

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra geoenvironmentálních věd

**Biologické metody loužení a kontaminované půdy**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Miroslav Hruška

Autor práce: Denisa Dvořáková

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra geoenvironmentálních věd

Fakulta životního prostředí

# ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Denisa Dvořáková

Územní technická a správní služba

Název práce

**Biologické metody loužení a kontaminované půdy**

Název anglicky

**Bioleaching and contaminated soil**

---

## Cíle práce

Cílem práce je pomocí dostupné odborné literatury shrnout problematiku znečištění půdy, vznik a charakteristiku kontaminovaných půd a jejich současný stav v České republice včetně metod dekontaminace. Pozornost bude též věnována využívaným metodám biologického loužení a návrhu možných aplikací této metody pro účely remediace kontaminovaných půd.

## Metodika

Student bude při zpracování teoretické části používat odborné články z vědeckých databází.

**Doporučený rozsah práce**

30 – 40 stran

**Klíčová slova**

bio loužení, bio remediace, bakterie

---

**Doporučené zdroje informací**

- Akinci G., Guven D., 2011: Bioleaching of heavy metals contaminated sediment by pure and mixed cultures of *Acidithiobacillus* spp. *Desalination*, Volume 268, Issues 1–3, 1 March 2011, Pages 221-226.
- Deng X., Chai L., Yang Z., Tang Ch., Wang Y., Shi Y., 2013: Bioleaching mechanism of heavy metals in the mixture of contaminated soil and slag by using indigenous *Penicillium chrysogenum* strain F1. *Journal of Hazardous Materials*, Volumes 248–249, 15 March 2013, Pages 107-114.
- Chen S., Pei-Liang L., 2010: Optimization of operating parameters for the metal bioleaching process of contaminated soil. *Separation and Purification Technology*, Volume 71, Issue 2, 18 February 2010, Pages 178-185.
- Lee E., Han Y., Park J., Hong J., Silva R., Kim S., Kim H., 2015: Bioleaching of arsenic from highly contaminated mine tailings using *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Journal of Environmental Management*, Volume 147, 1 January 2015, Pages 124-131.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2015/06 (červen)

**Vedoucí práce**

Ing. Miroslav Hruška

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2015

**doc. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 26. 3. 2015

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan

V Praze dne 15. 04. 2015

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Miroslava Hrušky, a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 15. 4. 2015

.....

## **Poděkování**

Mé poděkování patří Ing. Miroslavu Hruškovi, za odborné vedení, trpělivost a ochotu, kterou mi v průběhu zpracování bakalářské práce věnoval.

V Praze 15. 4. 2015

.....

## **Abstrakt**

Biologické loužení je biotechnologický proces šetrný k životnímu prostředí. Celý mechanismus tohoto procesu spočívá především v přímé a nepřímé oxidaci sulfidových rud, díky níž dojde k uvolnění kovu do roztoku, odkud pak dochází k samotné separaci roztoku. Tato metoda je využívána již od padesátých let minulého století. V současné době je po celém světě známo několik provozů, kde se biologické loužení využívá. Hlavními prvky získávanými biologickým loužením je měď nebo nikl. Do budoucna je v plánu získávat touto metodou zinek. Nejčastějším způsobem za účelem získávání rud, je využívání biologického loužení na hromadách či loužení v tancích. V práci je vysvětlena podstata biologického loužení, jeho druhy a popsány výhody a nevýhody tohoto procesu. Dále také práce pojednává o kontaminaci půd v České republice a možnostech, jak půdy dekontaminovat. V práci jsou zmíněny i země, ve kterých se biologické loužení používá ve větší míře. Jedná se o Čínu, Jižní Koreu a finskou těžební společnost Talvivaara.

**Klíčová slova:** Biologické loužení, biologická remediace, bakterie.

## **Abstract**

Bioleaching is environmental friendly biotechnological process. The entire mechanism of this process consists essentially in direct and indirect oxidation of sulphide ores, through which the metal is released into the solution, what leads to the separation of the solution itself. This method is used since the fifties. Currently, there are worldwide known several operations where bioleaching is used. The main elements obtained of bioleaching are copper or nickel. In the future, it is planned to acquire zinc by bioleaching. The most common way to obtain ores is the use of bioleaching in heaps or in leaching tanks. The paper explains the essence of bioleaching, its types and describes the advantages and disadvantages of this process. Further it discusses the contamination of soils in the Czech Republic and the possibilities how to decontaminate. The paper also mentioned the countries which used bioleaching more. These are China, South Korea and the Finnish mining company Talvivaara.

**Key words:** Bioleaching, bioremediation, bacteria.

# Obsah

1	Úvod.....	9
2	Biologické loužení kontaminovaných půd.....	11
2.1	Historie.....	11
2.2	Charakteristika biologického loužení .....	11
2.3	Chemická a elektrochemická podstata bioprocessu .....	12
2.4	Mikroorganismy používané při biologickém loužení.....	14
2.5	Suroviny a zdroje používané při biologickém loužení .....	16
2.6	Výhody a nevýhody biologického loužení.....	17
3	Kontaminované půdy v ČR.....	19
4	Fytoremediace .....	22
4.1	Co je to fytoremediace? .....	22
4.2	Rozdělení fytoremediačních technik .....	22
5	Biologické metody loužení těžkých kovů z kontaminovaných zemín za pomoci <i>Penicillium chrysogenum</i> .....	24
5.1	Úvod.....	24
5.2	Růst <i>P. chrysogenum</i> v těžkých kovech .....	25
5.3	Biologické loužení v provincii Hunan .....	25
5.4	Výsledky růstu bakterií <i>P. chrysogenum</i> .....	25
6	Biologické loužení polymetalických rud niklu v subarktickém prostředí .....	27
6.1	Úvod.....	27
6.2	Výrobní proces .....	27
6.3	Talvivaarské loužení .....	29
7	Biologické loužení arsenu z vysoce kontaminovaných důlních odkališť za pomoci <i>Acidothiobacillus thiooxidans</i> .....	30
7.1	Úvod.....	30
7.2	Důlní odběry vzorku a analýzy.....	31
7.3	Bakteriální výběr a kultura.....	31
7.4	Testování biologického loužení.....	31
8	Diskuse.....	33
9	Závěr .....	34
10	Zdroje .....	36



# 1 Úvod

Tato práce pojednává o biologickém loužení a kontaminovaných půdách. Biologické loužení je jeden z procesů jak získávat z půdy určité množství rud, které půda obsahuje. Obsah rud není v těchto případech příliš veliký, nicméně není zanedbatelný. Celý proces spočívá v přímé či nepřímé oxidaci sulfidové rudy, díky které se kov uvolní do roztoku. Doposud je známo několik typů biologického loužení. Mikroorganismy používané při biologickém loužení jsou například *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Bacillus megaterium*, *Aspergillus niger* či *Pseudomonas putida*.

Proces biologického loužení má řadu výhod, ale také nevýhod. Výhodou je především jeho šetrnost k životnímu prostředí než tradiční extrakční metody. Nepochází zde k vypouštění oxidu uhličitého do atmosféry. Nevýhodou je rozhodně delší čas, který je na loužení kovů do roztoků potřebný. Další nevýhodou je také to, že při samotném procesu biologického loužení jsou produkovány i některé toxické chemikálie.

V České republice došlo k největší kontaminaci půd v minulém století a to díky těžbě uranu či těžkých kovů. Kontaminace se na území naší republiky projevila v určité míře také díky výbuchu jaderné elektrárny v Černobylu. Dostala se na území České republiky díky lokálním srážkám a průchodem kontaminovaného mraku. V dnešní době jsou hlavními zdroji kontaminací půd průmyslová hnojiva a pesticidy. Jedním ze zdrojů kontaminace je také špatné nakládání s kaly z čistíren odpadních vod.

Jedním ze způsobů bioremediačních technik, jak zbavit půdu kontaminantů je fytoremediace. Samotný proces je definován jako využívání rostlin za účelem odstraňování či transformování kontaminantů z životního prostředí. Celý mechanismus fytoremediace bychom popsali, jako odstranění kovů z půdy jejich transportem do kořenů stonků a listů.

V některých zemích je proces biologického loužení využíván jako hlavní způsob dekontaminace půd. Mezi tyto země patří například Finsko, Jižní Korea či Čína.

## **Cíle práce**

Cíly této práce je shrnout problematiku znečištění půdy, vznik a charakteristiku kontaminovaných půd a jejich současný stav v České republice, včetně metod dekontaminace.

