

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ  
KATEDRA GEOENVIROMENTÁLNÍCH VĚD



BAKALÁŘSKÁ PRÁCE  
ZÁCHYT KOVŮ NA PŮDNÍ KOMPONENTY  
CAPTURE OF METALS BY SOIL CONSTITUENTS

Autor práce: Aneta Křesťanová  
Vedoucí práce: Ing. Barbora Hudcová

2018

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Aneta Křestánová

Územní technická a správní služba

Název práce

Záchyt kovů na půdní komponenty

Název anglicky

Capture of metals by soil components

### Cíle práce

Hlavním cílem práce bude zpracování literární rešerše zaměřené na sorpci kovů a provedení kinetických a rovnovážných experimentů Zn na kaolinit, albit a křemen. Úvodní část literární rešerše bude obsahovat základní informace o mobilitě kovů v půdách a způsobech remediace takto kontaminovaných půd. Následující část bude zaměřena na chemickou stabilizaci kovů, kdy budou popsány základní pojmy, mechanismy a modely. Významná část práce bude věnována sorpci kovů na různé typy materiálů (např. jílovité materiály, křemen, albit), kdy bude popsána jejich struktura, základní vlastnosti a efektivita při záchytu kovů. Experimentální část práce bude zaměřena na kinetické a rovnovážné experimenty Zn na vybrané půdní komponenty (kaolinit, albit a křemen). Získané výsledky budou popsány, vysvětleny a shrnuty formou Diskuze.

### Metodika

První část práce bude věnována zpracování důkladné literární rešerše na základě dostupné literatury (doporučené a vyhledané). Literární rešerše bude zaměřena na několik témat: 1) Půdy, mobilita kovů v půdním prostředí a způsoby remediace kontaminovaných půd, 2) Chemická stabilizace kovů – mechanismy a modely, 3) Půdní komponenty, struktura, vlastnosti a sorpce kovů na tyto materiály. Experimentální část práce bude věnována kinetickým a rovnovážným experimentům na vybrané půdní komponenty (kaolinit, albit a křemen). Tato část práce bude dále rozdělena na: 1) Metodika provedených experimentů a analýz, b) Získané výsledky, c) Diskuze získaných výsledků. Vypracování se bude řídit Metodickými pokyny pro zpracování bakalářských prací na FŽP ČZU.

**Doporučený rozsah práce**

30-40

**Klíčová slova**

chemická stabilizace, kaolinit, albit, křemen

---

**Doporučené zdroje informací**

- Hashim, M.A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J.N., Sengupta, B., 2011. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of Environmental Management* 92, 2355-2388.
- Honghai, W., Daqing, W., Jinlian, P., 1999. Experimental Study on Surface Reactions of Heavy Metal Ions With Quartz—Aqueous Ion Concentration Dependence. *Chinese Journal of Geochemistry* 18, 201-207.
- Martin, T.A., Ruby, M.V., 2004. Review of in situ remediation technologies for lead, zinc, and cadmium in soil. *Remediation Journal* 14, 35-53.
- Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B.F., 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology* 60, 193-207.
- Uddin, M.K., 2017. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal* 308, 438-462.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2017/18 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Barbora Hudcová

**Garantující pracoviště**

Katedra geoenvironmentálních věd

---

Elektronicky schváleno dne 3. 3. 2018

**prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2018

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 05. 04. 2018

## **Abstrakt**

Hlavním cílem této bakalářské práce bylo studium sorpce kovů a provedení kinetických a rovnovážných experimentů zinku na materiály kaolinit, albit a křemen. První část práce je věnována literární rešerši, která je zaměřena na mobilitu kovů v půdách a způsoby remediace půd kontaminovaných toxickými kovy. Významná část práce je věnována chemické stabilizaci kovů včetně základních pojmů, mechanismů a modelů. Důležitou část práce tvoří studium sorpce kovů na různé typy materiálů (např. jílovité materiály, křemen aj.). V této části je popsána jejich struktura, základní vlastnosti, využití a jejich efektivita pro zachytávání kovů. Experimentální část práce je zaměřena na kinetické a rovnovážné experimenty zinku na vybrané půdní komponenty (kaolinit, albit a křemen). Data z kinetických experimentů byla modelována pomocí nelineární formy pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu a data z rovnovážných experimentů pomocí nelineární formy Freundlichova a Langmuirova modelu. Na základě získaných výsledků všechna kinetická data lépe odpovídala modelu pseudo-prvního kinetického řádu a rovnovážná adsorpční data Langmuirovu modelu. Adsorbované množství bylo vyšší při vyšší hodnotě pH u všech experimentů pro oba materiály.

**Klíčová slova:** chemická stabilizace, zinek, kaolinit, albit

## **Abstract**

The main aim of this bachelor's thesis was the study of metal sorption and the performance of kinetic and equilibrium experiments of zinc on kaolinite, albite and quartz. The first part of the thesis is devoted to literary research, which focuses on the mobility of metals in soils and methods for the treatment of soils contaminated with toxic metals. A significant part of the work is devoted to chemical stabilization of metals including basic concepts, mechanisms and models. An important part of the work is focused on the study of metal sorption using different types of materials (e.g., clay materials, quartz, etc.). This part describes their structure, basic properties, utilization and their effectiveness for metal capture. The experimental part is focused on kinetic and equilibrium experiments of zinc on selected soil components (kaolinite, albite and quartz). Data from kinetic experiments were modeled using the nonlinear form of pseudo-first and pseudo-second kinetic order, and data from equilibrium experiments using non-linear forms of Freundlich and Langmuir model. Based on obtained results, all kinetic data were better fitted using the model of pseudo-first kinetic order, and equilibrium data using Langmuir model. Adsorbed amounts of zinc were higher at higher pH values for all experiments using both materials.

**Key words:** chemical stabilization, zinc, kaolinite, albite

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Záchyt kovů na půdní komponenty vypracovala samostatně pod vedením Ing. Barbory Hudcové a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů. Pro citování uvedené literatury jsem využila pro celou práci citační normu ČSN ISO 690.

Jsem si vědoma že zveřejněním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V Praze dne 17. dubna 2018

.....

Křest'anová Aneta

### **Poděkování**

Na tomto místě bych chtěla poděkovat své vedoucí práce Ing. Barboře Hudcové za odborné vedení, za pomoc a rady při zpracování této práce.

## Obsah

Abstrakt .....	4
1 Úvod.....	10
2 Cíle .....	11
3 Literární rešerše .....	12
3.1 Půda a jednotlivé půdní komponenty .....	12
3.1.1 Základní vlastnosti .....	13
3.2 Mobilita kovů v půdě.....	13
3.3 Půdy v ČR kontaminované kovy.....	14
3.4 Princip a standardně využívané metody remediací kovů z kontaminovaných půd .....	15
3.4.1 Metoda zachycování (izolace) .....	16
3.4.2 Pump-and-treat .....	17
3.4.3 Pyrometallurgická separace .....	17
3.4.4 Elektrokinetika.....	17
3.4.5 Metoda chemické úpravy .....	18
3.4.6 Solidifikace / stabilizace.....	18
3.4.7 Vitifikace.....	19
3.4.8 Fytoremediace.....	19
3.4.9 Bioremediace .....	20
3.5 Zinek .....	20
3.5.1 Fyzikální vlastnosti .....	20
3.5.2 Výskyt, zdroje .....	20
3.5.3 Získávání zinku.....	21
3.5.4 Rizika pro životní prostředí.....	21
3.6 Chemická stabilizace .....	22
3.6.1 Materiály používané k chemické stabilizaci .....	23
3.6.2 Mechanismy chemické stabilizace.....	23
3.6.3 Adsorpce.....	24
3.7 Sorpce kovů v půdním prostředí .....	26
3.7.1 Jílovité materiály .....	26
3.7.2 Kaolinit .....	27
3.7.3 Bentonit.....	27
3.7.3 Smektit .....	28



3.7.4	Ilit.....	28
3.7.5	Albit.....	29
3.7.6	Křemen.....	29
4	Experimentální část.....	30
4.1	Metodika.....	30
4.1.1	Příprava roztoků a použité chemikálie .....	30
4.1.2	Materiály a chemikálie .....	31
4.1.3	Kinetika sorpce .....	31
4.1.4	Rovnovážně adsorpční experimenty .....	32
4.2	Výsledky.....	32
4.3	Diskuze .....	39
5	Závěr .....	41
6	Bibliografie .....	42
7	Seznam obrázků.....	49

## 1 Úvod

Kontaminace půd rizikovými kovy představovala a stále představuje hrozbu pro životní prostředí. Mezi nejznámější rizikové kovy vyskytující se v půdě patří zinek, olovo, kadmium, měď či chrom. Vzhledem k velmi vysokým koncentracím a zároveň i vysoké mobilitě rizikových kovů není půda jedinou ohroženou složkou na Zemi. Naopak z půdy se tyto kovy dostávají i do ovzduší, podzemních a následně i povrchových vod, a dokonce i do biosférické složky životního prostředí. V každé půdě je tzv. požadovaná hodnota toxických kovů, která umožňuje vyjádření přirozeného obsahu kovů v prostředí. Pokud jsou tyto hodnoty překročeny, znamená to, že byla zvýšena jejich hladina nad danou úroveň požadovaných hodnot (Richter a Hlušek, 1994). Nejen tyto hodnoty, ale i limity, které jsou důležité pro zhodnocení výskytu toxických kovů v půdách, jsou významným ukazatelem kontaminace půd. Tyto limity jsou zaneseny do vyhlášky č.13/1994 Sb. Lidská činnost má stále velký vliv na výskyt toxických kovů v půdě. Ať už se jedná o průmyslovou činnost, kontaminace z aplikace hnojiv v zemědělství, likvidace odpadů s vysokým obsahem kovů, dále splaškové kaly, pesticidy či zbytky ze spalování uhlí. Tyto a mnoho dalších lidských činností způsobují, že koncentrace toxických kovů v půdě je rok od roku vyšší (Zhu a kol., 2008; Zhang a kol., 2010). V České republice je ohroženo zejména okolí Kutné Hory, severní Čechy (Žatec, Chomutov, Sokolov) či Příbramsko (Bílek, 1982; Petříková a kol., 1995; Jaňour, 2000). Aby byly kovy z půdy odstraněny, nebo alespoň snížena jejich koncentrace či mobilita, využívají se různé způsoby remediace. Tyto metody se liší jak v účinnosti, tak v místě provedení (metody in situ a ex situ), nebo i v ekonomickém měřítku. Odstraňování toxických kovů z půdy pomocí jílovitých materiálů se stává jednou z možných metod. Proto se provádějí různé sorpční experimenty a zjišťují se účinnosti těchto materiálů. Vzhledem k tomu, že každý materiál je jinak účinný a jinak dostupný, jsou tyto experimenty nezbytné. Obecně je půda velmi důležitou součástí planety Země, jelikož se jedná o zdroj neobnovitelný, a nejen pro člověka je tato část Země důležitá pro život, proto je nezbytné ji chránit a eliminovat možná rizika a ohrožení její kvality.

## 2 Cíle

Hlavním cílem práce je zpracování literární rešerše zaměřené na sorpci kovů a provedení kinetických a rovnovážných experimentů zinku na kaolinit, albit a křemen. Úvodní část literární rešerše obsahuje základní informace o mobilitě kovů v půdách a způsobech remediace takto kontaminovaných půd. Následující část je zaměřena na chemickou stabilizaci kovů, kdy jsou popsány základní pojmy, mechanismy a modely. Významná část práce je věnována sorpci kovů na různé typy materiálů (např. jílovité materiály a křemen), kdy je popsána jejich struktura, základní vlastnosti a efektivita při záchytu kovů. Experimentální část práce je zaměřena na kinetické a rovnovážné experimenty zinku na vybrané půdní komponenty (kaolinit, albit a křemen). Získané výsledky jsou popsány, vysvětleny a shrnuty formou Diskuze.

