paliv, používání různých chemických látek v zemědělství a v neposlední řadě vypouštění škodlivých látek do moří.

Důsledkem těchto vlivů je znečišťování biosféry - vody, ovzduší a půdy. V těchto složkách životního prostředí tak dochází k akumulaci cizorodých látek. Tyto látky mohou vnikat do rostlinného a živočišného a následně i do lidského organismu. Může docházet k různým poškozením a vzniku nemocí, ať už krátkodobých či dlouhodobých. Mezi nejzávažnější účinky cizorodých látek u člověka patří karcinogenita, mutagenita a teratogenita.

Cizorodé látky, mezi něž patří těžké kovy, látky ropného původu, polycyklické aromatické uhlovodíky, pesticidy, herbicidy, látky typu PCB, ale také popel a škvára jsou látky, které jsou přírodě cizí a s kterými se většinou nedokáže sama vypořádat. Jejich působením tak mohou vznikat problémy, které nejsou vždy jednoduše a jednoznačně řešitelné.

Metody, kterými by bylo možné zabránit vstupu cizorodých látek do živých systémů, ale i jejich odstraňování, nejsou ještě zcela probádány a známy. Nabízí se tedy zatím jediné řešení, a to zabránit vzniku cizorodých látek.

Ve své práci jsem se zaměřila na vliv rtuti na chemické složení hlíz brambor. V experimentální části jsem nejprve stanovila výnosové parametry a množství rtuti přijaté hlízami z půdy, do níž byla rtuť aplikovaná v různých koncentracích. Dále jsem se zaměřila na obsah škrobu v jednotlivých vzorcích brambor. Výsledky měření jsem statisticky vyhodnotila na základě rozdílné koncentrace rtuti.

1 LITERÁRNÍ PŘEHLED

1.1 CIZORODÉ LÁTKY

1.1.1 CHARAKTERISTIKA CIZORODÝCH LÁTEK

Cizorodé látky jsou látky, které mohou způsobovat kontaminaci životního prostředí. Jejich vlivem mohou vznikat systémy, které svými vlastnosti mohou vytvářet složité a těžko řešitelné problémy. Mezi hlavní faktory škodlivého působení patří typ, charakter a obsah cizorodých látek, dále forma cizorodých látek, jejich stabilita a distribuce do živých systémů.

Mezi cizorodé látky patří těžké a toxické kovy, anorganické soli, látky ropného původu, organická rozpouštědla a odmašťovadla na bázi aromatických a chlorovaných alifatických uhlovodíků, tenzidy, polycyklické aromatické uhlovodíky, fenolické látky, dehty, chlorované a další pesticidy a herbicidy, látky typu PCB, ale také i popel, škvára, popílek, stavební suť atd (1).

Zaměříme-li se na problematiku těžkých kovů, pak tyto jsou definovány jako kovy, jejichž specifická hmotnost je větší než 5 gramů na 1 cm³ (4). Za potenciálně nejnebezpečnější pro živé organismy jsou považovány Cd, Hg, Pb, As a Cr (2).

1.1.2 VSTUP TĚŽKÝCH KOVŮ DO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Mezi přirozené zdroje těžkých kovů patří voda, půda, sopečná činnost, lesní požáry či zvětrávání minerálů. Mnohé z těžkých kovů nemusí být při nízkých koncentracích toxické k živým ekosystémům, mohou však setrvávat dlouhou dobu uložené v půdě (7).

Na rozdíl od organických látek, které podléhají nepřetržitě činnostem bakterií a plísní chemické degradaci, kovy těmito pochodům odolávají a v některých případech půdní mikroorganismy a bakterie ve vodách umožňují vstup toxických látek do komplexů s organickými látkami a tím mění, či dokonce znásobují jejich toxicitu. Jedná se například o alkylace rtuti a arsenu.

Zdrojem antropogenní kontaminace životního prostředí kovy je jejich výroba a zpracování – mezi nejvýznamnější patří kontaminace ovzduší kolem těžebních (například v oblastech nalezišť cinabaritu) a zpracovatelských závodů, dále prostřednictvím odpadů a odpadních vod do půdy a pitné vody. Závažná je v současné době problematika hromadného používání alkylovaných sloučenin olova a rtuti. Zdrojem kontaminace je také spalování fosilních paliv, hlavně uhlí a nafty. Tyto paliva obsahují vysoká množství toxických kovů a metaloidů. Dochází tak ke znečištění ovzduší a půdy imisemi. Dalším zdrojem znečištění je vymývání a vyplavování kovových iontů prostřednictvím dešťů z půdy a tedy sekundárně znečišťování povrchových a podzemních vod.

Švédští ekologové prokázali, že z průměrné roční spotřeby 30 milionů tun nafty se do životního prostředí ve Švédsku dostává 10 t olova, 10 t zinku, 3,9 t mědi, 4,4 t kobaltu, 180 t niklu, 67 t železa a 580 t vanadu (2).

1.1.3 CIZORODÉ LÁTKY V PODMÍNKÁCH ČESKÉ REPUBLIKY

Zvyšování obsahu cizorodých látek v půdě a v pěstovaných plodinách se děje aplikací hnojiv, pesticidů, dále atmosférickými depozicemi, případně upravenými kaly ČOV, dnovými rybníčními či říčními sedimenty, závlahovými vodami apod. Zvláštní pozornost si z hlediska vstupu cizorodých látek do prostředí zasluhuje především problematika kalů z ČOV. Podmínkou jejich použití je mj. analytické doložení jejich nezávadnosti, protože jinak mohou být zdrojem kontaminace půd a potravního řetězce. Podle údajů zjištěných ÚKZÚZ (2001) v rámci monitorování kvality kalů aplikovaných do zemědělských půd je nejproblematičtějším prvkem v rostlinných pletivech rtuť, u které byl limit (dle vyhlášky MŽP č.382/2001 Sb. – 4 mg.kg⁻¹ sušiny) překročen u 30 % vzorků, a dále kadmium, u kterého bylo zjištěno 10 % nadlimitních vzorků (limitní hodnota je 5 mg.kg⁻¹ sušiny). V roce 2001 bylo u 199 kontrolovaných ČOV odebráno 340 vzorků, z nichž téměř polovina nevyhověla uvedené vyhlášce minimálně v jednom parametru.

Zjišťování stavu kontaminace zemědělských půd rizikovými prvky a vedení seznamu kontaminovaných pozemků je zajišťováno Ústředním a kontrolním zkušebním ústavem zemědělským. Ten vede tzv. Registr kontaminovaných ploch od roku 1992.

V tabulce I jsou uvedeny hodnoty obsahů některých prvků zjištěných v rámci doplňování tohoto registru v půdách pro rok 2001.

Tab. I – Hodnoty obsahů vybraných prvků v půdách

Prvek	Max.přípustná hodnota dle vyhl.MŽP č.13/1994 Sb. (mg.kg ⁻¹)		Průměrný obsah (mg.kg ⁻¹)	Počet vzorků	Procento nadlimitních vzorků
	Lehká půda	Ostatní druhy půd			Celkem
Be	2,0	2,0	0,47	16450	0,24
Cd	0,4	1,0	0,24	36980	2,16
Co	10	25	5,58	20009	0,32
Cr	40	40	5,78	37007	0,58
Cu	30	50	8,71	33254	0,65
Hg	0,6	0,8	0,12	19092	0,49
Ni	15	25	5,70	32739	0,68
Pb	50	70	17,71	37012	0,65
V	20	50	10,22	18445	1,49
Zn	50	100	19,22	33528	0,35

Z tabulky je vidět, že zastoupení vzorků s nadlimitními obsahy rizikových prvků v půdách je velmi nízké. Při hodnocení potenciální nebezpečnosti je však třeba zohlednit konkrétní stanovištní podmínky a kumulativní schopnosti rizikových prvků. Zvýšenou pozornost vyžaduje kadmium, na lehkých půdách vedle kadmia i vanad.

V poslední době je věnována zvýšená pozornost thaliu, jehož toxicita je srovnávána s kadmíem a rtutí. Tento prvek je svým výskytem vázán na specifické mateční půdní substráty a je typickým představitelem skupiny prvků s geogenně podmíněným výskytem v půdách. ÚKZÚZ zjistil, že v roce 2001 byly v České republice nadlimitní hodnoty ve 4,9 % ornice a ve 5,8 % vzorků podorniční vrstvy.

Sledování organických polutantů, mezi něž patří PCB, PAU, organokovové pesticidy a DDT, provádí ÚKZÚZ na souboru 40 pozorovaných ploch orné půdy. Obsahy PAU na plochách s ornou půdou jsou relativně stálé. Za hodnocené období šesti let bylo celkově analyzováno 360 půdních vzorků, z nichž nevyhovělo limitům dle vyhlášky MŽP 13/1994 Sb. u ornice 30 % vzorků, v podorničí téměř 13 %. Vzájemný poměr jednotlivých PAU v půdě je poměrně stejný. Od roku 1995 bylo PCB stanoveno v téměř 500 vzorcích půdy, ve kterých byla limitní hodnota (10 µg.kg⁻¹ sušiny) překročena u 9 % vzorků ornice

a u 4,6 % vzorků podorníčí. Látky skupiny DDT nevyhovují limitní hodnotě ($10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) skoro v 75 % vzorků (10).

Dle ANALÝZY STAVU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ A VLIVŮ NA NĚJ PŮSOBÍCÍCH, byly MŽP (2001) z hlediska stavu životního prostředí v České republice mimo jiné specifikovány tyto pozitiva ve srovnání s předchozími roky :

- stabilizace snížení úrovně znečišťování ovzduší ve všech hlavních ukazatelích: v případě tuhých látek, oxidu siřičitého, těkavých organických sloučenin, kadmia, rtuti a perzistentních organických polutantů meziroční mírné zlepšení, v případě oxidů dusíku meziroční mírné zhoršení a v případě oxidu uhelnatého stagnace.

- zásadní snížení emisí olova do ovzduší.

V tabulce II jsou uvedeny vybrané celkové emise hlavních znečišťujících látek, vypuštěných do ovzduší v roce 2001 a srovnány s hodnotami za roky 1990 a 2000.

Tab. II – Celkové emise hlavních znečišťujících látek. (a ... předběžné údaje)

Rok	Tuhé látky (kt)	Kadmium (t)	Rtuť (t)	Olovo (t)	PAU (t)	PCB (kg)
1990	565,0	4,3	7,5	241,4	751,6	772,9
2000	57,0	2,9	3,8	105,7	487,6	474,1
2001	54,0	2,8 ^{a)}	3,6 ^{a)}	49,0 ^{a)}	470,0 ^{a)}	450,0 ^{a)}
2001/2000 (%)	94,7	96,6	94,7	46,4	96,4	94,9
2001/1990 (%)	9,6	65,1	48,0	20,3	62,5	58,2

Z těchto dat je patrné, že v období 1990 až 2001 se snížily emise všech sledovaných znečišťujících látek v rozsahu od 35 % do 90 %. Nejvýraznější zlepšení je patrné u tuhých látek, oxidu siřičitého a olova. Významné je i snížení emisí těkavých organických sloučenin o 50 %, ke kterému došlo především přechodem na ekologicky šetrnější nátěrové hmoty a odmašťovací přípravky. Meziročně (2000/2001) došlo k mírnému snížení (o 1,9 – 5,3 %) emisí u všech sledovaných látek s výjimkou oxidů dusíku (nárůst o 3,4 %). Velmi výrazný meziroční pokles emisí olova (o 53,6 %) souvisí se zákazem distribuce olovnatých benzínů k 1.1.2001.

- v letech 1992 – 2001 lze na naprosté většině měřících stanic pozorovat obecný pokles koncentrací arsenu, kadmia, olova a niklu v ovzduší s tím, že k překračování imisních limitů dochází pouze sporadicky v případě niklu a kadmia a ojediněle u arsenu.

Mezi slabé stránky aktuálního stavu životního prostředí ČR řadí MŽP to, že některé úseky významných vodních toků dlouhodobě vykazují zvýšené koncentrace specifických škodlivin. Jedná se zejména o znečištění adsorbovanými halogenovanými organickými sloučeninami, těžkými kovy, polyaromatickými uhlovodíky a polychlorovanými bifenyle a DDT v blízkosti průmyslových zdrojů. V Ostravici, Odře a Svitavě byly zvýšeny koncentrace kadmia z průmyslových zdrojů. V Litavce znečištění kadmiem pochází ze starých zátěží, důlních vod a kovohutí. Zatížení olovem bylo identifikováno v Sázavě a Litavce. Zvýšené koncentrace niklu byly zjištěny v Nise a Chrudimce (9).

1.2 PŮSOBENÍ CIZORODÝCH LÁTEK NA ORGANISMY

1.2.1 ROSTLINY

Cizorodé látky ovlivňují metabolismus rostlin velmi negativně, stejně jako řadu fyziologických a biochemických procesů. Jejich přítomnost vyvolává metabolické, strukturální a anatomické změny a může vést až k zániku rostliny. Silné fytotoxické účinky má zejména Cd a Hg. Již při nízkých koncentracích působí kovy inhibičně na ATP-asovou aktivitu plazmatické membrány (4). Toxický účinek klesá v řadě $Cd > Zn > Pb, As, Hg >> Cu, Cr > Ni, V, Co$ (6).

