

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra aplikované chemie

Vedoucí katedry: Ing. Martin Křížek, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Výskyt rtuti v nivních půdách horního toku řeky Ohře**

**Autor: Bc. Zbyněk Miller**

**Vedoucí práce: Ing. Jaroslav Švehla, CSc.**

České Budějovice

Duben 2011

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: Bc. Zbyněk MILLER  
Osobní číslo: Z09761  
Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství  
Studijní obor: Agroekologie  
Název tématu: Výskyt rtuti v nivních půdách horního toku řeky Ohře.  
Zadávající katedra: Katedra aplikované chemie

### Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cílem práce bude jednak shrnutí obecných informací získaných z literárních pramenů o vlastnostech, původu a formách rtuti v půdách, a dále získat a zpracovat vzorky půd z určité kontaminované oblasti (pod nádrží Skalka u Chebu). Výsledkem práce by mělo být jednak zjištění rozsahu a úrovně kontaminace reprezentativního transektu úseku toku a také posouzení mobility a dostupnosti rtuti pro rostliny pomocí vhodné extrakční techniky.

Metodika:

A/ Vypracování literární rešerše o výskytu rtuti v půdách se zaměřením na její formy a dostupnost pro rostliny.

B/ Získání a zpracování vlastních vzorků půd z určité oblasti - okolí toku horní Ohře pod údolní nádrží Skalka u Chebu. Stanovení celkové a dostupné rtuti na automatickém analyzátoru rtuti AMA-254.

C/ Statistická analýza získaných dat a zhodnocení míry a závažnosti kontaminace půd určité oblasti na základě získaných dat.

Pracovní hypotéza: "Oblast nivních půd pod nádrží Skalka je závažně znečištěná rtutí vnesenou sedimenty z řeky Ohře."

Rozsah grafických prací: podle potřeby výsledků  
Rozsah pracovní zprávy: 50  
Forma zpracování diplomové práce: tištěná

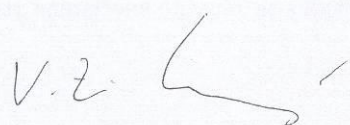
Seznam odborné literatury:

- Steinnes E., Friedland A.J., 2006: Metal contamination of natural surface soils from long-range atmospheric transport: Existing and missing knowledge. ENVIRONMENTAL REVIEWS 14 (3): 169-186  
Ericksen J.A., Gustin M.S., Xin M., et al., 2006: Air-soil exchange of mercury from background soils in the United States, SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, 366 (2-3): 851-863  
Gabriel M.C., Williamson D.G., 2004: Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY AND HEALTH 26 (4): 421-434 Plant Soil and Environment, od r. 2001,  
Hojdová M., Rohovec J., Navrátil T., 2006: Speciace rtuti v lesních půdách. Sborník přednášek semináře "MIKROELEMENTY - 2006", 133-137  
Suchara I., a kol., 2007: Mapping of main sources of pollutants and their transport in the Visegrad Space., VUKOZ Průhonice, 96-98  
Hojdová M., Navrátil T., Rohovec J., 2008: Distribution and speciation of Mercury in mine waste dumps., Bull.of Environm. Contamin. And Toxicol., (www.springerlink.com)

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jaroslav Švehla, CSc.  
Katedra aplikované chemie

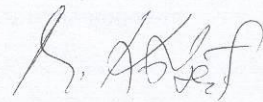
Datum zadání diplomové práce: 29. března 2010  
Termín odevzdání diplomové práce: 2. dubna 2011

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studentská 13 ④  
370 05 České Budějovice

  
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

děkan

L.S.

  
prof. Ing. Martin Křížek, CSc.

vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 29. března 2010

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a materiálů, které uvádím v seznamu použité literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách.

19. dubna 2011

.....

## **Poděkování:**

Tímto bych chtěl poděkovat vedoucímu mé práce panu Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. za odbornou pomoc při získávání vzorků a konzultaci při zpracování diplomové práce. Dále bych chtěl poděkovat panu RNDr. Jakubovi Borovcovi, Ph.D. za získání výsledků analýzy vybraných půdních vzorků a Jitce Tumové za odbornou pomoc při laboratorní analýze půdních vzorků. Také bych poděkoval zaměstnancům státního podniku Povodí Ohře Ing. Tomášovi Pailovi za poskytnuté elektronické vrstevné mapy záplavového území a Ing. Jindřichovi Hönigovi za poskytnuté informace o kontaminaci vodní nádrže Skalka.

## ANOTACE

Cílem této práce bylo jednak shrnout informace o chování rtuti v půdách, zejména posouzení její mobility a biologické dostupnosti, a také ověřit rozsah kontaminace nivních půd pod nádrží Skalka. Tento výzkum se zaměřil na posouzení míry znečištění rtutí v nivních půdách horního toku řeky Ohře u obce Chvoječná, poblíž 230. ř. km. Říční sedimenty horního toku řeky Ohře a přilehlé nivní půdy v záplavových oblastech obsahují vysoké hladiny rtuti. Ve sledované lokalitě byly pro analýzu rtuti odebrány půdní vzorky ze zemědělsky využívaných ploch, u kterých se předpokládalo obohacování rtutí sedimenty vnesenými Ohří. Jednalo se o dva hlavní typy ploch, trvalý travní porost a ornou půdu. Ze zjištěných výsledků lze učinit závěr, že říční splaveniny obohacují nivní půdu o rtuť. Použitá analytická metoda (atomová absorpční spektrometrie, CV-AAS) prokázala, že téměř všechny povrchové půdní vzorky ze záplavové oblasti přesahují nejvyšší povolené hodnoty (pro lehké půdy  $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  a ostatní půdy  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), které jsou určeny pro zemědělské půdy. Orientačně byla zjišťována mobilita rtuti, která se pohybovala do 2,18 %. V půdě byly měřeny i obsahy organických forem rtuti, které dosahovaly na ploše TTP 2 maximálně  $0,147 \text{ mg.kg}^{-1}$ , u vedlejší plochy S1 pak bylo relativní zastoupení organické rtuti až 10,98 % v hloubce 101-140 cm.

**Klíčová slova:** rtuť, Ohře, nivní půda, orná půda, trvalý travní porost, Chvoječná, pohyblivost, organické formy

## SUMMARY

The aim of this study was to summarize information about the behavior of mercury in soils, particularly the assessment of its mobility and bioavailability, and to verify the extent of contamination of alluvial soils under the reservoir Skalka. This research was aimed to evaluate the contamination of mercury floodplain soils with mercury belong the upper river Ohře near the town of Chvoječná, near 230th river kilometer. River sediments of the upper river Ohře and the surrounding alluvial soils in floodplains contain high mercury levels. The site has been sampled for mercury analysis of soil samples taken from farmed areas, which are expected enrichment of mercury deposits of the inserted river Ohře. There were two main types of land-use, permanent grassland and arable land. The observed results can be concluded that the river floodplain sediments enrich the soil with mercury. Analytical method (atomic absorption spectrometry, CV-AAS) showed that almost all surface soil samples from the flooded area exceeds the maximum allowed value (for light soils  $0.6 \text{ mg.kg}^{-1}$  and other land  $0.8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) that are designated for agricultural land. Indicative of mercury was determined by mobility, which was up to 2.18 %. Levels of organic forms of mercury were also measured in the soils that reached the area of grassland 2 maximum  $0.147 \text{ mg.kg}^{-1}$ ; the subsidiary surface S1 had the relative distribution of organic mercury 10.98 % at a depth of 101-140 cm.

**Key words:** mercury, Ohře, alluvial soil, arable land, permanent herbaceous vegetation Chvoječná, mobility, organic form

## OBSAH:

1. ÚVOD.....	10
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	11
2.1. Fyzikální a chemické vlastnosti rtuti .....	11
2.2. Zdravotní příznaky otravy rtutí.....	14
2.3. Minerální zvětrávání hornin vlivem organismů .....	16
2.4. Přírodní zdroje rtuti.....	17
2.5. Antropogenní zdroje znečištění .....	18
2.6. Půdy obsahující rtuť.....	19
2.7. Emise rtuti .....	21
2.8. Rozšíření rtuti v Evropě .....	22
2.8.1. Rtuť ve svrchních půdách.....	22
2.8.2. Rtuť v říčních sedimentech.....	22
2.9. Biotransformace methylrtuti v půdách a ve vodních ekosystémech .....	23
2.10. Příjem rtuti rostlinami .....	25
2.11. Příjem rtuti plodnicemi hub.....	27
2.11.1. Houby jako bio-indikátory znečištění .....	28
2.11.2. Faktory ovlivňující obsah stopových prvků v plodnicích hub.....	30
2.11.3. Půdní faktory.....	31
2.12. Elektroanalytické metody pro stanovení rtuti.....	32
2.13. Dekontaminační technologie .....	33
2.13.1. Chemická metoda.....	33
2.13.2. Biochemické procesy .....	34
2.13.3. Fytoremediace.....	34
2.13.4. Elektrokinetická metoda.....	36
2.13.5. Pyrometalurgická separace .....	36
2.14. Chemická továrna Marktredwitz (CFM): „Největší skandál ve střední Evropě“ .....	37
3. METODIKA .....	38
3.1. Popis lokality .....	38
3.2. Odběr vzorků .....	38
3.2.1. Odběr půdních vzorků.....	39
3.2.2. Měření rtuti v půdním vzduchu .....	40



3.3. Úprava vzorků pro analýzu .....	40
3.3.1. Úprava plodnic .....	40
3.3.2. Úprava půdních vzorků .....	40
3.4. Stanovení celkového obsahu rtuti .....	41
3.5. Stanovení organické rtuti s využitím iontoměniče .....	41
3.6. Stanovení vodného výluhu rtuti .....	42
3.7. Stanovení aktivní půdní reakce .....	42
4. VÝSLEDKY A DISKUZE .....	43
4.1. Obsah rtuti ve vzorcích nivních půd a plodnic hub .....	43
4.2. Obsahy celkové rtuti v nivních půdách u obce Chvoječná .....	45
4.2.1. Obsah celkové rtuti v půdě z kopané sondy S1 na břehu Ohře (ř. km. 230) .....	45
4.2.2. Obsah celkové rtuti v půdě z kosené plochy TTP 1 .....	47
4.2.3. Obsah celkové rtuti v půdě z plochy nekoseného mokřadu TTP 2 .....	48
4.2.4. Obsah celkové rtuti v půdě z kontrolní plochy TTP 3 .....	49
4.2.5. Obsah celkové rtuti v půdě z kopané půdní sondy S2 na kontrolní ploše .....	51
4.2.6. Obsah celkové rtuti v půdách na obhospodařované ploše - POLE (k) .....	53
4.2.7. Obsah celkové rtuti v půdě z kontrolní plochy - POLE (r) .....	54
4.3. Mobilita rtuti .....	55
4.4. Zastoupení organických forem Hg ve vybraných půdách .....	57
4.4.1. Organické formy rtuti v půdě z kopané půdní sondy S1 .....	57
4.4.2. Organické formy rtuti v půdě z plochy TTP 2 .....	60
4.5. Emise celkové plynné rtuti (TGM) v trvalém travním porostu TTP 2 .....	61
5. ZÁVĚR .....	63
6. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY .....	65
7. SEZNAM ZKRATEK	
8. SEZNAM PŘÍLOH	

# 1. ÚVOD

Rtuť (dále jen Hg) řadíme mezi nejvíce toxické prvky v našem životním prostředí. Zvláště nebezpečná forma Hg je methylrtuť, která se hromadí v rámci potravního řetězce a ohrožuje tak organismy na nejvyšší trofické úrovni potravní pyramidy, tj. člověka.

V řadě vyspělých států narůstá zvýšený zájem o hodnocení rizik spojených s průmyslovou výrobou. Rtuť představuje globální problém vzhledem k její vysoké těkavosti par a toxicitě. Rtuť je tak přenášena atmosférickým prouděním na velké vzdálenosti v řádu tisíců kilometrů.

V rámci posuzování potenciálních rizik pro životní prostředí v kontaminované lokalitě hraje klíčovou roli stanovení forem Hg a jejich mobility v půdách. Mobilita Hg v půdním prostředí ovlivňuje uvolňování Hg do dalších složek životního prostředí, např. podzemních vod či ovzduší. Vzhledem k rozdílným toxickým vlastnostem methylrtuti je z tohoto důvodu žádoucí stanovit k celkové Hg i organicky vázanou Hg.

Práce sledovala úroveň kontaminace Hg v nivních půdách podél horního toku Ohře na 230. říčním kilometru. Jednalo se o zemědělsky obhospodařované pozemky trvalého travního porostu a orné půdy.

V rámci výzkumu bylo analyzováno 72 půdních vzorků na celkový obsah Hg. Potenciální mobilita Hg v půdách byla zkoumána vodným výluhem u čtyř vzorků s nejvyšším obsahem celkové Hg. Byly také sledovány speciace, přesněji methylrtuť u 10. půdních vzorků z trvalého travního porostu.

Po získání obecných informací z literárních pramenů o vlastnostech, původu a formách Hg v půdách následoval odběr a zpracování vzorků půd z oblasti s předpokládanou kontaminací, tj. v oblasti 230. říčního kilometru u obce Chvoječná pod vodní nádrží Skalka u Chebu v západních Čechách. Cílem práce bylo potvrzení či vyvrácení zadané pracovní hypotézy, zda je oblast nivních půd pod vodní nádrží Skalka závažně znečištěna Hg vnesenou sedimenty z řeky Ohře.

## 2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

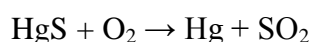
### 2.1. Fyzikální a chemické vlastnosti rtuti

Rtuť (Hg) patří do 12. skupiny (dříve 2b) periodického systému prvků spolu se zinkem (Zn) a kadmiem (Cd). Sousedícími prvky je zlato (Au) a thalium (Tl). Rtuť má atomové číslo 80, relativní atomovou hmotnost 200,6 g, specifickou hmotnost  $13,6 \text{ g.cm}^{-3}$  (*Bencko a kol., 1995*). Bod tání Hg je  $-38,9 \text{ }^\circ\text{C}$  a bod varu  $356 \text{ }^\circ\text{C}$ . Při pokojové teplotě je Hg kapalný stříbrolesklý kov (*Burri a kol., 2005*). Kromě vzácných plynů je jediným prvkem, jehož páry jsou téměř výhradně jednoatomové. Na základě vysoké tenze par Hg spolu s toxicitou vyžadují opatrnost při práci (*Greenwood, a kol., 1993*).

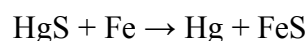
Ačkoliv není stanovena přesná definice „těžkého kovu“ je termín obecně používán pro kovy, které mají specifickou hmotnost větší než  $4\text{-}5 \text{ g.cm}^{-3}$ . K těžkým kovům patří kromě Hg ještě Cu, Cd, Tl, Zn, Pb, Sb a Cr a další, nesprávně je k nim řazen i As. Ve většině případů kontaminace půdy těžkými kovy je způsobena říčním systémem nebo znečištěním ovzduší (*Arao a kol., 2010*).

Rtuť se vyskytuje pouze v omezeném počtu oxidačních stavů (0, +I, +II). Přesto vytváří širokou škálu sloučenin, které se liší jak svými fyzikálními a chemickými vlastnostmi, tak i svou toxicitou. Mezi nejdůležitější chemické formy Hg náleží elementární - kovová rtuť ( $\text{Hg}^0$ ), rtuťné ( $\text{Hg}_2^{2+}$ ) a rtuťnaté ( $\text{Hg}^{2+}$ ) anorganické formy Hg a organokovové sloučeniny Hg (*Houserová a kol., 2006*).

Izolace Hg je poměrně snadná. *Greenwood a kol. (1993)* zmiňuje jednu nejprimitivnější metodu, která spočívala v zahřátí rumělky v ohni z chrástí, které sloužilo jako palivo i jako chladič, a kovová rtuť se shromažďovala v popelu.



Jiný způsob u bohatých rud je pražení se želeným odpadem nebo s páleným vápnem:

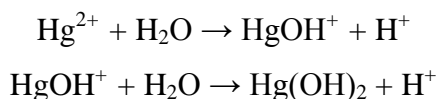


Rtuť se za normální teploty slučuje s kyslíkem jen nepatrně; zřetelnější oxidace nastává za tepla, zejména kolem jejího bodu varu (*Fara, 2004*). *Greenwood (1993)* se zmiňuje, že slučování rtuti s kyslíkem lze zjistit při teplotě nad  $350 \text{ }^\circ\text{C}$ , ale nad  $400 \text{ }^\circ\text{C}$  se HgO rozkládá opět na prvky. Ozon působí na Hg již za normální teploty za vzniku oxidu rtuťného  $\text{Hg}_2\text{O}$ . Podobně reaguje Hg za normální teploty s halogeny a se sírou (*Fara, 2004*).

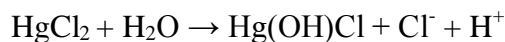
Rtuť s neoxidujícími kyselinami nereaguje, ale rozpouští se v koncentrované HNO<sub>3</sub> a horké koncentrované H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> za vzniku rtuťnatých solí a oxidů dusíku nebo síry. Ve zředěné HNO<sub>3</sub> pomalu vzniká Hg<sub>2</sub>(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Rtuť má tendenci ke kovalentním vazbám a preferuje ligandy s donorovými atomy N, P a S, s nimiž tvoří v oxidačním stavu II komplexy, které patří k nejstabilnějším komplexům dvojmocných iontů. Slitiny Hg jsou známé jako amalgámy. Nejsnadněji tvoří amalgámy těžké kovy, zatímco lehčí kovy první přechodné řady (s výjimkou Mn a Cu) jsou v Hg nerozpustné. Proto mohou být k jejímu skladování použity železné nádoby (*Greenwood, a kol., 1993*).

**Rtuťné sloučeniny** (Hg<sup>2+</sup>) jsou ve vodě málo rozpustné s výjimkou dusičnanu, chlorečnanu, chloristanu (*Štefanidesová a kol., 2005*). Ion rtuťný (<sup>+</sup>Hg-Hg<sup>+</sup>) snadno vzniká redukcí solí rtuťnatých a stejně snadno se na ně oxiduje. Rtuťný ion tvoří málo komplexů, což je způsobeno jednak malou tendencí k tvorbě kovalentních vazeb, jednak proto že s většinou ligandů tvoří ion rtuťnatý ještě stálejší komplexy, takže ion rtuťný disproportionuje. Hg<sub>2</sub><sup>2+</sup> ion je v biologickém prostředí nestabilní, za přítomnosti SH-skupiny vzniká jeden atom Hg<sup>0</sup> a jeden atom Hg<sup>2+</sup> (*Bencko a kol., 1995*). Z mála sloučenin rtuťných jsou nejznámější halogenidy (fluoridy, chloridy, bromidy, jodidy), které obsahují ion Hg<sub>2</sub><sup>2+</sup>. Fluoridy se liší od ostatních halogenidů tím, že jejich teploty tání a varu jsou daleko vyšší než u ostatních halogenidů (*Greenwood, a kol., 1993*).

**Rtuťnaté sloučeniny**, které obsahují ionty Hg<sup>2+</sup>, mají schopnost tvořit stabilní komplexy s biologicky aktivními molekulami. Stabilita alkylů a arylů vůči vzduchu i vodě je u Hg stálá. Není to proto, že by vazba Hg-C byla tak pevná, ale proto že konkurující vazba Hg-O je ještě slabší. Rtuťnaté halogenidy HgX<sub>2</sub> (X = Cl, Br, I) jsou nízkotající těkavé pevné látky, rozpustné v mnoha organických rozpouštědlech. Jejich rozpustnost ve vodě klesá s rostoucí molekulovou hmotností, HgI<sub>2</sub> je již nepatrně rozpustný. V případě dvojmocné rtuti převažují ve vodách ve slabě kyselém prostředí chlorokomplexy (HgCl<sup>+</sup>, nedisociovaný HgCl<sub>2</sub> a HgCl<sub>3</sub><sup>-</sup>) a to již při nízkých analytických koncentracích chloridových iontů. Ionty Hg<sup>2+</sup> však při pH 2–6 hydrolyzují na HgOH<sup>+</sup> a Hg(OH)<sub>2</sub>.



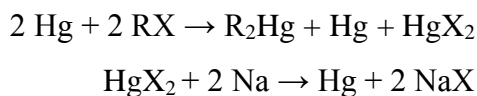
V alkalickém prostředí je dominantní formou  $\text{Hg}(\text{OH})_2$ , v neutrálním pak  $\text{Hg}(\text{OH})\text{Cl}$ , podle následující reakce probíhá částečná hydrolyza  $\text{HgCl}_2$  (Greenwood, a kol., 1993):



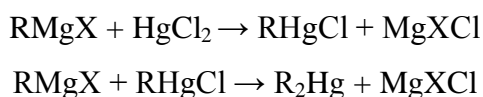
**Organokovové sloučeniny**  $\text{RHgX}$  jsou krystalické látky schopné tvořit se rtuť kovalentní vazby (např. Cl, Br, I, CN, SCN, OH), vzniká kovalentní nepolární látka, rozpustnější více v organických rozpouštědlech než ve vodě. Je-li X ion síranový nebo dusičnanový, vzniká látka solného charakteru a pravděpodobně zcela iontová, jako např.  $[\text{RHg}]^+\text{NO}_3^-$  (Fara, 2004).

V organokovových sloučeninách typu  $\text{RHg}^+$  a  $\text{RHgR}^-$  (R, R- je organické radikál) je Hg kovalentně vázána na atom C, vazba C-Hg je chemicky stálá vzhledem k malé afinitě rtuť ke kyslíku (Tuček, 2006).

Organokovových sloučenin, typu  $\text{RHgX}$  a  $\text{R}_2\text{Hg}$ , je známo velké množství. Mohou být připraveny působením amalgámu sodíku na  $\text{RX}$ , neboli alkylhalogenid (Greenwood, a kol., 1993):



Častěji se však používá reakce Grignardova činidla s chloridem rtuťnatým ( $\text{HgCl}_2$ ) v tetrahydrofuranu:



Lze je také jednoduše získat působením  $\text{HgX}_2$  na uhlovodík:



Zvláště dialkylové a diarylové sloučeniny jsou nepolární, těkavé a toxické kapaliny nebo nízkotající pevné látky. Tepelně jsou dosti nestálé a citlivé na světlo. Schopnost Hg tvořit organokovové sloučeniny nese s sebou výrazné toxické vlastnosti (Fara, 2004).

## 2.2. Zdravotní příznaky otravy rtutí

Spotřeba ryb je považována za hlavní významný zdroj expozice MeHg pro lidi (*Zhang a kol., 2010*). Profesor Masazumi Harada vystoupil v dokumentárním filmu Ekologické katastrofy. Zmínil se o začátku jeho lékařské kariéry v Minamatě roku 1975, kdy se následky otravy Hg projeví u rodin rybářů. Harada: „Pořád se jim třásly ruce. Nerozuměli jsme jim, co říkají a neustále slintali. Nebyli schopni chodit rovně, protože se jim motaly nohy, jako by byli opilí“ (*Bertrand, 2009*).

Symptomy intoxikace Hg se projevují zúžením zorného pole, atrofií mozkové kůry, poruchami chování, řeči, polykání, sluchu nebo svalovým třesem. Kromě nervové soustavy jsou otravou Hg postiženy i ledviny. Bylo prokázáno, že pro ledviny je více toxická Hg v anorganické formě, kdežto pro nervový systém mají větší toxický účinek organokovové sloučeniny. Bylo potvrzeno, že játra Hg rychle kumulují a vylučují ji žlučí do střeva. Zpětná re-absorpce anorganické Hg je ve střevě velmi malá, pokud k ní vůbec dochází. Rtuť obsažená ve výkalech je z části anorganická Hg. Organická MeHg je vylučovaná žlučí, z další části bývá Hg zachycená na odloupaných spitélích střevní výstelky. Již ve čtyřicátých letech minulého století bylo prokázáno, že toxicita rtuti může být snížena přítomností selenu. Účinek selenu se projevuje při akutních i chronických intoxikacích, a to rtutí vázanou anorganicky i organicky (*Fara, 2004*).

### Elementární rtuť

Expoziční cesta rtuti je u lidí nejčastěji inhalační, orální a dermální. K typické inhalační expozici dochází u stomatologů při odvrátání starých amalgamových plomb (*Houserová a kol., 2006*).

Ve vodě nerozpustná kovová rtuť ( $\text{Hg}^0$ ) se v trávicím ústrojí prakticky nevstřebává. Kůží se  $\text{Hg}^0$  může vstřebávat, je-li dispergována do vhodného mast'ového základu. Páry  $\text{Hg}^0$  se významně vstřebávají plicemi, odtud putuje červenými krvinkami do mozku (*Burri a kol., 2005*). Obecně  $\text{Hg}^0$  lépe proniká biologickými membránami. Měřením koncentrace Hg ve vdechovaném a vydechovaném vzduchu byla u člověka zjištěna retence 75-85 %. Procento retence je nižší u osob, které požíly malé množství alkoholu. Vstřebaná  $\text{Hg}^0$  se rychle oxiduje na  $\text{Hg}^{2+}$ . Nejvyšší koncentrace Hg nalezneme vždy v ledvinách, potom v játrech. Vylučování Hg stolicí je 20-40 krát vyšší než močí. Je možné, že se při vyšších dávkách Hg bude podíl vylučování močí zvyšovat. Určitý podíl Hg se ukládá do vlasů a nehtů a odchází potem (*Bencko a kol., 1995*).

## **Anorganické sloučeniny rtuti**

Z toxikologického hlediska jsou nejznámější chlorid rtuťnatý  $\text{HgCl}_2$ , dusičnan rtuťnatý  $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ , kyanid  $\text{Hg}(\text{CN})_2$  a oxykyanid rtuťnatý  $\text{Hg}(\text{CN})_2 \cdot \text{HgO}$ . Již několik minut po požití toxické dávky (0,2-1,0 g) sublimátu či kyanidu dochází ke zvracení, často krvavého obsahu. Brzy se dostavují prudké bolesti břicha, spojené s krvavými průjmy. Během 24 hodin se vyvine obraz selhání ledvin. Chronická otrava výhradně anorganickými sloučeninami Hg je málo pravděpodobná. Chronická expozice zahrnuje i páry  $\text{Hg}^0$ , loupáním kůže, otoky, vypadáváním vlasů, světloplachost, velké pocení vedoucí až k dehydrataci. Byla pozorována hyperkeratóza a hyperplazie na periférii končetin. Anorganické sloučeniny Hg jsou v plicích méně vstřebány, než je tomu u par  $\text{Hg}^0$ . Ve vyšších dávkách  $\text{HgCl}_2$  poškozuje sliznici trávicího ústrojí. Méně rozpustné sloučeniny Hg se hůře vstřebávají. Kalomel  $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$  byl dříve užíván k léčbě syfilis v dávkách, které odpovídají smrtelným dávkám  $\text{HgCl}_2$ .  $\text{Hg}^{2+}$  je vylučována z organismu hlavně močí a stolicí, i když na vylučování se mohou podílet i další cesty, jako je vydechovaný vzduch, mateřské mléko, pot, sliny, vlasy a nehty (*Bencko a kol., 1995*).

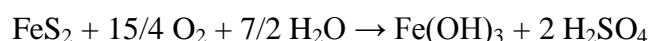
## **Organické sloučeniny rtuti**

Za nejtoxičtější sloučeniny Hg jsou pokládány etyl- a metyl-sloučeniny, obecně alkyl-sloučeniny, které navíc mají výraznou tendenci k bioakumulaci. Organokovové sloučeniny Hg, na rozdíl od anorganických, pronikají snadno do mozku, placenty a ukládají se v ledvinách a vlasech. Jsou přibližně 10 krát toxičtější než anorganické formy rtuti. Působí především na CNS (*Houserová a kol., 2006*).

V organismu je třeba rozlišovat organické sloučeniny Hg relativně stále (metyl- a etyl-rtuťnaté sloučeniny) a nestálé (fenyl- a alkoxyalkyl-rtuťnaté sloučeniny). Fenylртуťnaté (PhHg) sloučeniny mohou způsobit v místě styku poškození kůže či sliznice. Páry metylrtuti (MeHg) jsou v plicích velmi rychle vstřebány. Po perorálním podání je MeHg vstřebávána trávicím ústrojím ve velkém rozsahu, téměř 100 % (*Bencko a kol., 1995*). Rtuť je schopna proniknout přes placentární bariéru a intoxikovat plod. Intenzita průniku iontů je dána chemickou vazbou Hg. Výzkumy prokázaly, že již po dvou dnech intoxikace mateřského organismu MeHg byla koncentrace Hg v mozkových polokoulích plodu dvakrát vyšší než u matky a čtyřikrát vyšší ve fetálním mozečku ve srovnání s matkou. Plod může být intoxikací Hg vážně ohrožen, aniž by mateřský organismus jevil známky otravy (*Fara, 2004*). Po podání dávky MeHg, nižší než letální, je u člověka odhadován biologický poločas na 70 dní.