### 3 Literární rešerše

#### 3.1 Půda a jednotlivé půdní komponenty

Půda je třífázový systém – nachází se v ní pevná, kapalná i plynná složka (Manahan, 1993). Přestože půdy obecně obsahují stejné součásti (nerosty, horniny, humus, půdní voda, kyslík, dusík, půdní organismy), liší se v jejich vlastnostech a charakteristikách. Tyto rozdíly ovlivňují kvalitu půdy a určují tím její možné využití. Například černozemě, tzn. půdy, které mají vysoký obsah humusu, se označují jako nejkvalitnější půdy, proto jsou cenné pro zemědělskou činnost. Naopak podzoly jsou půdy s nízkým obsahem humusu, to znamená, že jsou pro zemědělskou činnost nevhodné. Půdy se liší zejména strukturou, texturou, barvou, konzistencí, plodností a produktivitou. Půdní vlastnosti nebo charakteristiky se mohou měnit (zlepšovat), avšak je k tomu zapotřebí mnoho let správného využívání půdy.

V půdě rozlišujeme čtyři hlavní složky, a to složky organické a anorganické (minerální), vodu a vzduch. Do organické složky patří živé organismy (případně jejich odumřelé části). Anorganická (minerální) složka je tvořena nejrůznějšími druhy nerostů. Půda se dále dělí na jednotlivé půdní typy a druhy. Jestliže je v půdě více zastoupena minerální složka, jsou tyto půdy označovány jako minerální. Naopak více organické složky určuje, že se jedná o organické půdy (Šarapatka, 1996). Organická složka neboli půdní organická hmota, je tvořena odumřelými organickými látkami rostlinného a živočišného původu. Tyto látky se nacházejí v různém stupni rozkladu (VÚMOP, 2018). Minerální složky půdy jsou děleny na primární (krystalizovaly z magmatu) a sekundární (druhotné), které vznikají přeměnou primárních nerostů. Minerální složka půdy je tvořena ze směsi úlomků hornin, minerálů, které byly uvolněny z matečné horniny, a z minerálů, které vznikly v procesech při tvorbě půdy. V půdě se nejvíce vyskytují křemičitany neboli silikáty, které snadno zvětrávají. Jílovité minerály neboli hlinitokřemičitany či alumosilikáty, patří mezi další skupinu minerálů, které se v půdě běžně vyskytují. Další skupinou jsou oxidy a hydroxidy. Tyto minerály mají vysoký obsah v povrchových horninách. Kromě oxidu křemičitého ( $\text{SiO}_2$ ) je většina oxidů a hydroxidů v půdě tvořena hliníkem, manganem a železem. Hydroxidy a oxidy vznikají při zvětrávání jílových minerálů (např. gibsit je tvořen z kaolinitu). Další skupinou minerálů v půdě jsou uhličitany, např. kalcit. Velmi

důležitými půdními minerály jsou fosforečnany neboli fosfáty. Jsou důležité jako zdroj fosforu, který je důležitý pro výživu rostlin a mikroorganismů (Šimek, 2003).

### **3.1.1 Základní vlastnosti**

Vlastnosti půdy dělíme na chemické a fyzikální. Fyzikální vlastnosti jsou určeny pórovitostí, zrnitostí, barvou, obsahem vody a vzduchu v půdě (Šarapatka, 1996). Mezi chemické vlastnosti patří chemické složení půd, fyzikálně-chemické a chemické procesy, které probíhají v půdě, obsah humusu, půdní reakce (pH) a obsah prvků v půdě (CENIA, 2013a). Chemické vlastnosti půdy jsou závislé na chemickém složení půdy a ovlivňují je zásahy člověka a procesy, které v půdě probíhají. Mezi základní procesy probíhající v půdě řadíme přeměnu minerálních a organických látek, sorpci a desorpci na rozhraní pevné půdní fáze s půdním roztokem a dále pohyb rozpuštěných látek a jemných suspenzí v půdě (Kutílek, 1966). Mezi základní činitele řadíme vodu, kyselinu uhličitou, vápník, pH a sorpční komplex. Voda je důležitá jako rozpouštědlo (např. průmyslových hnojiv). Kyselina uhličitá přeměňuje chemické látky. Vápník má vliv na fyzikální, chemické i biologické vlastnosti půdy, dále je důležitý pro regulaci půdní reakce a díky němu v půdě probíhají výměnné reakce (proto je důležité pravidelné vápnění půdy). Půdní reakce (pH) je stanovena na základě koncentrací  $H^+$  kationtů v půdě. V České republice obecně převažují půdy s kyselou reakcí (Šarapatka, 2014).

### **3.2 Mobilita kovů v půdě**

Mobilita je pojem, který se v půdních vědách používá pro odhad rizika kontaminace ostatních složek životního prostředí. Mobilita rizikových kovů v životním prostředí je ovlivňována fyzikálními, chemickými a biologickými procesy. Mezi nejvýznamnější vlastnosti půdy, které ovlivňují biodostupnost a mobilitu kovů v půdách, řadíme pH půdy, oxidační a redukční procesy a (ad)sorpční vlastnosti půdy (Mirsal, 2008). Jako nejdůležitější jsou označovány procesy adsorpce, oxidačně-redukční procesy, výměnné reakce (např. iontová výměna) (Yong a kol., 1992; Makovníková, 2000a). Mobilita kovů je sledována kvůli riziku kontaminace podzemních vod a s tím souvisejícímu přímému ohrožení zemědělských plodin. Mezi nejmobilnější prvky patří kadmium, zinek a molybden, naopak nejméně mobilní jsou chrom, nikl a olovo. V kyselých půdách je mobilita kovových prvků vyšší než u půd s neutrální a alkalickou reakcí. Nedostatek kyslíku v půdě zvyšuje mobilitu

velké části rizikových kovů (Fijalkowski a kol., 2012). Mobilita kovů je rovněž významně ovlivněna typem půdy. Podíl mobilní frakce olova a zinku u černozemí a rendzinu je nižší než u podzolů a kambizemí, které mají nízké pH (Makovníková, 2000a). Jak již bylo zmíněno, kyselost půdy se posuzuje podle koncentrace vodíkových iontů. Čím vyšší je jejich koncentrace, tím je pH nižší a půda kyselější. V České republice je u půdy zemědělské a lesní nižší pH, to znamená, že reakce v těchto půdách je kyselější. Ovšem kyselé půdy jsou méně úrodné, jelikož je v nich menší výskyt půdních organismů a rostlin. Aby se půda dala označit jako vhodná pro zemědělskou činnost, její hodnota pH se musí pohybovat od 4 do 8,5 (CENIA, 2013b).

### 3.3 Půdy v ČR kontaminované kovy

V každém typu půdy nalezneme hodnotu přirozené koncentrace kovů, tzv. pozadřovou hodnotu. Kontaminace půdy znamená, že vlivem antropogenní činnosti pronikají toxické kovy do půdy, a tím se množství pozadřových hodnot zvyšuje (Richter a Hlušek, 1994). Mezi nejvýznamnější vstupy rizikových kovů do životního prostředí, a tím následné kontaminace půd, patří: emise z rychle se rozvíjejících průmyslových oblastí, důlní hlušiny, likvidace odpadů s vysokým obsahem kovů, olovnatým benzínem a nátěrovými hmotami, aplikace hnojiv do půd, živočišný hnůj, splaškové kaly, pesticidy, zbytky ze spalování uhlí, únik petrochemických látek a atmosférické depozice (Zhu a kol., 2008; Zhang a kol., 2010).

K oblastem v České republice, které jsou ohroženy kontaminací rizikovými kovy, patří zejména okolí Kutné Hory. V této oblasti je kontaminace způsobena důlní činností (Bílek, 1982). V Kutné Hoře se nachází jedno z historicky nejvýznamnějších a největších ložisek rudy v České republice. Rizikové prvky se do všech složek životního prostředí dostávají jednak z těžby rudnin, dále z důlní činnosti a také z důlní vody, která je silně mineralizovaná. V této oblasti jsou zastoupeny převážně rizikové kovy a metaloidy jako arsen, kadmium, olovo, měď a zinek. Právě půda a haldy jsou v Kutné Hoře nejvíce zatíženy kontaminací rizikovými kovy a metaloidy. Z toho prostředí se kontaminace dále rozšiřuje do ostatních složek. Pokud bychom srovnali půdu a ovzduší, tak jsou však limitní hodnoty ovzduší překročeny pouze ve výjimečných případech (Čupr a kol., 2003). V severních Čechách se nachází vysoký stupeň atmosférické depozice (zejména lithogenních prvků). Hlavním důvodem je

obrovské seskupení těžebního, hutního a metalurgického průmyslu. Právě v severních Čechách probíhá asi 80 % celkové těžby hnědého uhlí a větší množství se zde i spaluje. V této oblasti jsou půdy kontaminovány převážně chromem, kadmíem, olovem a niklem. Zinek se v těchto kontaminovaných půdách nachází v menším zastoupení. Nejvíce postižené oblasti jsou v okolí Žatce, Chomutova a Sokolova (Petříková a kol., 1995). Příbramsko patří mezi vůbec nejvíce postižené oblasti kontaminací rizikovými kovy. Následkem kontaminace v této oblasti je převážně atmosférická depozice rizikových prvků při těžbě a zpracování olova. Na Příbramsku převažuje severozápadní proudění vzduchu, proto největší koncentrace olova nacházíme jihovýchodně od komína místní kovohutě (Jaňour, 2000). Největší kontaminace půdy se vyskytuje právě ve směru převládajících větrů (Rieuwerts a kol., 1999). Vzhledem k důlní a hutní činnosti v půdě nacházíme i další rizikové kovy a metaloidy, a to především zinek, arsen a kadmium. Tyto prvky se kromě půdy nacházejí i v geologickém podloží této lokality. Dalším velkým problémem je vysoká koncentrace některých rizikových prvků v povodí řeky Litavky (zejména v jejích naplaveninách). Kontaminace povodí Litavky pochází zřejmě z dob, kdy zde byly umístěny proplachovny rud (Just, ©2018).

### **3.4 Princip a standardně využívané metody remediace kovů z kontaminovaných půd**

V důsledku lidské činnosti je řada půd vysoce kontaminovaná rizikovými kovy (např. olovem, zinkem a kadmíem). Aby bylo možné půdy opětovně využívat (např. k zemědělské činnosti), je nezbytné provést jejich remediaci (Martin a Ruby, 2004a). Remediace pochází z latinského slova *remederi*, což v doslovném překladu znamená navrátit zdraví (Tlustoš a Száková, 2014). Remediace je soubor fyzikálních či chemických procesů, díky kterým je provedena dekontaminace půd, a zároveň se jedná o proces, při kterém se hledá řešení pro minimalizování rizika ohrožení lidského zdraví a životního prostředí. Cílem všech metod remediace je vytvořit takové řešení, aby bylo chráněno lidské zdraví a životní prostředí (Slouka a Beneš, 2016). Pomocí remediačních technologií jsou z prostředí půdy (nebo vody či vzduchu) odstraňovány škodlivé látky. Pro výběr správné techniky je důležité zohlednit následující aspekty: jaké jsou v lokalitě místní podmínky, jaký typ kontaminantu se v půdě nachází, jak se kontaminant v tomto prostředí chová, jak bude vybraný typ technologie účinný či jak bude tento typ náročný z ekonomického hlediska. Vzhledem k tomu, že jediná

technologie je často nedostatečná (lokalita není dostatečně vyčištěná, náklady jsou příliš vysoké, aj.), je nezbytné na dané lokalitě aplikovat kombinaci více remediačních metod (Matějů, 2006).

