

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

BRNO 2015

IVETA ZOUHAROVÁ

Mendelova univerzita v Brně
Agronomická fakulta
Ústav chemie a biochemie



Agronomická
fakulta

Mendelova
univerzita
v Brně



**Stanovení mobilních forem rtuti v půdách pomocí
techniky difúzního gradientu v tenkém filmu**

Diplomová práce

Vedoucí práce:
Doc. Mgr. Pavlína Pelcová, Ph.D.

Vypracovala:
Iveta Zouharová

Brno 2015

Zde bude vloženo zadání

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Stanovení mobilních forem rtuti v půdách pomocí techniky difúzního gradientu v tenkém filmu vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne: 15. 4. 2015

.....
podpis

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji vedoucí diplomové práce Doc. Mgr. Pavlíně Pelcové, Ph.D. za odborné vedení, trpělivost, cenné rady a připomínky, které mi poskytovala během vypracování diplomové práce.

Také chci poděkovat Ing. Petře Vičarové za pomoc při práci v laboratoři, dále rodině a přátelům, za trpělivost a podporu, kterou mi věnovali během studia.

ABSTRAKT

Diplomová práce se zabývá stanovením mobilních forem rtuti pomocí techniky difúzního gradientu v tenkém filmu.

Teoretická část se zabývá především problematikou výskytu chemických forem rtuti v životním prostředí, působením rtuti na rostliny a metodami stanovení mobilních forem rtuti.

V praktické části byla sledována akumulace rtuti z půd do jednotlivých orgánů hrachu setého (*Pisum sativum* L.). Vzorky půd byly odebírány ve městě Brně na ulicích Opuštěná a Zvonařka. Obsahy rtuti v půdách se pohybovaly v rozmezí $0,32618 \pm 0,02493 \text{ mg.kg}^{-1}$ – $0,08382 \pm 0,00255 \text{ mg.kg}^{-1}$. Pouze 0,15 – 0,20 % rtuti přecházelo z půdy do půdního roztoku. Z půdního roztoku bylo pro DGT jednotky a tedy i rostliny dostupné pouze 2,21 – 3,45 % rtuti. Obsah rtuti v půdě ovlivňoval množství rtuti v hrachu setém. Nejvyšší obsahy rtuti byly zaznamenány v listech a kořenech, nejmenší množství bylo v konzumních částech rostlin hrachu setého. Byly nalezeny významné korelace mezi obsahem mobilní rtuti stanoveným metodou DGT a obsahy rtuti v kořenu, listu a stonku hrachu setého (korelační koeficienty 0,913 – 0,984). Simulace kyselých dešťů neprokázala zvýšení mobility rtuti s rostoucí acidifikací půdy.

KLÍČOVÁ SLOVA

Rtuť, hrách setý (*Pisum sativum* L.), půda, DGT, atomový absorpční spektrometr AMA

ABSTRACT

The diploma thesis deals with the determination of mobile forms of mercury using the technology of diffusion gradient in thin-film.

The theoretical part deals with the occurrence of chemical forms of mercury in the environment, mercury effects on plants and methods of determination of mercury's mobile forms.

In the practical part, the accumulation of mercury from soils into various organs of garden pea (*Pisum sativum* L.) was observed. Soil samples were taken in Brno, in streets Opuštěná and Zvonařka. The contents of mercury in soils ranged from $0,32618 \pm 0,02493 \text{ mg.kg}^{-1}$ to $0,08382 \pm 0,00255 \text{ mg.kg}^{-1}$. Only 0,15 - 0,20 % of the mercury passed from the soil into the soil solution. Only 2,21 to 3,45 % of mercury was available for the soil solution for DGT units and therefore also for the plants. The mercury content in the soil influenced the amount of mercury in the garden pea. The highest concentrations of mercury were detected in the leaves and roots, the lowest concentrations were in the consumed parts of garden pea. The significant correlations were found out between the content of mercury's mobile forms provided by DGT method and the mercury content in roots, leaves and stem of garden pea (correlation coefficients from 0,913 to 0,984). Simulation of acid rains did not demonstrate the raise of mercury's mobility relating to the increase of the acidification of the soil.

KEY WORDS

Mercury, garden pea (*Pisum sativum* L.), soil, DGT, atomic absorption spectrometer AMA 254

OBSAH

1	ÚVOD.....	11
2	CÍL PRÁCE.....	12
3	TEORETICKÁ ČÁST.....	13
3.1	RTUŤ.....	13
3.1.1	Fyzikální a chemické vlastnosti.....	13
3.2	RTUŤ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	14
3.2.1	Vstupy do životního prostředí.....	14
3.2.1.1	<i>Přírodní a antropogenní zdroje.....</i>	<i>14</i>
3.2.2	Toxicita rtuti.....	15
3.2.2.1	<i>Toxicita rtuti u člověka.....</i>	<i>15</i>
3.2.2.2	<i>Toxicita rtuti u rostlin.....</i>	<i>17</i>
3.3	OSUD RTUTI V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	17
3.3.1	Biogeochemický cyklus rtuti.....	17
3.4	CHEMICKÉ FORMY RTUTI V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	20
3.4.1	Atmosféra.....	20
3.4.2	Půda.....	21
3.4.3	Voda.....	22
3.4.4	Biota.....	22
3.5	TRANSPORT RTUTI DO ROSTLIN.....	23
3.5.1	Příjem rtuti kořeny a nadzemními částmi rostlin.....	23
3.5.2	Transport rtuti přes buněčnou membránu.....	25
3.5.2.1	<i>Transportní procesy.....</i>	<i>26</i>
3.5.3	Rostliny v roli akumulátorů rtuti.....	27
3.6	METODY STANOVENÍ MOBILNÍCH FOREM RTUTI V PŮDÁCH.....	28
3.6.1	Technika difúzního gradientu v tenkém filmu.....	28
3.6.2	Sekvenční extrakce.....	32
4	EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST.....	35
4.1	ODBĚRNÉ MÍSTO PŮDY.....	35
4.1.1	Odběry, úprava a zpracování vzorků půd.....	35
4.2	PĚSTOVANÉ PLODINY.....	36

4.3	INSTRUMENTACE	37
4.3.1	Použité chemikálie	37
4.3.2	Přístroj AMA 254 (Atomový absorpční spektrometr s termickým rozkladem vzorku)	37
4.3.2.1	<i>Měření pomocí přístroje AMA 254</i>	38
4.4	STANOVENÍ SUŠINY	39
4.4.1	Sušina hrachu setého a půd	39
4.5	STANOVENÍ PH PŮD	39
4.5.1	pH půd ve vodě	39
4.5.2	pH půd v 1M KCl	40
4.6	TECHNIKA DIFÚZNÍHO GRADIENTU V TENKÉM FILMU	40
4.6.1	Popis vzorkovacích jednotek	40
4.6.2	Výroba gelů	41
4.6.2.1	<i>Výroba difúzního gelu</i>	41
4.6.2.2	<i>Výroba sorpčního gelu</i>	41
4.7	DGT EXPERIMENT	42
4.7.1	Maximální vodní kapacita (WHC)	42
4.7.2	Ponoření DGT pistonů do půdy	42
4.8	SIMULACE KYSELÝCH DEŠŤŮ	43
5	VÝSLEDKY A DISKUZE	45
5.1	STANOVENÍ CELKOVÉHO OBSAHU RTUTI V PŮDÁCH	45
5.1.1	Stanovení pH půd	46
5.1.2	Časová závislost sorpce rtuti na gely DGT	46
5.1.3	Stanovení toků Hg do DGT gelů	48
5.2	VLIV SIMULACE KYSELÝCH DEŠŤŮ NA TOK HG DO DGT GELŮ	48
5.3	STANOVENÍ OBSAHU RTUTI V JEDNOTLIVÝCH ČÁSTECH ROSTLIN	49
5.3.1	Stanovení sušiny	49
5.3.2	Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého	50
5.4	KORELACE	56
6	ZÁVĚR	58
7	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	60
8	SEZNAM OBRÁZKŮ	67

9	SEZNAM TABULEK.....	68
10	SEZNAM ZKRATEK	69

1 ÚVOD

Půda je nedílnou složkou životního prostředí člověka, proto je z hlediska vzrůstající kontaminace životního prostředí velmi důležité sledovat cizorodé látky v ní obsažené. S největší kontaminací půdy se setkáváme v průmyslových a městských aglomeracích, kde je půda kontaminována průmyslem, těžbou, dopravou a ukládáním odpadů.

Mezi nejvíce toxické škodliviny vyskytující se v životním prostředí patří rtuť a její sloučeniny. Rtuť jakožto globální polutant se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí a je součástí celé řady komplexních bio-geochemických cyklů. Pěstování rostlin na půdách kontaminovaných rtutí nese riziko přemístování mobilních forem rtuti z půd do rostlin a následnou akumulaci rtuti v rostlinách určených pro potravinářskou výrobu. Potravina kontaminována rtutí může v živých organismech vyvolávat vážná zdravotní rizika. Z tohoto důvodu se hledají jednoduché a vhodné postupy, které spolehlivě odhadnou dostupnost rtuti z půdy do rostliny.

Významnou technikou, která je dnes využívána ke stanovení příjmu mobilních forem rtuti rostlinami, je technika difúzního gradientu v tenkém filmu (DGT). Technika DGT umožňuje měření *in situ* a současně není finančně náročná. Stejně jako rostliny jednotka DGT lokálně snižuje koncentraci iontu kovů v půdním roztoku a reaguje na mobilní formy kovů obsažených v půdním roztoku.

Pro sledování úrovně znečištění půd je používána řada rostlin, pro náš experiment byl vybrán hrách setý (*Pisum sativum* L.), protože je řazen mezi luskoviny, které jsou schopné ukládat velké množství rtuti do kořenů a listů. V praxi jsou tyto rostliny využívány k fytoremediaci rtuti z životního prostředí, tzn. odstranění kovů z půdy jejich transportem do kořenů, stonků a listů.

2 CÍL PRÁCE

1. Vypracování literární rešerše k tématu.
2. Odběry vzorků půd v oblasti města Brna, odběry vzorků rostlin.
3. Analýza půd technikou difúzního gradientu v tenkém filmu.
4. Stanovení obsahu rtuti v půdách a rostlinách hrachu setého metodou AMA 254.
5. Vyhodnocení získaných výsledků a zpracování diplomové práce.

3 TEORETICKÁ ČÁST

3.1 Rtuť

První zmínky o rtuti se objevují již ve starověku, kdy byla získána z rud. Rtuť byla nalezena v egyptských hrobkách, jejichž stáří je odhadováno na 3 500 let. Rtuť znali i staří Římané a Řekové. O výrobě rtuti se zmiňují Aristoteles, Theofrast a Plinius starší. Podle Pliniového spisu Římané vyrobili až 4,5 tuny rtuti ročně. (Sevrjukov et al., 1958; Remy, 1962)

Ve starověku byla rtuť nazývaná živé stříbro (*argentum vivum*) nebo kapalné stříbro (*hydrargyrum*). Koncem 6. století n. l. byla rtuť užívána k získávání zlata obsaženého v rudách. Název „Mercury“ byl odvozen od planety Merkur, kterou alchymisté určili jako symbol rtuti. Rozvoj rtuti je nejvíce spojován s léčebnými vlastnostmi (amalgamové zubní výplně, dezinfekční přípravky, konzervační látky, atd.) a výrobou měřicích přístrojů ve farmacii. (Remy, 1962; Halfar, 1988; Mlčoch, 2008; Husted, 2011)

3.1.1 Fyzikální a chemické vlastnosti

Rtuť (*Hydrargyrum*) je chemický prvek II. B skupiny periodické soustavy prvků (podskupina zinku), v orbitalech má *ns* dva valenční elektrony. (Vacík et al, 1999) Rtuť se vyskytuje v oxidačních stavech 0, I, II, je stříbrobílý, ušlechtilý, velice lesklý a tekutý kov. Teplota tání – 38,9 °C, teplota varu 356,6 °C a hustota 13,56 g.cm⁻³. (Halfar, 1988) Při normální teplotě je velmi těkavá. V pevném stavu rtuť krystalizuje rombicky, je kujná, tažná a lze ji krájet nožem. Čistá rtuť při pokojové teplotě na suchém vzduchu neoxiduje. V kapalném stavu se mísí v každém poměru s kadmiem, zinkem, olovem, cínem a antimonem. S některými kovy tvoří slitiny (Ag, Au, Cu, Cd, Na, Zn) – amalgámy, slitiny však netvoří s niklem, kobaltem a železem. Rtuť lze snadno oddělit destilací i od takových kovů, se kterými tvoří sloučeniny. Ohřevem na teplotu varu se mění na oxid rtuťnatý HgO, který se silným zahříváním opět rozkládá na rtuť a kyslík. Rtuť se vyskytuje v mnoha chemických formách (viz kapitola 3.2.). (Sevrjukov et al., 1958; Kůtek, 1982, Straka, 1998)

3.2 Rtuť v životním prostředí

Rtuť se přirozeně vyskytuje v životním prostředí a existuje ve velkém množství chemických forem. Chemické formy rtuti se rozdělují na elementární, anorganické a organické. Elementární rtuť Hg^0 je lesklý, stříbro – bílý kov, má vysokou tenzi par a je špatně rozpustná ve vodě. Mezi anorganické formy, nazývané jako soli rtuti, řadíme rtuťné a rtuťnaté sloučeniny (např. HgCl_2 , HgS , HgO , Hg_2Cl_2 a další). Do organických sloučenin rtuti se řadí methylrtuť, dimethylrtuť, ethylrtuť a fenylrtuť. Většina forem methylrtuti a fenylrtuti jsou bílé krystalické látky, dimethylrtuť je bezbarvá kapalina. V životním prostředí se dále vyskytuje rtuť vázaná v komplexech a na organickou matici. (Anonym 1, 2010; Pelcová, 2012)

3.2.1 Vstupy do životního prostředí

V zemské kůře se rtuť vyskytuje v malých množstvích, průměrně se odhaduje 0,02 – 0,20 mg.kg^{-1} . Rtuť je nejtěkavější ze všech kovů a je obsažena v celé biosféře, horninách, vodě a vzduchu. Rtuť se v prostředí neustále přeměňuje v biogeochemickém cyklu. (Šimek, 2003; Velíšek, 1999)

3.2.1.1 Přírodní a antropogenní zdroje

Hlavními vstupy rtuti do životního prostředí, jsou atmosférické emise, které mohou být přírodního i antropogenního původu. Z přírodních zdrojů se do atmosféry dostane přibližně 5 207 tun rtuti za rok. Činností člověka se do atmosféry dostane ročně 2 320 tun. V současné době se tedy do atmosféry průměrně dostane 7 527 tun rtuti za rok. (Pirrone et al., 2010)

Rtuť se v přírodě vyskytuje zhruba ve 20 minerálech, mezi které patří komplexní sulfidy s mědí, zinkem, železem a dalšími kovy. Mezi nejznámější patří sulfid rtuťnatý HgS , který je známý jako rumělka (cinabarit). (Sevrjukov et al., 1958) Cinabarit je hnědočervený až karmínově červený minerál, který vytváří žíly ve vápencích, pískách, slínech a obsahuje přibližně 86 % rtuti. Mezi další přírodní zdroje rtuti patří oceány, ze kterých se do atmosféry uvolní až 52 % rtuti. Rtuť se uvolňuje v menším množství také z lesních ekosystémů, z jezer, z geotermální a vulkanické činnosti a ze zemědělských ploch. Z přírodních zdrojů se nejvíce rtuť uvolňuje v podobě elementární, tedy Hg^0 , dále ve formě sulfidů, oxidů, halogenidů a methylrtuti. (Bencko et al. 1995; Šimek, 2003; Pirrone et al., 2010)

Existuje mnoho způsobů, kterými se rtuť do prostředí dostává z antropogenní činnosti. Mezi nejvýznamnější cesty vstupu patří: spalování fosilních paliv (především uhlí), spalování oleje, spalování ropy a plynu, výroba cementu v suchých i mokřích rotačních pecích, produkce olova, těžba a úprava rud mědi a zinku, výroba rtuti samotné, těžba zlata, průmyslová výroba chlóru, zemědělská výroba, výroba hydroxidu sodného, nakládání s odpady, výroba baterií a elektroinstalace, produkce měřících a kontrolních přístrojů, a mnohé další. (Bencko et al., 1995; Pacyna et al., 2006)

Antropogenní emise rtuti se za poslední roky snížily, až o 800 tun za rok. Česká republika zaznamenala snížení emisí až na 3,3 tuny za rok. K tomuto poklesu přispěl přechod na nové technologie, převážně ve spalování fosilních paliv a také příchod nových chemických technologií. Evropské emise jsou zanedbatelné oproti Číně a Indii, tyto oblasti vypustí ročně do atmosféry přes 800 tun rtuti. (Navrátil et al., 2014)

3.2.2 Toxicita rtuti

Rtuť se řadí mezi nejtoxičtější prvky, vyskytuje se ve všech složkách životního prostředí. (Krsková – Batáriová et al., 2011) Toxické účinky jednotlivých forem rtuti jsou odlišné, ale mohou vykazovat celou škálu podobností. Toxicita rtuti závisí na chemické formě rtuti, době expozice a cestě intoxikace. (Houserová et al., 2006) V potravních řetězcích jsou kritické organické formy rtuti. Toxický účinek rtuti a jejich sloučenin je zapříčiněn reakcí chemických forem rtuti s SH skupinami, které vedou k inhibici enzymových reakcí a k transformaci propustnosti buněčných membrán. (Bencko et al., 1995, Šuman et al., 2010)

3.2.2.1 Toxicita rtuti u člověka

Projevy intoxikace organismu člověka závisí na chemické formě rtuti, dávce, věku jedince (nejcitlivější je plod), době trvání expozice, zdraví vystavené osoby a na cestě vstupu rtuti do organismu člověka. Rtuť proniká do organismu různými cestami, nejčastěji plícemi (inhalační vstup), ústy (orální vstup) a pokožkou (dermální vstup). Rtuť vstupuje do organismu člověka ve třech formách, které mají specifické účinky na lidské zdraví. Mezi tyto formy řadíme elementární, anorganické a organické sloučeniny rtuti. (Houserová et al., 2006; Epa, 2014)

Elementární rtuť proniká do organismu člověka především inhalační cestou. Po vdechnutí se může vyskytnout respirační onemocnění a selhání dechových funkcí.