### 2.3. Minerální zvětrávání hornin vlivem organismů

Horniny na zemském povrchu obvykle vznikají při vysoké teplotě a tlaku. Expozice minerálů na vzduchu vede k chemickým a fyzikálním reakcím, což má za následek rozpuštění minerálů a vznik nových fází, jako je například jíl. Zvětrávání hornin postupně ovlivňuje složení podzemních i povrchových vod. Skalní povrchy jsou v počátcích vystaveny anorganickému zvětrávání (vzduchu a vodě). Později jsou tyto povrchy kolonizované vrstvou mikroorganismů, kde mají velmi omezený prostor. Sulfidy kovů jsou součástí hornin (např. granity, čediče, metamorfní horniny). Mohou být prvními z minerálů, na které může působit chemické zvětrávání, což vede ke vzniku kyselých reakcí (*Banfield a kol., 1999*).



Množství kyseliny v přírodním prostředí do značné míry určuje aktivitu mikroorganismů. Tahle vlastnost se využívá při kovovém loužení. Kyselina sírová vygenerovaná ze sulfidu urychluje rozpouštění okolních křemičitanů. Zvyšují se tak možnosti pro mikrobiální kolonizaci. Minerální povrchy jsou kolonizovány mikroby, složitými směsí polymerů o vysoké molekulové hmotnosti, jíly a oxyhydroxidy. Buňky jsou vázány k povrchu minerálů a dochází k rekrystalizaci. Mikroorganismy přispívají k rozpouštění nerozpustných fosfátů uvolňováním organických kyselin. Tyto reakce mají významný vliv na půdní úrodnost. Znalost elementárního složení minerálních fází je rozhodující pro porozumění prvku v přijímání mikroorganismy, houbami a rostlinami (*Cabala a Teper, 2006*). Mikroorganismy mohou urychlit rozpad minerálů. Široká škála mikroorganismů kolonizuje minerální povrchy. Nejvíce známé jsou lišejníky. *Banfield a kol. (1999)* se zmiňují, jak hyphy přispívají k fyzikálnímu zvětrávání živce a upravují vnitřní prostor pro kolonizaci mikroorganismů. Fotosyntetické mikroorganismy leží těsně pod navětralým povrchem horniny. Většinou se jedná o zelené řasy, sinice a jiné fotosyntetické mikroby.

Svrchní kolonizované patro je důležitým zdrojem cukrů, organických kyselin a aminokyselin. Tyto ekologické produkty (včetně uhlíků a polymerů) převádí z fotosyntetického společenství do houbového a mikrobiálního. Pod povrchem horniny (minerálních fází) se mohou tvořit zvýšené hladiny kyseliny uhličitě z plísňového a bakteriálního rozkladu organické hmoty. Studie minerálního rozpouštění s kulturami bakterií a hub vykazují dramatický rozpad minerálů, jako je živce, biotit, křemen, apatit a další minerály. V pokusech s bakteriemi, slídy a živce, existuje přímá souvislost mezi tvorbou mikrobiálního organického ligandu a zvýšenému uvolňování Si, Al a Fe. *Banfield a kol.*



(1999) uvádějí, že mikroby mohou produkovat nízké hodnoty pH na povrchu minerálů. Například hodnoty pH 3-4 byly nalezeny v blízkosti bakteriálních buněk, kdy jinak převážná část hodnoty pH roztoku byla 7. Zpravidla platí, že prvky, jako Fe a Al jsou relativně nerozpustné v neutrálním pH prostředí. Jak se zvyšuje kyselost, tak železo a hliník zvyšují svoji mobilitu. To pravděpodobně vede ke vzniku různých sekundárních minerálů.

## 2.4. Přírodní zdroje rtuti

Rtuť patří mezi kovy přirozeně se vyskytující ve všech složkách životního prostředí. Obsah Hg v zemské kůře činí do 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Kapalná forma Hg se jen zřídka vyskytuje v zemském masivu jako čistý kov. Je známo více jak dvacet hlavních minerálů. Cinabarit - rumělka ( $\text{HgS}$ ) je nejčastější a nejznámější rudou (Burri a kol, 2005). Tetraedrity bohaté na Hg se označují jako schwazit (až 17 % Hg). Salminen (2005) uvádí ještě jako primární Hg minerály corderoit  $\text{Hg}_3\text{S}_2\text{Cl}_2$  a livingstonit  $\text{HgSb}_4\text{S}_8$ . Sekundárními minerály jsou například schuetteit  $\text{Hg}_3(\text{SO}_4)\text{O}_2$  a kalomel  $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ .

Rtuť se nachází především podél pásů dávné vulkanické aktivity. Nejznámější a nejrozsáhlejší naleziště jsou ve Španělsku (Almadén); obsahují 6 – 7 % Hg a pracovalo se v nich již od římských dob. Další naleziště, obvykle obsahují méně než 1 % Hg, se nacházejí v býv. SSSR, býv. Jugoslávii, Alžírsku, Mexiku a Itálii (Greenwood, a kol., 1993). Lokalitou v České republice je například Příbram. Rtuť se zpracovávala v huti u Komárova s názvem Jedová hora (německy Giftberg), než byla v druhé polovině 19. století její výroba zastavena díky levnější Hg dovážené ze slovinské Idrije (Lang, 2010).

K přírodním zdrojům  $\text{Hg}^0$  patří výpar při minerálním zvětrávání zemské kůry a půd, stejně tak i z oceánů a mokřadů, vulkanické činnosti a lesních požárů (Burri a kol, 2005; Houserová a kol, 2006). Rtuť vstupuje do lesních ekosystémů prostřednictvím suché či mokré depozice a dále lesním opadem. V půdních horizontech je Hg silně sorbována na organickou hmotu a koncentrace jsou v nich obvykle vyšší než v horizontech minerálních půd. Přesto jsou minerální půdy obvykle větší „zásobárnou“ Hg. Důležitým činitelem v přírodním cyklu lesních ekosystémů jsou požáry. Během požárů se z lesních půd uvolní velké množství  $\text{Hg}^0$  do atmosféry. K velkému množství emisí Hg dochází již v rozmezí teplot 100 – 300  $^{\circ}\text{C}$  (Navrátil a kol., 2009).

## 2.5. Antropogenní zdroje znečištění

Zdrojem kontaminace životního prostředí Hg je především výroba kovů, kterou často komplikuje skutečnost, že obsah některých kovů v rudách je relativně nízký. Z tohoto důvodu má mimořádný význam otázka komplexního zpracování polymetalických rud. Jejich hlavní součástí jsou obvykle olovo, zinek, případně i měď. Kromě nich obsahují vedle antimonu a arzenu i kadmium, rtuť, thalium, gallium, indium a germanium, které se koncentrují v meziproduktech a odpadech závodů na zpracování rud. Při zpracování odpadních produktů za účelem získání dalších kovů nemá výsadní postavení pyrometalurgie. Její hygienické riziko spočívá primárně ve znečišťování ovzduší. Často se používá mokřých procesů loužení, hydrometalurgických postupů například při výrobě vanadu. Tyto postupy představují primárně riziko kontaminace odpadních vod jako dalšího transportního média, kterým kovy penetrují do životního prostředí. Haldy vytěžené hlušiny, hutnických odpadů a odkaliště důlních a hutních závodů barevné metalurgie jsou často zdrojem sekundární prašnosti, pokud povrch není důkladně rekultivován či trvale zvlhčován (*Bencko a kol., 1995*).

Antropogenní zdroje činí 60 – 80 %. Mezi hlavní antropogenní zdroje znečištění Hg patří vyluhování z hlušiny v lokalitách s aktivní i ukončenou těžbou Hg, spalování uhlí a jiných fosilních paliv, výroba Cl, vyluhování z odpadů obsahujících sloučeniny Hg na skládkách, spalování odpadů ve spalovnách, kremace, vypouštění kontaminovaných komunálních vod, výroba cementu, tavení kovů, odpady z chemického průmyslu, používání fungicidně upravených semen v zemědělství a těžba vzácných kovů amalgamací (*Houserová a kol, 2006*). Při tzv. „řemeslné těžbě zlata“ se extrahovatelná část zlata sloučí s kovovou rtuť (tekutá forma) a vytvoří amalgám. Rtuť se následně oddělí zahříváním, dokud se rtuť neodpaří. Tento primitivní proces se často provádí bez úsilí zachytit plynnou rtuť, která následně uniká do atmosféry. Stejným způsobem se získává i stříbro (*ECDGE, 2004*).

V posledních letech je intenzivní zájem veřejnosti o zdroje expozic metylrtuti v rybách, rtuťové páry z amalgámových zubních výplní a etylrtuť jako antiseptikum ve vakcínách (*Clarkson, 2002*).

Důležitým zdrojem kontaminace životního prostředí toxickými kovy je spalování fosilních paliv, především uhlí. Některé druhy uhlí obsahují mimořádně velké množství některých prvků. Popílek unikající z elektráren kontaminuje ovzduší a následně i půdu, kde se zvyšují koncentrace těchto kovů (*Peter a Viraraghavan, 2005*).

Obsah Hg v palivu vykazuje široké rozmezí dané aktuální těžbou lokalitou. Jako příklad uvádí *Rentz a kol. (1996)* obsahy Hg v černém uhlí (bez vody) 0,025 - 1 mg.kg<sup>-1</sup>

spalovaném v elektrárnách v Evropské unii a v hnědém uhlí (včetně vody)  $0,2 - 0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  spalovaném v Německu. Obdobným problémem je úložiště popílků, které jsou často rozprašovány do okolního prostředí. Tímto pak dochází k sekundární kontaminaci. Sem patří i domácí spalování uhlí a jiných produktů, které bývá opomíjeno. Během dlouhodobého spalování uhlí domácnostmi a ukládáním popílků v blízkém okolí, může vzniknout druhotná kontaminace prostředí v relativně čistých oblastech (Xiao a kol., 2004).

Vnesení Hg zemědělskou výrobou bylo způsobeno především aplikací pesticidů. Wang a kol. (2004) odhadují, že bylo v oblasti zemědělství do 60. letech globálně použito kolem 2 100 tun Hg. I přes její pozdější zákaz byla Hg stále v oběhu a její vliv se i očekává i nadále. Znamé jsou také lesní oblasti se zvýšeným pozadím Hg. Exponované plochy po odlesnění jsou za silných dešťů ohroženy erozí. Při povodních roku 1997 ve státě Nevada bylo vneseno do nádrže Lahontan cca 1400 kg Hg (Wang a kol., 2004).

Silně znečištěné lokality z tehdejší průmyslové výroby chloru a alkalických hydroxidů často zasáhly velkou plochu. Následné sanační práce bývají velmi nákladné a pro ekonomicky slabší státy jsou téměř neřešitelnou situací. Obdobným problémem se zabýval Ullrich a kol. (2007) v severním Kazachstánu jezera Balkyldak. Sedimenty v tomto jezeře jsou silně kontaminovány Hg (až 1500 mg/kg u vyústěného odpadního potrubí). U nejvíce postižených míst byla navržena kombinace odstranění horních vrstev a převrstvení těsnícím materiálem.

V posledních 15-20 letech nastal výrazný pokles používání Hg v zemích OECD. Spotřeba Hg v mnoha rozvojových zemích byla robustní, zejména v jiho-východní Asii (v případě používání Hg ve výrobcích) a ve Střední a Jižní Americe (v případě řemeslné těžby zlata). Hlavními faktory ve změně poptávky Hg v zemích OECD bylo snížení či nahrazení Hg a přesunutí výroby do zemí třetího světa (ECDGE, 2004). Podíl spotřeby Hg v jednotlivých odvětvích Evropské unie a světa vystihuje graf č. 1 a 2.

## 2.6. Půdy obsahující rtuť

Rtuť je v půdě slabě mobilní. Rtuť, která se dostane do kontaktu s půdou, se stává rychle imobilní díky přítomným oxidům železa, hliníku, manganu a především látek organické povahy. Rtuť má tendenci zůstávat v povrchové vrstvě půdy (Anonymous).

Vyvřelé horniny čedič a gabro mají obecně mnohem nižší obsah Hg (obvykle  $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) než žula (průměrně  $80 \mu\text{g}/\text{kg}$ ). U sedimentárních hornin bývají úrovně Hg vyšší v břidlicích ( $400 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) než v karbonátových horninách ( $40 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) a pískovci ( $30 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) (Wedepohl, 1978). Obohacení Hg je ještě výraznější u některých organicky bohatých černých

břidlic, které mohou mít i několik mg/kg Hg vlivem jílových minerálů, organických zbytků a sulfidů. Uhlí vykazuje velmi variabilní hodnoty Hg, od  $< 10 \mu\text{g/kg}$  až  $> 1000 \mu\text{g/kg}$ , někdy i velmi vysoké úrovně až 30 mg/kg. Přítomnost jílových minerálů a Fe oxidů představuje relativně příznivé podmínky pro Hg adsorpci na minerální povrchy (Hojdová a kol., 2009).

Přebytek iontů  $\text{Cl}^-$  v půdě vede ke snížení sorpce  $\text{Hg}^+$  na minerální částice, včetně oxidů Mn a organické hmoty, protože vysoce stabilní Hg-Cl komplexy jsou poměrně špatně sorbované. Akumulace Hg souvisí především s obsahem C a S v půdě, organické půdy mají vyšší obsah Hg než v minerálních půdách vzhledem k vazebné kapacitě surového humusu (Pendias a kol., 2001).

V půdách s nízkým obsahem organické hmoty je  $\text{HgCl}_2$  vázán na anorganické komponenty a vede tak k potenciálně vysoké mobilitě reaktivních sloučenin Hg. Tyto sloučeniny představují vysoké riziko, protože mohou být snadno v podzemních vodách přeměněny, například na organické sloučeniny nebo elementární rtuť.  $\text{Hg}^{2+}$  se snadno redukuje na  $\text{Hg}^0$ . Rtuť může být redukována (i) huminovými látkami, (ii) mikrobiálními procesy, (iii) jinými kovy obsaženým v půdě (například Fe/Al). V případě velmi vysokých koncentrací Hg bývají mikrobiální procesy nepravděpodobné, vzhledem k velmi toxickému prostředí (Bollen a kol., 2008).

Chování  $\text{HgCl}_2$  v půdě je poměrně nejasné. Již dříve se ukázalo, že Hg má silnou tendenci vytvářet komplexy s  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{S}^{2-}$  a S skupinami organických ligandů. V půdě by měla být přítomná Hg ve třech oxidačních stavech. Nejvíce je v redukované formě  $\text{Hg}^0$ , další dvě formy jsou iontové  $\text{Hg}_2^{2+}$  a za oxidačních podmínek  $\text{Hg}^{2+}$ . V životním prostředí je  $\text{Hg}_2^{2+}$  nestabilní, protože disproportionuje na  $\text{Hg}^0$  a  $\text{Hg}^{2+}$  (Schuster, 1991).

Bylo prokázáno, že koncentrace  $\text{Cl}^-$  je důležitým faktorem pro adsorpci  $\text{Hg}^{2+}$  do půdy. S rostoucí koncentrací  $\text{Cl}^-$  se mobilita Hg v půdě také zvyšuje. Schuster (1991) uvedl, že koncentrace  $\text{Cl}^-$  může být považována za jednu z nejvíce mobilních a perzistentních komplexotvorných činidel pro Hg.

Rumělka v některých případech vzniká jako sekundární minerál vlivem zvětrávání. Tento případ popisuje ve studii Navarro a kol. (2006), kde potvrdili, že se rumělka sráží po změně Hg – ložiska pyritu, kdy může dosáhnout obsahu Hg až  $8\,800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

## 2.7. Emise rtuti

V koloběhu Hg má největší význam atmosféra. Přestup Hg ze zemského povrchu do atmosféry je několikrát větší než přestup mezi kontinenty a oceány. Do atmosféry přestupuje Hg především ve formě par, zatímco z kontinentů do oceánů přechází Hg především ve formě solí dvojmocné Hg (Fara, 2004). Rtuť se ukládá na zemský povrch z atmosféry přes mokré a suché depozice. Elementární rtuť ( $\text{Hg}^0$ ) a dimethylrtuť ( $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ) jsou těkavé, proto jsou považovány za významný zdroj emisí především z půd (Rinklebe a kol., 2010). Atmosféricky uložená Hg může být re-emitována nebo „recyklována“ z povrchu půd zpět do atmosféry (Ericksen a kol., 2006). Přirozeným výparem se uvolňuje ze zemské kůry 25 – 125 tis. tun Hg ročně.

V atmosféře tvoří elementární rtuť ( $\text{Hg}^0$ ) 98 % z celkové plynné rtuti (TGM) a může se účastnit některých procesů a interakcí chemické, fyzikální nebo fotochemické povahy, které umožňuje přenos na vodní a zemský povrch, a její možné konverze na  $(\text{MeHg})^+$ , viz. Obr. č. (1): Přeměny sloučenin Hg. Nejčastěji používaná metoda pro stanovení atmosférické Hg je založena na zachycení par Hg na Au (amalgán) a následné detekci pomocí AAS. U studie kinetiky re-emisí Hg z půd zjistili Bahlmann a kol. (2006) silné spektrální reakce na UV-B záření. Jde o jasný důkaz fotolytické redukce dvojmocné rtuti na povrchu půdy. Dále se domnívají, že teplotní mechanismus může hrát důležitou roli v zimních a jarních měsících.

V Nevadě byl zaznamenán pozoruhodný nárůst plynných emisí rtuti (MEF) po silném dešti. Na místě se zvýšil MEF z hodnot  $8 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  u suché půdy na více než  $140 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  u vlhké půdy, tj. 1 hodinu po začátku srážek (Lindberg a kol., 1999).

Bash a Miller (2007) naznačují, že zvýšeným zdrojem atmosférické Hg mohou být i některé sezónní zemědělské činnosti (zejména orba), v důsledku narušení povrchu půdy. Rtuť je emitována z půdy v průběhu zemědělských operacích. Jejich naměřené hodnoty narostly ze  $7,03 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$  na maximálních  $4011 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . Emise jsou způsobeny mícháním a provzdušňováním půdy, při kterých se uvolňuje plynná Hg z půdních pórů. Vlivem orby se půda z nižších vrstev dostává na povrch, kde opět působí fotochemické procesy. Ericksen a kol. (2006) poukazují i na významné rozdíly mezi světlými a tmavými lokalitami. Emisní výkyvy Hg z půd se zdají být řízeny faktory, jako je koncentrace Hg a její speciace, substrát, světlo, teplota, vlhkost půdy, rychlost větru a turbulence.

Vědecké pracovnice Magarelli a Fostier (2005) sledovaly hodnoty celkové plynné rtuti (TGM) z povodí Negro v Amazonii. Průměrné hodnoty v lesních lokalitách byly výrazně nižší ( $0,1 \pm 1,8 \text{ pmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ) než na odlesněných místech ( $13,7 \pm 10,3 \text{ pmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , což

odpovídá  $2,75 \pm 2,07 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ). Na odlesněných místech byly zaznamenány toky Hg do ovzduší i během noci, zatímco v lese byly zaznamenány jen minimální hodnoty.

Téměř ve všech studiích byly pozorovány nejvyšší toky Hg v létě a odpoledne, naopak nejnižší v zimě a během noci. Jako klíčové parametry ovlivňující MEF jsou: sluneční záření, teplota a vlhkost půdy. Avšak mechanismus, jehož prostřednictvím sluneční záření zvyšuje emise Hg, zůstává nejasný a často je diskutován kontroverzně (*Bahlmann a kol., 2006*).

## 2.8. Rozšíření rtuti v Evropě

### 2.8.1. Rtuť ve svrchních půdách

Průměrné obsahy Hg v podloží jsou cca 0,022 mg/kg a ve svrchní vrstvě cca 0,037 mg/kg. Pro lepší představu o rozšíření Hg ve svrchních vrstvách Evropy je k dispozici mapa č. 1.

*Salminen (2005)* poukazuje na pozoruhodně **nízké hodnoty** (< **0,011 mg/kg**) jak v podloží tak ve svrchních vrstvách Polska, Dánska a pobaltských států, které jsou zřejmě důsledkem historického působení ledovců. Nízké hodnoty byly také nalezeny v celé části středního a východního Španělska a severovýchodní části Řecka.

**Vysoké hodnoty** (> **0,041 mg/kg**) se také vyskytují v Toskánsku, krasových půdách Slovinska a Chorvatska, západním Rakousku, jižním a západním Německu, východním Slovensku, jiho-západní Anglii, Irsku a západního Skotska. V povrchových půdách je zarážející kontinuální oblast s vysokými hodnotami Hg (> 0,07 mg/kg), která se táhne od Nizozemí dolů přes západní část Německa, západního Rakouska do severní Itálie, Slovinska a západ Chorvatska. Lokální anomálie s nejvyššími hodnoty Hg v podloží se vyskytují v jižním Španělsku (způsobené mineralizací Hg v oblasti Almadénu, poblíž Granady), západních Pyrenejích (vztahující se k žilným výstupům rud Zn-Pb), severní Itálii – Lodrino (zřejmě mineralizací sulfidu), a ve východní a střední části Německa. Zajímavou anomálií je také poloostrov Atika, Řecko. Tyto oblasti pravděpodobně poukazují na antropogenní kontaminace (*Salminen, 2005*).

### 2.8.2. Rtuť v říčních sedimentech

Střední obsahy Hg v sedimentech řek jsou cca 0,04 mg/kg, s rozsahem 0,003 až 13,6 mg/kg. **Nízké hodnoty** Hg v sedimentech (< **0,02 mg/kg**) se vyskytují ve Finsku, centrální

části Norska, Pobaltí, severním Polsku, oblast středních Alp, jihozápadní Francie, východní a střední část Španělska, Kalábrie, Sicílie a větší část Řecka.

**Vysoké hodnoty Hg** v sedimentech ( $> 0,07 \text{ mg/kg}$ ) se vyskytují v celém jižním Španělsku (včetně známé oblasti Almadén), severozápadním Španělsku (vztahující se k Zn-Pb mineralizaci), jihozápadní a jižní Itálie (vulkanická oblast), jihovýchodní Anglie (možné znečištění), severní část České republiky se sousedními hranicemi Německa a Polska, východní Slovensko (v souvislosti s mineralizací). Vysoké hodnoty v České republice a přilehlém Polsku jsou vysvětleny kontaminací způsobené atmosférickými depozicemi místních uhelných elektráren *Salminen (2005)*.

Pro lepší představu o rozšíření Hg v říčních sedimentech je k dispozici mapa č. 2.

## 2.9. Biotransformace methylrtuti v půdách a ve vodních ekosystémech

V půdách a především v říčních a mořských sedimentech dochází k mikrobiální methylaci Hg. Přitom je tvořena silně toxická monomethylrtuť ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ). Vzhledem k její rozpustnosti ve vodě se může hromadit v rámci potravního řetězce, tj. od nejmenších organismů k nejvyšším. Vzniká také plynná a ve vodě nerozpustná dimethylrtuť ( $\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ , která uniká do atmosféry a následným světelným zářením je přeměněna na elementární Hg (*Burri a kol., 2005*).

Methylace Hg není jednoduchá chemická reakce. Vyžaduje přenos alkylové aniontové skupiny (jakou je  $\text{CH}_3^-$ ), která je ve vodě velmi nestabilní. Proto jsou metylační reakce buď výsledkem fotochemického procesu nebo vyžadují katalýzu mikroorganismů (*Anonymous 2*). Methylace Hg je většinou mikrobiálně řízený proces, který probíhá za aerobních i anaerobních podmínek. Mechanismus methylace Hg zahrnuje neenzymatickou methylaci rtuťnatých iontů methylkobalaminovými sloučeninami v přítomnosti různých typů mikroorganismů (druhy bakterií z rodů *Bifidobacterium*, *Chromobacterium*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Methanobacterium*, *Pseudomonas*) vyskytujících se v sedimentech. Mikrobiální methylace probíhá optimálně při pH 4,7. Úlohu při methylaci Hg hraje množství a charakter rozpuštěné organické hmoty (DOM). Methylace  $\text{Hg}^{2+}$  může být snižována vzrůstající koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC), protože dochází k rychlé sorpci  $\text{Hg}^{2+}$  na organické částice a  $\text{Hg}^{2+}$  již nejsou přístupné mikrobiální methylaci. Mícháním sedimentu (např. v ústí řeky) se výrazně zvyšuje vrstva sedimentu, ve které probíhá methylace (z 3 – 5

cm na 15 cm). Proces methylace je současně podporován vyšším přísunem  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  a DOC do spodnějších vrstev sedimentu (Houserová a kol., 2006).

*Ikingura a kol. (2006)* sledovali v 11. týdenním experimentu u Viktoriina jezera, Tanzánii, transformace Hg v hlinito-jílovitých půdách s obsahem  $\text{HgCl}_2$  o koncentraci  $5 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Tým sledoval produkci MeHg v zaplavovaných půdách mořskou a říční (sladkou) vodou. Tvorba a akumulace MeHg se v zaplavených půdách po 4. týdnu experimentu zvedla z původní úrovně  $1,6 \text{ ng.g}^{-1}$  na  $10,8 \text{ ng.g}^{-1}$  (mořská voda) a  $13,8 \text{ ng.g}^{-1}$  (říční voda). Po 4. týdenních záplavách nechali půdy vyschnout za běžných atmosférických podmínek. V 5. týdnu experimentu, za oxických podmínek, nastal prudký pokles MeHg v půdě. V 6. - 11. týdnu však nastal 14. % nárůst MeHg v půdách. Konečný vyrovnaný stav MeHg byl vyšší v zaplavených půdách říční vodou ( $15,5 \text{ ng.g}^{-1}$ ) než mořskou vodou ( $8 \text{ ng.g}^{-1}$ ). Nižší tvorba MeHg v zaplavených půdách mořskou vodou je zdůvodněna tvorbou Hg-chlorokomplexů, které vedou ke snížené tvorbě methylace. Methylace Hg převážně vzniká za mikrobiálních procesů. Během ustálených podmínek se MeHg velmi málo uvolnila do vodního sloupce ( $0,2 - 3,4 \text{ ng.L}^{-1}$ ).

Tvorbu MeHg ovlivňuje přítomnost ligandů jako je  $\text{S}^{2-}$  a  $\text{Cl}^-$ , který může snížit biologickou dostupnost Hg v anoxických podmínkách. *Bonzongo a kol. (2006)* zmiňují, že v době nízkých průtoků řeky Carson, Nevada, byla hodnota pH vody až 8,3. V době zvýšených průtoků pak byla zaznamenána nižší hodnota pH 7,3. V důsledku nižších hodnot pH se dá očekávat vyšší potenciál methylace Hg. Na velmi nízký stupeň methylace mělo vliv zastoupení prvků (Mo, Se, W) v sedimentech. Autoři v tomto článku naznačují, že některé prvky skupiny VI (Mo, Se, W) mohou snižovat stupeň methylace rtuti, ale nikoliv inhibici sulfát-redukujících bakterií, tedy spíše snížením biodostupnosti Hg pro bakterie.

V procesu bioakumulace Hg je zásadní rozdíl mezi  $\text{Hg}^0$ ,  $\text{Hg(II)}$  a  $\text{Me}_2\text{Hg}$ , které nejsou bioakumulovány a MeHg, která naopak je.  $\text{Hg}^0$  a  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$  nejsou bioakumulovány jednoduše proto, že jsou těkavé, a proto nejsou zadrženy ve fyto- nebo bakterio-pico-planktonu. Difundují z těl stejně rychle, jako difundují dovnitř. Bioakumulace  $\text{Hg(II)}$  a MeHg je složitější než  $\text{Hg}^0$  a  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ .  $\text{HgCl}_2$  a  $\text{CH}_3\text{HgCl}$  pronikají difúzí skrz membrány přibližně stejnou rychlostí. Obě jsou rovněž reaktivní s buněčnými složkami a jsou účinně zadržované mikroorganismy. Množství  $\text{Hg(II)}$  je vázáno především na partikulovaný buněčný materiál (membrány) fytoplanktonu (např. rozsivky), které jsou poté konzumenty (např. klanonožci) spíše vyloučeny než absorbovány. Naopak MeHg je s rozpustnou frakcí buňky fytoplanktonu účinněji asimilována konzumentem (*Anonymous 2*).