Podle principu odstraňování rozdělujeme remediační metody do pěti kategorií: (i) imobilizace, (ii) izolace, (iii) redukce (snížení) toxicity a mobility, (iv) fyzická separace a (v) extrakce (Evanko a Dzombak, 1997). Dále rozlišujeme dva možné způsoby remediace. První dekontaminační metoda se nazývá *ex situ* a druhá *in situ* (Martin a Ruby, 2004a). Metody *ex situ* se provádějí odtěžením kontaminované půdy a jejím následným zpracováním. Příkladem takového zpracování kontaminovaných půd může být její vymývání nebo skládkování (Matějů, 2006; Hodson, 2010; Slouka a Beneš, 2016). Výhoda těchto metod je v rychlosti, ovšem jedná se o poměrně finančně nákladné řešení (Váňa, 2010). Naopak metody *in situ* se provádějí bez vytěžení půdy a jedná se tedy o nedestruktivní řešení. Ve srovnání s metodami *ex situ* se jedná o poměrně finančně nenáročné řešení. Výhodou je i to, že se nemusejí využívat složité technologie a dlouhodobé nadzemní instalace. Nevýhodou je, že se v dané lokalitě musejí provést laboratorní a pilotní testy. S těmito metodami je v tuto dobu poměrně málo zkušeností, avšak stále jsou zkoumány a testovány nové technologie (Černík, 2010). Pro odstranění toxických kovů se využívají především metody *in situ*. Kromě těchto metod se využívá i klasické sanační čerpání, které je kombinované s pokročilou metodou *ex situ* (například následné využití sorbentů). Nejčastější přístup odstranění kontaminovaných zemín je však jejich odtěžení a poté uložení na skládku nebezpečných odpadů. Tyto skládky by mohly být v budoucnosti využity jako zdroje druhotných surovin (Slouka a Beneš, 2016).

#### **3.4.1 Metoda zachycování (izolace)**

Aby se zabránilo dalšímu šíření kontaminovaného materiálu, provádí se jeho izolace. Jednou z metod je vybudování mezní stěny, která je málo propustná nebo zcela nepropustná. Pro stavbu stěny s nízkou propustností a chemickou odolností se používá směs půdy, bentonitu a vody. Náklady pro vybudování bývají nízké. Dále se využívá směs cementu, bentonitu a vody. Pro izolaci se dále dají využít i bariéry, které jsou vyrobeny z oceli, cementu nebo bentonitu. Tyto bariéry jsou využívány jako zábrana proniknutí kontaminovaných látek do povrchové a podzemní vody. Vertikální bariéry snižují pohyb kontaminované podzemní vody, nebo nekontaminované spodní vody, které se nachází v kontaminovaném území. Aby bylo zabráněno transportu přes



bariéry, měly by být umístěny na hlinité nebo skalnaté podloží s nízkou propustností (Bodocsi a kol., 1995).

### **3.4.2 Pump-and-treat**

Pump-and-treat je metoda využívaná při kontaminaci, kdy se kontaminanty rozpouští v podzemních vodách. Tyto vody mohou být kontaminovány rozpuštěnými chemikáliemi včetně průmyslových rozpouštědel, kovů a topného oleje. Aby mohla být podzemní voda čerpána, je instalována jedna nebo více studen. Z těchto extrakčních vrtů je pak podzemní voda čerpána na povrch a kontaminanty jsou z ní odstraněny různými metodami, např. air stripping metodou (odstranění vzduchu), adsorpcí na aktivní uhlí, čištěním pomocí ultrafialového záření nebo ozonu, srážením a biodegradací. Pro tuto techniku je využívána jedna nebo více čerpacích jamek. Pokud podzemní voda obsahuje různé typy či vysoké koncentrace kontaminantů, je nutné využít několik metod (EPA, 1996).

### **3.4.3 Pyrometallurgická separace**

Pyrometallurgické procesy používají vysokoteplotní pece k odpařování kovů v kontaminované půdě. Pro odpařování kontaminantů se využívají teploty od 200 °C do 700 °C. Po odpaření jsou kovy izolovány nebo imobilizovány. Tyto metody jsou nejvhodnější pro rtuť vzhledem k její snadné přeměně na kapalnou formu při vysoké teplotě. Tato metoda se využívá pro vysoce kontaminované půdy, kde je využití kovu ziskové (Smith, 1995).

### **3.4.4 Elektrokinetika**

Elektrokinetické procesy jsou založeny na přenášení elektrického proudu, který má nízkou intenzitu, mezi katodou a anodou uložených v kontaminované půdě. Ionty a malé nabitě částice jsou přidány do vody a jsou transportovány mezi elektrodami. Aniony se pohybují směrem ke kladně nabitě elektrodě, kationy naopak směrem k záporně nabitě elektrodě. Pro udržení pH na elektrodách se využívají pufové roztoky (Smith, 1995). Přivedením napětí na elektrody, které jsou umístěny v půdě, jsou vyvolány následující procesy: elektromigrace (ionty se pohybují směrem k elektrodám opačného náboje), elektroosmóza (voda se pohybuje v půdních pórech, nejčastější pohyb směrem ke katodě), elektroforéza (pohyb nabitých částic) a elektrolýza vody (Virkyte a kol., 2002). Pro tuto metodu je hlavním procesem

elektromigrace. Na anodě vzniká silně kyselé prostředí, které podporuje desorpci iontů kontaminantů z povrchu půdy. Naopak hydroxidové ionty, které vznikají na katodě a pohybují se ve směru k anodě, vyvolávají vysrážení kontaminantů (např. kovů) v půdě. To může proces zpomalit nebo i zastavit, proto se do půdy vpravuje činidlo, které ulehčuje pohyb a rozpouštění kontaminantu (Alshawabkeh a kol., 1999). Extrakce a odstraňování kontaminantů se provádějí pomocí elektrodepozice čili elektrolytického pokovování, srážení či iontovou výměnou, která probíhá v elektrodách, nebo v externím extrakčním systému, jež je umístěn v jednotce kolující provozní kapaliny (Acar a Alshawabkeh, 1993).

### **3.4.5 Metoda chemické úpravy**

Pro chemickou úpravu se používají oxidační i redukční procesy. Tato metoda se používá k detoxikaci nebo snížení mobility kovových kontaminantů (Evanko a Dzombak, 1997). Chemická úprava zahrnuje umístění redukcího nebo redukčního činidla do podpovrchové vrstvy za účelem imobilizace kovů jako je např. chrom, arsen či uran. Mezi nejčastěji využívané redukční činidlo patří nulamocné železo (elementární železo). Další redukční činidla využívající se k odstranění kovů jsou dvojmocné železo, dithionit sodný, sulfidové soli (polysulfid vápenatý) a sirovodík (Dresel a kol., 2011).

### **3.4.6 Solidifikace / stabilizace**

Tato metoda odstranění kovů z půdy je označována jako nejběžněji využívaná (Evanko a Dzombak, 1997). Solidifikace je fyzikální zapouzdření (encapsulation) kontaminantů do pevných matric. Naopak stabilizace zahrnuje chemické reakce, které vedou ke snížení mobility kontaminantů. Tato metoda není vhodná pro kovy jako je arsen, chrom a rtuť vzhledem k tomu, že tyto prvky netvoří hydroxidy, které jsou vysoce nerozpustné (Yong a Gibbs, 2001). Pevné látky, které se využívají ke solidifikaci/stabilizaci, se mohou mísit s půdou přímo na místě pomocí běžných zařízení využívaných pro zemní práce, pomocí vertikálního šneku nebo injektáže (Martin a Ruby, 2004b). Solidifikační/stabilizační metoda je doporučována pro kontaminaci, která je rozšířena v malé až střední oblasti, protože v oblastech s vysoce rozšířenou kontaminací se tato metoda nevyužívá vzhledem k vysokým nákladům. Tyto technologie mohou zvyšovat objem půdy a zároveň výrazně pozměnit fyzikální a chemické vlastnosti půdy (Federal Remediation Technologies Roundtable, 2001).

### 3.4.7 Vitřifikace

Vitřifikace je metoda, kdy je půda roztavena při vysokých teplotách (1600 °C - 2 000 °C) pomocí elektrického proudu. Půda vytvoří stabilní skleněnou matici, kde je většina anorganických nečistot imobilizována. V této metodě se pomocí odporových elektrod vytvoří pod povrchem vybraného terénu vysoká teplota, díky které zesklouatí kontaminované hmoty. Tato metoda je však velmi energeticky náročná (Slouka a Beneš, 2016). Elektroda v půdě musí být schopna přenášet proud a jakmile se ochladí, musí být schopna ztuhnout. Tato technologie je vhodná pro toxické kovy jako je arsen, olovo či chrom (Yong a Gibbs, 2001). Vzhledem k tomu, že roztavená půda může proudit, není tato metoda vhodná pro půdy, které mají sklon > 5 % (United States Environmental Protection Agency, 2000). Další limitací mohou být vysoké náklady, proto není vhodné využívat tuto technologii na místech, kde je kontaminace hodně rozšířena. A v neposlední řadě se jako nevýhoda této metody uvádí přeměna půdy na skleněný blok. Takto vzniklý materiál negativně ovlivňuje růst rostlin, a tím omezuje konečné využití dané lokality (Martin a Ruby, 2004a).

### 3.4.8 Fytoremediace

Fytoremediace je nízkonákladová metoda, která je vhodná pro oblasti, kde je kontaminace široce rozptýlená v nízkých koncentracích. Fytoremediace se využívá pouze k ošetření půd na povrchu, respektive pouze do hloubky kořenů. Fytoremediace se dělí na fytoextrakci a fytostabilizaci. Fytoextrakce je metoda, ve které se kontaminanty z půdy absorbují do nadzemní tkáně rostlin. Tyto tkáně se sklízí a následně ošetřují. Tato metoda je vhodná pro kovy jako je nikl a zinek, které jsou absorbovány nejlépe. Fytostabilizace je metoda, která využívá rostliny pro omezení mobility kovů. Dalšími výhodami této metody je vzniklý vegetační kryt, který slouží i jako protierozní opatření, dále snižuje expozici kovů v půdách a snižuje infiltraci vody (tím snižuje vyluhování kovů ze zemin). Měly by se využívat rostliny, které jsou tolerantní vůči kovům a umožňují jejich imobilizaci v půdě, což probíhá nejčastěji pomocí sorpce, srážení, komplexací nebo chemickými redukčními reakcemi. Největší účinnost této metody je u olova (PRC Environmental Management, 1997).

### 3.4.9 Bioremediace

V této metodě jsou využívány mikroorganismy pro odbourávání organických kontaminantů v půdě, podzemních vodách, kalu a pevných látkách. Mikroorganismy rozkládají znečišťující látky tak, že je využívají jako zdroj energie. Bioremediace je tedy proces, při kterém se vytváří energie při redoxní reakci uvnitř mikrobiálních buněk (EPA, 2000).

## 3.5 Zinek

Zinek je označován jako esenciální prvek. V životním prostředí se vyskytuje ve všech složkách (Kafka a Punčochářová, 2002). Zinek se používá ve spektru spotřebitelských, infrastrukturních, zemědělských a průmyslových výrobků. Zinek je pro živé organismy (lidi, zvířata a rostliny) životně důležitý. Je zásadní pro buněčné dělení, syntézu proteinů, imunitní systém a růst (The International Zinc Association, 1991). Přírodní obsah zinku v půdě ovlivňuje půdní struktura, pH, povaha mateřských hornin a organický obsah. V kyselých podmínkách je zinek obvykle dvojnásobný a poměrně mobilní.

### 3.5.1 Fyzikální vlastnosti

Zinek je modrobílý, středně tvrdý, lesklý, křehký a neušlechtilý kov. Je označován jako čtvrtý nejběžněji používaný kov. Svými vlastnostmi je velmi podobný kadmiumu. Při běžných teplotách je křehký, proto jeho zpracování probíhá za zvýšené teploty. Zinek se na vzduchu pokrývá tenkou vrstvičkou oxidu zinečnatého (ZnO). Je amfoterní, to znamená, že reaguje s kyselinami i hydroxidy. Zinek je kov, který má atomové číslo 30, patří do skupiny II. B, jeho relativní atomová hmotnost je 65,4, hustota  $7,14 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , teplota tání  $419,5 \text{ }^\circ\text{C}$  a bod varu  $906 \text{ }^\circ\text{C}$  (Davies a Jones, 1988). Tento prvek je důležitý jako esenciální stopový prvek pro vývoj, růst a diferenciaci všech živých organismů (Greenwood a Earnshaw, 1993).