Dochází také k postižení centrálního nervového systému, které se projeví třesem a dráždivostí. Mezi projevy akutní otravy řadíme zvracení, nechutenství, průjmy a těžký zánět sliznice dutiny ústní. Při chronické expozici je zasaženým orgánem mozek. Typická je porucha trávení, nechutenství, pokles hmotnosti, bolesti hlavy, závratě, slabost a únava. V některých případech se otrava projevuje třesem, změnou chování, ztrátou paměti, depresí a halucinacemi. Symptomy způsobené otravou mohou vést až ke smrti. (Marhold, 1964; Bencko et al., 1995)

Anorganické formy rtuti pronikají do organismu člověka především orálním nebo dermálním vstupem. Při akutní intoxikaci anorganickými formami rtuti dochází k napadení trávicího ústrojí a ledvin. Působí na sliznici trávicího ústrojí, vyvolávají zvracení, kolikové bolesti břicha, dehydrataci, kolaps, pokles krevního tlaku. Anorganická rtuť se akumuluje především v ledvinách a játrech. V případě chronické otravy byla potvrzena karcinogenita těchto sloučenin. U malých dětí může vyvolat tzv. „růžovou nemoc“, která se projevuje loupáním kůže, zimnicí, otoky, vypadáváním vlasů, nespavostí, podrážděností, světloplachostí, nadměrným pocením a dehydratací. (Bencko et al., 1995; Syversen et al., 2012)

Mezi nejjedovatější formy patřící do organických sloučenin rtuti se řadí methylrtuť a dimethylrtuť. Po vstřebání zůstává methylrtuť v lidském organismu dlouhou dobu, biologický poločas methylrtuti je odhadován na 70 dní. Jedinec v době prenatalního a postnatalního vývoje bývá citlivější k toxickému účinku methylrtuti než dospělý organismus. Alkylsloučeniny rtuti mohou v době vývoje jedince způsobovat mozkovou lézi, motorické a mentální poruchy, snížení počtu neuronů a mnohé další poruchy týkající se mozku a mozečku. Koncentrace methylrtuti v mozku plodu může být 7krát vyšší než koncentrace methylrtuti v krevním oběhu matky. Fenylrtuť a metoxyethylrtuť poškozují plicní tkáň, sliznici, kůži, ledviny a trávicí ústrojí. Methylrtuť se snadno a rychle absorbuje při vdechování (až 80 %), velmi dobře se vstřebává ze střeva (100 %) a také je možné vstřebávání kůží. V potravinách se methylrtuť nalézá ve vazbě na SH skupiny aminokyselin, peptidů a bílkovin. Methylrtuť se dostává z krve do tkáně až za 4 dny po expozici. (Cibulka et al., 1991; Bencko et al., 1995; Dostálek, 2008; Syversen et al., 2012)

3.2.2.2 Toxicita rtuti u rostlin

Cizorodé látky včetně rtuti, negativně ovlivňují v rostlinách řadu biochemických a fyziologických procesů. Rtuť představuje pro rostliny stresový faktor, způsobuje inhibici růstu a fyziologické změny, které mohou vést k zániku rostlin. Existují i specifická společenstva rostlin, které jsou rezistentní vůči těžkým kovům. Jsou to převážně rostliny, které se již adaptovaly v prostředí a rostou převážně v okolí hutí a rudných dolů, kde se rtuť vyskytuje. (Cibulka et al., 1991; Azevedo et al., 2012)

Rtuť ovlivňuje obranný antioxidační systém rostlin, kdy interferuje s antioxidanty glutathionu, neproteinových thiolů a glutathion reductázy. Chemické formy rtuti snižují životaschopnost semen, kdy dochází k nesprávnému klíčení osiva a nedostatečnému vývoji zárodku. U některých druhů rostlin bylo zjištěno, že se stoupající koncentrací rtuti v rostlinách ubývá celkového obsahu dusíku, cukrů a dochází ke snížení tvorby DNA a RNA, které zapříčiní zpomalení respirace. Na respiraci má vliv jak organická forma, tak i anorganická forma rtuti. Dále, v přítomnosti rtuti dochází ke snížení rychlosti fotosyntézy, kdy dochází k utlumení fixace oxidu uhličitého, snížení adsorpce vody a zpomalení tvorby chlorofylu. Fotosyntetické procesy brzdí převážně organické formy rtuti, anorganické velmi zřídka. Organické a anorganické formy rtuti také způsobují ztrátu důležitých prvků, mezi které u rostlin patří draslík, mangan, hořčík a železo. Toxicita rtuti u rostlin závisí na její koncentraci, chemické formě a době působení na rostlinu. (Cibulka et al., 1991; Patra et al., 2000; Azevedo et al., 2012 Gupta et al., 2013)

3.3 Osud rtuti v životním prostředí

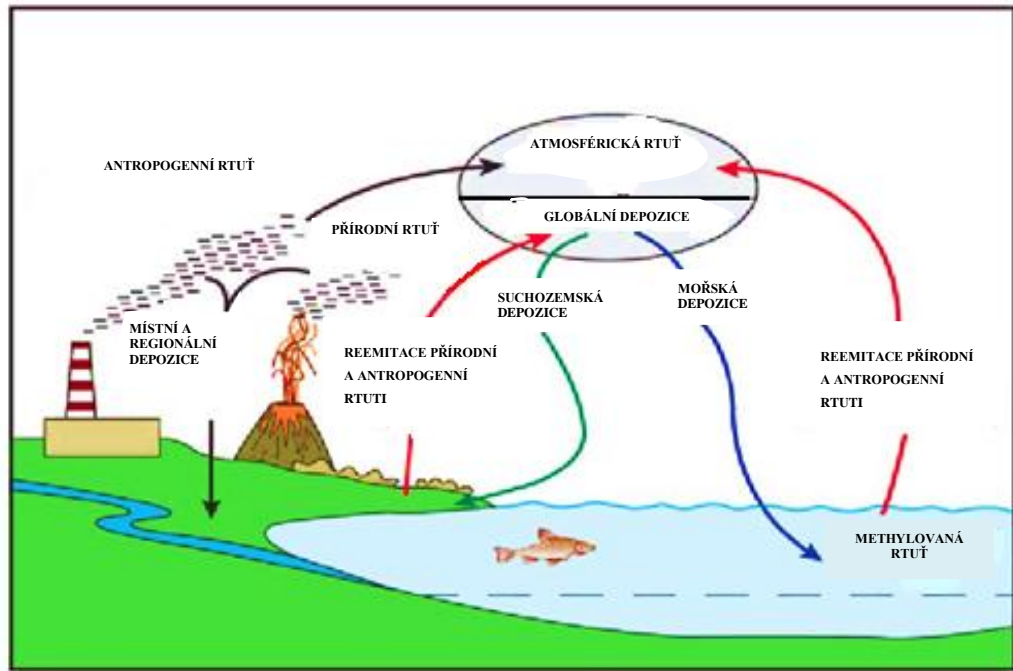
Přítomnost rtuti v životním prostředí představuje vážné riziko a je považována za celosvětovou hrozbu. Díky těkavé schopnosti rtuti, se její páry dostávají do ovzduší, kterými se pak dostávají do velkých vzdáleností a kontaminují veliké plochy. Tento jev se prokázal výskytem rtuti, pocházející z antropogenního zdroje v ledovcích a sedimentech severských jezer a dalších místech, vzdálených tisíce kilometrů od prokázaných zdrojů rtuti. (Březová, 2012; Navrátil et al., 2014)

3.3.1 Biogeochemický cyklus rtuti

Na zemi dochází k neustálé cirkulaci látek mezi 4 sférami a to, mezi atmosféru, hydrosféru, litosféru a biosféru. Tyto procesy jsou nazývány biogeochemické cykly.

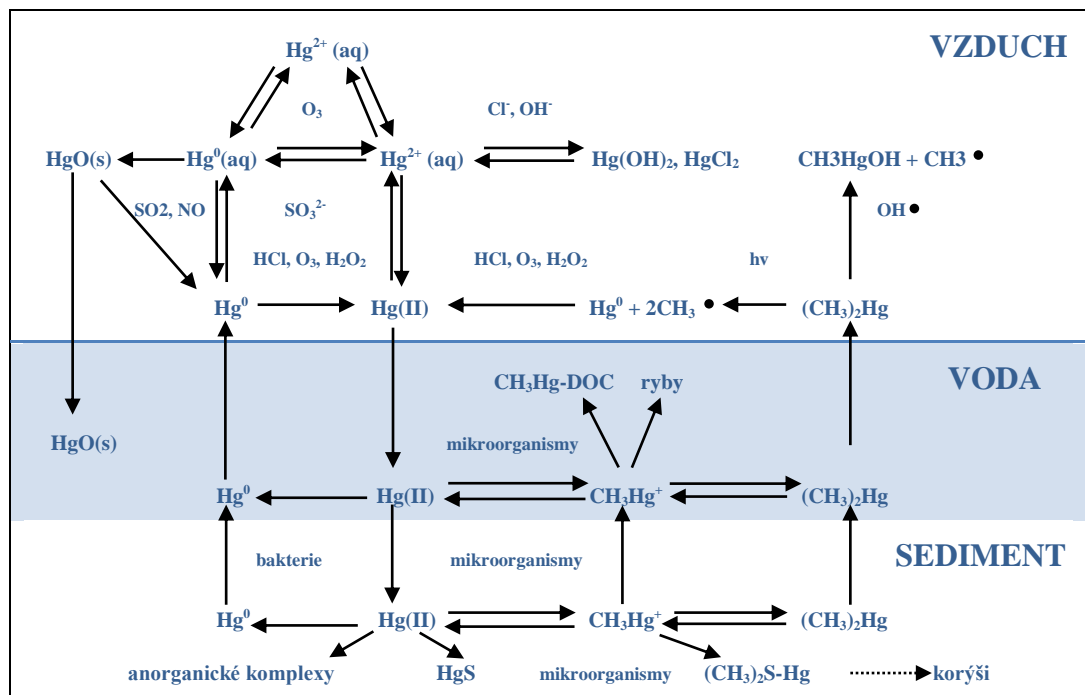
Tyto cykly v ekosystémech nejsou nikdy naprosto uzavřené, vždy do cyklu něco vstupuje, nebo z něho vystupuje. Tyto cykly usnadňují přechod hmoty z jednoho místa do druhého. Do globálního biogeochemického cyklu Země se řadí všechny cykly chemických prvků a sloučenin, mimo jiné i cykly těžkých kovů (rtuti), které mohou ohrozit životní prostředí a zdraví člověka. (Rajchard et al., 2002; Moses, 2010)

Vstupy rtuti do biogeochemického cyklu jsou z přírodních a antropogenních zdrojů. Do atmosféry vstupuje rtuť nejčastěji v podobě páry elementární rtuti (Hg^0) nebo ve formě těkavé dimethylrtuti. Páry rtuti kolují v atmosféře, kde dochází k jejich oxidaci a poté se pomocí mokré cesty (viz kapitola 3.4.1.) dostávají zpět na zemský povrch. Tato rtuť je následně uložena v půdě nebo vodních plochách. (Anonym 2, 2003) Ve vodě podléhá rtuť (Hg^{2+}) celkovému biogeochemickému cyklu, kdy se anorganická rtuť váže na částice sedimentu. Rtuťnaté kationty jsou anaerobními baktériemi v přítomnosti humusových látek methylovány a vzniká methylrtuť (monomethylrtuť, dimethylrtuť). Methylrtuť má vysokou bioakumulační schopnost, přechází do vodních organismů (ryby, škeble, rostliny, atd.) a následně do potravního řetězce. V rybách nalézáme rtuť především v podobě methylrtuti, která vstupuje do ryb přes kůži, žábry a trávicí trakt. Dimethylrtuť je vysoce těkavá, uniká do atmosféry, v které může dojít ke zpáteční přeměně a methylrtuť a ta opět vstupuje zpět do výše uvedeného řetězce (viz obr. 2). (Kalač et al., 1998; Selin, 2009; Šimek, 2003)



Obr. 1: Biogeochemický cyklus rtuti

(Barringer et al., 2013)



(přerušovaná čára – hranice mezi složkami životního prostředí, s – pevná fáze, aq – kapalná fáze, DOC – rozpuštěné organické látky)

Obr. 2: Transformace rtuti ve vzduchu, půdě a sedimentu

(Gossman, 2006)

3.4 Chemické formy rtuti v životním prostředí

Sloučeniny rtuti jsou přítomny ve všech složkách životního prostředí (atmosféra, půda, voda, biota). Distribuce sloučenin rtuti závisí na vlastnostech chemické formy rtuti a vlastnostech složek životního prostředí. Mezi faktory, které ovlivňují zastoupení jednotlivých chemických forem rtuti, patří mikrobiologické a chemické složení prostředí (množství mikroorganismů, pH, koncentrace kyslíku, redoxní podmínky, atd.), volné radikály a teplota. (Houserová et al., 2006)

3.4.1 Atmosféra

Rtuť je v atmosféře přítomná nejčastěji ve formě plynné elementární rtuti, kde tvoří přes 90 % z celkového množství rtuti. V horních vrstvách atmosféry dochází k její oxidaci a zpětně se na zem vrací ve formě srážek, ve formě dvojmocné anorganické rtuti. (Popl et al., 1999; Navrátil et al., 2014) Dvojmocná anorganická rtuť Hg^{2+} má vysokou afinitu ke většině anorganickým a organickým ligandům, velmi často tvoří sloučeniny se sírou, silně a rychle se váže na anorganické složky a organický materiál. (Houserová et al., 2006) V atmosféře je přítomno 3 % rtuti ve formě Hg^{2+} . (Navrátil et al., 2014) Rtuť absorbovaná na pevné částice je nejméně zastoupenou složkou v atmosféře. Částice, které přetrvávají v atmosféře kratší dobu, se ukládají zpět na zemi snadněji než volná rtuť. (Richter, 2004) Další složkou atmosféry je dimethylrtuť, která je těkavá a přechází do atmosféry nejčastěji z vodných ekosystémů. Dimethylrtuť se v atmosféře přeměňuje na elementární rtuť, ethan a metan. (Loučka, 2004)

V atmosféře rtuť neustále koluje a podléhá mnoha procesům, z nichž nejčastější je vypařování, vymývání, adsorpce a následná suchá a mokrá depozice. K depozici (imisi) rtuti v atmosféře může docházet suchou a mokrou cestou. Suchou cestou se rtuť sedimentuje v částicích, např. prach a popílek, mezi suché depozice patří i rtuť v plynném stavu, přijímaná hlavně rostlinami. Mokrou cestou se dostávají chemické formy rtuti na povrch formou srážek, sněhu a mlhy. Suchá depozice převyšuje nad mokrou. (Ust'ak, 2010; Navrátil et al., 2014)

Každá forma rtuti setrvává v atmosféře různou dobu. Plynná forma elementární rtuti je schopna v atmosféře setrvat jeden až dva roky, než dojde k její transformaci. Díky dlouhé době setrvání se může rtuť vzduchem dostat i do velmi vzdálených míst. Reaktivní formy rtuti jsou přítomné po kratší dobu, tato doba je odhadována na dny až týdny. (Houserová et al., 2006; Selin, 2009; Navrátil et al., 2014)

3.4.2 Půda

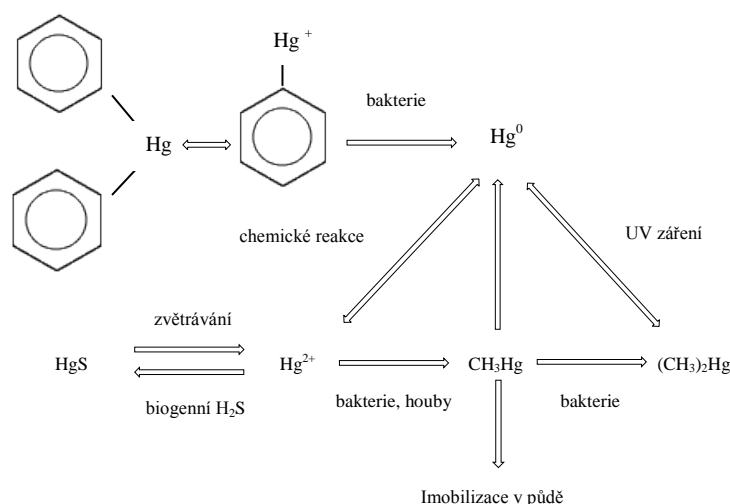
Půda se spolu s ovzduším a vodou začleňuje do přirozeného koloběhu látek v přírodě. Půda je složka, ve které řada cyklů končí.

Do půdy se rtuť dostává z minerálů a hornin, atmosférickou depozicí a zemědělskými látkami, mezi které patří například hnojiva, organická hnojiva, vápenné látky, komposty, kaly, závlahové vody, dále také pesticidy (fungicidy, mořidla osiv, atd.) a další látky. Použití pesticidů na bázi sloučenin rtuti je již ve vyspělých zemích zakázáno. Průměrně se v půdě vyskytuje 0,02 – 0,20 mg.kg⁻¹ rtuti. Maximální přípustné limity rtuti v půdách jsou uvedeny ve vyhlášce č. 13/1994 Sb., která stanovuje 0,6 mg.kg⁻¹ rtuti u lehkých půd (písčité, hlinitopísčité) a 0,8 mg.kg⁻¹ rtuti u ostatních půd. Maximální přípustná množství jsou v různých státech značně odlišné. (Beneš, 1993; Mazanec et al., 1994; Šimek, 2003, Vyhláška č. 13/1994 Sb.)

V půdách je velmi nerovnoměrné rozmístění rtuti. Organické půdy jsou většinou na rtuť bohatší než půdy minerální. Spodnější horizonty obsahují více rtuti než povrchové horizonty, tato skutečnost je pravděpodobně způsobena vypařováním rtuti do atmosféry. Naopak v obdělávaných půdách je obsah rtuti v povrchových vrstvách vyšší než ve spodních vrstvách. (Wittlingerová et al., 2002; Šimek, 2003; Šimek, 2004)

V půdách se vyskytuje mnoho forem rtuti, které se liší především svojí mobilitou. V půdě se vyskytuje převážně elementární Hg⁰ a dvojmocná anorganická forma Hg²⁺, dále se vyskytuje rtuť vázaná na humusové látky, rtuť vázající se na síru a methylrtuť.

Anorganické formy rtuti jsou v půdě methylovány za přítomnosti mikroorganismů, zejména bakterií *Dusulfovibrio*, *Desulfuromonas*, *Micrococcus*, *Vibrio*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Corynebacterium*. Methylace pomocí mikroorganismů probíhá zejména za anaerobních podmínek, ale některé mikroorganismy jsou schopny tyto přeměny provádět za poměrně vysokých parciálních tlaků kyslíku v půdním roztoku. Methylrtuť může být také demethylována a převáděna na elementární rtuť. (Cibulka et al., 1991; Šimek, 2003)



Obr. 3: Přeměny rtuti v půdě
(Šimek, 2003)

3.4.3 Voda

Rtuť se pomocí koloběhu vody dostává do oceánů, jezer, řek a potoků. Obsah rtuti ve vodách je velmi nízký, pohybuje se v desítkách nanogramů na litr.

Ve vodě je přítomná elementární rtuť v plynné formě, která snadno uniká do atmosféry. V sedimentech na dně je rtuť vázaná na koloidní a suspendované částice a dochází zde k methylaci anorganických forem rtuti pomocí mikroorganismů za vzniku methylrtuti. V důsledku transportu vody, může docházet k přesunu sloučenin rtuti vázaných na organickou matici do jiných nádrží a ekosystémů. Dále může být rtuť ve vodných ekosystémech přeměňována na elementární rtuť a na těkavé organické formy rtuti, např. na dimethylrtuť. (Houserová et al., 2006; Sirkus, 2011; Navrátil et al., 2014)

3.4.4 Biota

Rtuť je také přítomna ve všech žijících organismech, do kterých se dostává přes biologické membrány. Potravní řetězec je hlavním zdrojem přenosu rtuti z autotrofních do heterotrofních organismů. Ze všech organismů se nejvíce rtuti vyskytuje v rybách, a to hlavně v mořských predátorech (žraloci, mečouni). Vzhledem k vysoké akumulární schopnosti především organických forem rtuti, jsou nejvyšší obsahy rtuti pozorovány na vrcholu potravního řetězce (savci, ptáci). (Houserová et al., 2006; Navrátil et al., 2014)

3.5 Transport rtuti do rostlin

Součástí potravního řetězce je mnoho komodit, mezi které patří i rostliny. Pěstování rostlin na rtutí kontaminovaných půdách, může být pro živé organismy (faunu i flóru) velmi rizikové, protože některé rostliny jsou schopny přijímat rtuť z půdy i ve velkých koncentracích (např. hrách setý). Distribuce a akumulace rtuti rostlinami, je závislá na druhu rostlin a dostupnosti jejích forem. (Cibulka et al., 1993; Patra et al., 2000; Tlustoš et al., 2007)

Dostupnost rtuti z půdy do rostlin je nízká, rtuť má tendenci se hromadit hlavně v kořenech, avšak u některých rostlin (např. fazole, mrkev, hrách) může docházet k přenosu rtuti z kořenů do jiných částí rostliny. O vstupu rtuti do rostliny také rozhodují půdní vlastnosti.

