

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**  
**Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů**

Studijní program:  
Hospodaření s přírodními zdroji



**Karolína Pačliková**

**Spalování uhlí jako zdroj kontaminace půd rtutí**  
Coal burning as a source of mercury soil contamination

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce: RNDr. Maria Vaňková, Ph.D.

Praha, 2023

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 15.5. 2023

Podpis:

**Poděkování:**

Tímto bych ráda poděkovala vedoucí mé bakalářské práce RNDr. Marii Vaňkové, Ph.D. za cenné rady, připomínky a nekonečnou trpělivost při psaní této práce. Dále bych chtěla poděkovat Lence Jílkové za pomoc a rady při analýze vzorků. A nakonec bych ráda poděkovala své rodině za neutuchající podporu při psaní této práce.

## **Abstrakt**

Rtuť (Hg) je globální polutant, který se do životního prostředí dostává jak z přírodních, tak z antropogenních zdrojů. Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje Hg patří spalování fosilních paliv, zejména uhlí (60%). Ačkoliv se Hg v uhlí vyskytuje ve stopových koncentracích, velké množství uhlí spálené v energetickém průmyslu je zdrojem emisí Hg do atmosféry a následně do dalších složek životního prostředí.

Tato bakalářská práce shrnuje poznatky o geochemii Hg v uhlí a v půdách. Zároveň poskytuje náhled na distribuci Hg v půdách v oblasti Frýdlantského výběžku, oblasti historicky zatížené spalováním uhlí v tepelných elektrárnách. Ve vzorcích půd, uhlí a elektrárenských odpadech (popílku a škváry) z elektrárny Turów byly měřeny celkové koncentrace Hg pomocí přístroje AMA-254. V uhlí se koncentrace pohybovaly v rozmezí 217-973  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg, v popílku bylo naměřeno v průměru 94  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg a nejnižší hodnoty Hg byly ve škváře, a to 1-2  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Průměrná koncentrace Hg v organických horizontech půd byla 334  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , nejvyšší naměřená hodnota 510  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Získaná data nepotvrdila výsledky předchozí studie, ve které bylo ve Frýdlantském výběžku naměřeno až 1148  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg v humusu lesních půd. Naměřené koncentrace ve studovaných lesních půdách odpovídají průměrné koncentraci Hg lesních půd v České republice.

## **Klíčová slova:**

Rtuť, emise, životní prostředí, uhlí, půda.

## **Abstract**

Mercury (Hg) is a global pollutant, released into the environment from both, anthropogenic and natural sources. The most significant Hg emission source is burning of fossil fuels, especially coal combustion (60%). Although Hg occurs in low concentration in coal, a large volume of coal combusted makes coal-fired power plants one of the largest sources of Hg emission into the atmosphere and consequently to the environment.

This bachelor thesis summarizes the knowledge about the geochemistry of Hg in coal and soil. At the same time provides information on the distribution of Hg in soils in the Frýdlant district, area that has been affected by emissions from coal-fired power plants. The total Hg concentration in soils, coal and wastes (fly ash and bottom ash) from power plant Turów was determined by AMA-254. The concentration in the coal ranged between 217-973  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg, the average concentration in fly ash was 94  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg and the lowest concentration of Hg was in the bottom ash, 1-2  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. The average Hg concentration in soil organic horizons was 334  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  with the highest value 510  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. The obtained data were not consistent with previous study, where concentration of Hg in forest floor in Frýdlant district reached up to 1 148  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . The Hg concentration in studied forest soils correspond to the average concentration of Hg of the forest soils in the Czech Republic.

## **Keywords:**

Mercury, emission, environment, coal, soil.

## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Rtuť v životním prostředí .....	2
2.1. Fyzikálně-chemické vlastnosti rtuti.....	2
2.2. Biogeochemický cyklus rtuti.....	3
2.2.1. Přírodní a antropogenní zdroje rtuti .....	4
3. Geochemie rtuti v uhlí.....	6
4. Rtuť v půdě.....	8
4.1. Půdy v blízkosti bodových zdrojů kontaminace.....	10
5. Metodika.....	11
5.1. Popis studované lokality.....	11
5.2 Odběr vzorků.....	11
5.3 Zpracování vzorků.....	12
5.4 Výsledky a diskuse.....	13
6. Závěr.....	15
7. Seznam použité literatury .....	16

## **Seznam obrázků**

Obr. 1: Globální cyklus Hg (UNEP, 2013).

Obr. 2: Emise Hg z antropogenních zdrojů v roce 2005 (Pirrone et al, 2010).

Obr. 3: Záznam koncentrací Hg uchovaných v ledovcovém profilu, Upper Freemont Glacier ve Skalistých horách v americkém Coloradu (upraveno podle Schuster et al. 2002).

Obr. 4: Antropogenní emise Hg podle regionu (UNEP 2013).

Obr. 5: Vývoj těžby hnědého uhlí v České republice v letech 1860 až 2008 (Šafářová a Chytka, 2009).

Obr. 6: Formy Hg v průběhu spalování uhlí (Vávrová et al., 2017).

Obr. 7: Koncentrace Hg v lesním nadložním humusu (Suchara, 2011).

Obr. 8: Distribuce Hg v půdním profilu z 5 lokalit v České republice. Plná černá čára v boxu představuje medián, červená přerušovaná čára je průměr a černé tečky představují odlehlé hodnoty (upraveno podle Navrátil et al, 2014).

Obr. 9: Mapa studované oblasti a lokality odběru půd (FI, KU, AL). Tepelná elektrárna Turów (Polsko) a bývalá tepelná elektrárna Hirschfelde (Německo).

## **Seznam tabulek**

Tab. 1: Celkové koncentrace Hg naměřené v půdách, uhlí, popílku a škváře.

## 1. Úvod

Rtuť kovová i její nejběžnější minerál, rumělka (HgS), je lidstvu známá již více než čtyři tisíce let její historie. Celou tuto dobu sbírá lidstvo zkušenosti s jejími toxickými účinky. Do životního prostředí se Hg dostává jak z přírodních, tak z antropogenních zdrojů. K jednomu z největších antropogenních zdrojů patří spalování uhlí. V České republice je spalováním uhlí v elektrárnách vyráběna velká část elektrické energie.

V uhlí se Hg přirozeně vyskytuje a jeho spalováním se dostává do životního prostředí. Rtuť je toxický prvek se schopností bioakumulace v potravním řetězci, proto je jejímu šíření v životním prostředí věnována značná pozornost.

Cílem bakalářské práce je formou rešerše shrnout poznatky o geochemii rtuti v uhlí a její vstup do životního prostředí spalováním fosilních paliv. Dále pak popsat chování rtuti v půdách v blízkosti tepelných elektráren. V praktické části zjistit míru znečištění Hg v půdách ve Frýdlantském výběžku, oblasti zatížené spalováním uhlí v tepelných elektrárnách a porovnat výsledky s dostupnými daty.

## 2. Rtut' v životním prostředí

### 2.1. Fyzikálně-chemické vlastnosti rtuti

Rtut' (Hg) je se svými vlastnostmi jedinečný prvek. Rtut' je stříbrný kov, který je za běžných podmínek kapalný (Gustin et al., 2020). Její bod tání je při  $-38,8\text{ }^{\circ}\text{C}$  a teplota varu je  $357\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Má vysokou hustotu ( $13,534\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) a vysoké povrchové napětí. V plynné formě je to bezbarvý plyn. Rtut' je vysoce volatilní prvek, jehož volatilita roste společně s rostoucí teplotou (Beckers a Rinklebe, 2017).

Rtut' má chalkofilní povahu, tedy afinitu k síře (S), tzn. sulfidům a S-skupinám. Nejběžnějším minerálem, a zároveň jedinou těžnou rudou, je cinabarit neboli rumělka (sulfid rtuťnatý - HgS) (Beckers a Rinklebe, 2017). Většina ložisek cinabaritu se nachází v orogenních pásmech a v oblastech vulkanické aktivity. Největší ložiska jsou v Almadénu ve Španělsku, v Idriji na Slovinsku, Monte Amiata v Itálii, Nový Almadén a Nová Idrija v USA. Všechna tato ložiska jsou již uzavřena. V současnosti těžba probíhá pouze v Kyrgystánu, Číně a Alžírsku (Jasinski, 1995; Ottesen et al., 2013). V České republice byl cinabarit těžen v minulosti na lokalitě Jedová (Dědova) Hora u Hořovic, Horní Luby u Chebu a Svatá u Berouna. V porovnání se světovými ložisky bylo množství vytěžené rudy malé (Velebil, 2009).