Procesy bioakumulace závisí na faktorech vnějšího prostředí, a to na koncentraci kumulovaného iontu v prostředí a jeho formě, hodnotě pH prostředí, interakci s dalšími prvky, obsahu organických a dalších komplexotvorných látek a teplotě (4).

Změny pH v půdě, ke kterým může dojít aplikací vápníku, se mohou projevit v rostlinách například zvýšeným příjmem molybdenu a sníženou koncentrací mědi, železa, manganu a zinku. Zvýšený příjem dusíku, fosforu a draslíku rostlinami se u hospodářských zvířat naopak projeví sníženým příjmem sodíku a hořčíku. Také intenzivní hnojení dusíkem vyvolává pokles obsahu mědi a zinku v rostlinách (13).

Na kontaminaci kovy se významně podílejí také emise z dopravy. V okolí dálnice bylo v ovoci v závislosti na vzdálenosti od vozovky nalezeno až $0,60 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$, $0,005 \text{ mg Cd.kg}^{-1}$ a $1,33 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty. Ve vzdálenosti 22 metrů od vozovky obsahovala pšenice $2,0 \text{ mg Pb.kg}^{-1}$, $21,0 \text{ mg Zn.kg}^{-1}$ a $1,0 \text{ mg Ni.kg}^{-1}$ sušiny (13).

Ochranný účinek komplexotvorných látek před fytotoxicitou těžkých kovů byl prokázán jednak u huminových kyselin, jednak u syntetických komplexů (4).

Obecně se pro omezení příjmu těžkých kovů rostlinami a jejich translokace z kořenů do nadzemních částí doporučuje organické hnojení, zejména na pěstitelských plochách v blízkosti komunikací či přímo ve městech.

Cizorodé látky patří mezi abiogenní prvky, které se mohou hromadit v rostlinách často ve značných množstvích. Například v obilkách je převážná většina kovů soustředěna do obalových vrstev. Tato skutečnost má velkou praktickou hodnotu především při volbě vhodné mlýnské techniky při zpracování obilovin. Obsah Cd v jarní pšenici klesá v řadě listy – otruby – plevy – mouka. Ozimé obiloviny hromadí více těžkých kovů než jarní.

Ke změnám obsahů kovů dochází i v průběhu vegetačního období. Například u ozimé pšenice je nejvyšší obsah kovů uváděn na počátku vegetace – ve fázi odnožování a sloupkování, v průběhu vegetačního období pak klesá (4).

Vysokými obsahy těžkých kovů se vyznačují vodní rostliny. DYKYJOVÁ (1988) uvádí, že sladkovodní rostliny hromadí více kovů než suchozemské, přičemž k tomuto efektu dochází více ve vodách proudících než ve stojatých.

Jednotlivé druhy zelenin rozdělují KLOKE et al.(1984) podle relativní akumulace těžkých kovů v jedlých podílech takto:

Vysoký příjem – salát, špenát, řeřicha, mrkev, čekankové puky,

Střední příjem - kapusta, řepa, ředkvička, hořčice, brambory,

Nízký příjem - hlávkové zelí, sladká kukuřice, brokolice, květák, celer,

Velmi nízký příjem – luskoviny, meloun, okurka, rajče (4).

BULINSKI, KOT A BLONIATZ (1991) zkoumali obsahy těžkých kovů, především olova, kadmia a rtuti, v bramborách z různých regionů. Průměrný obsah Hg byl $5,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ půdy ve vzorcích z oblastí, které nebyly kontaminovány, vzorky ze znečištěné oblasti obsahovaly $12,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Vzorky ze všech regionů obsahovaly průměrně $0,029\text{--}0,064 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cd a $0,015\text{--}0,500 \text{ mg.kg}^{-1}$ Pb. V souvislosti s distribucí těžkých kovů v hlízách, byly měřeny obsahy těžkých kovů ve slupkách a loupaných bramborách. Zjistilo se, že Pb se ve slupkách vyskytuje v 60-70% a v dužnině jen v 30-40%. Hg a Cd se objevovaly v dužnině v 70-80 % a ve slupkách pouze v 25-30 % u brambor z kontaminovaných ploch (8).

Existují specifická společenstva rostlin, která se vyskytují na půdách se zvýšeným obsahem těžkých kovů, aniž by vykazovala příznaky toxicity. Některé druhy se vyskytují jen endemicky, většina je ale rozšířena i v jiných oblastech. Jedná se pravděpodobně o

vývojové adaptace (metabolické a enzymatické) související s přírodním výběrem tolerantních mutantů a s následnou ekotypovou diferenciací populace. Výběr fenotypů odolných k těžkým kovům je relativně rychlý proces a zvýšený výskyt populací tolerantních k těžkým kovům je pozorován hlavně v okolí rudných dolů a hutí. Tolerance rostlin ke zvýšeným koncentracím kovů v prostředí je často spojena s jejich akumulací v pletivech. U mechorostů se touto tolerancí zabýval SHAW (1987) a u lišejníků TYLER (1989).

Rostliny mohou odolávat těžkým kovům bloádou či omezením jejich příjmu nebo jejich transportem do nadzemní části a následným ukládáním v pletivech. K adaptacím může také docházet na úrovni buněčné stěny a membrán, a to vázáním molekul kovů do stavební struktury buněčné stěny či ovlivněním permeability membrány.

Za podstatu rezistence ke kovům jsou považovány také metabolické adaptace spojené s akumulací organických kyselin v buňkách nebo s biosyntézou peptidů vázajících kovy. Poprvé byl takový typ bílkoviny (thioneiny) vyznačující se schopností vázat kovy za vzniku metalothioneinů izolován v roce 1957 z živočišných tkání. Později byly peptidy vázající kovy nalezeny i u rostlinné říše – rajčata, fazole, zelí, sója, rýže, kukuřice, brambory a další (4).

1.2.2 HOUBY

SEEGEROVÁ (1976, 1982) považuje houby obsahující $0,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty za hygienicky vyhovující, při obsahu 1 mg Hg.kg^{-1} je možný příjem 300 g jedenkrát týdně a hladina 10 mg Hg.kg^{-1} čerstvé hmoty je toxická. Tepelnou úpravou se ztrácí až 70% Hg, v sušených houbách se obsah Hg ani po víceletém skladování nemění.

KALACH et al. (1989) naměřili v našich podmínkách u bedly vysoké až $15,24 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ v sušině, u hříbu dubového až $9,54 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$, u bedly červenající až $8,02 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ sušiny. Po vyšetření 25 druhů hub zjistili nadlimitní hodnoty pro Hg v 80% případů. Nejvyšší hodnoty stanovili u hříbu hnědého, a to 29 mg Hg.kg^{-1} sušiny. Pěstovaný žampion (*Agaricus bisporus*) má mnohem nižší obsah Hg, než volně rostoucí. Toto potvrzuje i u nás NEVOLE (1990), kdy v pěti pěstírnách byly stanoveny obsahy Hg v rozmezí $0,006 - 0,029 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ v čerstvé hmotě. Výsledkem dalších měření je

doporučení SEEGEROVOU (1982), že houby rostoucí kolem dálnic a frekventovaných silnic by neměly být požívány, z nezamořených oblastí je konzumace hub 2x ročně bez nebezpečí a při pravidelném požívání hub by se měly odstraňovat výtrusorodé vrstvy, zejména u polních žampionů.

1.2.3 BAKTERIE

Jako ochranu proti toxicitě mohou mikrobiální buňky využívat tří základních mechanismů: redukce kovů na méně toxické formy, odstraňování kovů z buňky pomocí specifického transportu pracujícího proti koncentračnímu gradientu a tvorba komplexů, v nichž jsou kovy v inertní či nereaktivní formě. Metabolická aktivita mikroorganismů může způsobit změny v rozpustnosti, srážlivosti, biomethylaci, tvorbě chelátů či těkavosti kovů. Jedná se například o produkci silných kyselin (kyselina sírová) chemoautotrofními bakteriemi (*Thiobacillus*), které rozpouští minerály. Dále produkce slabých kyselin (kyselina citrónová), které rozpouští a chelatují kovy za vzniku organokovových sloučenin, produkce amoniaku nebo organických bází, které sráží těžké kovy jako nerozpustné hydroxidy. Sírníkové bakterie produkují sulfan, který sráží kovy do nerozpustných sulfidů. Mohou syntetizovat extracelulární polysacharidy, které mohou tvořit cheláty kovů a snižovat tak jejich toxicitu. Některé bakterie mohou fixovat železo a mangan na svém povrchu ve formě hydroxidů nebo jiných nerozpustných solí kovů.

Schopnost biomethylace rtuti je pozorována od roku 1969 u mnoha bakterií (*Pseudomonas fluorescens*, *E. coli*, *Clostridium* spp.) a hub (*Aspergillus niger*, *Saccharomyces cerevisiae*). Vitamin B₁₂ stimuluje produkci dimethylrtuti.

Mikroorganismy jsou také schopny transformovat Hg²⁺ nebo organické sloučeniny rtuti (dimethylrtuť, fenylrtuť acetát a ethylrtuť fosfát) na těkavou Hg⁰. Jedná se o detoxifikační mechanismus, za který jsou zodpovědné plasmidy, které jsou nositeli rezistence ke kovům.

Kadmium může být akumulováno bakteriemi *E.coli*, *Bacillus cereus* a houbami *Aspergillus niger*. Také v jeho případě může být těkavost ovlivněna přítomností vitamínu B₁₂. Olovo jsou schopny methylovat bakterie *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium* na (CH₃)₄Pb. Houby (*Aspergillus*, *Fusarium*) mohou transformovat arsen na těkavou formu

$(\text{CH}_3)_3\text{As}$. Selen je methylován bakteriemi *Aeromonas*, *Flavobacterium* a houbami *Penicillium* a *Aspergillus* (21).

KADRI a SALEM (1985) prokázali rezistenci koliformních bakterií (*E.coli*) vůči kadmiu a rtuti.

Různé druhy bakterií se v přírodě podílejí na destrukci organické hmoty, a tím hrají významnou roli v koloběhu prvků v přírodě. Tuto činnost mohou toxické prvky také narušovat, jak prokázali DESHIN et al. (1984) .

Při zkoumání koloběhu rtuti v biosféře a podílu mikroorganismů na tomto procesu zjistil GLOMBITZA et al.(1984 a,b), že bakteriální biomasa je schopna sorbovat a kumulovat Hg. Tento proces je závislý na pH, druhu mikroorganismu a kultivačním médiu a jeho průběh je velmi rychlý. WONG a HENRY (1984) popisují postup využití biologické oxidace pomocí bakterií *Thiobacillus ferrooxidans* k odstraňování těžkých kovů z anaerobně získaných odpadních kalů, používaných k hnojení zemědělských půd. Tento proces závisí na pH, aeraci a teplotě. Při $\text{pH} = 4$, intenzitě aerace $100 \text{ m}^3 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ a teplotě 25°C bylo z kalu vyluhováno až 80 % kadmia, u olova se ale postup statisticky významně neověřil.

1.2.4 ŘASY

Řasy se také vyznačují výrazným akumulacním potenciálem pro těžké kovy. Týká se to například *Chlorella vulgaris* či *Azolla filiculoides*. Jsou schopny koncentrovat kovy ze zředěných roztoků a hromadit je ve svých stélkách, často v koncentracích až několikatisíckrát větších, než jaké jsou v prostředí. Koncentrační faktor, tj. poměr koncentrace kovu v buňce a v prostředí závisí na stáří buněčné populace, hustotě suspenze, složení kultivačního média, koncentraci kovu v prostředí a hodnotě pH prostředí (4).

Při výzkumu imobilizovaných systémů kultivace řas pro odstraňování polutantů z odpadních vod na fixovaných řasách *Chlorella emersonii* zjistili WILKINSON et al. (1989), že imobilizované systémy akumulují více Hg než systémy volných buněk.

1.2.5 ŽIVOČICHOVÉ

Těžké kovy se z životního prostředí dostávají do těl živých organismů povrchem těla, potravou a vdechovaným vzduchem. Jejich působení v organismu závisí na více faktorech – na mechanismu průniku do organismu, na afinitě k určitému orgánu, tkáni nebo orgánovému systému, na celkové dávce kovu i na tom, zda šlo o dávku jednorázovou či se jedná o chronickou intoxikaci. Záleží také na způsobu a rychlosti vylučování kovu z těla. Změny, které ve tkáních v souvislosti s přítomností těžkých kovů vznikají, jsou pro jednotlivé kovy, buď specifické nebo nespecifické. Odpověď organismu na působení toxické látky závisí také na celkovém momentálním stavu organismu, jeho životní fázi a na pohlaví.

Toxické kovy jsou schopné reagovat s většinou buněčných systémů a biochemicky je měnit, a to již i ve velmi nízkých dávkách, které samy nejsou schopné vyvolat zjevné příznaky otravy. Kovy mohou svou vazbou na sulfhydrylové skupiny inhibovat řadu enzymů, mohou se vázat na DNA, narušovat replikaci genomu a měnit propustnost buněčné membrány. Prostřednictvím mateřských tkání mohou ovlivnit i tkáně fetální a vést ke vzniku vývojových anomálií (4).