Sloučeniny Hg jsou přijímány vodními organismy adsorpcí nebo absorpcí přes povrch těla. Při příjmu MeHg potravou musí nejprve dojít k jejímu uvolnění z potravy trávením. Obsah celkové Hg i MeHg ve vodních organismech vzrůstá s trofickou úrovní potravní pyramidy. Např. bezobratlé organismy obsahují pouze cca 50 % v podobě MeHg z celkové přítomné Hg. Bezobratlé organismy žijící v sedimentech (zoobentos) mají obvykle ve svých tkáních vyšší obsahy Hg, desítky až tisíce  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , než bezobratlé organismy žijící ve vodním sloupci, např. dafnie – desítky  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  (Houserová a kol., 2006). Jako nejvhodnějšími organismy pro monitorování kontaminace vodních ekosystémů rtutí se podle Lišky (2000) jeví zástupci bentosu pijavka *Erpobdella octoculata* a beruška vodní *Asellus aquaticus*.

Naopak u ryb, které patří do vyšší trofické úrovně, je obsah MeHg v jejich svalovině téměř 100 % (k celkovému obsahu Hg). Nejvíce bývají u ryb zasaženy játra a nejméně gonády (Maršálek a kol., 2005). U ryb je bioakumulace MeHg ovlivněna především druhem, stářím a velikostí daného jedince. Koncentrace Hg v rybím těle obecně odráží jejich trofickou úroveň. Druhy ryb na vyšší trofické úrovni (piscivorní - dravé) vykazují několikanásobně vyšší koncentrace Hg ve srovnání s býložravými zástupci (Oppong a kol., 2010).

Maršálek a kol., (2005) hodnotili ve své studii zdravotního zatížení ryb v přehradní nádrži Skalka. V srpnu roku 2003 bylo odloveno celkem 30 kusů ryb (tab. č. 1). K analýzám byla použita svalovina, játra a gonády ryb. Průměrné obsahy celkové Hg dosahovaly ve svalovině bolena dravého *Aspius aspius* (zástupce dravých ryb)  $3,11 \text{ mg.kg}^{-1}$  a u cejna velkého *Abramis brama* (zástupce nedravých ryb)  $0,96 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Všechny vzorky ryb překračovaly tehdejší hygienické limity.

## 2.10. Příjem rtuti rostlinami

Těžba kovů a jejich zpracování vedla v České republice ke znečištění okolních půd a vegetace. Ve studii Hojdová a kol. (2010) byly v okolí Příbrami monitorovány historické depozice tehdejší hutní činnosti na letokruzích smrku a buku. Tato studie prokázala, že přítomná Hg v letokruzích byla ukládána z atmosféry na povrch stromů. Ve sledované lokalitě byl vyloučen příjem Hg z půdy. Zhang a kol. (1995) naznačil, že vstup Hg do smrku je způsoben především prostřednictvím kůry a jehličí, zatímco příjem kořeny se zdá být zanedbatelný.

Existují důkazy o tom, že kořenový systém rostlin využívá Hg z půdy. Na druhou stranu, hodnoty v nadzemních částech rostlin mohou být v důsledku atmosférických depozic. Reis a kol. (2009) posuzovali úroveň kontaminace půd a rostlin v okolí továrny, která sloužila

k výrobě chloru a hydroxidu sodného. V kořenech jílku vytrvalého (*Lolium perenne*) byla obsažena Hg v rozmezí 0,007 až 2,0 mg/kg. Úrovně Hg v nadzemních částech rostlin se pohybovaly v rozmezí 0,018 – 0,98 mg/kg. Rostliny s vyšší koncentrací Hg v půdě a kořenech vykazovaly také vyšší koncentrace Hg v listech. Rostliny v této studii byly nevyvinuté, což může být důvodem, proč byly zjištěny v rostlinách nízké hladiny Hg na vysoce kontaminované půdě. Jedlé části rostlin a především zelenina (špenát, salát, řepa) tvoří významnou součást lidské stravy, protože poskytují sacharidy, bílkoviny, ale také vitamíny, minerály a stopové prvky. Tyto konzumované rostliny mohou ovlivňovat lidské zdraví prostřednictvím potravního řetězce, pokud bereme v úvahu přetrvávající těžké kovy v životním prostředí. Travní porosty slouží i jako zdroj krmiv pro hospodářská zvířata. Potraviny živočišného původu jsou pak největším zdrojem Hg v naší potravě. Krmiva získaná z kontaminovaných oblastí s vysokou úrovní Hg, mohou vést u výrobků živočišného původu ke zvýšené úrovni Hg. Z tohoto důvodu je ve vyhlášce č. 356/2008 Sb. (přílohy č. 2) určen maximální limit Hg v krmných surovinách (o vlhkosti 12 %) určených pro výživu zvířat 0,1 mg.kg<sup>-1</sup> a pro doplňková krmiva 0,2 mg.kg<sup>-1</sup>.

Při sledování procesů fytořemediace Hg jsou sledovány fyziologické dopady kontaminujících látek na vybrané druhy rostlin. *Su a kol. (2007)* sledovali naakumulované množství Hg u některých druhů rostlin. Například vousec středomořský (*Polypogon monspeliensis*) nahromadil velmi omezené množství Hg v nadzemních částech (< 65 mg.kg<sup>-1</sup>), oproti maximálnímu množství kořenech (2298 mg.kg<sup>-1</sup>). V tomto důsledku nemusí být vhodným druhem pro fytořemediaci. Jiný druh, hořčice čínská (*Brassica juncea*), je poměrně dobrým akumulátorem, avšak během experimentů trpěla příznaky chlorózy. Ze všech sledovaných rostlinných druhů pak byla nejvhodnější kapradina křídelnice (*Pteris vittata*). Hromadí značné množství Hg jak v kořenech, tak i v nadzemních částech (1469 mg.kg<sup>-1</sup> a 540 mg.kg<sup>-1</sup>). Rostlina nevykazovala viditelné příznaky stresu, ani během osmnácti dní růstu na půdách ošetřených HgCl<sub>2</sub> o dávce 500 mg.kg<sup>-1</sup> a dále 1000 mg.kg<sup>-1</sup>.

Velmi zajímavý případ se odehrál ve vnitrozemí Číny, provincie Guizhou. Jde o jednu z největších světových oblastí na výroby Hg. Obsahy Hg v pěstované rýži se pohybovaly v rozmezí 140 – 170 µg.kg<sup>-1</sup>. Výsledky ukázaly, že rýže patří mezi nejdůležitější zdroje MeHg (až 96 %) v potravě místních obyvatel. Tento výsledek je zcela jiný než v ostatních zemích, kde jsou hlavním zdrojem MeHg ryby (*Zhang a kol., 2010*).

Od 70. let se používaly mechy jako indikátory zdroje znečištění. Vhodnost mechorostů pro kvantifikaci depozic těžkých kovů je založena na základě morfologických a fyziologických vlastnostech. Tato metoda se používá zejména pro průzkumy atmosférických

depozic těžkých kovů v celé Evropě. Rakouská skupina vědců *Zechmeister a kol. (2008)* zkoumala mechorosty ve třech obdobích (r. 1995-1998, 2000-2003, 2005-2008). Každý odběr vzorků z mechorostů představoval depozice z předchozích tří let. Ve 2. období měření (r. 2000-2003) byl zaznamenán narůstající trend obsahu kobaltu (Co), kadmia (Cd) a rtuti (Hg). Ve 3. období (r. 2005-2008) byl v mechorostech obdobný obsah Cd, ale nižší obsah Hg oproti předchozímu měření. Podobný problém zjistili i v sousedním Německu. Nižší obsahy Hg ve 3. etapě měření (r. 2005-2008) byly vysvětleny jako důsledek vyšších průměrných teplot v tomto období, které vedly ke ztrátě Hg výparem z povrchu mechorostů. Mechy se jeví jako dokonalé a poměrně levné ukazatele pro odhad atmosférické depozice těžkých kovů. Mohou být významným nástrojem pro monitoring životního prostředí a lidské zdraví i v ekonomicky chudších zemích, například v zemích třetího světa.

Schopnost rostlin přijímat sloučeniny rtuti ze sedimentu nebo půdy je omezená, protože ji nedokážou uvolnit z velmi pevných komplexů. Schopnost přijímat sloučeniny rtuti vzrůstá u rostlin s rostoucí povrchovou plochou, např. u řas (*Houserová a kol., 2006*). Některé rostliny, např. vodní kapradí (*Azolla caroliniana*), mají schopnost vázat velká množství  $\text{Hg}^{2+}$  (až  $578 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ DW}$ ), čehož se prakticky využívá k odstraňování těžkých kovů ze životního prostředí (*Bennicelli a kol., 2004*).

## 2.11. Příjem rtuti plodnicemi hub

Houby tvoří rozmanitou skupinu organismů a mikroorganismů, která je hodnocena jako samostatná říše, protože nepatří mezi rostliny ani mezi živočichy. Na rozdíl od rostlin, které mají schopnost fotosyntézy, houby získávají svoji výživu z rozkládající se organické hmoty nebo z živých rostlin a živočichů. Mnohé z nich hrají klíčovou úlohu v koloběhu látek a energie v přírodě, a jako destruenti tím vracejí živiny do půdy. Houby nemohou získávat energii fotosyntézou, proto musejí využívat jiný organismus jako hostitele či rozkládat odumřelou organickou hmotu (*Laessøe a Conte, 1996*).

Buněčné stěny hub tvoří podobně jako vnější krunýř hmyzu chitin a nikoli celulóza, kterou mají ve stěně buněk rostliny. Proto mohou houby rozkládat pomocí speciálních enzymů, které vylučují do svého okolí, i tak obtížně rozložitelné sloučeniny jako je lignin (*Gerhardt, 2006*).

Podle způsobu výživy rozlišujeme u makromycetů tři hlavní skupiny:

**a) Saprotrofové** se živí látkami obsaženými v humusu lesní půdy, porůstají spadané listí nebo jehličí nebo žijí na odumřelém dřevě. Pozemní saprotrofové mohou své plodnice vytvářet v kruhu. Typickým příkladem je špička obecná (*Marasmius oreades*).

**b) Paraziti** napadají živé organismy a dřívě či později je usmrcují. Zvláště nápadné je působení některých dřevokazných chorošů, například lupenaté houby václavky (*Armillaria sp.*). Mycelium těchto hub žije v kořenech nebo ve kmeni a rozkladem dřevní hmoty (ligninu, celulózy) snižuje stabilitu hostitele. Tuto skupinu makromycetů lze využít jako vhodné bioindikátory imisí rtuti.

**c) Mykorhizní houby** neškodí svému hostiteli, ale žijí s ním v symbióze. K mykorhizním houbám patří například hříby, ryzce (*Lactarius sp.*), holubinky (*Russula sp.*), muchomůrky (*Amanita sp.*) nebo čirůvky (*Calocybe sp.*). Jejich mycelium obklopuje kořenové vlášení stromů tzv. ektomykorhyzou v podobě hustého obalu (*Gerhardt, 2006*).

Tím že houby pronikají do kořenů živých stromů, získávají přístup k uhlohydrátům a za to opatřují pro dřeviny minerální látky. V půdě, ve dřevě nebo v jiném organickém substrátu se nachází vlastní tělo houby, skládající se z vláken zvaných hyfy, které tvoří rozvětvenou pavučinu souborně zvanou podhoubí (mycelium). Podhoubí roste v substrátu a vstřebává živiny (*Laessøe a Conte, 1996*).

Role houbového symbionta je významná především při příjmu minerálních živin s nízkou mobilitou v půdním prostředí. Jejich příjem kořeny je limitován pomalou difúzí iontů půdou, hyfy hub však tuto limitaci překonávají, protože rostou rychleji, vniknou do menších pórů v půdě a náklady na jejich tvorbu jsou nižší než náklady na tvorbu kořenů. Proto jsou efektivnějšími orgány příjmu živin (*Janoušková, 2003*).

### **2.11.1. Houby jako bio-indikátory znečištění**

Bioindikátory v původním smyslu slova zahrnují specifické organismy detekující znečištění a zátěž prostředí (*Vačkář, 2005*). Plodnice hub lze vnímat jako nástroj shrnující informace o geochemickém cyklu Hg v přírodě. Zároveň mohou vypovídat o zdravotním riziku v potenciálně nebezpečných lokalitách.

Volně rostoucí houby jsou oblíbenou pochoutkou v mnoha zemích, ale některé druhy hub hromadí vysoké úrovně toxických těžkých kovů, např. Hg, a to jak v neznečištěné tak i v mírně znečištěné oblasti (*Melgar a kol., 2009*).

Pro země s tradičně vysokou spotřebou volně rostoucích hub představují určité zdravotní riziko v příjmu kovů a metaloidů (*Svoboda a Chrástný, 2008*). V zemích, kde se volně rostoucí huby konzumují jen málo, byl výzkum stopových prvků v houbách motivován jen omezeně výživovými a zdravotními hledisky, převládal přírodovědný přístup. Vysoký obsah řady kovů vybízeli k ověření, zda nemohou plodnice sloužit jako bioindikátory míry znečištění prostředí.

V současné době jsou známy některé druhy hub s vyšší koncentrací „rizikových kovů“ (např. Cd, Hg, Pb, Tl). Ke druhům hub s vyšším obsahem uvedených kovů patří zejména pýchavky, bedly, pečárky, čirůvky a holubinky. S největší pravděpodobností jde o druhovou vlastnost. Avšak tyto druhy hub se nezačaly využívat pro sledování stavu znečištění. Objevují se nejednotné názory, které zpochybňují vysoké akumulární schopnosti těchto vyšších hub. Důvodem mohou být méně objasněné fyziologické pochody vyšších hub. Z tohoto důvodu se spíše používají rostlinné druhy. *Kalač (2008)* se dokonce zmiňuje o využití některých druhů mechů, které se zdají být výhodnější.

I přes tyto zpochybňující názory mají toxikologické a ekologické studie stále větší zájem při stanovení toxických prvků v houbách. Znečištění půdy z antropogenních zdrojů obvykle vedou k extrémně zvýšeným koncentracím některých kovových prvků v plodnicích hub (*Melgar a kol., 2009*).

*Kalač (2008)* poukazuje na oblast Spiše na východním Slovensku, kde byla prováděna těžba a zpracování polymetalických rud. U kumulujících druhů hub dosahovaly obsahy 100-200 mg.Hg.kg<sup>-1</sup> suš. Tyto znečištěné lokality mohou být předmětem zájmu nejrůznějších výzkumných pracovišť.

Současná česká legislativa od vstupu ČR do EU v roce 2004 nejvyšší přípustné obsahy kovů a metaloidů v jedlých houbách neuvádí. Předchozí vyhláška Ministerstva zdravotnictví č.53/2002 Sb. však byla pravděpodobně jedinou na světě, která stanovila limity těžkých kovů odděleně pro volně rostoucí a pěstované huby. Vyhláška č.53/2002 Sb. uváděla nejvyšší přípustné obsahy rtuti 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> čerstvé hmoty či 5,0 mg.kg<sup>-1</sup> suš. pro volně rostoucí houby, ale jen 0,1 a 1,0 mg.kg<sup>-1</sup> pro houby pěstované. Podle Světové zdravotnické organizace je přijatelná týdenní dávka rtuti 0,005 mg.kg<sup>-1</sup> tělesné hmotnosti, neboli 0,3 mg pro osobu o hmotnosti 60 kg. Z toho nesmí být více než 0,2 mg ve formě velmi nebezpečných methylrtuťnatých sloučenin. Týdenní dávku 0,3 mg naplní porce 300 g čerstvých hub obsahujících 10 mg rtuti v kg sušiny, což je u nejvíce kumulujících druhů časté. O podílu methylrtuti z celkového obsahu rtuti v plodnicích hub jsou omezené údaje. Dosavadní práce uvádějí jen nízký podíl v jednotkách procent. To je velmi málo ve srovnání s mořskými

rybami, v nichž je podíl methylrtuti běžně vyšší než 80 %. Obsahem methylrtuti tedy houby nepředstavují zdravotní riziko (Kalač, 2008).

S tímto výrokiem souhlasí i Veselý (2009). Houby mohou absorbovat „těžké kovy“ z půdy v trochu větším množství než okolní rostliny. Těžké kovy a chemické látky, které v nich mohou být v malých množstvích se navíc nestačí do těla absorbovat. Houby totiž zvětšují svůj objem, protože na sebe váží vodu. Tím stimuluje stahy střev a zrychluje průchod trávicím ústrojím. Proto organismus nestihne zmíněné látky vstřebat.

Speciálně Hg v jedlých houbách je důležitá nejen pro pochopení geochemického cyklu Hg v půdním prostředí, ale i pro hodnocení rizik pro člověka (Fischer a kol., 1995).

### **2.11.2. Faktory ovlivňující obsah stopových prvků v plodnicích hub**

Každý druh má své vlastní jedinečné ekologické niky. Saprophytní houby rostou téměř výhradně (97 %) v oblastech pastvin, naopak mykorrhizní houby dávají přednost (86 %) lesním oblastem (Melgar a kol., 2009). Nejméně čtyři faktory mohou ovlivnit koncentraci rtuti v jedlých houbách. Jedná se o druh, ekologii, morfologii a fyzikální vlastnosti půdy (např. úroveň kontaminace, pH a složení půdy). Tyto faktory ovlivňují kovové koncentrace a tím i bio-koncentrační faktory (BCF)

V lese musíme mít na zřeteli, že mnohé jedlé i jedovaté houby jsou mykorrhizní, a proto rostou pouze pod určitými stromy. Některé stromy (platan, javor, střemcha, lípa, topol, vrba) u nás nejsou obvykle doprovázeny jedlými houbami a jiné stromy (akát) nemají mykorrhizu. Dalším faktorem, který nesmíme podceňovat, je hodnota pH půdy. Mnohé druhy jsou na ní velmi závislé. Obecně platí, že bazické, tedy vápňité půdy jsou navíc často vlhčí (Gerhardt, 2006).

Melgar a kol. (2009) zaznamenali statisticky významné rozdíly u saprofytických druhů hub než u mykorrhizních s výjimkou rodu *Boletus* (hřib). Vysoké úrovně Hg bývají u saprofytů, které mají vyšší rozkladací schopnost a aktivitu katalázy. Přitom však naměřili nižší obsahy Hg u těchto druhů. Důvod byl vysvětlen, že objem substrátu rozpadajícího se dřeva, na kterém houby rostly, byl omezen a měl nízkou úroveň kovových iontů. Mechanismus, kterým se hromadí některé těžké kovy je stále nejasný. Existují spekulace, že se jedná o chelatační reakce sulfhydrylové (thiolové) skupiny methioninu s houbovou tkání (Zurera-Cosano a kol., 1988).

Když je hodnota bio-koncentračního faktoru (BCF) větší než 1, druh se chová jako akumulátor. Hymenofor může akumulovat vyšší množství Hg, protože obsahuje více proteinů a enzymů schopné vázat Hg, než zbytek plodnice (*Melgar a kol., 2009*).

### 2.11.3. Půdní faktory

Mycelium hub je rozloženo do velkých ploch (několika m<sup>2</sup>). Jejich vztahy s půdou, mrtvou organickou hmotou a symbiotickými vztahy s kořeny rostlin umožňují intenzivní výměnu v půdě (*Melgar a kol., 2009*). Koncentrace „těžkých kovů“ v houbách je stěží ovlivněna hodnotou pH a obsahem organické hmoty v půdě (*Gast a kol., 1988*). Nižší účinnost akumulace Hg ve vysokých koncentracích může být způsobena toxickými účinky kovových iontů (*Gadd, 1993*).

Obsah řady kovů v plodnicích je v první řadě záležitostí druhu a do jisté míry i rodu. Dalším významným faktorem je složení substrátu, z něhož houby získávají živiny. Mycelium většiny hub je rozšířeno ve svrchní organické vrstvě rozkládajícího se opadu jehličí a listů, do vlastní minerální půdy proniká jen omezeně (*Kalač, 2008*). Stáří nebo velikost plodnic se považuje za méně významné. Některé výsledky výzkumných pracovišť uvádějí vyšší obsahy kovů v mladých plodnicích. To je vysvětlené dopravou kovu z mycelia na počátku tvorby plodnic, během následujícího nárůstu hmoty plodnice kovové koncentrace postupně klesají (*Svoboda a Chrastný, 2008*).

Rozhodující podíl kovů přijímá plodnice myceliem. Podíl pocházející ze spadu z ovzduší je pokládán za málo významný, což je dáno především krátkou životností plodnice, obvykle 10-14 dnů. Obsah kovů v plodnicích volně rostoucích hub je významně ovlivněn stářím mycelia a délkou prodlevy mezi fruktifikacemi. Pokud houby delší dobu nerostou, je třeba očekávat vysoké obsahy kovů v první vlně výskytu plodnic. Většina stopových prvků není v plodnicích rozložena rovnoměrně. Nejvyšší jsou obsahy ve výtrusorodé vrstvě, méně ve zbytku klobouku a nejméně v třeni (*Kalač, 2008*). Toto tvrzení se nemusí týkat dalších méně pohyblivých kovů (například Pb a Tl). Výsledky ukázaly i vyšší obsahy těchto kovů v třeni (*Miller, 2009*).

## 2.12. Elektroanalytické metody pro stanovení rtuťi

Rtuť (II) tvoří stabilní formy, ve vodě rozpustné, je schopná tvořit i komplexy s halidy. Často je stanovována spektrofotometricky s dithizonem. Organická rtuť ve formě fenylrtuti, ethylrtuti a methylrtuti reaguje také s dithizonem a může být touto technikou stanovena (*Raclavská a kol., 2008*).

Rtuť může být po chemické úpravě vzorků a separaci stanovena technikami:

- atomové absorpční spektrometrie se studenými parami (CV-AAS)
- atomové fluorescenční spektrometrií s generací studených par (CV-AFS)
- atomové emisní spektrometrií s indukčně vázanou plazmou (ICP-AES)
- hmotnostní spektrometrií s indukčně vázanou plazmou (ICP-MS)

K technikám, které umožňují přímou analýzu a nezahrnují předúpravu vzorku jsou:

- neutronová aktivační analýza (NAA)
- atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Mezi jednodušší techniky stanovení Hg patří:

- katodická rozpouštěcí voltametrie a anodická rozpouštěcí voltametrie (ASV)
- polarografie
- spektrofluorimetrie

Vysokoúčinná kapalinová chromatografie (HPLC) je rozšířenou kategorií speciálních analýz Hg. V dnešní době je nejběžnější spojení HPLC-ICP-MS, HPLC-AFS a HPLC-MS (*Ramalhos, 2001*).

Hlavní výhodou voltametrické rozpouštěcí analýzy je vysoká citlivost. Při jejím použití dosahují detekční limity při stanovení kovů desetiný ng na kg analyzovaného materiálu. Při stanovení kovů se tedy voltametrie z hlediska citlivosti vyrovná relativně složitým instrumentálním technikám jako je AAS nebo ICP-AES. Protože k velmi dobře stanoveným kovům patří Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, As, Hg, Se a další, nalézají voltametrické metody uplatnění při kontrole kvality životního prostředí a slouží hlavně pro stanovení toxických kontaminací přírodních vod, sedimentů, půd a ovzduší (*Kopanica a Šestáková, 1997*).



Nejrozšířenější technikou pro stanovení Hg je metoda studených par (CV-AAS). Pro pevné vzorky jako sedimenty, půdy a uhlí je nejvíce kritická část kyselého vyluhování, které se používá pro převedení vzorku do roztoku. Tato část je kritická protože se Hg snadno ztrácí těkáním či absorpcí na stěny nádoby a je zvláště citlivá na kontaminaci z činidel, nádob či prostředí laboratoře. Kyselé vyluhování můžeme provést lučavku královskou, směsí HNO<sub>3</sub> a H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> nebo HNO<sub>3</sub> a H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> s H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Rtuť může být kvantitativně extrahovaná z půdních vzorků také pomocí HCl a HNO<sub>3</sub> (Zelinková, 2007).

## 2.13. Dekontaminační technologie

Kovy včetně Hg mohou způsobit značné škody na životním prostředí a lidském zdraví v důsledku jejich mobility a rozpustnosti. O výběru nejvhodnějších půd a sedimentů pro následující sanační metody rozhodují vlastnosti stanoviště, koncentrace kovu, typ látky, která má být odstraněna, a na konec způsob použití kontaminované zeminy (Mulligan a kol., 2001). Účinnost odstranění kovů závisí především na vlastnostech půdy a kovu. Intenzivní průmyslová činnost má za následek hromadění těžkých kovů a toxických prvků v půdním prostředí způsobující vážné sociálně-ekonomické problémy. Látky přítomné v půdě, které nejsou biologicky rozložitelné, tak zůstávají v ekosystému (Moutsatsou a kol., 2006).

### 2.13.1. Chemická metoda

Odstraňování Hg z vod je založeno především na adsorpčních vlastnostech chemických látek. K odstraňování „těžkých kovů“ z odpadních vod se využívá přírodních materiálů, např. zeolitu (prvohorní hornina vulkanického původu s adsorpčními účinky), bentonitu (třetihorní hornina vznikající zvětráváním čediče), aktivního uhlí (běžný adsorbent pro odstraňování nepolárních organických látek v odpadních vodách). Oxid zinečnatý (ZnO) ve formě prášku byl používán jako fotokatalyzátor při redukci Hg<sup>2+</sup> na Hg<sup>0</sup> za přítomnosti UV-záření (Domenech a kol., 1987). V minulosti byl velký zájem i o vodivé elektroaktivní polymery, např. polyanilinu (PAN) Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> (Ghorbani a kol., 2010).

Skubal a Meshkov (2002) využívali k odstranění Hg z odpadních vod adsorpční vlastnosti argininu - modifikovaný oxid titaničitý (TiO<sub>2</sub>). Jejich výsledky ukázaly, že při absenci světla bylo sorbováno na arginin cca 60 % původní Hg. Ovšem za přítomnosti světla a methanolu bylo dosaženo 99 % účinnosti z původního roztoku Hg (150 mg.kg<sup>-1</sup>).

Inovativní technologie mají velký potenciál, aby poskytly rentabilní a spolehlivé alternativy remediace Hg. Dalším příkladem jedné nanotechnologie pro Hg je využití sorbentu křemenitého prášku Thiol-SAMMS. Jeho sirné atomy a velká plocha povrchu umožňuje adsorbovat Hg až k hodnotě 635 mg.g<sup>-1</sup>. Výsledky ukázaly, že při prvním použití se odstranilo 97,4 % rozpuštěné Hg z odpadu se zbytkovou koncentrací 0,28 mg.L<sup>-1</sup>. Při druhém použití zbytkové koncentrace Hg dosahovaly 0,18 mg.L<sup>-1</sup>. Finální úpravou bylo odstraněno 99,4 % rozpuštěné Hg se zbytkovou koncentrací 0,06 mg.kg<sup>-1</sup> (Mattigod a kol., 2003).

### 2.13.2. Biochemické procesy

Tato metoda je založená na biologickém vylučování a oxidačně-redukčních reakcích. Získání kovů mikrobiologickými způsoby je časově omezené. Při odstraňování toxických kovů z vodných roztoků bývá používána např. biomasa plísně *Aspergillus niger*. Představuje průmyslový odpad z výroby kyseliny citrónové klasickým fermentačním způsobem (Švecová a Andrlé). Možnosti využití této plísně byly posuzovány v zemědělství a v potravinářském průmyslu. Našlo se uplatnění i v oblasti environmentální chemie pro zachycení některých kovů. U plísně *Aspergillus niger* byly zkoumány účinky pH a času na adsorpční proces. Bylo zjištěno, že optimální pH hodnoty se pohybují v mezi 4-5.

Biologické vyluhování zahrnují i bakterie *Thiobacillus sp.*, vyskytující se v aerobním a kyselém prostředí (pH 4) při teplotě mezi 15 a 55 °C. Anoxické sedimenty jsou vhodné pro sanaci, protože bakterie mohou rozpouštět kovové sloučeniny bez výrazně klesajícího pH. Půdy vyžadují nižší hodnoty pH na extrakci kovů, protože již byly vystaveny oxidačním podmínkám (Peter a Viraraghavan, 2005).