Rtut' se vyskytuje ve třech oxidačních stavech:  $\text{Hg}^0$ ,  $\text{Hg}^{\text{I}}$ ,  $\text{Hg}^{\text{II}}$ . Další vlastnosti a chování Hg záleží na oxidačním stavu, ve kterém se nachází. Stabilní a hojně se vyskytující jsou pouze  $\text{Hg}^0$  a  $\text{Hg}^{\text{II}}$ . Naopak  $\text{Hg}^{\text{I}}$  je v běžných podmínkách nestabilní a dochází k dismutaci (rozpadu) na  $\text{Hg}^0$  a  $\text{Hg}^{\text{II}}$  (Beckers a Rinklebe, 2017).

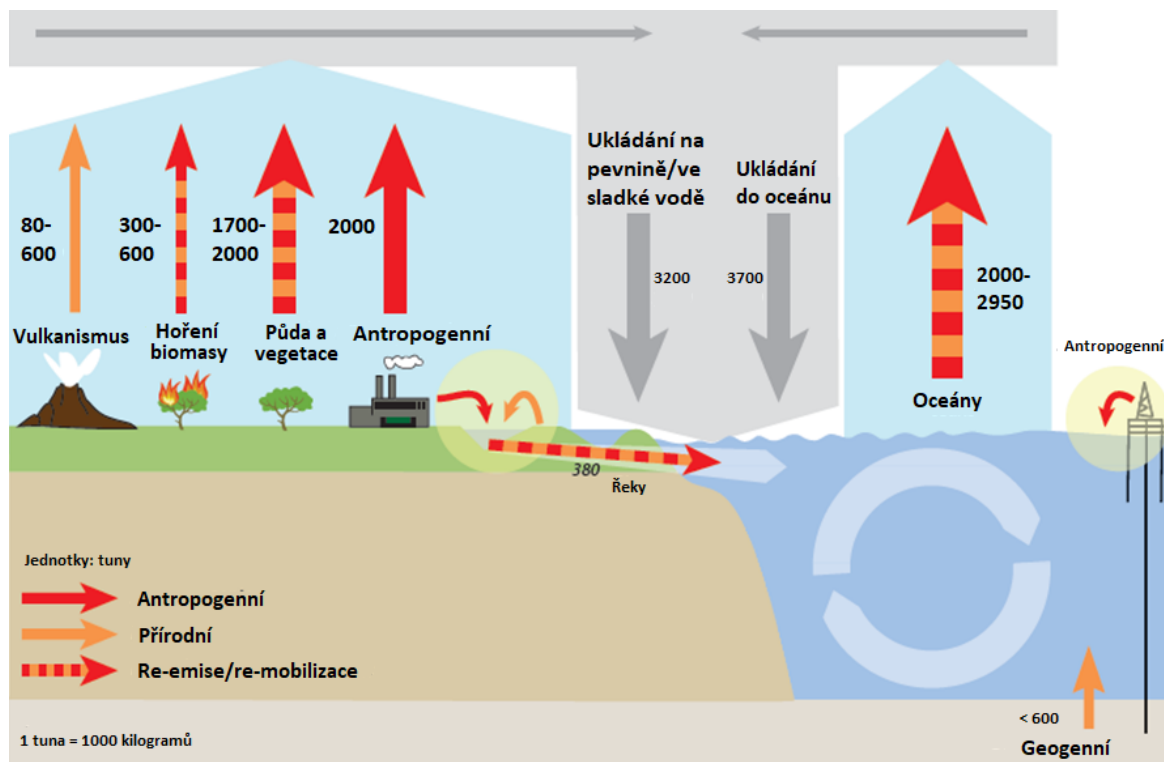
S některými kovy tvoří Hg kapalné i pevné slitiny – amalgámy. Tato vlastnost je stále využívána k získávání zlata prostřednictvím řemeslné těžby zlata a v zubním lékařství (Fitzgerald a Lamborg, 2014). Dále je v současnosti Hg využívána například při elektrolytické výrobě Cl a NaOH, při extrakci drahých kovů, v elektrotechnickém a elektrickém průmyslu (zářivky, vypínače, termostaty a další) (Brooks, 2012).

Rtut' je neesenciální prvek, jejíž toxicita a biodostupnost závisí na formě, ve které je přítomna. V životním prostředí se vyskytuje ve 3 formách: elementární, anorganická a organická. Mezi nejtoxičtější sloučeniny Hg se řadí methylované formy (methylmercury -  $\text{CH}_3\text{Hg}$ , dimethylrtuť -  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ), které mají schopnost bioakumulace v potravním řetězci (Gochfeld, 2003). Do lidského organismu se methylrtuť může dostat především konzumací ryb a mořských živočichů. Mezi nejznámější otravy rtutí patří hromadná otrava obyvatel v Minamatě v Japonsku v 50. a 60. letech minulého století. Důvodem bylo vypouštění odpadních vod z výroby acetaldehydu

místní chemičky, která využívala Hg jako katalyzátor. Rtuť v Širanuiském moři zmetylovala a skrze potravní řetězec se dostala do lidí i zvířat žijících v oblasti. Minamatská otrava si vyžádala více než 2 000 obětí (WHO, 2017). Používání sloučenin Hg k chemickému ošetření obilí vedly k otravám, z nichž nejznámější je otrava několika tisíc obyvatel v Iráku v r. 1972, kdy mořené obilí bylo podáno pro přímou konzumaci. Celkem došlo k více než 500 úmrtí (Ozuah, 2000).

## **2.2. Biogeochemický cyklus rtuti**

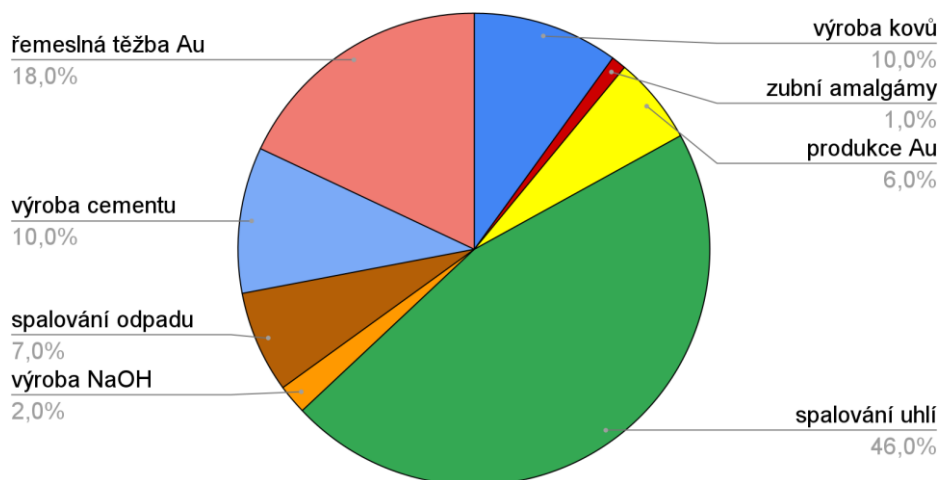
Rtuť je globální polutant, který se do životního prostředí dostává jak antropogenními, tak přírodními procesy. V roce 2008 bylo uvolněno celkem 7 527 tun Hg, z čehož přibližně 69% tvoří přírodní zdroje a 31% je antropogenního původu (Pirrone et al., 2010). Globální cyklus Hg je znázorněn na obr. 1. Nejvýznamnější roli v distribuci Hg na zemském povrchu má atmosféra a oceán (Fitzgerald a Lamborg, 2014). Předpokládá se, že více než 90% Hg v povrchových vodách je výsledkem atmosférické depozice Hg. V atmosféře se Hg nejčastěji vyskytuje ve 3 formách: plynná elementární rtuť ( $\text{Hg}^0$ ), plynná oxidovaná rtuť ( $\text{Hg}^{2+}$ ) a rtuť vázaná na částice ( $\text{Hg}_p$ ). Elementární rtuť setrvává v atmosféře až 1 rok a může být transportována na velké vzdálenosti, kdy tvoří až 95% Hg v atmosféře. Oproti tomu  $\text{Hg}^{2+}$  a  $\text{Hg}_p$  jsou vymývány z atmosféry spolu s vzdušnou vlhkostí a vodními srážkami a doba jejich setrvání v atmosféře je v řádu dnů až týdnů. Elementární rtuť je více volatilní a méně rozpustná v porovnání s  $\text{Hg}^{2+}$  a  $\text{Hg}_p$  (Beckers a Rinklebe, 2017). Elementární rtuť se po delším setrvání v atmosféře mění na  $\text{Hg}^{2+}$  a následně se dostává do terestrických a vodních ekosystémů (Selin, 2009). V terestrických ekosystémech zůstává část Hg ve vegetaci, zatímco lesní opad a půda slouží jako rezervoár Hg deponované z atmosféry (Grigal, 2003). Setrvání Hg ve vegetaci a v organických horizontech půd je závislé na množství a stabilitě organické hmoty (Selin, 2009). Část Hg je díky vysoké tenzi par re-emitovaná ze zemského povrchu zpět do atmosféry. Re-emise Hg z půd mohou být významným zdrojem Hg do atmosféry (Gustin et al., 2000). Studie, kterou provedli Pannu et al. (2014), naznačuje, že se změnou klimatu (se zvyšující se teplotou) bude docházet k vyšší re-emisi  $\text{Hg}^0$  z půd, což ovlivní retenci (zadržení) Hg v půdách.