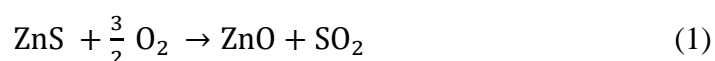
### 3.5.2 Výskyt, zdroje

V přírodní formě zinek nalezneme pouze ve sloučeninách. Pro těžbu se nejčastěji využívá minerál sfalerit (ZnS), mezi další sloučeniny využívané pro těžbu zinku patří smithsonit čili uhličitan zinečnatý ( $\text{ZnCO}_3$ ). Mezi antropogenní zdroje patří těžba, metalurgický a zpracovatelský průmysl (Havel a kol., 2014). Dále také

průmyslová činnost (emise z průmyslu) a využívání fosfátových hnojiv s obsahem zinku (Makovníková, 2000b).

### 3.5.3 Získávání zinku

Zinek je možné získat, převedeme-li sulfid na oxid (rovnice 1), a poté oxid zredukujeme uhlíkem při teplotách 1000 °C-1300 °C na kov (rovnice 2).



Jelikož páry kovů při teplotách 1000 °C-1300 °C znovu oxidují, provádí se kondenzace za nepřístupu vzduchu. Zinek vysoké čistoty (99,95 %) můžeme získat i elektrolyticky z roztoku ZnSO<sub>4</sub> (tzv. mokrou cestou). Nejčastěji se zinek využívá jako antikorozní povlak.

### 3.5.4 Rizika pro životní prostředí

Zinek nepříznivě ovlivňuje lidské zdraví a životní prostředí, pokud je v půdě obsažen v nadbytečné koncentraci. Některé půdy jsou tak silně kontaminované, že již nepodporují fungující ekosystém. Zinek je označován jako primární ekologické riziko vzhledem k jeho nepříznivým účinkům na vodní zdroje. Navíc je ve vysokých koncentracích fytotoxický (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 1999). Všeobecně se ionty rizikových kovů dostávají do životního prostředí z průmyslových činností jako jsou například těžební operace, proces výroby baterií, výroba barviv, výroba hnojiv nebo průmysl na výrobu keramiky a skla (Ajmal a kol., 2005; Aman a kol., 2008). Jak již bylo řečeno, toto znečištění způsobuje vážné ohrožení životního prostředí a lidského zdraví. Je to z toho důvodu, že kovy jsou biologicky neodbouratelné, toxické, a to i při nízké koncentraci, a vstupují do potravinového řetězce (Shi a kol., 2009). Kromě zinku patří mezi typické rizikové kovy rozšířené v životním prostředí i měď (Li a kol., 2010). Zinek se v přírodě vyskytuje přirozeně. V různé koncentraci jej nalezneme v horninách, půdě, zemi a vzduchu. Pro plnění specifických metabolických funkcí využívají zinek všechny živé organismy při svém přirozeném vývoji. Živé organismy mají vyvinuté mechanismy, aby dosáhly optimálních životních podmínek, pokud by se koncentrace zinku v ekosystému zvýšila či snížila, jinými slovy, pokud by se koncentrace odklonila od přirozené normy. Pokud je ovšem změna koncentrace výrazná, podmínky pro

organismy již nejsou ideální a ovlivňují tím i chod celého ekosystému. Ovšem v Evropě jsou limity zinku pro ideální životní podmínky obecně splněny (VMZINC, 2003).

Obecné emisní ani imisní limity zinku pro ovzduší nejsou stanoveny. Pro ovzduší jsou hodnoty zinku nízké a relativně konstantní. Tyto hodnoty jsou vyšší v průmyslových oblastech. Limity pro vodu jsou rozděleny do několik kategorií. Jednou z nich je pitná voda, pro kterou není stanovena nejvyšší mezní hodnota dle přílohy č. 1 k vyhlášce 376/2000 Sb. Pro balenou kojeneckou a pramenitou vodu není stanovena nejvyšší mezní hodnota dle přílohy č. 2 vyhlášky 275/2004 Sb. (Havel a kol., 2014). V pitné vodě mohou být obsaženy vysoké hodnoty zinku, a to vzhledem ke skladování v plechovkách, nebo pokud jsou stáčeny z pozinkovaných trubek (kvůli ochraně před korozi). Limity pro půdní prostředí jsou stanoveny vyhláškou č. 153/2016 Sb., která stanovuje tzv. preventivní limity rizikových látek a prvků v zemědělské půdě. Pro běžné půdy je to 120 mg/kg sušiny a pro lehké půdy 105 mg/kg sušiny. Hodnota, při jejímž překročení může být narušen růst rostliny či produkční funkce půdy, je udávána jako 400 mg/kg sušiny, pokud je pro extrakci použita lučavka královská, nebo 20 mg/kg sušiny, pokud je pro extrakci použit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Havel a kol., 2014).

### **3.6 Chemická stabilizace**

Stabilizace půdy je proces, při kterém se mění vlastnosti půdy směřováním s jinými chemikáliemi. Tento proces se provádí za účelem zlepšení pevnosti a trvanlivosti půdy. Stabilizace se dělí na mechanickou a chemickou. Chemická stabilizace zahrnuje techniky, které se opírají o přidání dalšího materiálu do půdy, která s ním fyzicky reaguje a změní její vlastnosti. Chemická stabilizace využívá procesů, při kterých se do půdy přidává cement, popílek, vápno, vedlejší vápenné produkty a směsi, které obsahují tyto materiály. Tyto materiály se používají pro změnu půdních vlastností, kterými jsou zejména pevnost, stlačitelnost, hydraulická vodivost, bobtnání a změna objemu. Chemická stabilizace půdy závisí hlavně na chemických reakcích mezi stabilizátorem (cementový materiál) a minerály půdy. Využití vápna pro chemickou stabilizaci je vhodné pro hlinité a štěrkové půdy. Cement je vhodný téměř pro všechny typy půdy, výjimkou jsou půdy vysoce organické. Popílek se využívá při chemické stabilizaci pro půdy s hrubými zrnitými částicemi. Po přidání vhodného

množství popílku do půdy se využívá ještě aktivátor. Aktivátorem jsou již zmíněné materiály jako např. cement a vápno (Global Road Technology, 2017).

### **3.6.1 Materiály používané k chemické stabilizaci**

Současný výzkum v oblasti chemické stabilizace rizikových kovů je zaměřen na vývoj a využití různých typů vhodných materiálu, mezi které patří např. oxidy kovů (Fe, Al, Mn), které mají mimořádné sorpční vlastnosti. Tyto oxidy jsou obecně dobrá stabilizační činidla pro řadu toxických prvků jako je arsen, měď či olovo. Imobilizace kovů je provedena pomocí sorpčních procesů. Sorpční schopnost jednotlivých oxidů závisí na typu daného materiálu a liší se pro jednotlivé prvky. Například oxidy manganu jsou velmi účinné v půdě kontaminované olovem, naopak zvyšují toxicitu chromu v půdě (Hasegawa a kol., 2016).

### **3.6.2 Mechanismy chemické stabilizace**

Půda je obecně schopna poutat ionty nebo celé molekuly sloučenin z půdního roztoku do pevné fáze půdy. Druhy sorpce půdy rozdělujeme na mechanickou, fyzikální, chemickou, fyzikálně-chemickou a biologickou sorpci. V případě přidání stabilizačního činidla do půdy dochází k dalším sorpčním reakcím (adsorpce, iontová výměna či precipitace) dle typu stabilizačního činidla a přítomného kontaminantu. Efektivitu sorpce ovlivňují zejména pH prostředí a náboj prvku. Při rostoucím pH se sorpce kationtů zvyšuje. Naopak s klesajícím pH se zvyšuje sorpce aniontů (Makovníková, 2000a; Richter, 2004).

Jedním z procesů chemické stabilizace (separování složek v roztoku či půdě) je precipitace (srážení). Jedná se o reakci, při které vzniká jedna nebo více pevných látek v roztoku či půdním prostředí (Denniston a kol., 2008). Mezi procesy chemické stabilizace je dále zařazována adsorpce. Adsorpce je proces, při kterém se plynné nebo rozpuštěné látky, tzv. adsorbáty, hromadí na povrchu jiné látky, tzv. adsorbentu. Tento proces má dvě mezní varianty: chemická adsorpce (chemisorpce) a fyzikální adsorpce (fyzisorpce). Při adsorpci se částice plynu nebo kapaliny vážou na povrch pevných nebo kapalných látek. Při adsorpci má významný vliv teplota, která celý proces významně ovlivňuje. Pro popis procesu se nejčastěji používají adsorpční izotermy. Jako adsorbenty se používají silikonový gel, oxid hlinitý, aktivní uhlí, uhlí nebo zeolity (Calvert, 1990).

Iontová výměna je pochod, při němž iontoměníče (tj. pevná fáze) ve styku s roztokem ztrácejí své sorbované ionty, které jsou vytěšňovány ionty z roztoku, tj. dochází k výměně iontů. Přírodními iontoměníči jsou především jílové minerály a zeolity (Petránek a kol., 2016). Jedná se o proces, který je označován jako rovnovážný fyzikálně-chemický děj. Při tomto procesu je původně vázaný iont v iontoměníči nahrazen kontaminantem přítomným v roztoku ve formě iontu. Iontoměníče dělíme na anex a katex. Anex (mění anionty) je iontoměníč s kladným nábojem na funkčních skupinách a protiontem, který má opačný náboj (nejčastěji  $\text{Cl}^-$  a  $\text{OH}^-$ ). Katex (mění kationty) je iontoměníč se záporným nábojem na funkčních skupinách a obsahuje protiont, který má kladný náboj (nejčastěji  $\text{H}^+$  či  $\text{Na}^+$ ) (Li a kol., 2015).

### 3.6.3 Adsorpce

Při adsorpci dochází ke kontaktu kapalně či plynně fáze s pevnou fází, kdy dochází k záchytu kapalných či plyných na jejím povrchu (Tuček a kol., 1988). Kapalně či plynně složky jsou přitahovány k povrchu pevné látky a dochází zde k jejich hromadění. Na povrchu adsorbentu je po adsorpci koncentrace adsorbátu mnohonásobně větší, než byla v prostředí, ze kterého byla adsorbována (Malý a Hlavínek, 1996). Jak již bylo řečeno, adsorpci rozlišujeme na fyzikální a chemickou. Chemická adsorpce je proces, při kterém se mezi adsorbentem a adsorbátem tvoří velmi pevná vazba. Při fyzikální adsorpci se chemické vlastnosti látky zachycené na povrchu nemění. Hlavní rozdíl mezi fyzikální a chemickou adsorpcí je v tom, že chemická adsorpce je proces, který se nedá vrátit zpátky, naopak fyzikální adsorpce je proces vratný. Vlivem fyzikálních sil (tzv. van der Waalových) jsou při adsorpci zachytávány ionty nebo i celé molekuly. Rozlišujeme kladnou fyzikální sorpci a zápornou fyzikální sorpci. Při kladné fyzikální sorpci jsou molekuly látky v půdním roztoku přitahovány k pevným částicím půdy silami většími než u molekuly vody. Při záporné fyzikální sorpci jsou zachycované látky vyplavovány do roztoku. V půdě jsou živiny vyplavovány do spodních vrstev a poté dochází ke kontaminaci vod, které jsou pod povrchem (tzv. podpovrchových vod) (Bartovská a Šišková, 2005).