### 2.13.3. Fytoremediace

Je specifickým bioremediačním postupem, kdy se využívají rostliny pro odstranění polutantů. Bioremediace je v porovnání s jinými remediačními technologiemi často levnější a méně riskantní s ohledem na znečištění jiných složek prostředí, neboť se jedná o víceméně přirozené procesy (Šimek, 2004). Znečištěné rostliny musí být upraveny vhodným způsobem. Mezi zpracování těchto rostlin se zahrnuje sušení, pálení, zplyňování, pyrolýza, kyselá extrakce. Pracovat s rostlinami je lehčí než složitě čistit půdu (Mulligan a kol., 2001). Nevýhodou této metody je dlouhý časový rozestup (desítky až stovky let) ve srovnání s jinými metodami. Obecně lze ze znečištěných půd odstranit pouze kovy antropogenního

původu, neboť litogenní odstranit nelze. Tato metoda je však omezená do určité hloubky znečištění, tzn. do hloubky kořenů fytoředičních rostlin.

Pro úspěšnou remediaci je nutná biologická přístupnost kontaminantů z vody a půdy do rostliny, která je dána zejména rozpustností látky, typem půdy a stářím kontaminace. Další výhodou fytořediace je šetrný přístup k prostředí, neboť metoda se vyhýbá odstranění půdy a použití těžké techniky (Janský, 2008).

**1. Fytoextrakce** - vybrané rostliny jsou vysety či vysázeny na kontaminovanou plochu, po akumulaci kontaminantů v rostlině jsou sklizeny a dále zpracovány tepelně, mikrobiálně nebo chemicky. Za hyperakumulátor těžkých kovů je považována např. *Thalpi caerulescens* z rodu hořčic. Pokud se podaří najít takovou rostlinu, která vyhovuje kladeným požadavkům, může být i finančně výhodné získávat akumulované kovy z rostlinného materiálu zpět.

**2. Rhizofiltrace** – využívá k absorpci, koncentraci a precipitaci xenobiotik z proudící, znečištěné vody kořeny živých rostlin. Metoda je vhodná pro odstranění nízkých koncentrací kovů, kdy nelze efektivně využít jinou dekontaminační metodu. Vhodné rostliny pro akumulaci některých těžkých kovů rhizofiltrací jsou např. kukuřice, slunečnice a rýže.

**3. Fytodegradace** - při použití této technologie degradují rostliny a s nimi asociovaná mikroflóra kontaminanty přímo v půdě na netoxické látky. Podmínkou fytodegradace je, aby produktem metabolických aktivit byla látka netoxická nejen pro rostliny, ale i pro ostatní organismy.

**4. Fytovolatilizace** – Některé mikroorganismy mohou enzymaticky redukovat rtuťnaté ionty na kovovou rtuť, která se díky svým fyzikálním vlastnostem rozptýluje do okolí ve formě par (Janský, 2008).

Hyperakumulátory a geneticky modifikované rostliny se tak mohou stát „zelenými horníky“ při získání prvků z půd s jejich zvýšenými obsahy. V případě vystavení abiotického stresu jsou rostliny nuceny zvýšit syntézu biologicky aktivních molekul, jako jsou sloučeniny obsahující volné – SH skupiny (glutathion, fytochelatin, metalothioneinu podobné proteiny). Řada těchto molekul je syntetizována chemickou reakcí, avšak enzymy účastníci se těchto reakcích jsou genově regulovány (Húska a kol., 2009).

V rámci laboratorního pokusu byly testovány dvě rýže transgenní s vpraveným genem (*merA*) a negeneticky modifikovanou rýží divokého typu. Kultivačním médiem byl HgCl<sub>2</sub>. Testy ukázaly, že konvertovaná koncentrace elementární Hg byly vyšší u geneticky

modifikované rýže *Oryza sativa* (Heaton, 2003). Kromě rýže mohou být hodnoceny i topoly kvůli jejich schopnosti sanace Hg. Topoly rychle rostou v různých podmínkách, říčních břehů a záplavovém území. Topoly byly navrženy tak, aby mohly převést MeHg na iontovou Hg (*merB*) a hyperakumulovat Hg. Použití těchto stromů bylo navrženo v roce 2003 v místech Brownfieldů v Danbury, Connecticut (USA), kde byly dříve vyráběny klobouky (APGEN, 2003).

Gen kódující reduktasu Hg se podařilo vnést do genomu rostliny *Arabidopsis thaliana*, a také *Lyriodendron tulipifera* (Janský, 2008).

#### **2.13.4. Elektrokinetická metoda**

Tento způsob dekontaminace půd zamořených toxickými kovy či metaloidy se uskutečňuje pomocí účinků stejnosměrného proudu, který se zavádí přímo do kontaminované půdy. V ošetřovaném území se umístí soubory elektrod přímo do půdy. Průchodem stejnosměrného elektrického proudu dochází v půdě k několika elektrofyzikálním jevům. Jde zejména o elektroforesu (pohyb nabitých částic), elektroosmosu (pohyb tekutiny), elektrolýzu a difusi (Jizba, 1995).

Základem těchto pochodů je pohyblivost iontů. Ionty a malé nabitě částičky, kromě vody, jsou transportované mezi elektrodami. Aniony se pohybují ke kladné elektrodě a kationy k záporné (Mulligan a kol., 2001).

První řešení představuje zabudování katod do sanovaného pozemku (o rozměrech 100-500 m<sup>2</sup>). Katody se zakopou do země horizontálně a kolmo mezi ně se zabudují anody. Proces probíhá 8-30 týdnů v závislosti na úrovni kontaminace. Zóna kolem elektrod se analyzuje na koncentraci kationtů kovů, které migrovaly z celého pozemku ke katodě. Tento prostor se následně odtěží. Při dalším postupu jsou elektrody umístěny v keramických trubkách, kde koluje speciální roztok. Tvoří se pak sraženina hydroxidů těžkých toxických kovů. Metoda je technologicky náročná, ale její náklady jsou nižší než vytěžení a promývání. Účinnost těchto elektrokinetických dekontaminačních metod se pohybuje u různých kationtů kovů od 65 % do 99 % (Jizba, 1995).

#### **2.13.5. Pyrometalurgická separace**

Pyrometalurgické procesy využívají vysoké teploty pece a těkavosti kovů v kontaminované půdě. Teploty v rozmezí 200-700°C jsou užívány k odpaření kontaminantů.

Po vyprchání jsou kovy regenerovány či imobilizovány. Tento typ čištění se obvykle provádí mimo místa kontaminace pro nedostatek mobilních jednotek. Tato separace je použitelná pro většinu vysoce kontaminovaných zemin (5-20%), kde je očekáván zisk z vygenerovaného kovu (Mulligan a kol., 2001). Tato metoda se používá především pro separaci Hg.

## **2.14. Chemická továrna Marktrechwitz (CFM): „Největší skandál ve střední Evropě“**

Chemická továrna byla založena v roce 1786 ve městě Marktrechwitz přímo u břehu řeky Kössein. Výroba se zaměřila na agrochemikálie - fungicidy, herbicidy, insekticidy, inhibitory rostlin ale i stimulanty (Brink a kol., 1995). Zpočátku se výroba zaměřila na sloučeniny anorganické rtuti, později i na organické. Nedostatečné zabezpečení závodu vedlo ke kontaminaci spodní vody, okolních půd a vzduchu. Nejpravděpodobnější příčinou nárůstu této kontaminace bylo prasklé potrubí odpadních vod z chemické továrny v roce 1984 (Maršálek a kol., 2005).

V roce 1985 zde byla zakázána výroba. Po 200 let provozu byly naměřeny hodnoty Hg ve zdech podniku 400 - 3300 mg.kg<sup>-1</sup>, v odpadních vodách 200 mg.Hg.L<sup>-1</sup> (Brink a kol., 1995). Burri a kol. (2005) navíc uvádějí, že půda byla kontaminovaná do hloubky 4 metrů a hodnoty se pohybovaly v rozmezí 1000 - 2000 mg.Hg.kg<sup>-1</sup>. Také obsahy Hg v odpadní vodě řeky Kössein dosahovaly 29 mg.L<sup>-1</sup>.

Od roku 1993 byla zahájena plošná remediací zasažené oblasti. Dokončena byla v roce 1996 a celkové náklady na sanaci se pohybovaly na 150 milionů marek. Tyto náklady byly hrazeny výhradně státem Bavorsko (Brink a kol., 1995).

V dřívějších dobách byla nejvíce postižena oblast těsně pod CFM, nyní jsou silněji postiženy i úseky vodních toků nacházející se níže po proudu. To může souviset s odbahňováním a se strháváním břehů při povodních. Od roku 2002 jsou českou stranou pozorovány hodnoty Hg (zejména v zimním období) v plaveninách Reslavy vyšší než v období před prováděním sanačních prací v letech 1985-1997 (Křivánek a Pongratz, 2009).

## 3. METODIKA

### 3.1. Popis lokality

Sledovaná oblast se nachází cca 5 km severovýchodně od Chebu, v západních Čechách. Jedná se o nivní oblast přirozeně meandrujícího toku řeky Ohře. Nadmořská výška zájmové lokality v místě odběru vzorků je cca 425 m.n.m. Geologickým podkladem jsou podle geologické mapy ČR čtvrtohorní usazené horniny (hlíny, spraše, šterky, písky).

Nedaleká vodní nádrž Skalka zasahuje až na území sousední SRN, zaujímá celkovou plochu 378 ha. Byla vybudována v letech 1962-1964 za účelem zásobování vodou pro tepelné elektrárny, průmyslové podniky a současně jako částečná ochrana území pod hrází před povodněmi. Průměrný dlouhodobý roční průtok přehradní nádrže činí 6,21 m<sup>3</sup>/s. Oblast pod vodní nádrží Skalka byla zvolena na základě mapy záplavového území jednotlivých průtoků řeky Ohře (Q<sub>5</sub>, Q<sub>20</sub> a Q<sub>100</sub>).

Nejvhodnější zvolenou lokalitou byla oblast poblíž 230. říčního kilometru Ohře u obce Chvoječná. V této oblasti má koryto řeky nejpočetnější množství přirozených meandrů. Dalo se proto předpokládat značné množství splavovaných sedimentů v době zvýšených průtoků do přilehlých půd nivy.

### 3.2. Odběr vzorků

V navržené lokalitě jsem odebral půdní vzorky ve dvou etapách. V první etapě jsem v říjnu roku 2009 provedl předběžný odběr vzorků podél řeky Ohře. V rámci těchto odběrů jsem chtěl zjistit, zda se v této oblasti vykytuje větší množství rtuti.

K předběžnému monitoringu jsem získal několik zástupců volně rostoucích druhů hub společně se směsnými půdními vzorky. Vzorky jsem odebral v přímé blízkosti řeky Ohře mezi obcemi Tršnice a Chvoječná. Místní situace však umožnila sběr jen několik zástupců volně rostoucích hub (pečárka sp. *Agaricus sp.*, penízovka máslová *Rhodocollybia butyrace* a pavučinec červenošupinatý *Cortinarius bolaris*) vzhledem k vysokému nárůstu travní biomasy. Plodnice hub jsem uložil do označených papírových sáčků.

Při odběru plodnic hub jsem zároveň odebral z každého stanoviště i směsný půdní vzorek (cca 300 gramů), který jsem uložil do popsaných PE sáčků. Při odběru směsného půdního vzorku jsem použil ruční nářadí z kvalitní oceli. Při odběru jsem nejdříve odstranil vrchní vrstvu organického opadu, přesněji L a F horizont. Hloubka odběru vzorků byla cca 30 cm.

Druhou hlavní etapu odběru půdních vzorků jsem naplánoval na červenec roku 2010. K odběru půdních vzorků jsem zvolil dva hlavní způsoby hospodaření v nivních zaplavovaných půdách. Jednalo se o trvalý travní porost (TTP) a ornou půdu (POLE). K těmto typům jsem zároveň navrhl referenční oblasti mimo záplavové území. Veškeré odebrané vzorky jsou vyznačeny na mapě č. (3), GPS souřadnice jsou uvedeny v tab. č. (2).

### **3.2.1. Odběr půdních vzorků**

V případě managementu TTP jsem založil dvě kopané půdoznalecké sondy. První sondu (S1) jsem vybral v přímé blízkosti řeky Ohře. Bylo použito výhradně ruční nářadí z kvalitní oceli. Druhou sondu S2 (referenční) jsem založil mimo záplavovou oblast pro přesné určení požadovaných hodnot koncentrací rtuti.

Pro přesnější zmapování zkoumané lokality jsem zvolil doplňující odběry z TTP pomocí ruční půdní sondy. Jednalo se o sečený TTP 1, který byl vzdálen cca 50 m od břehu Ohře. Další zaplavovaný TTP 2 se nacházel v přímé blízkosti Ohře, cca 12 m. Jednalo se o přirozený nesečený porost zblochanu vodního *Glycera maxima*. Mimo záplavovou oblast jsem zvolil TTP 3 (referenční) v místě založení sondy S2.

V zájmové lokalitě jsem na levém břehu řeky odebral i půdní vzorky s pěstovanou pšenicí a řepkou (POLE). Opět se jednalo o zaplavovanou a nezaplavovanou oblast.

#### **3.2.1.1. Založení půdoznalecké kopané sondy**

Sondy jsem vykopal ručně do hloubky cca 120 cm a následně jsem použil ruční půdní sondu. Při hloubení sond jsem nezjistil známky lidské činnosti (zlomky cihel, atd.). Při vzorkování jsem použil čisté nářadí zhotovené z vhodných materiálů (ocel). Při vzorkování profilu jsem postupoval zdola nahoru, aby se do vzorku nedostala půda z vyšších horizontů. Výjimkou bylo dodatečné odebrání vzorků pomocí půdní ruční sondy ze dna výkopu kopané půdní sondy.

Po ukončení těžebních prací (popis sondy, pořízení fotodokumentace, odběr vzorků) jsem půdní materiál uložil zpět v původním pořadí.

### **3.2.1.2. Odběr půdních vzorků pomocí vzorkovací vrtané sondy**

Vzorkovací plocha v případě odebrání půdních vzorků pomocí vzorkovací vrtané sondy představovala čtverec o ploše 1 aru (10 x 10 metrů). Vzorky byly odebrány v pěti bodech (jeden centrální a zbylé čtyři na okraji zkoumaného čtverce). Veškeré odebrané vzorky byly uloženy do předem popsaných PE sáčků. Půdní vzorky jsem ve většině případů získal z hloubky do 15 cm, 30 cm a 45 cm.

### **3.2.2. Měření rtuti v půdním vzduchu**

Vzdušnou sondu jsem založil cca 10 metrů od břehu řeky Ohře. Jednalo se nesečený porost zblochanu vodního *Glycera maxima* u TTP 2. Před umístěním sondy jsem odstranil travní porost a odhrnul organický horizont L a F. Poté jsem umístil nasávací zařízení (160 ml/min), které jsem přikryl kýblem o průměru 24 cm. Recirkulační nasávací sonda byla spuštěna 20.7. 2010 v 15:45 a vypnuta následující den 21.7. 2010 v 18:30.

## **3.3. Úprava vzorků pro analýzu**

### **3.3.1. Úprava plodnic**

Nalezené houby jsem očistil nožem z nerezavé oceli, zbavil substrátu a poté vložil do papírového sáčku s označením lokality. Samotnou plodnici jsem rozdělil na klobouk (*hymenofor*) a třeň. Jednotlivé části jsem rozkrájel na plátky a usušil v elektrické peci při teplotě 50°C. Jednalo se o zcela běžný způsob při sušení hub.

Roztříděné části vzorků hub (klobouk a třeň) jsem rozemlel pomocí standardního elektrického mlýnku po dobu 30 sekund. Získanou rozemletou hmotu jsem uskladnil do popsaných plastových vzorkovnic.

### **3.3.2. Úprava půdních vzorků**

Získané půdní vzorky byly ponechány volně na vzduchu pod filtračním papírem v temné a suché místnosti, až do vyschnutí k rovnovážné vlhkosti. Dobře vysušené vzorky jsem rozmělnil pomocí keramické třecí misky a tlučku. Poté jsem vzorky prošel přes plastové sítko, velikosti 2 MESCH. Při tomto procesu jsem odstranil pouze hrubé části (kameny, kořeny, zbytky trav, atd.). Vzorek jsem dále homogenizoval přes plastové sítko o



velikosti 0,5 MESCH, tak aby celý vzorek prošel sítkem. Upravený vzorek jsem pak uskladnil do popsaných vzduchotěsných plastových vzorkovnic při laboratorní teplotě v temnu.

### **3.4. Stanovení celkového obsahu rtuti**

K analýze rtuti jsem použil jednoúčelový atomový absorpční spektrometr AMA 254. Je určen pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku. Analyzátor pracuje s technikou generování par kovové rtuti s následným zachycením a obohacením na zlatém amalgátoru.

Při měření pevných vzorků jsem stanovil navážku v rozmezí 10-50 mg, podle obsahu rtuti. Navážený vzorek jsem umístil na spalovací lodičku. Dobu sušení, spalování a načítání vzorku jsem nastavil na hodnoty 60, 120, 45 vteřin. Pro každý vzorek jsem provedl minimálně tři opakování, nebo i více až do dosažení Rsd < 10 %.

Ověření správnosti měření přístroje bylo ověřováno (*Tumová, 2011*) během procesu pomocí certifikovaného referenčního materiálu CRM 580 Total and Methyl Mercury in estuarine sediment, BCR EU (MeHg  $75,5 \pm 3,7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  a THg  $132 \pm 3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) a CRM 7001 Light Sandy Soil, Analytika Co. Ltd. Czech Republic ( $0,087 \pm 0,006 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).

### **3.5. Stanovení organické rtuti s využitím iontoměniče**

K určení organické Hg jsem použil aktivovaný iontoměnič AMBERSEP<sup>TM</sup> GT 74. Na analytických vahách jsem do PE kyvet navázil vybrané vzorky půd o hmotnosti cca 1 g s přesností na čtyři desetinná místa. Následně jsem přidal cca 5 g aktivovaného iontoměniče a přidal 10 ml 2M HCl. Každý reprezentativní vzorek jsem provedl s dvojitým opakováním. Pro každou sadu vzorků jsem provedl jeden blank. Uzavřené vzorky jsem umístil na třepačku po dobu pěti minut. Dále jsem jednotlivé vzorky umístil do odstředivky na 10 minut při 2 400 otáčkách. Centrifugovaný extrakt jsem přefiltroval přes papírové filtry. Získaný filtrát jsem měřil na analyzátoru AMA 254. Pro 100  $\mu\text{l}$  dávkovaného filtrátu jsem nastavil čas sušení, rozkladu a vypuzování 60, 120 a 45 s.

### **3.6. Stanovení vodného výluhu rtuťi**

Vodný výluh (dle Vyhlášky č. 294/2005 Sb.) jsem připravil z předem vybraných vzorků půd TTP 2 (131/34,36,38,39). Vlastní přípravě výluhu předcházelo stanovení podílu sušiny v samostatném analytickém vzorku.

U čtyř vybraných půdních vzorků jsem nejdříve stanovil podíl sušiny (Tab. č. 3). Analytické vzorky o hmotnosti  $5 \pm 0,008$  g byly sušeny na hliníkových vzorkovnicích při teplotě 105 °C po dobu 2 hodin.

Procentický podíl sušiny jsem vypočítal z navážky vzorku před sušením, který jsem vydělil navážkou vzorku po dosušení. Výsledné číslo jsem vynásobil 100 a získal tak procentický podíl sušiny.

Analytické vzorky o hmotnosti 2,5 g jsem navážil do 50 ml vzorkovnic a doplnil 25 ml převařené deionizované vody, což odpovídá poměru (1/10). Každý vzorek jsem připravil s jedním opakováním (duplicitní vzorek). Uzavřené vzorkovnice jsem umístil do třepačky po dobu 24 hodin a poté odstředil po dobu 10 minut při 2 400 otáčkách. Teplota vody po celou dobu vyluhování odpovídala laboratorní teplotě.

Vodný výluh, včetně blanku, jsem přefiltroval přes papírový filtr do předem popsaných zkumavek a poté uskladnil do lednice. Na každý výluh jsem použil čisté nádoby včetně papírového filtru. Vodné výluhy jsem analyzoval do druhého dne na analyzátoru AMA 254.

### **3.7. Stanovení aktivní půdní reakce**

Na analytických vahách jsem navážil vzorky jemnozemě o hmotnosti 10 g. Každý vzorek jsem vložil do 100 ml kádinky. Pipetou jsem přidal 15 ml převařené deionizované vody (vychladlé), zamíchal krouživým pohybem, zakryl hodinovým sklíčkem a nechal stát přes noc do druhého dne. Druhý den po promíchání jsem změřil pH v suspenzi pomocí skleněné a kalomelové elektrody na pH-metru. Před vlastním měřením byla provedena recalibrace pH-metru.

## 4. VÝSLEDKY A DISKUZE

### 4.1. Obsah rtuti ve vzorcích nivních půd a plodnic hub

Lokalita vzorku	T-Hg v půdě [mg/kg] suš.	Druh odebrané plodnice		T-Hg v plodnicích [mg/kg] suš.		BCF	
		český název	latinský název	třen	klobouk	třeň	klobouk
č. 1	2,18	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
č. 2	1,49	pavučinec červenošupinatý	<i>Cortinarius bolaris</i>	6,63	10,22	4,5	6,9
č. 3	0,24	penízovka máslová	<i>Rhodocollybia butyrace</i>	0,69	1,13	2,8	4,7
		pečárka sp.	<i>Agaricus sp.</i>	0,32	0,55	1,3	2,3
č. 4	3,48	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

**Tab. č. (4):** Bio-koncentrační faktor (BCF) vypočítaný na základě obsahu celkové rtuti (T-Hg) v sušině v plodnicích hub k obsahu T-Hg v sušině substrátu. Směsný půdní vzorek byl získán z hloubky cca 25cm.

Tabulka č. (4) udává vypočítanou hodnotu bio-koncentračního faktoru, pro jednotlivé zástupce hub. Pokud je hodnota BCF větší než 1, chová se druh jako akumulátor. Z tabulky vyplývá, že nejvyšší obsah T-Hg byl u vzorku č. 2 pavučince červenošupinatého s hodnotou 10,22 mg.kg<sup>-1</sup> suš. Tento zástupce má zároveň nejvyšší hodnotu BCF v klobouku 6,9. Naopak nejnižší hodnota T-Hg byla zjištěna u vzorku č. 3 pečárky 0,55 mg.kg<sup>-1</sup> suš. Ačkoliv je tato hodnota velmi nízká, jeví se tento zástupce také jako „akumulátor“ Hg s hodnotou BCF v klobouku 2,3. Koncentrace T-Hg jsou v této plodnici minimální z důvodu nízkých obsahů T-Hg v půdním substrátu, který dosahoval nejnižší hodnoty T-Hg v rámci všech povrchových půdních vzorků ze zaplavovaného území. Nízké hodnoty tohoto půdního vzorku jsou způsobeny velkým podílem písku a minimem jílových částic či humusových látek.

Ačkoliv byl získán minimální počet jednotlivých zástupců jedlých či nejedlých plodnic hub, potvrdilo se tvrzení *Melgara a kol. (2009)*, že klobouk (*hymenofor*) akumuluje vyšší množství Hg. Tento proces je ovlivněn vyšším množstvím proteinů a enzymů, jež jsou schopné vázat Hg. Mnou získaný vzorek plodnice pavučince červenošupinatého obsahoval 1,5 krát více Hg, než tomu bylo u *Melgara a kol. (2009)* s hřibem borovým (4,5/6,9

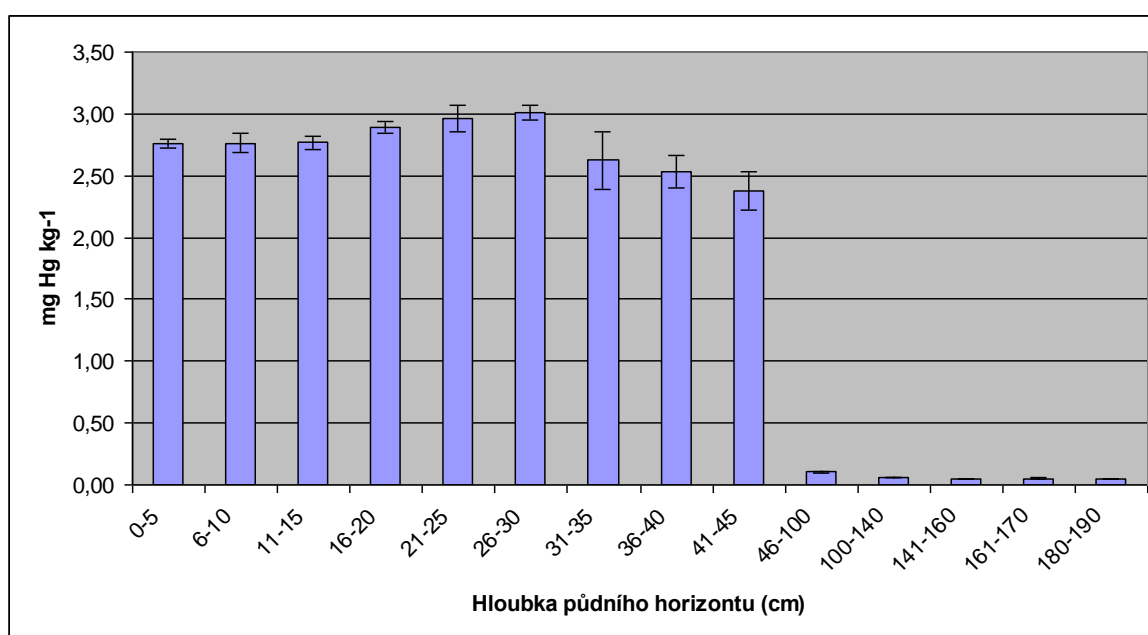
mg.Hg.kg<sup>-1</sup>). V případě porovnání hodnot T-Hg u stejného druhu pečárky (*Agaricus sp.*) byly *Melgareu a kol. (2009)* naměřeny totožné hodnoty ( $\pm 0,04$  mg.Hg.kg<sup>-1</sup>) v třeni a klobouku (0,36/0,56 mg.Hg. kg<sup>-1</sup>).

Při vyjádření BCF často dochází k problémům u zkoumaných experimentů. Ačkoliv mycelium plodnic hub zasahuje do velkých ploch, mohou nastat nejasnosti z jaké hloubky má být odebírán půdní substrát k určení BCF. V důsledku nevhodně zvolené hloubky půdního substrátu, tak může dojít k podhodnocení či naopak nadhodnocení BCF. Z tohoto hlediska by bylo vhodné standardizovat metodiku odebírané hloubky substrátu pro mykorhizní a saprotrofní zástupce plodnic hub. Podle *Kalače (2008)* mycelium plodnic hub proniká do vlastní minerální půdy jen omezeně.

## 4.2. Obsahy celkové rtuti v nivních půdách u obce Chvoječná

Obsahy celkové rtuti (T-Hg) byly stanoveny u 72 vzorků půd. Hodnoty T-Hg v nivních půdách z ploch u obce Chvoječné udává tabulka č. (5), viz Přílohy. Ve vybrané lokalitě se pohybovaly obsahy mezi hodnotami  $0,015 \pm 0,001$  a  $21,380 \pm 0,192 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Oblast nejvíce zasaženou kontaminací byl zaplavovaný trvalý porost zblochanu vodního (TTP 2) v hloubce 16 – 30 cm. Naopak nejméně T-Hg bylo naměřeno z referenční nezaplavované plochy (S2) v hloubce 91 – 100 cm.

### 4.2.1. Obsah celkové rtuti v půdě z kopané sondy S1 na břehu Ohře (ř. km. 230)



**Graf č. (3):** Obsah celkové rtuti z kopané půdní sondy S1, zaplavovaného trvalého travního porostu na břehu Ohře.

Při porovnání výsledků obsahu T-Hg z velmi podrobného měření kopané půdní sondy S1 (Graf č. 3) je velmi zajímavý trend, kde se zvyšují obsahy T-Hg s narůstající hloubkou do 30 cm. Od hloubky 31 cm se obsahy Hg pozvolna snižují. Náhlé snížení obsahu Hg v hloubce 46 – 100 cm musíme brát s rezervou a brát ohled, že zde jde o velké rozpětí z hloubky odebrané půdy na rozdíl od předchozích půdních vzorků, které byly odebrány cca po pěti cm. Vzorek 46 – 100 cm reprezentuje homogenní půdní profil (Obr. č. 2).