Fekete et al.(2001) zkoumali cyklus půda-rostliny-živočichové nutričních a cizorodých látek na králících. Králíci byli krmeni bramborami a řepou vypěstovanými na kontaminovaných půdách (Cd, Pb, Hg). Vzorky brambor a řepy s vysokými obsahy olova a rtuti vykazovaly výrazně nejnižší stravitelnost organických látek. Všechny kovy se hromadily ve varlatech. Kadmium se kumulovalo zejména v ledvinách a játrech (16).

1.2.6. LIDSKÝ ORGANISMUS

Při vstupu trávicím ústrojím se kov dostává do těla prostřednictvím potravy, tekutin či spolykáním prachových částic obsahujících kovy. Rychlost vstřebávání trávicím traktem záleží na chemické formě sloučeniny prvku, na vazbě na specifickou bílkovinu, na přítomnosti dalších látek (bílkoviny, tuky, vitamíny) a také na střevní mikrofloře.

Vstřebávání plícemi je závislé na tom, jestli kov vstupuje ve formě plynu, par či pevných částic. Nejproblematictější jsou páry elementární rtuti a páry některých organokovových sloučenin (je vstřebáváno až 80% inhalovaného množství).

Kůže za normálních podmínek brání vstřebávání toxických látek rozpustných ve vodě, ale působením organických rozpouštědel je jejich průnik možný. Dále jsou dobře vstřebatelné organické a anorganické sloučeniny kovů rozpustné v tucích.

Transport kovu v organismu je uskutečňován prostřednictvím krve. Kov může být obsažen přímo v červených krvinkách, častěji však ve specifikovaných bílkovinách krevní plasmy. Cílový orgán či tkáň, do něž je kov přenášen, je pak kovem ovlivňován nebo se v něm kov ukládá. Cílovými orgány pro kadmium jsou ledviny, játra a varlata, pro olovo je to mozek a dlouhé kosti a pro rtuť mozek, játra a ledviny.

Vylučování kovu z organismu probíhá především močí a stolicí, ale také je možné vylučování potem, vydechovaným vzduchem, kůží, nehty, vlasy nebo mateřským mlékem (2).

Za nejzávažnější a nejnebezpečnější těžké kovy vzhledem k lidskému organismu jsou považovány Pb, Cd, Hg, As, Al a Th. Mezi negativní zdravotní vlivy patří kardiovaskulární choroby, poruchy reprodukce, narušení imunitního systému a zvýšený výskyt rakoviny. Karcinogenita či její potencialita byla prokázána u Al, Sb, As, Bi, Be, Th, Ti, Cd, Cr, V, Co, Cu, Fe, Pb, Ni, Se, La a Zn. Většinou se však projevují až při vyšších dávkách či dlouhodobém působení (4).

1.2.7 MOŽNOSTI SNIŽOVÁNÍ PŘÍSTUPNOSTI A TOXICITY CIZORODÝCH LÁTEK

Tolerancí se obecně rozumí schopnost organismu vyrovnávat se s extrémním působením některého faktoru, tedy schopnost snášet jeho přítomnost a působení ve větším rozsahu. Rezistence je schopnost vzdorovat či vůbec omezovat až vylučovat možnost působení příslušného faktoru na citlivé složky organismu nebo systému.

Podstatou tolerance k iontům těžkých kovů, které se hromadí v buňkách, je jejich inaktivace vazbou na nízkomolekulární bílkoviny označované jako fytochelatiny nebo metalothioneiny vznikající spojením dvou až osmi molekul kyseliny γ -glutamové a

cysteinu s jednou molekulou glycinu. Syntéza fytochelatinů probíhá přímou biochemickou cestou, která je indikována až přítomností iontů kovů v cytozolu. Tyto bílkoviny mají zvlášť vysokou afinitu k Cd, Cu a Pb a vznikají tak agregací molekulové komplexy. Je zajímavé, že při nedostatku zejména Cu a Zn, může být tento kov z komplexu zase uvolněn. Tato funkce fytochelatinů se obecně vyskytuje u vyšších rostlin a řas.

Rostliny se mohou chránit před účinkem těžkých kovů již omezením vstupu iontů do buněk, jejich hromaděním ve vakuole, omezením transportu do nadzemních orgánů atd.

V odolnosti rostlin k působení těžkých kovů existují velké rozdíly nejen mezi druhy, ale i uvnitř jednoho druhu. Odolné rostliny mohou značně znesnadňovat vstup toxických iontů do cytozolu vylučováním organických kyselin do rizosféry, sorpcí na pektinové látky v buněčných stěnách, větší selektivitou transportních proteinů v plazmatické membráně. K vnitrobuněčným detoxikačním mechanismům patří zejména tvorba stresových proteinů zahrnující odolnější izoenzymy, ale také proteázy a ubikvitin pro urychlení rozkladu poškozených proteinů.

Armeria maritima ssp. se vyznačuje schopností akumulovat mimořádně velké množství mědi, a to jak v kořenech i v nadzemních orgánech. Měď je hromaděna především ve vakuolách ve formě sraženin, v nichž je chelatizována polyhydroxyfenoly. Kromě toho byly měďnaté ionty vylučovány na povrch listů a lokalizovány v buněčné stěně.

Při odstraňování těžkých kovů z velkých ploch polí je nelze odstranit procedurami využívajícími chemické postupy, protože není možno použít vyžadující manipulaci s ohromným množstvím zeminy. Jedná se o plochy kolem těžebních míst kontaminovaných hlavně zinkem a kadmii, vojenských cvičišť s nadbytkem kadmia a olova, skládek komunálních odpadů s nadbytkem mědi, rtuti, olova apod. Proto mohou být výhodné postupy s kultivací rostlin vyznačujících se zvýšenou schopností absorpce příslušných prvků. Po sklizni, vysušení a vhodném spálení lze v některých případech počítat i s opětovným průmyslovým využitím nahromaděných kovů.

Zvýšená akumulace těžkých kovů některými rostlinami může být výsledkem jejich přizpůsobení se příslušným substrátům nebo projevem jejich ochranného mechanismu

proti herbivorům. Například některé druhy z čeledi Buxaceae či Euphorbiaceae mohou akumulovat nikl až do 3% hmotnosti sušiny. Druhy rodu Brassica jsou známy hromaděním síry a selenu, ale také olova, chromu, kadmia, niklu, zinku a mědi. Zinek a kadmium akumuluje také penízek rolní v množství až několika procent sušiny. Tyto rostliny vyskytující se na půdách s vyšší koncentrací těžkých kovů se nazývají fytoindikátory nebo metalofyty. Mnohé z těchto rostlin však mají nevýhodu pomalého růstu. Je proto žádoucí spojit rychle rostoucí druhy s touto akumulační schopností například metodami molekulární biologie. Podařilo se již zavést gen kvasinek produkujících bílkovinu, která transportuje kadmium navázané na fytochelatin do vakuoly. Mikrobiálním genem v husečnicku rolním došlo k tvorbě reduktázy, která redukovala Hg^{2+} na Hg^0 , vypařující se pozvolna z rostliny (24).

Jako možnost pro snižování toxicity těžkých kovů se nabízí například i šlechtění rostlin na odolnost vůči zvýšeným koncentracím těžkých kovů v prostředí za využití metod *in vitro*. Výhodné jsou systémy buněčných suspenzních kultur, které umožňují jednak uniformní expozici všech buněk toxické látky, jednak umožňují selektovat a zachytit v milionových populacích i mutace vyskytující se s nízkou frekvencí.

Nejjednodušší a nejobvyklejší postup selekcí *in vitro* na odolnost k těžkým kovům je metoda přímého výběru. Využívají se dva základní postupy: jednorázová aplikace prahové toxické koncentrace kovu s následnou izolací potomstev ojedinele přežívajících buněk nebo postupná selekce rezistentních buněčných linií na médiích se zvyšující se dávkou toxického kovu.

Uplatnění rezistence ke kovům je závislé na mnoha faktorech vnějšího prostředí – pH, komponenty kultivačního média, intenzita a spektrální složení světla, stupeň diferenciací a metabolická aktivita kultivovaných buněk a intenzita aplikovaného stresového faktoru (4).

Při posuzování stavu životního prostředí je možno využít biologického materiálu jako bioindikátorů. K přímé bioindikaci kovů (zjišťování obsahu kovů v organismech) se využívají některé druhy hub, lišejníků, mechorostů, suchozemských bylin, stromů nebo keřů. Nejrozšířenější jsou mechorosty a lišejníky. Vzhledem k tomu, že nemají kutikulu,

absorbují prvky přímo z atmosféry. Senzitivita lišejníků ke kovům klesá v řadě Hg, Ag > Cu, Cd > Zn, Ni > Pb (4).

Známa je například schopnost rašeliníku kumulovat toxické kovy přítomné ve formě aerosolů v ovzduší díky anatomickým zvláštnostem dýchacího ústrojí listů této rostliny (13).

Nepřímá bioindikace těžkých kovů je založena na sledování účinků kontaminantů na morfologické, cytologické a fyziologické vlastnosti rostlinných organismů nebo na sledování změn v zastoupení jednotlivých druhů v rostlinných společenstvech (4).

Při odstraňování kovů z organismů je možno využít chelátotvorných látek, které se používají jako antidota při intoxikaci kovy. Chelátotvorné látky mohou zasahovat do základních biochemických procesů v buňkách a tkáních, ovlivňovat kinetické parametry esenciálních kovů. Tyto látky jsou schopny vytvářet s kovem pevný komplex. Chelát je potom definován jako komplex vytvořený mezi kovem a chelátotvornou látkou obsahující dva nebo více ligandy. Výsledkem takové reakce je heterocyklický kruh. Ideální vlastnosti chelátotvorné látky jsou: dobré vstřebávání látky v trávicím ústrojí, distribuce látky by měla být v ideálním stavu identická s distribucí kovu, látka by měla být v organismu pomalu degradována a vzniklý komplex s kovem by měl být rychle vylučován z organismu. Mezi základní principy určující účinnost chelátotvorných sloučenin patří vysoká afinita pro toxický kov, nízká toxicita látky i vzniklého komplexu, minimální interakce s biomolekulami organismu, průnik látky do těch tkání, kde je deponován kov, minimální metabolismus chelátotvorné látky, rychlá eliminace vzniklého komplexu z organismu, možnost podat látku vhodnou cestou (per os) a dostatečná čistota. Mezi nejvýznamnější skupiny chelátotvorných látek patří polyaminopolykarboxylové kyseliny, sloučeniny obsahující SH-ligandy, D-penicilamin a dithiokarbamáty (13).

1.3 RTUŤ

1.3.1 CHARAKTERISTIKA RTUTI

Rtuť je stříbrobílý, lesklý, za normálních podmínek kapalný kov s chováním podobným ušlechtilým kovům. Slučuje se se sírou a halogeny a s kovy dává slitiny zvané amalgámy. Ve volné přírodě se vyskytuje jako HgS (rumělka, cinabarit). Používá se například k výrobě rtuťových teploměrů, lamp, barometrů a kalomelových elektrod (11).

Zdroje kontaminace životního prostředí rtutí mohou být různé. Může se jednat například o používání mořidel obilí obsahujících metylrtuť, používání hnojiv obsahujících fosfáty, může to být v důsledku aplikace čistírenských kalů, aplikace fungicidů vyrobených na bázi rtuti, kontaminace pobřežních mořských vod, vypouštění odpadních vod obsahujících anorganickou rtuť do velkých jezer a následující biotransformace a vstup do potravního řetězce prostřednictvím ryb (2). Spalováním ropy a uhlí se ve světě do atmosféry uvolňuje $2-7 \cdot 10^4$ metrických tun Hg za rok (22).

Tvorba alkylsloučenin z elementární rtuti a anorganických sloučenin rtuti ve vodách moří i jezer je základním článkem celého řetězce přeměny rtuti v přírodě. Metylce probíhá v horních sedimentačních vrstvách dna moří nebo sladkovodních jezer. Vzniklá metylrtuť je rychle zachycována drobnými živočichy, kteří se v další fázi stávají potravou ryb nebo odumírají a při jejich degradaci se mohou uvolňovat páry dimetylrtuti do ovzduší. V atmosféře může v kyselém prostředí dojít k demetylaci dimetylrtuti za vzniku metylrtuti, která může znovu vstoupit do vodního řetězce. V rybím mase dochází ke koncentrování alkylsloučenin rtuti. Ryby jsou významnou složkou potravy především v přímořských oblastech a v oblastech velkých jezer. Metylrtuť v rybím mase tak vstupuje do suchozemského potravního řetězce (13).

1.3.2 RTUŤ V PŮDĚ

Přirozený obsah rtuti v půdě je 0,02-0,2 mg.kg⁻¹ a rozdělení jejích forem závisí na pH a na redox potenciálu půdy. Mezi formy rtuti vyskytující se v zemině patří elementární Hg⁰, která je těkavá a málo rozpustná ve vodě. Dále je to dvojmocná anorganická forma Hg²⁺ s vysokou afinitou k mnoha organickým a anorganickým ligandům, zvláště k těm,

které obsahují funkční sирné skupiny. Třetí formou je metylrtuť (CH_3Hg^+), která je vysoce perzistentní v prostředí (13).