Pozornost je také věnována využívaným metodám biologického loužení a návrhu možných aplikací této metody pro účely remediace kontaminovaných půd.

## **2 Biologické loužení kontaminovaných půd**

### **2.1 Historie**

Výsledky činností bakterií jako oxidantu byly známy už v dávné minulosti. Nebyly to výsledky přímo biologického loužení, ale souvisely především s oblastí zpracování potravinových produktů, jako je například příprava pečiva, nápojů a uchovávání potravin pro dlouhodobější spotřebu. Nejstaršími důkazy těchto znalostí jsou archeologické nálezy z Blízkého a Středního Východu datované dobou 7000 let. Jednalo se především o empirické poznatky, které nedokázaly odhalit podstatu používaných pracovních postupů. Základ vědeckého přístupu je spojený s rozvojem přírodovědných výzkumů na začátku 19. století, kdy francouzský vědec L. J. Thenard publikoval objev, že používané vinné kvasinky jsou živé a alkohol obsažený ve víně vzniká jejich působením. Středověký spisovatel Paracelsus kdysi napsal, že obyčejní lidé v Uhersku, vylévali železo do pramenů, které se přeměnilo na rez a ve chvíli, kdy se roztavilo, byla z něho čistá měď a nikdy více se už nepřeměnilo v železo. Jednalo se především o cementaci mědi, která se do kyselé vody dostala v důsledku oxidace a následného loužení mědi za pomoci bakterií. Pro příklady nemusíme chodit daleko. Už v 15. století na ložiskách Cu – Fe sulfidických rud ve Smolníku, kde se z důlních vod získávala měď cementací. V druhé polovině 20. století se do využívání biosystémů v procese získávání kovů začíná zavádět postupně systém (Merta, 1994).

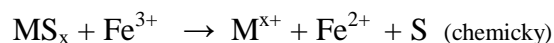
### **2.2 Charakteristika biologického loužení**

Biologické loužení patří mezi biotechnologické procesy, které využívají jedinečné vlastnosti některých mikroorganismů, které jsou schopny přeměnit sloučeniny prvků z forem ve vodě nerozpustných na rozpustné, případně jsou schopny svojí činností kumulovat vybrané prvky z velmi zředěných roztoků. Mnoho z těchto mikroorganismů získává energii pro své metabolické pochody oxidací anorganických sloučenin. Jedná se však především o chemolitotrofní aerobní mikroorganismy, někdy o organotrofní mikroorganismy, které získávají energii z organických uhlíkatých látek (Michalíková, 1993).

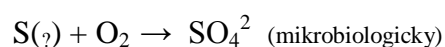
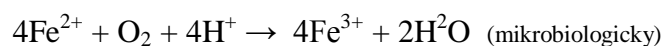
## 2.3 Chemická a elektrochemická podstata bioprosesu

### 2.3.1 Mechanismus biologického loužení

Stále více odborníků se přiklání k názoru, že biooxidace sulfidických minerálů zahrnuje i oxidaci minerálů trojmocným železem podle rovnice:

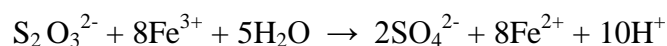
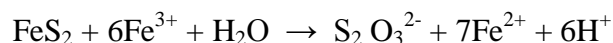


Kromě rozpouštění kovových iontů vzniká i dvojmocné železo a elementární síra. Dvojmocné železo a elementární síra tvoří substrát pro růst bakterií.



Oxidace železa dvojmocného na trojmocné se pravděpodobně odehrává v mimobuněčné vrstvě tvořené polysacharidy. Tuto vnější vrstvu vytvořil mikroorganismus připojený na sulfidický povrch. Byly navrženy dva mechanismy biologického loužení (Sand et al., 2001).

a) tiosíranový mechanismus ( $\text{FeS}_2$ ,  $\text{MoS}_2$ ,  $\text{WS}_2$ ):

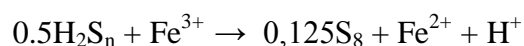


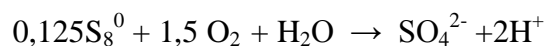
Při tomto mechanismu je možná i alternativní oxidace tiosíranu podle rovnice:



Iont obsahující síru se může po sérii komplexních reakcí přeměnit na elementární síru.

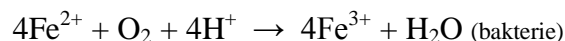
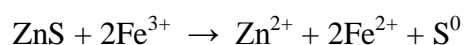
b) polysulfidický mechanismus ( $\text{ZnS}$ ,  $\text{CuFeS}$ ,  $\text{FeAsS}$ ,  $\text{MnS}$  atd.):





Sulfidické minerály jsou atakovány buď železitými ionty, nebo železitými ionty a protony. Úlohou mikroorganismů je regenerovat železitý iont a udržovat dostatečně vysoký redoxní potenciál, aby mohla reakce probíhat a oxidovat síru a tím vytvářet podmínky pro snížení pH. Jinými slovy úlohou bakterií je produkovat železitý iont a protony, které jsou spotřebovávány v losovacích reakcích. Toto se pravděpodobně děje v mimobuněčné polysacharidové vrstvě obklopující mikroorganismus připojený k povrchu minerálu.

Reakce, které probíhají při biooxidaci sulfidu zinečnatého:



Experimenty s flotací koncentrátů naznačují, že sulfid zinečnatý je oxidovaný samotným železitým iontem. V nepřítomnosti bakterií se vytváří na povrchu reagujícího minerálu vrstvička elementární síry. Difúze železnatých iontů přes tuto vrstvu síry se stává rychlost limitujícím krokem.

Způsob biologického loužení sulfidické rudy je komplikovaný dvěma faktory. První, obsah sulfidu v rudě je mnohokrát menší než v koncentrátu. Druhý, velikost částic rudy je řádově větší než částic koncentrátu. Tyto dva faktory znamenají, že mechanismus loužení rudy je jiný než mechanismus loužení koncentrátu (Fečko et al., 2003).

### 2.3.2 Elektrochemické aspekty biologického loužení

Bakterie *Acidithiobacillus ferrooxidans* jsou schopné přežívat v aerobních i v anaerobních podmínkách. V aerobních bakterie využívá dvojmocné železo  $\text{Fe}^{2+}$  a energii získává z převodu elektronů od  $\text{Fe}^{2+}$  k  $\text{O}_2$ . V anaerobních podmínkách pro svůj růst bakterie používají trojmocné železo jako akceptor elektronů.

### 2.3.3 Faktory ovlivňující činnost mikroorganismů

Tyto faktory můžeme rozdělit do třech skupin:

1. fyzikálně – chemické faktory: pH prostředí, teplota, oxidačně-redukční potenciál, koncentrace  $\text{CO}_2$  a  $\text{O}_2$

2. biologické faktory: koncentrace mikroorganismů a nárůst kultury, mineralogické složení živé půdy, adaptace kultur
3. technologické faktory: poměr pevné a kapalné fáze v suspenzi, zrnitost materiálu, čas louhování (Fečko et al., 2003).

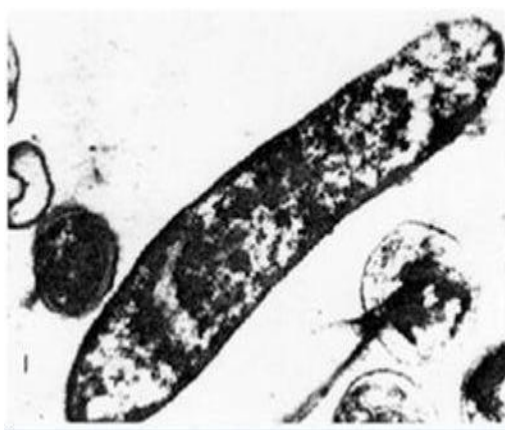
### 2.3.4 Typy biologického loužení

Známe několik způsobů loužení, ale mezi významné patří loužení v nádrži s mícháním. Toto loužení probíhá v nádrži z kyselinovzdorného materiálu, mícháno mechanickým míchadlem nebo vzduchem. Jestliže jde o nejdražší způsob loužení, volí se v případě kovu s vysokou jednotkovou cenou. Další známý způsob je loužení na hromadě. Toto loužení probíhá v hromadě rudy, která byla speciálně připravená s cílem, aby bakteriálně oxidační reakce probíhaly optimálně. Používá se na loužení rud nebo flotačních zbytků. Loužení v nádrži nebo v bazéně je svým způsobem opak loužení na hromadě. Roztok prosakuje přes vrstvu materiálu zespoda nahoru. Metoda je vhodná pro menší objem materiálu s dostatečně vysokým obsahem získávaného kovu (Kaduková et al., 2006).