Nejvyšší hodnota T-Hg z hloubky 26 – 30 cm činila  $3,015 \pm 0,058 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš., kdežto nejnižší hodnoty dosahovaly  $0,049 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1}$  v hloubce 180 – 190 cm, kde jsem

zároveň našel spodní vodu. Vrchní horizont z hloubky 0 – 5 cm obsahoval  $2,76 \pm 0,034$  mg.kg<sup>-1</sup> suš.

Před hodnocením obsahů T-Hg je nutné zdůraznit, že se jedná o sečený trvalý travní porost. Při provedení kopané půdní sondy měl tento porost výšku cca 10 – 15 cm a byl poměrně suchý. Výška porostu a zastínění povrchu půdy může mít významný vliv na obsah Hg ve svrchních půdních horizontech, jak uvádí *Bahlmann a kol. (2006)*; *Ericksen a kol. (2006)*; *Magarelli a Fostier (2005)*.

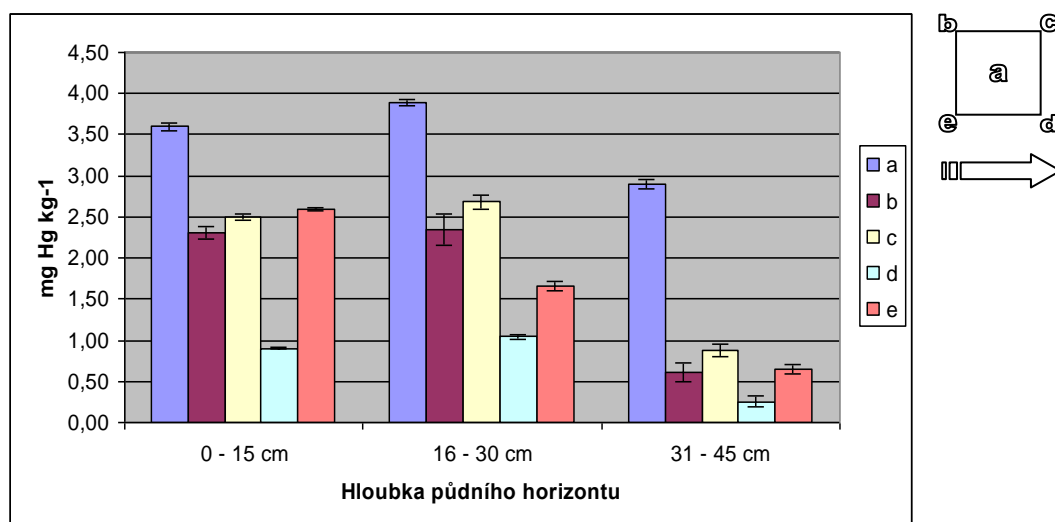
Prvních 8 až 10 cm půdního profilu mělo silně prokořeněnou část. Znatelné prokořenění bylo i v hloubce 20 cm. Síla prokořenění pozvolna klesala do hloubky 40 cm, kde byl nižší půdní horizont světlejší (Obr. č. 2).

V celé hloubce půdní sondy byl vysoký podíl jílnatých částic půdy. Vyskytovalo se zde minimum skeletu. Domnívám se, že se v místě sondy S1 jednalo o jílovito-hlinitou půdu, typ fluvizem.

Půdu lze na tomto místě označit jako „mírně kontaminovanou“ ( $< 3$  mg.kg<sup>-1</sup>; *Sáňka a Materna, 2004*) až do hloubky cca 0,5 m, avšak nevyhovujícího limitu pro zemědělské půdy, tedy nevhodnou pro produkci sena, atd.

#### 4.2.2. Obsah celkové rtuti v půdě z kosené plochy TTP 1

Tento sečený trvalý travní porost (TTP 1) se nachází v zaplavované oblasti ( $Q_5$  – pětileté vody) cca 50 metrů od břehu řeky Ohře. Jedná se o obdobné a blízké stanoviště jako založená kopaná půdní sonda S1 (Obr. č. 3: Celkové foto zaplavované oblasti)



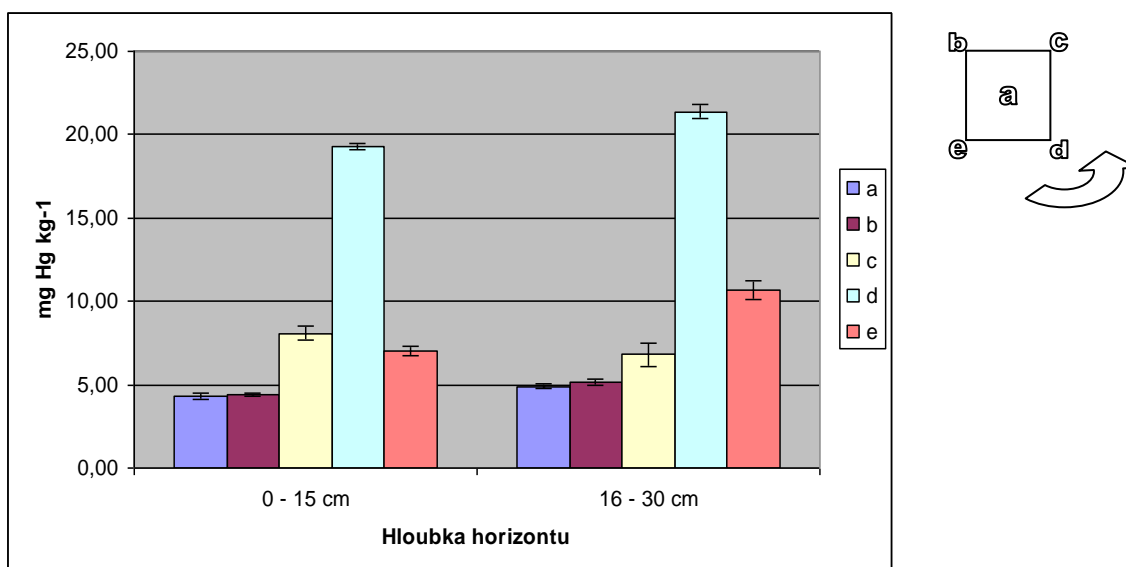
**Graf č. (4):** Obsah celkové rtuti v půdách trvalého travního porostu TTP 1, zaplavované oblasti, se situačním schématem umístění vzorků k řece Ohři.

Nejvyšší hodnoty T-Hg byly v tomto trvalém travním porostu naměřeny v hloubce 16 – 30 cm pozice „a“ s průměrem  $3,883 \pm 0,038 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Naopak nejnižší hodnoty jsem naměřil v hloubce 31 – 45 cm pozice „d“ o obsahu Hg  $0,254 \pm 0,012 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš.

Velmi zajímavý trend byl u centrální pozice „a“, kde byly nejvyšší hodnoty T-Hg. Následně druhý nejvyšší obsah rtuti byl v pozici „c“, která je však nejvzdálenějším bodem od řeky. Nejvyšší obsah Hg v centrální pozici plochy TTP 1 si vysvětlují tím, že povrch půdy zde vykazuje určité terénní nerovnosti, kam se v rámci klesající hladiny slévají naplaveniny do snížených částí.

I zde se ale potvrdilo, že nejvyšší obsah Hg je u většiny dílčích vzorků ve vrstvě 26 – 30 cm, podobně jako u S1. Půdu i na tomto stanovišti lze většinou pokládat až do hloubky min. 30 cm za mírně kontaminovanou až kontaminovanou ( $> 3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ; *Sánka a Materna, 2004*), nevhodnou pro zemědělskou produkci!

#### 4.2.3. Obsah celkové rtuti v půdě z plochy nekoseného mokřadu TTP 2



**Graf č. (5):** Obsah celkové rtuti v často zaplavovaných půdách mokřadu s porostem zblochanu vodního (*Glycera maxima*), se situačním schématem umístění vzorků k řece Ohři.

V tomto porostu zblochanu vodního byly nalezeny nejvyšší hodnoty T-Hg v rámci celé vzorkovací oblasti. Z grafu č. (5) je zřejmé, že nejvyšší obsahy Hg jsou v pozici „d“ z hloubky 16 – 30 cm s maximální hodnotou  $21,380 \pm 0,192 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$  a hloubky 0 – 15 cm s hodnotou  $19,267 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$  Ostatní pozice mají také vysoké hodnoty Hg, ale v porovnání s pozicí „d“ jsou 2-4 krát nižší. Z těchto hodnot lze usoudit, že v místě odebraných vzorků je zřejmě hranice časté záplavové zóny.

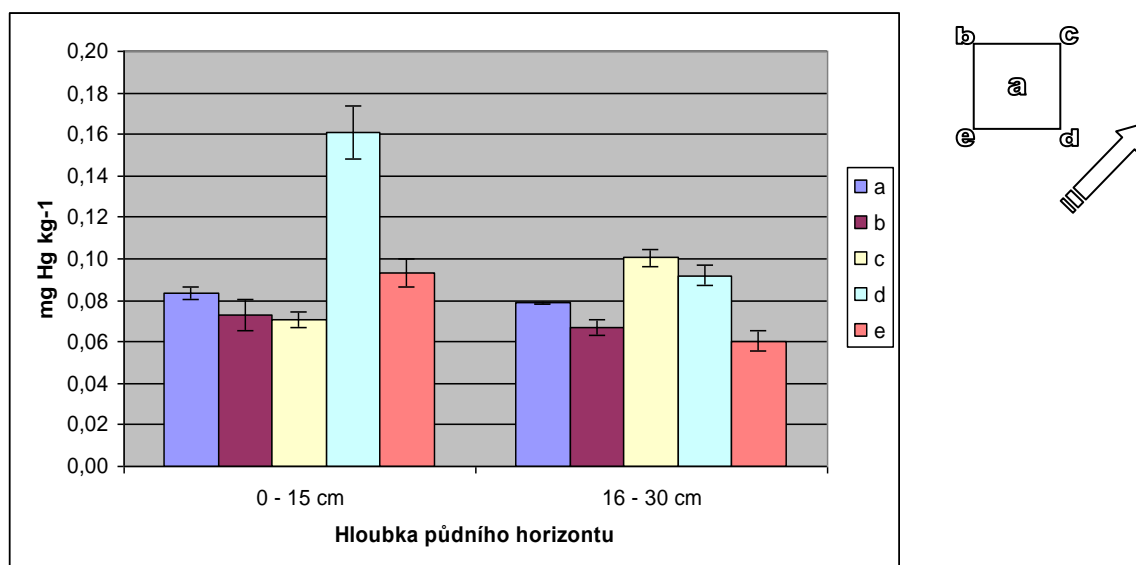
Je nutné poznamenat, že půda v těchto místech měla vysoký obsah organické hmoty a obsahovala minimum skeletu. V místě TTP 2 byly přítomné L a F horizonty s vysokým podíl organické hmoty z rozkládající se odumřelé biomasy zblochanu vodního, který zde není sečen.

Vysoké obsahy Hg v půdě na tomto místě mají několik možných vysvětlení. Tento porost se nachází v přímé blízkosti řeky Ohře, cca 12 metrů. Lze proto předpokládat, že v těchto místech dochází ke každoročnímu zaplavování a obohacování půd prostřednictvím značného množství jílových splavenin s velkou sorpční kapacitou z řeky Ohře. V rámci vysokého obsahu organické hmoty a dobře prokořeněného horizontu lze očekávat snadné pronikání do nižších horizontů. Je známo, že se kationty  $\text{Hg}^{2+}$  ochotně vážou na humusové látky, které mají záporný náboj a vytvářejí tím s nimi stabilní komplexy.

Všechny vzorky půd z této plochy lze považovat za kontaminované až silně kontaminované, a proto naprosto nevhodné pro zemědělskou produkci!



#### 4.2.4. Obsah celkové rtuti v půdě z kontrolní plochy TTP 3



**Graf č. (6):** Obsah celkové rtuti v referenčních nezaplavovaných půdách sečeného trvalého travního porostu, se situačním schématem umístění vzorků k řece Ohři.

Vzorky půd z TTP 3 byly odebrané za hranicí záplavové oblasti určené pro stoletý průtok  $Q_{100}$  podle získaných vrstevových map od státního podniku Povodí Ohře. Ze zjištěných výsledků je zřejmé, že obsahy T-Hg v této referenční oblasti jsou mnohem nižší a to o víc jak jeden řád ve srovnání se shodným porostem TTP 1.

Vzorky půd z plochy 1 aru byly pro tento porost TTP 3 odebrané pouze ve dvou hloubkách 0 – 15 cm a 16 – 30 cm. Hlubší odběry vzorků z tohoto místa jsou pak zanesené do kopané půdní sondy S2 (viz následující podkapitola).

Hodnoty T-Hg z grafu č. (6) byly poměrně vyrovnané, kromě vzorku pozice „d“ z hloubky půdy 0 – 15 cm, kde dosahovaly nejvyšší hodnoty  $0,161 \pm 0,013 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$  Ostatní půdní vzorky měly obsahy T-Hg z této hloubky v rozmezí 0,071 až  $0,093 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$

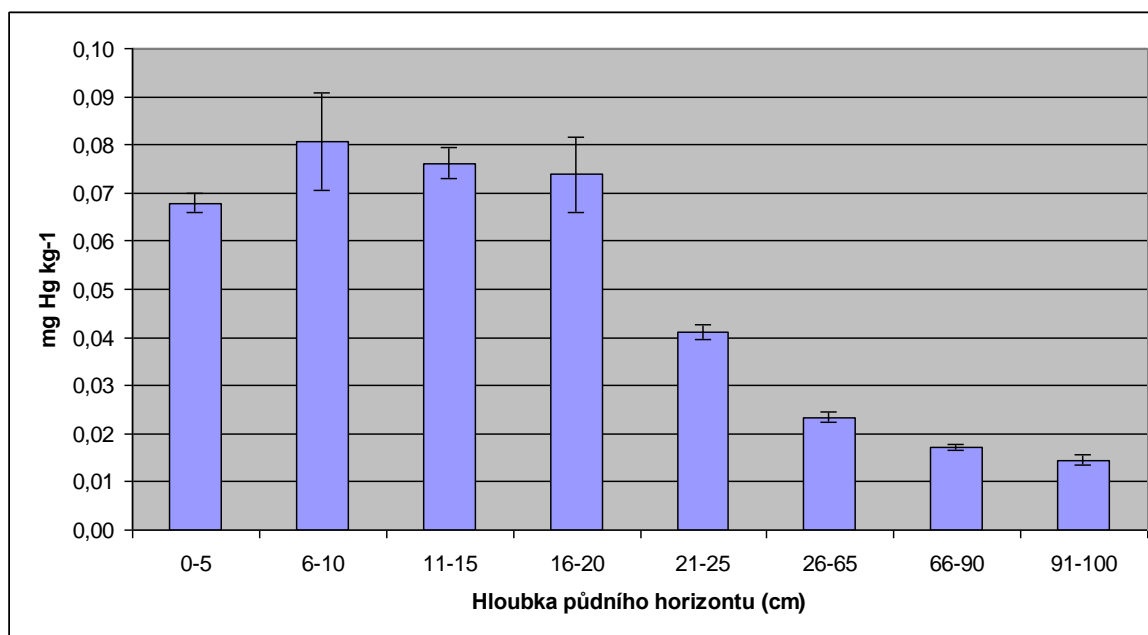
Pozice vzorku „d“ vykazuje zajímavou abnormalitu vzhledem k předešlým trvalým travním porostům, kde vykazovaly povrchové horizonty v hloubce 0 – 15 cm nižší koncentrace Hg ve srovnání s hloubkou 16 – 30 cm. Obdobný náznak vyšší koncentrace v povrchové vrstvě vykazuje i sousední vzorek pozice „e“.

Mohu se domnívat, že tyto abnormality mohla způsobit povodeň o vyšším průtoku než je určená pro  $Q_{100}$ . Za příčinu mírně zvýšeného obsahu Hg mohou být považovány i dešťové srážky, které „strhávají“ z atmosféry těkavé formy Hg. Při zvýšených dešťových srážkách pak může docházet k slití a splavování na snížené místo vlivem půdních nerovností. Nejpravděpodobnější možností vysvětlení je situace, kdy pozice „d“ a „e“ jsou stíněny

vzrostlými stromy a tím nedochází k tak častým teplotním výkyvům na povrchu půdy, tj. vytěkání Hg, anebo nahodilá kontaminace naplaveninami z okolí při polních pracích.

Všechny vzorky půd z této kontrolní plochy ale vyhovují limitům pro zemědělské půdy a lze je považovat za nekontaminované!

#### 4.2.5. Obsah celkové rtuti v půdě z kopané půdní sondy S2 na kontrolní ploše



**Graf č. (7):** Obsah celkové rtuti z kopané půdní sondy S2, nezaplavovaného trvalého travního porostu.

Z grafu č. (7) lze vyčíst, že jsou nejvyšší obsahy T-Hg v hloubce do 20 cm. V tomto rozmezí, v povrchovém horizontu půdy 0 – 5 cm, byla nejnižší hodnota T-Hg  $0,068 \pm 0,002$  mg.kg<sup>-1</sup> suš. Naopak nejvyšší koncentrace T-Hg byla v hloubce 6 – 10 cm s hodnotou  $0,081 \pm 0,010$  mg.kg<sup>-1</sup> suš. Jak je vidět z grafu č. (7), koncentrace T-Hg se v hlubších vrstvách postupně snižují. Znatelný úbytek T-Hg byl v hloubce 21 – 25 cm, kde naměřená hodnota byla  $0,041 \pm 0,001$  mg.kg<sup>-1</sup> suš. Nejhlubší půdní vzorek byl získaný z hloubky 91 – 100 cm, kam dosahovala hladina spodní vody, měl koncentraci  $0,015 \pm 0,001$  mg.kg<sup>-1</sup> suš.

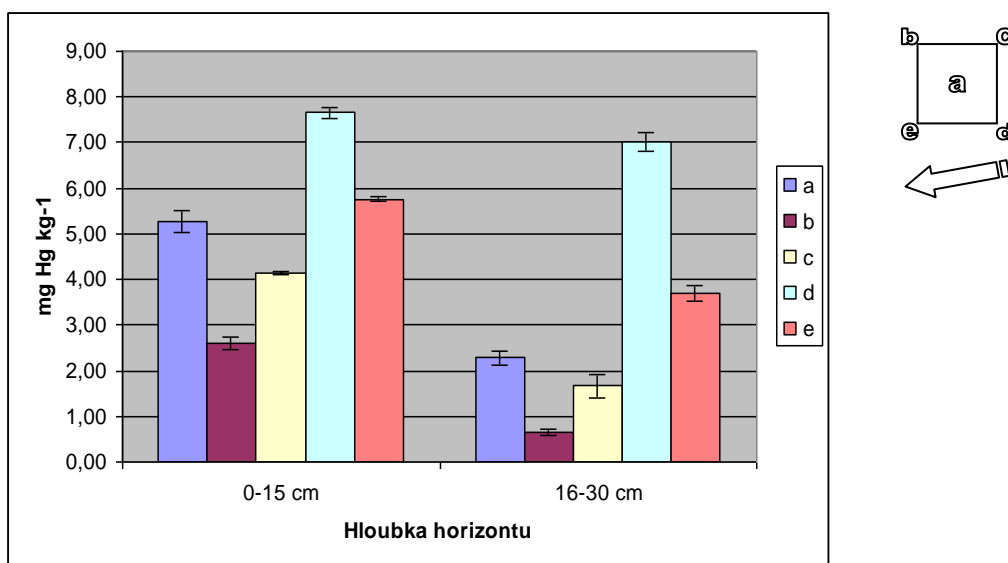
Půdní vzorky byly odebírány po pěti centimetrech do hloubky půdního profilu 25 cm. V těchto místech byl velký podíl písku s velkým množstvím valounů. Půdní druh jsem určil jako hlinitopísčité. Povrchový půdní horizont měl tmavší barvu a dosahoval do hloubky cca 22 cm. U nižších půdních horizontů, včetně vzorku z hloubky 21 – 25 cm, byl zaznamenán rapidní úbytek Hg. To zřejmě také souvisí s nízkým podílem humusových látek u nižších horizontů a vyšší zastoupení písků. V hloubce 85 cm se vyskytovaly typicky zbarvené formy železa (Obr. č. 5). V hloubce 1 m již byla přítomna hladina spodní vody.

Snížující se obsah T-Hg v hloubce 11 – 15 cm je s největší pravděpodobností ovlivněn nízkým podílem jílových částic a vyšším zastoupením písků. Byl zde zjištěn velmi významně (cca 100 x) nižší obsah T-Hg v porovnání se záplavovou oblastí podél Ohře. Úrovně T-Hg

v povrchových vrstvách do 20 cm zřejmě poukazují na depozice plynné Hg nebo sprašování jemných částic půd, které pocházejí z řeky Ohře a přilehlých zaplavovaných ploch.

I zde lze konstatovat, že všechny vzorky půd z této kontrolní plochy vyhovují limitům pro zemědělské půdy a lze je považovat za nekontaminované!

#### 4.2.6. Obsah celkové rtuti v půdách na obhospodařované ploše - POLE (k)

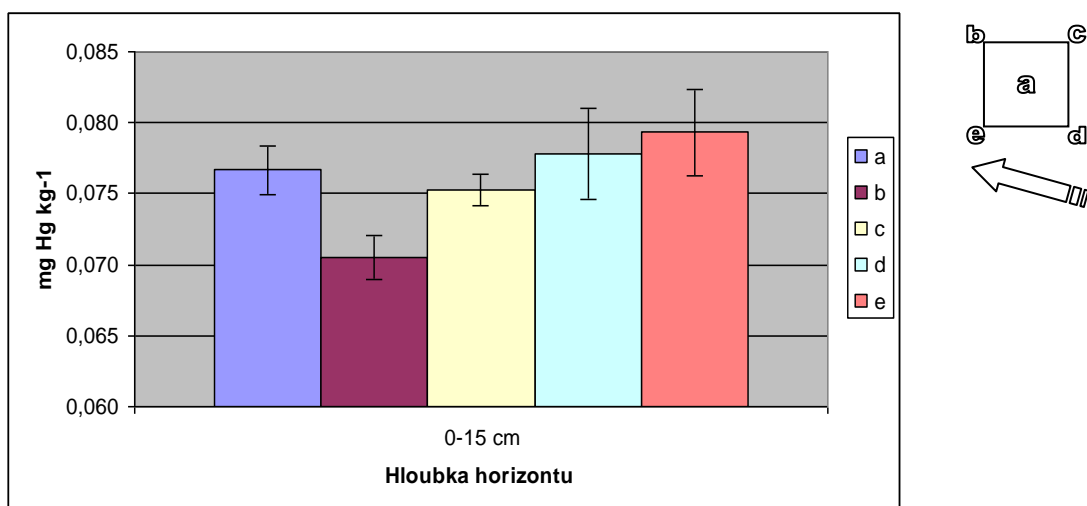


**Graf č. (8):** Obsah celkové rtuti v zaplavovaných půdách - POLE (k), se situačním schématem umístění vzorků k řece Ohři.

Graf č. (8) vystihuje variabilitu celkových obsahů Hg v zaplavované orné půdě s porostem pšenice, s označením POLE - k. Jednotlivé vzorky byly rozděleny podle hloubky odběru. Nejvíce Hg bylo naměřeno v povrchových vzorcích z hloubky 0 – 15 cm, kde nejvyšší obsah T-Hg v pozici „d“ dosahoval  $7,661 \pm 0,121 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Naopak nejméně T-Hg bylo detekováno v hloubce 16 – 30 cm v nejvzdálenější pozici „b“ od řeky Ohře o obsahu  $0,650 \pm 0,056 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Tato hodnota je v porovnání se vzorkem z pozice „d“ ( $7,020 \pm 0,204 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš.) nižší téměř o jeden řád, což svědčí o značné nehomogenitě půd v tomto místě, ačkoli jde o půdu ornou.

Všechny výše uvedené půdní vzorky překračují povolené hygienické limity pro zemědělské půdy, kde je nejvyšší přípustná hodnota Hg  $0,6$  respektive  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro „ostatní půdy“, dle Vyhlášky č. 13/1994 Sb. Proto je s podivem, že na takto kontaminované půdě je dovoleno pěstovat pšenici!

#### 4.2.7. Obsah celkové rtuti v půdě z kontrolní plochy - POLE (r)



**Graf č. (9):** Obsah celkové rtuti v nezaplavovaných půdách na kontrolní ploše - POLE (r), se situačním schématem umístění vzorků k řece Ohři.

Na této ploše byla pěstována řepka, která byla ve stádiu dozrávání. Obsahy T-Hg v orné půdě z kontrolního transektu POLE (r) jsou znázorněny v grafu č. (9). Nejvíce T-Hg bylo naměřeno v pozici „e“  $0,079 \pm 0,003 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$  Nejméně T-Hg pak bylo v pozici „b“  $0,070 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1} \text{ suš.}$

Vzorky z tohoto transektu byly odebrány pouze do hloubky 15 cm, hlubší odběry nebylo možno provést z důvodu velmi utužené, vyschlé, ztvrdlé a kamenité půdy, kde hrozilo poškození ruční půdní sondy.

Zjištěné hodnoty v nezaplavovaných půdách POLE (r) jsou velmi vyrovnané a splňují hygienické limity Hg pro zemědělské půdy (Tab. č. 20). Nízké obsahy T-Hg dovolují zemědělské využití těchto půd.

### 4.3. Mobilita rtuti

Tabulka č. (6) uvádí vyluhovatelnost celkové rtuti (T-Hg) z půd plochy mokřadu s porostem zblochanu vodního (TTP 2), uváděné hodnoty jsou průměry ze dvou stanovení. Detailní údaje z vodného výluhu jsou uvedeny v tabulce č. (7), viz Přílohy.

**Tab. č. (6):** Obsah snadno uvolnitelných forem Hg v nivních půdách Ohře vodným výluhem půdních vzorků z TTP 2 (dle Vyhlášky č. 294/2005 Sb.).

Název vzorku	Hloubka [cm]	T-Hg [ppm]	Vyluhovatelná T-Hg [ppm]	Vyluhovatelnost T-Hg [%]	Sd [%]	pH
131/34 e	0 - 15	7,03	0,11	1,57	0,02588	6,96
131/36 c	0 - 15	8,06	0,09	1,14	0,02968	6,22
131/38 d	0 - 15	19,27	0,27	1,38	0,12680	7,25
131/39 d	16 - 30	21,38	0,45	2,12	0,00763	7,49

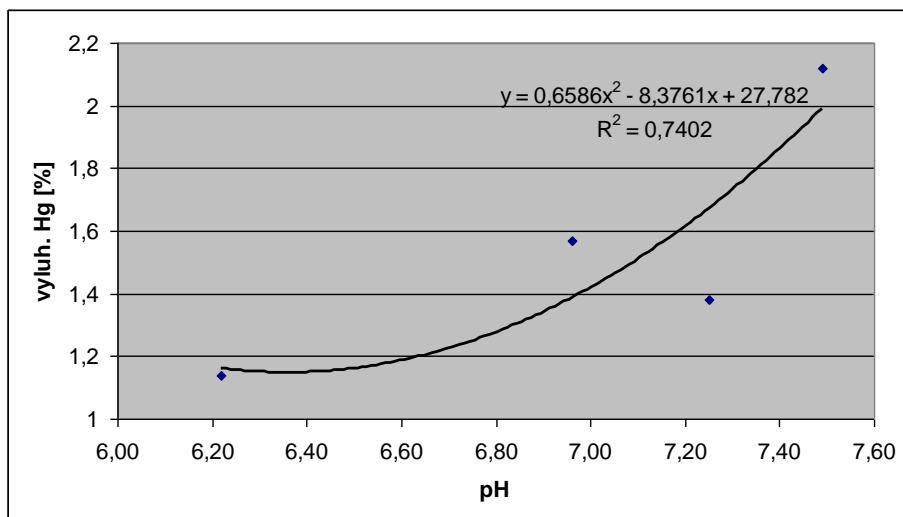
Koncentrace Hg ve vodném výluhu z vybraných vzorků s nejvyšším obsahem T-Hg poukazuje na poměrně malou mobilitu Hg. Nejvyšší vyluhovatelnost byla zjištěna v hloubce 16 – 30 cm a to 2,12 %. Naopak nejnižší vyluhovatelnost 1,14 % byla zjištěna v hloubce 0 – 15 cm u vzorku pozice „c“. Je zajímavé, že mobilita Hg vykazuje jistou souvislost s hodnotou pH, zejména u vzorků pozice „d“, kde s narůstající hloubkou půdního profilu a pH hodnotou se zvyšuje i množství T-Hg.