Rychlost odstraňování rozpuštěných látek neboli kinetika adsorpce, je závislá na rychlosti dějů, které na sebe navazují, a to na: vnější difúzi (transport látek k povrchu adsorbentu), vnitřní difúzi (průnik adsorbátů do mikropórů adsorbentu) a poslední fází je vlastní proces adsorpce (Malý a Hlavínek, 1996). Adsorpční



rovnováha je stav, ve kterém se k roztoku látky, který má počáteční koncentraci  $c_0$ , přidá adsorbent, který koncentraci rozpuštěné látky snižuje a postupně se koncentrace dobou působení asymptoticky přibližuje rovnovážné koncentraci  $c_r$ . V tomto rovnovážném stavu se adsorbované látky rozdělují mezi fázi kapalnou a pevnou. Pro vyjádření adsorbovaného množství se využívá látkové množství nebo hmotnost adsorbované látky na hmotnostní jednotku adsorbentu. Pokud je teplota konstantní, závislost  $c=f(c_r)$  se nazývá adsorpční izoterma (Šimek a Hrnčířík, 2005). Izotermy vyjadřují funkční závislost množství, které bylo naadsorbováno, na koncentraci. Abychom byli schopni vyjádřit různé tvary adsorpčních izoterem, byly odvozeny rovnice, které popisují adsorpci na pevných látkách. Mezi ty nejznámější a nejvyužívanější izotermy pro analytický popis adsorpce z vodných roztoků patří Langmuirova adsorpční izoterma a Freundlichova adsorpční izoterma (Ponec a kol., 1968).

Tyto modely umožňují stanovit jednotlivé parametry nezbytné k základnímu popisu adsorpce. Jedná se o maximální adsorpční množství ( $q_{max}$ ), Langmuirovu konstantu ( $K_L$ ), Freundlichovu konstantu ( $K_F$ ) a parametr heterogenity ( $n$ ). Hodnoty obou konstant  $K$  a parametru  $n$  jsou závislé na teplotě ( $K$  klesá s rostoucí teplotou), obvyklé je, že  $n > 1$  a s rostoucí teplotou se blíží k jedné. Konstanta  $q_{max}$  představuje fyzikální význam maximálního množství adsorbátu při rovnovážné koncentraci ( $c_e$ )  $\rightarrow \infty$ , tzn., množství adsorbované látky, která je potřebná k pokrytí povrchu monovrstvou. Experimentálně stanovená hodnota adsorbovaného množství v rovnováze ( $q_e$ ) představuje množství adsorbované látky na jednotku hmotnosti adsorbentu a  $c_e$  představuje rovnovážnou koncentraci látky v roztoku. Obecně je Freundlichova rovnice vhodná pro popis fyzikální adsorpce či chemisorpce při středních tlacích. Langmuirův model se využívá pro popis monomolekulární (jednovrstvé) adsorpce. V monomolekulární adsorpci se adsorbované částice vzájemně neovlivňují. Když byla Langmuirova izoterma odvozována, předpokládalo se, že je povrch homogenní, neboli že adsorpční místa jsou ekvivalentní. Naopak při popisu adsorpce pomocí Freundlichovy izotermy se počítá s heterogenním povrchem, to znamená, že adsorpční místa jsou rozložena podle adsorpčních tepel, a toto rozložení je exponenciální. Pokud bychom chtěli popsat vícestupňovou adsorpci z roztoků, využívá se adsorpční izoterma BET (zkratka ze jmen Brunauer, Emmet a Teller) (Šimek a Hrnčířík, 2005).

### 3.7 Sorpce kovů v půdním prostředí

Jak již bylo řečeno, sorpce je schopnost sorbovat neboli poutat, ionty či celé molekuly sloučenin z půdního roztoku do pevné fáze půdy. Mechanismy sorpce živin (případně kontaminantů) v půdě lze dělit na následující typy: (i) mechanická, (ii) fyzikální, (iii) chemické, (iv) fyzikálně-chemická a (v) biologická sorpce. Mechanická sorpce se uskutečňuje mechanickým zadržováním disperzních částic nebo velkých agregátů koloidních částic a srážením v povrchových, zúžených nebo slepě končících pórech. Mechanická sorpce není vhodná pro výživu rostlin (Richter, 2004). Schopnost zachytu živin/kontaminantů přítomných v půdě závisí na složení půd (např. přítomnost oxidů železa, manganu, hliníku či obsah jílových materiálů). Faktory, které jsou rozhodující pro studium odstraňování toxických kovů pomocí sorpce kovů na jílovité materiály, jsou: počáteční pH roztoku, počáteční koncentrace kovu, doba kontaktu a dávkování adsorbentů. Díky těmto faktorům je možné studovat proces adsorpce za různých podmínek, kdy je následně možné vybrat a aplikovat nejvhodnější podmínky pro efektivní odstranění daného kontaminantu (Uddin, 2017).

#### 3.7.1 Jílovité materiály

Jílovité materiály se již po desetiletí používají jako adsorbenty pro odstraňování rizikových kovů ve vodných roztocích a jsou přirozenou složkou půdního prostředí. Jako sorbenty se využívají zejména kvůli jejich hojnému výskytu a jedná se o poměrně levné materiály. Dalším důvodem využívání jílovitých materiálů je prostor, který mají mezi vrstvami. Tento prostor umožňuje sorpci přítomných kontaminantů (např. pomocí iontové výměny) (Brinker a Guozhong, 2006). Mezi jíly zahrnujeme materiály, jejichž velikost zrn je menší než 0,002 mm, mají podobné chemické složení a společné krystalické strukturální charakteristiky (Velde, 1995). Jedná se o sedimentární nebo reziduální nezpevněné horniny. V jílech je obsažena podstatná složka jílovitých materiálů především skupiny kaolinitu, hydroslíd (illit) a montmorillonitu. Jíly jsou rozděleny do dvou skupin na monominerální (obsahují pouze jeden jílovitý minerál, např. jíly kaolinitové, illitové apod.) a na polyminerální (obsahují více jílovitých minerálů). Dále v jílech můžeme nalézt i jiné příměsi, např. křemen, slídy, oxidy a hydroxidy železa. Barevná škála je různorodá a určena právě podle příměsi, kterou jíly obsahují. Jíly mohou být bílé, šedé, žluté, hnědé, fialové či zelené (Starý a kol., 2010). Mezi fyzikální vlastnosti jílu patří plasticita, smršťování

pod ohněm, jemnost zrn, barva po odpálení a tvrdost (Schichi a Takagi, 2000). Jíly se využívají v keramické výrobě, jako žáromateriály, plnidla, těsnící hmoty, v papírenství či filtraci olejů (Starý a kol., 2010).

### **3.7.2 Kaolinit**

Tento materiál je pojmenován podle hory Kao-ling v Číně. Jeho chemický vzorec je  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ . Kaolinit je složen z křemičitanu hliníku s obsahem vody. Jeho soustava je trojklonná, což znamená, že krystaly nejsou viditelné okem. Tento materiál se otírá o prsty. Vzniká zvětráváním nebo hydrotermální přeměnou hornin s vysokým obsahem živců (Chadimová, 2017a). Jedná se o nejběžnější jílovitý materiál, který se nachází po celém světě. Jeho barva je bílá, žlutá, hnědavá, červenavá nebo modrá. Jeho konzistence je měkká a struktura zemitá. Lze snadno rozlomit a tvarovat. Požívá se v hrncířství a keramice, je důležitý při výrobě papíru a používá se v léčivech (především na žaludek). Dále jej můžeme naléznout v kosmetických přípravcích, mýdlech a zubních pastách (Friedman, 1996a). Ve srovnání s ostatními jílovitými materiály je jeho sorpční schopnost poměrně nízká a při provlhčení se slabě rozpíná (Pánek a Buzek, 2002). Kaolinit se pro jeho nízkou schopnost (kapacitu) výměny kationtů jako adsorbent příliš nevyužívá (Suraj a kol., 1998). Na základě adsorpčních maxim zinku a kadmia je prokázána lepší adsorpční kapacita u smektitu než u kaolinitu. Pokud srovnáme adsorpční kapacity i s illitem je pořadí následující: nejlepší smektit, poté illit a kaolinit, který adsorbuje nejméně (Shukla, 2000).

### **1.7.3 Bentonit**

Tato hornina je z velké části složena z jílového minerálu montmorillonitu a určuje jeho charakteristické vlastnosti jako je sorpční schopnost. Bentonit přijímá z roztoků určité kationty a uvolňuje za ně molekuly hořčíku, někdy i vápníku nebo alkálie (iontová výměna). Další charakteristickou vlastností této horniny je vnitřní bobtnavost v kontaktu s vodou, vysoká plasticita a vaznost. Kromě montmorillonitu obsahuje bentonit i další jílové minerály, zejména kaolinit, illit a beidelit, dále obsahuje sloučeniny železa, křemene, živce či sopečné sklo. Využití této horniny je velmi rozmanité. Pro použití je rozhodující jeho mineralogické složení a technologické vlastnosti. Největší spotřeba bentonitu je ve slévárnictví, dále se používá jako sorbent (zejména pro odbarvování, filtraci, čištění odpadních vod, vysoušedla apod.), jako plnidla (barvy, laky, kosmetika, aj.) či jako suspenze (mazací oleje). Kromě toho se

využívá i ve stavebnictví jako těsnící materiál nebo v zemědělství. V posledních letech je tento prvek využíván jako sorbent výkalů domácích zvířat, též označován jako „kočkolit“, či jako pojivo pro granulovaná krmiva (Starý a kol., 2005). Jeho neznámější vlastnost je bobtnání. Je schopný adsorbovat téměř pětkrát svoji hmotnost ve vodě. Při plném nasycení je schopen zaujímat objem dvanáctinásobku až patnáctinásobku svého objemu (CETCO, 2013). Bentonit je účinný adsorbent pro odstranění mědi a zinku z vodných roztoků (Veli a Alyüz, 2007; Ghomri a kol., 2013).

### 3.7.3 Smektit

Smektit patří mezi jednu z nejdůležitějších skupin fylosilikátů a vzniká při zvětrávání hornin. Nejvýznamnějšími zástupci jsou například montmorillonit, ve kterém je obsažen hliník, dále nontronit s bohatým obsahem železa a saponit, který je významný bohatým výskytem hořčíku (Melka a Šťastný, 2014). Adsorpce iontů zinku je u smektitu vyšší ve srovnání s adsorpcí illitem a kaolinitem (Yilmaz a kol., 2010). Sorpce a schopnost jílovitých minerálů pro výměnu iontů kovů se snižuje v pořadí montmorillonit > smektit > illit. Jílovité materiály nejlépe sorbují olovo a nejhůře kadmium. Pro minerál smektit závisí sorbované množství kovů na typu kationtu v mezivrstvě. Na-smektit sorbuje více kovů než K-smektit a Ca-smektit (Helios-Rybicka a Kyziol, 1991).

### 3.7.4 Illit

Illit, jehož vzorec je  $(\text{KH}_3\text{O})\text{Al}_2(\text{SiAl})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ , se vyskytuje v půdách, slínech a spraších obvykle v asociaci s montmorillonitem. Tento minerál se v České republice vyskytuje v Jarcové u Velkého Meziříčí, u Chebu a Verněřovic u Trutnova. Ve světě jej nalezneme například v Maďarsku, Anglii nebo v Illinois (USA) (Matyášek a Suk, 2006). Illit má velký specifický povrch, a proto má na svém povrchu řadu aktivních sorpčních míst a relativně vysokou sorpční kapacitu pro kovové kationty v půdě. Pokud srovnáme illit s kaolinitem a montmorillonitem, tak se kaolinit a montmorillonit rozpouští pouze v kyselých ( $\text{pH} < 4$ ) nebo alkalických ( $\text{pH} > 9$ ) podmínkách (Bradbury a Baeyens, 1997). Rozpustnost illitu při neutrálních podmínkách nebyla prozatím popsána. Jeden z důvodů by mohl být, že některé částice o průměru menším než  $0,22 \mu\text{m}$  pravděpodobně mohou projít membránami. Při pokusech bylo zjištěno, že pokud se pH zvýší, tak suspenze vyžadují vyšší tlaky pro filtraci membrán.