Dvojmocná rtuť snadno a rychle tvoří komplexy kovalentní vazbou na organickou hmotu a anorganické součásti. Je poutána adsorpčními místy na povrchu jílových minerálů a hydratovaných oxidů Fe a Mn. Hlavní ztráta rtuti z půdy je těkáním, z atmosféry pak může být transportována zpět do půdy srážkami. Aplikace čistírenských kalů zvyšuje mobilitu Hg tím, že tvoří komplexy s organickými látkami. Anorganické formy rtuti podléhají ve vodném prostředí mikrobiální methylaci na vysoce toxické sloučeniny, ale v půdách nebyla žádná rozsáhlá methylace pozorována. To znamená, že nebezpečí intoxikace je mnohem menší v terestrických než ve vodních potravních řetězcích.

Negativní vliv Hg v půdě lze snížit zvýšením pH vápněním a zabráněním výskytu redukčních podmínek v půdě. Obsah přijatelné rtuti se také snižuje při vysokém obsahu humusu při nízkém pH (4).

1.3.3 RTUŤ V ROSTLINÁCH

Rtuť je rostlinami přijímána především ve formě $\text{Hg}(\text{OH})_2$ a HgOHCl . Průměrný obsah v sušině je 0,005-0,2 mg Hg.kg⁻¹.

Intoxikace rostlin rtutí se projevuje výskytem chloróz a omezením růstu kořenového systému. Způsobuje poruchy vnitřního uspořádání chloroplastů – thylakoidy nabývají vláknitého tvaru a paralelně probíhají celým vnitřním prostorem organely. Dochází též ke zvětšení endoplazmatického retikula a mitochondrií.

Organická forma rtuti (metylrtuť) je obecně toxičtější vůči rostlinám než anorganická. Působí inhibičně na fotosyntetické reakce ve světelné i temnostní fázi. Dále vyvolává průkazný pokles intenzity transpirace již v koncentraci 10 nmol.l⁻¹ živného roztoku a její účinek může být pozorován zvýšením poměru biomasy nadzemní části ke kořenům rostlin. Pouze u respirace se ukázalo, že organická forma rtuti nepůsobí více inhibičně než forma anorganická.

Metylrťut' má také daleko větší inhibiční účinek na růst rostlin. Dá se proto předpokládat, že toxicita Hg je důsledkem chemické formy a nikoliv zvýšeného příjmu (4).

1.3.4 RTUŤ V LIDSKÉM ORGANISMU

V lidském organismu je obsaženo 0,001-0,01 mg Hg.kg⁻¹ hmotnosti. Denní příjem potravou a nápoji na 1 obyvatele ČR je asi 0,015 mg Hg. Příjem ze vzduchu závisí na místě expozice. U neprofesionální expozice by příjem Hg z ovzduší neměl překročit 0,01 mg Hg. Při nadměrné konzumaci hub a ryb a kouřením tabáku tato hodnota příjmu Hg významně narůstá. Biologický význam Hg pro lidský organismus nebyl prokázán (23).

Rťut' spolu se svými sloučeniny patří mezi nejvýznamnější jedy. Jejím působením dochází k inhibici enzymů obsahujících sulfhydrylové (-SH) skupiny. Na rozdíl od ostatních kovů je hlavním zdrojem otrav elementární rťut'. Alkylsloučeniny rtuti s krátkými řetězci (především methylrťut') mají také vysokou afinitu k (-SH) skupině.

Existují významné rozdíly v metabolismu a toxickém působení elementární Hg a jejích sloučenin. V organismu dochází k transformaci jedné formy rtuti ve druhou. Například elementární Hg je poměrně rychle oxidována na Hg²⁺, fenyldrťut' se štěpí a uvolňují se Hg²⁺ ionty, metyldrťut' se demethyluje a naopak anorganické sloučeniny se působením střevní flóry metylují. Alkylsloučeniny Hg s krátkým řetězcem jsou více odolné vůči biotransformaci.

Hlavní příčinou otrav rtutí je vdechování jejích par. Kovová rťut' se může také vstřebávat kůží. Významnými toxickými sloučeninami jsou chlorid rťutnatý (sublimát) a dusičnan rťutnatý. Mezi málo toxické či netoxické patří chlorid rťutný a HgS. Rťut' se většinou vylučuje ledvinami, v menší míře střevem nebo sliznicí dutiny ústní (4).

Intoxikace rtutí se nejprve projevuje nechutenstvím, dále nadměrným vylučováním slin a zduřením slinných žláz. Poté dochází k zánětu ústní sliznice, doprovázeného zápachem z úst a měděným zbarvením patra. Otrava může být provázena rýmou, onemocněním hltanu a hrtanu (3).

Při akutní otravě jsou změny patrné především v orgánech, ve kterých dochází ke vstřebávání nebo vylučování Hg. Mohou vznikat i šokové nekrotické změny v játrech a dystrofické změny v buňkách mozku, zejména thalamu (4). Při požití je smrtelná dávka 1g Hg, akutní až smrtelnou otravu vyvolává 0,15 – 0,2 g Hg (23).

Chronickou otravu vyvolává dávka 0,5 – 1 mg Hg.den⁻¹ již po několika týdnech (23). Projevuje se vzrůstajícím obsahem Hg v krvi a moči, stomatitidou, zvýšenou dráždivostí, třesem, zvýšeným pocením a slinotokem, dále zvýšenou lomivostí kostí a kachexií (4).

Z experimentální praxe vyplynulo, že přibližně během 48 hodin po expozici organismu rtutí či jiným těžkým kovem dochází k syntéze nízkomolekulárního proteinu – metalothioneinu, který je schopen vázat kovy. Vzniklé komplexy kovu s bílkovinou jsou velké a proto se pomalu vylučují z organismu. Po čase mohou i disociovat a uvolněný kov pak může poškozovat ledviny v době, kdy již byl zdroj otravy eliminován. (Conic, 1983)

V roce 1953 se v zálivu Minamata v Japonsku objevilo 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 projevovat nemoc u rybářů. V roce 1956 se zjistilo, že se jedná o lokální nenakažlivou chronickou otravu z potravin u lidí z nejchudších oblastí. V rybách ze zálivu bylo nalezeno 0,557 ppm rtuti, z toho 0,315 ppm metylrtuti. Viníkem byla chemická továrna koncernu Chisso, která vypouštěla do moře velké množství odpadů, aniž by se snažila jej jakkoliv eliminovat či dekontaminovat. Do roku 1973 si nemoc vyžádala 71 mrtvých a asi trojnásobné množství lidí zůstalo invalidních s postižením nervové soustavy. Nemocní měli nejprve ochromené svaly kolem úst, poté ochromené končetiny, smyslové vady, chvění, křeče a nemoc končila smrtí. Otrava rtutí se projevila také silnými teratogenními účinky – u dětí, jejichž matky byly kontaminovány, se objevily mentální retardace, poruchy řeči a problémy s jídlem. Anorganická rtuť byla absorbována řasami a poté docházelo ke koncentrování rtuti v každém dalším stupni potravního řetězce a také k přeměně na toxickou metylrtuť. Problémy se rtutí se nevyhnuly ani zemím jako je Kanada či Švédsko, vysoké hladiny těžkých kovů v krvi mají i eskymáci. Těžký případ se stal také v Iráku v letech 1971 – 1972, kdy stát věnoval rolníkům levné osivo kontaminované mořidlem. Bylo hospitalizováno 6530 lidí, z nichž 459 zemřelo. Mnoho postižených se však do nemocnic

vůbec nedostalo (19). Vysoké koncentrace rtuti jsou zjištěny také v některých jezerech Skandinávie, Kanady a USA, což souvisí s vypouštěním odpadních vod papírenského průmyslu. Riziko v tomto případě spočívá v biotransformaci anorganické rtuti na mono- a dimetylrtnutí sloučeniny, které jsou zvláště jedovaté (13).

1.4 BRAMBORY

1.4.1 CHARAKTERISTIKA BRAMBOR A JEJICH CHEMICKÉ SLOŽENÍ

Lilek brambor (*Solanum tuberosum*) je vytrvalá hlíznatá plodina, čeledi lilkovitých. Je jednou z nejvýznamnějších zemědělských plodin díky své nenáročnosti na přírodní podmínky a vysokým hektarovým výnosům. Brambory byly domestikovány v oblasti dnešního Peru přibližně před 4 až 5 tisíci lety. V první polovině 16. století se potom dostaly do Evropy. Nejstarší zmínka o bramborech v českých zemích je z roku 1623 a jejich název vznikl zkomolením „Braniborska“, odkud se k nám rozšířily.

Lilek brambor má dvě centra biodiverzity, tzv. Andské centrum v okolí jezera Titicaca, kde rostou kultivary adaptované na podmínky krátkého dne, a Chilské centrum v oblasti okolo 40 rovnoběžky, s adaptací na dlouhý den. V těchto oblastech se vyskytují mnohé lokální kulturní a polokulturní odrůdy a mnoho původních kříženců. Komerčně se brambory rozmnožují vegetativně z hlíz, pravé semeno se používá hlavně pro šlechtitelské účely.

Běžné konzumní brambory obsahují přibližně 24 % sušiny, z toho asi 75 % tvoří škrob a cca 2 % ostatní polysacharidy – vláknina, hemiceluloza, pektiny, hexózy a pentózy. Bílkoviny tvoří 5 – 10 % sušiny a tuky asi 0,4 % sušiny. Dále hlízy obsahují organické kyseliny, z nichž nejvýznamnější je kyselina citrónová, a minerální látky (Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, ...) vytvářející acidobazickou rovnováhu v bramborech. Hnědnutí a tmavnutí brambor způsobují fenolové sloučeniny. Významnou součástí bramborových hlíz jsou vitamíny C, B₁, B₂ a PP. Množství vitamínu C, kolísající v závislosti a způsobu uskladnění brambor, se pohybuje v rozmezí 9 – 25 mg.g⁻¹ čerstvé hmoty (25). Díky svému chemickému složení brambory dostatečně zatěžují trávicí soustavu a sytí a tedy poskytují dostatek energie ve formě sacharidů. Jsou doporučovány jako dietní strava, jelikož obsahují méně sušiny než obiloviny.

Brambory obsahují toxické glykoalkaloidy – souhrnně označované jako solanidin, které se při teplotě nad 170°C částečně rozkládají. V hlízách je nejvyšší koncentrace alkaloidů pod slupkou a zvyšuje se v přítomnosti světla. Brambory na světle zelenají,

obsah alkaloidů však nemusí s barvou přímo korelovat. Vyšší množství alkaloidů lze nalézt v okolí oček a v blízkosti poranění hlízy. Při předávkování může vzácně dojít k smrtelné otravě. Běžně udávaná nebezpečná dávka je 200 mg solaninu.

Bramborám vyhovuje chladnější vlhké klima (sever Evropy, USA, Rusko) či vyšší polohy teplejších klimatických zón. Nesnáší mrazy, při teplotách pod bodem mrazu hlízy mrznou. Brambory nejsou příliš náročné na typ půdy, nesnáší však příliš zamokřené půdy a nehumózní písky.

Brambory mohou být napadány celou řadou chorob a škůdců. Nemoci dělíme na vegetační (plíseň bramborová, hnědá skvrnitost listů, rakovina brambor) a skládkové (fuzáriová hniloba, mokrá bakteriální hniloba). Mezi nejvýznamnější škůdce brambor patří mandelinka bramborová a háďátko bramborové (20).

1.4.2 ŠKROB V BRAMBORÁCH

Škrob je polysacharid $(C_6H_{10}O_5)_n$ složený z amylózy a amylopektinu, tvořených několika tisíci molekulami glukózy. Jedná se o konečný produkt fotosyntézy, který je tvořen z oxidu uhličitého a vody v zelených rostlinách. Škrob patří mezi fyziologicky a hospodářsky nejdůležitější polysacharidy. Ukládá se v rostlinách jako zásobní zdroj energie ve formě škrobových zrn. Můžeme jej nalézt v zásobních orgánech, především v kořenech, hlízách, dřeni a semenech. Škrobová zrna jsou bílá až nažloutlá. Jejich tvar může být kulovitý, oválný nebo ve tvaru mušle u brambor, hranatý (kukuřičný škrob). Velikost škrobových zrn se pohybuje v rozmezí 0,0005 – 0,17 mm. Škrobové zrno se skládá z téměř nerozpustné schránky amylopektinu a ve vodě rozpustného jádra amylózy a obsahuje malé množství vázané kyseliny fosforečné. Škrob není alkoholicky zkvasitelný. Teprve enzymaticky se odbourává na zkvasitelné sacharidy. Zahříváním nad 50°C škrobová zrna bobtnají a tvoří se škrobový maz, hydrolýzou vzniká škrobový sirup, škrobový cukr a glukóza. Pražením škrobu se tvoří dextrin (26).