Zde vyvstává otázka, zda zvýšená vyluhovatelnost opravdu souvisí jen s pH, anebo také s oxidačně-redukčními poměry v hlubším horizontu půdy. V hloubce kolem 30 cm budou zřejmě anoxické (redukční) podmínky, které způsobuje existenci převážně redukovaných forem ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) železa a manganu, které jsou ve vodě mnohem rozpustnější než oxidované ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ ) formy. Je známo, že se právě na tyto oxidy železa a manganu v půdách a sedimentech sorbuje mnoho polutantů, včetně Hg. Mírně alkalické pH zřejmě tomuto procesu jen napomáhá.

Obsah organických a dalších komplexotvorných látek v půdě také může velmi významně ovlivnit mobilitu (vyluhovatelnost) a tím následnou přístupnost pro rostliny a další organismy v půdě. Proto by bylo vhodné zjistit u těchto vzorků půd ještě i obsah a formy organických látek nebo alespoň  $C_{(ox.)} \approx$  spalovací metodou (L.O.I.)

Mobilitu Hg mohou zvyšovat druhotné kyselé složky (např. fulvokyseliny, kyselina uhličitá a imise kyselých dešťů). Podle mých údajů narůstá procentuální vyluhovatelnost Hg s rostoucí hodnotou pH (viz níže uvedený graf č. 10). Každopádně jsem si ale vědom, že

k takovému tvrzení nemám dostatek reprezentativních výsledků. Nižší procentuální vyluhovatelnost T-Hg z půdy do 15 cm by mohl také ovlivnit i vyšší obsah celkové síry, což ovšem nemohlo být z časových důvodů statisticky prokázáno.



**Graf. č. (10):** Nárůst procentuálního zastoupení organických forem Hg (z poměru org-Hg k T-Hg) s rostoucí hodnotou pH.



#### 4.4. Zastoupení organických forem Hg ve vybraných půdách

Stanovení methylrtuti ve všech získaných půdních vzorcích by bylo časově a materiálně velmi náročné. Methylrtuť byla sledována ve dvou transektech, kopaná půdní sonda S1 a trvalý porost zblochanu vodního na ploše TTP 2. Půdní profil kované půdní sondy S1 byl analyzovaný jen do hloubky 140 cm. U porostu zblochanu vodního TTP 2 byly vybrány čtyři nejvíce kontaminované půdní vzorky.

První směsný vzorek (131/SV 1,2,3) ze sondy S1 reprezentuje stejnou hloubku odebíraného půdního profilu jako v mokřadu TTP 2. Procentuální zastoupení org-Hg bylo vypočteno z poměru hodnot org-Hg a T-Hg. Průměrné hodnoty jsou v níže uvedených tabulkách č. (8) a (9). Podrobné hodnoty stanovení org-Hg každého analyzovaného vzorku jsou v tabulkách č. (10 – 19), viz Přílohy.

##### 4.4.1. Organické formy rtuti v půdě z kopané půdní sondy S1

Tabulka č. (8) uvádí procentuální hodnoty org-Hg v půdních vzorcích kopané půdní sondy S1, u které byl sledován poměr T-Hg a org-Hg do hloubky 140 cm půdním profilem. Nejvyšší obsah org-Hg byl v povrchové vrstvě 0 – 15 cm s hodnotou  $0,03155 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (ppm) či  $31,55 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ , naopak nejnižší obsah org-Hg byl v předposledním vzorku v hloubce 46 – 100 cm s hodnotou  $0,00604 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $6,04 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Ovšem nejvyšší procentuální zastoupení org-Hg k T-Hg bylo zjištěno v nejnižší hloubce 100 – 140 cm a to 10,98 %. V porovnání s hloubkou odběru 0 – 15 cm dosahovala hodnota 1,14 %. Absolutně nejnižší procentuální poměr org-Hg byl zjištěn v hloubce 16 – 25 cm s hodnotou 0,20 %.

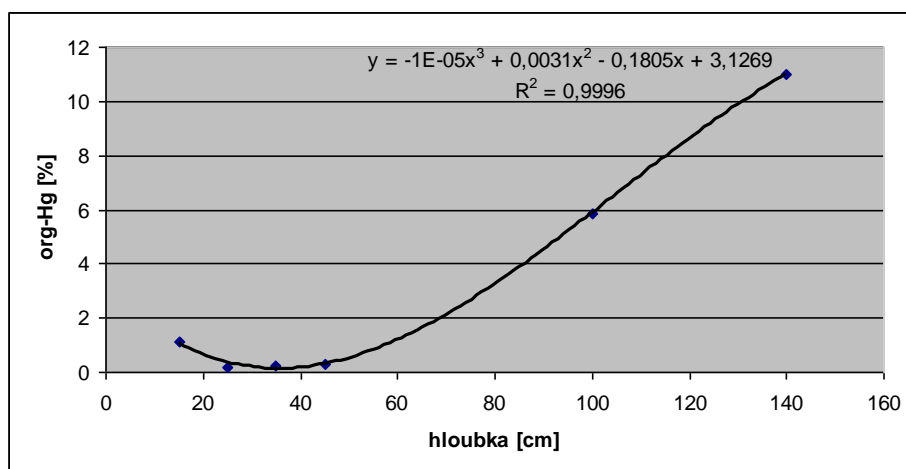
U tabulky č. (8) je nutné upozornit na skutečnost, že uvedené hodnoty mohou být zkresleny vlivem použití průměrných směsných vzorků. Podle těchto hodnot vychází, že nejvyšší obsah T-Hg se vyskytuje u směsného vzorku (131/SV 4,5) v hloubce 16 – 25 cm. Ve skutečnosti, podle grafu č. (3), je nejvyšší obsah T-Hg dosažen u půdního vzorku z hloubky 26 – 30 cm, jak plyne z detailních výsledků.

V anoxických podmínkách zřejmě dochází k redukci Hg(II) na Hg<sup>0</sup>. Elementární rtuť tak zřejmě může lépe pronikat do nižších horizontů.

**Tab. č. (8):** Množství organické rtuti ve vzorcích z kopané půdní sondy S1 poblíž plochy TTP 2.

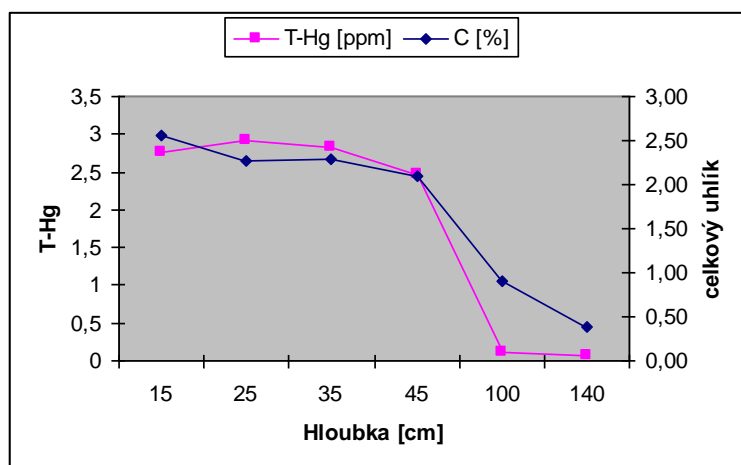
Kopaná půdní sonda S1: 131/1-11											
Název vzorku	Hloubka [cm]	Navážka	T-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	x org-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	Sd org-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	x org-Hg [%]	Sd org-Hg [%]	pH	N [%]	S [%]	T-C [%]
131/SV 1,2,3	0 - 15	1 ± 0,0079	2,762	0,03155	0,0058	1,142	0,21	6,73	0,23	0,04	2,56
131/SV 4,5	16 - 25	1 ± 0,0020	2,925	0,00596	0,0008	0,204	0,03	7,11	0,20	0,04	2,28
131/SV 6,7	26 - 35	1 ± 0,0145	2,818	0,00645	0,0015	0,229	0,05	6,31	0,20	0,05	2,28
131/SV 8,9	36 - 45	1 ± 0,0108	2,458	0,00749	0,0023	0,305	0,09	6,44	0,18	0,04	2,10
131/10	46 - 100	1 ± 0,0049	0,103	0,00604	0,0045	5,861	4,33	6,14	0,08	0,03	0,90
131/11	101 - 140	1 ± 0,0055	0,059	0,00653	0,0079	10,983	13,32	5,99	0,02	0,03	0,38

**Graf č. (11):** Závislost procentuální org-Hg na hloubce půdního profilu z plochy S1

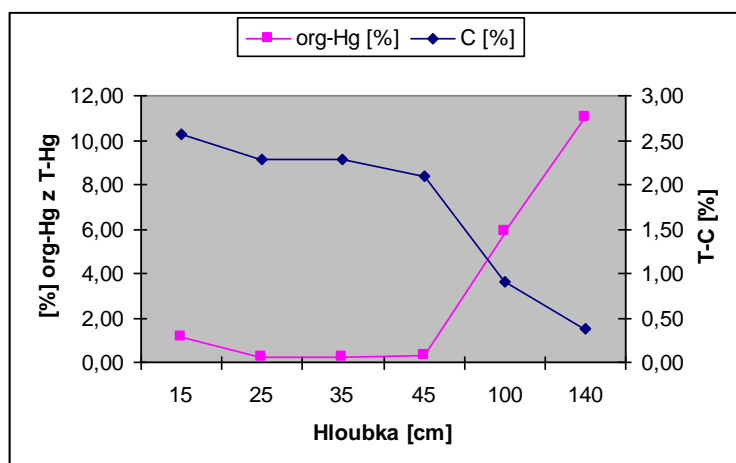


Z předchozího grafu č. (11) je vidět trend, kdy s rostoucí hloubkou půdního profilu dochází k významnému nárůstu procentuální org-Hg, avšak absolutní obsah org-Hg byl nejvyšší v povrchových vrstvách.

Pro celkovou Hg, síru (S), celkový uhlík (T-C) i dusík (N) byly vypočteny velmi významné trendy. Pokles zmíněných makroprvků je doprovázen poklesem T-Hg, tj. s poklesem hloubky půdního profilu klesá i jejich celkový obsah (viz graf č. 12).



**Graf. č. (12):** Pokles obsahů T-Hg a celkového uhlíku se snižující se hloubkou půdního profilu.



**Graf č. (13):** Procentuální vyjádření obsahů org-Hg s celkovými obsahy uhlíku.

Rozdílný trend vykazují organické formy Hg vzhledem k obsahům uvedených makroprvků (C, S, N) s náznakem záporné korelace. S poklesem uvedených makroprvků dochází k mírnému nárůstu až stagnaci org-Hg (viz graf č. 13). Procentuální vyjádření org-Hg velmi významně koreluje (- 0,95) s celkovými obsahy uhlíku. Totéž lze tvrdit u zmíněných makroprvků S a N.

#### 4.4.2. Organické formy rtuti v půdě z plochy TTP 2

Tab. č. (9): Množství organické rtuti z vybraných půdních vzorků na ploše mokřadu TTP 2.

TTP 2: 131/34, 36, 38, 39											
Název vzorku	Hloubka [cm]	Navážka	T-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	x org-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	Sd org-Hg [ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ]	x % org-Hg [%]	Sd org-Hg [%]	pH (H <sub>2</sub> O)	N [%]	S [%]	T-C [%]
131/34 e	0 - 15	0,9995	7,035	0,07159	0,0096	1,018	0,14	6,96	0,29	0,06	3,70
131/36 c	0 - 15	1,0007	8,062	0,07075	0,0049	0,878	0,06	6,22	0,28	0,06	3,64
131/38 d	0 - 15	0,9998	19,267	0,08291	0,0236	0,430	0,12	7,25	0,42	0,08	5,24
131/39 d	16 - 30	1	21,380	0,14669	0,0150	0,686	0,07	7,49	0,23	0,06	3,09

Tabulka č. (9) uvádí některé fyzikálně-chemické vlastnosti vybraných půdních vzorků porostu zblochanu vodního TTP 2, u kterého byl sledován poměr T-Hg k org-Hg, pH a další parametry.

Nejvíce org-Hg bylo naměřeno v hloubce 16 – 30 cm s hodnotou 0,14669  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (146,69 ppb). Zbylé vzorky z hloubky 0 – 15 cm měly přibližně o polovinu nižší hodnoty. U vzorků z lokality „d“ (0 – 15 cm a 16 – 30 cm) se zvyšují hodnoty org-Hg absolutní a procentuální s narůstající hloubkou půdního profilu. S těmito koncentracemi zároveň narůstá hodnota pH.

V povrchové vrstvě půd z mokřadu v bezprostřední blízkosti toku Ohře je relativní zastoupení org-Hg od 0,43 do 1,02 % - tedy poměrně nízké, avšak v hloubkách > 1 m dosahuje až k 11 % - tj. řádově vyšší.

Absolutní množství org-Hg (31,55 – 82,91  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ ) zde bylo většinou zjištěno v povrchové vrstvě půdy do 30 cm. To patrně souvisí s prokořeněním půdy rostlinami, obsahem org. C, a mikrobiálním oživením půdy.

Z výsledků obsahu org-Hg v těchto půdách je zřejmé, že se zde nacházejí více než dvojnásobné hodnoty procentuálního zastoupení org-Hg než v cca 15 metrech vzdálených sedimentech řeky Ohře (relativní zastoupení org-Hg od 0,197 do 0,298 %), viz *Tumová, 2011*.

#### **4.5. Emise celkové plynné rtuti (TGM) v trvalém travním porostu TTP 2**

V porostu zblochanu vodního na ploše TTP 2 byly měřeny hodnoty Hg pomocí recirkulačního nasávání vzduchu za dobu 27 hodin a 30 minut. Po přepočítání byla získaná hodnota  $15,33 \text{ ng.m}^2.\text{h}^{-1}$  či  $76,4 \text{ pmol}$ , což překračuje cca o jeden řád přirozené hodnoty ( $1\text{-}2,7 \text{ ng.m}^2.\text{h}^{-1}$ ).

Vědecké pracovnice *Magarelli a Fostier (2005)* sledovaly hodnoty TGM v povodí Negro v Amazonii. V lesních lokalitách dosahovaly hodnoty  $0,1 \text{ pmol.m}^2.\text{h}^{-1}$  ( $= 0,02 \text{ ng.m}^2.\text{h}^{-1}$ ) a na odlesněných místech až  $13,7 \text{ pmol.m}^2.\text{h}^{-1}$  ( $= 2,75 \text{ ng.m}^2.\text{h}^{-1}$ ).

V mém případě je obtížné posuzovat TGM z porostu TTP 2 a srovnávat jej s odlesněnou půdou, na které bývají velké rozdíly teplot během dne a noci. Nicméně moje výsledky poukazují na značný lineární zdroj znečištění ovzduší re-emitovanou Hg z povrchu nivních půd Ohře.

Obsahy Hg v půdních vzorcích tohoto transektu jsou nejvyšší ze všech analyzovaných vzorků. Hlavním důvodem je asi skutečnost, že se TTP 2 nachází nejbližší a nejnižší směrem ke korytu řeky Ohře. Vyšší obsahy Hg jsou z části ovlivněné i vzrostlým porostem zblochanu vodního, který svojí listovou plochou a odumřelými částmi rostlin stíní povrch půdy. Tím zřejmě nedochází k velkým teplotním výkyvům na povrchu půdy, tj. nedochází k vysokému výparu TGM.

Ačkoliv byl povrch půdy stíněn vzrostlým porostem zblochanu a zbytky odumřelé travní biomasy, vykazoval nižší obsahy T-Hg v povrchové vrstvě půdy 0 – 15 cm než v hloubce 16 – 30 cm. Jednou z možných variant vysvětlení může být skutečnost, že se Hg uvolňuje z horních vrstev půdy.

*Reis a kol. (2009)* popisovali, že se re-emitovaná Hg zachycuje na listové ploše rostlin a část Hg je rostlinou zpětně dopravována do svého kořenového systému. To by vysvětlovalo hodnoty zvýšených obsahů T-Hg v prokořeněné vrstvě půdy.

Vyšší obsahy Hg v TTP 2 mohou být také způsobeny nižší propustností půdy, která je způsobena nižším zastoupením písků. Vysoká hladina spodní vody zřejmě snižuje promývání vyšších horizontů půd. Je známo, že k většímu vymývání půdních živin dochází u suchých půd. V anoxických podmínkách dochází k redukci Hg (II) na  $\text{Hg}^0$ . *Gabriel a Williamson*

(2004) popisují, že redukce a odpařování  $\text{Hg}^0$  se snižuje se zvyšujícím se množstvím huminových látek. V písčítých půdách níže umístěných horizontů tak zřejmě dochází k vyšší redukci Hg než v půdách s vyšším obsahem organických látek. Písčité půdy nejsou tudíž schopny tak efektivně poutat Hg, jak je tomu v případě půd z TTP 2. Rtuť tak zřejmě zůstává vázána na organické částice půdy ve vyšších horizontech a není proto vyplavována do spodních vrstev půd.

Uvolňování Hg tzv. promýváním je v této oblasti zřejmě málo pravděpodobné. Ačkoliv bylo dosaženo v laboratorních podmínkách nejvyšší hodnoty vyluhování (2,12 %) u vzorku TTP 2 s nejvyšším obsahem Hg, lze předpokládat, že vyluhovatelnost v přírodních podmínkách bude zřejmě ještě mnohem nižší. V přírodních podmínkách zůstává půda v klidu a nedochází k tak intenzivnímu třepání a pohybu vody, která není demineralizovaná a nemá proto tak velkou rozpouštěcí kapacitu.

## 5. ZÁVĚR

Cílem práce bylo získání vlastních vzorků, jejich zpracování a vyhodnocení dat o obsahu celkové Hg z předpokládané kontaminované oblasti nivních půd. V rámci studie byla vybrána zemědělsky využívaná oblast přirozeně meandrující řeky Ohře.

Nejvíce kontaminací zasaženou oblastí byla podle očekávání plocha mokřadu se zaplavovaným porostem zblochanu vodního (TTP 2), a to v hloubce 16 – 30 cm. Nejvyšší obsah celkové Hg dosahoval v tomto transektu až  $21,380 \pm 0,192 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Naopak nejméně celkové Hg bylo naměřeno z referenční nezaplavované sondy (S2) v hloubce 91 – 100 cm, kde byla hodnota  $0,015 \pm 0,001 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš.

V případě orné půdy byly naměřeny nejvyšší obsahy celkové Hg v záplavové oblasti na ploše (POLE – k), kde v hloubce 0 – 15 cm byla naměřená hodnota celkové Hg  $7,661 \pm 0,121 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš. Naopak nejméně celkové Hg v orné půdě bylo detekováno mimo záplavovou oblast (POLE – r), a to v hloubce 0 – 15 cm, protože hlubší horizont nebylo možno odebrat; naměřená hodnota celkové rtuti zde činila  $0,070 \pm 0,002 \text{ mg.kg}^{-1}$  suš.

Z hlediska mobility a biodostupnosti Hg se zjistilo, že přítomná Hg je v nejvíce kontaminovaných půdách velmi málo mobilní (1,14 - 2,12 %). Z experimentu s vodným výluhem však vyplývá, že pohyblivost Hg může narůstat se zvyšujícím se pH půdy. Vápnění půd by tedy zřejmě mobilitu Hg nesnížilo. I přes toto tvrzení lze očekávat, že potenciální přestup Hg do rostlin nebude tak velký, jak se zpočátku zdálo, což by bylo třeba ověřit.

Bylo zjištěno, že všechny vzorky půd z ploch v zaplavené oblasti sloužících pro zemědělské využití, překračují velmi významně, a to i řádově, hygienický limit ( $0,6$  i  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) pro půdy, stanovený podle Vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Je alarmující, že místy překračuje i tzv. „intervenční hodnotu“ ( $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) doporučovanou pro hodnocení sedimentů. Takto zvýšené hodnoty Hg přináší závažné riziko pro využití těchto půd, neboť se na nich pěstují zemědělské plodiny. Zjišťování přímé kontaminace těchto plodin však nebylo v zadání cílů, ani v časových a materiálních možnostech zpracovatele diplomové práce. Bylo by to však jistě žádoucí a užitečné téma pro pokračování této práce.

Z odborných publikací k této problematice vyplývá, že informace o koloběhu a transformaci Hg v kontaminovaných nivních půdách jsou stále omezené. V rámci měření organických forem Hg byly prokázány skokové nárůsty poměru org-Hg k T-Hg v nižší hloubce půd. V povrchových vrstvách jsou sice absolutní hodnoty org-Hg prokazatelně vyšší z důvodu vyšší koncentrace T-Hg, ale poměr org-Hg k T-Hg dosahoval jen

1,02 – 1,14 %. Tento procentuální poměr org-Hg k T-Hg se snižující hloubkou zpočátku postupně klesá, ale v přecházejícím anoxickém prostředí naopak rychle narůstá. V hloubce 46 – 100 cm je poměr org-Hg na úrovni 5,86 %, avšak v hloubce 100 – 140 cm je tento poměr org-Hg už přes 10,98 %. Lze očekávat, že s rostoucí hloubkou bude narůstat i tento stav až k hladině spodní vody. Proces tohoto navýšení se dá vysvětlit působením anoxických podmínek, kdy dochází k redukci  $\text{Hg}^{2+}$  na  $\text{Hg}^0$ . Elementární rtuť je velmi reaktivní, a proto pak asi dochází k její snadné transformaci na org-Hg.

V nejkontaminovanějším místě (TTP 2) byly naměřeny emise plynných forem Hg uvolňovaných z půd, které činily  $15,33 \text{ ng.m}^2.\text{h}^{-1}$  (absolutní hodnota  $19,23 \text{ ng.m}^3$ ), což je řádové zvýšení oproti běžným hodnotám. Výsledky měření tak poukazují na značný lineární zdroj znečištění ovzduší Hg uvolňované z nivních půd řeky Ohře.

Zadaná pracovní hypotéza byla potvrzena. Oblast nivních půd v záplavové oblasti pod vodní nádrží Skalka je závažně znečištěna Hg vnesenou vodou a splavenými sedimenty z řeky Ohře.

V České republice jsou stanoveny nejvyšší přípustné hodnoty obsahu Hg v zemědělsky využívaných oblastech (pro lehké půdy  $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$  a ostatní půdy  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Zemědělsky využívaná orná půda ve zkoumané lokalitě přesahuje nejvyšší přípustnou hodnotu Hg o víc jak jeden řád. Bereme-li v úvahu, že jsou minimální rozdíly v zaplavené oblasti mezi pětiletým až stoletým průtokem ( $Q_5 - Q_{100}$ ), pak nelze doporučit využívání těchto záplavových oblastí k zemědělské produkci sloužící k potravinářskému nebo krmivářskému využití. V případě relativně častější konzumace zemědělských produktů z této oblasti proto není možné vyloučit negativní následky na lidské zdraví. Vzhledem k závažnosti této situace by bylo žádoucí provést na základě výsledků širší a detailnější studie zmíněné problematiky opatření, která by omezila, popřípadě zcela zabránila, půdnímu využití plodin z těchto nivních oblastí pro potravinářské účely.



## 6. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- APGEN (Applied PhytoGenetics), 2003. Letter from David Glass, APGEN, to Walter Kovalick, EPA Technology Innovation Office (TIO), regarding the field study of Eastern cottonwood trees to treat mercury contaminated soil at a Superfund site in Danbury, Connecticut (USA), 126 s.
- Arao T, Ishikawa S, Murakami M, Abe K, Maejima Y, Makino T, 2010. Heavy metal contamination of agricultural soil and countermeasures in Japan. PADDY WATER ENVIRON; 8,247-257.
- Anonymous. Rtuť a její sloučeniny. Textový dokument, dostupné z: [www.ferasykora.euweb.cz/rtut.doc](http://www.ferasykora.euweb.cz/rtut.doc). Datum stažení: 18. 4. 2011.
- Anonymous 2. Pollutio – Rtuť [DOC]. Datum stažení: 19. 4. 2011. Dostupné z: [www.ekologie.upol.cz/ku/ahdo/POLLUTIO.DOC](http://www.ekologie.upol.cz/ku/ahdo/POLLUTIO.DOC).
- Banfield JF, Barker WW, Welch SA, Taunton A, 1999. Biological impact on mineral dissolution: Application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhizosphere. PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA; 96, 3404–3411
- Bahlmann E, Ebinghaus R, Ruck W, 2006. Development and application of a laboratory flux measurement system (LFMS) for the investigation of the kinetics of mercury emissions from soils. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT; 81,114-125.
- Bertrand YA, 2009. Ekologické katastrofy/Ecologie, ces catastrophes qui changèrent le monde. Francouzský dokument, délka 55 min. Z1-TV, přidáno 9. 1. 2010. Dostupné z: <http://tracker.cztorrent.net/torrent/ekologicke-katastrofy-ecologie-ces-catastrophes-qui-chang-rent-le-monde/76809>.
- Bash JO, Miller DR, 2007. A note on elevated total gaseous mercury concentrations downwind from an agriculture field during tilling. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT; 388, 379-388.
- Bencko V, Cirkrt M, Lener J, 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí. ISBN: 80-7169-150-X. Praha: Grada Publishing s.r.o., 282 s.
- Bennicelli R, Stępniewska Z, Banach A, Szajnocha K, Ostrowski J, 2004. The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg(II), Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. CHEMOSPHERE; 55, 141-146.