Obr. 1: Globální cyklus rtuti (UNEP, 2013).

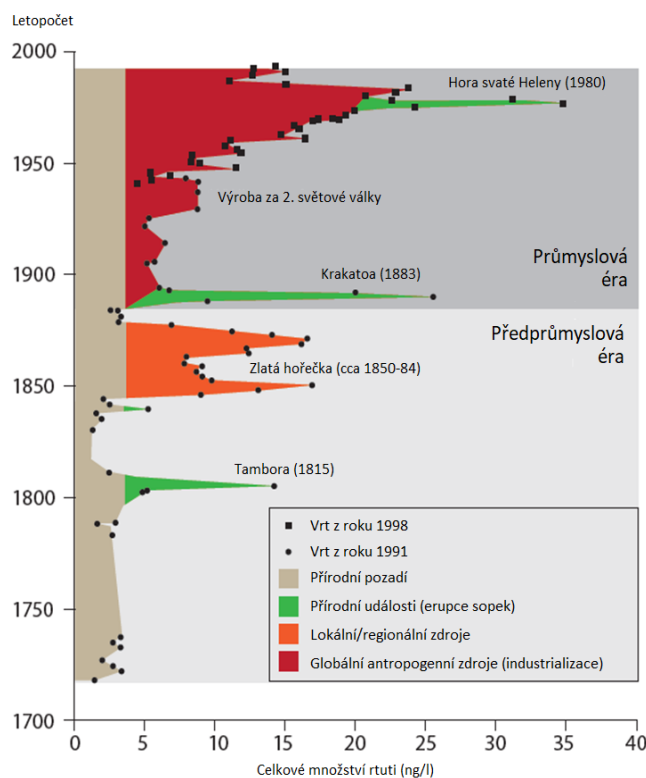
### 2.2.1. Přírodní a antropogenní zdroje rtuti

Mezi nejvýznamnější přírodní zdroje patří emise Hg z povrchu oceánů (51%) a spalování biomasy jako například lesní požáry (13% z celkových přírodních emisí). K dalším zdrojům patří vulkanická činnost, geotermální procesy, zvětrávání a re-emise z půd, vodní hladiny a vegetace (UNEP, 2013).



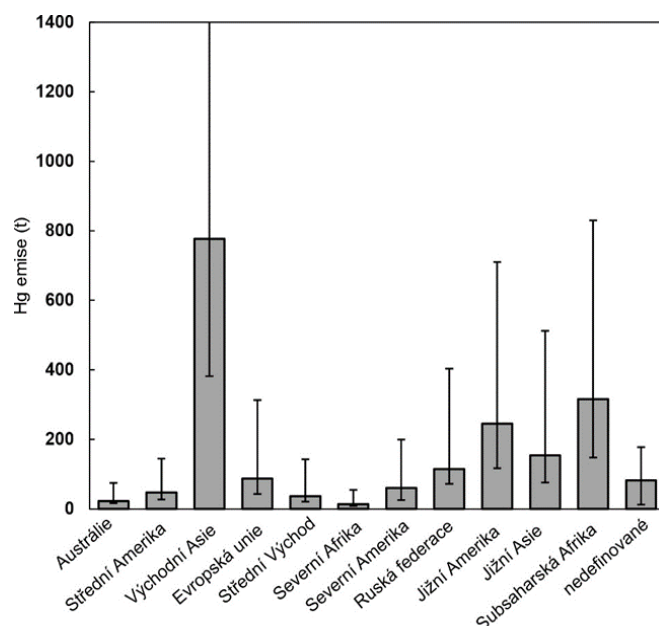
Obr. 2: Emise rtuti z antropogenních zdrojů v roce 2005 (Pirrone et al, 2010).

Nejvýznamnějšími antropogenními zdroji jsou spalování fosilních paliv (46%) a řemeslná těžba zlata (18%). V posledních letech je zaznamenán rozmach řemeslné těžby zlata, jejíž podíl na emisích Hg může být značně vyšší, zároveň je tento zdroj jen těžko vyčíslitelný (Pirrone et al., 2010). K dalším zdrojů patří výroba kovů (Zn, Cu, Pb, Ni, ...) a cementu, spalování odpadu a další (obr. 2). Celosvětové používání Hg způsobilo zvýšení antropogenních emisí a kontaminaci vodních a terestrických ekosystémů. Porovnání současných (za posledních 20-30 let) a historických záznamů ukazuje, že koncentrace Hg v atmosféře vzrostla 2-5 krát od počátku industrializace (US EPA, 1997). To, jak se s časem mění kontaminace některých složek životního prostředí, můžeme studovat pomocí tzv. geochemických archivů (např. rašelinných nebo ledovcových profilů). Na obr. 3 je záznam koncentrací Hg uchovaných v ledovcovém profilu. Na záznamu můžeme pozorovat významný nárůst koncentrací Hg během průmyslové éry na konci 19. století a postupné zvyšování množství Hg v průběhu 20. století.



Obr. 3: Záznam koncentrací rtuti uchovaných v ledovcovém profilu, Upper Freemont Glacier ve Skalístých horách v americkém Coloradu (upraveno podle Schuster et al. 2002).

Největší množství současných emisí pochází z Asie (40%), z nichž přibližně 75% je z Číny (UNEP, 2013). Hlavním zdrojem emisí v této oblasti je spalování uhlí. Antropogenní emise Hg z ostatních regionů jsou uvedeny na obr. 4. V Evropě většina emisí Hg pochází ze spalování uhlí a dále z výroby cementu (Pirrone et al., 2010).