Dostupnost rtuti pro rostliny závisí na mnoha faktorech: koncentraci kumulovaného iontu v prostředí, formě výskytu prvku, hodnotě pH, teplotě prostředí, redox potenciálu, obsahu huminových kyselin, enzymatických procesech, iontové interakci, obsahu organických, popřípadě komplexotvorných látek, přítomnosti mikroorganismů a mnoho dalších. (Cibulka et al., 1993; Rop et al., 2006; Tlustoš et al., 2007)

Rtuť se do rostliny může dostat i jinou částí než kořeny, např. listy, květy, atd. Zpět do půdy se rtuť může dostat přes spadané listí. (Patra et al., 2000; Tlustoš et al., 2007)

3.5.1 Příjem rtuti kořeny a nadzemními částmi rostlin

Mezi půdou a rostlinou probíhá určitá výměna látek. Rostlina uvolňuje do půdy cukry, aminokyseliny, organické kyseliny, fenolické látky, polysacharidy a tyto látky následně ovlivňují příjem cizorodých látek rostlinou. Do rostliny se cizorodé látky mohou dostávat přímo nebo nepřímo. Přímou se dostávají pomocí oxidačně – redukčních reakcí iontů s uvolněnými látkami z rostliny, srážením a pomocí chelátů. Nepřímo se mohou cizorodé látky dostávat do rostlin vlivem pH, fyzikálními vlastnostmi a aktivitou mikroorganismů. (Tlustoš et al., 2007)

K tomu aby mohly rostliny přijmout rtuť, musí být v půdě přítomna ve formě iontů nebo rozpustné organické a anorganické formě. Anorganické formy jsou pro rostliny více přístupné než organické. Pro rostliny je rtuť dobře vstřebatelná převážně v půdách s nízkou hodnotou pH. V acidózních půdách má rtuť lepší mobilitu a je

zvyšována přístupnost pro kořeny. (Rop et al., 2006; Patra et al., 2000; Hellings et al., 2013) Schopnost zpřístupňovat většinu prvků kořenům má také symbióza mezi kořeny vyšších rostlin a podhoubím některých druhů hub označována jako mykorhiza. Morfologická stavba kořene je rovněž rozhodující pro příjem cizorodých látek, jemnější kořenové vlásečnice přijímají látky lépe než silné kořeny. (Jelínek et al., 1999; Tlustoš et al., 2007)

Těžké kovy se ke kořenům dostávají aktivně hromadným půdním tokem a pasivně difúzí (apoplastickou cestou). V bezprostřední blízkosti kořenů dochází k chelataci kovu organickými kyselinami uvolněnými z rostliny, zvyšuje se difúzní gradient, který urychluje přijímání prvku rostlinou. Ionty kovů vstoupí do rostlinných buněk pomocí iontových kanálků nebo přenašečů, např. P-ATPasy (P typ kovové ATPázy), Nramp (přenašeč spojený s makrofágovým proteinem), ZIP (přenašeč regulovaný zinkem), CDF (usnadňující difúzi kationů), ABC (vázající složky ATP), atd. Látky, které pronikly do kořenů, jsou v kořenech následně ukládány ve vakuolách, nebo jsou vedeny do dalších částí rostliny. (Cibulka et al., 1993; Balounová, 2007, Fišer et al., 2014)

Látky v rostlině jsou rozváděny cévními svazky (xylémem a floémem), tato pletiva prochází celou rostlinou, od kořene, přes stonek až do listů, kde jsou transportovány po rozvětvených žilkách. Transport v xylému a floému je uskutečňován difúzí a hromadným tokem. Část dřevní, tedy xylém, obsahuje cévy a cévice, které vedou látky rozpuštěné ve vodě od kořene až k listům, mají vzestupný transport. Část lýková, zvaná jako floém, která obsahuje sítkové elementy, vede asimiláty z listů na místa spotřeby, jde o transport sestupný. Transport látek mezi xylémem a floémem je velmi důležitý pro přerozdělení prvků uvnitř rostliny. Transportní rychlost těžkých kovů je omezena počtem transportních proteinů, afinitou substrátu a substrátovou specifitou. (Jelínek et al., 1999; Procházka et al., 2009; Grennan, 2009)

Bylo zjištěno, že transport rtuti v rostlinách je větší, když vstupuje z atmosféry, to znamená přes stonky nebo list, protože u některých rostlin se akumuluje obrovské množství rtuti v kořenech, ale do rostliny vstupuje pouze omezené množství rtuti. (Syamala, 1999) Je také prokázáno, že použitím tekutých hnojiv na listy, se absorbuje rtuť do rostliny (Procházka et al., 2009)

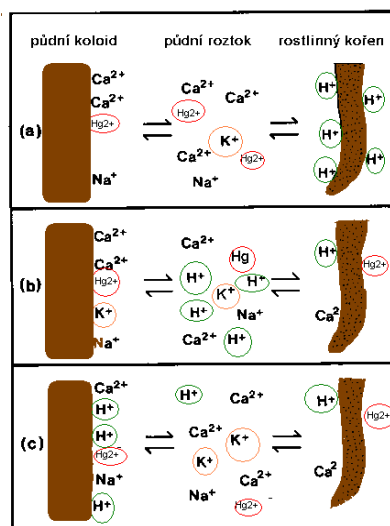
3.5.2 Transport rtuti přes buněčnou membránu

Ionty pronikají do buněk přes cytoplazmatické membrány aktivně, tzn. symplastickou cestou. Membrány hrají hlavní úlohu při příjmu a transportu iontů. Plazmatická membrána má funkci ochrany buněk a je působením toxických iontů velmi často napadána. (Procházka et al., 2009; Šuman et al., 2010)

Mezi hlavní složky membrán patří sacharidy, směs lipidů a proteinů. Lipidové složky převážně fosfolipidy, glykolipidy a steroly jsou vázány do dvou vrstev, které jsou spojeny hydrofobními řetězci mastných kyselin. Hydrofilní část je orientována k vnější straně membrány. Fyzikální vlastnosti membrány určují délky řetězců a počty dvojných vazeb mastných kyselin. Lipidová dvojvrstva plní funkci bariéry a je pro ionty v podstatě nepropustná.

Membránové proteiny plní mnoho funkcí. Transportní proteiny především usnadňují transport iontů přes membránu, strukturální proteiny stabilizují membrány a receptory signálů rozhodují o příjmu látek. Mezi důležitou součástí buněčných membrán se řadí i ionty vápníku, bez kterých by membrány neměly schopnost transportu. Buněčné membrány jsou pro hromadný tok nevhodné, transport iontů v buňkách se děje pomocí difúze. (Procházka et al., 2009)

Těžké kovy narušují celistvost membrány oxidací, prokřížením thiolových skupin membránových proteinů, utlumením hlavních membránových proteinů nebo změnami v lipidovém složení a fluiditě membrány. (Šuman et al., 2010)



Obr. 4: *Výměna kationtů mezi půdním koloidem, půdním roztokem a rostlinným kořenem:* (a) počáteční stav, (b) uvolnění H⁺ iontů z kořene a příjem základních kationtů kořenem, (c) ustavení rovnováhy mezi vyměnitelnými a rozpuštěnými kationty. (Štefanidesová et al., 2002)

3.5.2.1 Transportní procesy

Mezi hlavní funkce většiny membrán patří funkce transportní. Membrány zajišťují jak příjem živin do buňky, tak i odstranění odpadních látek z buňky. Transport látek je spojen s překonáváním prostorové vzdálenosti od místa zdroje látky k místu její spotřeby. Rizikové prvky přestupují přes membrány do buněk prostou difúzí, usnadněnou difúzí a aktivním transportem. (Vodrážka, 1996; Richter, 2004)

- **Prostá difúze**

Difúze je nejobecnější forma přepravy látek. Prostá difúze se řídí 1. Fickovým zákonem, tím se rozumí přesun rozpuštěných látek z jedné strany membrány na druhou stranu membrány bez potřeby dodání energie. Transmembránový přenos není katalyzován bílkovinami, nedochází zde k nasycení transportních proteinů, proto se rychlost zvyšuje se zvyšující se koncentrací látky. Přenos látek tímto procesem v rámci buňky je velmi rychlý. (Vodrážka, 1996; Procházka et al., 1998; Richter, 2004; Mudroňová, 2012)

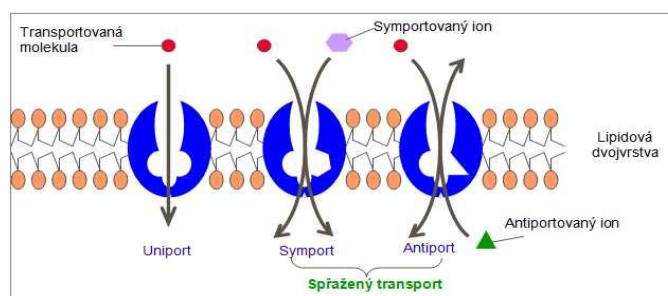
- **Usnadněná difúze**

U usnadněné difúze zprostředkovávají přenos přes membránu, přenašeče a kanály. Přenašeče, neboli ionofory, vážou daný ion, následně dochází k přestupu komplexu přes

membránu, na druhé straně membrány je ion propuštěn a ionofor se vrací na původní místo. Všechny přenašeče mají stejnou vlastnost a tou je rozpustnost v nepolárních rozpouštědlech. Druhou možností je transport kanály, kterými jsou schopné některé ionty difundovat. (Procházka et al., 1998; Mudroňová, 2012)

- **Aktivní transport**

Aktivní transport je přenos látek proti koncentračnímu spádu. Pro tento transport je rozhodující mechanismus přenosu, který spočívá zejména v dodání energie. (Vodrážka, 1996)



Obr. 5: Transport látek přes plazmatickou membránu
(Teplá, 2013)

3.5.3 Rostliny v roli akumulátorů rtuti

Obsahy rtuti v rostlinách se pohybují v rozmezí hodnot 0,005 – 0,2 mg.kg⁻¹ sušiny. (Rop et al., 2006) Obsah rtuti v rostlinách se zvyšuje se zvyšující expozicí rtuti. Hromadění rtuti v rostlinách souvisí s dynamikou rtuti přítomné v prostředí.

Rostlinné potraviny bývají rtuť kontaminovány jen nepatrně. Rozmístění rtuti v rostlinách je nerovnoměrné, největší obsahy rtuti bývají v kořenech, následují listy, stonky, listová pochva a nejméně rtuti bývá akumulováno v konzumních orgánech rostlin (plodech, hlízách), semenech a květech. V některých případech bývá zřejmé, že ve spodní části nadzemního orgánu je kumulováno méně rtuti než ve vrchních částech nadzemního orgánu. Mezi druhy rostlin, které silně akumulují rtuť, patří: mechorosty, lišejníky, mokřadní dřeviny, vodní rostliny a zemědělské plodiny. Mezi zemědělské plodiny, které nejvíce akumulují rtuť, se řadí: luskoviny – fazole, hrách (v lisech hrachu setého až 48 % rtuti), mrkev, salát, volně rostoucí houby (žampiony, hříby), jablka a zelí. Dle pořadí: listová zelenina > kořenová zelenina > plodová zelenina. Hromadění rtuti není jednotné jak v rámci rostliny, tak mezi druhy rostlin. (Cibulka et al., 1991; Syamala, 1999; Patra et al., 2000; Richter, 2004; Rop et al., 2006; Su et al., 2007)

Nejvyšší přípustná množství rtuti v rostlinných potravinách stanovuje vyhláška č. 305/2004 Sb.: pro obiloviny 0,05 mg.kg⁻¹, pro mouku, rýži, zeleninu a ovoce 0,03 mg.kg⁻¹, pro brambory a dětskou a kojeneckou výživu 0,02 mg.kg⁻¹. (Vyhláška č. 305/2004 Sb.)

3.6 Metody stanovení mobilních forem rtuti v půdách

Za mobilní frakci kovu považujeme formu vyměnitelnou a extrahovatelnou vodou, která je schopná se dostávat z pevné fáze do půdního roztoku, a tak může snadno v půdách migrovat. (Pelcová, 2012; Dočekalová et al., 2013)

Při stanovení mobilních forem kovů se nejčastěji používají sekvenční extrakce, technika difúzního gradientu v tenkém filmu (DGT) a iontově selektivní elektrody (ISE). (Houserová et al., 2006)

Při stanovení mobilních forem v půdách a sedimentech je velmi důležité vědět, že žádný laboratorní experiment nenahradí přírodní podmínky. (Štefanidesová et al., 2002)

3.6.1 Technika difúzního gradientu v tenkém filmu

Vzorkovací technika DGT (Technika difúzního gradientu v tenkém filmu, Diffusive Gradients in Thin films technique) byla popsána v roce 1993 na Lancasterské univerzitě. Zakladatelé této techniky jsou William Davison a Hao Zhang. Technika difúzního gradientu v tenkém filmu umožňuje měření hmotnostních toků látek *in situ* v sedimentech, půdách a také měření koncentrace látek *in situ* ve vodních systémech. DGT technika se používá pro měření obsahu stopových prvků, zejména díky své prekoncentrační schopnosti. Technika difúzního gradientu v tenkém filmu poskytuje údaje o kinetice dějů probíhající v půdách nebo sedimentech a o formách kovů, které jsou přítomny ve sledovaných systémech. (Smetková, 2004; Řezáčová – Smetková et al., 2005)

Při stanovení rtuti technika DGT využívá dvě vrstvy gelů, difúzní agarózový gel a sorpční polyakrylamidový gel. Pro měření je využívána jednoduchá plastová vzorkovací jednotka ve tvaru pístu, která má průměr uvnitř pístu 2 cm. Pístová jednotka se skládá ze dvou částí: na první část jsou vkládány vrstvy hydrogelů a druhou částí je píst uzavírán. Nejprve je na první část pístu vkládán sorpční gel, sorpční gel je pokryt difúzním gelem (iontově permeabilní gel) s přesně definovanou tloušťkou a na difúzní gel je vkládán membránový filtr, který gel chrání před poškozením. Oba gely jsou

sevřeny ve vzorkovací sondě a do styku s vnějším prostředím přichází pouze difúzní gel. (Dočekalová, 2003; Diviš, 2013)

DGT technika kombinuje procesy hromadné dopravy přes difúzní fázi a následnou akumulaci ve vazebné části. Po zavedení DGT jednotek do sledovaných vzorků začnou difundovat rozpuštěné látky přes difúzní vrstvu k sorpční vrstvě, kde probíhá imobilizace sorpce na funkčních skupinách, do té doby dokud není kapacita sorbentu nasycena. Sorpční polyakrylamidové gely vhodné pro stanovení mobilních forem rtuti, obsahují nejčastěji pryskyřice s thiolovými funkčními skupinami. Jsou to např. (Spheron – thioly, Duolite GT73, Ambersep GT74, Iontosorb AV-IM, gel obsahující 3 – merkaptopropylové funkční skupiny (SH-KG gel)). Používá se také oxid titaničitý (TiO₂), který neobsahuje thiolové skupiny. Pořadí dle množství akumulované rtuti: Duolite GT73 (Ambersep GT74) > Spheron Thiol > Iontosorb AV-IM > TiO₂ > Chelex 100. Sorbent Chelex 100, který se používá pro zachycení řady kovů, je pro zachycení rtuti nevhodný, kvůli nedostatečnému zachycení velké části mobilních forem rtuti, zachytí pouze 15 – 20 % mobilních forem rtuti. Oxid titaničitý je nevhodný pro stanovení rtuti v mořských vodách, protože akumulovaná rtuť je ovlivněna koncentrací chloridu. Iontosorb AV-IM je nevhodný pro stanovení v přítomnosti huminových látek. Pryskyřičné gely Duolite GT73 a Ambersep GT74 jsou slabě kyselé, mají výraznou selektivitu k určitým kovovým iontům a jsou schopné zachytit 85 – 95 % celkové rozpuštěné rtuti. Duolite GT73 a Ambersep GT74 jsou schopny zachytit i další kationty dle pořadí: Hg > Ag > Cu > Pb > Cd > Ni > Co > Fe > Ca > Na. Dnes Ambersep GT74 nahrazuje Duolite GT73, protože Duolite GT73 již není komerčně dostupný. (Dočekalová, 2003; Řezáčová – Smetková et al., 2005; Diviš, 2013; Pelcová et al., 2014)

Po navázání iontů na sorpční médium se v difúzním gelu stanoví lineární koncentrační gradient ve velmi krátké době. Koncentrační gradient setrvává konstantní, pokud je konstantní koncentrace kovu v roztoku. Tok iontů (F) přes difúzní vrstvu tloušťky Δg lze vypočítat pomocí 1. Fickova zákona difúze:

$$F = D * \frac{dc}{dx} = \frac{D * (c - c_0)}{\Delta g}$$

Kde D - difúzní koeficient iontu v difúzním gelu, c - koncentrace iontu v měřeném systému a c_0 - koncentrace iontu na povrchu sorpčního gelu.