Při vyšších hodnotách pH se na povrchu illitu vyskytuje větší počet záporných nábojů (Yariv a Cross, 1979). Gu (2007) při svém pokusu zjistil, že na adsorpci pěti kovových kationtů (kadmium, měď, nikl, olovo a zinek) na illit měla výrazný vliv hodnota pH. Obecně se adsorpce těchto kovových kationtů na illit se zvyšujícím pH zvýšila. V rozmezí pH 6 až 7 byla adsorpce kovových kationtů v elektrolytech o koncentraci 0,01 a 0,001 M o malé množství snížena. Důležitý vliv iontové síly při adsorpci na illit byl pozorován u kadmia, mědi, niklu, olova a zinku.

### 3.7.5 Albit

Název albitu byl odvozen od latinského slova *albus*, což v doslovném překladu znamená bílý, jelikož tento barva tohoto minerálu je nejčastěji bílá. Ve srovnání s ostatními živci je doba krystalizace albitu delší. Tento minerál je nerozpustný v kyselinách. Při hoření albitu je plamen žlutý, vzhledem k sodíku, který se v albitu vyskytuje (Friedman, 1996b). Albit je složený z proměnlivých podílů hlinitokřemičitanů sodíku  $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$  (albit) a vápníku  $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$  (anortit). Jeho soustava je trojklonná. Barva tohoto minerálu je bělavá, žlutavá, červenavá, zelenomodrá, šedá. Tvrdost je 6 a je dokonale štěpný. Vzniká krystalizací z magmatu nebo přeměnou z jiného materiálu. Využívá se jako dekorační a ozdobný kámen nebo v keramice. Tento minerál je v kyselinách nerozpustný (Chadimová, 2017b).

### 3.7.6 Křemen

Častou příměsí v jílovitých materiálech je křemen, který se skládá z oxidu křemičitého ( $\text{SiO}_2$ ). Jeho soustava je klencová. Mezi nejčastější barvy tohoto minerálu patří čirá, bílá, šedá, existují i barevné odrůdy. Mezi nejznámější patří bezbarvý křišťál, hnědá záhněda, fialový ametyst, růžový růženín. K jeho nejvýznamnějším vlastnostem patří tvrdost 7. Další vlastnosti jsou nerovný nebo lasturnatý lom. Vzniká ve všech typech hornin. Tento minerál je zcela běžný. V České republice se vyskytuje například v Podkrkonoší, na Písecku, u Velkého Meziříčí. Používá se nejčastěji ve sklářském průmyslu, pro optické přístroje, jako drahý a ozdobný kámen. Křemen má velmi malou sorpční kapacitu (Chadimová, 2017a).

## 4 Experimentální část

### 4.1 Metodika

#### 4.1.1 Příprava roztoků a použité chemikálie

Pro každý experiment byly vždy připraveny čerstvé roztoky s použitím demineralizované vody. Roztoky byly připraveny tak, že byl na analytických váhách navážen pevný materiál, pro účely toho experimentu se jednalo o dusičnan zinečnatý ( $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ ). Množství bylo vypočítáno pomocí vzorce:

$$m = c \cdot V \cdot M \quad (5)$$

kde  $m$  představuje navážku rozpuštěné látky udávanou v gramech,  $c$  je koncentrace rozpuštěné látky s jednotkou mol/l,  $M$  označuje molární hmotnost rozpuštěné látky s jednotkou g/mol a  $V$  představuje objem roztoku vyjadřovaný v litrech.

Pomocí trychtýře a stříčky (s 0,01 M elektrolytem) byl pevný podíl převeden do odměrné baňky, a to co nejpřesněji, aby zbytky materiálu nezůstaly na lodičce. Následně byla pomocí 0,01 M elektrolytu odměrná baňka o požadovaném objemu doplněna až po rysku, uzávěr byl otřen buničinou, uzavřen víčkem a zamíchán. Pro získání roztoku zinku o nižší koncentraci, kdy nebylo možné pevný podíl přesně navážít, bylo provedeno ředění roztokem, který obsahoval 0,01 M koncentraci  $\text{NaNO}_3$ , a to pomocí vzorce:

$$c_1 \cdot V_1 = c_2 \cdot V_2 \quad (6)$$

kde  $V_1$  a  $V_2$  označují objemy roztoků, které byly spolu směřovány, a jsou udávány v litrech,  $c_1$  a  $c_2$  představují koncentrace rozpuštěných látek v roztocích (mol/l).

Další důležitou částí práce bylo kalibrování pH sond, které bylo provedeno před každým experimentem pomocí pufrů o pH hodnotách 4,01; 7,00; a 10,00. Následujícím krokem bylo navážení sorbentu (kaolinit, albit) na analytických váhách. Posledním krokem byl již samotný adsorpční experiment (popsáno níže), ve kterém byl poměr pevné/kapalné fáze vždy 2 g/l. Hodnota pH byla po celou dobu experimentu upravována na požadovanou hodnotu pomocí roztoků  $\text{HNO}_3$  o koncentracích 0,1 a 0,01 M pro snižování pH a pro zvyšování pH byl využíván roztok  $\text{NaOH}$  také o koncentraci 0,1 a 0,01 M. Pro oplachování nádobí byla používána destilovaná voda.

#### 4.1.2 Materiály a chemikálie

V rámci experimentu byly použity materiály kaolinit a albit, které pocházejí z LB MINERALS, s.r.o. Na oba minerály byl dán požadavek, aby byly vhodné pro použití při experimentech v laboratořích, a to konkrétně při adsorpčních experimentech. LB MINERALS, s.r.o. neudávají jejich přesné složení ani kvalitu. V případě albitu se však jedná o sodnovápenatý živec patřící mezi jílovité materiály. Kaolinit rovněž patří mezi jílovité materiály a ve své struktuře obsahuje hliník a křemík. Oba materiály pochází z přirozených nalezišť.

#### 4.1.3 Kinetika sorpce

Kinetické experimenty byly provedeny tak, že po přidání adsorbentu (2 g/l) byla směs intenzivně míchána pomocí magnetického míchadla (550 rpm) a byla udržována konstantní hodnota pH (5,5 a 6,5). Odběry byly provedeny ve stanovených časových intervalech, a to 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120 a 180 minut. Jednotlivé odběry byly provedeny pomocí automatické pipety. Využívána byla pipeta o objemu 10 ml, pomocí které byly odebrané vzorky převedeny do stříkačky, na kterou byl přidělán 0,45 µm filtr. Poté byly vzorky přefiltrovány do zkumavky. Takto připravené vzorky byly změřeny pomocí emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; Agilent Technologies 720 Series), kde byly stanoveny obsahy kovů v roztoku. Data z kinetických experimentů byla modelována pomocí nelineární formy pseudo-prvního a pseudo-druhého řádu v programu Origin 9. Rovnice pseudo-prvního řádu má tvar:

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (7)$$

kde  $q_t$  a  $q_e$  vyjadřují adsorbované množství (mg/g) v čase  $t$  a v rovnovážném čase (min). Konstanta  $k_1$  s jednotkou  $\text{min}^{-1}$  udává velikost koeficientu rychlosti pseudo-prvního kinetického řádu. Rovnice pseudo-druhého řádu má tvar:

$$q_t = k_2 q_e^2 t / (1 + k_2 q_e t) \quad (8)$$

Kde  $q_t$  a  $q_e$  představují adsorbované množství (mg/g) v čase  $t$  a rovnovážném čase (min), a konstanta  $k_2$  je označována jako koeficient rychlosti pseudo-druhého kinetického řádu [g/ (mg/min)] (Simonin, 2016).

#### 4.1.4 Rovnovážně adsorpční experimenty

Rovnovážné adsorpční experimenty (adsorpční izotermy) byly provedeny v jednotlivých kádinkách obsahující roztok zinku o dané koncentraci. Po přidání adsorbentu byla směs intenzivně míchána po dobu tří hodin pomocí orbitálního míchadla (250 rpm). Byla udržována konstantní hodnota pH (5,5 a 6,5). Odběr probíhal totožným způsobem, jak již bylo popsáno u kinetických experimentů. Data z rovnovážných experimentů byla modelována pomocí nelineární formy Freundlichova a Langmuirova modelu v programu Origin 9.

Rovnice pro nelineární formu Langmuirova modelu má tvar:

$$q_e = q_{\max} K_L c_e / (1 + K_L c_e) \quad (9)$$

kde konstanty  $c_e$  a  $q_e$  představují rovnovážné koncentrace v roztoku s jednotkou mg/l a adsorbované množství v rovnováze s jednotkou mg/g. Parametry  $q_{\max}$  a  $K_L$  jsou konstanty maximální adsorpční kapacity s jednotkou (mg/g) a (l/mg).

Rovnice pro nelineární formu Freundlichova modelu má tvar:

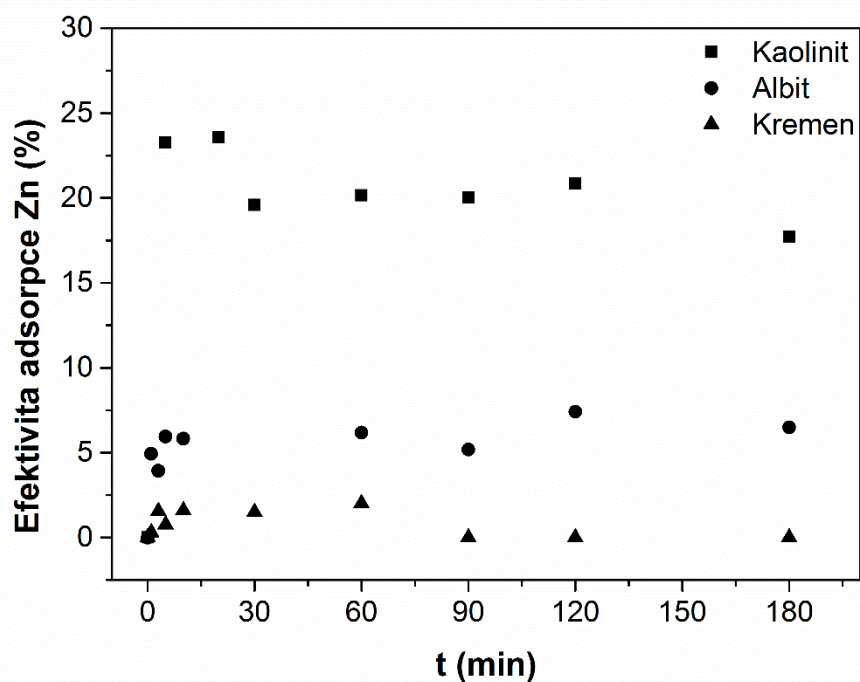
$$q_e = K_F \cdot c_{(e)}^{1/n} \quad (10)$$

kde konstanty  $c_e$  a  $q_e$  odpovídají rovnovážné koncentraci v roztoku s jednotkou mg/l a adsorbované množství v rovnováze s jednotkou mg/g. Parametry  $K_F$  a  $n$  jsou označovány jako Freundlichova konstanta [(mg/g) (l/mg)<sup>1/n</sup>] a bezrozměrná konstanta, které popisuje vliv povrchové heterogenity na adsorpční proces (Foo a Hameed, 2010).