## 2.4 Mikroorganismy používané při biologickém loužení

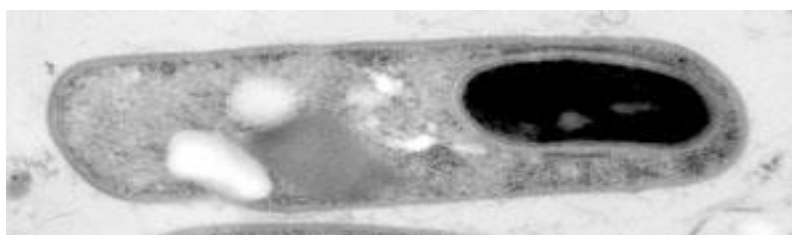
Nejvíce prozkoumané bakterie, používané při biologickém loužení patří do rodu *Acidithiobacillus*. V této skupině jsou bakterie oxidující síru nebo dvojmocné železo, mezofilní *Acidithiobacillus thiooxidans* a *Acidithiobacillus ferrooxidans*. Dále jsou to bakterie patřící do rodu *Bacillus*, bakterie *Pseudomonas putida* a houba *Aspergillus niger*.

*Acidithiobacillus ferrooxidans* – Této bakterii můžeme připisovat doposud největší průmyslový význam. Byla vyizolována roku 1947 Colmerem a Hinklem. Morfologicky se jedná o tyčinky o průměru 0,5 - 0,8  $\mu\text{m}$ , délce 0,9 – 1,5  $\mu\text{m}$  opatřené jedním spirálovým bičíkem. *A. ferrooxidans* získává energii z oxidace  $\text{Fe}^{2+}$ , rozpustných a nerozpustných sulfidů, síry a rozpustných sirných látek. Experimentálně byla dokázána i oxidace  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Sn}^{2+}$  a jiných prvků,  $\text{Se}^{2-}$  v  $\text{CuSeU}^{4+}$  (Bosecker, 1997).



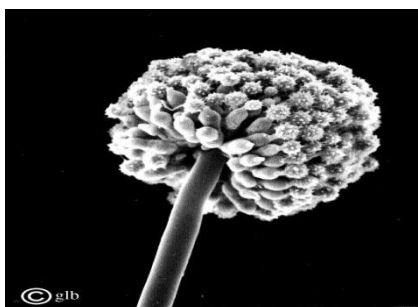
**Obr. 1** *Acidithiobacillus ferrooxidans*

**Bakterie rodu *Bacillus*** – Patří k nejrozšířenějším půdním mikroorganismům. Intenzivně produkuje různé metabolity, včetně organických kyselin. Bylo pozorováno velice dobré loužení titanu i chrómu, rubidia, vanadu a jílových minerálů (Fečko et al., 1996).



**Obr. 2** *Bacillus megaterium*

***Aspergillus niger*** - Jedná se o chemolitotrofní mikroskopické houby. energii pro svůj metabolismus získávají z organických zdrojů uhlíku. Vyhovuje jim mírně kyselé, vlhké prostředí s teplotou 20-30°C. Rozmnožují se pomocí spor (Betina, 1977).



**Obr. 2** *Aspergillus niger*

*Pseudomonas putida* – Bakterie tohoto rodu žijí saprofyticky v půdě, ve vodě a v mořském prostředí, kde se podílejí na mineralizaci organické hmoty (Fečko et al., 2003).



**Obr. 4** *Pseudomonas putida*

## **2.5 Suroviny a zdroje používané při biologickém loužení**

Životním prostředím mikroorganismů v biotechnologických procesech je roztok komplexu organických a anorganických sloučenin, které mají zajišťovat kultivovaným mikroorganismům dostatečný přísun hmoty a energie pro růst a produkci požadovaných produktů. Přestože existence života je vázaná na vodní prostředí, tvoří voda procentuálně největší podíl v živných roztocích. Tekutost média je stejně výhodná z technologického pohledu vzhledem k možnosti čerpání při manipulacích s velkými objemy hmot fermentačních louhů při separačních a purifikačních procesech izolace produktů. Kromě tekutých živných půd existují i kultivační procesy, používající pevné substráty a je dokonce možné v některých případech používat i plynnou fázi jako zdroj makro biogenních živin.

Z hlediska původu rozlišujeme půdy přirozené a syntetické. Přirozené půdy jsou nedefinovanými nestandardními směsmi, které obsahují většinu látek potřebných pro růst mikrobiologických společenstev. Tyto přirozené zdroje jsou dobře rozpustné ve vodě a po převedení do roztoku se dosycují potřebnými chybějícími látkami na potřebnou koncentraci.

Syntetické půdy nacházejí své místo hlavně v laboratorním výzkumu, kde poskytují díky svému přesně definovanému složení základní informace o nárocích



kultivovaných organismů na živiny. Také poskytují reprodukovatelné výsledky potřebné pro optimalizaci procesů a jejich převod do větších rozměrů. Syntetické půdy se také používají ve speciálních případech, kde je rychlost syntézy nestálá, což může být způsobené nedefinovatelnými stopovými příměsemi v přírodních substrátech.

**Zdroje živin:** voda, zdroje uhlíku, sacharidové zdroje uhlíku, škrob, melasa, syrovátka, sulfátové výluhy, celulóza a celulóžové odpady.

**Netradiční zdroje uhlíku:** přírodní uhlovodíky a produkty frakční destilace ropných produktů, alkoholy, organické kyseliny, rostlinné oleje a živočišné tuky.

**Zdroje dusíku: -anorganické** – síran amonný, amoniak

**-organické** – močovina a aminokyseliny, corn steep liquor – je to odpadní produkt při výrobě kukuřice (Merta, 1994).

## 2.6 Výhody a nevýhody biologického loužení

Biologické loužení má nesporně množství výhod, ale má i jisté nevýhody. Nejdůležitějšími hledisky v dnešním průmyslu je především hledisko ekonomické, environmentální a časová náročnost.

### Výhody biologického loužení:

Z hlediska ekonomických výhod, je biologické loužení všeobecně jednodušší, než tradiční postupy.

Z hlediska environmentálních výhod je tento proces šetrnější a přijatelnější pro životní prostředí, než tradiční extrakční metody. Nedochozí k vypouštění oxidu uhličitého do atmosféry (jako např. při trávení). Tím, že bakterie se množí přirozeně, není třeba žádných umělých zásahů do reliéfu krajiny. Díky tomu, že víme, za jakých podmínek se bakterie množí, můžeme ji velmi lehce kultivovat a recyklovat.

### Nevýhody biologického loužení:

Za nevýhodu bychom mohli považovat delší čas, který je na loužení kovů do roztoků potřebný. Z environmentálního hlediska bychom za nevýhodu mohli považovat to, že v procesu biologického loužení jsou produkovány i některé toxické chemikálie.

$\text{H}_2\text{SO}_4$  a  $\text{H}^+$  ionty, které vzniknou při biologickém loužení, mohou prosakovat do půdy a povrchové vody a tím ji okysličovat a znehodnocovat. Ionty těžkých kovů jako Fe, Zn a As mohou být též nebezpečné pro vodu i půdu.