2 CÍL DIPLOMOVÉ PRÁCE

Produkce cizorodých látek lidskou činností vede k jejich ukládání v půdě a vodě a následně k jejich koncentrování v organismech – rostlinných i živočišných.

Rizika související s působením cizorodých látek jsou většinou velmi vysoká a jejich vstupu do těl rostlin, živočichů a konečně i člověka je možno zabránit především tím, že budou eliminovány jejich zdroje vzniku.

Odstranění cizorodých látek z půdy je zpravidla komplikovanější než z vody a vzduchu. Navíc metody k tomuto použitelné nejsou doposud zcela známé. Je proto třeba, pokud již půda byla kontaminována, zabránit či omezit pěstování rostlin či zkrmování již znečištěných plodin hospodářskými zvířaty, a tedy nepřipustit vstup nebezpečných látek do potravního řetězce.

Tato diplomová práce je příspěvkem ke studiu vlivu rtuti na chemické složení rostlin, konkrétně hlíz brambor odrůdy Koruna a to v závislosti na stupňujících se dávkách rtuti.

Konkrétní cíle diplomové práce byly stanoveny takto:

- V literární části zpracovat současný stav týkající se problematiky výskytu cizorodých prvků v životním prostředí – zejména se zaměřit na výskyt rtuti v půdách a rostlinách
- Založit a vést nádobový pokus se stupňovanými dávkami rtuti a rostlinami brambor
- U vypěstovaných rostlin sledovat výnosové parametry

- Provést chemické rozboru dužniny u získaných bramborových hlíz, a to na obsah rtuti a škrobu
- Získané výsledky statisticky vyhodnotit

3 METODIKA DIPLOMOVÉ PRÁCE

Pokus byl prováděn v plastových vegetačních nádobách.

Do každé nádoby bylo naváženo 10 kg zeminy. Výsadba brambor byla provedena 15.4.2004 po jedné hlíze na nádobu do hloubky 8 cm. Sázeny byly brambory odrůdy Koruna. Do pokusu byly zařazeny varianty se stupňovanými dávkami rtuti podle níže přiloženého schématu. (Tabulka III) Každá varianta byla 4x opakována. Stupňované dávky Hg vycházely z limitních obsahů v půdách (podle vyhlášky 13/1994 Sb.)

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

- ◆ 400 mg N ve formě síranu amonného
- ◆ 380 mg P_2O_5 ve formě trojitého superfosfátu
- ◆ 520 mg K_2O ve formě K_2SO_4

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 zálivka, kypření, přihrnutí zeminy k rostlinám a likvidace plevelů.

Sklizeň hlíz proběhla 20.7.2004. Hlízy z každé nádoby byly spočítány a zváženy. Rtuť byla stanovena v dužnině brambor atomovým absorpčním spektrofotometrem (AMA 254). Škrob v bramborách byl stanoven metodou dle Ewerse.

Tab. III. Schéma nádobového pokusu vypěstovaných
brambor

Č. varianty	Množství rtuti v půdě (mg.kg ⁻¹)
1.	Kontrola
2.	0,8
3.	3,2
4.	6,4
5.	12,8
6.	25,2

Výsledky chemických analýz obsahu rtuti a škrobu v hlízách brambor byly zpracovány metodou analýzy variance. Pro vyhodnocení průkaznosti rozdílů byl použit Tukayův test při 95 % hladině významnosti.

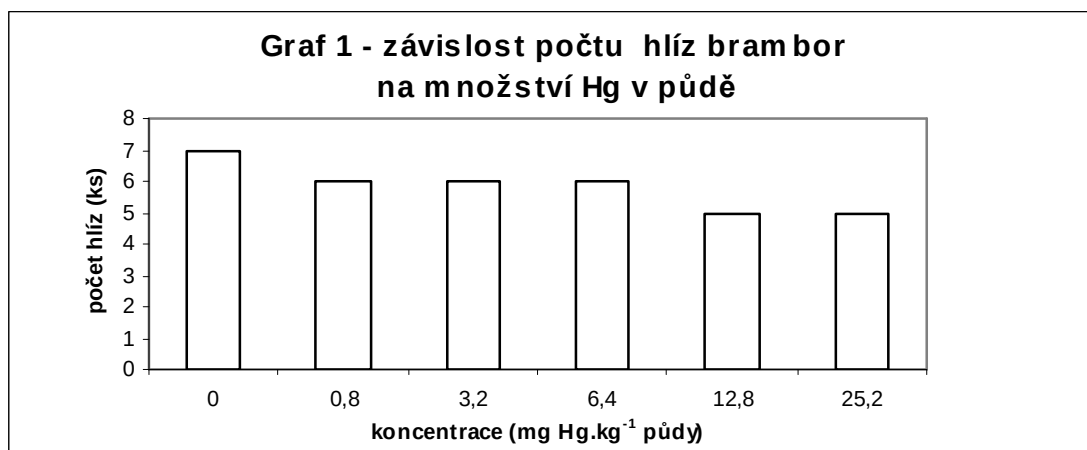
4 VÝSLEDKY

4.1 Výnosové parametry brambor pěstovaných na kontaminované půdě rtutí

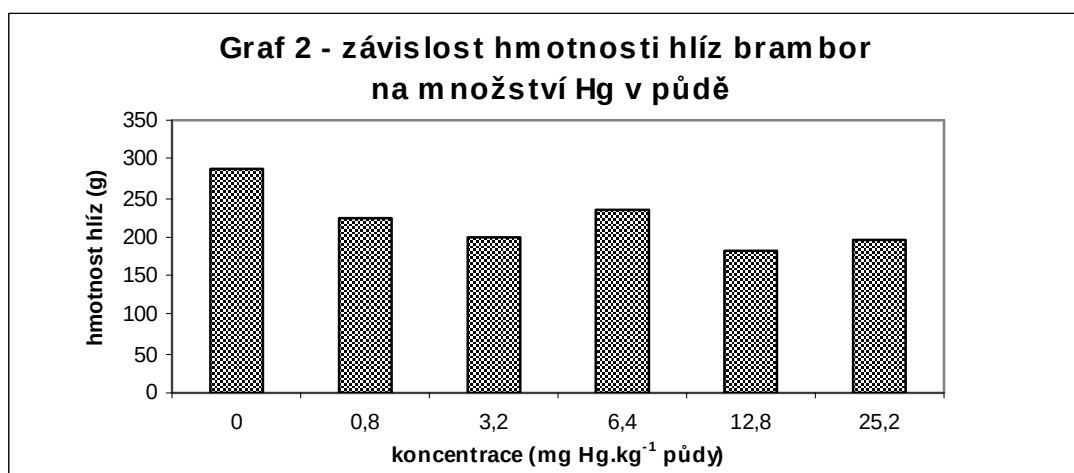
V nádobovém pokusu byly sledovány výnos a počet hlíz brambor odrůdy Koruna pěstovaných v půdě se stupňovanými dávkami rtuti.

Získané výsledky jsou uvedeny v příloze v tabulce P I. Po vyhodnocení výsledků nebyla zjištěna statistická průkaznost ani u výnosů ani u počtu hlíz brambor. Počet vypěstovaných hlíz se pohyboval v rozmezí 5 – 7 kusů hlíz na nádobu. Z toho nejvíce bylo v nádobě, do níž Hg aplikována nebyla a nejméně v nádobách s nejvyššími koncentracemi Hg. To znamená, že se vzrůstající koncentrací rtuti v půdě klesal počet hlíz brambor v nádobách. V kontrolní variantě bylo zjištěno průměrně 7 hlíz brambor. Výnos z první, druhé a třetí varianty s kontaminací rtutí byl v průměru 6 hlíz brambor na nádobu. V nádobách, do nichž bylo vpraveno 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy a 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, se množství hlíz brambor oproti kontrole snížilo na 5 kusů hlíz, tedy o 28,6 %.

V případě hmotnosti hlíz brambor v jednotlivých variantách se neprokázalo, že se stupňovanými dávkami rtuti se jejich hmotnost snižovala. Nejvyšší hmotnost byla naměřena v kontrolní variantě, kde bylo zjištěno u hlíz průměrná hmotnost 288 g. Nejnižší hmotnost hlíz byla ve čtvrté variantě, a to 181 g. Druhá nejvyšší hmotnost hlíz byla změřena ve variantě s 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy, kde bylo naváženo 233 g brambor. Dále hmotnost hlíz klesala v pořadí: první varianta s 223 g, druhá varianta obsahující 201 g, pátá varianta se 195 g a poslední byla již zmiňovaná čtvrtá varianta. Procentuální rozdíl mezi nejvyšší hmotností hlíz brambor v kontrolní variantě a nejnižší hmotností hlíz činí 37,2 %. Závislost počtu a hmotnosti hlíz brambor je také možno vidět v grafu 1 a 2.



Obr. 1



Obr. 2

4.2 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah Hg v dužnině hlíz brambor

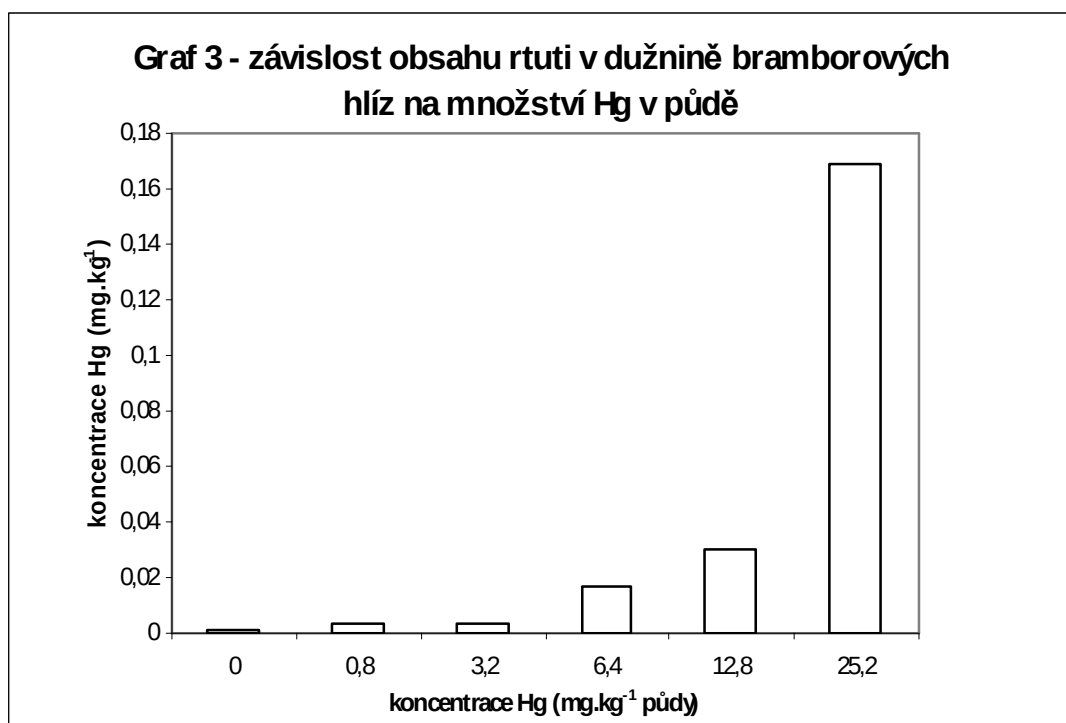
Výsledky analýzy jsou uvedeny v přílohové části v tabulce P II.

Při hodnocení vlivu rtuti v půdě na obsah Hg v dužnině bramborových hlíz se statistická průkaznost prokázala v závislosti na zvyšujících se koncentracích Hg v půdě. Byly zjištěny statisticky průkazné rozdíly mezi variantami s koncentracemi 6,4 mg Hg.kg⁻¹ půdy, 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy a 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy vůči kontrole, a dále mezi variantami s koncentracemi 12,8 a 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy při srovnání s koncentracemi 0,8 a 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy.

Se vzrůstajícím množstvím Hg v půdě vzrůstal obsah rtuti v dužnině hlíz brambor. V první variantě se množství Hg v hlízách zvýšilo téměř 3x oproti kontrole. Zatímco v kontrole bylo naměřeno 0,0011 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, u první varianty byla zjištěna koncentrace 0,0031 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. Ve druhé variantě došlo také trojnásobnému nárůstu obsahu Hg při srovnání s kontrolou. Ve třetí variantě však již tento nárůst činil šestnáctinásobek (0,0172 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty) a ve čtvrté variantě vzrostlo množství Hg 27x vůči kontrolní variantě. V této variantě se nacházelo 0,0295 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. V páté variantě, tj. variantě s nejvyšší kontaminací, kdy bylo naměřeno 0,1692 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty, vzrostlo množství rtuti oproti kontrole 157x.

Srovnáme-li navzájem varianty s koncentracemi 0,8 a 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, došlo k jen minimálnímu nárůstu množství Hg v rostlinách. Rozdíl mezi jejich koncentracemi v čerstvé hmotě činí asi 7,5 %. Podobně mezi variantami 12,8 a 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy nebyla statistickým testováním významnost potvrzena. Nárůst koncentrace rtuti v hlízách

brambor činil ze 0,0295 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty na 0,1692 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. Závislost obsahu rtuti v dužnině hlíz brambor na množství Hg v půdě je uvedena v grafu 3.