- Bollen A, Wenke A, Biester H, 2008. Mercury speciation analyses in HgCl<sub>2</sub>-contaminated soils and groundwater - Implications for risk assessment and remediation strategies. WATER RESEARCH; 42, 91-100.
- Bonzongo JCJ, Nemer BW, Lyons WB, 2006. Hydrologic controls on water chemistry and mercury biotransformation in a closed river system: The Carson River, Nevada. APPLIED GEOCHEMISTRY; 21, 1999-2009.
- Brink WJ, Bosman R, Arendt F, 1995. REMEDIATION OF THE MARKTREDWITZ CHEMICAL FACTORY – FIRST EXPERIENCES OF A LARGE-SCALE WASHING AND DISTILLATION PLANT FOR MERCURY CONTAMINATED SITES IN BAVARIA. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. CONTAMINATED SOIL; 95, 903-910.
- Burri S, Müller M, Höltschi D, Arx J, 2005. Quecksilber (Hg) - Kreislauf, Kontamination und Toxizität, Fallbeispiele: Marktredwitz, Camp Far West Reservoir. Bodenseminar. Umweltgeowissenschaften, Uni Basel; 28 s.
- Cabala J, Teper L, 2006. Metalliferous Constituents of Rhizosphere Soils Contaminated by Zn–Pb Mining in Southern Poland. WATER AIR AND SOIL POLLUTION; 178, 351-362.
- Clarkson TW, 2002. The Three Modern Faces of Mercury. ENVIRON. HEALTH PERSPECT; 110, 11-23.
- Domenech J, Andres M, 1987. Elimination of Hg(II) ions from aqueous solutions by photocatalytic reduction over ZnO powder. NEW JOURNAL OF CHEMISTRY; 11, 443-447.
- ECDGE, 2004 (EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT). MERCURY FLOWS IN EUROPE AND THE WORLD: THE IMPACT OF DECOMMISSIONED CHLOR-ALKALI PLANTS. Brussels, Belgium; 88 s. Dostupné z: <http://www.scribd.com/doc/1871778/Environmental-Protection-Agency-report>, datum stažení: 7. 3. 2011.
- Ericksen JA, Gustin MS, Xin M, Weisberg PJ, Fernandez GCJ, 2006. Air–soil exchange of mercury from background soils in the United States. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT; 366, 851– 863.
- Fara M, 2004. Problematika emisí rtuti. Řešení studie k zakázce Technických služeb ochrany ovzduší Praha, a.s. Dostupné z: [http://www.teso.cz/Data/files/Pr%C5%AFb%C4%9B%C5%BEEn%C3%A1%20zpr%C3%A1va%20VaV%20SM-9-14-04/Kapitola\\_1.pdf](http://www.teso.cz/Data/files/Pr%C5%AFb%C4%9B%C5%BEEn%C3%A1%20zpr%C3%A1va%20VaV%20SM-9-14-04/Kapitola_1.pdf)

- Fischer RG, Rapsomanikis S, Andreae MO, Baldi F, 1995. Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi. ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY; 29, 993–9.
- Gadd GM, 1993. Interactions of fungi with toxic metals. NEW PHYTOL; 124, 25–60.
- Gast CH, Jansen E, Bierling J, Haanstra L, 1988. Heavy metals in mushrooms and their relationship with soil characteristics. CHEMOSPHERE; 17, 789–99.
- Gerhardt E, 2006. Sbíráme houby - ale správně. Vydal Euromedia Group, k. s. – Knižní klub v Praze, 128 s. ISBN 80-242-1540-3.
- Ghorbani M, Eisazadeh H, Katal R, 2010. Fixed-Bed Column Study of the Removal of Anions and Heavy Metals From Cotton Textile Waste Water by Using Polyaniline and Its Nanocomposite Containing Nanometer-Size Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>. JOURNAL OF VINYL & ADDITIVE TECHNOLOGY; 16, 217-221.
- Greenwood NN, Earnshaw A, 1993. Chemie prvků II. 1. vydání. Praha: Informatorium, 793-1635 s. ISBN 80-85427-38-9.
- Heaton ACP, Rugh CL, Kim T, Wang NJ, Meagher RB, 2003. Toward Detoxifying Mercury-Polluted Aquatic Sediments with Rice Genetically Engineered for Mercury. ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY; 22, 2940-2947.
- Hojdová M, Navrátil T, Rohovec J, Penížek V, Grygar T, 2009. Mercury Distribution and Speciation in Soils Affected by Historic Mercury Mining. WATER AIR SOIL POLLUT; 200, 89-99.
- Hojdová M, Navrátil T, Rohovec J, Žák K, Vaněk A, Chrastný V, Bače R, Svoboda M, 2010. Changes in Mercury Deposition in a Mining and Smelting Region as Recorded in Tree Rings. WATER AIR SOIL POLLUT; 216, 73-82.
- Houserová P, Janák K, Kubáň P, Pavlíčková J, Kubáň V, 2006. Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech – vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovení. CHEM. LISTY; 100, 862-876.
- Húska D, Adam V, Babula P, Kizek R, 2009. Plně automatizovaná izolace celkové mRNA z in vitro kultivovaných rostlin ve spojení s elektrochemickou detekcí. CHEM. LISTY; 103, 167-171.
- Ikingura JR, Akagi H, Mujumba J, Messo C, 2006. Environmental assessment of mercury dispersion, transformation and bioavailability in the Lake Victoria Goldfields, Tanzania. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT; 81, 167–173.
- Janský R, 2008. Nové technologie 21. století a jejich vliv na trvale udržitelný rozvoj. Technická univerzita v Liberci, 1-34 s. Dostupné z:

- <http://artec.tul.cz/index.php?content=upload/Nov%C3%A9%20technologie%2021.%20stolet%C3%AD%20a%20jejich%20vliv%20na%20trvale%20udr%C5%BEi%E2%80%A6.pdf&lang=cs>.
- Janouškova M, 2003. Vliv arbuskulární mykorrhizy na příjem těžkých kovů. Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí, Botanický ústav AV ČR, Praha, 11 s.
- Jizba J, 1995. Metoda odstraňování těžkých kovů z půdy [online]. Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha – Ruzyně. Vystaveno 18. 10. 1995. Dostupné z: <http://stary.biom.cz/sborniky/sb95vana/jizba.html>
- Kalač P, 2008. Houby: víme, co jíme? České Budějovice: Dona, 114 s. ISBN 978-80-7322-112-6.
- Kopanica M, Šestáková I, 1997. Sborník referátů ze semináře – ANALÝZA KONTAMINOVANÝCH ZEMIN A PŮD, Akademie věd ČR, Praha, 85-91 s.
- Křivánek S, Pongratz P, 2009. „Znečištění rtutí v Reslavě a ve vodním díle Skalka“ SPOLEČNÁ ZPRÁVA. Příloha 5, zápis ze zprávy o 11. zasedání Stálého výboru Bavorsko 2009, (nestránkováno).
- Laessøe T, Conte AD, 1996. Houby. 2. vydání. Praha: Fortuna Print, 256 s. ISBN 80-7321-114-9.
- Lang M, 2010. Expozice Hornictví a mineralogie. Dostupné z: [http://www.muzeumstrasice.eu/index.php?option=com\\_content&view=article&id=90&Itemid=83](http://www.muzeumstrasice.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=90&Itemid=83). Datum stažení: 11. 2. 2011.
- Lindberg SE, Ebinghaus R, Tripathi RM, Wallschläger D, 1999. In: Mercury Contaminated Sites. Springer, Berlin, 50 s.
- Liška M, 2000. Použití nových biomarkerů těžkých kovů, PCB a OCP v řekách Čech a Moravy. POVODÍ VLTAVY; 301-305 s. Dostupné z: <http://www.sls.sav.sk/documents/Kouty-2000.pdf>.
- Magarelli G, Fostier AH, 2005. Influence of deforestation on the mercury air/soil exchange in the Negro River Basin, Amazon. ATMOSPHERIC ENVIRONMENT; 39, 7518-7528.
- Maršálek P, Svobodová Z, Randák T, Švehla J, 2005. Mercury and Methylmercury Contamination of Fish from the Skalka Reservoir: A Case Study. ACTA VETERINARIA BRNO; 74, 427-434.
- Mattigod SV, Fryxell G, Skaggs R, Parker K, Liu J, Feng X, 2003. Mercury Removal from Waste Streams Using a Novel Synthetic Nanoporous Sorbent. Las Vegas, Nevada (USA). INDUSTRIAL WATER CONFERENCE; 99-104 s.

- Melgar MJ, Alonso J, García MA, 2009. Mercury in edible mushrooms and underlying soil: Bioconcentration factors and toxicological risk. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*; 407, 5328-5334.
- Miller Z, 2009. Mobilita a biodostupnost thalia litogenního a antropogenního původu. *BAKALÁŘSKÁ PRÁCE*; Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 33 s.
- Moutsatsou A, Gregou M, Matsas D, Protonotarios V, 2006. Washing as a remediation technology applicable in soils heavily polluted by mining-metallurgical activities. *CHEMOSPHERE*; 63, 1632-1640.
- Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF, 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *ENGINEERING GEOLOGY*; 60, 193-207.
- Navarro A, Biester H, Mendoza JL, Cardellach E, 2006. Mercury speciation and mobilization in contaminated soils of the Valle del Azogue Hg mine (SE, Spain). *ENVIRON GEOL*; 49, 1089-1101.
- Navrátil T, Hojdová M, Rohovec J, Penížek V, Vařilová Z, 2009. Effect of Fire on Pools of Mercury in Forest Soil, Central Europe. *BULL ENVIRON CONTAM TOXICOL*; 83,269–274.
- Oppong SOB, Voegborlo RB, Agorku SE, Adimado AA, 2010. Total Mercury in Fish, Sediments and Soil from the River Pra Basin, Southwestern Ghana. *BULL ENVIRON CONTAM TOXICOL*; 85, 324–329.
- Pendias AK, Pendias AK, Alina KP, 2001. Trace elements in soils and plants. Third Edition. Boca Raton, CRC PRESS; 413 s. ISBN 0849315751.
- Peter ALJ, Viraraghavan T, 2005. Thallium: a review of public health and environmental concerns. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*; 31, 493-501.
- Raclavská H, Kuchařová J, Plachá D, 2008. Podklady k provádění Protokolu o PRTR – Přehled metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registraci úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do půd, VŠB, MŽP Praha; 2s. Datum stažení: 23. 2. 2011.
- Ramalhosa E, Segade, SR., Pereira E, Vale C, Duarte A, 2001. Microwave treatment of biological samples for methylmercury determination by high performance liquid chromatography-cold vapour atomic fluorescence spectrometry. *ANALYST*; 126, 1583-1587.

- Reis AT, Rodrigues SM, Araújo C, Coelho JP, Pereira E, Duarte AC, 2009. Mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant and potential risks to local population. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*; 407, 2689-2700.
- Rentz O, Sasse H, Karl U, Schleef HJ, Dorn R, 1996. Emission Control at Stationary Sources in the Federal Republic of Germany. Volume II: Heavy Metal Emission Control. Karlsruhe, 505 s.
- Rinklebe J, Doring A, Overesch M, Laing GD, Wennrich R, Stärk HJ, Mothes S, 2010. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*; 158, 308-318.
- Salminen R, 2005. Geochemical Atlas of Europe - part 1 Background Information, Methodology and Maps. ISBN 951-690-913-2 (electronic version). Dostupné z: <http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/>.
- Sáňka M, Materna J, 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *PLANETA*; 12 (11), 1-57.
- Schuster E, 1991. The behaviour of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes a review of the literature. *WATER AIR SOIL POLLUT*; 56, 667-680.
- Skubal LR, Meshkov NK, 2002. Reduction and removal of mercury from water using arginine-modified TiO<sub>2</sub>. *JOURNAL OF PHOTOCHEMISTRY AND PHOTOBIOLOGY A- CHEMISTRY*; 148: 211-214.
- Su Y, Han F, Shiyab S, Monts DL, 2007. Phytoextraction and Accumulation of Mercury in Selected Plant Species Grown in Soil Contaminated with Different Mercury Compounds. Institute for Clean Energy Technology (ICET) Mississippi State University 205 Research Blvd, Starkville, MS 39759, USA; 13 s.
- Svoboda L, Chrástný V, 2008. Levels of eight trace elements in edible mushrooms from a rural area. *FOOD ADDITIVES AND CONTAMINANTS*; 25, 51-58.
- Šimek M, 2004. Degradace půdy. *PREZENTACE*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, biologická fakulta, 223 s.
- Štefanidesová V, Münsterová M, Rapošová K, Pavlíček V, 2005. Vyluhovatelnost rtuti z kontaminovaných materiálů. Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava, No.2, p.89-116, ISSN 0474-8476.
- Švecová L, Andrlé J. Využití odpadní biomasy hub k odstranění chromu z kontaminované vody [online]. Dostupné z: <http://www.vscht.cz/uchop/udalosti/skripta/15r/biomasa.htm>. Datum stažení: 12. 4. 2011.

- Tuček M, 2006. Současná zdravotní rizika expozice rtuti a jejím sloučeninám. České pracovní lékařství, číslo 1. Klinika nemocí z povolání 1. lékařské fakulty Univerzity Karlovy, Praha. Dostupné z:  
[http://195.250.138.169/prac/CPL\\_01\\_06/WEB/PDF%20web/09\\_Tucek\\_web.pdf](http://195.250.138.169/prac/CPL_01_06/WEB/PDF%20web/09_Tucek_web.pdf).
- Tumová J, 2011. Nepřímé stanovení forem rtuti v půdách a sedimentech pomocí atomové absorpční spektrometrie. DIPLOMOVÁ PRÁCE; Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta, 129 s.
- Ullrich SM, Ilyushchenko MA, Kamberov IM, Tanton TW, 2007. Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant. Part I: Sediment and water contamination of Lake Balkyldak and the River Irtysh. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT; 381, 1-16 .
- Vačkář D, 2005. Ukazatele změn biodiverzity. 1. vydání. Praha: Academia, 300 s. ISBN 80-200-1386-5. Indikátory biologické rozmanitosti, 43-46 s.
- Veselý P, 2009. Kolem sběru hub panuje mnoho nesmyslných mýtů [online]. Publikováno 4.8.2009. Dostupné z: <http://www.novinky.cz/zena/zdravi/174964-kolem-sberu-hub-panuje-mnoho-nesmyslnych-mytu.html>
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 13/1994 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu. Dostupné z: [http://www.kr-karlovarsky.cz/NR/rdonlyres/A6B0CF9D-6BDB-4D83-959D-9C13F6AEDBF7/0/Z\\_zpf\\_1994\\_13.pdf](http://www.kr-karlovarsky.cz/NR/rdonlyres/A6B0CF9D-6BDB-4D83-959D-9C13F6AEDBF7/0/Z_zpf_1994_13.pdf), 12 s.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/96F060C6A3D87823C125708F00317B16/\\$file/294-05%20-%20odpady%20na%20skl%C3%A1dky.pdf](http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/96F060C6A3D87823C125708F00317B16/$file/294-05%20-%20odpady%20na%20skl%C3%A1dky.pdf), 62 s.
- Wang Q, Kim D, Dionysiou DD, Sorial GA, Timberlake D, 2004. Sources and remedation for mercury contamination in aquatic systems – a literature review. ENVIRONMENTAL POLLUTION; 131, 323-336.
- Wedepohl KH, 1978. Mercury. Handbook of Geochemistry. SPRINGER - Verlag, Berlin, 80-D-2.
- Xiao T, Guha J, Boyle D, Liu CQ, Zheng B, Wilson GC, Rouleau A, Chen J, 2004. Naturally occurring thallium: a hidden geoenvironmental health hazard? ENVIRONMENT INTERNATIONAL; 30, 501– 507

- Zechmeister HG, Hohenwallner D, Illnar AH, Hagendorfer H, Roder I, Riss A, 2008. Temporal patterns of metal deposition at various scales in Austria during the last two decades. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*; 42, 1301–1309.
- Zelinková H, 2007. Stanovení rtuti ETAAS s dávkováním pevných vzorků. BAKALÁŘSKÁ PRÁCE; Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav chemie. Brno, 45s.
- Zhang H, Feng X, Larssen T, Qiu G, Vogt RD, 2010. In Inland China, Rice, Rather than Fish, Is the Major Pathway for Methylmercury Exposure. *ENVIRON HEALTH PERSPECT*; 118, 1183–1188.
- Zhang L, Qian JL, Planas D, 1995. Mercury concentration in tree rings of black spruce (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) in boreal Quebec, Canada. *WATER, AIR, AND SOIL POLLUTION*; 81, 163–173.
- Zurera-Cosano G, Rincón-León F, Moreno-Rojas R, Salmeron-Egea J, Pozo-Lora R, 1988. Mercury content in different species of mushrooms grown in Spain. *J FOOD PROTECTION*; 51, 205–7.



## 7. SEZNAM ZKRATEK

AMA 254	Advanced Mercury Analyser
BCF	bio-koncentrační faktor (Bio-concentration factor)
CNS	centrální nervový systém
CV-AAS	atomová absorpční spektrometrie s metodou generování studených par rtuti (Cold Vapour Atomic Absorption Spectrometry)
DOC	rozpuštěný organický uhlík (Dissolved Organic Carbon)
DOM	rozpuštěná organická hmota (Dissolved Organic Matter)
DW	hmotnost sušiny (Dry Weight)
Hg <sup>0</sup>	elementární (atomární) rtuť
Hg <sup>2+</sup>	rtuťnaté ionty – anorganická rtuť
MEF	plynné emise rtuti (Mercury Emission Flux)
MeHg <sup>+</sup>	metylrtuť (organická forma Hg)
Org-Hg	organické formy rtuti
SOM	půdní organická hmota (Soil Organic Matter)
T-C	celkový uhlík
TGM	celkové plynná rtuť (Total Gaseous Mercury)
T-Hg	celková rtuť (total)
TTP	trvalý travní porost

## 8. SEZNAM PŘÍLOH

**Graf č. (1):** Spotřeba rtuti v EU

**Graf č. (2):** Celosvětová spotřeba rtuti

**Mapa č. (1):** Míra rozšíření rtuti v Evropě ve svrchních vrstvách půdy

**Mapa č. (2):** Míra rozšíření rtuti v Evropě v říčních sedimentech

**Mapa č. (3):** Záplavové území na 230. říčním kilometru s vyznačením odběru vzorků

**Obr. č. (1):** Přeměna sloučenin rtuti v životním prostředí

**Obr. č. (2):** Foto – S1 půdního profilu

**Obr. č. (3):** Celkové foto zaplavované oblasti ploch S1 a TTP 1

**Obr. č. (4):** Kopaná půdní sonda S2 - kontrolní plocha

**Obr. č. (5):** Foto - S2 půdního profilu

**Tab. č. (1):** Ulovení zástupci ryb v nádrži Skalka

**Tab. č. (2):** GPS souřadnice odběrných míst u obce Chvoječná

**Tab. č. (3):** Podíl sušiny u vybraných půdních vzorků TTP 2

**Tab. č. (5):** Naměřený celkový obsah rtuti v nivních půdách u obce Chvoječná

**Tab. č. (7):** Obsah snadno uvolnitelných forem rtuti v nivních půdách Ohře vodným výluhem půdních vzorků z TTP 2

**Tab. č. (10):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 1,2,3

**Tab. č. (11):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 4,5

**Tab. č. (12):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 6,7

**Tab. č. (13):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 8,9

**Tab. č. (14):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/10

**Tab. č. (15):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/11

**Tab. č. (16):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/34

**Tab. č. (17):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/36

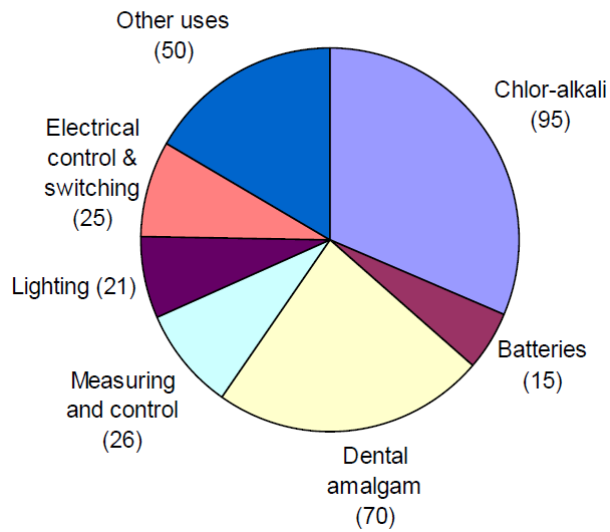
**Tab. č. (18):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/38

**Tab. č. (19):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/39

**Tab. č. (20):** Environmentálně bezpečné limity pro rtuť

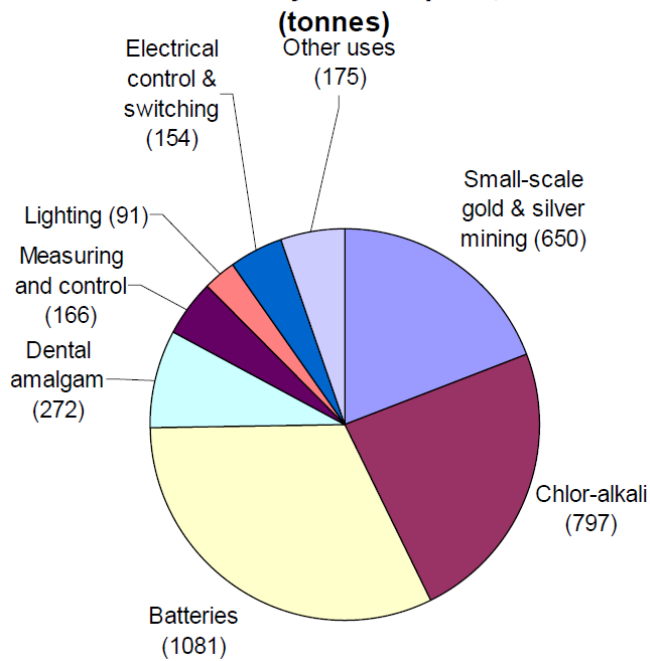
**Graf č. (1):** Spotřeba rtuti v EU [ECDGE, 2004]

**EU mercury consumption, 2000 (tonnes)**

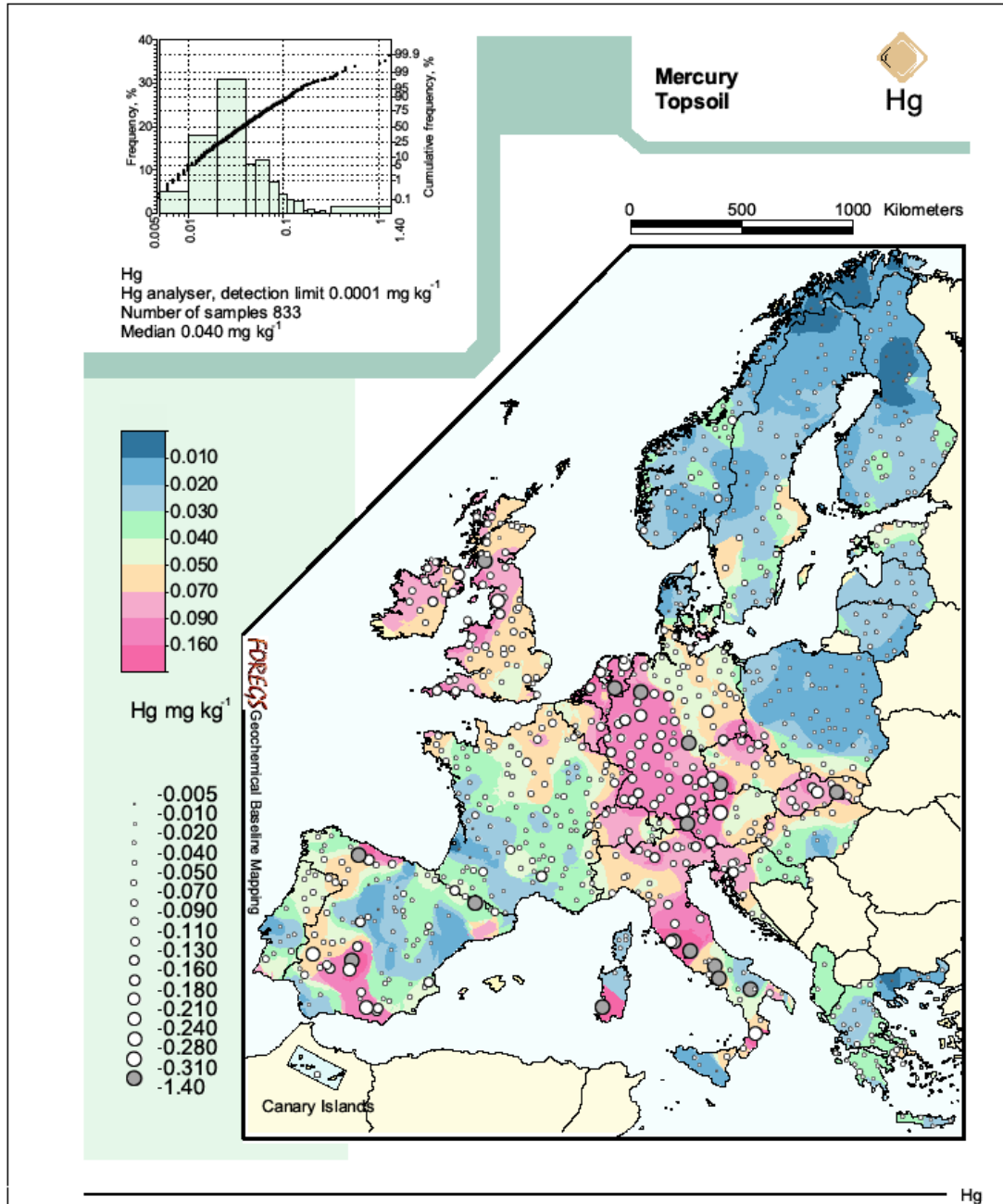


**Graf č. (2):** Celosvětová spotřeba rtuti [ECDGE, 2004]

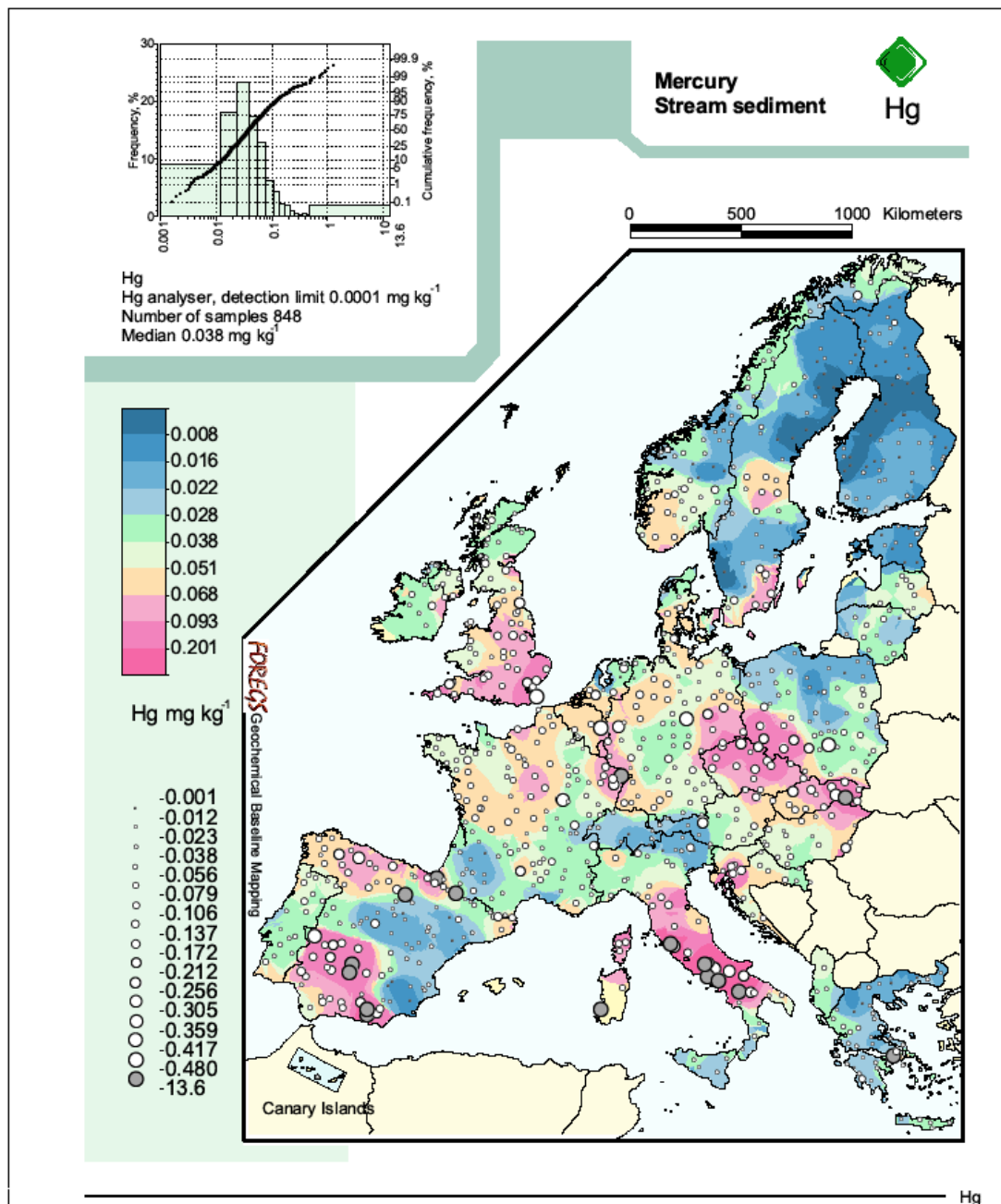
**Global mercury consumption, 2000**



Mapa č. (1): Míra rozšíření rtuti v Evropě ve svrchních vrstvách půdy [Salminen, 2005].



Mapa č. (2): Míra rozšíření rtuti v Evropě v říčních sedimentech [Salminen, 2005].