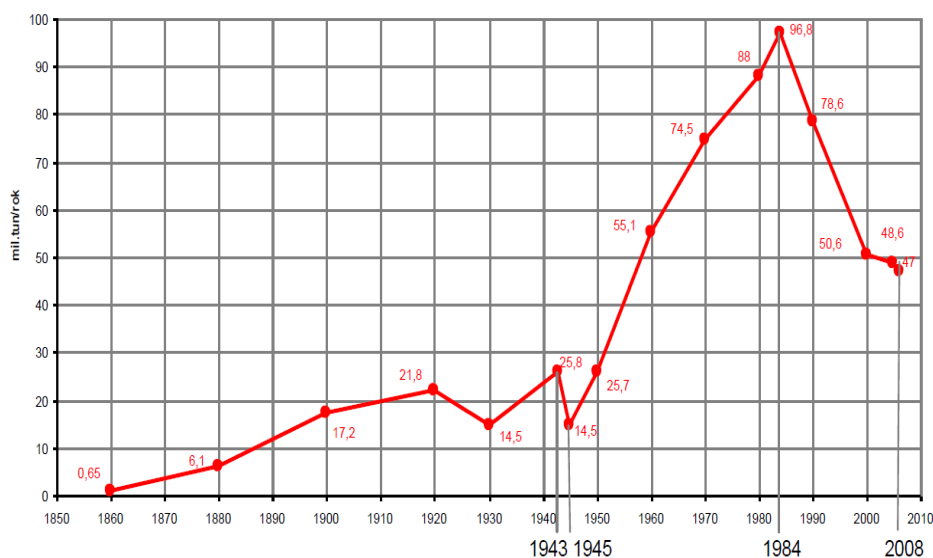
Obr. 4: Antropogenní emise rtuti podle regionu (UNEP 2013).

V Evropě jsou více než 40 let monitorovány emise prvků v rámci programu „The European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)“. Od roku 1999 byly do monitoringu zahrnuty i emise Hg. V České republice pocházelo v roce 2020 až 59 % emisí Hg ze spalovacích procesů pro výrobu elektrické energie a vytápění. Dalších 29 % je ze spalovacích procesů probíhajících v průmyslových zařízeních, a 9 % připadá na spalování odpadů. Podle údajů EMEP byli v roce 2012 největšími producenty emisí Hg v České republice: Elektrárna Chvaletice (293 kg), Teplárna Přerov (199 kg), Železářny Hrádek (171 kg), Elektrárna Počeradky (149 kg), Elektrárna Pruněřov II (143 kg) a Teplárna ELU III Plzeňské energetiky (140 kg). Nutno zmínit, že v České republice došlo v posledních 30 letech k výraznému poklesu emisí Hg. Zatímco v roce 1990 dosahovaly emise Hg v České republice 7,5 tuny, v roce 2020 to bylo jen 1,99 tuny, což jí v téže roce řadilo na 7. místo v rámci Evropské unie. Pro porovnání v sousedních zemích jako je Polsko a Německo, byly v roce 2020 emise Hg: 7,63 tuny/rok a 6,29 tuny/rok (EMEP, Navrátil a Rohovec, 2016).

### 3. Geochemie rtuti v uhlí

Spalování uhlí je největším zdrojem antropogenních emisí Hg do atmosféry. Rtuť se v uhlí vyskytuje ve stopových koncentracích, jejichž množství je celosvětově udáváno v rozmezí 20-1000  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  s průměrem 100  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Mukherjee et al., 2008; Zhao et al., 2019). Ačkoliv je Hg v uhlí přítomna ve stopových koncentracích, díky využití velkého množství uhlí v energetice a průmyslu se spalování uhlí stalo převažujícím zdrojem emisí Hg do atmosféry (Pacyna et al.,

2009; Zhao et al., 2019). V České republice je nejvýznamnější energetickou surovinou hnědé uhlí. V roce 2021 tvořilo spalování hnědého uhlí 44% z celkového množství vyrobené energie v ČR (AIB, 2022). Rozsáhlá hnědouhelná ložiska jsou v ČR především při jižním úbočí Krušných hor. V této oblasti jsou dvě nejrozsáhlejší české hnědouhelné pánve s rozvinutou těžbou, Sokolovská pánev a Severočeská hnědouhelná pánev (Pešek et al., 2005). Na obr. 5 můžeme vidět vývoj těžby hnědého v České republice.



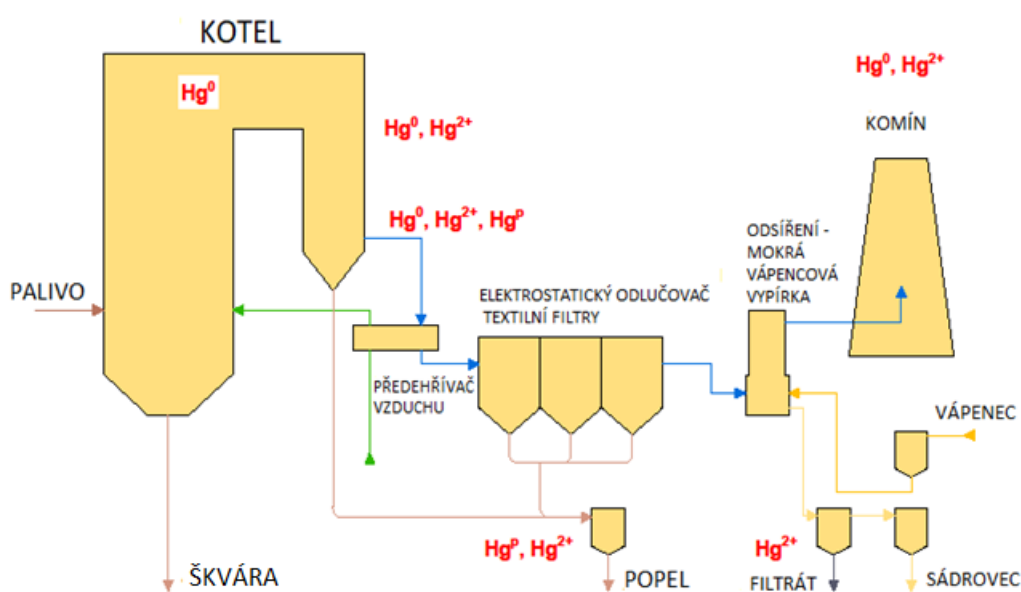
Obr. 5: Vývoj těžby hnědého uhlí v České republice v letech 1860 až 2008 (Šafářová a Chytka, 2009).

Obsah Hg v uhlí se značně liší v závislosti na stupni prouhelnění, diagenезi a post-diagenetických procesech (Finkelman, 2003). V České republice se obsah Hg v uhlí pohybuje mezi 100-1000  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg (Pešek et al., 2005). Pro srovnání v USA je průměrná koncentrace Hg v uhlí 170  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , v Číně jsou průměrné hodnoty v rozmezí 100-200  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg a v Rusku je udáváno rozmezí hodnot 20-900  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg (Zhao et al., 2019, Mukherjee et al., 2008).

Rtuť se v uhlí vyskytuje v různých formách, z nichž převažuje Hg vázaná na sulfidy, nejčastěji na pyrit, ale například i ve sfaleritu. Dále je pak vázaná na organickou hmotu a v malé míře je i ve formě  $\text{Hg}^0$  nebo vázanou na jíly (Zhao et al., 2019).

Během spalovacích procesů se Hg z uhlí uvolňuje ve formě  $\text{Hg}^0$ . Část  $\text{Hg}^0$  reaguje se spalinami po jejich zchladnutí a je oxidována na  $\text{Hg}^{2+}$ , a to především pomocí halogenidů (Br, I, Cl). Sloučeniny Hg jsou částečně odstraněny ze spalin pomocí elektrostatických odlučovačů nebo odsíření. Rtuť, která není zachycena v těchto systémech, je uvolněna do atmosféry především ve formě  $\text{Hg}^0$  (Pilar et al., 2021).

V průběhu spalování uhlí je rtuť ve třech formách:  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^0$  a vázaná  $\text{Hg}_p$ . Každá z těchto forem má své specifické vlastnosti, které ovlivňují jejich eliminaci. Množství emisí Hg závisí na typu uhlí, které je použito a na technologii použité na její odstranění (obr.6). Dvojmocná  $\text{Hg}^{2+}$  může být jednoduše odstraněna odsiřovacím systémem mokré vápencové vypírky. Díky tomuto systému má  $\text{Hg}^{2+}$  ve výsledku podíl na emisích 3-5 %. Rtuť vázaná na částice ( $\text{Hg}_p$ ) je absorbována na povrch škváry a popílku, díky čemuž je jednoduše odstranitelná pomocí zařízení pro kontrolu prachu (Vávrová et al., 2017). Elementární Hg je obtížné ze spalin odstranit, protože je nerozpustná ve vodě a má vysokou tenzi par, proto tvoří většinu emisí Hg z tepelných elektráren (Zheng et al., 2012).