Obr. 3

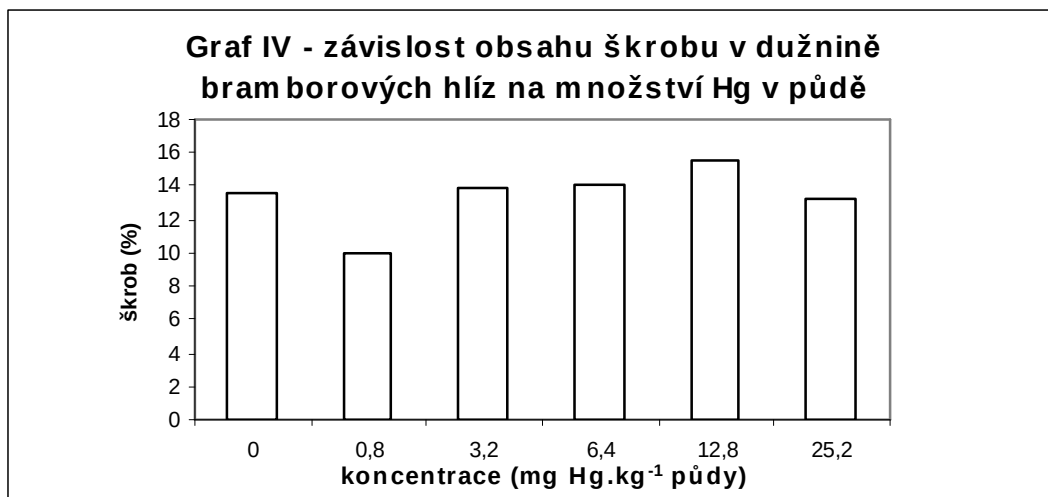
4.3 Vliv stupňovaných dávek rtuti v půdě na obsah škrobu v dužnině hlíz brambor

Výsledky analýz obsahu škrobu v dužnině bramborových hlíz jsou uvedeny v přílohové části v tabulce P III.

Statistická průkaznost vlivu rtuti na obsah škrobu v bramborách byla zjištěna pouze u variant s 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy (13,90 % škrobu čerstvé hmoty), 6,4 mg Hg.kg⁻¹ půdy (14 % škrobu čerstvé hmoty) a 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy (15,5 % škrobu čerstvé hmoty) při srovnání s variantou, kde bylo aplikováno 0,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy a naměřeno 10,8 % škrobu v čerstvé hmotě.

Množství škrobu v dužnině hlíz brambor se pohybovala v rozmezí od 10,80 do 15,5 % v čerstvé hmotě. Pokles mezi maximální a minimální hodnotou činil 4,7 %. Nejnižší množství škrobu bylo naměřeno v první variantě s kontaminací rtutí, nejvyšší obsah škrobu byl zjištěn ve variantě s koncentrací 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy. Průměrný obsah škrobu ze všech variant činil 13,5 % v čerstvé hmotě. Téměř stejné množství škrobu bylo změřeno ve druhé a třetí variantě. Zde jsem zjistila 13,9 % a 14,0 % škrobu čerstvé hmoty. Jedná se o varianty s druhými největšími koncentracemi škrobu v rostlinách. Z dalších výsledků měření vyplývá, že obsah škrobu dále klesal v pořadí: kontrola , kde bylo naměřeno 13,6 % škrobu čerstvé hmoty, pátá varianta s obsahem 13,2 % škrobu čerstvé hmoty a první varianta s nejnižším obsahem škrobu v čerstvé hmotě.

V grafu 4 je znázorněna závislost obsahu škrobu v dužnině bramborových hlíz na množství rtuti v půdě.



Obr. 4

5 DISKUSE

Cizorodé látky, zejména těžké kovy, patří mezi abiogenní prvky, které se mohou v životním prostředí hromadit ve značném množství a jejich odstranění z něj je doposud velmi složité. Mezi závažné problémy patří akumulování těžkých kovů v půdě, odkud může následovně docházet k dalšímu přenosu těchto látek do potravního řetězce. Toxicita těžkých kovů je dána mimo jiné tím, jak je organismus tolerantní k působení těžkých kovů. Většinou jsou však těžké kovy stresovým faktorem vyvolávajícím různé fyziologické změny s následnou inhibicí, ať už růstu u rostlin či enzymů u živočichů, až jejich smrti. Z hlediska pohybu těžkých kovů v potravinách je důležité sledovat vazbu mezi nutričními hodnotami a kritérii zdravotní nezávadnosti.

Předložená práce se věnuje problematice obsahu a pohybu cizorodých látek v půdě a rostlinách, především rtuti. Zabývá se možnostmi eliminace a snižování obsahu těchto látek v živých systémech. Dále je zde popsána obecná charakteristika brambor a jejich složení. Praktická část zahrnuje sledování vlivu zvyšujícího se množství rtuti v půdě na příjem rtuti a následně výnosové parametry a obsah škrobu v hlízách brambor odrůdy Koruna.

Stupňované dávky rtuti v půdě neovlivnily statisticky průkazně počet a hmotnost hlíz. Přesto však byl počet hlíz nejvyšší v kontrolní variantě a nejnižší ve variantách s nejvyššími přídávky rtuti (12,8 a 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy). U hmotnosti hlíz se tento klesající trend nepotvrdil. Podle Cibulky (1991) i Kabata-Pendias a Pendias (1984) patří brambory mezi rostliny výnosově tolerantní, které mohou růst i na půdách s extrémně vysokou koncentrací cizorodých látek.

Výnos a kvalitu rostlin může negativně ovlivňovat antropogenní činnost, především v podobě imisí v blízkosti průmyslových center. Je důležité si uvědomit, že výnosové parametry jsou rozhodujícím kritériem, ale významným ukazatelem kvality je také koncentrace cizorodých látek v částech rostlin používaných ke konzumaci. Tato koncentrace nesmí překračovat dané limitní hodnoty hygienických norem (27). Výnosy u

brambor, špenátu a salátu jsou podle Havelky (1984) snižovány zvyšujícím se množstvím olova až o 20 %. Grigal (2003) uvádí, že změny v úložištích uhlíku způsobené globálním klimatem mají nepřímý vliv na rovnováhu mezi výdejem a zadržováním rtuti rostlinami a na celkový Hg cyklus v životním prostředí. Zvyšující se koncentrace Cd^{2+} iontů negativně ovlivňuje délku a množství biomasy u kořenů i nadzemních částí pšenice a zasahuje také do příjmu minerálních prvků, a to zejména Ca, Mg, K, Fe, Zn a Mn (33).

Zvyšující se množství rtuti v půdě v mé práci zvyšovalo toto množství Hg v hlízách brambor. Tato závislost byla prokázána i statisticky. 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 určených pro konzum. Všeobecně také platí, že nejvyšší koncentrace cizorodých látek se vyskytují v malých hlízách. Čím větší hlíza je, tím více koncentrace těchto látek klesá (12).

V našem pokusu se ve variantě bez přídavku rtuti do půdy její průměrné množství pohybovalo okolo $0,001 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty oloupaných hlíz brambor. Podle Třebichavského (1998) je průměrný obsah rtuti v čerstvé hmotě rostlin do $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$. V České Republice činí množství Hg v pšenici a ječmeni $0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$, v ovsu $0,006 \text{ mg.kg}^{-1}$ a průměr pro brambory je $0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$. Na základě výsledků analýzy jsem zjistila, že ve variantě s aplikovaným množstvím $25,2 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ půdy se vyskytovalo $0,1692 \text{ mg Hg.kg}^{-1}$ čerstvé hmoty loupaných bramborových hlíz. V tomto případě se jedná téměř o 160x vyšší množství Hg v čerstvé hmotě oproti kontrole.

Bramborové hlízy obsahují průměrně $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia, $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti v čerstvé hmotě. Podíl obsahu kovů ve slupce brambor na celkovém obsahu kovů v hlíze je u olova 30 % a u kadmia 25 % (4). Podle Oeckera (1984) se obsah kadmia a zinku loupáním snižuje o 10 – 20 %. U niklu se jedná o pokles o 40 – 50 %. Kloke et al. (1984) zařadil brambory dle relativní akumulace těžkých kovů v jedlých podílech do skupiny rostlin se středním příjmem.

Kabata-Pendias a Pendias (1984) udává, že například lišejníky, mrkev, salát a houby mohou mnohem snadněji přijímat rtuť než jiné rostliny pěstované na stejném stanovišti. A také některé části rostlin mají větší schopnost absorbovat Hg (např. dužnina a jádro jablek). Podle Cibulky (1991) je možné snížit příjem kadmia rostlinami přídavkem

zinku. Qian (1999) uvádí, že k odstraňování těžkých kovů z půdy je možno použít plevelné rostliny vzhledem k jejich rychlému růstu a velké hustotě rostlin na ploše. Vandriel (1995) zase navrhl, že k omezení příjmu kovů z kontaminovaných půd rostlinami lze využít vrstvy půdy, která není znečištěna. Zjistil, že měřená koncentrace těžkých kovů v půdě neprokázala migraci kovů z kontaminované dolní vrstvy do horní nekontaminované.

Kralovec (1997) tvrdí, že schopnost akumulace těžkých kovů (Hg, Cd, Pb) v jednotlivých částech rostlin klesá v řadě: kořeny – listy – podzemní zásobní orgány – plody. Je tedy možno využít například pšenici jako krmivo vzhledem k její malé schopnosti zadržovat těžké kovy. Podle Suna (2004) lze vápněním schopnost půdy přijímat kovy (Cu, Pb) snížit, naopak aplikací hnoje prasat se tato schopnost zvyšuje.

Karam (1998) vyhodnocoval růst rostlin, výnos hlíz a koncentraci Sn, As, Cu, Zn, Ni, Pb, Mn, Cd, Fe ve výhoncích a hlízách brambor vypěstovaných na půdě s přidavkem kompostu z veřejných skládek. Měřením byl sice zjištěn zvýšený obsah všech kovů v substrátu a také u výhonků a hlíz, prokázalo se však, že tato množství kovů obsažená v hlízách brambor nepřesahují hodnoty, které by mohly být zdraví škodlivé.

Podle Tkadlecové (2003) nebyl vliv půdní reakce na přijatelnost rtuti bramborami statisticky potvrzen. Dále ale také potvrdila, že se vzrůstajícím množstvím rtuti v půdě vzrůstá obsah Hg v dužnině a slupce hlíz a v jejich nati, v níž se ukládalo nejvyšší množství Hg. Při srovnání přijatelnosti rtuti slupkou a dužninou zjistila, že kumulace Hg ve slupce je 2,7x vyšší než v dužnině brambor.

Jednou z možností, jak lze ovlivnit nejen výnosové parametry a kvalitu rostlin, ale i chemické vlastnosti a složení půd, je aplikace hnojiv. Mezi nejdůležitější prvky obsažené v hnojivech patří dusík, fosfor a draslík (tzv. NPK – hnojiva). Množství dusíku ovlivňuje především výnos rostlin. Je důležitou složkou chlorofylu a stavebním kamenem aminokyselin. N je součástí pyrimidinových a purinových bází a zasahuje do metabolismu katalytických látek. Fosfor zastává v rostlinách funkci energetickou a stavební. Tvoří vazbu s cukry o energii několika $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$. Mezi nejvýznamnější patří především ATP. Dále je součástí mnoha enzymů (FAD, NADPH, CoA), fosfolipidů atd. Draslík je důležitým prvkem pro životní pochody rostlin. Jeho funkce spočívá ve vlivu na dělení a růst buněk, dále ovlivňuje fotosyntézu a dýchání, látkovou výměnu glycidů a dusíkatý

metabolismus. K působí také na vodní režim tím, že ztěžuje výdej vody. Mezi další prvky důležité pro výživu rostlin patří vápník, síra, hořčík, železo, mangan, zinek, měď, kobalt, bor, molybden (18).

Při dlouhodobém pokusu byly sledovány rozdíly v působení NPK – hnojiv a organických hnojiv na bramborové hlízy. Organické hnojivo způsobilo vyšší výnos a nutriční hodnoty bramborových hlíz a dále přineslo změny v chemické skladbě. Tyto změny se týkaly vyššího obsahu sušiny, škrobu a vitamínu C a také o 50 % nižšího obsahu dusičnanů ve srovnání s minerálním hnojivem (37).

Hlušek a Richter (1992) zkoumali vliv těžkých kovů na koncentraci důležitých prvků v bramborech. Výsledkem jejich práce byl závěr, že se vzrůstajícím množstvím těžkých kovů, klesá množství dusíku a fosforu v nadzemních částech brambor, ale obsah draslíku se zvyšuje. V případě hlíz byl obsah N a P ovlivněn až při velmi vysokých koncentracích těžkých kovů.