Tok lze definovat jako množství sorbovaného kovu v sorpčním gelu (M) prošlé plochou difúzního gelu (A) za čas (t): (Dočekalová, 2003; Diviš, 2013)

$$F = \frac{M}{A * t}$$

Z předchozích dvou rovnic pak získáme rovnici sloužící pro výpočet koncentrace analytu v měřeném systému:

$$c = \frac{M * \Delta g}{D * t * A}$$

Kde c ($\text{ng} \cdot \text{cm}^{-3}$) – koncentrace analytu v roztoku, M (ng) – množství kovu zachyceného v sorpčním gelu, Δg (cm) – tloušťka difúzní vrstvy, D ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) – difúzní koeficient analytu v gelu, t (s) – čas, A (cm^2) – plocha exponovaného difúzního gelu. (Gómez et al., 2012)

Množství kovu, který se naváže během doby expozice v sorpčním gelu, se stanovuje převážně po eluci sorpčního gelu kyselinou dusičnou vhodnými technikami, např. atomovou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-AES), atomovou absorpční spektrometrií s elektrotermickou atomizací (ET-AAS) nebo hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS). Množství rtuti zachycené v sorpčním gelu lze stanovit přímo bez eluce technikou atomové absorpční spektrometrie s termickou oxidací vzorku (AMA 254) nebo po extrakci lze stanovit speciálně chemických forem rtuti pomocí GC-ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s plynovou chromatografií), HPLC-ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s vysoce účinnou kapalinovou chromatografií), IC-ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s iontovou chromatografií) nebo pomocí HPLC-CV-AFS (vysoce účinné kapalinové chromatografie ve spojení s atomovou fluorescenční spektrometrií). (Dočekalová, 2003; Diviš, 2013)

Jestliže sediment nebo půda rychle nevyrovnává koncentrační změny analytu v pórové vodě sedimentu (půdě), je difúze definována 2. Fickovým zákonem difúze:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D * \frac{\partial^2 c}{\partial x^2}$$

Pomocí poměru (R) nebo aplikace dvou jednotek DGT s rozdílnou tloušťkou difúzní vrstvy lze zjistit do jaké míry je analyt doplňován z tuhé fáze sedimentu do pórové vody. (Diviš, 2013)

$$R = \frac{c_{DGT}}{c_{sol}}$$

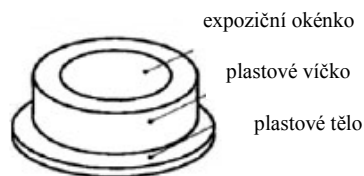
Kde c_{DGT} znamená obsah kovů měřených pomocí techniky DGT a c_{sol} je obsah kovů v roztoku. Poměr R nabývá hodnot $0 < R < 1$. Pokud je $R > 0,95$ je doplňování kovů z tuhé fáze do pórové vody vysoké. Hodnota R , která se blíží 0, naznačuje omezené nebo žádné zásobování kovů z pevné fáze. (Senila et al., 2012, Dočekalová et al., 2014)

Předností metody DGT je *in situ* sledování koncentrace nestálých forem kovů v pitných vodách, průmyslových odpadních vodách, řekách, jezerech, oceánech, v mnoha nádržích a kontaminovaných vodách, potoků a sledování biodostupných forem kovů v půdách a sedimentech. V přírodních vodách se kovy vyskytují ve formě komplexu s přírodními ligandy nebo ve formě volných hydratovaných a kovových forem. Které formy analytu budou po aplikaci sondy zadrženy a měřeny, záleží na použitém sorbentu a na tloušťce a kvalitě použitého difúzního gelu. Na funkční skupiny sorbentu se poutají volné kovové ionty a frakce kovů, které jsou vázány v komplexech schopných disociace (labilních komplexech). Malé a velké komplexy lze od sebe diferencovat dle velikosti pórů v difúzním gelu. (Dočekalová, 2003; Diviš, 2013)



Obr. 6: Pistová jednotka

(foto vlastní)



Obr. 7: *Vzorkovací jednotka DGT*
(Ahumada et al., 2011)

3.6.2 Sekvenční extrakce

Pomocí sekvenční extrakce jsme schopni získat významné informace o kovech, a to hlavně o jejich původu, způsobu výskytu, biologické a fyzikálně-chemické dostupnosti a také o mobilitě a dopravě kovů v půdě.

Sekvenční extrakce je analytický proces, při kterém jsou ionty kovů nacházející se v půdě rozděleny do jednotlivých frakcí, mezi které se řadí kovy navázané na oxidy manganu, železa a hliníku, na minerály na bázi oxidů, sulfidů, uhličitánů a na organickou hmotu. Hlavním účelem této extrakce je napodobit uvolňování kovů do roztoku za různých podmínek okolního prostředí. Sekvenční extrakční postup je navržen tak, aby se odlišné formy prvku rozdělily na základě jejich chemické povahy.

Vzorek sedimentu nebo půdy o hmotnosti 1 g je postupně loužen několika extrakčními roztoky. Nejčastěji používáme slabá extrakční činidla k určení mobilních biodostupných frakcí těžkých kovů v půdách či sedimentech. Jako extrakční činidla obvykle používáme destilovanou vodu, neutrální soli (KNO_3 , CaCl_2), v ojedinělých případech i EDTA, DTPA. Jednotlivé chemické formy kovových kationtů rozliší speciální extrakce.

Extrakce je vícestupňový postup, při kterém se v každém kroku uvolní ty formy, které jsou dobře rozpustné v daném činidle. (Diwela, 2010; Zvěřina, 2012; Palková et al., 2013) Většina postupů sekvenčních extrakcí vychází ze sekvenční extrakce dle Tessiera, která má pět kroků:

1. Vyměnitelné ionty – kovy, které jsou sorbovány na vnější povrch sedimentu, jsou velmi dobře dostupné pro živé organismy. Kovy se uvolňují z půd neutrálními roztoky solí ($\text{pH} = 7$), př. 1 M roztokem MgCl_2 při teplotě $25\text{ }^\circ\text{C}$ 1 hodinu.

2. Prvky vázané na uhličitany – tento postup je velmi citlivý na pH. Rozpuštění uhličitánových frakcí se provádí pomocí slabých kyselin a pufrů (pH = 5), př. 1 M roztok octanu sodného. Proces probíhá 5 hodin při teplotě 25 °C. Frakce kovů dostupná pro živé organismy.
3. Prvky vázané na oxidy manganu a železa – oxidy železa a manganu jsou obzvláště citlivé na anoxické podmínky. Kovy se uvolňují z půdy v mírně kyselých redukčních podmínkách (0,04 M $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$), posléze co došlo k rozpuštění oxidů manganu a železa. Skupiny jsou pevněji vázány a nejsou tak dobře přístupné pro živé organismy. Probíhá při teplotě 96 °C 6 hodin.
4. Prvky vázané na organickou hmotu – pro uvolnění kovů vázaných na organickou hmotu musí být organický materiál silně oxidován. Dochází také k rozpouštění nerozpustných sulfidových solí. K uvolnění kovů se používají oxidační činidla ve formě kyselin a peroxidu vodíku. Postup probíhá dohromady 5 hodin 30 minut (2 hodiny při 85 °C – $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, 3 hodiny při 85 °C – 30 % H_2O_2 , 30 minut při 25 °C $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ve 20 % HNO_3).
5. Prvky vázané v matici (zbytková frakce) – poslední frakce se skládá z kovů vázaných v krystalové struktuře. Kovy je nejtěžší uvolnit, k jejich uvolnění se používají silné kyseliny a nastává totální rozklad. Jako extrakční činidlo se používá H_2SO_4 , HF, nebo HNO_3 . (Tessier et al., 1979; Ettler, 2008; Zimmerman et al., 2010, Palková et al., 2013)

Nejpoužívanější sekvenční extrakční metodou je BCR (Bureau Community of Reference). Sekvenční extrakce BCR je tříkroková extrakce, která je odvozena od Tessierovy metodiky. Dnes je tato metoda nejvíce uplatňována kvůli své jednoduchosti a sjednocenosti technických postupů extrakcí.

Prvním krokem metody BCR je stanovení kationtů rozpustných a vyměnitelných a kationtů vázaných na uhličitany. Jako extrakční činidlo se používá 0,11 M CH_3COOH . Druhá frakce je označována jako redukovatelná, stanoví kovy vázané na oxidy Fe a Mn. Jako extrakční činidlo se používá 0,5 M $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ (pH = 1,5). Posledním krokem je stanovení oxidovatelné frakce, stanoví se kovy vázané na sulfidy a organickou hmotu. Jako extrakční činidlo se v třetí fázi používá 30 % H_2O_2 a 1 M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$. Filtráty získávané z jednotlivých kroků extrakce jsou následně měřeny hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS), emisní spektrometrií s indukčně vázaným

plazmatem (ICP-AES) a atomovou absorpční spektrometrií s elektrotermickou atomizací (ETA-AAS). (Spěváčková et al., 1998; Ettler, 2008; Palková et al., 2013)

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 Odběrné místo půdy

Půdní vzorky byly odebírány ve městě Brně na ulicích Opuštěná a Zvonařka. Celkem bylo odebíráno 7 vzorků půd. Pro další experiment (DGT a pěstování rostlin hrachu setého) byly vybrány tři vzorky, které jsou vyznačeny na obrázku č. 8 červenými body 1, 2, 3.



Obr. 8: Odběrná místa půdy

(www.mapy.cz)

Odběrné místo č. 1: Brno, ulice Zvonařka, okres Brno – město

GPS souřadnice: 49° 18' 62,106" sev. š., 16° 61' 58,447" vých. d.

Odběrné místo č. 2: Brno, ulice Opuštěná, okres Brno – město

GPS souřadnice: 49° 18' 58,125" sev. š., 16° 61' 45,897" vých. d.

Odběrné místo č. 3: Brno, Opuštěná 9/2, okres Brno – město

GPS souřadnice: 49° 18' 58,147" sev. š., 16° 61' 36,122" vých. d.

4.1.1 Odběry, úprava a zpracování vzorků půd

Odebírání vzorků probíhalo na podzim v roce 2013. Na každém odběrném místě na ploše 10 m² bylo odebráno pět dílčích vzorků půdy, ze kterých byl vytvořen směsný vzorek. Odběr půd byl prováděn po odstranění drnové vrstvy z hloubky cca 10 cm. Po

odběru byly vzorky transportovány v plastových kyblících do laboratoře, kde byl odstraněn cizorodý materiál, především kameny, kořeny rostlin a půdní fauna. Vzorky půd byly následně rozmělněny, rozprostřeny na vzduchu a usušeny při laboratorních podmínkách. Po vysušení byly vzorky půd prosety sítím o velikosti ok 2 mm.

4.2 Pěstované plodiny

Pro experiment byl zvolen hrách setý dřeňový (*Pisum sativum* L.), raná, velkozrnná odrůda VLADAN od společnosti SEMO a.s. Hrách byl pěstován v truhlících při skleníkových podmínkách, stabilní teplotě 22 °C, s pravidelným střídáním denní a noční fáze a s pravidelnou denní zálivkou, přidáváním vody na 50 % maximální vodní kapacity. Experiment byl prováděn na jaře roku 2014, a to v měsících duben a květen. Po vzejití byl hrách následně sklizen v daných časových intervalech: 15, 29, 37 a 51 dní. Hrách byl z truhlíku vytáhnut s kořeny, které byly následně očištěny a omyty vodou od půdy. Každý hrách byl po očištění rozdělen na jednotlivé části, a to: kořeny, stonky, listy, květy, lusky a plody. Tyto jednotlivé části byly rozkrájeny na malé kousky, které byly následně zváženy a změřeny na přístroji AMA 254.



Obr. 9: Hrách setý dřeňový
(foto vlastní)

4.3 Instrumentace

4.3.1 Použité chemikálie

Pro experiment byly použity následující chemikálie:

vysoce čistá demineralizovaná voda produkovaná pomocí systému Millipore Milli Q (Millipore, Bedford, MA, USA)

kyselina dusičná (Penta, Česká republika)

hydroxid sodný (Penta, Česká republika)

dusičnan sodný (Penta, Česká republika)

kyselina chlorovodíková (Penta, Česká republika)

kyselina sírová (Penta, Česká republika)

agaróza pro elektroforézu (Merck, Německo)

agarózové síťovadlo (DGT Research Ltd., Quernmore, Lancater, Velká Británie)

peroxosíran amonný p.a. (Sigma-Aldrich, Německo)

akrylamid (Sigma-Aldrich, Německo)

N, N, N', N' - tetramethyldiamin (TEMED), (Sigma-Aldrich, Německo)

DGT cross-linker (DGT Research Ltd., Quernmore, Lancater, Velká Británie)

Duolite GT73 (Sigma-Aldrich, Německo)

Ambersept GT74 (Rohm a Hass, Philadelphia, PA, USA)

standardní roztok Hg $1000 \pm 0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ (Český metrologický institut, Česká republika)

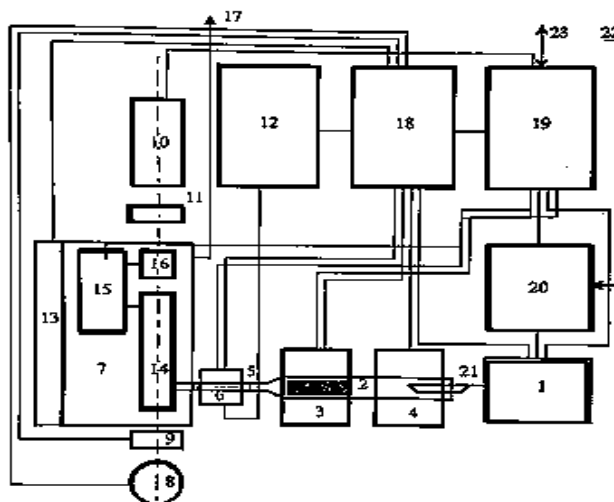
kyslík (respirox), (Linde Technoplyn a.s., Česká republika).

4.3.2 Přístroj AMA 254 (Atomový absorpční spektrometr s termickým rozkladem vzorku)

Jednoučelový atomový absorpční spektrometr AMA 254 (Advanced Mercury Analyser) slouží pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez chemické předúpravy vzorku. Přístroj AMA 254 je ovládán pomocí počítače. Využívá techniky

generování par kovové rtuti s následným zachycením a obohacením na zlatém amalgamátoru po rozkladu vzorku.

Vzorek o známé hmotnosti nebo objemu je vložen na lodičku a vpraven do spalovací trubice, kde dochází k vysušení při 120 °C po dobu 90 sekund a tepelnému rozkladu vzorku při 550 °C po dobu 180 sekund. Ve spalovací trubici je také přítomný katalyzátor, vyhříváný pomocí katalytické pece, který dokončuje oxidaci látek a zachytává látky kyselé povahy, př. oxidy síry a halogenidy. Plynné produkty jsou vedeny v proudu kyslíku přes amalgamátor, kde je zachycena rtuť. Krátkodobý ohřev slouží k uvolnění rtuti z amalgamátoru. Rtuťové páry jsou plynem unášeny do dvou kyvet, nejprve do delší kyvety a následně do zpoždovací nádobky a kratší kyvety. Stejně množství rtuti se tedy měří dvakrát s odlišnou citlivostí. Absorbance záření atomy rtuti se měří při vlnové délce 253,6 nm a následuje vyhodnocení metodou externí kalibrace. Zdrojem záření je nízkotlaká rtuťová výbojka. (Altec, 2002)



Obr. 10: Schéma přístroje AMA 254

(Altec, 2002)

1 dávkovací zařízení, 2 spalovací trubice, 3 katalytická pec, 4 spalovací pec, 5 amalgamátor, 6 vypuzovací pec, 7 blok měřících kyvet, 8 rtuťová výbojka, 9 clonka, 10 detektor, 11 interferenční filtr, 12 chladičí čerpadlo, 13 topení bloku měřících kyvet, 14 delší měřící kyveta, 15 zpoždovací nádobka, 16 kratší měřící kyveta, 17 výstup kyslíku, 18 analogová elektronika, 19 mikropočítač, 20 regulátor průtoku kyslíku, 21 dávkovací lodička, 22 vstup kyslíku, 23 komunikace s PC

4.3.2.1 Měření pomocí přístroje AMA 254

Před měřením byl otevřen přívod kyslíku s průtokem 200 ml/min, následně zapnut přístroj AMA 254 a PC. Po zahřátí přístroje bylo nutné vyčistit systém pomocí programu Clean (300 sekund sušení, 250 sekund termický rozklad, 45 sekund čekání).

Proces čištění byl opakován pro dosažení konstantní hodnoty absorbance. Po vyčištění systému byla do přístroje vložena vyčištěná lodička s navázkou $100 \pm 0,1$ mg vzorku a byla spuštěna vlastní analýza pomocí programu Analysis (60 sekund sušení, 150 sekund termický rozklad, 45 sekund čekání). Každý vzorek byl měřen třikrát. Z přístroje AMA 254 byly veškeré údaje převáděny do počítače a uloženy v databázi MSDE (Microsoft data Engine). (Altec, 2002)

Pro validaci metody byl použit referenční materiál CRM 700. Jedná se o jílovitou půdu s běžnými hladinami analytů od firmy Analytika, Česká republika. Relativní směrodatná odchylka (RSD) stanovení byla 2,55 % (při obsahu Hg $0,010 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $n = 10$). Mez detekce metody byla $0,1 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (při hmotnosti vzorku $100 \text{ mg} \pm 0,1 \text{ mg}$).

4.4 Stanovení sušiny

4.4.1 Sušina hrachu setého a půd

Sušina jednotlivých částí hrachu setého a odebraných vzorků půd byla stanovena metodou sušení v sušárně. Hrách setý byl rozdělen na jednotlivé části: kořen, stonek, list, květ, lusk a plod. Následně byly jednotlivé části rostliny a vzorky půd zváženy s přesností na 0,1 mg a navážky zaznamenány. Vzorky byly v miskách umístěny do sušárny, kde byly vysoušeny při teplotě $105 \text{ }^\circ\text{C}$ do konstantní hmotnosti. Po vychladnutí v exikátoru byl vzorek zvážen s přesností na 0,1 mg. Sušina byla počítána z rozdílů hmotností vzorku před (m_1) a po sušení (m_2) podle vzorce:

$$x = \frac{m_1 - m_2}{m_1} * 100 [\%]$$

4.5 Stanovení pH půd

4.5.1 pH půd ve vodě

Do jednotlivých kádinek bylo naváženo 10 g vyschlé půdy, k navážce bylo přidáno 25 ml povařená destilovaná voda. Vytvořená suspenze se míchala 5 minut skleněnou tyčinkou a nechala se 2 hodiny odstát. Po 2 hodinách se měřilo pH kombinovanou elektrodou pH metru WTW inoLab pH 720, který byl před vlastním měřením nakalibrován pomocí dvou pufrů a $\text{pH} = 4$ a 7 . (Zoubková, 2012)

4.5.2 pH půd v 1M KCl

K 10 g půdy bylo přidáno 25 ml roztoku KCl o koncentraci 1 mol/l, suspenze se míchala 5 minut skleněnou tyčinkou a nechala se odstát 24 hodin. Po 24 hodinách bylo změřeno pH kombinovanou elektrodou pH metru WTW inoLab pH 720. (Zoubková, 2012)

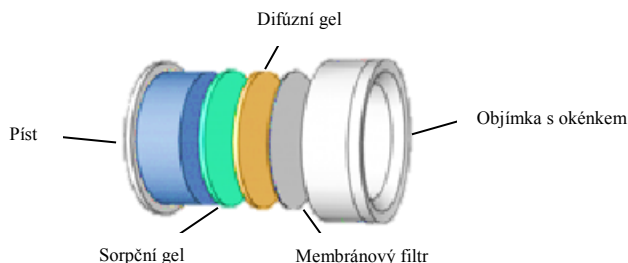


Obr. 11: Půdní suspenze pro měření pH
(foto vlastní)

4.6 Technika difúzního gradientu v tenkém filmu

4.6.1 Popis vzorkovacích jednotek

Vzorkovací jednotka DGT se skládá z těla, expozičního okénka a víčka. (Diviš, 2013)
Pro experiment byly použity vzorkovací jednotky od DGT Research Ltd., Velká Británie.



Obr. 12: Hlavní komponenty DGT jednotky
(Anonym 3, 2014)

4.6.2 Výroba gelů

Pro experiment bylo nutné připravit difúzní gely a sorpční gely. Gely byly připravovány dle postupu Zhang a Davison. (Zhang, Davison, 1999)

4.6.2.1 Výroba difúzního gelu

Byl připraven gel s obsahem 1,5 % agarózy, 0,15 g agarózy bylo rozpuštěno v 10 ml horké (80 °C) deionizované vody. Směs byla umístěna do vroucí lázně a mírně se míchala, dokud se agaróza nerozpustila. Horký gel se okamžitě napipetoval mezi dvě přehřáté skleněné desky, které byly od sebe odděleny distanční fólií o velikosti 0,5 mm. Gel se následně nechal ochladit na teplotu místnosti. Po ochlazení byl agarózový hydrogel řezán na disky o průměru 25 mm, které byly uloženy do platové nádoby s demineralizovanou vodou do chladu (4 °C). Tloušťka gelů byla 0,50 mm.

4.6.2.2 Výroba sorpčního gelu

Pro výrobu gelů byly použity pryskyřice Duolite GT73 a Ambersep GT74. Před přípravou gelů bylo nutné nejprve pryskyřice pročistit koncentrovanou kyselinou chlorovodíkovou, promýt vodou a usušit při 45 °C. Po vysušení byly pryskyřice drceny a prosety přes síto o velikosti ok 0,1 mm.