Obr. 6: Formy Hg v průběhu spalování uhlí (Vávrová et al., 2017).

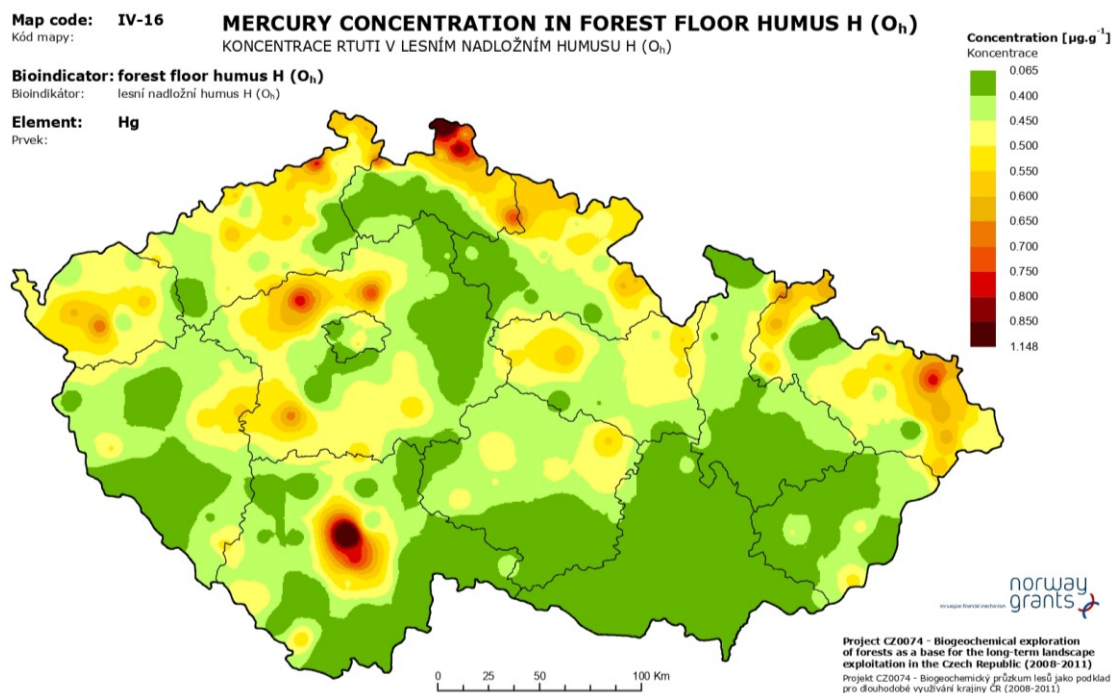
#### 4. Rtuť v půdě

Půda slouží jako rezervoár Hg, jež zadržuje až 90% Hg deponované na suchozemské ekosystémy. Většina Hg se do půdy dostává ve formě  $\text{Hg}^{2+}$  z atmosféry, část je geogenního původu, tzn. pochází z podložních hornin (Fitzgerald, 1995).

Přirozenou koncentraci Hg v půdách je složité určit kvůli všudypřítomné kontaminaci. Jde konstatovat, že všechny půdy jsou víceméně kontaminované emisemi Hg (Tipping et al., 2011). Průměrná koncentrace Hg v zemědělských půdách je v Evropě  $37 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V porovnání s lesními půdami jsou koncentrace Hg v zemědělských půdách nižší, což je způsobeno obhospodařováním (orbou) a rychlejším rozpadem organické hmoty. V lesních půdách je větší

množství Hg, protože lesní porost zachycuje větší množství atmosférické depozice, která se opadem dostává do půdy V zemích Evropské unie je průměrná koncentrace Hg ve svrchních horizontech lesních půd  $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , a v minerálních horizontech  $37 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Salminen et al. 2005). Vyšší koncentrace Hg v lesním humusu byly zaznamenány ve střední Evropě, konkrétně v Polsku a v Německu (Schwesig a Matzner. 2000; Szopka et al., 2011). Tyto rozdíly mohou být způsobeny vyšší depozicí Hg v minulosti (Grigal 2003).

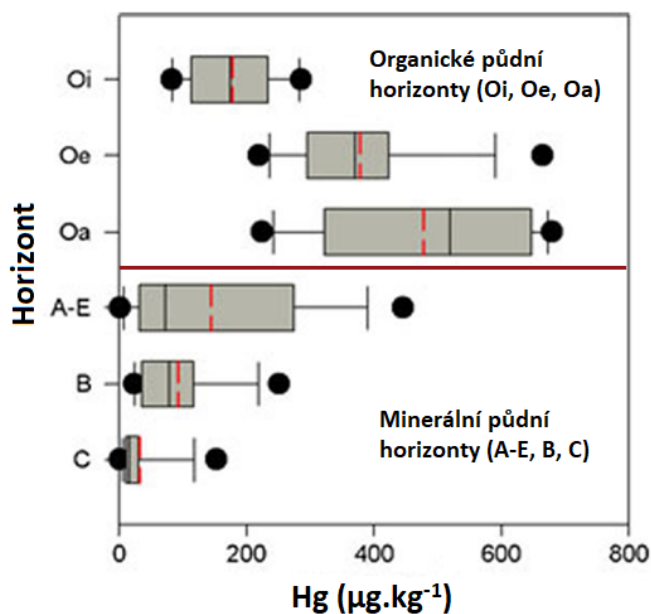
Suchara a Sucharová (2000) uvádějí pro Českou republiku průměrnou koncentraci Hg v organických horizontech lesních půd v rozmezí  $300 - 2200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Zvýšené koncentrace Hg v lesním humusu jsou uvedeny na obr. 7. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny ve Frýdlantském výběžku, jež je dlouhodobě ovlivněn spalováním uhlí. Zvýšené koncentrace Hg jsou v Podkrušnohoří, Chebsku, Kladensku, Mělnicku, Příbramsku a Ostravsku. Hlavním zdrojem Hg v těchto oblastech je spalování uhlí, zpracování rud a chemický průmysl. Hodnoty Hg zde dosahovaly až  $800 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Suchara, 2011). Navrátil et al. (2014) uvádí průměrnou koncentraci Hg v organických horizontech lesních půd v rozmezí  $277 - 393 \mu\text{g.kg}^{-1}$  a  $22 - 95 \mu\text{g.kg}^{-1}$  v minerálních horizontech.



Obr. 7: Koncentrace Hg v lesním nadložním humusu naměřené v letech 2006-2011 (Suchara, 2011).

Distribuce Hg v profilu lesních půd z relativně neznečištěné oblasti je znázorněna na obr. 8. V organických půdních horizontech je koncentrace Hg výrazně vyšší než v minerálních

půdních horizontech, a to díky vyššímu obsahu organického materiálu (obr. 8) (Grigal, 2003). V půdách je dominantní formou  $\text{Hg}^{2+}$ , jež je silně vázána na půdní organickou hmotu, kde je asociována s redukovanými sирnými funkčními skupinami (Grigal 2003, Amirbahman a Fernandez, 2012). Vazba Hg k organické hmotě je řízena molekulami s reaktivní thiolovou skupinou (Haitzer et al., 2002). Distribuce Hg v půdě je také ovlivněna pH půd, KVK (kationtovou výměnnou kapacitou) a obsahem C a S (Amirbahman a Fernandez, 2012).



Obr. 8: Distribuce Hg v půdním profilu z 5 lokalit v České republice. Plná černá čára v boxu představuje medián, červená přerušovaná čára je průměr a černé tečky představují odlehle hodnoty (upraveno podle Navrátil et al, 2014).

Rtuť se v půdách vyskytuje v různých formách. Mobilní formy Hg mohou být transportovány do vodních ekosystémů a následně přeměněny na MeHg (methylrtuť), která je toxická pro organismy. Ke vniku MeHg dochází převážně přeměnou  $\text{Hg}^{2+}$  v anaerobních i aerobních podmínkách za pomoci mikroorganismů (Skylberg et al., 2003). Příjem Hg rostlinami přes kořeny je zanedbatelným, Hg se do vegetace dostává atmosférickou depozicí, především jako plynná  $\text{Hg}^0$ . Jehličí a listy představují zdroj Hg do humusu a organických horizontů lesních půd (Rea et al., 2002).