Lahký (1990) potvrdil, že N – hnojení zvyšuje výnos brambor. Optimální množství podle něj činí 120 – 180 kg N.ha⁻¹. Dále zjistil, že významnými ukazateli obsahu škrobu a velikosti hlíz jsou půdní a klimatické podmínky. Vliv N – hnojiva na množství škrobu je malý. Se zvyšujícím se množstvím dusíku klesá velikost hlíz. Důležitost charakteru počasí při pěstování brambor a jejich výnosu potvrdil také Divis a Kuncl (1993). Například během suchého počasí v růstovém období brambor se snížil výnos o 25 %. Potvrdil též roli dusíku v případě výnosu a naopak zase draslík výnos snižuje. Nejlepších výsledků dosáhl při dávce 120 kg N, 35 kg P a 60 kg K.ha⁻¹. Výsledkem jeho pokusu bylo také to, že zvyšující množství K způsobilo pokles obsahu škrobu v hlízách brambor a že obsah N a K zvýšil obsah dusičnanů v bramborech.

Nogueira (1992) zjistil, že při aplikaci draslíku se zvýšila produkce kořenů a dále že vzrostl obsah škrobu a karotenu v bramborech. Podle Kima (2002) se ukázalo, že u vzorků brambor vypěstovaných na půdách s vyššími koncentracemi dusičnanů došlo k inhibici růstu kořenů brambor, ale nedošlo k ovlivnění růstu listů. Obsah škrobu v kořenech klesl, v listech nebyl ovlivněn.

Podle výsledků měření Roinily (2003) se zjistilo, že aplikace vysokého množství minerálních hnojiv zvyšuje koncentraci dusíkatých látek v bramborech. Brambory hnojené minerálním hnojivem obsahovaly nižší množství sušiny než brambory hnojené organicky. Nezjistil však rozdíl mezi obsahem škrobu v bramborech pěstovaných na půdách s minerálním a organickým hnojivem.

Po vyhodnocení výsledků z mého měření obsahu škrobu se statisticky neprokázalo, že se vzrůstajícím množstvím rtuti klesá či vzrůstá množství škrobu v dužnině bramborových hlíz. Noda (1996) testoval v nádobovém pokusu vliv N hnojiv na kvalitu bramborových hlíz. Specifická hmotnost a obsah škrobu klesaly se vzrůstajícím množstvím N. Pouze při vysokém množství ($3,8 \text{ g N.kg}^{-1}$ zeminy) výrazně poklesl výnos a byl redukován také obsah vitamínu C. Dále bylo také zjištěno, že dusičnany mohou být přijímány především slupkou hlíz.

Jacobsen (1998) zkoumal, vztah mezi fosforylací škrobu v hlízách brambor a hnojivem obsahujícím fosfor. Brambory byly vypěstovány volně na poli a ve skleníku. Škrob u brambor z nehnojené půdy na poli obsahovaly $15,6 \text{ nmol P.mg}^{-1}$ škrobu a na hnojené půdě s 30 kg P.ha^{-1} byl naměřen obsah $20,6 \text{ nmol P.mg}^{-1}$ škrobu. Nejvyšší dávka P u skleníkových rostlin činila 24 nmol P.l^{-1} . Rozdíl v obsahu fosforu ve škrobu oproti kontrolní nehnojené variantě činil přibližně 30 %. Z tohoto pokusu dále vyplynulo, že stupeň fosforylace škrobu v bramborových hlízách může být ovlivněn přídatkem P ke kořenovému systému, kdežto P – hnojivem aplikovaným na listy se tato závislost neprokázala.

Podle Nody (1996) mají na vlastnosti škrobu v bramborových hlízách významný vliv především rozdíly v jednotlivých kultivarech brambor. Na základě měření Westermanna (1994) bylo zjištěno, že dusík a fosfor redukuje množství škrobu a sušiny v hlízách brambor.

Lafond a Simard (1999) zkoumali, zda lze využít cementový sušený prach jako potenciální zdroj K a Ca pro pěstování brambor na kyselých půdách. Testovány byly vliv cementového prachu na chemické vlastnosti půdy a kvalitu a výnos brambor. Výsledkem této práce bylo, že cementový prach je efektivním zdrojem K a Ca pro produkci brambor, aniž by způsoboval změny v kvalitě bramborových hlíz a kontaminaci půdy těžkými kovy.

Bartl, Hartl a Horak (2002) při svém dlouhodobém pokusu zjišťovali rozdíly při hnojení rostlin biokompostem a minerálním hnojivem. Byly testovány vzorky půdy na obsah K, Mg, P, Cu, Mn, Mo, Zn, Cd, Ni a Pb. Pětileté hnojení kompostem z bioodpadu neovlivnilo celkový obsah Cd, Mn, Mo, Ni v půdě. Obsah Zn a Pb byly významně vyšší než v nehnojené půdě. Minerální hnojivo, obsahující 83 : 52 : 95 kg NPK.ha⁻¹, způsobilo inhibici příjmu Mo rostlinami. Na základě výsledků z jejich měření lze říct, že minerální hnojivo vede k vyššímu a biokompost k nižšímu příjmu kadmia hlízami brambor při srovnání s kontrolou.

Pro snížení znečištění na kontaminovaných plochách cizorodými látkami je doporučováno:

- ◆ Úprava pH půdy nad 6,5 vápněním
- ◆ Omezení používání kyselých hnojiv
- ◆ Výsadba rostlin, které jsou schopné v sobě akumulovat vysoká množství cizorodých látek, ale nejsou určené ke konzumaci
- ◆ Eliminace zdrojů znečištění jako jsou škodlivé produkty z průmyslu či emise z dopravy
- ◆ Aplikace organických hnojiv
- ◆ Pěstování rostlin schopných vázat kovy za vzniku metalothioneinů
- ◆ Použití některých druhů mikroorganismů schopných sorbovat a kumulovat těžké kovy k čištění odpadních kalů, používaných k hnojení zemědělských půd
- ◆ Využití chelátotvorných látek používaných jako antidota při intoxikaci kovy
- ◆ Vyplavování cizorodých látek mimo kořenovou soustavu

Ke sledování případného znečištění je možno využít biologického materiálu jako bioindikátorů. Jedná se o některé druhy hub, lišejníků, mechorostů, bylin, stromů či keřů (4).

6 ZÁVĚR

V předložené práci byl sledován vliv stupňujících se dávek rtuti v půdě na obsah rtuti a škrobu v bramborových hlízách. Experiment byl proveden formou nádobového pokusu a byly sledovány tyto kritéria :

- Výnosové parametry – počet hlíz a jejich hmotnost
- Obsah rtuti v rostlinách
- Množství škrobu v rostlinách

Získané výsledky byly statisticky zpracovány a vyhodnoceny. Na základě tohoto měření je možno učinit tyto závěry:

1. V nádobové pokusu byl sledován výnos hlíz při stupňovaných dávkách rtuti v půdě. Výnosové parametry nebyly na základě dávek rtuti statisticky průkazné. Počet hlíz klesal v závislosti na stupňovaných dávkách rtuti. Nejvyšší průměrný počet hlíz (7 ks) bylo zjištěno v kontrolní nekontaminované variantě a nejméně ve variantách s 12,8 a 36,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy (5 ks). Nejvyšší hmotnost bramborových hlíz (288 g) byla naměřena opět ve variantě bez rtuti. Nejnižší hmotnost hlíz byla navážena ve variantě s 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy, a to 181 g.
2. Při hodnocení vlivu rtuti v půdě na obsah Hg v dužnině bramborových hlíz se statistická průkaznost prokázala v závislosti na zvyšujících se koncentracích Hg v půdě. Se vzrůstajícím množstvím Hg v půdě vzrůstal i obsah rtuti v bramborových hlízách. Ve variantě s nulovou koncentrací Hg v půdě bylo naměřeno průměrně

0,0011 mg Hg.kg⁻¹ v čerstvé hmotě. V páté variantě, tedy ve variantě s nejvyšší koncentrací Hg v půdě, bylo zjištěno 0,1692 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty. Oproti kontrole tak vzrostlo množství rtuti 157x. Při pohledu na varianty s koncentracemi 0,8 a 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy došlo při jejich srovnání jen k minimálnímu nárůstu Hg v rostlinách (0,0031 a 0,0033 mg Hg.kg⁻¹ čerstvé hmoty) - rozdíl mezi těmito koncentracemi činil 7,5 %.

3. Z výsledků měření vyplývá, že vzrůstající koncentrace rtuti v půdě nezpůsobuje vzrůst či pokles obsahu škrobu v bramborových hlízách. Stupňované dávky rtuti v půdě byly statisticky průkazné pouze u variant s 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy, 6,4 mg Hg.kg⁻¹ půdy a 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy při srovnání s variantou, kde bylo aplikováno 0,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy. Nejnižší množství škrobu bylo naměřeno v první variantě s kontaminací rtutí (10,8 %) a nejvyšší obsah škrobu se nacházel ve variantě s kontaminací 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy, a to 15,5 %. Průměrný obsah ze všech variant činil 13,5 % škrobu v čerstvé hmotě bramborových hlíz.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

1. **Čížek, Z.** – *Sborník referátů ze semináře Analýza kontaminovaných zemin*. Praha, 1997. BIJO TC a.s.
2. **Čížek, Z.** – *Těžké kovy, Sborník referátů*. Praha, 1993. BIJO sro
3. **Kupec, J.** – *Toxikologie*. Zlín, 1999. FT VUT
4. **Cibulka, J. a kol.** – *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Praha, 1991. Academia
5. **Richter, R.** – *Výživa a hnojení rostlin (praktická cvičení)*. Brno, 1993. Vysoká škola zemědělská v Brně
6. **Novosadová, E.** – *Přijatelnost rtuti rostlinami v závislosti na chemickém složení půdy*. Zlín, 2004. UTB ve Zlíně, Fakulta technologická. Diplomová práce
7. **Tkadlecová, D.** – *Výskyt a přijatelnost rtuti pro rostliny*. Zlín, 2003. UTB ve Zlíně, Fakulta technologická. Diplomová práce
8. **Bulinski, R., Kot, A., Bloniatz, J.** – *Evaluation of heavy metal contamination of potatoes from various regions of Poland*. Rocz Panstw Zakl Hig., 1991, 42(4):351-7
9. www.env.cebin.cz – Analýza aktuálního stavu životního prostředí ČR a vlivy na něj působící – Silné a slabé stránky. (2001)
10. www.env.cebin.cz – Analýza aktuálního stavu životního prostředí ČR a vlivy na něj působící – Půda. (2001)
11. **Sommer, Klaus** – *Přehled chemie*. Praha, 1997. SPN

12. **Kabata-Pendias, A., Pendias, H.** – *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton Florida, 1984. CPC Press, Inc.
13. **Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J.** – *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, 1995. ISBN 80-7169-150-X.
14. **Rop, O.** – *Výskyt cizorodých prvků v půdách České republiky a možnost jejich imobilizace*. Farmář 4, 2001.
15. **Chunilall, V., Kindness, A., Jonnalagadda, S.B.** – *Heavy metal uptake by spinach leaves grown on contaminated soils with lead, mercury, cadmium and nickel*. Journal of Environmental Science and Health part B – pesticides food contaminants and agriculture wastes. 2004 May, 39(3): 473-81. ISSN 0360-1234
16. **Fekete, S.G., Bersenyi, A., Kadar, I., Glavits, R., Koncz, J., Zoldag, L.** – *Study of soil-plant (potato and beetroot) –animal cycle of nutritive and hazardous minerals in a rabbit model*. Acta Veterinaria Hungarica. 2001, 49(3): 301-10
17. www.natura.eri.cz – *Choroby způsobené jedovatými látkami*
18. **Bartl, B., Hartl, W., Horak, O.** – *Long-term application of biowaste compost versus fertilisation: Effects on the nutrient and heavy metal contents of soil and plants*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science – Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde 165 (2): 161-165 Apr 2002. ISSN 1436-8730
19. www.home.tiscali.cz – *Minamata*
20. <http://cs.wikipedia.org/wiki/brambor>
21. **Mara, D., Horan, N.** – *Handbook of water and wastewater microbiology*. 2003. School of civil engineering, University of Leeds. Academic Press. ISBN 0-12-470100-0

22. **Paul, E.A., Clark, F.E.** – *Soil microbiology and biochemistry*, 2.vydání. Academic press, 1996.
23. **Třebichavský, J.** – *Toxické kovy*. Kutná Hora. NSO, 1998. 1.vydání.
24. **Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. a kolektiv** – *Fyziologie rostlin*. Academia Praha, 2003
25. www.etext.czu.cz
26. www.coto.je
27. **Rop, O.** – *Výskyt cizorodých prvků v bramborách*. Farmář, 5/2002. Ročník 8.
28. **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): 1448-1455 Sep – Oct 1999.
29. **Vandriel, W., Vanluit, B., Smilde, K.W., Schuurmans, W.** – *Heavy-metal 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): 93-104 Aug 1995. ISSN 0032-079X
30. **Karam, N.S., Ereifej, K.I., Shibli, R.A., AbuKudais, H., Alkofahi, A., Malkawi, Y.** – *Metal concentrations, growth, and yield of potato produced from in vitro plantlets or microtubers and grown in municipal solid-waste-amended substrates*. Journal of Plant Nutrition. 21 (4): 725-739 1998. ISSN 0190-4167.
31. **Grigal, D.F.** – *Mercury sequestration in forests and peatlands: a review*. Journal of Environmental Quality. 2003 Mar-Apr, 32 (2): 393-405
32. **Kralovec, J., Slavik, L.** – *Transfer of lead, cadmium and mercury in the systém – Soil – Plant – Animal*. Rostlinná Výroba. 43 (6): 257-262 1997. ISSN 0370-663X.