Nejprve byl vyroben gelový roztok obsahující 15 % akrylamid a 0,3 % DGT cross-linker. Z předpřipraveného gelu byly odebrány 2 ml, ke kterým bylo přidáno 0,25 g přečištěné prykyřice Duolite GT73 nebo Ambersep GT74, dále bylo přidáno 12 μ l 10 % roztoku peroxosíranu amonného a 6 μ l TEMED. Vyrobený gel byl ihned napipetován mezi dvě skleněné desky, mezi kterými byla distanční fólie o velikosti 0,25 mm, následně byly skleněné desky naplněné gelem udržovány při teplotě 45 °C asi 1 hodinu. Po vyjmutí ze skleněných desek, byly gely hydratovány v chladu (4 °C) v plastových nádobách s demineralizovanou vodou po dobu 24 hodin. V získaném gelu byly plastovým nožem vykrojeny disky o průměru 25 mm, které byly následně uloženy do demineralizované vody a do lednice.



Obr. 13: Skleněné desky s distanční fólií pro výrobu gelů
(foto vlastní)

4.7 DGT experiment

4.7.1 Maximální vodní kapacita (WHC)

Skleněné válce o průměru 50 mm a výšce 50 mm se dnem z filtračního papíru byly naplněny do poloviny půdou a umístěny do vodní lázně (22 °C) na 1 hodinu, tak že hladina vody byla mírně nad horní hranici půdy. Dvacet minut před uplynutím této doby byla připravena nádoba s pískem naplněna do výše cca 10 cm ode dna, která se promyla vodou, aby se písek nasáknul a přebytečná voda odtekla. Na navlhčený písek byla umístěna navlhčená tkanina, na kterou byly postaveny válce s půdou. Miska naplněná válci byla přikryta parafilmem, aby se zamezilo odpařování vody. Po třech hodinách byl ve vzorcích půd stanoven obsah vody vázkovou metodou. Následně byly vzorky sušeny při 105 °C po dobu 8 hodin. WHC byla vyjádřena jako procentuální poměr hmotnosti suché půdy k hmotnosti vody dle vzorce:

$$\text{WHC} = \frac{PV - VV}{VV} * 100 [\%]$$

kde *PV* je hmotnost půdního vzorku před vysušením (g), *VV* je hmotnost vysušeného půdního vzorku (g). (Zbíral, 2004)

4.7.2 Ponoření DGT pistonů do půdy

Před ponořením pistonů byla vytvořena půdní suspenze, a to tak, že bylo naváženo do jednotlivých misek 55 g půdy, ke kterým se přidalo množství vody odpovídající WHC (25 – 30 ml). Po dokonalém smíchání vody a půdy byly misky přikryty sklíčkem a miskou s navlhčenou buničinou, zavřeny víčkem a uloženy po dobu 7 dní při 22 °C

pro ustálení podmínek. Po ustálení podmínek byly misky otevřeny a do nich vkládány připravené vzorkovací jednotky s gely.

Před vkládáním vzorkovacích jednotek do půdy bylo nutné vzorkovací jednotky řádně vyčistit ponořením do 10 % kyseliny dusičné po dobu 24 hodin a opláchnutím demineralizovanou vodou. Po vyčištění byly na tělo vzorkovací jednotky pokládány gely. Sorpční gel byl pokryt difúzním gelem a na difúzní gel byl umístěn polyethersulfonový membránový filtr s velikostí pórů 45 μm jako ochrana před poškozením gelů. Po navrstvení bylo přiloženo platové víčko s expozičním okénkem o velikosti 2 cm a vzorkovací jednotka se pevně uzavřela a popsala dle druhu sorpčního gelu.

Misky se vzorkovacími DGT jednotkami byly uzavřeny a uloženy po vymezenou dobu při teplotě 22 °C. Po stanovené době byly vzorkovací jednotky vyjímány z půd, zbaveny hlíny pomocí demineralizované vody, otevřeny a stanoven obsah nahromaděné rtuti v sorpčním gelu pomocí přístroje AMA 254.



Obr. 14: DGT vzorkovací jednotky v půdě
(foto vlastní)

4.8 Simulace kyselých dešťů

Byl sledován vliv pH na mobilitu rtuti v půdách. Stanovení bylo vykonáváno obdobně jako u bodu 4.7.2. Simulace kyselých dešťů byla provedena pomocí kyseliny sírové a chlorovodíkové. Byly opět přichystány misky s půdou (55 g). Do půdy bylo místo vody přidáno 25 – 30 ml roztoku kyseliny sírové nebo chlorovodíkové o pH 2,5 a 3,5, následně byla vytvořena půdní suspenze, která se nechala opět ustálit 7 dní při 22°C. Po

ustálení podmínek byly do půd vkládány připravené vzorkovací jednotky se sorpčními gely Duolite GT73 a Ambersep GT74. Po stanovené době byly opět vzorkovací jednotky vytahovány z půd a stanoven obsah rtuti v sorpčních gelech pomocí přístroje AMA 254.



Obr. 15: *Připravené DGT vzorkovací jednotky*
(foto vlastní)

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

Obsahy rtuti v půdách, v rostlinách a obsahy rtuti v sorpčních gelech byly zpracovány pomocí programu Microsoft Excel 2010. Nejprve byly vypočítány aritmetické průměry, směrodatné odchylky a následně byla použita statistická analýza rozptylu (ANOVA). Testování bylo prováděno na základě analýzy vztahů mezi rozptyly v jednotlivých skupinách, tedy pomocí F – testu. Statistická významnost byla ověřena, když p hodnota byla menší nebo rovna hodnotě 0,05. Korelace mezi parametry byly vyjádřeny pomocí Pearsonova korelačního koeficientu. Výsledky obsahu rtuti v jednotlivých částech rostliny hrachu setého byly stanoveny v mg rtuti na kg sušiny.

5.1 Stanovení celkového obsahu rtuti v půdách

Bylo odebráno 7 vzorků půd z ulic Opuštěná a Zvonařka. Stanovení obsahu rtuti bylo provedeno pomocí přístroje AMA 254 u všech odebraných vzorků půd. Z odebíraných vzorků půd byly následně vybrány tři vzorky půd s nejnižší, střední a nejvyšší koncentrací rtuti, se kterými byl prováděn DGT experiment a ve kterých byl vysázen hrách setý. Koncentrace rtuti ve všech 7 půdách jsou shrnuty v tabulce 1, tučně jsou znázorněné půdy, se kterými bylo pracováno po celý experiment.

Tab. 1: *Koncentrace rtuti v půdách (mg.kg⁻¹)*

číslo půdy	obsah Hg v půdě (mg.kg ⁻¹)	směr. odchylka
1	0,32618	0,02493
2	0,13492	0,02900
3	0,08382	0,00255
4	0,27982	0,01832
5	0,25463	0,00843
6	0,11015	0,00176
7	0,10694	0,00632

Dle Vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., která stanovuje maximální přípustné limity rtuti v půdách na 0,6 – 0,8 mg.kg⁻¹, nebyl tento limit u žádné testované půdy překročen. Mezi jednotlivými sledovanými půdami byly nalezeny statisticky významné rozdíly ($p < 0,038$). Nejvyšší obsah rtuti v půdě byl na ulici Zvonařka, kde půda obsahovala $0,32618 \pm 0,02493$ mg.kg⁻¹ rtuti, dle tabulky 1 půda číslo 1. Na ulici Opuštěná, kde byl naměřen obsah rtuti $0,13492 \pm 0,02900$ mg.kg⁻¹, tabulka 1 půda číslo 2. Nejnižší obsahy rtuti byly zaznamenány na ulici Opuštěná 9/2, kde byla koncentrace rtuti v půdě $0,08382 \pm 0,00255$ mg.kg⁻¹, v tabulce 1 půda číslo 3.

Vzorky půd odebírané v blízkosti hlavního silničního tahu obsahovaly více rtuti (vzorky půd č. 1, 4, 5), než půdy odebírané ve větší vzdálenosti od hlavních silničních tahů (vzorky půd č. 2, 3, 6, 7). Podobné výsledky jsou zaznamenány ve studii Kleckerová, Dočekalová 2013, kde byly vyšší koncentrace rtuti stanoveny v centru města Brna, v přilehlých částech hlavních silničních tahů. Kontaminace půdy může být ovlivňována chemickým složením půdotvorného substrátu, ale ve městě Brně je kontaminace ve středu města způsobena především antropogenní činností.

5.1.1 Stanovení pH půd

Ve vybraných vzorcích půd (č. 1, 2, 3) bylo provedeno stanovení aktivní reakce půdy (pH/H₂O) a výměnné reakce půdy (pH/KCl). Aktivní reakce půdy udává koncentraci vodíkových iontů ve vodním výluhu nebo suspenzi půdy, výměnná reakce je charakterizována jako schopnost půdy měnit pH roztoků neutrálních solí. (Zoubková, 2012) Získané hodnoty pH jsou uvedeny v tabulce 2. Na základě hodnoty aktivní půdní reakce i výměnné reakce lze testované půdy hodnotit jako slabě kyselé.

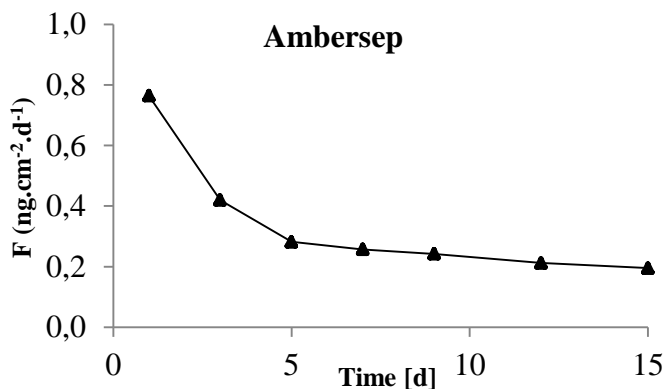
Tab. 2: Hodnoty pH v půdách

číslo půdy	pH H ₂ O	pH KCl
1	6,90	6,50
2	6,81	6,41
3	6,79	6,33

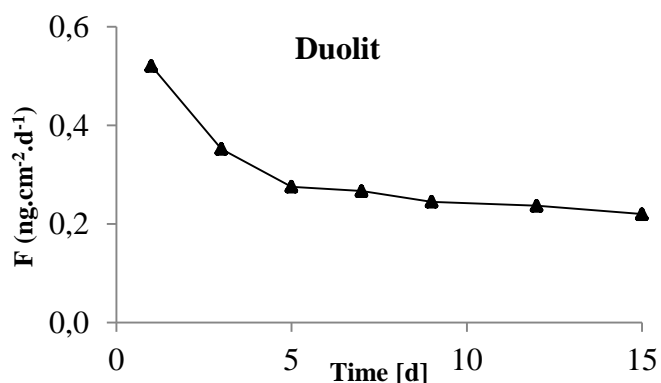
5.1.2 Časová závislost sorpce rtuti na gely DGT

DGT jednotka aplikovaná do půdního vzorku funguje obdobně jako kořenový systém rostlin. Dostupnost rtuti souvisí s tokem kovu (F) z půdy do jednotky DGT. Grafické znázornění toku rtuti do sorpčních gelů Ambersep a Duolit je znázorněno na obrázku 16 a 17. Z grafických znázornění je viditelné, že tok iontů rtuti klesá v závislosti na čase. Největší tok byl na počátku umístění DGT jednotek do vzorků půd a s časem postupně klesal. Rychlý počáteční pokles je zapříčiněn odčerpáváním rtuti z blízkosti DGT jednotky a nedostatečným doplňováním vyčerpaných iontů z půdy a vzdálenějších míst půdního roztoku. Ukazuje tedy na silnou vazbu rtuti na pevnou fázi půdy a nedostatek mobilních forem rtuti. Podobné výsledky jsou zaznamenány ve studii Dočekalová, Škarpa, Dočekal 2014, kde tok iontů kovu kadmia klesal také v závislosti na čase.

Obr. 16: Časová závislost toku rtuti z pevné fáze do sorpčního gelu Ambersep



Obr. 17: Časová závislost toku rtuti z pevné fáze do sorpčního gelu Duolit



Jak snadno jsou ionty kovu z pevné fáze doplňovány do půdního roztoku, udává hodnota R . R hodnota, která se blíží 1, znamená, že kov je přítomen v pevné fázi ve formě mobilní a kineticky labilní, tzn., že doplňování rtuti z tuhé fáze do roztoku je vysoké. Pokud se R hodnota blíží nule, naznačuje, že doplňování rtuti z pevné fáze je omezené nebo nulové. Z tabulky 3, kde jsou uvedené hodnoty R pro Duolit a Ambersep v jednotlivých vzorcích půd, je zřejmé, že hodnoty R jsou nízké a blíží se nule, což naznačuje omezené doplňování rtuti z pevné fáze do půdního roztoku. Půda č. 1 a č. 2 má velmi podobné hodnoty R . U půdy č. 3 jsou hodnoty R vyšší, což může být způsobeno přítomností většího množství mobilních vazeb rtuti.

Tab. 3: *R* hodnoty ($R = c_{DGT}/c_{sol}$) pro rtuť u sorpčních gelů Ambersep a Duolit

číslo půdy	c_{sol} ($\mu\text{g/l}$)	c_{DGT} Duolit ($\mu\text{g/l}$)	c_{DGT} Ambersep ($\mu\text{g/l}$)	<i>R</i> Duolit	<i>R</i> Ambersep
1	0,913 ± 0,003	0,021 ± 0,002	0,019 ± 0,001	0,023	0,021
2	0,541 ± 0,008	0,015 ± 0,001	0,014 ± 0,001	0,028	0,025
3	0,291 ± 0,007	0,011 ± 0,002	0,009 ± 0,001	0,037	0,032

(c_{sol} - obsah kovů v roztoku c_{DGT} - obsah kovů měřených pomocí techniky DGT)

5.1.3 Stanovení toků Hg do DGT gelů

Z tabulky 4 je patrné, že čím více je půda kontaminovaná rtuťí, tím více rtuti se dostává do sorpčních gelů DGT jednotek za daný čas. Půda č. 1 odebíraná na ulici Zvonařka byla nejvíce kontaminovaná a také bylo dosaženo nejvyšší koncentrace rtuti v sorpčních gelech Duolit a Ambersep. Půda č. 3, která byla odebírána na ulici Opuštěná 9/2, dále od hlavního silničního tahu obsahovala nejnižší koncentrace rtuti a také je viditelný nižší obsah rtuti v sorpčních gelech Ambersep a Duolit za daný čas.

Tab. 4: Tok rtuti do sorpčních gelů Ambersep a Duolit ($\text{ng}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)

číslo půdy	tok do DGT Ambersep [$\text{ng}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	tok do DGT Duolit [$\text{ng}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]
1	0,222	0,240
2	0,155	0,174
3	0,107	0,123

Z tabulky 5 je patrné, že pouze 0,15 – 0,20 % rtuti přechází z půdy do půdního roztoku. Z půdního roztoku bylo pro DGT jednotky a tedy i pro rostliny dostupné pouze 2,21 – 3,45 % rtuti.

Tab. 5: Rtuť přecházející z půdy do půdního roztoku a z půdního roztoku do DGT

číslo půdy	% Hg přecházející z půdy do půdního roztoku	% Hg dostupné z půdního roztoku pro DGT
1	0,15 %	2,21 %
2	0,18 %	2,66 %
3	0,20 %	3,45 %

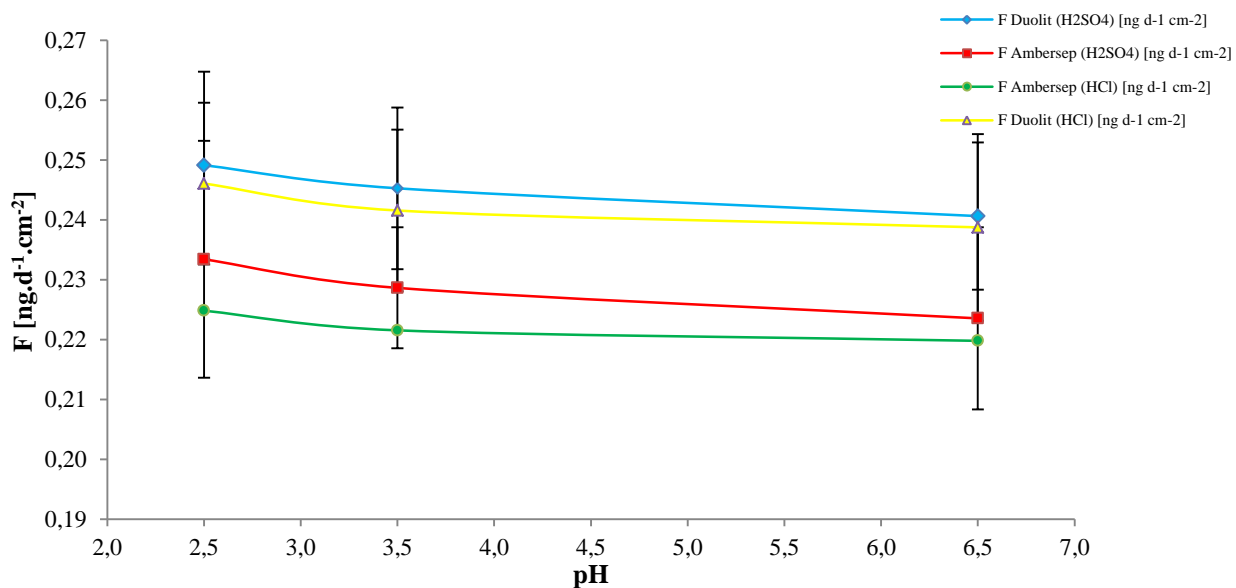
5.2 Vliv simulace kyselých dešťů na tok Hg do DGT gelů

Byla provedena simulace kyselých dešťů. pH vodné fáze bylo nastavováno pomocí kyseliny sírové a chlorovodíkové. Přestože bylo předpokládáno, že kyselé prostředí

bude zvyšovat mobilitu rtuti v půdách, byl nalezen statisticky nevýznamný vliv pH na mobilitu rtuti v sledované půdě č. 1. Stejný závěr publikoval i Lodenius, 1990.

K jiným závěrům došli Rop a Valášek, 2006, kteří ve své studii prokázali, že se snižujícím se pH se zvyšuje mobilita rtuti v půdách a má nezanedbatelný vliv na příjem a ukládání rtuti v rostlinách brambor.

Obr. 18: Simulace kyselých dešťů



5.3 Stanovení obsahu rtuti v jednotlivých částech rostlin

5.3.1 Stanovení sušiny

Stanovení sušiny bylo nutné pro porovnání celkového množství rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého. Z tabulky 6, kde jsou vypočítané sušiny pro jednotlivé orgány hrachu setého je zřejmé, že nejvíce sušiny obsahovaly kořeny a nejméně lusky.

Tab. 6: Obsahy sušiny v jednotlivých částech rostliny hrachu setého

sušiny	% sušiny	% vody
list	92,74	7,26
stonek	93,53	6,47
květ	96,53	3,47
kořen	98,86	1,14
lusk	89,25	10,75
hrášek	91,54	8,46

5.3.2 Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého

V hrachu setém pěstovaném na půdě č. 1, kde byla největší koncentrace rtuti ze všech půd, bylo přítomno v listech 15. den po zasetí $0,01881 \pm 0,00203 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a 51. den po zasetí listy obsahovaly $0,06265 \pm 0,00643 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Za 36 dní listy akumulovaly $0,04384 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. V kořenech hrachu setého bylo po 15 dnech růstu $0,00905 \pm 0,00200 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech růstu byl obsah $0,02159 \pm 0,00578 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Kořeny akumulovaly za 36 dní $0,01254 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Ve stonku bylo naměřeno po 15 dnech růstu $0,00258 \pm 0,00039 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech růstu se obsah rtuti pohyboval v množství $0,00721 \pm 0,00146 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Stonky za 36 dní akumulovaly $0,00463 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti.