#### 4.1. Půdy v blízkosti bodových zdrojů kontaminace

Tepelné elektrárny, chemické továrny, a další představují bodové zdroje kontaminace půd. V půdách kolem uhelných elektráren je až 70% Hg původem ze spalovaného uhlí (Martín a Nanos, 2016). Rtuť z uhelné elektrárny se do půdy dostává v podobě  $\text{Hg}^0$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  a část s

popílkem, který je produkován v průběhu spalovacího procesu. Rtuť asociovaná s popílkem je rychle deponována v blízkosti emisního zdroje a ovlivňuje ekosystémy/půdy obklopující elektrárny (Vávrová et al., 2017; Pérez et al., 2019).

Koncentrace Hg v půdách v okolí tepelných elektráren jsou značně variabilní. Studie Pérez et al. (2019) naměřili v půdách v blízkosti elektráren Laguna Verde a Huasco, Chile, Hg v rozmezí 94 až 568  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , resp. 5 až 44  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V okolí čínských elektráren byly v půdách naměřeny koncentrace v rozmezí 305-383  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg a klesaly se vzdáleností od elektrárny (Li et al., 2017).

V České republice je oblast tzn. Černého trojúhelníku historicky zatížena emisemi z tepelných elektráren (Kopáček a Veselý, 2005). Součástí tzv. Černého trojúhelníku je i Frýdlantský výběžek, kde Suchara et al. (2011) naměřili v organických horizontech půd 550-1148  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg (obr. 7). Pro zemědělské půdy v oblasti Frýdlantském výběžku uvádí Ottesen et al. (2013) množství Hg v rozmezí 47,6-75,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg. Kucharczak-Moryl et al. (2014) naměřili v zemědělských půdách (0-30cm) v okolí Bogatynie, přibližně 6km od elektrárny Turów, nejvyšší hodnoty Hg 102  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg.

## 5. Metodika

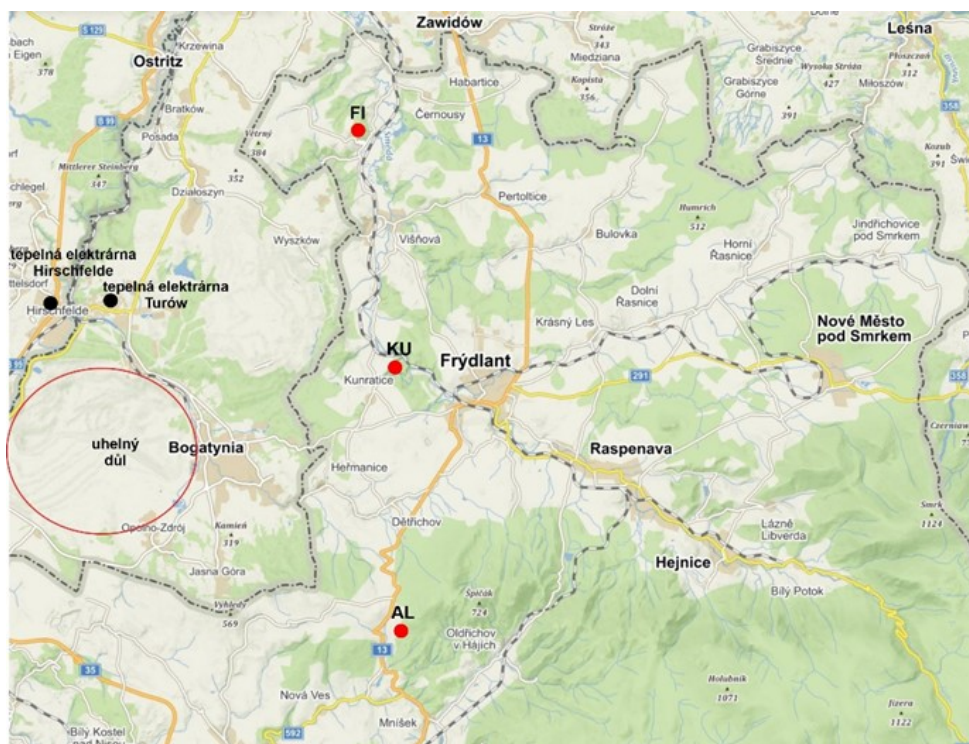
### 5.1. Popis studované lokality

Studovaná lokalita se nachází v oblasti tzv. Černého trojúhelníku, což je region při česko-německo-polských hranicích. Tento region je dlouhodobě ovlivněn spalováním hnědého uhlí s vysokým obsahem pyritu a dalších potencionálně toxických prvků (Michczyński et al., 2022). Na polské straně se nachází hnědouhelný důl Turów (obr. 9), který funguje od roku 1904. V 60. letech 20. století byl přetvořen na povrchový lom, kdy současně v roce 1962 došlo k výstavbě stejnojmenné tepelné elektrárny (Žuk a Žuk, 2022; PGE GiEK, 2023b). V současnosti má elektrárna Turów instalovaný výkon 2029 MW (PGE GiEK, 2023a). V Německu se nachází dnes už uzavřená tepelná elektrárna Hirschfelde (obr. 9). Ta byla v provozu v letech 1911 až 1992 s maximálním instalovaným výkonem 330 MW. Od roku 1950 do 1968 byla zásobována uhlím z lomu Turów (Albrecht, 2017).

### 5.2. Odběr vzorků

Za účelem zjištění míry kontaminace půd v oblasti zatížené spalováním uhlí v tepelných elektrárnách bylo odebráno 5 vzorků půd. Dva vzorky v blízkosti obce Filipovka (FI), dva vzorky u Kunratic (KU) a jeden vzorek v blízkosti Albrechtic u Frýdlantu (AL) (Obr. 9).

Odběrové lokality jsou zalesněny smíšeným lesem. Vzorkovány byly organické horizonty půd. Při odběru byl odstraněn opad (OI) a následně byl odebrán vzorek do hloubky 5 cm (půdní horizont Of a Oh). Dále bylo analyzováno uhlí z dolu v Bogatynii (Polsko), popílek a škvára z tepelné elektrárny Turów (Polsko).



Obr. 9: Mapa studované oblasti a lokality odběru půd (FI, KU, AL). Tepelná elektrárna Turów (Polsko) a bývalá tepelná elektrárna Hirschfelde (Německo).

### 5.3. Zpracování vzorků

Všechny vzorky (půdy, uhlí, elektrárenské odpady) byly sušeny na vzduchu, síťovány (< 2mm) a namlety na analytickou jemnost (63  $\mu\text{m}$ ) na mlýnu RETSCH PM400 v achátových miskách.

Celkové koncentrace Hg byla stanovena analyzátozem AMA-254 (Altec Co., ČR). Jedná se o jednoúčelový atomový absorpční spektrometr pro určení koncentrace Hg v pevných nebo kapalných vzorcích bez nutnosti předchozí úpravy vzorku, který má detekční limit pro pevné vzorky přibližně 1  $\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$  a pro kapalné až 0,1  $\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Altec s.r.o., 2002). Pro kontrolu správnosti měření byl použit standard NIST 2711a Montana soil. Naměřená hodnota 7,3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Hg, byla v souladu s certifikovanou hodnotou  $7,42 \pm 0,18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Dále jsme zjišťovali pH jednotlivých vzorků půd. Měřeno bylo aktivní pH půd (výluh v destilované vodě) a výměnné pH půd (výluh v 0,1 M KCl). Destilovaná voda byla převařena,

aby byl odstraněn CO<sub>2</sub>. Jednalo se o vzorky organických horizontů půd, proto byl poměr 2g půdy (sítovaná < 2mm) na 20ml destilované vody/KCl. Vzorky byly následně dány ve zkumavkách do třepačky a 5 minut třepány, poté byly ponechány 1 hodinu stát. Pak byla změřena hodnota pH pomocí zkalibrovaného pH-metru Handylab 1.