### 3 Kontaminované půdy v ČR

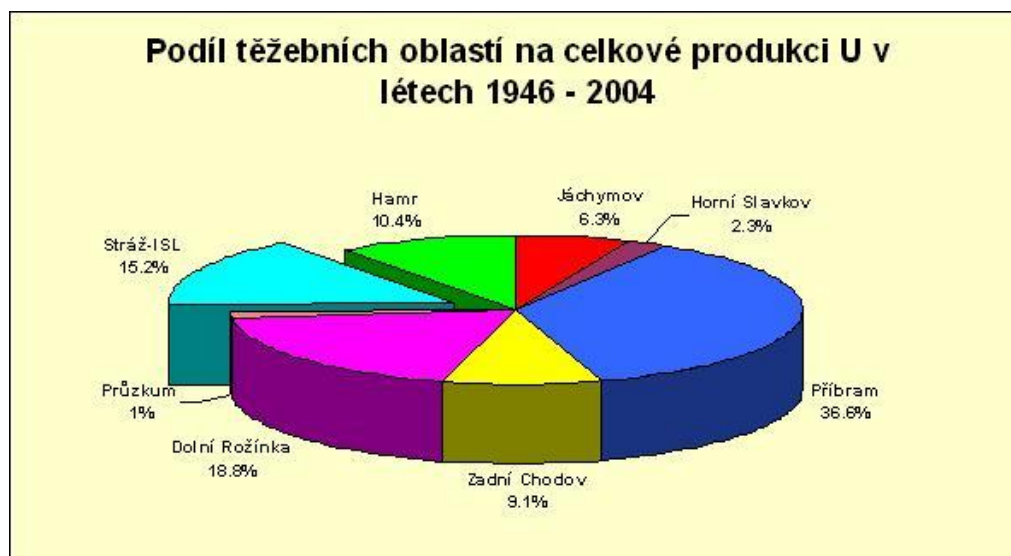
Vysoký podíl na kontaminaci půd v České republice má především těžba uhlí, kovů či uranu. Na území naší republiky je známo několik míst, kde v minulosti probíhala nebo nyní probíhá těžba. Radionuklidy, vyskytující se v půdě, mohou být vázány na organické i anorganické látky a vytvářet tak nerozpustné sloučeniny nebo se mohou vyskytovat ve formě iontů jako součást půdní vody. Jejich mobilita tedy závisí na rozpustnosti látky, v níž je daný prvek obsažen (Wang et al., 2002). Zdrojem právě těchto radionuklidů je již zmiňovaná těžba a následné zpracování uranových rud.



Obr. 5 Uranové doly a úpravny uranových rud v ČR

Uranové rudy můžeme získávat hned několika způsoby a to hlubinnou, povrchovou nebo chemickou těžbou. V rámci České republiky je pak nejrozšířenější těžba hlubinná. Kromě těžby hlubinné se však v minulosti v České republice prováděla

těžba chemická. V České republice se uran těžil nejvíce od 50. do 90. let minulého století. Přičemž největší naleziště uranu na našem území bylo v okolí Příbramy, Dolní Rožínky nebo Jáchymově. Do roku 1989 se celkem v České republice vytěžilo 96 000 tun uranu, z čehož bylo hornickým způsobem 85 000 tun (DIAMO, 2005).



**Obr. 6 Podíl těžebních oblastí na celkové produkci uranu v letech 1946-2004**

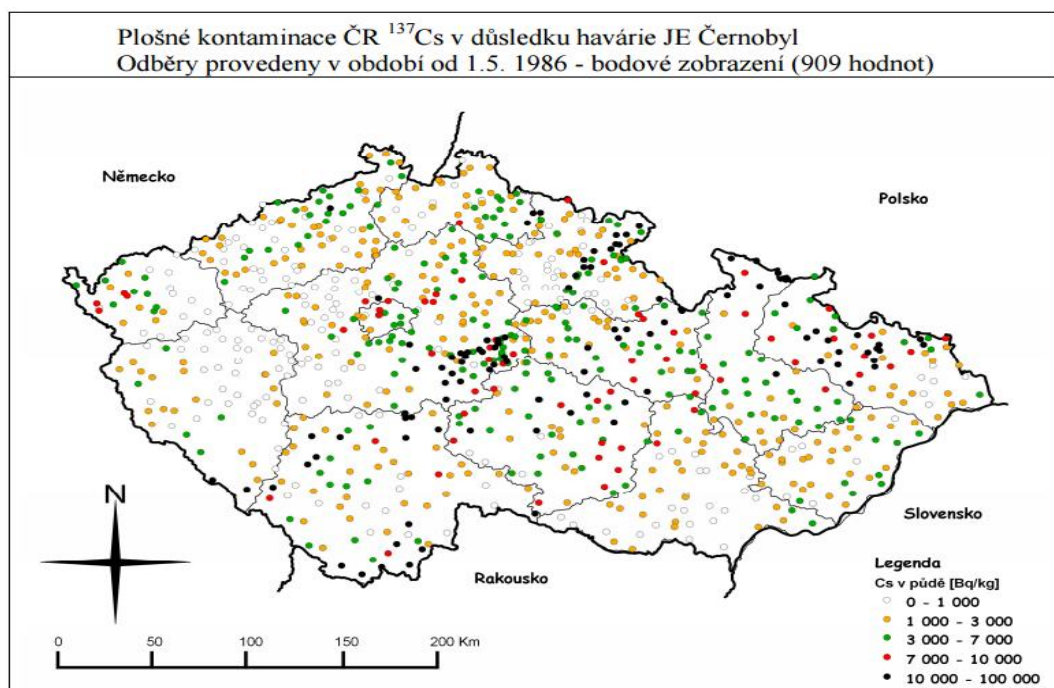
Po těžbě byla ruda dopravována do speciálních předúpraven a úpraven uranových rud. Tyto úpravní jsou často probírány jako stará zátěž uranového průmyslu.

Jedním z případů, kdy došlo k silné dekontaminaci, byla oblast hornické těžby ve Stráži pod Ralskem. Chemická těžba zde probíhala od roku 1969. Došlo zde ke kontaminaci spodních vod a rozšíření pokračovalo natolik, že došlo k vážnému ohrožení zásobování vody pro město Mimoň. Kontaminací podzemní vody, došlo zároveň i ke kontaminaci půd. Nejvýznamnější složkou kontaminace je iont  $\text{SO}_4^{2-}$ .

Jak víme, uran je jedním z radioaktivních prvků a jeho výskyt v půdě je ve formách uranylového kationtu, který se dále kompletuje s fosfáty a dalšími organickými sloučeninami. Uran se váže na půdní částice adsorpcí, přičemž záleží na vlastnostech jednotlivých půd, ve kterých se uran nachází. Jedním ze způsobů jak

dekontaminovat půdu obsahující uran je bioremediační technologie fytoremediace, které je více věnováno v kapitole č. 4.

Ke změnám stavu půd na území České republiky také přispělo v období 60. let minulého století, testování jaderných zbraní v atmosféře a výbuch Černobylu. Tyto události jsou od sebe vzdáleny jen několik let, tudíž se nedá s přesností říct, která z nich měla větší vliv na kontaminaci půd v České republice, nicméně ze studií vyplývá, že větší podíl na kontaminaci měl zřejmě výbuch reaktoru v Černobylu. Po roce 1986, krátce po havárii v Černobylu proběhly průzkumy kontaminace svrchní vrstvy půdy v České republice. Výsledky prokázaly, že půda obsahovala cesium a další radionuklidy. Kontaminace půdy proběhla na území České republiky v tomto případě především díky lokálním srážkám a průchodem takzvaného kontaminovaného mraku nad naším územím. Nejvyšší hodnoty v České republice byly naměřeny v oblasti bývalého Severomoravského kraje a Jihočeského kraje (SURO, 2011).



Obr. 7 Plošné kontaminace ČR v důsledku havárie JE Černobyl

## **4 Fytoremediace**

### **4.1 Co je to fytoremediace?**

Za zmínku rozhodně stojí jedna z dalších možností jak odstranit kontaminanty z životního prostředí. Fytoremediace je definována jako využívání rostlin za účelem odstraňování či transformováním kontaminantů z životního prostředí. Uplatňují se tady čtyři různé procesy: extrakce kontaminantů z půdy a vody, degradace organických sloučenin, volatilizace organických sloučenin a stimulace mikrobiálního metabolismu v rhizosféře. Různé techniky fytoremediace se od sebe liší podle typu jednotlivých kontaminantů. Jednoduše bychom mohli celý mechanismus fytoremediace popsat, jako odstranění kovů z půdy jejich transportem do kořenů stonků a listů (Miller et al., 1996).

### **4.2 Rozdělení fytoremediačních technik**

#### **4.2.1 Fytodegradace**

Jedná se o proces, při kterém dochází k absorpci, přeměně a odbourávání kontaminantů uvnitř samotné rostliny. Fytodegradace je využívána nejčastěji pro odstraňování polutantů jako jsou například PAH, PCB či detergenty. Důležité při tomto procesu je dbát na to, aby nedocházelo k přeměnám na metabolity, které by mohli být ještě toxičtější než původní polutant.

#### **4.2.2 Rhizodegradace**

Rhizodegradace je jednou z metod, která pracuje na základě zvyšování množství půdních bakterií, díky kořenovému systému. Kořeny do půdy vylučují organické látky, které se stávají potravou pro půdní bakterie. V místě rhizodegradace je dostatek živin a tím vzrůstá počet mikroorganismů v půdě, což je důležité pro odbourávání polutantů.