Listy hrachu setého na půdě č. 2 po 15 dnech růstu obsahovaly $0,00310 \pm 0,00070 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech růstu obsahovaly $0,01190 \pm 0,00228 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Za 36 dní listy akumulovaly $0,00880 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. V kořenech bylo naměřeno po 15 dnech $0,00739 \pm 0,00088 \text{ mg.kg}^{-1}$ a po 51 dnech růstu $0,01286 \pm 0,00080 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Za 36 dní kořeny akumulovaly $0,00547 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Ve stoncích bylo po 15 dnech stanoveno $0,001480 \pm 0,00030 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech růstu stonky rostliny obsahovaly $0,00321 \pm 0,00036 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Stonky za 36 dní akumulovaly $0,00173 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti.

Na půdě č. 3, která byla ze všech půd nejméně kontaminovaná, bylo stanoveno v listech hrachu setého po 15 dnech růstu $0,00259 \pm 0,00050 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech růstu $0,01369 \pm 0,00129 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. V listech bylo za 36 dní akumulováno $0,01110 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. V kořenech bylo po 15 dnech růstu $0,00346 \pm 0,00125 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech $0,01431 \pm 0,00470 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. V kořenech bylo za 36 dní akumulováno $0,01085 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Ve stoncích byl obsah rtuti po 15 dnech růstu $0,00109 \pm 0,00038 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti a po 51 dnech $0,00412 \pm 0,00013 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti. Stonky za 36 dní akumulovaly $0,00303 \text{ mg.kg}^{-1}$ rtuti.

Z obrázků 22 – 25 je patrné, že obsah rtuti v půdě ovlivňuje i množství kovů v rostlině. Největší množství rtuti bylo zaznamenáno v listech a kořenech, nejmenší množství rtuti v konzumních částech rostliny. V rostlinách je tedy rozmístění rtuti nerovnoměrné a jednotlivé orgány rostlin obsahují různé koncentrace rtuti. Z obrázků 19 - 21 je patrné, že čím déle rostlina setrvává v půdě, tím se také do ní dostává větší množství rtuti. Z výsledků je také viditelné, že v konzumních orgánech hrachu setého je ukládáno nejnižší množství rtuti a nehrozí ohrožení spotřebitelů konzumujících plodiny

pěstovaných na půdách s vyšším obsahem rtuti. K podobným výsledkům došli také Rop a Vondruška, 2006, ve studii, která se zabývala výskytem rtuti v plodové zelenině.

Dle vyhlášky č. 305/2004 Sb. je stanoveno nejvyšší přípustné množství rtuti v zelenině na 0,03 mg rtuti na kg čerstvé hmoty. Naměřené hodnoty v konzumních orgánech hrachu setého byly velmi nízké a pohybovaly se kolem $0,00112 \pm 0,00001$ mg rtuti na kg čerstvé hmoty, tudíž nebyly překročeny limity stanovené vyhláškou.

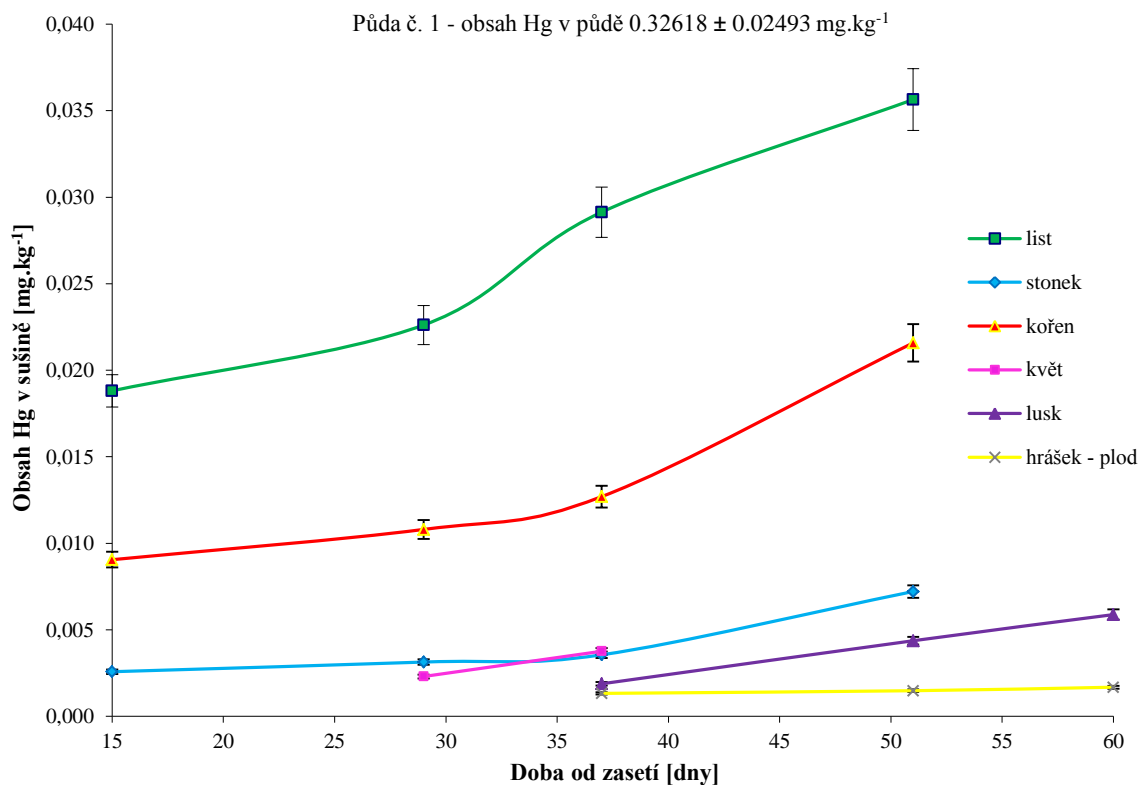
Přestože mezi jednotlivými sledovanými půdami byly v obsazích rtuti nalezeny statisticky významné rozdíly ($p < 0,038$), obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin hrachu setého pěstovaného na těchto půdách, jsou v řadě případů statisticky nevýznamné.

Statisticky významně vyšší obsah rtuti byl nalezen v listech hrachu setého pěstovaného na nejvíce kontaminované půdě č. 1 ($p > 2,6 \cdot 10^{-7}$). Mezi listy hrachu setého pěstovanými na půdě č. 2 a č. 3 byly pozorovány statisticky nevýznamné rozdíly. V kořenech hrachu setého byly nalezeny statisticky významné rozdíly po 15 dnech od zasetí a poté až po 51 denním růstu. Po 29 a 37 dnech růstu byly rozdíly mezi obsahy rtuti v kořenech hrachu setého pěstovaných na půdách (č. 1, 2, 3) statisticky nevýznamné ($p > 0,3$). Také u květů a plodů hrachu setého pěstovaných na jednotlivých půdách nebyly nalezeny statisticky významné rozdíly v obsazích rtuti. Statisticky významně vyšší obsah rtuti byl nalezen v luscích hrachu setého pěstovaných na nejvíce kontaminované půdě č. 1 ($p > 0,02$). Statisticky významné rozdíly byly také nalezeny ve stoncích hrachu setého pěstovaných na jednotlivých půdách ($p < 0,05$).

Pro půdu č. 1 (obrázek 19) klesal obsah Hg v jednotlivých orgánech rostlin v pořadí:
list > kořen > květ = stonek > lusk > plod

Mezi obsahem rtuti v květu a stonku nebyl nalezen statisticky významný rozdíl ($p = 0,696$).

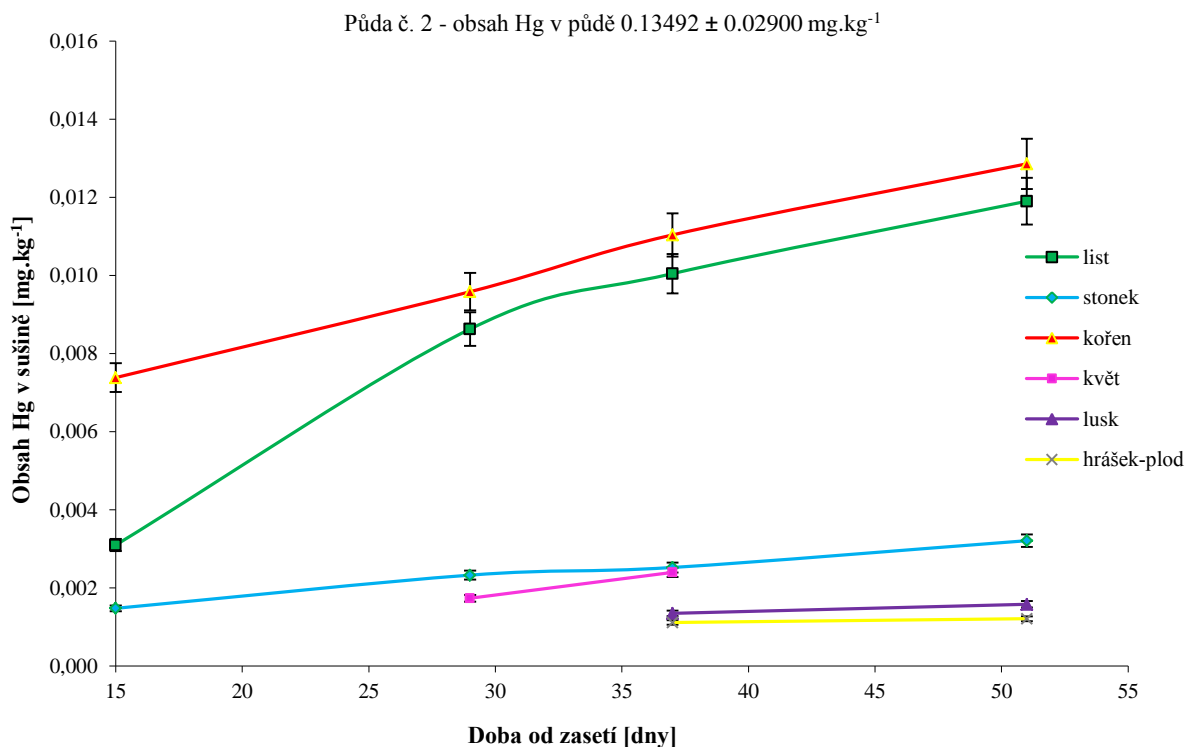
Obr. 19: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 1



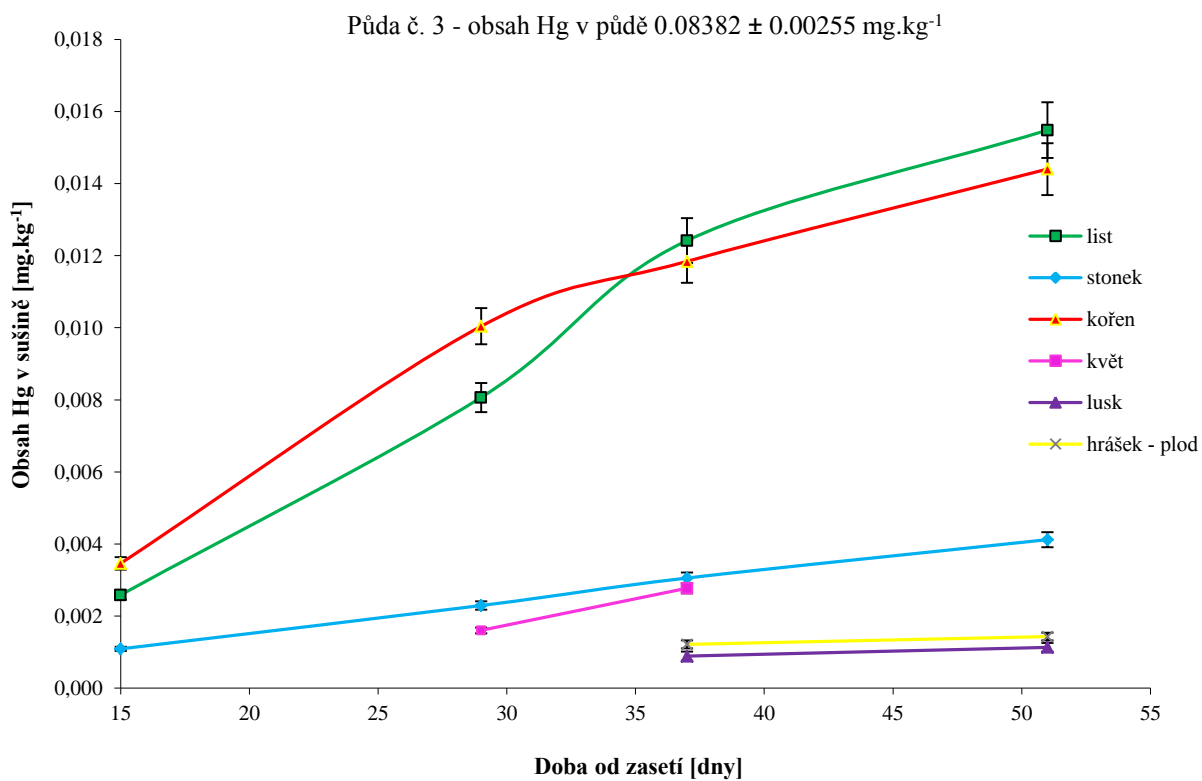
Pro půdy č. 2 (obrázek 20) a č. 3 (obrázek 21), klesal obsah rtuti v jednotlivých orgánech rostlin hrachu setého v pořadí: list = kořen > stonek = květ > lusk = plod

Stejně jako u půdy č. 1 nebyly pro půdy č. 2 a č. 3 nalezeny statisticky významné rozdíly mezi obsahem rtuti v květu a stonku hrachu setého ($p > 0,35$). Na rozdíl od hrachu setého pěstovaného na půdě č. 1 byl pro půdy č. 2 a č. 3 nalezen statisticky nevýznamný rozdíl mezi obsahem rtuti v lusku a plodu ($p > 0,24$) a současně při době růstu hrachu 29-51 dní byl u půd č. 2 a č. 3 pozorován statisticky nevýznamný rozdíl v obsazích rtuti v kořeni a listu hrachu setého ($p > 0,13$).

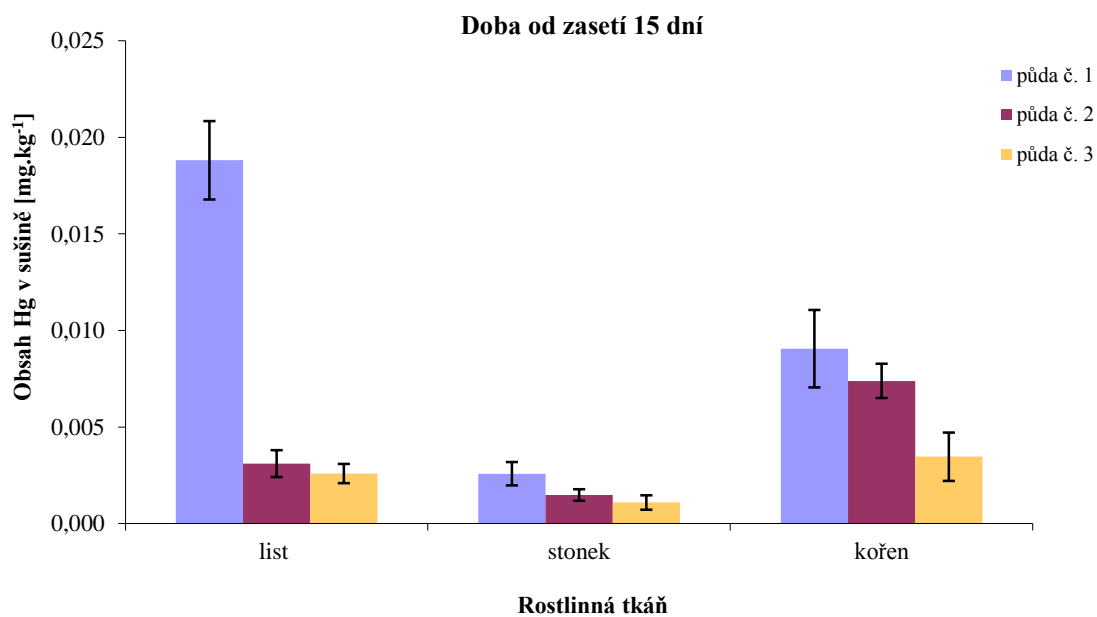
Obr. 20: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 2



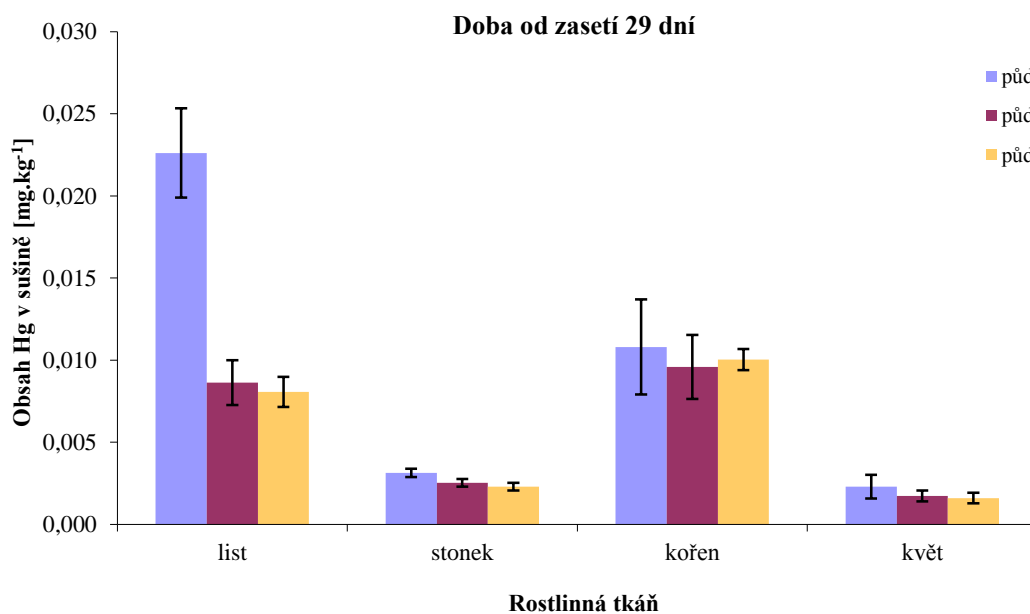
Obr. 21: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 3