## 4.2 Výsledky

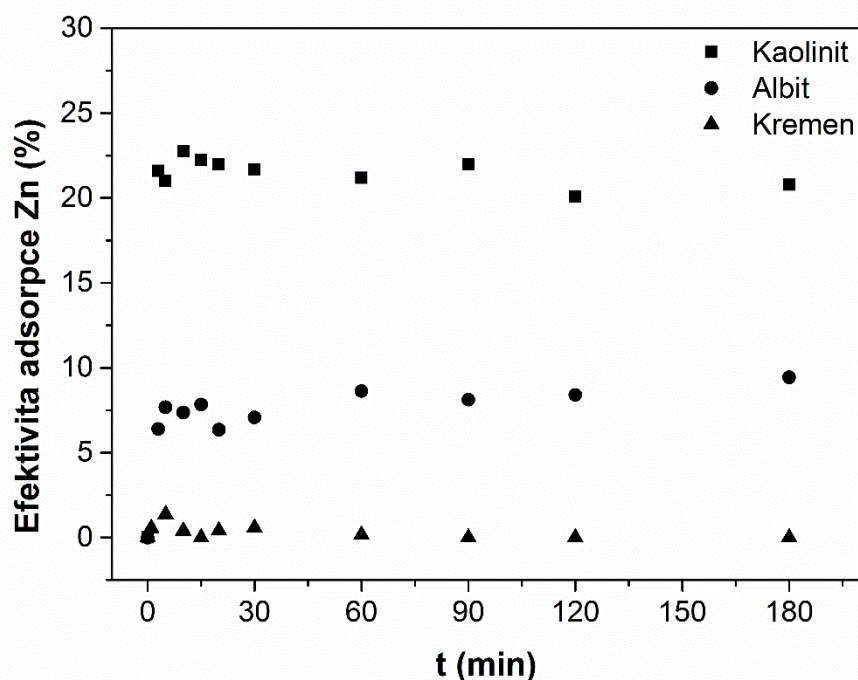
Na *obr. 1* je uveden graf popisující naadsorbované množství zinku závislé na čase při hodnotě pH 5,5. U materiálu kaolinit se na začátku experimentu desorbovalo určité množství zinku, poté se po necelých 30 minutách proces ustálil a adsorbované množství (20%) bylo již v rovnováze do konce experimentu. U albitu nastala rovnováha takřka na začátku experimentu. Ve srovnání s kaolinitem albit adsorbuje zinek v menší míře (6%). Kinetický experiment byl proveden i s křemenem, avšak tento materiál adsorboval zinek pouze v malé míře na začátku experimentu. Toto malé adsorbované množství se v průběhu času desorbovalo a na konci experimentu bylo naadsorbováno takřka nulové procento zinku.





Obr. 1: Adsorpční efektivita (%) kaolinitu a albitu pro zinek v závislosti na čase (min) při pH 5,5.  
Zdroj: vlastní zpracování

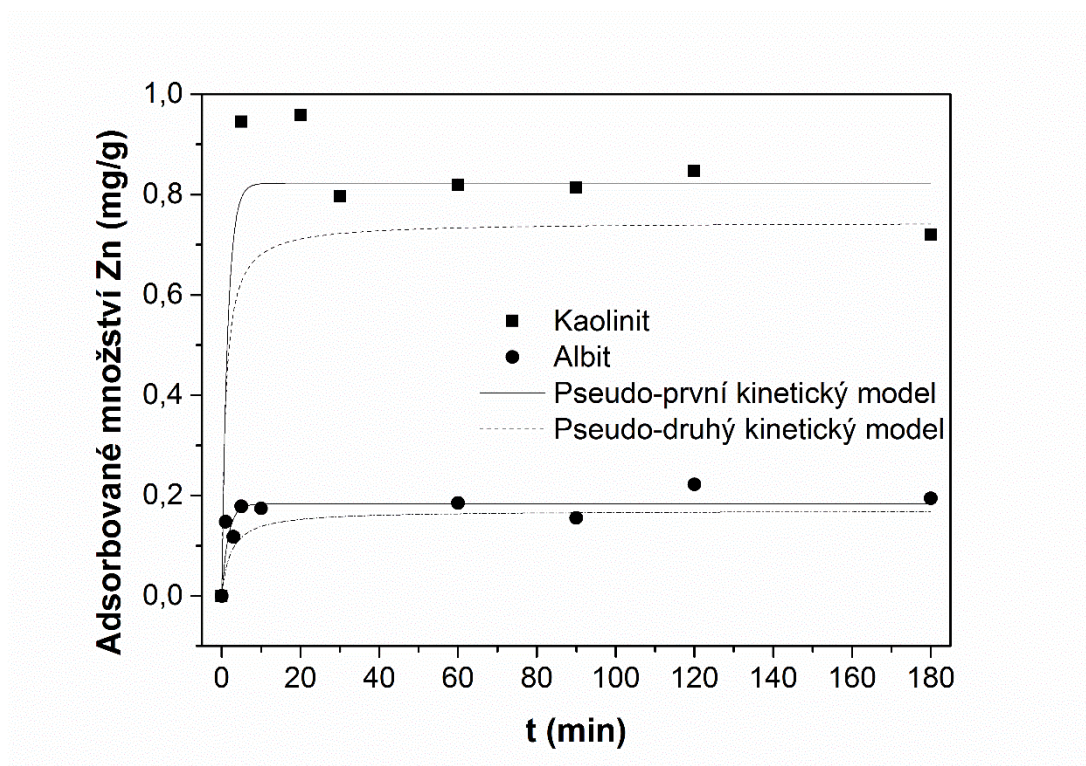
Na obr. 2 je zobrazen graf nadsorbovaného množství zinku v závislosti na čase tentokrát při hodnotě pH 6,5. Při této hodnotě pH nastala rovnováha u kaolinitu i u albitu ihned na začátku experimentu. Křemen při pH 6,5 neadsorboval téměř žádný zinek. Stejně jako u pH 5,5 nejlépe z těchto tří materiálů adsorboval zinek kaolinit (22%) následován albitem (8%).



Obr. 2: Adsorpční efektivita (%) kaolinitu a albitu pro zinek v závislosti na čase (min) při pH 6,5.  
Zdroj: vlastní zpracování

Na obr. 3 je zobrazeno adsorbované množství zinku ( $q_e$ ; mg/g) na kaolinit a albit v závislosti na čase ( $t$ ; min) v roztoku při hodnotě pH 5,5. Pro materiál kaolinit po proložení dat pomocí rovnice modelu pseudo-prvního kinetického řádu vyšlo adsorbované množství v rovnováze  $q_e = 0,823$  mg/g. Hodnota  $R^2$  (neboli minimální suma čtverců umožňující zhodnotit přesnost proložení) vyšlo 0,906 a rychlostní konstanta  $k_1 = 0,667$  min<sup>-1</sup>. Pro rovnici modelu pseudo-druhého kinetického řádu bylo zjištěno adsorbované množství  $q_e = 0,745$  mg/g, proložení  $R^2 = 0,660$  a rychlostní konstanta  $k_2 = 1,411$  g/(mg/min). To znamená, že proložení experimentálních bodů vyšlo lépe pro rovnici modelu pseudo-prvního kinetického řádu. I přes lepší proložení pomocí pseudo-prvního kinetického modelu se však experimentálně zjištěné adsorbované množství (0,719 mg/g) více přibližovalo adsorbovanému množství stanovenému pomocí pseudo-druhého kinetického řádu. Pro materiál albit při hodnotě pH 5,5 po proložení experimentálních dat pomocí rovnice pro model pseudo-prvního kinetického řádu bylo zjištěno adsorbované množství v rovnováze  $q_e = 0,183$  mg/g, hodnota  $R^2 = 0,729$  a rychlostní konstanta  $k_1 = 0,616$  min<sup>-1</sup>. Pro rovnici modelu pseudo-druhého řádu celkové adsorbované množství  $q_e$  v rovnováze vykazovalo hodnotu 0,169 mg/g,  $R^2$  hodnotu 0,353 a rychlostní konstanta  $k_2$  hodnotu 2,701 g/(mg/min). I pro albit bylo proložení experimentálních dat lepší pro model

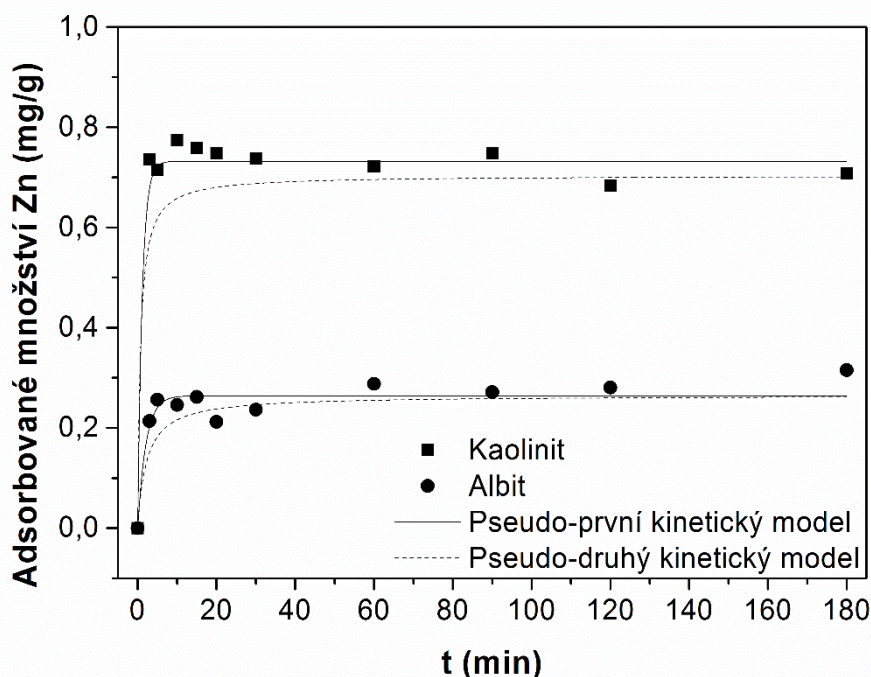
pseudo-prvního kinetického řádu. Oproti kaolinitu se experimentálně zjištěné adsorbované množství (0,195 mg/g) více přiblížilo adsorbovanému množství stanovenému pomocí modelu pseudo-prvního kinetického modelu.



Obr. 3: Adsorbované množství zinku (mg/g) na kaolinit a albit v závislosti na čase (min) při pH 5,5 proložené pomocí modelu pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu.  
Zdroj: vlastní zpracování

Na obr. 4 je znázorněno adsorbované množství zinku na albit a kaolinit ( $q_e$ ; mg/g) závislé na čase ( $t$ ; min) v roztoku při hodnotě pH 6,5. U modelu pseudo-prvního kinetického řádu bylo získáno adsorbované množství  $q_e = 0,732$  mg/g, hodnota  $R^2$  bylo stanoveno jako 0,979 a rychlostní konstanta  $k_1$  byla určena jako  $0,866 \text{ min}^{-1}$ . Pro pseudo-druhý model vyšlo adsorbované množství  $q_e = 0,704$  mg/g, hodnota  $R^2 = 0,848$  a rychlostní konstanta  $k_2 = 2,046 \text{ g}/(\text{mg}/\text{min})$ . Na základě hodnot  $R^2$  je patrné, že experimentální data lépe odpovídala modelu pseudo-prvního kinetického řádu. Pokud bychom srovnávali adsorbované množství zjištěné experimentálně a křivky modelů, pro kaolinit se  $q_e$  určené experimentálně (0,708 mg/g) více přiblížilo hodnotě získané pomocí pseudo-druhého kinetického modelu. U albitu při hodnotě pH 6,5 pro model pseudo-prvního kinetického řádu bylo zjištěno adsorbované množství  $q_e = 0,264$  mg/g, hodnota  $R^2 = 0,879$  a rychlostní konstanta  $k_1 = 0,481 \text{ min}^{-1}$ . Pro model pseudo-druhého kinetického řádu bylo zjištěno adsorbované množství v rovnováze  $q_e = 0,265$  mg/g, hodnota  $R^2 = 0,736$  a rychlostní konstanta  $k_2 = 1,672 \text{ g}/(\text{mg}/\text{min})$ .

Experimentální data rovněž lépe odpovídala modelu pseudo-prvního kinetického řádu (stejně jako v předchozích případech). Při srovnání experimentálně zjištěného adsorbovaného množství v rovnováze (0,315 mg/g) a výsledků adsorbovaného množství na základě obou modelů, se výsledné  $q_e$  přiblížilo stejně pseudo-prvního i pseudo-druhého řádu, protože křivka pro model pseudo-druhého kinetického řádu se limitně blíží křivce pro pseudo-první kinetický řád.