#### **5.4. Výsledky a diskuse**

V Tab. 1 jsou uvedeny naměřené koncentrace Hg studovaných vzorků. Průměrná hodnota Hg v organických horizontech půd je 334  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Nejvyšší naměřená koncentrace je u obce Filipovka a to 510  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Suchara et al. (2011) uvádí pro studovanou oblast koncentrace Hg v organických horizontech lesních půd až 1 148  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  (obr. 7). Naměřená data tedy nepotvrdila výsledky předchozí studie. Rozdíl v naměřených koncentracích může být vysvětlen rozdílným způsobem vzorkování. V práci Suchara (2011) se jednalo o monitoring kontaminace půd, kde byla použita síť vzorkovacích ploch (síť 20x20 km, vzorkovací plocha 50x50m, 5-7 dílčích vzorků). Výsledky byly extrapolovány a vznikla koncentrační mapa České republiky. Navrátil et al. (2009) uvádějí průměrnou koncentraci Hg v organických horizontech lesních půd na severu Čech 333  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Suchara a Sucharová (2000) uvádějí průměrnou koncentraci Hg v lesním humusu v ČR 656  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . V zemědělských půdách oblasti Bogatynia (vzdálené průměrně 7 km od studovaných lokalit) naměřili Kucharczak-Moryl et al. (2014) koncentrace 42-102  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Naměřené koncentrace ve studovaných lesních půdách odpovídaly tedy průměrné koncentraci Hg v lesních půdách České republiky.

Koncentrace Hg ve studovaných vzorcích uhlí z dolu Turów se pohybovaly v rozmezí 217-973  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Nejvyšší naměřené koncentrace Hg byly v uhlí typu – xylit. Xylit je litotyp bohatý na dřevnatý materiál. Zároveň obsahuje více než 10% původního kmene (větví, ...), a proto je bohatý na lignin (Vamvuka et al., 2004). Průměrné koncentrace Hg v polském uhlí je 332  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . V uhlí dolu Turów byla nejvyšší naměřená hodnota 950  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg (Kucharczak-Moryl et al., 2014). Koncentrace Hg ve studovaných vzorcích uhlí odpovídá průměrným hodnotám uváděných v předchozích studiích. Vyšší koncentrace Hg mohou být v důsledku proměnlivých koncentrací Hg v rámci celého ložiska.

Ze studovaných elektrárenských odpadů z elektrárny Turów měly nejvyšší koncentrace popílky. V popílku bylo naměřeno průměrně 94  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Nízké koncentrace Hg byly naměřeny ve škváře a to 1-2  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Rtuť z uhlí se během vysokoteplotních spalovacích procesů mění na plynnou Hg<sup>0</sup>, následně může být částečně oxidována při zchlazení spalin. Většina Hg jde tedy do spalin (83%) a ve škváře zůstává jen asi 1% Hg, v popílku asi 13% Hg

(Guo et al., 2007). Předchozí studii odpovídají i naměřená data studovaných vzorků popílků a škváry z elektrárny Turów.

Tab 1: Celkové koncentrace Hg naměřené v půdách, uhlí, popílku a škváře. Hodnoty pH v půdách.

Vzorky	Hg ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	SD ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl
FI 1	360	3,7	4,57	3,85
FI 2	510	3,5	4,45	3,8
KU 1	180	3,4	4,91	4,22
KU 2	176	11,5	5,03	4,29
AL	443	1,1	5,8	4,8
uhlí	217	0,1	-	-
uhlí	973	65,8	-	-
uhlí	262	2,4	-	-
popílek	92	1,0	-	-
popílek	96	0,6	-	-
škvára	1	0,1	-	-
škvára	2	0,2	-	-

Naměřené hodnoty pH ve studovaných vzorcích jsou uvedeny v Tab. 1. Podle kritérií pro hodnocení pH lesních půd spadají jsou tyto půdy silně kyselé až mírně kyselé (Rejšek, 1999).

## 6. Závěr

Rtuť (Hg) je globální polutant, který se do životního prostředí dostává jak z přírodních, tak z antropogenních zdrojů. Díky činnosti člověka se koncentrace Hg v jednotlivých složkách životního prostředí od průmyslové revoluce mnohonásobně zvýšila. Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje Hg patří spalování fosilních paliv, zejména uhlí (60%). Přestože za posledních 30 let došlo v Evropě k poklesu emisí Hg, půdy v okolí tepelných elektrárnách mohou mít zvýšené koncentrace Hg.

Tato bakalářská práce shrnuje poznatky o geochemii Hg v uhlí a v půdách. Zároveň poskytuje náhled na distribuci Hg v půdách v oblasti Frýdlantského výběžku, oblasti historicky zatížené spalováním uhlí v tepelných elektrárnách. Ve vzorcích půd, uhlí a elektrárenských odpadech (popílku a škváry) z elektrárny Turów byly měřeny celkové koncentrace Hg. V uhlí se koncentrace pohybovaly v rozmezí 217-973  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg, v popílku byly naměřeny v průměru 94  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg a nejnižší hodnoty Hg byly ve škváře, a to 1-2  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Průměrná koncentrace Hg v organických horizontech půd byla 334  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , nejvyšší naměřená hodnota 510  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Získaná data nepotvrdila výsledky předchozí studie (Suchara, 2011), ve které byly v lesním humusu, v rámci monitoringu kontaminace půd v České republice, naměřeny koncentrace až 1148  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  Hg. Naměřené koncentrace ve studovaných lesních půdách přibližně odpovídaly průměrné koncentraci Hg v lesní půdě v ČR. Nebyla zjištěna zvýšená kontaminace půd.

## 7. Seznam použité literatury

- Altec s.r.o., 2002. AMA 254 Advanced Mercury Analyzer: Návod na obsluhu. Altec Ltd., Praha
- Amirbahman, A., Fernandez, I.J., 2012. The Role of Soils in Storage and Cycling of Mercury, in: Bank, M.S. (Ed.), Mercury in the environment: pattern and process. Berkeley: University of California Press, pp. 99–118.
- Beckers, F., Rinklebe, J., 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 47:9, 693-794.
- Brooks, W.E., 2012. Industrial Use of Mercury in the Ancient World, in: Bank, M.S. (Ed.), Mercury in the environment: pattern and process . Berkeley: University of California Press, pp. 19–24.
- Fitzgerald, W.F., 1995. Is mercury increasing in the atmosphere? The need for an atmospheric Mercury Network (AMNET). *Water Air Soil Pollut.* 80, 245-254.
- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., 2014. Geochemistry of mercury in the environment, in: Turekian, K.K., Holland, H.D. (Eds.), *Treatise on geochemistry* (2nd edition), 11, pp. 91-129.
- Gochfeld, M., 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56, 174-179.
- Grigal, D.F., 2003. Mercury sequestration in forests and peatlands: a review. *J. Environ. Qual.*, 32: 393-405.
- Guo X., Zheng C.G., Xu M., 2007. Characterization of Mercury Emissions from a Coal-Fired Power Plant. *Energy Fuels* 21, 898-902.
- Gustin, M.S., Lindberg S., E., Austin, K., Coolbaugh, M., Vette, A., Zhang, H., 2000. Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. *Sci. Tot. Environ.* 259, 61-71.
- Gustin, M.S., Bank, M.S., Bishop, K., Bowman, K., Branfireum, B., Chételat, J., Eckley, Ch. S., Hammes Schmidt, C.R., Lamborg, C., Lyman, S., Martínez-Cortizas, A., Sommar, J., Tsui, M.T., Zhang, T., 2020. Mercury biochemical cycling: A synthesis of recent scientific advances. *Sci. Total. Environ.* 737, 139619.
- Jasinski, S.M., 1995. The materials flow of mercury in the United States. *Resour. Conserv. Recycl.* 15, 145-179.
- Kopáček, J., Veselý, J., 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environ.* 39: 2179-2188.
- Kucharczak-Moryl, E., Moryl, A., Dąbrowska, J., Zmuda, R., 2014. Mercury and aluminium in arable soils in the area of influence of brown coal mine and power plant based on the example of Bogatynia region (southwestern Poland). *J. Ecol. Eng.* 15, 60-66.