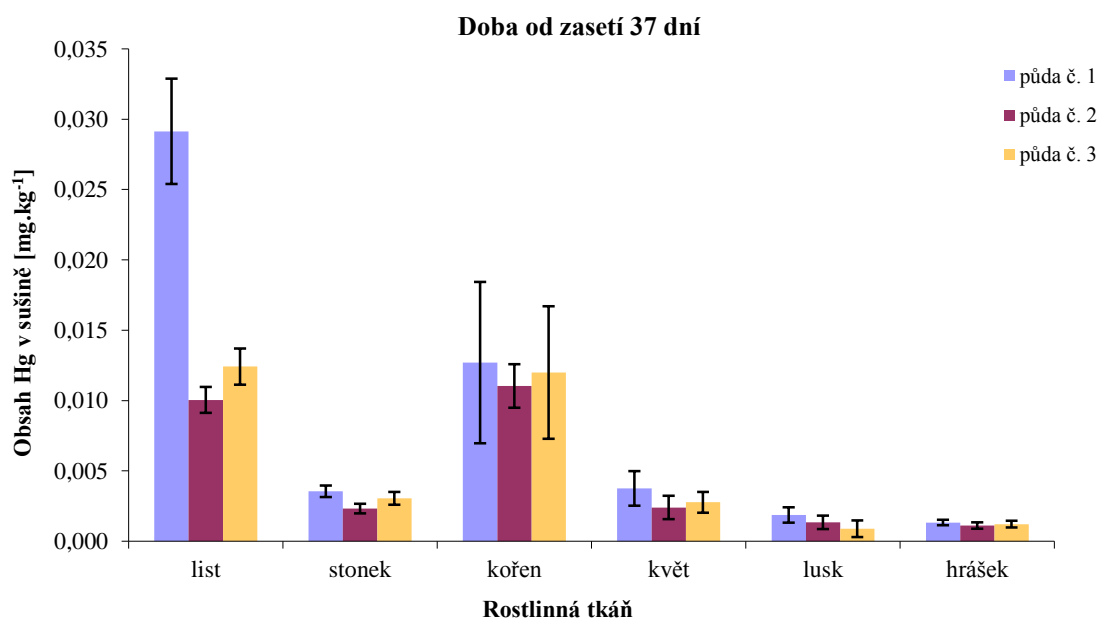
Obr. 22: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech rostliny hrachu setého 15. den od zasetí



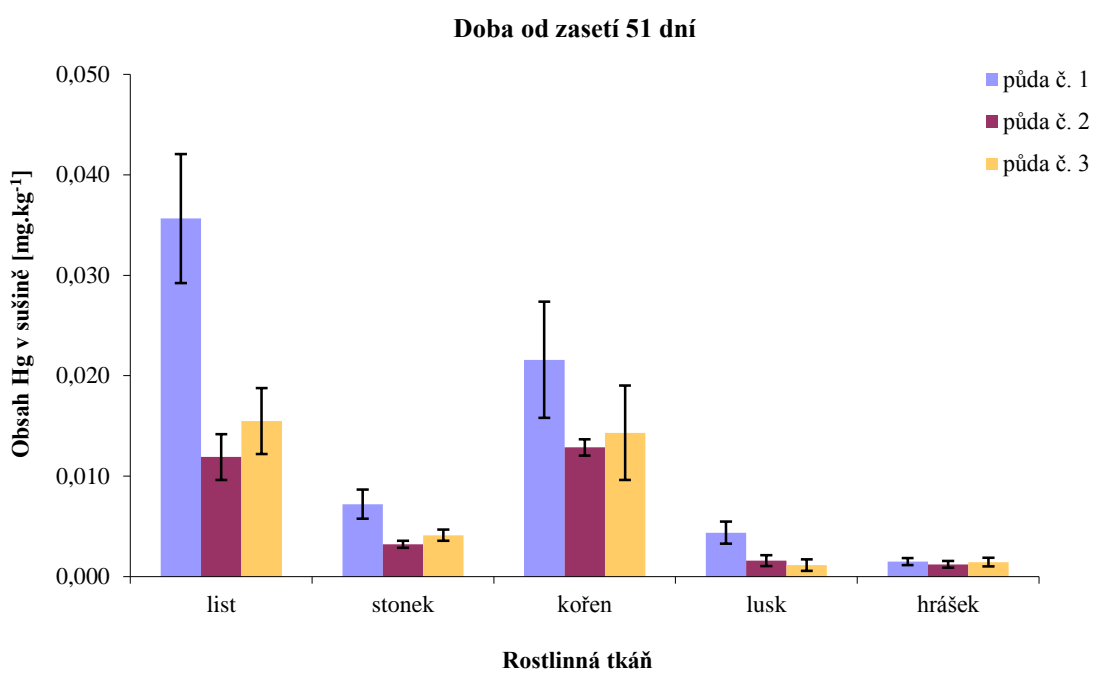
Obr. 23: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého 29. den od zasetí



Obr. 24: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého 37. den od zasetí



Obr. 25: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostliny hrachu setého 51. den od zasetí



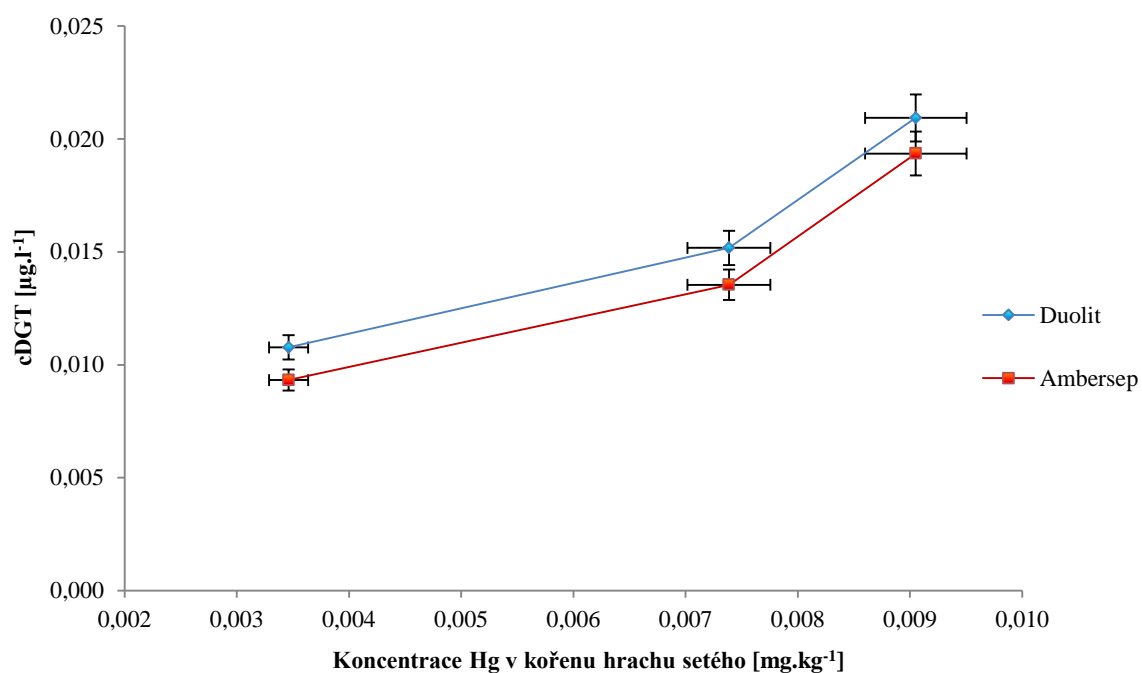
5.4 Korelace

Byly nalezeny významné korelace mezi obsahem mobilní rtuti stanoveným metodou DGT (cDGT) a obsahy rtuti v kořenu, listu, a stonku hrachu setého (korelační koeficienty 0,913 – 0,984). Hodnoty Pearsonových korelačních koeficientů značí přímou závislost mezi koncentrací rtuti v sorpčních gelech a v uvedených tkáních hrachu setého. Z daných výsledků je patrné (tabulka 7), že jednotky DGT se sorpčními gely Ambersep a Duolit mohou sloužit k předpovědi obsahu rtuti v kořeni, listu a stonku hrachu setého.

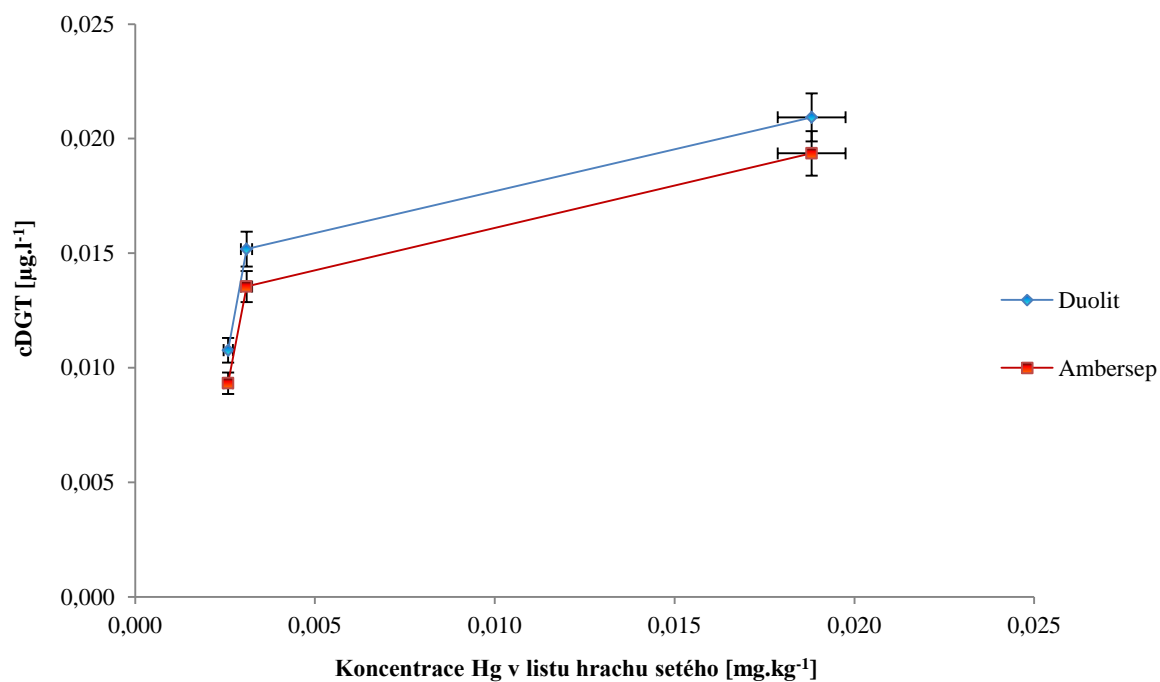
Tab. 7: Korelační koeficienty v sorpčních gelech a jednotlivých částí rostlin

r (kořen/cDGT) Duolit	r (kořen/cDGT) Ambersep	r (list/cDGT) Duolit	r (list/cDGT) Ambersep	r (stonek/cDGT) Duolit	r (stonek/cDGT) Ambersep
0,954	0,949	0,913	0,919	0,982	0,984

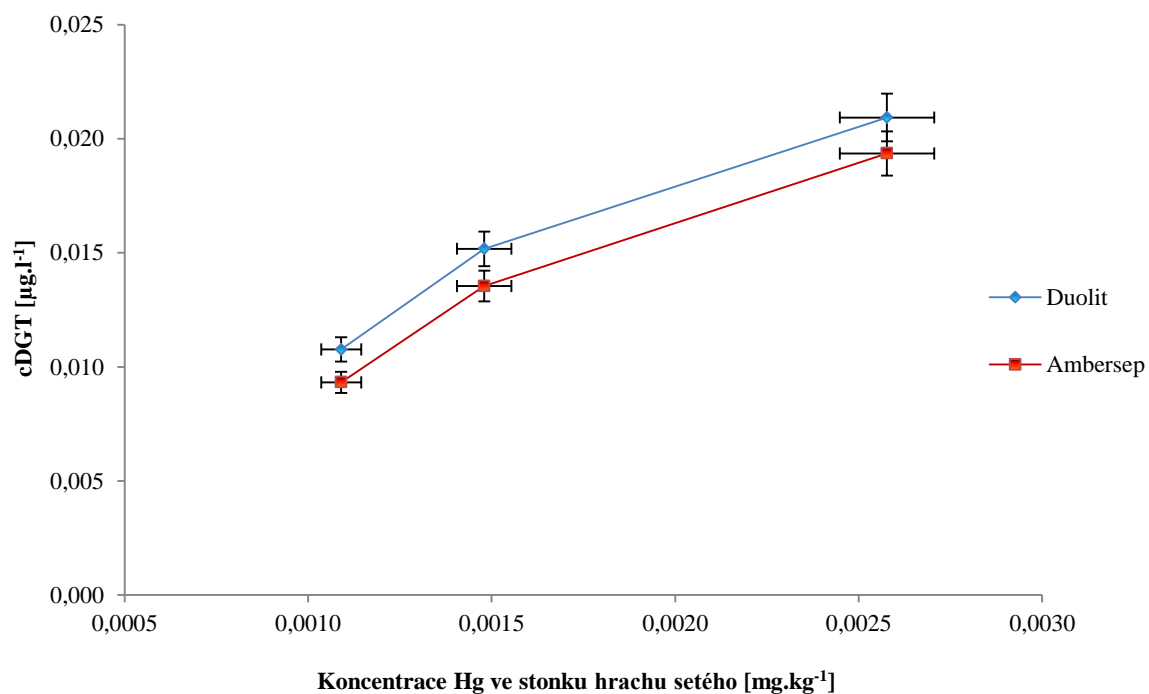
Obr. 26: Koncentrace rtuti v kořenu hrachu setého



Ob. 27: *Koncentrace rtuti v listu hrachu setého*



Ob. 28: *Koncentrace rtuti ve stonku hrachu setého*



6 ZÁVĚR

Diplomová práce se zabývá stanovením obsahu rtuti v půdách, tkáních hrachu setého a stanovením mobilních forem rtuti pomocí techniky difúzního gradientu v tenkém filmu. Vzorky půd byly odebírány ve městě Brně na ulicích Opuštěná a Zvonařka na podzim roku 2013, experiment probíhal od jara do podzimu roku 2014.

Koncentrace rtuti v půdách, jednotlivých částech rostlin hrachu setého a gelech byly stanoveny atomovým absorpčním spektrometrem AMA 254. Bylo zjištěno, že koncentrace rtuti ve středu města Brna je vyšší v blízkosti silničních tahů. Koncentrace rtuti v půdách se pohybovala v rozmezí $0,32618 \pm 0,02493 \text{ mg.kg}^{-1}$ – $0,08382 \pm 0,00255 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Z toků rtuti do DGT gelů bylo zjištěno, že čím více je půda kontaminovaná rtutí tím více rtuti se dostává do DGT gelů. Pouze 0,15 – 0,20 % rtuti přecházelo z půdy do půdního roztoku a pro rostliny bylo dostupné pouze 2,21 – 3,45 % rtuti. Bylo prokázáno, že tok rtuti do gelů DGT klesá v závislosti na čase. Rychlý počáteční pokles byl zapříčiněn odčerpáváním rtuti z blízkosti DGT jednotky a nedostatečným doplňováním vyčerpaných iontů z půdy a vzdálenějších míst půdního roztoku. Hodnoty *R* se blížily 0 a to naznačovalo omezené doplňování rtuti z pevné fáze do půdního roztoku.

Množství rtuti v půdách ovlivňovalo množství rtuti v rostlinách. Bylo zjištěno, že rozmístění rtuti v rostlinách je nerovnoměrné. Největší množství rtuti bylo stanoveno v listech a kořenech, nejnižší množství rtuti v konzumních orgánech rostlin hrachu setého. Koncentrace rtuti v konzumních orgánech hrachu setého se pohybovaly v rozmezí $0,00112 \pm 0,00013 \text{ mg.kg}^{-1}$ – $0,00148 \pm 0,00035 \text{ mg.kg}^{-1}$ po 51 dnech růstu. Množství rtuti v jednotlivých tkáních hrachu setého se zvyšovalo s dobou akumulace (růstu) rostlin. Simulace kyselých dešťů neprokázala zvyšování mobility rtuti v půdách s rostoucí kyselostí půdy. Byly nalezeny významné korelace mezi obsahem mobilní rtuti stanoveným metodou DGT a obsahy rtuti v kořenu, listu a stonku hrachu setého (korelační koeficienty 0,913 – 0,984). DGT jednotky se sorpčními gely Ambersep a Duolite mohou sloužit k předpovědi obsahu rtuti v kořeni, listu a stonku hrachu setého.

Zjištěné koncentrace rtuti v půdách nepřekročily nejvyšší přípustná množství stanovená vyhláškou č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Hodnoty rtuti v konzumních částech rostlin hrachu setého

nepřekročily maximální přípustná množství pro zeleninu stanovená vyhláškou č. 305/2004 Sb., kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Literatura

1. AHUMADA R., RUDOLPH A., GONZÁLEZ E., FONES G., SALDÍAS G., AHUMADA – RUDOLPH R., 2011: Dissolved trace metals in the water column of Reloncaví Fjord, Chile. *Latin American Journal Aquatic Research*, 39(3): 567 – 574 s.
2. ALTEC s.r.o., 2002: *Pracovní návod pro obsluhu AMA 254*, Praha, 125 s.
3. AZEVEDO R., RODRIGUEZ E., 2012: Phytotoxicity of Mercury in Plants: A Review. *Journal of Botany*, ID 848614: 6 s.
4. BENCKO V., CIKRT M., LENER J., 1995: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha, 288 s.
5. BENEŠ S., 1993: *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, I. část*. Ministerstvo zemědělství České Republiky v Agrospoji, Praha, 88 s.
6. CIBULKA J. ET AL., 1991: *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Academia, Praha, 432 s.
7. DIVIŠ P., 2013: *Vývoj a aplikace techniky difúzního gradientu v tenkém filmu pro stanovení rtuti v přírodních vodách*. VUT – Fakulta chemická, Edice Habilitační a inaugurační spisy, sv. 458, ISSN 1213-418X, Brno, 20 s.
8. DOČEKALOVÁ, H., 2003: *Gelové techniky pro studium procesů spojených s odpadovým hospodářstvím*. VUT – Fakulta strojního inženýrství, Edice Habilitační a inaugurační spisy, sv. 109, ISSN 1213-418X, Brno, 22 s.
9. DOČEKALOVÁ H., ŠKARPA P., DOČEKAL B., 2013: Technika DGT jako substituent biomonitorů pro predikci dostupnosti kovů v půdách. *Mineralia Slovaca*, 45: 137 – 142 s.
10. DOČEKALOVÁ H., ŠKARPA P., DOČEKAL B., 2014: Diffusive gradient in thin films technique for assessment of cadmium and copper bioaccessibility to radish (*Raphanus sativus*). *Talanta*, 134 (2015): 153 – 157 s.
11. FIŠER J., NOVÁKOVÁ M., MACEK T., 2014: Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické listy*, 108: 566 – 571 s.
12. GÓMEZ C. F., BAYONA J. M., DIEZ S., 2012: Laboratory and field evaluation of diffusive gradient in thin films (DGT) for monitoring levels of dissolved mercury in natural river water. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 92, 15, 20: 1689 – 1698 s.