### **4.2.3 Fytostabilizace**

Tato metoda využívá rostliny k imobilizaci vodních a půdních kontaminantů. Důležitým faktorem, který rozhoduje o průběhu fytostabilizace je fyzikální, chemická a biologická vlastnost půdy. Uplatňuje se zde ve velké míře také produkce huminových látek, které mají tu schopnost vázat kontaminant v půdě. Široké využití má fytostabilizace na místech, kde je třeba obnovit vegetační porost, ale kvůli vysoké kontaminaci nelze na zasaženém území aplikovat běžnou vegetaci.

### **4.2.4 Fytoakumulace**

Fytoakumulace je jednou z metod, při které dochází k absorpci kontaminantů pomocí kořenů rostlin a následně pak akumulaci v nadzemních částech rostlin. Ve chvíli kdy proběhne tento proces, je důležité sklídit rostliny. Takto kontaminované rostliny se stávají odpadem a je dobré uvážit, jak s tímto odpadem bude nakládáno. Tato metoda se využívá při sanacích těžkých kovů a polokovů.

### **4.2.5 Rhizofiltrace**

Tato metoda se nejčastěji uplatňuje při čištění a odstraňování kontaminantů z povrchových, splaškových nebo vyčerpaných podzemních vod. Při tomto procesu dochází k precipitaci kontaminantu na kořenovém systému nebo k absorpci přímo v samotném kořenu. Cílovou částí při tomto procesu jsou kořeny rostliny. Rhizofiltrace se používá například v Černobyli.

### **4.2.6 Fytovolatilizace**

Tato metoda umožňuje přijímat kontaminant kořenovým systémem rostliny a dále dochází k transportu do nadzemních částí. Poté nastává fáze transpirace těkavého kontaminantu. Metoda se používá spíše při odstraňování organických polutantů (Rugh C. L. et al., 1996).

## 5 Biologické metody loužení těžkých kovů z kontaminovaných zemin za pomoci *Penicillium chrysogenum*

### 5.1 Úvod

V jižní Číně, provincii Hunan byla zkoumána účinnost biologického loužení těžkých kovů v kontaminované půdě, za pomoci *Penicillium chrysogenum*. Většina tavené strusky vyprodukovaná báňskou a hutní činností byla uložena bez jakéhokoli prozkoumání na dolech a hutích. Toto nevhodné hospodaření v minulosti mělo za následek znečištění těžkými kovy okolního prostředí a podzemních vod. Pokud dojde ke kontaminaci půdy, jedná se především o narušení nebo úplné zničení struktury a vlastností půdy. Půda není bohatá na živiny a dochází tak k ekologické likvidaci kraji a snížení biologické rozmanitosti (Liu et al., 2008).

Fyzikálně chemické procesy, kterými lze odstranit těžké kovy z půdy, už byly uvedeny ve velkém množství literatury. V těchto procesech se běžně využívá tzv. chelatoru. Rozpustnost a biologická dostupnost těžkých kovů je daleko lepší, když je do půdy přidáváno tzv. chelatační činidlo, jako je například *ethylendiamin-tetraoctová kyselina* (EDTA). Přílišné množství používaných chelátů ovlivňuje nepříznivě kvalitu půdy a vody (Leštan et al., 2008).

Jak víme, biologické loužení je založeno na schopnosti mikroorganismů přeměnit pevné látky na rozpustné a extrahovatelné prvky (Burgstaller et al., 1993).

Pro biologické loužení těžkých kovů se používá několik druhů bakterií (Valix et al., 2001).

Mechanismus kovů rozpuštěných během biologického loužení je relativní s chemickým procesem, ačkoli připojení mikrobů může zvýšit rozpustnost (Rezza et al., 2001).

Obecně tak platí, že mikroorganismy se podílejí na procesu prostřednictvím jejich oxidací, redukci a akumulací metabolitů v průběhu biologického loužení. V pokusech byla použita bakterie *Penicillium chrysogenum*, cílem této studie bylo



1) vyhodnotit růst *P. chrysogenum*, 2) identifikovat organické kyseliny produkované *P. chrysogenum*, 3) posoudit schopnost loužení těžkých kovů.

## 5.2 Růst *P. chrysogenum* v těžkých kovech

Měření průměru kolonií hub v těžkých kovech, bylo porovnáváno s průměry hub v labořích. Hodnoty se upraví na hodnoty 5, 7, 9, a 11 za použití 0,1 mol/l HCl a NaOH před použitím *P. chrysogenum*. Za předpokladu, že byly vyluhovány všechny těžké kovy z půdy, byly vypočteny různé poměry kultivačních médií (w/v) (Anahid et al., 2011).

Na základě celkových koncentrací Pb, Zn, Cd, Cu a Mn v půdě, se upraví na požadované kovové koncentrace Pb (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, Zn (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, 6 H<sub>2</sub>O, Cd (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O, Cu (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> · 3 H<sub>2</sub>O a přidá se 50% roztok Mn (NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>. Poté proběhne sterilizace roztoku při 121°C po dobu 15 minut. Po sterilizaci se médium nechá zchladnout na přibližně 60°C a vlije se do Petriho misky, aby došlo k růstu kultury (Valix et al., 2001).

## 5.3 Biologické loužení v provincii Hunan

Experimenty biologického loužení byly prováděny v 250ml kónické baňce. Během inkubační doby, byly vzorky zváženy a ztráta vody v důsledku odpařování byla doplněna destilovanou vodou každé tři dny měření (Chen et al., 2006).

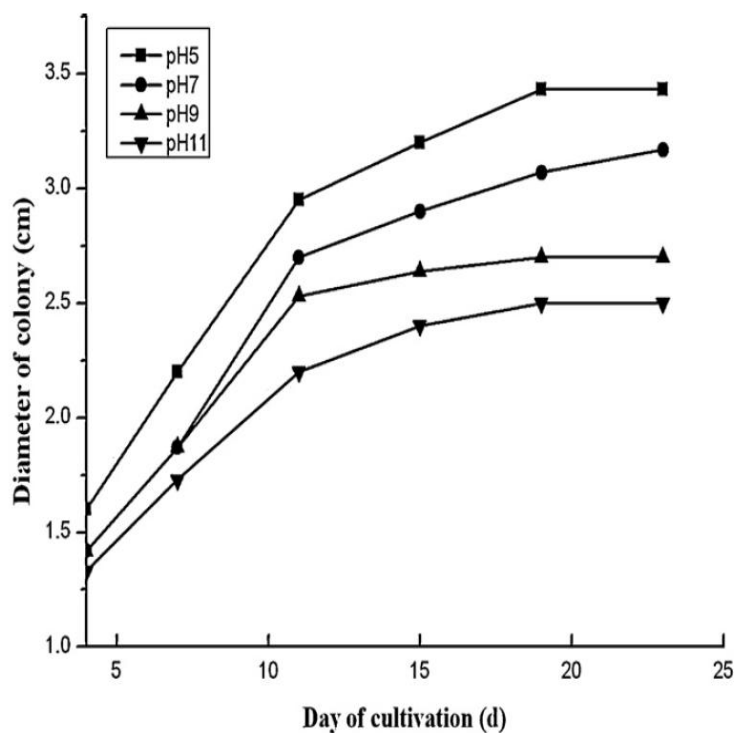
Do půdy byla přidána směs strusky na 5% (w/v) a poté došlo k inkubaci v odstředivce (120 otáček za minutu, při teplotě 30°C) po dobu 4 dnů. Kapalné vzorky se na konci experimentu filtrují a analyzují se těžké kovy pomocí ICP-OES (Perkin-Elmer Optima 3000 V) (Chen et al., 2008).

## 5.4 Výsledky růstu bakterií *P. chrysogenum*

Za účelem zjištění hlavního inhibičního faktoru podílejícího se na růstu *P. chrysogenum*, byly měřeny průměry kolonií na laboratořích s různými hodnotami pH

a koncentracemi kovů. Na obrázku (viz níže) je zaznamenán růst *P.chrysogenum* v agarovém médiu při pH 5-11. Kmen měl největší průměr kolonie při pH 5 a nejmenší při pH 11. (Zwietering et al., 1990)

V případě, kdy bylo pH 11, průměr kolonie se snížil přibližně o 25-30% ve srovnání se stavem při hodnotě pH 5. Počáteční období růstu bylo stejné při pH 7 i 9. Po sedmém dnu pozorování však bylo pH 7 vyšší než pH 9 (Xu et al., 2009).