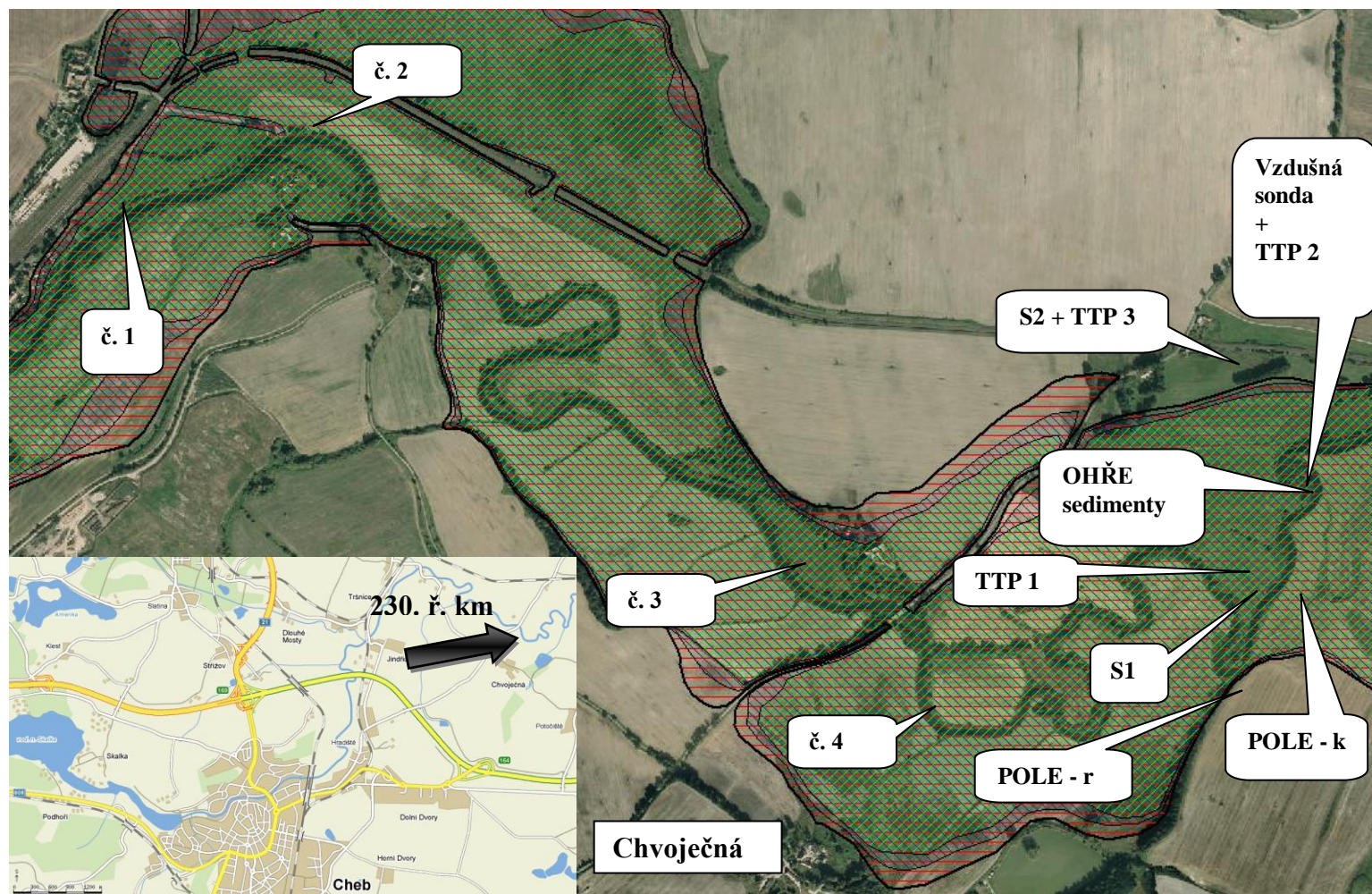
**Mapa č. (3):** Záplavové území na 230. říčním kilometru s vyznačením odběru vzorků [zdroj dat: Státní podnik Povodí Ohře].

**Vysvětlivky:**

Zelená  $Q_5$

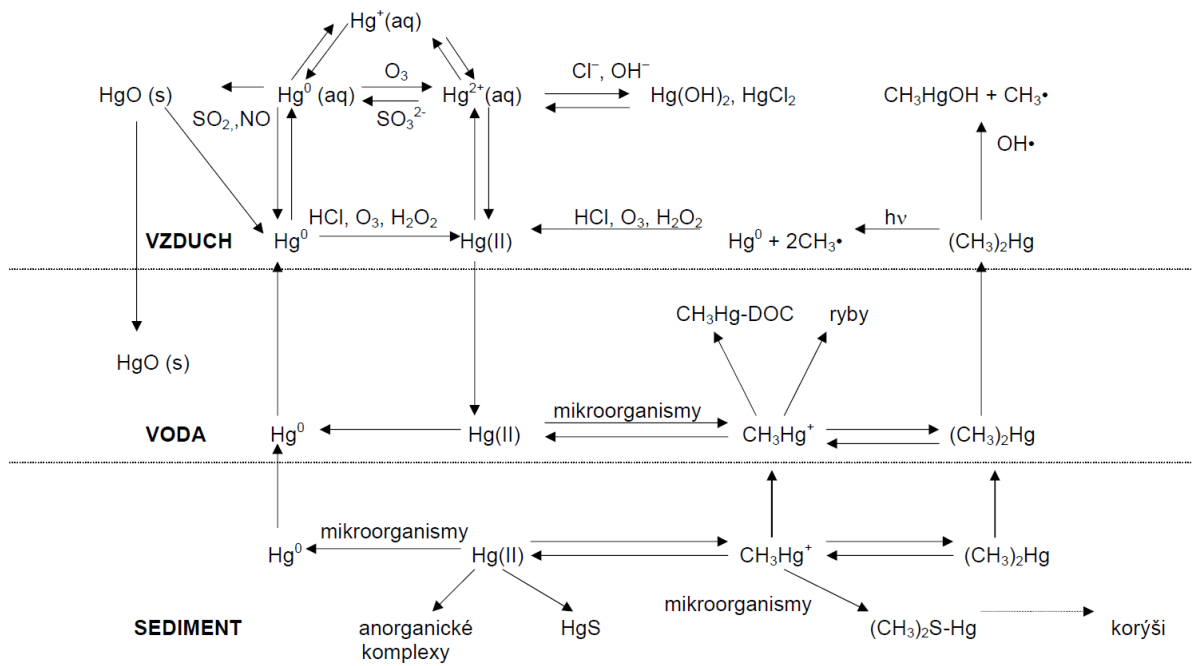
Fialová  $Q_{20}$

Červená  $Q_{100}$

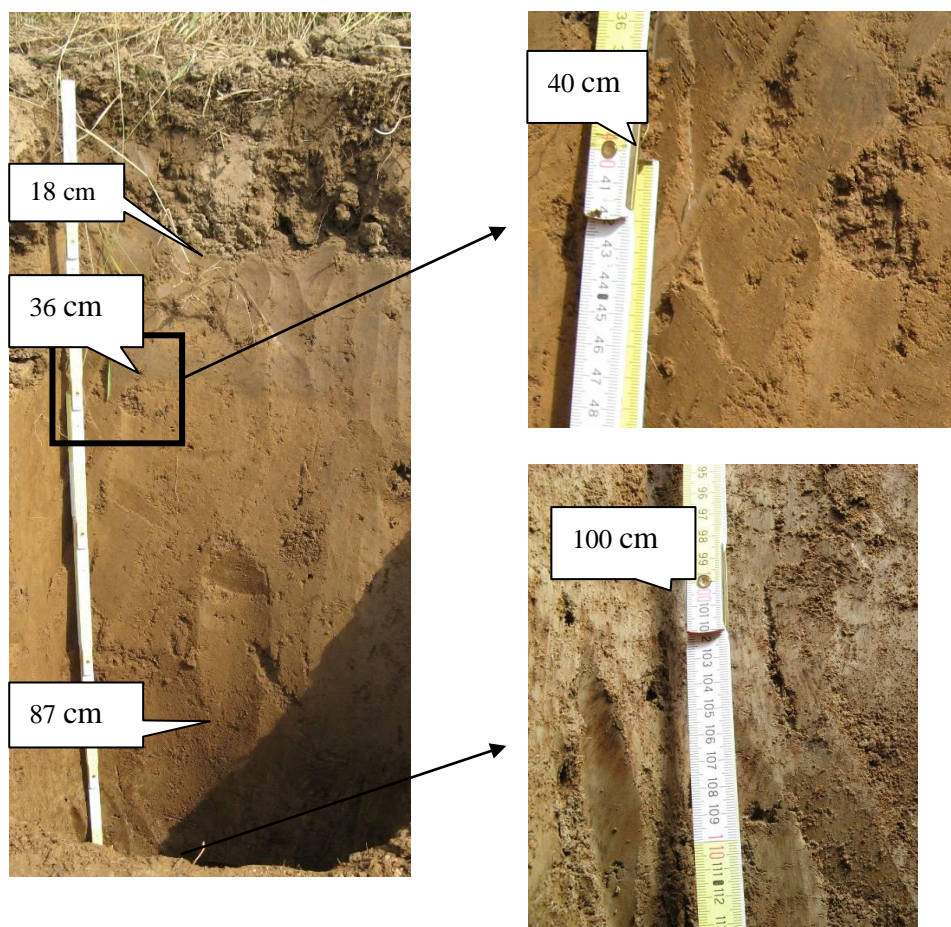


GPS souřadnice jsou uvedeny v Tab. č. (2)

**Obr. č. (1):** Přeměna sloučenin rtuti v životním prostředí [zdroj dat: *Houserová a kol., 2006*].



**Obr. č. (2):** Foto – S1 půdního profilu



**Obr. č. (3):** Celkové foto zaplavované oblasti ploch S1 a TTP 1

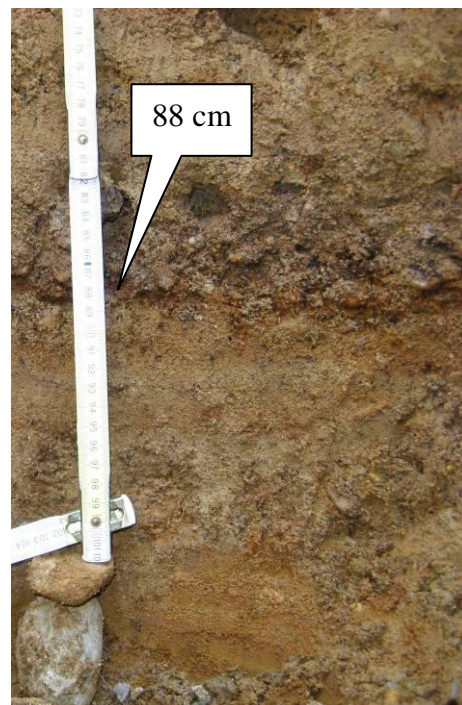
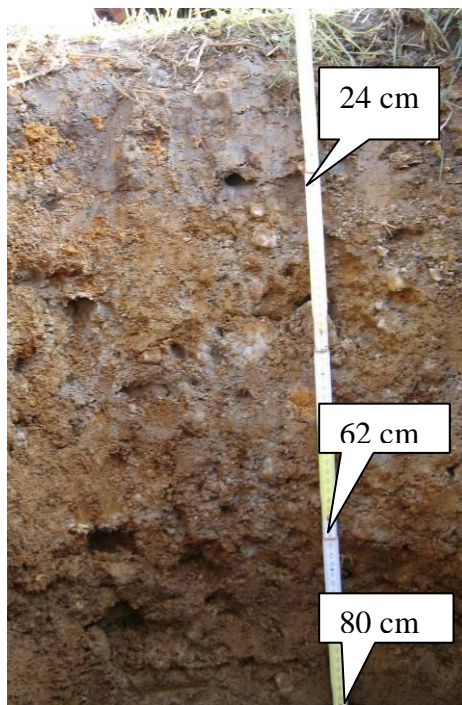




**Obr. č. (4):** Kopaná půdní sonda S2 - kontrolní plocha



**Obr. č. (5):** Foto - S2 půdního profilu



**Tab. č. (1):** Ulovení zástupci ryb v nádrži Skalka [Maršálek a kol., 2005]

Druh	Počet	Hmotnost (g)	Věk (rok)
		± SD rozmezí	± SD rozmezí
Tolstolobec pestrý	7	10 042 ± 5 290 (3 300 - 18 000)	11,1 ± 5,3 (4 - 19)
Cejn velký	8	764 ± 331 (85 - 1 165)	5,4 ± 1,4 (3 - 7)
Plotice obecný	5	221 ± 130 (75 - 370)	3,8 ± 1,3 (2 - 5)
Cejnek malý	2	255, 300	5
Bolen dravý	4	2 001 ± 219 (1 680 - 2 175)	5,5 ± 0,5 (5 - 6)
Úhoř říční	3	308 ± 105 (190 - 390)	N/A
Sumec velký	1	2 500	4

**Tab. č. (2):** GPS souřadnice odběrných míst u obce Chvoječná

Označení lokality	GPS	
Kopaná půdní sonda 1 (S1)	N: 50° 6' 41,3"	E: 12° 26' 37,9"
Kopaná půdní sonda 2 (S2)	N: 50° 6' 58.862"	E: 12° 26' 31.367"
Trvalý travní porost 1 (TTP 1)	N: 50° 6' 42.23"	E: 12° 26' 36.383"
Trvalý travní porost 2 (TTP 2)	N: 50° 6' 50,376"	E: 12° 26' 41.262"
Trvalý travní porost 3 (TTP 3)	N: 50° 6' 58.862"	E: 12° 26' 31.367"
POLE - k	N: 50° 6' 41.237"	E: 12° 26' 42.051"
POLE - r	N: 50° 6' 33.864"	E: 12° 26' 38.113"
Vzdušná sonda	N: 50° 6' 50,482"	E: 12° 26' 42"
OHŘE - sedimenty	N: 50° 6' 49.89"	E: 12° 26' 42.321"
Vzorky půd a plodnic		
č. 1	N: 50° 6' 58.581"	E: 12° 24' 12.608"
č. 2	N: 50° 7' 6.311"	E: 12° 24' 35.357"
č. 3	N: 50° 6' 38.085"	E: 12° 25' 42.899"
č. 4	N : 50° 6' 28.442"	E: 12° 26' 0.787"

**Tab. č. (3):** Podíl sušiny u vybraných půdních vzorků TTP 2

<b>Číslo vzorku</b>	<b>Hmotnost Al-prachovnice [g]</b>	<b>Navážka vzorku s Al-prachovnicí (před sušením) [g]</b>	<b>Navážka vzorku s Al-prachovnicí (po dosušení) [g]</b>	<b>Podíl sušiny [%]</b>
131/34	26,9847	31,9935	31,8732	99,6
131/36	27,3618	32,3670	32,2593	99,7
131/38	26,2897	31,2897	31,1140	99,4
131/39	24,4452	29,4460	29,3104	99,5

**Tab. č. (5):** Naměřený celkový obsah rtuti v nivních půdách u obce Chvoječná

Vzorek č.	Hloubka [cm]	Lokalita	Mean [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Sd [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
131/1	0-5	S1	2,75581	0,03446	1,25
131/2	6-10	S1	2,76231	0,07933	2,87
131/3	11-15	S1	2,76730	0,05141	1,86
131/4	16-20	S1	2,88935	0,04766	1,65
131/5	21-25	S1	2,96126	0,10806	3,65
131/6	26-30	S1	3,01453	0,05808	1,93
131/7	31-35	S1	2,62247	0,23253	8,87
131/8	36-40	S1	2,53576	0,13220	5,21
131/9	41-45	S1	2,38120	0,15515	6,52
131/10	46-100	S1	0,10311	0,00481	4,67
131/11	100-140	S1	0,05944	0,00432	7,27
131/12	141-160	S1	0,04786	0,00363	7,58
131/13	161-170	S1	0,05325	0,00131	2,46
131/14	180-190	S1	0,04891	0,00311	6,35
131/15	0-15	TTP1 a	3,59639	0,05111	1,42
131/16	16-30	TTP1 a	3,88270	0,03818	0,98
131/17	31-45	TTP1 a	2,89639	0,05230	1,81
131/18	0-15	TTP1 b	2,31040	0,11471	4,97
131/19	16-30	TTP1 b	2,33811	0,19159	8,19
131/20	31-45	TTP1 b	0,61461	0,07159	11,65
131/21	0-15	TTP1 d	0,90442	0,06822	7,54
131/22	16-30	TTP1 d	1,04054	0,02426	2,33
131/23	31-45	TTP1 d	0,25430	0,01206	4,74
131/24	0-15	TTP1 c	2,49525	0,07922	3,17
131/25	16-30	TTP1 c	2,68064	0,07833	2,92
131/26	31-45	TTP1 c	0,87170	0,03896	4,47
131/27	0-15	TTP1 e	2,59244	0,06192	2,39
131/28	16-30	TTP1 e	1,66085	0,04974	2,99
131/29	31-45	TTP1 e	0,65145	0,01811	2,78
131/30	0-15	TTP2 a	4,27524	0,15304	3,58
131/31	16-30	TTP2 a	4,88818	0,19813	4,05
131/32	0-15	TTP2 b	4,39937	0,17928	4,08
131/33	16-30	TTP2 b	5,17277	0,12490	2,41
131/34	0-15	TTP2 e	7,03494	0,31411	4,47
131/35	16-30	TTP2 e	10,64977	0,55355	5,20
131/36	0-15	TTP2 c	8,06223	0,72787	9,03
131/37	16-30	TTP2 c	6,80613	0,43089	6,33
131/38	0-15	TTP2 d	19,26730	0,42416	2,20
131/39	16-30	TTP2 d	21,38013	0,19190	0,90

**Tab. č. (5) - pokračování:** Naměřený celkový obsah rtuti v nivních půdách u obce Chvoječná

Vzorek č.	Hloubka [cm]	Lokalita	Mean [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Sd [mg.kg <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
131/40	0-15	TTP3 d	0,16059	0,01280	7,97
131/41	16-30	TTP3 d	0,09195	0,00495	5,39
131/42	0-15	TTP3 e	0,09309	0,00519	5,57
131/43	16-30	TTP3 e	0,06051	0,00682	11,26
131/44	0-15	TTP3 b	0,07300	0,00724	9,92
131/45	16-30	TTP3 b	0,06693	0,00346	5,16
131/46	0-15	TTP3 c	0,07051	0,00392	5,56
131/47	16-30	TTP3 c	0,10051	0,00431	4,29
131/48	0-15	TTP3 a	0,08366	0,00296	3,54
131/49	16-30	TTP3 a	0,07879	0,00033	0,42
131/50	0-15	Pole-k: a	5,27125	0,23115	4,39
131/51	16-30	Pole-k: a	2,27839	0,15757	6,92
131/52	0-15	Pole-k: b	2,59609	0,13555	5,22
131/53	16-30	Pole-k: b	0,64984	0,05566	8,56
131/54	0-15	Pole-k: c	4,15484	0,03141	0,76
131/55	16-30	Pole-k: c	1,66974	0,26198	15,69
131/56	0-15	Pole-k: d	7,66102	0,12131	1,58
131/57	16-30	Pole-k: d	7,01900	0,20438	2,91
131/58	0-15	Pole-k: e	5,75091	0,05275	0,92
131/59	16-30	Pole-k: e	3,68838	0,17316	4,69
131/60	0-15	Pole-r: a	0,07667	0,00172	2,24
131/62	0-15	Pole-r: b	0,07049	0,00154	2,18
131/64	0-15	Pole-r: c	0,07525	0,00113	1,50
131/66	0-15	Pole-r: d	0,07782	0,00322	4,14
131/68	0-15	Pole-r: e	0,07931	0,00308	3,89
131/70	0-5	S2	0,06789	0,00198	2,92
131/71	6-10	S2	0,08081	0,01011	12,51
131/72	11-15	S2	0,07618	0,00317	4,16
131/73	16-20	S2	0,07381	0,00771	10,44
131/74	21-25	S2	0,04115	0,00149	3,61
131/75	26-65	S2	0,02345	0,00105	4,48
131/76	66-90	S2	0,01714	0,00066	3,87
131/77	91-100	S2	0,01454	0,00102	7,02

Tab. č. (7): Obsah snadno uvolnitelných forem rtuti v nivních půdách Ohře vodným výluhem půdních vzorků z TTP 2

Název vzorku	Mean	Sd	Rsd	Dávk.objem [μl]	Stáří vzorku [dny]	Způsob dávk.	Navážka	Vyluhovatelná	T-Hg	Vyluhovatelnost THg			
	[mg.kg <sup>-1</sup> ]	[mg.kg <sup>-1</sup> ]	[%]					T-Hg [mg.kg <sup>-1</sup> ]	mg.kg <sup>-1</sup>	[%]	[%]	Sd [%]	
131/blank	0,000085	0,00006	22,58	100	2	manuální							
131/34 - a	0,011340	0,00011	0,93	100	2	manuální	2,5017	<b>0,11</b>	<b>7,03</b>	<b>1,60</b>	1,57	0,02588	
131/34 - b	0,011000	0,00016	1,48	100	2	manuální	2,5073	<b>0,11</b>	<b>7,03</b>	<b>1,55</b>			
131/36 - a	0,009070	0,00014	1,5	100	2	manuální	2,5085	<b>0,09</b>	<b>8,06</b>	<b>1,11</b>	1,14	0,02968	
131/36 - b	0,009540	0,00026	2,72	100	2	manuální	2,5058	<b>0,09</b>	<b>8,06</b>	<b>1,17</b>			
131/38 - a	0,024270	0,00013	0,53	100	2	manuální	2,5032	<b>0,24</b>	<b>19,27</b>	<b>1,25</b>	1,38	0,12680	
131/38 - b	0,029210	0,00043	1,46	100	2	manuální	2,5073	<b>0,29</b>	<b>19,27</b>	<b>1,51</b>			
131/39 - a	0,045450	0,00122	2,69	100	2	manuální	2,5082	<b>0,45</b>	<b>21,38</b>	<b>2,11</b>	2,12	0,00763	
131/39 - b	0,045750	0,00029	0,63	100	2	manuální	2,5067	<b>0,46</b>	<b>21,38</b>	<b>2,13</b>			

Tab. č. (10): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 1,2,3

Sonda S1 131/SV 1,2,3 0 - 15 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00108	<b>0,00108</b>	0	0,32
			0,00108			
			0,00108			
1. opakování	1,0079		0,00496	<b>0,00492</b>	0,00003	0,61
			0,00492			
			0,00490			
2. opakování	1,0004		0,00403	<b>0,00402</b>	0,00002	0,39
			0,00400			
			0,00403			
3. opakování	1,0011	0,00388	<b>0,00380</b>	0,00007	1,88	
		0,00377				
		0,00375				

Tab. č. (11): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 4,5

Sonda S1 131/SV 4,5 16 - 25 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00109	<b>0,00120</b>	0,00013	10,82
			0,00118			
			0,00134			
1. opakování	1,0020		0,00184	<b>0,00184</b>	0,00007	3,9
			0,00177			
			0,00191			
2. opakování	1,0008		0,00184	<b>0,00185</b>	0,00002	0,88
			0,00186			
			0,00186			
3. opakování	1,0012	0,00171	<b>0,00170</b>	0,00001	0,67	
		0,00169				
		0,00170				

Tab. č. (12): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 6,7

Sonda S1 131/SV 6,7 26 - 35 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00109	<b>0,00120</b>	0,00013	10,82
			0,00118			
			0,00134			
1. opakování	1,0021		0,00170	<b>0,00167</b>	0,00007	4,34
			0,00159			
			0,00173			
2. opakování	1,0145		0,00196	<b>0,00197</b>	0,00004	2,15
			0,00194			
			0,00202			
3. opakování	1,0032	0,00193	<b>0,00191</b>	0,00002	1,27	
		0,00192				
		0,00188				

Tab. č. (13): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/SV 8,9

Sonda S1 131/SV 8,9 36 - 45 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00109	<b>0,00120</b>	0,00013	10,82
			0,00118			
			0,00134			
1. opakování	1,0012		0,00201	<b>0,00206</b>	0,00004	1,78
			0,00208			
			0,00208			
2. opakování	1,0108		0,00210	<b>0,00211</b>	0,00003	1,41
			0,00214			
			0,00208			
3. opakování	1,0036	0,00176	<b>0,00169</b>	0,00008	4,72	
		0,00170				
		0,00161				



Tab. č. (14): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/10

Sonda S1 131/10 46 - 100 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00113	<b>0,00115</b>	0,00002	1,7
			0,00115			
			0,00117			
1. opakování	1,0008		0,00154	<b>0,00156</b>	0,00002	1,25
			0,00156			
			0,00158			
2. opakování	1,0045		0,00147	<b>0,00144</b>	0,00005	3,22
			0,00146			
			0,00138			
3. opakování	1,0049		0,00228	<b>0,00227</b>	0,00001	0,47
		0,00228				
		0,00228				
		0,00226				

Tab. č. (15): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/11

Sonda S1 131/11 101 - 140 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00102	<b>0,00104</b>	0,00003	2,8
			0,00102			
			0,00107			
1. opakování	1,0030		0,00139	<b>0,00134</b>	0,00004	2,9
			0,00132			
			0,00132			
2. opakování	1,0055		0,00114	<b>0,00114</b>	0,00001	0,45
			0,00114			
			0,00115			
3. opakování	1,0001		0,00263	<b>0,00260</b>	0,00003	1,3
		0,00260				
		0,00256				

Tab. č. (16): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/34

TTP 2 131/34 0 - 15 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00128	<b>0,00127</b>	0,00002	1,90
			0,00124			
			0,00128			
1. opakování	0,9980		0,00733	<b>0,00736</b>	0,00003	0,46
			0,00735			
			0,00739			
2. opakování	0,9985		0,00873	<b>0,00867</b>	0,00010	1,16
			0,00872			
			0,00855			
3. opakování	1,0020	0,00926	<b>0,00925</b>	0,00002	0,18	
		0,00923				
		0,00925				

Tab. č. (17): Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/36

TTP 2 131/36 0 - 15 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00111	<b>0,00110</b>	0,00001	0,55
			0,00110			
			0,00110			
1. opakování	1,002		0,00871	<b>0,00870</b>	0,00002	0,2
			0,00871			
			0,00868			
2. opakování	1,001		0,00813	<b>0,00813</b>	0,00001	0,08
			0,00814			
			0,00813			
3. opakování	0,999	0,00771	<b>0,00771</b>	0,00003	0,33	
		0,00773				
		0,00768				

**Tab. č. (18):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/38

TTP 2 131/38 0 - 15 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00170	<b>0,00168</b>	0,00003	1,56
			0,00165			
			0,00169			
1. opakování	0,9997		0,01075	<b>0,01072</b>	0,00006	0,53
			0,01077			
			0,01067			
2. opakování	1,0004		0,00815	<b>0,00815</b>	0,00002	0,27
			0,00812			
			0,00817			
3. opakování	0,9994	0,00767	<b>0,00768</b>	0,00002	0,23	
		0,00765				
		0,00768				

**Tab. č. (19):** Naměřené hodnoty obsahu org-Hg v půdním vzorku 131/39

TTP 2 131/39 16 - 30 cm	Navážka [g]	Dávkování [μl] čas sušení, rozkladu a vypuzování vzorku [s]	Naměřené hodnoty org-Hg [μg.g <sup>-1</sup> ]	Mean [μg.g <sup>-1</sup> ]	Sd [μg.g <sup>-1</sup> ]	Rsd [%]
blank		100 manual 60, 120, 45	0,00150	<b>0,00153</b>	0,00005	3,44
			0,00150			
			0,00159			
1. opakování	1,0005		0,01783	<b>0,01778</b>	0,00004	0,22
			0,01777			
			0,01775			
2. opakování	0,9999		0,01595	<b>0,01594</b>	0,00006	0,86
			0,01592			
			0,01594			
3. opakování	0,9997	0,01475	<b>0,01474</b>	0,00001	0,65	
		0,01474				
		0,01475				

**Tab. č. (20):** Environmentálně bezpečné limity pro rtuť

Enviromentálně bezpečné limity pro:	Hg	Zdroje:
<b>Zemědělské půdy (NPH)</b>		Vyhl. č. 13/1994 Sb.
a) lehké (písčité, hlinito-písčité)	0,6 mg/kg	
b) ostatní	0,8 mg/kg	
<b>Potraviny (NPK)</b>		Vyhl. č. 305/2004 Sb.
obiloviny	0,05 mg/kg	
mouka	0,03 mg/kg	
rýže	0,03 mg/kg	
zelenina	0,03 mg/kg	
brambory	0,02 mg/kg	
ovoce	0,03 mg/kg	
dětské a kojenecké potraviny	0,02 mg/kg	
<b>Voda (NMH)</b>		
balené kojenecké a pramenité vody	0,0005 mg/l	Vyhl. č. 252/2004 Sb.
pitné vody	1 µg/l	Vyhl. č. 275/2004 Sb., příl. 2
balené přírodní minerální vody	0,001 mg/l	Vyhl. č. 275/2004 Sb., příl. 1
povrchové vody	0,1 µg/l	Nařízení 61/2003 Sb.
<b>Ovduší</b>		
Přípustný limit par Hg v ovzduší pracovního prostředí	50 µg/m <sup>3</sup>	Vyhláška č. 356/2002 Sb.
Bezpečná max. konc. par Hg v ovduší ŽP	0,3 µg/m <sup>3</sup>	US EPA RFC
<b>Přijatelné dávky</b>		
Tolerovaná denní dávka organické Hg	0,1 µg/kg/den	WHO
Tolerovaná denní dávka anorganické Hg	2 µg/kg/den	
Přijatelná konc. MeHg v potravě	1 µg/g	
<b>Hodnoty MeHg ve vlasech</b>		
neexponované osoby	< 2 µg/g	
doporučený limit pro budoucí matky	10 µg/g	