13. GRENNAN A. K., 2009: Identification of Genes Involved in Metal Transport in Plants. *Plant Physiology*, 149, č. 4: 1623 – 1624 s.
14. GUPTA D. K., CORPAS F. J., PALMA M. J., 2013: *Heavy Metal Stress in Plants*. Heilderberg: Springer, ISBN 978-3-642-38468-4, Berlín, 242 s.
15. HALFAR E., 1988: *Informativní studie rtuť*. Inorga – Ústav pro automatizace řízení v průmyslu, Praha, 27 s.
16. HELTINGS J., ADELOJU S. B., VERHEYEN T. V., 2013: Rapid determination of ultra-trace concentration of mercury in plants and soils by cold vapour inductively coupled plasma – optical emission spektrometry. *Microchemical Journal*, 111: 62 – 66 s.
17. HOUSEROVÁ P., JANÁK K., KUBÁŇ P., PAVLÍČKOVÁ J., KUBÁŇ V., 2006: Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech – vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení. *Chemické listy*, 100: 862 – 876 s.
18. JELÍNEK J., ZICHÁČEK V., 1999: *Biologie pro gymnázia*. Nakladatelství OLOMOUC, Olomouc, 551 s.
19. KALAČ P., TRÍSKA J., 1998: *Chemie životního prostředí*. Zemědělská fakulta JU, České Budějovice, 147 s.
20. KLECKEROVÁ A., DOČEKALOVÁ H., 2013: Dandelion Plants as a Biomonitor of Urban Area Contamination by Heavy Metals. *Int. J. Environ. Res.*, 8 (1): 157 – 164.
21. KÚTEK F., 1982: *Anorganická chemie III – Kovy*. SNTL – Nakladatelství technické literatury, Praha, 134 s.
22. LODENIUS M., 1990: *Environmental mobilization of mercury and cadmium*. Final research report to the Research Council for the Environmental Sciences, Academy of Finland, 33 s.
23. MARHOLD J., 1964: *Přehled průmyslové toxikologie*. Státní zdravotnické nakladatelství, Praha, 768 s.
24. MAZANEC O., NERAD J., 1994: *Průzkum obsahu rizikových prvků v půdách České Republiky (1990 – 1993)*. Státní kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 67 s.
25. NAVRÁTIL T., ROHOVEC J., 2014: Rtuť minulost a současnost tekutého kovu. *Časopis akademické obce Vesmír*, Vesmír s. r. o., Praha, č. 7 – 8/2014, 430 – 438 s.

26. PACYNA E. G., PACYNA J. M., STEENHUISEN F., WILSON S., 2006: Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment*, 40, č. 22: 4048 – 4063.
27. PALKOVÁ H., SOVOVÁ T., KONÍČKOVÁ I., KOČÍ V., BARTŮNEK V., SOFER Z., 2013: Aplikace niklu a nanoniklu do terestrického prostředí. *Chemické listy*, 107: 885 – 891.
28. PATRA M., SHARMA A., 2000: Mercury Toxicity in Plants. *The Botanical Review*, 66, č. 3: 379 – 422 s.
29. PELCOVÁ P., DOČEKALOVÁ H., KLECKEROVÁ A., 2014: Development of the diffusive gradient in thin films technique for the measurement of labile mercury species in waters. *Analytica Chimica Acta*, 819: 42 – 48 s.
30. PIRRONE N., CINNIRELLA S., FENG X., FILKELMAN R. B., FRIEDLI H. R., LEANER J., MASON R., MUKHERJEE A. B., STRACHER G. B. STREETS D. G., TELMER K., 2010: Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10: 5951 – 5964 s.
31. POPL M., FÄHNRIK, J., 1999: *Analytická chemie životního prostředí*. VŠCHT, Praha, 218s.
32. PROCHÁZKA S., MACHÁČKOVÁ I., KREKULE J., ŠEBÁNEK J., 1998: *Fyziologie rostlin*. Akademie věd České Republiky, Praha, 484 s.
33. PROCHÁZKA S., ŠEBÁNEK J., GLOSER J., SLADKÝ Z., 2009: *Botanika Morfologie a fyziologie rostlin*. MZLU, Brno, 242 s.
34. RAJCHARD J., BALOUNOVÁ Z., KVĚT J., ŠANTRŮČKOVÁ H., VYSKOČIL D., 2002: *Ekologie III*. Nakladatelství KOOP, České Budějovice, 200 s.
35. REMY H., 1962: *Anorganická chemie II. díl*. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 808 s.
36. ŘEZÁČOVÁ – SMETKOVÁ V., DOČEKAL B., DOČEKALOVÁ H., 2005: Použití techniky difúzního gradientu v tenkém filmu při charakterizaci půd. *Chemické listy*, 99: 594 – 599 s.
37. SELIN N. E., 2009: Global biochemical Cycling of Mercury: A Review. *The Annual Review of Environment and Resources*, 34: 43 – 63 s.

38. SENILA M., LEVEI E. A., SENILA L. R., 2012: Assessment of metals bioavailability to vegetables under field conditions using DGT, single extractions and multivariate statistics. *Chemistry Central Journal*, 6: 119.
39. SEVRJUKOV N. N., KUZMIN B. A., ČELIŠČEV J. V., 1958: *Obecné hutnictví*. Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 564 s.
40. SMETKOVÁ V., 2004: *Vývoj metod pro stanovení forem ekotoxikologicky významných prvků v přírodních systémech*. VUT – Fakulta chemická, Brno, 28 s.
41. SPĚVÁČKOVÁ V., KNOTKOVÁ J., 1998: Prvková analýza klinických materiálů – aplikace elektrotermické atomové absorpční spektrometrie. *Chemické listy*, 92: 287 – 293 s.
42. SYVERSEN T., KAUR P., 2012: The toxicology of mercury and its compounds. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 26, č. 4: 215 – 226 s.
43. ŠIMEK M., 2003: *Základy nauky o půdě: 3. Biologické procesy a cykly prvků*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 151 s.
44. ŠIMEK M., 2004: *Základy nauky o půdě: 4. Degradace půdy*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 225 s.
45. ŠTEFANIDESOVÁ V., MŮNSTEROVÁ M., PAVLÍČEK V., 2002: Biodostupnost rtuti z kontaminovaných půd a říčního sedimentu. *BULLETIN oboru agrochemie, půdy a výživy rostlin*, ročník. 10, č. 4: 4 – 19 s.
46. ŠUMAN J., KOTRBA P., 2010: Obecné aspekty detoxikace iontů těžkých kovů v rostlinách. *Listy cukrovarnické a řepařské*, 126, 11: 407 – 408 s.
47. TESSIER A., CAMPBELL P. G. C., BISSON M., 1979: Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical chemistry*, 51, 7: 844 – 851 s.
48. VACÍK J., BARTHOVÁ J., PACÁK J., STRAUCH B., Svobodová M., Zemánek F., 1999: *Přehled středoškolské chemie*. SPN – pedagogické nakladatelství, Praha, 368 s.
49. VELÍŠEK J., 1999: *Chemie potravin 2*. OSSIS, Tábor, 328 s.
50. VODRÁŽKA Z., 1996: *Biochemie*. Akademie věd České republiky, Praha, 186, 134, 191 s.
51. WITTLINGEROVÁ Z., JONÁŠ F., 2002: *Ochrana životního prostředí*. Česká zemědělská univerzita, Praha, 132 s.

52. ZBÍRAL J., 2004: *Analýza půd: jednotlivé pracovní postupy III*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 199 s.
53. ZHANG H., DAVISON W., 1999: Diffusional characteristics of hydrogels used in DGT and DET techniques. *Analytica Chimica Acta*, 398: 329 – 340 s.
54. ZIMMERMAN A. J., WEINDORF D. C., 2010: Heavy metals and Trace Metal Analysis in Soil by Sequential Extraction: A Review of Procedures. *International Journal of Analytical Chemistry*, ID 387803, 7 s.
55. ZOUBKOVÁ L., 2012: *Pedologická laboratorní cvičení*. Fakulta životního prostředí Univerzity Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem, 40s.

Internetové zdroje

56. ANONYM 1, 2011: *Mercury*. Databáze online [cit. 2015-01-30]. Dostupné na: <http://www.greenfacts.org/en/mercury/1-3/mercury-1.htm#1p0>
57. ANONYM 2, 2003: *Mercury in environment and Water Supply*. Databáze online [cit. 2014-11-03].
Dostupné na: https://people.uwec.edu/piercech/Hg/mercury_water/cycling.htm
58. ANONYM 3, 2014: *Passive samplers*. Databáze online [cit. 2014-11-23].
Dostupné na: <http://www.passive-samplers.com/principles-of-aquatic-passive-samplers/>
59. BALOUNOVÁ Z., 2007: *Fyziologie rostlin – transport*. Databáze online [cit. 2014-11-20]. Dostupné na: kbd2.zf.jcu.cz/text/lidi/balounova/fros/FYZR072.ppt
60. BARRINGER J. L., SZABO Z., REILLY P. A., 2013: *Occurrence and Mobility of Mercury in Groundwater*. Databáze online [cit. 2014-11-05]. Dostupné na: <http://cdn.intechopen.com/pdfs-wm/43180.pdf>
61. BŘEZOVÁ K., 2012: *Řešení problematiky odpadů rtuti v Evropě*. Databáze online [cit. 2014-11-03]. Dostupné na: <http://vasevec.parlamentnilisty.cz/blogy/reseni-problematiky-odpadu-rtuti-v-evrope>
62. DIWELA S., 2010: *Sequential Extraction Procedure*. Databáze online [cit. 2014-11-26]. Dostupné na: <http://www.caslab.com/News/sequential-extraction.html>
63. DOSTÁLEK M., 2008: *Toxikologie methylrtuti*. Databáze online [cit. 2015-03-02].
Dostupné na: <http://zdravi.e15.cz/clanek/postgradualni-medicina/toxikologie-methylrtuti-367840>
64. EPA, 2014. Databáze online [cit. 2014-11-12]. Dostupné na: www.epa.gov

65. ETTLER, V., 2008: *Moderní analytické metody v geologii: Aplikace loužících metod a jejich interpretace*. Databáze online [cit. 2014-11-26]. Dostupné na: <http://old.vscht.cz/anl/paci/PAC/prezentace/Moderni%20analyticke%20metody%20v%20geologii.pdf>
66. GOSSMAN D., 2006: *Cement Kiln Mercury (Hg) Emission Issues*. Databáze online [cit. 2014-11-24]. Dostupné na: <http://gcisolutions.com/gcitn1206.html>
67. HUSTED R., 2011: *Periodic table of elements: Mercury*. Databáze online [cit. 2014-10-11]. Dostupné na: <http://periodic.lanl.gov/80.shtml>
68. KRŠKOVÁ – BATÁRIOVÁ A., ČERNÁ M., PUKLOVÁ V., 2011: *Obsah rtuti v krvi a moči*. Databáze online: [cit. 2014-11-1]. Dostupné na: <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/obsah-rtuti-v-krvi-a-v-moci-deti-a-dospelych?highlightWords=kadmium>
69. LOUČKA T., 2004: *Chemie životního prostředí*. Databáze online: [cit. 2015-01-27]. Dostupné na: fzp.ujep.cz/ktv/uc_texty/chemie_zp/Chzp1.doc
70. MLČOCH Z., 2008: *Otrava rtuti – příznaky, projevy, léčba, prevence, amalgám*. Databáze online: [cit. 2015-01-25]. Dostupné na: <http://www.zbynekmlcoch.cz/informace/medicina/nemoci-lecba/otrava-rtuti-priznaky-projevy-lecba-prevence-amalgam>
71. MOSES M., 2010: *Biogeochemical cycles*. Databáze online: [cit. 2014-11-10]. Dostupné na: <http://www.eoearth.org/view/article/150616/>
72. MUDROŇOVÁ K., 2012: *Typy transportu biologickou membránou*. Databáze online: [cit. 2014-11-22]. Dostupné na: http://wiki.matfyz.cz/images/a/a4/Typy_transportu_biologickou_membr%C3%A1nou_podrobneji.pdf
73. PELCOVÁ, 2012: *Výskyt a transformace chemických forem rtuti v životním prostředí*. Databáze online: [cit. 2015-01-29]. Dostupné na: web2.mendelu.cz/af_291_sklad/.../habilitacni_prednaska_pelcova.ppt
74. RICHTER R., 2004: *Multimediální učební texty z výživy rostlin*. Databáze online: [cit. 2014-10-11]. Dostupné na: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/index.htm
75. ROP O., VONDRUŠKA M., 2006: *Příjem a distribuce rtuti v rostlinách rajčat*. Databáze online: [cit. 2014-10-16]. Dostupné na: <http://zahradaweb.cz/prijem-a-distribuce-rtuti-v-rostlinach-rajcat/>

76. ROP O., VALÁŠEK P., 2006: Vliv půdního pH na obsah rtuti v rostlinách bramboru. Databáze online: [cit. 2015-03-26]. Dostupné na: <http://zahradaweb.cz/vliv-pudniho-ph-na-obsah-rtuti-v-rostlinach-brambor/>
77. SIRKUS M., 2011: *Mercury Water*. Databáze online: [cit. 2015-01-29]. Dostupné na: http://www.cleanairpurewater.com/mercury_water.html
78. STRAKA J., 1998: *Rtuť*. Databáze online: [cit. 2015-01-25]. Dostupné na: <http://www.tabulka.cz/prvky/ukaz.asp?id=80>
79. SU Y., HAN F., SHIYAB S., MONTS D. L., 2007: *Phytoextraction and Accumulation of Mercury in Selected Plants Species: Grown in Soil Contaminated with Different Mercury Compounds*. Databáze online: [cit. 2014-11-10]. Dostupné na: <http://www.wmsym.org/archives/2007/pdfs/7174.pdf>
80. SYAMALA D., 1999: *Mercury accumulation in selected plant species exposed to cement dust pollution*. Databáze online: [cit. 2014-11-23]. Dostupné na: <http://www.iisc.ernet.in/currsci/apr25/articles12.htm>
81. TEPLÁ M., 2013: *Buňka – transport látek přes membrány*. Databáze online: [cit. 2014-11-10]. Dostupné na: <http://www.studiumbiochemie.cz/bunka4.html>
82. TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., ŠICHOROVÁ K., PAVLÍKOVÁ D., BALÍK J., 2007: *Rizika kovů v půdě v agrosystémech v ČR*. Databáze online: [cit. 2014-11-15]. Dostupné na: http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF_08_2007.pdf
83. UŠŤAK S., 2010: *Kauzální monitoring vlivu imisí na zemědělskou výrobu*. Databáze online: [cit. 2014-10-29]. Dostupné na: <https://sites.google.com/a/eto.vurv.cz/monitoring-imisi/monitoring-imisi/vyzkumna-zprava>
84. ZVĚŘINA O., 2012: *Formy rtuti a jejich frakcionace sekvenční extrakcí*. Databáze online: [cit. 2014-11-25]. Dostupné na: <http://www.chempoint.cz/formy-rtuti-a-jejich-frakcionace-sekvencni-extrakci>

Legislativa

85. Vyhláška č. 13/1994 Sb. ze dne 29. prosince 1993, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
86. Vyhláška č. 305/2004 Sb. ze dne 6. května 2004, kterou se stanoví druhy kontaminujících a toxikologicky významných látek a jejich přípustné množství v potravinách.

8 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Biogeochemický cyklus rtuti	19
Obr. 2: Transformace rtuti ve vzduchu, půdě a sedimentu	19
Obr. 3: Přeměny rtuti v půdě	22
Obr. 4: Výměna kationtů mezi půdním koloidem, půdním roztokem a rostlinným kořenem	26
Obr. 5: Transport látek přes plazmatickou membránu	27
Obr. 6: Pístová jednotka	31
Obr. 7: Vzorkovací jednotka DGT	32
Obr. 8: Odběrná místa půdy	35
Obr. 9: Hrách setý dřeňový	36
Obr. 10: Schéma přístroje AMA 254	38
Obr. 11: Půdní suspenze pro měření pH	40
Obr. 12: Hlavní komponenty DGT jednotky	40
Obr. 13: Skleněné desky s distanční fólií pro výrobu gelů	42
Obr. 14: DGT vzorkovací jednotky v půdě	43
Obr. 15: Připravené DGT vzorkovací jednotky	44
Obr. 16: Časová závislost toku rtuti z pevné fáze do sorpčního gelu Ambersep	47
Obr. 17: Časová závislost toku rtuti z pevné fáze do sorpčního gelu Duolit	47
Obr. 18: Simulace kyselých dešťů	49
Obr. 19: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 1	52
Obr. 20: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 2	53
Obr. 21: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostlin pěstovaných na půdě č. 3	53
Obr. 22: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech rostliny hrachu setého 15. den od zasetí	54
Obr. 23: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého 29. den od zasetí	54
Obr. 24: Obsahy rtuti v jednotlivých orgánech hrachu setého 37. den od zasetí	55
Obr. 25: Obsahy rtuti v jednotlivých částech rostliny hrachu setého 51. den od zasetí	55
Obr. 26: Koncentrace rtuti v kořenu hrachu setého	56
Obr. 27: Koncentrace rtuti v listu hrachu setého	57
Obr. 28: Koncentrace rtuti ve stonku hrachu setého	57

9 SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Koncentrace rtuti v půdách (mg.kg^{-1})	45
Tab. 2: Hodnoty pH v půdách	46
Tab. 3: R hodnoty ($R = c_{DGT}/c_{sol}$) pro rtuť u sorpčních gelů Ambersep a Duolit	48
Tab. 4: Tok rtuti do sorpčních gelů Ambersep a Duolit ($\text{ng.cm}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	48
Tab. 5: Rtuť přecházející z půdy do půdního roztoku a z půdního roztoku do DGT	48
Tab. 6: Obsahy sušiny v jednotlivých částech rostliny hrachu setého	49
Tab. 7: Korelační koeficienty v sorpčních gelech a jednotlivých částí rostlin	56

10 SEZNAM ZKRATEK

ABC – přenašeč vázající složky ATP

Ag – stříbro

AMA 254 – atomový absorpční spektrometr s termickým rozkladem vzorku

Au – zlato

BCR (Bureau Community of Reference) – sekvenční extrakční metoda

Ca – vápník

CaCl₂ – chlorid vápenatý

Cd – kadmium

CDF – přenašeč usnadňující difúzi kationů

CH₃COOH – kyselina octová

CH₃COONH₄ – octan amonný

Co – kobalt

Cu – měď

DGT – technika difúzního gradientu v tenkém filmu

DNA – deoxyribonukleová kyselina

DTPA – kyselina diethylenetriaminpentaoctová

EDTA – kyselina ethylendiamintetraoctová

ETA-AAS – atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací

Fe – železo

GC-ICP-MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s plynovou chromatografií

HF – kyselina fluorovodíková

Hg – rtuť

Hg⁰ – elementární rtuť

Hg²⁺ – rtuťnaté ionty – dvojmocná anorganická forma

HgCl₂ – chlorid rtuťnatý

Hg₂Cl₂ – chlorid rtuťný

HgO – oxid rtuťnatý

H₂O₂ – peroxid vodíku

HPLC-ICP-MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s vysoce účinnou kapalinovou chromatografií

HPLC-CV-AFS – vysoce účinná kapalinová chromatografie ve spojení s atomovou fluorescenční spektrometrií

HgS – sulfid rtuťnatý

H₂SO₄ – kyselina sírová

HNO₃ – kyselina dusičná

IC-ICP-MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou ve spojení s iontovou chromatografií

ICP-AES – atomová emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

ICP-MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

ISE – iontově selektivní elektrody

KCl – chlorid draselný

KNO₃ – dusičnan draselný

Mg – hořčík

MgCl₂ – chlorid hořečnatý

Mn – mangan

Na – sodík

NH₂OH. HCl – hydroxylamin hydrochlorid

Ni – nikl

Nramp – přenašeč spojený s makrofágovým proteinem

P-ATPasy – přenašeč p typ koncové ATPázy

Pb – olovo

PC – počítač

RNA – ribonukleová kyselina

SH skupina – skupina obsahující thiolovou funkční skupinu

TEMED – N, N, N', N' - tetramethyldiamin

TiO₂ – oxid titaničitý

WHC – maximální vodní kapacita

ZIP – přenašeč regulovaný zinkem

Zn – zinek