33. **Shukla, U.C., Singh, J., Joshi, P.C., Kakkar, P.** – *Effect of bioaccumulation of cadmium on biomass productivity, essential trace elements, chlorophyll biosynthesis, and macromolecules of wheat seedlings.* Biological Trace Elements Research. 92 (3): 257-273 Jun 2003. ISSN 0163-4984
34. **Sun, B., Sun, H., Zhand, T.L.** – *Bio-environmental effects and index of remediation of multi-heavy metals polluted red soils.* Huan Jing Ke Xue. 2004 Mar, 25 (2): 104-10.
35. **Havelka, B.** – *Výživa a hnojení rostlin.* Vysoká škola zemědělská v Brně, 1984.
36. **Hlusek, J., Richter, R.** – *Concentration of macronutrients in potato growing in soil contaminated with some heavy-metals when soil improvers were applied.* Rostlinná Výroba. 38 (1): 97-106 1992. ISSN 0370-663X
37. **Kolbe, H., Meineke, S., Zhang, W.L.** – *Differences in organic and mineral fertilisation on potato-tuber yield and chemical-composition compared to model-calculations.* Agribiological Research – Zeitschrift für Agrarbiologie, Agrikulturchemie, Ökologie 48 (1): 63-73 1995. ISSN 0938-0337
38. **Lahky, J.** – *The influence of fertilisation, site and year on the yield and qualitative parameters of potatoes.* Rostlinná Výroba 36 (8): 857-864 1990. ISSN 0370-663X
39. **Divis, J., Kuncl, L.** – *The effect of fertilising with nitrogen and potassium on the production and quality indicators of the Krasa cultivar.* Rostlinná Výroba 39 (11): 1003-1010 1993. ISSN 0370-663X
40. **Nogueira, F.D., Decarvalho, V.D., Guimaraes, P.T.G., Depaula, M.B.** – *Liming and potassium fertilisation for sweet-potato.* Pesquisa Agropacuaria Brasileira 27 (8): 1129-1139 Aug 1992. ISSN 0100-204X
41. **Kim, S.H., Mizuno, K., Sawada, S., Fujimura, T.** – *Regulation of tuber formation and ADP-glucose pyrophosphorylase (AGPase) in sweet potato (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.) by nitrate.* Plant Growth Regulation 37 (3): 207-213 Jul 2002. ISSN 0167-6903

42. **Roinila, P., Vaisanen, J., Granstedt, A., Kunttu, S.** – *Effects of different organic fertilisation practices and mineral fertilisation on potato quality.* Biological Agriculture & Horticulture 21 (2): 165-194 2003. ISSN 0144-8765
43. **Lin, S., Sattelmacher, B., Kutzmütz, E., Muhling, K.H., Dittert, K.** – *Influence of nitrogen nutrition on tuber quality of potato with special reference to the pathway of nitrate transport into tubers.* Journal of Plant Nutrition 27 (2):341-350 2004. ISSN 0190-4167
44. **Jacobsen, H.B., Madsen, M.H., Christiansen, J., Nielsen, T.H.** – *The degree of starch phosphorylation as influenced by phosphate deprivation of potato (*Solanum tuberosum* L.) plants.* Potato Research 41 (2): 109-116 1998. ISSN 0014-3065
45. **Noda, T., Takahata, Y., Sato, T., Ikoma, H., Mochida, H.** – *Physiochemical properties of starches from purple and orange fleshed sweet potato roots at two levels of fertiliser.* Starch – Starke 48 (11-12): 395-399 Nov – Dec 1996. ISSN 0038-9056
46. **Westermann, D.T., James, D.W., Tidall, T.A., Hurst, R.L.** – *Nitrogen and potassium fertilisation of potatoes – sugars and starch.* American Potato Journal 71 (7): 433-453 Jul 1994. ISSN 0003-0589
47. **Lafond, J., Simard, R.R.** – *Effects of cement kiln dust on soil and potato crop quality.* American Journal of Potato Research 76 (2): 83-90 Mar-Apr 1999. ISSN 0003-0589
48. **Hadač, E.** – *Ekologické katastrofy.* Praha, 1987. Horizont. ISBN 40-017-87

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

apod.	- a tak podobně
atd.	- a tak dále
ATP	- adenosin trifosfát
CoA	- koenzym A
ČOV	- čistírna odpadních vod
ČR	- Česká republika
DDT	- 1,1-bis(p-chlorfenyl) 2,2,2-trichlorethan, insekticid
E.coli	- Escherichia coli
et al.	- a kolektiv
FAD	- flavinadenindinukleotid
mj.	- mimo jiné
MŽP	- Ministerstvo životního prostředí
NADPH	- nikotinamiddinukleotid
PAU	- polyaromatické uhlovodíky
PCB	- polychlorované bifenily
Sd	- směrodatná odchylka
tj.	- to je
tzv.	- takzvaný
ÚKZÚZ	- Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1	Graf 1 - Počet hlíz brambor v závislosti na stupňujících se dávkách Hg v půdě....	35
Obr. 2	Graf 2 – Hmotnost hlíz brambor v závislosti na stupňujících se dávkách Hg v půdě.....	35
Obr.3	Graf 3 – Obsah rtuti v dužnině bramborových hlíz v závislosti na stupňujících se dávkách Hg v půdě.....	37
Obr. 4	Graf 4 – Obsahu škrobu v dužnině bramborových hlíz v závislosti na stupňujících se dávkách Hg v půdě.....	39

SEZNAM TABULEK

Tab. I - Hodnoty obsahů vybraných prvků v půdách.....	10
Tab. II - Celkové emise hlavních znečišťujících látek.....	11
Tab. III - Schéma nádobového pokusu brambor.....	33

SEZNAM PŘÍLOH

P I.	Výnosové parametry – Průměrný počet hlíz a jejich průměrná hmotnost v nádobovém pokusu.....	58
P II a.	Výsledky analýzy rtuti v dužnině hlíz brambor - varianty K – 0,0 mg Hg.kg ⁻¹ půdy, 1 – 0,8 mg Hg.kg ⁻¹ půdy, 2 – 3,2 mg Hg.kg ⁻¹ půdy.....	59
P II b.	Pokračování - Výsledky analýzy rtuti v dužnině hlíz brambor - varianty 3 – 6,4 mg Hg.kg ⁻¹ půdy, 4 – 12,8 mg Hg.kg ⁻¹ půdy, 5 – 25,2 mg Hg.kg ⁻¹ půdy.....	60
P III a	Výsledky analýzy škrobu v hlízách brambor.....	61
P III b	Pokračování - výsledky analýzy škrobu v hlízách brambor.....	62

PŘÍLOHY

P I : Výnosové parametry – Průměrný počet hlíz a jejich průměrná hmotnost
v nádobovém pokusu

Varianta	Opakování	Počet hlíz (ks)	Hmotnost hlíz (g)
K	A	5	400
	B	6	270
	C	8	265
	D	7	215
ϕ		7	288
1	A	5	185
	B	7	230
	C	3	210
	D	9	265
ϕ		6	223
2	A	7	145
	B	4	195
	C	6	260
	D	5	205
ϕ		6	201
3	A	5	260
	B	5	190
	C	5	195
	D	8	285
ϕ		6	233
4	A	7	175
	B	5	140
	C	3	195
	D	5	215
ϕ		5	181
5	A	6	220
	B	4	175
	C	6	150
	D	5	235
ϕ		5	195

P II a. Výsledky analýzy rtuti v dužnině hlíz brambor - varianty K – 0,0 mg Hg.kg⁻¹ půdy,
1 – 0,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy, 2 – 3,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy.

Varianta	Opakování	Měření	Hg (mg.kg ⁻¹)	ϕ Hg (mg.kg ⁻¹)	Sd (mg Hg.kg ⁻¹)
K	A	1	0,000913	0,000912	0,000050
		2	0,000855		
		3	0,000968		
	B	1	0,001113	0,001257	0,000123
		2	0,001413		
		3	0,001244		
	C	1	0,000790	0,001066	0,000250
		2	0,001396		
		3	0,001013		
	D	1	0,000971	0,001066	0,000239
		2	0,000833		
		3	0,001395		
1	A	1	0,003723	0,003946	0,000511
		2	0,003461		
		3	0,004653		
	B	1	0,004108	0,003846	0,000266
		2	0,003949		
		3	0,003482		
	C	1	0,003028	0,002227	0,000587
		2	0,001637		
		3	0,002015		
	D	1	0,001973	0,002341	0,000265
		2	0,002586		
		3	0,002463		
2	A	1	0,002277	0,002415	0,000110
		2	0,002423		
		3	0,002545		
	B	1	0,004795	0,004356	0,000400
		2	0,004446		
		3	0,003827		
	C	1	0,003804	0,003687	0,000171
		2	0,003813		
		3	0,003445		
	D	1	0,002910	0,002915	0,000181
		2	0,003139		
		3	0,002695		

P II b. Pokračování - Výsledky analýzy rtuti v dužnině hlíz brambor - varianty
3 – 6,4 mg Hg.kg⁻¹ půdy, 4 – 12,8 mg Hg.kg⁻¹ půdy, 5 – 25,2 mg Hg.kg⁻¹ půdy.

Varianta	Opakování	Měření	Hg (mg.kg ⁻¹)	ϕ Hg (mg.kg ⁻¹)	Sd (mg Hg.kg ⁻¹)
3	A	1	0,013778	0,014495	0,000706
		2	0,015456		
		3	0,014251		
	B	1	0,005270	0,005414	0,000106
		2	0,005448		
		3	0,005524		
	C	1	0,041471	0,043706	0,001602
		2	0,044506		
		3	0,045142		
	D	1	0,006292	0,005031	0,000919
		2	0,004671		
		3	0,004130		
4	A	1	0,011338	0,011529	0,000521
		2	0,011008		
		3	0,012240		
	B	1	0,051011	0,052293	0,000933
		2	0,052663		
		3	0,053205		
	C	1	0,047673	0,047347	0,000555
		2	0,047802		
		3	0,046565		
	D	1	0,006941	0,006922	0,029649
		2	0,006847		
		3	0,06979		
5	A	1	0,072827	0,072063	0,000875
		2	0,070838		
		3	0,072523		
	B	1	0,325091	0,306453	0,016661
		2	0,309619		
		3	0,284649		
	C	1	0,280122	0,274729	0,010615
		2	0,259900		
		3	0,284164		
	D	1	0,023016	0,023415	0,000382
		2	0,023299		
		3	0,023930		

P III a. Výsledky analýzy škrobu v hlízách brambor

Varianta	Opakování	Měření	Škrob (%)	ϕ škrob (%)	Sd (škrob %)
K	A	1	14,29	14,20	0,12
		2	14,04		
		3	14,28		
	B	1	14,70	16,15	1,94
		2	18,89		
		3	14,86		
	C	1	10,57	9,89	1,13
		2	10,81		
		3	8,30		
	D	1	13,76	14,12	0,47
		2	13,82		
		3	14,79		
1	A	1	11,69	11,85	0,40
		2	11,45		
		3	12,40		
	B	1	13,22	13,21	0,36
		2	13,63		
		3	12,76		
	C	1	9,14	9,37	0,52
		2	8,88		
		3	10,10		
	D	1	9,72	8,76	1,14
		2	9,40		
		3	7,16		
2	A	1	14,98	15,03	0,04
		2	15,06		
		3	15,06		
	B	1	12,28	12,41	0,44
		2	11,94		
		3	13,00		
	C	1	15,28	14,25	1,10
		2	14,75		
		3	12,72		
	D	1	13,23	13,92	0,65
		2	13,73		
		3	14,79		

P III b Pokračování - výsledky analýzy škrobu v hlízách brambor.

Varianta	Opakování	Měření	Škrob (%)	ϕ škrob (%)	Sd (škrob %)
3	A	1	15,49	15,59	0,14
		2	15,49		
		3	15,79		
	B	1	13,21	12,69	0,37
		2	12,43		
		3	12,43		
	C	1	15,86	15,40	0,34
		2	15,30		
		3	15,04		
	D	1	12,28	12,32	0,10
		2	12,47		
		3	12,23		
4	A	1	16,29	16,26	0,02
		2	16,24		
		3	16,25		
	B	1	12,23	12,73	0,71
		2	13,73		
		3	12,23		
	C	1	16,32	16,46	0,60
		2	15,79		
		3	17,25		
	D	1	15,84	16,51	0,47
		2	16,88		
		3	16,81		
5	A	1	10,20	10,36	0,21
		2	10,21		
		3	10,66		
	B	1	12,52	13,76	1,02
		2	15,01		
		3	13,76		
	C	1	13,71	14,16	0,44
		2	14,02		
		3	14,75		
	D	1	14,76	14,52	0,57
		2	13,73		
		3	15,06		