**Obr. 8 Graf růstu *P. chrysogenum***

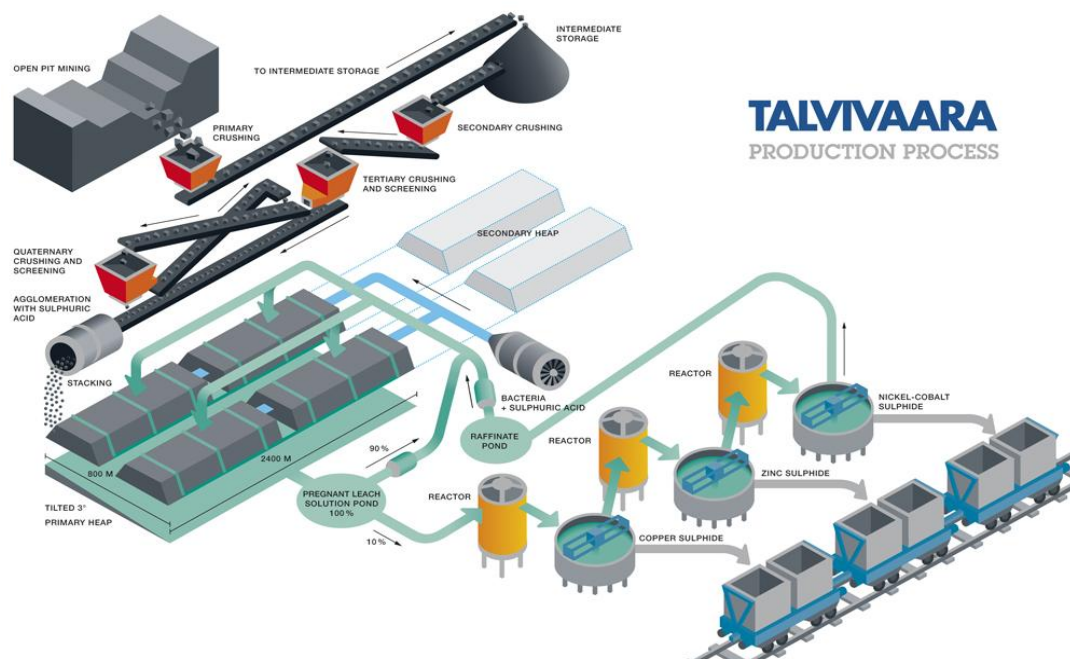
## **6 Biologické loužení polymetalických rud niklu v subarktickém prostředí**

### **6.1 Úvod**

Hlavní činností finské těžební společnosti Talvivaara je využívání biologického loužení, jednoho z nejvíce známých sulfidů niklu. V této oblasti je největší naleziště v Evropě, s 1004 mil. tun rudy. Předpokládá se, že zásoby vydrží minimálně dalších 45 let. Těžba začala na konci roku 2009 a má roční produkci niklu přibližně 50 tisíc tun, pokud dosahuje plné výroby. Mimo jiné bude důl do budoucna produkovat také zinek, měď a kobalt, jako vedlejší produkty procesu. Životaschopnost techniky biologického loužení pro extrakci niklu byla prokázána ve velkém. Těžební společnost Talvivaara se nachází v jižní části pásu Kainuu na východě Finska. Nacházejí se tady dvě rudná ložiska, asi 3 km od sebe vzdálené. Nikl, který se v těchto ložiscích nachází, obsahuje mimo jiné 0,51% Zi, 0,13% Cu a 0,02% Co. Talvivaarské černé břidlice obsahují pyrhotit, pyrit, sfalerit, pentlandit, violarit, chalkopyrit a grafit. Kromě niklu, zinku, mědi a kobaltu rudy obsahují asi 0,3% Mn, 10% Fe, 9% S, 8% C a 50% SiO<sub>2</sub>. Distribuce niklu v různých sulfidech je: pentlandit 71%, pyrhotit 21% a pyrit 8%. Rozdělení kobaltu je: pentlandit 11%, pyrhotit 26% a pyrit 63%. Měď je v chalkopyritu a zinek ve sfaleritu.

### **6.2 Výrobní proces**

Způsob těžby v Talvivaare je ve velkém měřítku otevřená důlní těžba. Manipulace s materiály se vztahuje na všechny fyzické kroky zpracování rudy z primárního drtiče. V procesu obnovy kovu, jsou kovy vysráženy za použití sirovodíku. Výsledné produkty jsou meziprodukty připraveny k dalšímu zpracování v rafinériích provozovaných společností.



**Obr. 9 Proces biologického loužení**

Roční produkce rud je přibližně 22 milionů tun. Dostatečné plochy pro rozšíření dolů jsou průběžně připravovány a to obvykle rok předtím, na kdy je těžba naplánována. Nadloží, které není potřebné pro silniční, obvodové zdi nebo jiné konstrukce, budou zásoby pro pozdější použití. Během procesu se ruda drtí a promítá ve čtyřech stupních. Po primárním drcení se ruda převede do následujícího drtícího stádia a je aglomerována pro biologické loužení. Aglomerace probíhá v rotačním bubnu kde je přidáván PLS do rudy s cílem upevnit jemné rudy s těmi hrubšími. Při tomto stabilizačním kroku je rudou propouštěn vzduch a voda. Po aglomeraci je ruda dopravována na skládané, 8 metrů vysoké haldy. Podloží je vybaveno potrubím, položeným na dně vložky, jehož prostřednictvím za pomoci nízkotlakého proudu dochází k přívodu vzduchu. Po roce a půl loužení na primárním podloží se očekává, že bude ruda kultivována a dopravována na sekundární podloží, kde bude dále probíhat loužení za účelem získání kovů.

### 6.3 Talvivaarské loužení

Proces biologického loužení byl vybrán pro oblast Talvivaara Sotkamo, na základě výhodných kapitálových a provozních nákladů a dobrých výsledků z jednotlivých studií talvivaarské rudy. Studie byla úspěšná při teplotě  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  a tak slouží jako důležitý indikátor proveditelnosti procesu právě subarktické podmínky. Laboratorní zkoušky v menší míře poskytly společnosti pochopení klíčových parametrů biologického loužení jako je například velikost částic, hodnota pH, teplota, rychlost oxidace a provzdušňování. Hodnota pH roztoku sytkého je důležitým parametrem v biologických procesech. Rozsah pH 1,5 – 3 je obvykle považován za neselektivní proti kterémukoli specifickému železu a oxidující síře, které mohou být potenciálně užitečné v biologických loužicích systémech. Hodnota pH musí být zvolena tak, aby bylo zajištěno maximální vyluhování cenných kovů, ale také aby se minimalizovalo vyplavování nežádoucích nečistot z rudy (Riekkola-Vanhanen et al., 2001).

V Talvivaare musí být hodnota pH udržována nad 1,5, aby se zabránilo silikátovým srážkám. Oxidační loužení sulfidických minerálů je spojeno s výrobou kyseliny. Sulfidické rudy vždy obsahují množství non-sulfidických minerálů, z nichž některé nemusejí být vhodné (např. křemen) nebo mohou být náchylné k částečnému rozpouštění (uhličitanové minerály), a mohou tak ovlivňovat pH bez účasti redoxních reakcí. Spojení s těmito reakcemi jsou oxidace kyselin náročné (z  $\text{Fe}^{2+}$  a následné produkce hydrolyzou  $\text{Fe}^{3+}$ ). To znamená, že čistá kyselina nebo kyselinová produkce v biologickém loužení je součtem několika souběžných rozpouštění, srážení, oxidací a redukčních reakcí. Spotřeba kyseliny v Talvivaare byla 15 kg/t rudy v primárním loužení a 2 kg/t rudy v sekundárním loužení.

## 7 Biologické loužení arsenu z vysoce kontaminovaných důlních odkališť za pomoci *Acidithiobacillus thiooxidans*

### 7.1 Úvod

Důlní hlušiny odložených a/nebo opuštěných dolů obsahují vysoké procento těžkých kovů, jako je například arzen, zinek, měď nebo olovo, které nelze nijak degradovat, ale pouze se hromadí a kontaminují tak prostředí půdy a životní prostředí (Lee et al., 2011).

Arzen, jako jeden z nekovových karcinogenů se značně šíří podložím a proniká do podzemních vod a vážně tak kontaminuje životní prostředí. Obsah arsenu v důlních hlušínách je tak vysoký, že z tohoto důvodu nařídila Jižní Korea naprosto vyplnit nepoužívané doly (Leng et al., 2009).