- Li, R., Wu, H., Ding, J., Fu, W., Gan, L., Li, Y., 2017. Mercury pollution in vegetables, grains and soils from areas surrounding coal-fired power plants. *Sci. Rep.* 7: 46545.
- Martín, J.A.R., Nanos, N., 2016. Soil as an archive of coal-fired power plant mercury deposition. *J. Hazard. Mater.* 308, 131-138.
- Michczyński, A., Szuszkiewicz, M.M., Gołuchowska, B., Sikorski, J., 2022. Historical record of magnetic and geochemical signals in mountain peat bogs: A case study of the Black Triangle Region (the Izery Mountains, SW Poland). *Water Air Soil Pollut.* 233(4).
- Mukherjee, A.B., Zevenhoven, R., Bhattacharya, P., Sajwan, K.S., Kikuchi, R., 2008. Mercury flow via coal and coal utilization by-products: a global perspective. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 571-91.
- 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.
- Navrátil, T., Shanley, J., Rohovec, J., Hojdová, M., Penížek, V., Buchtová, J., 2014. Distribution and Pools of Mercury in Czech Forest Soils. *Water Air Soil Pollut.* 225, 1829.
- Navrátil T., Rohovec J., 2016. *Rtuť v životním prostředí*. Praha: Středisko společných činností AV ČR, v.v.i., pro kancelář Akademie věd ČR, 2016. Strategie AV21.
- Ottesen, R.T., Birke, M., Finne, T.E., Gosar, M., Locutura, J., Reimann, C., Tarvainen, T., The GEMAS Project Team, 2013. Mercury in European agricultural and grazing land soils. *Appl. Geochemistry* 33, 1-12.
- Ozuah, P.O., 2000. Mercury poisoning. *Curr. Probl. Pediatr.* 30, 91-99.
- Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Sundseth, K., Munthe, J., Kindbom, K., Wilson, S., Steenhuisen, F., Maxson, P., 2009. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projection to 2020. *Atmos. Environ.* 44, 2487-2499.
- Pannu, R., Siciliano, S.D., O'Driscoll, N.J., 2014. Quantifying the effects of soil temperature, moisture and sterilization on elemental mercury formation in boreal soils. *Environ. Pollut.* 193, 138-146.
- Peréz, P.A., Hintelmann, H., Lobos, G., Bravo, M.A., 2019. Mercury and methylmercury levels in soils associated with coal-fired power plants in central-northern Chile. *Chemosphere* 237, 124535.
- Pešek, J., Bencko, V., Sýkorová, I., Vašíček, M., Michna, O., Martínek, K., 2005. Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. *Centr. Eur. J. Publ. Health* 13: 153-158.
- Pilar, L., Borovec, K., Szeliga, Z., Górecki, J., 2021. Mercury emission from three lignit-fired power plants in the Czech Republic. *Fuel Process. Technol.* 212, 106628.

- Pirrone, N., Cinnirella, S., Feng, X., Finkelman, R.B.B., Friedli, H.R.R., Leaner, J., Mason, R., Mukherjee, A.B.B., Stracher, G.B.B., Streets, D.G.G., Telmer, K., 2010. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 5951-5964.
- Rea, A.W., Lindberg, S.E., Scherbatskoy, T., Keeler, G.J., 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. *Water Air Soil Pollut.* 133, 49-67.
- Rejšek, K., 1999. *Lesnická pedologie*. Mendelova univerzita, Brno.
- Salminen, R., Batista, M.J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P.J., Olsson, S.Å., Ottesen, R.-T., Petersell, V., Plant, J.A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U., Steenfelt, A., Tarvainen, T., 2005. *Geochemical Atlas of Europe. Part 1: Background Information, Methodology and Maps*. Geological Survey of Finland, Espoo.
- Schuster, P.F., Krabbenhoft, D.P., Naftz, D.L., Ceci, L.D., Olson, M.L., Dewild, J.F., Susong, D.D., Green, J.R., Abbott, M.L., 2002. Atmospheric Mercury Deposition during the Last 270 Years: A Glacial Ice Core Record of Natural and Anthropogenic Sources. *Environ. Sci. Technol.* 36, 11, 2303-2310.
- Schwesig, D., Matzner, E., 2000. Pools and fluxes of mercury and methylmercury in two forested catchments in Germany. *Sci. Total Environ.* 260, 213-223.
- Suchara I., Sucharová J., 2000. Distribution of long-term accumulated atmospheric deposition loads of metal and sulphur compounds in the Czech Republic determined through forest floor humus analyses. *Acta Průhoniciana* 69, 1-178.
- Suchara, I., 2011. Biogeochemical exploration of forests as a base for the long-term landscape exploitation in the Czech Republic (2008-2011). Project CZ 0074. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i.
- Szopka, K., Karczewska, A., Kabala, C., 2011. Mercury accumulation in the surface layers of mountain soils: a case study from the Karkonosze Mountains, Poland. *Chemosphere* 83, 1507-1512.
- Šafářová, M., Chytka, L., 2009. Vývoj hnědouhelného hornictví v ČR. *Paliva* 1, 5-11.
- Tipping, E., Poskitt, J.M., Lawlor, A.J., Wadsworth, R.A., Norris, D.A., Hall, J.R., 2011. Mercury in United Kingdom topsoils; concentrations, pools, and Critical Limit exceedances. *Environ. Pollut.* 159, 3721-3729.
- UNEP, 2013. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport*. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- Vamvuka, D., Kastanaki, E., Lasithiotakis, M., Papanicolaou, C., 2004. Combustion behavior of xylite/lignite mixtures. *Carbon* 42, 351-359.

- Vávrová, Z., Palička, O., Dvořák, P., Fojtů, R., Szeliga, Z., Pilař, L., 2017. Reduction of mercury emissions from coal combustion in the Czech Republic. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 92, 012071.
- Velebil, D., 2009. Dolování cinabaritu v Horních Lubech u Chebu, Česká republika. Bull. Mineral.-petrolog. Odd. Nár. Muz. (Praha) 17/2, 39-61.
- Zhao, S., Pudasainee, D., Duan, Y., Gupta, R., Liu, M., Lu, J., 2019. A review on mercury in coal combustion process: Content and occurrence forms in coal, transformation, sampling methods, emission and control technologies. Prog. Energy Combust. Sci. 73, 26-64.
- Zheng, Y., Jensen, A.D., Windelin, C., Jensen, F., 2012. Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes. Prog. Energ. Combust. 38: 599–629.
- Žuk, P., Žuk, P., 2022. The Turów Brown Coal Mine in the Shadow of an international conflict: Surveying the actions of the European Union Court of Justice and the populist policies of the Polish government. Extr. Ind Soc 10, 101054.

### **Internetové zdroje**

- AIB, 2022. European Residual Mixes 2021 Association of Issuing. <https://www.aib-net.org/facts/european-residual-mix> (24.4. 2023).
- Albrecht, 2017. The Heritage of Brown Coal Industry in Saxony/Germany. <https://tdm.tee.gr/wp-content/uploads/2017/03/Heritage-of-bown-coal-industry-Saxony-Prof.-Dr.-phil.-habil.-Helmuth-Albrecht.pdf> (14.5. 2023).
- EMEP Centre on Emission Inventories and projections. <https://www.ceip.at/data-viewer-2> (30.11. 2022).
- PGE GiEK, 2023a. PGE Górnictwo i Energetyka Konwencjonalna Spółka Akcyjna. Oddział Kopalnia Węgla Brunatnego Turów. Elektrownia Turów. <https://pgegiiek.pl/Nasze-oddzialy/Elektrownia-Turow> (19.4. 2023).
- PGE GiEK, 2023b. PGE Górnictwo i Energetyka Konwencjonalna Spółka Akcyjna – Oddział Elektrownia Turów. Historia Elektrowni Turów – Ważne Daty <https://elturow.pgegiiek.pl/O-oddziale/Historia-Elektrowni-Turow/Wazne-Daty> (20.4. 2023).
- US EPA, 1997. 1997 Mercury study report to Congress: Overview. <https://www3.epa.gov/airtoxics/112nmerc/mercover.html> (19.7. 2022).
- WHO, 2017. Mercury and health. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health> (1.3. 2023).