Ve snaze odstranit těžké kovy a tím zmírnit dopad na znečištění životního prostředí byl zaveden ekonomický způsob biologického čištění. Biologické loužení bylo studováno v posledních letech a je jedním z biodegradačních řešení (Liu et al., 2007). Jedná se o proces za účasti bakterií. V předchozích studiích, zabývajících se biologickým loužením pomocí *A. thiooxidans*, byly zkoumány především účinky počátečního pH a koncentrace síry. Na základě těchto dat, byly určeny koncentrace bakterií pro jednotlivá množství kovů. Použití *A. thiooxidans* při samotném procesu biologického loužení je poměrně vzácné (Pathak et al., 2009).

Nyní však bylo zkoumáno biologické loužení v kontaminované půdě, za pomoci důlní hlušiny v Jižní Koreji. Tato studie zkoumala biologické loužení v jedné z provozních podmínek (teplota 29°C, pevná látka o koncentraci 5% a počáteční hodnota pH 2,0). Účinnost byla hodnocena ve třech různých experimentálních podmínkách (tj. počáteční pH, teplota a koncentrace pevné látky (w/v)) (Wen et al., 2012).

## 7.2 Důlní odběry vzorku a analýzy

Důlní hlušina použitá v této studii byla získána z Junggungského dolu, z oblasti Bonghwaegun, Jižní Korea. Chemické složení bylo stanoveno pomocí indukčně vázané analýzy (ICP, Optima 7300DV, Perkin Elmer) a X-ray fluorescence (FRF, PW 2404, Philips). Celková koncentrace As v důlní hlušince je relativně vyšší než koncentrace Zn, Cu a Pb. Střední velikost částic byla naměřena 73nm, morfologie a struktura důlní hlušiny před a po biologickém loužení byly zkoumány pomocí rastrovací spektrometrie (SEM-EDS, JSM 6701F, JEOL) (Choi et al., 2012).

## 7.3 Bakteriální výběr a kultura

*A. thiooxidans* byla poskytnuta Jižní Koreji výzkumným ústavem pro obohacení sírných mikroorganismů. Kultivační médium bylo připraveno z 0,2g  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; 3,0g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ; 0,5g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ; 10mg  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 250mg  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  a 10g sterilizované elementární síry  $\text{S}_0$ . Elementární síra se sterilizuje dvakrát za použití autoklávu při 105°C po dobu 10 minut. Kultivační médium bylo přeneseno do litrové Erlenmeyerovy baňky, pH média bylo upraveno na 3,0 pomocí 95%  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a následně bylo médium sterilizováno v autoklávu při 121°C po dobu 30 minut. Buněčná kultura byla inkubována aerobně při 30°C a mícháno rychlostí 150 otáček za minutu po dobu 3 dnů.

## 7.4 Testování biologického loužení

Testy biologického loužení byly provedeny za použití bakteriálních kultur *A. thiooxidans*, které byly pěstovány ve stacionární fázi růstu v 500 ml baňkách obsahujících 200 ml kultivačního média a 2 g sterilizované síry při poměru inokulace 1:10. Koncentrace přidaných bakterií se stanoví s počítáním buněčných komor na základě fázově kontrastní mikroskopie. Jejich počet se udržuje konstantní a to 107 buněk/ml v roztoku. Slepé testy bez přidání bakterií byly také prováděny a počáteční pH bylo 1,8, teplota 30°C, pevná látka o koncentraci 0,5%. Jako výsledky

biologického loužení se médium ze slepého pokusu sterilizuje s 2% (objem/objem) baktericidním (2% (m/m), tymol v etanolu) roztokem, aby se zabránilo růstu původních bakterií (Ahmadi et al., 2012).

Za účelem určení přítomnosti původní bakterie, byla použita fázová kontrastní mikroskopie. Hodnota pH byla vyměřena pomocí měřiče pH (ORION 4stars, Thermo), s přesností  $\pm 0,002$  a  $\pm 0,2$  mV. Určité množství roztoku se odebere z baňky pro sulfát analýzy těžkých kovů po filtraci (0,45 mm). Koncentrace louženého arzenu byla měřena pomocí ICP. Koncentrace síranu byla měřena za použití standardních metod (Ko et al., 2013).



## 8 Diskuse

Uran se v České republice těžil ve velkém měřítku především v minulém století. V dnešní době je mnoho uranových dolů již nefunkčních jako například uranový důl v Příbrami. V práci byly zmíněny některé negativní dopady těžby právě této rudy. Chemická metoda těžby uranu, se zdála být velice výhodná, protože se vytěžená ruda nemusela těžit, drtit a dále mlít. Výrazně tak nebyl narušován povrch. Tato metoda měla na druhé straně i řadu nevýhod. Když pomineme, že výtěžnost uranu byla velice malá, nikdo nepočítal s rozsáhlým kontaminováním podzemních vod a následně i půd.

Momentálně se na území České republiky nachází poslední fungující uranový důl v Dolní Rožince, není to jen poslední fungující důl v České republice, ale v celé střední Evropě. V současné době se o jeho fungování neustále diskutuje. Obyvatelé přilehlého okolí se na jedné straně přiklánějí k pokračování těžby, spouště z nich doly nabízejí možnost zaměstnání. Na druhé straně se spouště z nich nechce žít v blízkosti místa, kde může kdykoli dojít ke kontaminaci vody a půdy, jak je známo z minulosti.

Bioremediační techniky, které by po takové kontaminaci mohli být používány, jsou při našich poměrech celkem nevýhodné. Náklady na biologická loužení jsou příliš veliké a časově náročné. V takových případech by bylo vhodnější zvolit jiný způsob jako je například fyzikálními metodami. Pro kontaminovanou půdu se využívá nízkotlakého lisování, přičemž dochází ke snižování objemu půdy, ale nedochází ke změně jejích vlastností. Další fyzikální metodou je spalování, které na rozdíl od lisování má tu výhodu, že se kromě snížení objemu, získává homogenní produkt, který je konečný (popel) a ten je možný bez dalšího zpracování uložit. Při spalování je důležité dbát na správné nakládání s plyny, které při něm vznikají a nakládat s nimi, jako s radioaktivními odpady.

Bioremediační techniky jsou bezesporu do budoucna důležité. Jejich využití je široké. Výhodou je rozhodně to, že jejich pomocí je možno odstranit veškeré biodegradovatelné látky, které jsou přirozeně vyskytující se v přírodě. Tyto metody však nejsou ještě zcela objasněny a dále testovány ve velké míře v laboratořích. Rozhodně však umožňují čištění méně kontaminovaných lokalit.

## 9 Závěr

Množství kontaminovaných půd s přihlédnutím na dnešní dobu, bude zřejmě narůstat. Z průzkumů dokonce vyplývá, že v Číně, je jedna desetina zemědělského povrchu kontaminovaná. Jak bylo v práci zmíněno, kontaminace je ve velké míře zapříčiněna používáním pesticidů, prosakováním kontaminovaných povrchových vod či vypouštěním průmyslových odpadů. Další možností kontaminace půdy je průsak ropných uhlovodíků do půdy z protržených podzemních nádrží. Kontaminaci půd je důležité sledovat a dělat taková opatření, aby k ní nedocházelo vůbec. Mezi prvními a důslednými státy v boji proti kontaminované půdě jsou Spojené státy americké, Německo, Holandsko a Švýcarsko. Tyto státy mají ve své legislativě zákony, které zajišťují zpřísněný dohled nad hospodařením s půdním fondem.

Těžba a další zpracování uranových rud v minulosti vážně poškozovalo životní prostředí a docházelo tak ke kontaminacím půd, podzemních vod a okolního prostředí radionuklidy. Veškeré metody dekontaminace, které byly zvoleny na určitém území, souvisí s typem půd a činností, která zde probíhala nebo má probíhat. Důležité je také znát remediační cíle, množství polutantů, které půda obsahuje a v neposlední řadě i rizika spojená s použitím konkrétních metod. Zdali má pak půda sloužit například pro pěstování obilnin nebo je cílem pouze zatravnění.

Na území uranových dolů probíhá sanace tak, že jsou haldy zakrývány inertním materiálem. V místech odkališť dochází nejprve k vysoušení a poté též k zakrytí. Takto prováděné sanace zmenší emise radonu a dalších radioaktivních prachů. V neposlední řadě zabrání i průsaku kontaminovaných vod do půdy. Nejdůležitější, po provedení celého sanačního procesu je následovný monitoring, aby se předcházelo opětovné kontaminaci. Díky procesu monitoringu, který se musí vykonávat i po ukončení sanačních prací, je zřejmé, že sanace větších území jsou velice nákladné a časově náročné.

V České republice není způsob biologického loužení úplně rozšířen. Příčinou nevyužívání tohoto biotechnologického procesu na území naší republiky je to, že se takzvaně nezaplatí. Česká republika momentálně nedisponuje takovým množstvím kontaminovaných půd, aby byl tento proces uskutečněn a množství vyloužených těžkých kovů náležitě zpeněženo. Opačný případ je však v jiných zemích jako je

například Čína nebo Finsko. Jak již bylo v práci zmíněno, biologickým loužením se ve Finsku zabývá těžební společnost Talvivaara. Této společnosti se investice, které do projektu vložila, vrátily během prvních let fungování. Finsko na rozdíl od České republiky disponuje obrovskými zásobami niklu, a tudíž po jeho extrahování dochází i k jeho zpeněžení a dalšímu využití.

Důležité je rozhodně to, že dnešní doba umožňuje využívat několik způsobů jak půdu dekontaminovat. Podle zkušeností a dalších odborných znalostí, je pak zvolen takový způsob, který je pro danou oblast nejvhodnější a zároveň i nejvýhodnější.

## 10 Zdroje

- MERTA P., 1994: Základy biotechnologií. Vysoká škola báňská v Ostravě, Ostrava.
- MICHALÍKOVÁ F., 1994: Získávání minerálních novotvarů z druhotných surovin. Mineralia slovaca 25.
- SAND W. et al., 2001: (Bio)chemismy of bacterial leaching – direct versus indirect bioleaching. Hydrometallurgy 59.
- FEČKO P., KUŠNIEROVA M., LYČKOVÁ B., ČABLÍK V., FARKAŠOVÁ A., 2003: Popílky. VŠB – TU, Ostrava.
- KADUKOVÁ J., ŠTOFKO M., 2006: Enviromentálne biotechnológie pre hutníkov. Equilibria, Košice.
- BOSECKER K., 1997: Bioleaching: metal solubilization by microorganism. FEMS Microbiology Review 20.
- BETINA V., NĚMEC P., 1977: Všeobecná mikrobiológia, Alfa, Bratislava.
- SURO, 2011: Kontaminace půdy České republiky 137Cs. Státní úřad radiální ochrany v. v. i. , Praha, online: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl>, cit. 20.3.2015.
- WANG Z., SHAN X., ZHAG S., 2002: Chemosphere. 46, 1163.
- VACULA R., 2005: DIAMO. 9, 1.
- MILLER R., 1996: Technologies Analysis Center. Series O, Vol. 3.
- RUGH C.L., 1996: Mercuric ion reduction and resistance in transgenic Arabidopsis thaliana plants expressing a modified bacterial merA gene. National Academia Science, USA.
- LIU Y.G., ZHOU M., ZENG G.M., WANG X., LI X., FAN T., XU W.H., 2008: Bioleaching of heavy metals from mine tailings by indigenous sulfur oxidizing bacteria: effects of substrate concentration, Bioresource Technology.
- LEŠTAN D., LUO C.L., LI X.D., 2008: The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils a review. Environment Pollution.
- BURGSTALLER W., SCHINNER F., 1993: Minireview: leaching of metals with fungi. Biotechnology.

VALIX M., USAI F., MALIK R., 2001: Fungal bioleaching of low grade laterite ores. Miner, England.

REZZA I., SALINAS E., ELORZA M., TOSETTI M.S., DONATI E., 2001: Mechanisms involved in bioleaching of an aluminosilicate by heterotrophic microorganisms. Process Biochemistry.

ANAHD S., YAGHMAEI S., GHOBADINEJAD Z., 2011: Heavy metal tolerance of fungi. Science, Iran.

VALIX M., TANG J.Y., MALIK R., 2001: Heavy metal tolerance of fungi. Miner, England.

CHEN X.C, SHI J.Y., CHEN Y.X., XU X.H., XU S.Y., WANG Y.P, 2006: Tolerance and 522 biosorption of copper and zinc by *Pseudomonas putida* CZ1 isolated from metal 523 polluted soil. Microbiology.

CHEN C., WANG J.L., 2008: Investigating the interaction mechanism between zinc and *Saccharomyces cerevisiae* using combined SEM–EDX and XAFS. Applied microbiology.

ZWIETERING M.H., JONGENBURGER I., ROMBOUTS F.M., RIET K.V., 1990: Modeling of the bacterial growth curve. Applied microbiology.

XU T.J., TING Y.P., 2009: Fungal bioleaching of incineration fly ash: metal extraction and modeling growth kinetics. Enzyme Microbiology.

RIEKKOLA-VANHANEN M., SIVELÄ C., VIGUERA F., TUOVINEN O.H.: Effect of pH on the biological leaching of a black schist ore containing multiple sulphide minerals. In: V.S.T., CIMINELLI, O. GARCIA (Eds.) Proceedings of the 14th International Biohydrometallurgy Symposium Part A, Elsevier, Amsterdam, 2001, 167-174.

LEE K.Y., KIM H.A., LEE B.T., KIM S.O., KWON Y.H., KIM K.W., 2011: A feasibility study on bioelectrokinetics for the removal of heavy metals from tailing soil. Environment Geochemistry.

LENG F.F., LI K.Y., ZHANG X., LI Y.Q., ZHU Y., LU J.F., LI H.Y., 2009: Comparative study of inorganic arsenic resistance of several strains of *Acidithiobacillus thiooxidans* and *Acidithiobacillus ferrooxidans*. Hydrometallurgy.

LIU Y.G., ZHOU M., ZENG G.M., LI X., XU W.H., FAN T., 2007: Effect of solids concentration on removal of heavy metals from mine tailings via bioleaching. Mater.

PATHAK A., DASTIDAR M.G., SREEKRISHNAN T.R., 2009: Bioleaching of heavy metals from sewage sludge. Environment management.

WEN Y. M., WANG Q.P., TANG C.X., CHEN Z.L., 2012: Bioleaching of heavy metals from sewage sludge by *Acidithiobacillus thiooxidans*. *Soil*, 900-908.

CHOI J., KIM W., CHAE W., KIM S.B., KIM H., 2012: Electrostatically controlled enrichment of Lepidolite via Flotation. *Mater*, 2191-2194.

AHMADI A., RANJBAR M., SCHAFFIE M., 2012: Catalytic effect of pyrite on the leaching of chalcopyrite concentrates in chemical, biological and electrobiochemical systems. *Miner, England*, 11-18.

KO M.S., PARK H.S., KIM K.W., LEE J.U., 2013: The role of *Acidithiobacillus ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans* in arsenic bioleaching from soil. *Environment Geochemistry*, 727-733.

## Seznam obrázků

### Obrázek 1:

Mikrobe Wiki (online) [cit. 2015.04.12], dostupné z  
<[http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Acidithiobacillus\\_ferrooxidans](http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Acidithiobacillus_ferrooxidans)>

### Obrázek 2:

Textbook of bakteriology (online) [cit. 2015.04.12], dostupné z  
<<http://textbookofbacteriology.net/Bacillus.html>>

### Obrázek 3:

The Atrium (online) [cit. 2015.04.12], dostupné z  
<<https://atrium.lib.uoguelph.ca/xmlui/handle/10214/6003>>

### Obrázek 4:

Joint genome institute (online) [cit. 2015.04.12], dostupné z  
<<http://genome.jgi-psf.org/psepw/psepw.home.html>>

### Obrázek 5:

I4WiFi (online) [cit. 2015.04.14], dostupné z  
<<http://i4wifi.blog.cz/1203/radioaktivita-je-vsude-kolem-nas>>

### Obrázek 6:

Pro atom web (online) [cit. 2015.04.14], dostupné z  
<<http://proatom.luksoft.cz/view.php?cisloclanku=2006061901>>

### Obrázek 7:

SURO (online) [cit. 2015.04.12], dostupné z  
<[https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace\\_po\\_cernobylske\\_havarii\\_v\\_cesk\\_c\\_republice.pdf](https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_cesk_c_republice.pdf)>

**Obrázek 8:**

ScienceDirect [cit. 2015.04.12], dostupné z

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389412012198>>

**Obrázek 9:**

Talvivaara [cit. 2015.04.12], dostupné z

<<http://www.talvivaara.com/toiminta/Tuotantoprosessi>>