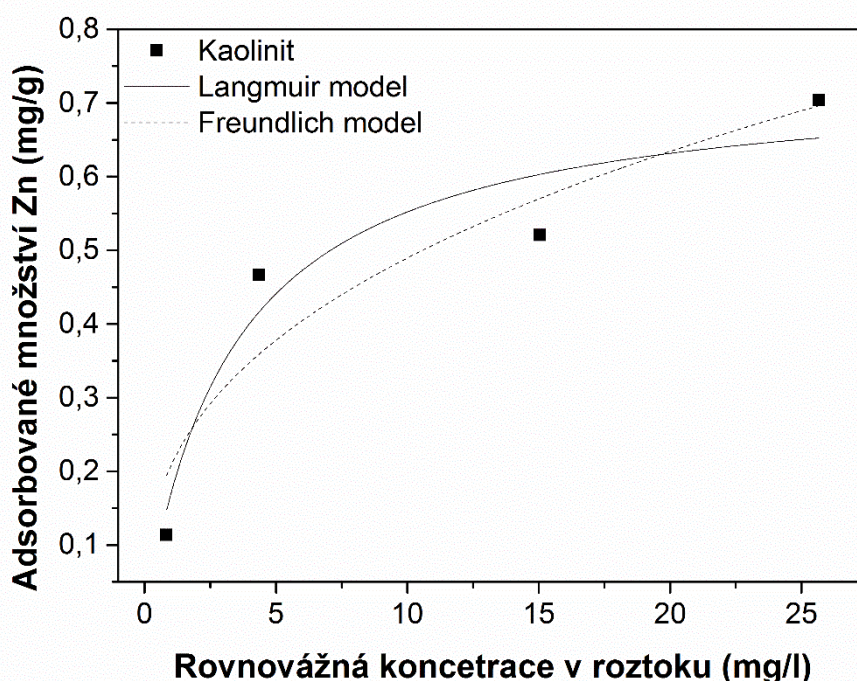


Obr. 4: Adsorbované množství zinku (mg/g) na kaolinit a albit v závislosti na čase (min) při pH 6,5 proložené pomocí modelu pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu.  
Zdroj: vlastní zpracování

Při porovnání experimentů kinetiky sorpce při hodnotách pH 5,5 a 6,5 je patrné, že experimentální data popisující sorpci zinku na albit i kaolinit při pH 6,5 jsou lépe popsána pomocí zvolených modelů než při pH 5,5. Ve všech případech bylo lepšího proložení dosaženo pro model pseudo-prvního kinetického řádu. Při srovnání hodnot rychlostní konstanty  $k_1$  (srovnání bylo provedeno u rychlostní konstanty získané z modelu, který lépe odpovídal experimentálním datům) se již hodnoty liší, protože u kaolinitu opět vyšla konstanta  $k_1$  vyšší pro hodnotu pH 6,5, naopak u albitu vyšla hodnota  $k_1$  vyšší při pH 5,5. Obecně platí, že čím vyšší je rychlostní konstanta  $k$ , tím je reakce rychlejší. Pro experiment uvedený v této bakalářské práci tedy vyšlo, že reakce byla rychlejší u kaolinitu při pH 6,5 a u albitu při pH 5,5. U adsorbovaného

množství  $q_e$  pro kaolinit u pseudo-prvního i druhého modelu bylo naměřeno větší  $q_e$  při hodnotě pH 5,5. Pro albit byla tato hodnota vyšší u pH 6,5.

Na *obr. 5* je vyjádřeno adsorbované množství zinku (mg/g) na kaolinit závislé na rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l), tzn., adsorpční izoterma. Albit při hodnotě pH 5,5 téměř nesorboval, proto nebyl model pro tento materiál při této hodnotě pH stanoven. Rovnovážná adsorpční data byla dále popsána pomocí Langmuirova a Freundlichova modelu. U adsorpce zinku na kaolinit při hodnotě pH 5,5 byla na základě Langmuirova modelu zjištěna Langmuirova konstanta  $K_L = 0,296$  (mg/g), hodnota pro maximální adsorbované množství  $q_{max} = 0,738$  mg/g a hodnota  $R^2 = 0,892$ . U Freundlichova modelu vyšla Freundlichova konstanta  $K_F = 0,207$  [(mg/g) (l/mg)<sup>1/n</sup>], konstanta  $n$  2,676 a hodnota  $R^2 = 0,830$ . U kaolinitu se adsorbované množství (mg/g) při zvyšující se rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l) zvyšovalo.

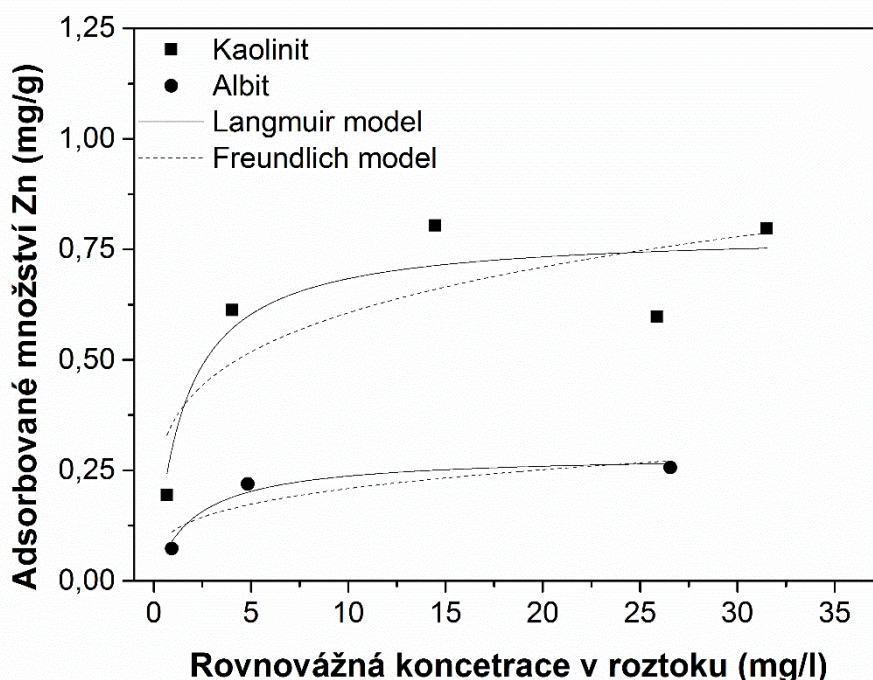


*Obr. 5: Adsorbované množství zinku na kaolinit (mg/g) v závislosti na rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l) při pH 5,5.*

*Zdroj: vlastní zpracování*

Pro výsledky adsorpce zinku na kaolinit při hodnotě pH 6,5, které jsou zobrazeny na *obr. 6*, vyšly u Langmuirova modelu konstanty takto:  $K_L = 0,645$  mg/g

a  $q_{\max} = 0,790$  mg/g. Hodnota  $R^2$  byla 0,804. V případě Freundlichova modelu vyšly konstanty:  $K_F = 0,359$  (mg/g) (l/mg) $^{1/n}$  a  $n = 4,394$ . Hodnota  $R^2$  dosahovala významně nižších hodnot, a to 0,579. Rovnovážná adsorpční data pro materiál albit při hodnotě pH 6,5 jsou rovněž zobrazena na obr. 6. Pro tento materiál vyšly konstanty Langmuirova modelu následujícím způsobem:  $K_L = 0,484$  mg/g a konstanta pro maximální adsorbované množství  $q_{\max} = 0,286$  mg/g. Hodnota  $R^2$  dosahovala 0,804. Pro Freundlichův model byly výsledky:  $K_F = 0,113$  (mg/g) (l/mg) $^{1/n}$ , konstanta  $n = 3,731$  a  $R^2 = 0,591$ . Na základě konstanty  $R^2$  u všech případů vyšlo nejlepší proložení Langmuirovým modelem.



Obr. 6: Adsorbované množství zinku na kaolinit a albit (mg/g) v závislosti na rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l) při pH 6,5.  
Zdroj: vlastní zpracování

Při srovnání rovnovážné adsorpce zinku na kaolinit při hodnotách pH 5,5 a 6,5 byla zjištěna vyšší hodnota  $K_L$  u Langmuirova modelu při pH 6,5. Rovněž maximální adsorbované množství dosahovalo vyšších hodnot při pH 6,5. Naopak vyšší hodnota  $R^2$  byla pozorována u pH 5,5. Vyšší hodnota konstanty  $n$ , získané na základě Freundlichova modelu, byla zjištěna rovněž u pH 6,5. Hodnota  $R^2$  dosahovala rovněž vyšších hodnot při pH 5,5. Maximální adsorbované množství ( $q_{\max}$ ) zjištěné experimentálně vyšlo oproti Langmuirově modelu nadhodnocené. Rovnovážná adsorpční data pro materiál albit při hodnotě pH 6,5 jsou rovněž zobrazena na obr. 6.

Pro tento materiál vyšly konstanty Langmuirova modelu následujícím způsobem:  $K_L = 0,484$  mg/g a konstanta pro maximální adsorbované množství  $q_{\max} = 0,286$  mg/g. Hodnota  $R^2$  dosahovala 0,804. Pro Freundlichův model byly výsledky:  $K_F = 0,113$  (mg/g) (l/mg)<sup>1/n</sup>, konstanta  $n = 3,731$  a  $R^2 = 0,591$ . Na základě konstanty  $R^2$  u všech případů vyšlo nejlepší proložení Langmuirovým modelem. Nejmenší rozdíly jsou patrné u kaolinitu při hodnotě pH 5,5.

### 4.3 Diskuze

Z hlediska rychlosti adsorpčního procesu a stanovení efektivity adsorpce byly výsledky zhodnoceny s Kanti Sen a Chi Khoo (2013), kteří ve svém experimentu, který byl zaměřen na adsorpci zinku přírodními materiály bentonitem a kaolinitem, zjistili, že se adsorpční množství (efektivita adsorpce) zvyšuje s rostoucím kontaktem a dosahuje rovnováhy během 80 minut. Na druhou stranu na základě výsledků získaných v této bakalářské práci nastala rovnováha dříve, a to konkrétně u kaolinitu po necelých 30 minutách. Kromě toho ve svém experimentu zjistili, že množství adsorpce iontů kovů se s nárůstem počáteční koncentrace kovových iontů zvyšuje. Dále stanovili dle dat, které jim vyšly v kinetických experimentech, a shodli se v tom i se Sen a Sarzali (2008), že adsorpce zinku na povrchu kaolinitu je dvoustupňový proces, a to konkrétně rychlá adsorpce kovových iontů na vnější povrch a poté následuje možná pomalá difúze meziprostoru uvnitř částic.

Získané výsledky z kinetických experimentů a následného modelování byly srovnány s údaji v dostupné literatuře a bylo zjištěno, že stejně jako v případě experimentů zpracovaných v rámci této bakalářské práce, byl pro zhodnocení výsledků kinetického experimentu pro kaolinit využit model pro pseudo-první a pseudo-druhý kinetický řád (Chai a kol., 2017). Na základě výsledků proložení experimentálních dat (koeficient  $R^2$ ) bylo dle Chai a kol. (2017) určeno, že kinetika adsorpce lépe odpovídala rovnici pseudo-druhého kinetického řádu ( $R^2 > 0,999$ ). Rychlostní konstanta  $k_2$  byla určena jako 2,37 g/(mg/min). Adsorbované množství v rovnováze  $q_e$  bylo určeno 0,87 mg/g. Pokud tyto výsledky srovnáme s výsledky z našeho experimentu, tak se s autorem rozcházíme již na začátku, kdy nám podle výsledků proložení  $R^2$  kinetika sorpce vyšla lépe pro rovnici pseudo-prvního modelu. Pro rovnici pseudo-prvního řádu pro kaolinit vyšly v uvedené literatuře tyto hodnoty:  $k_1 = 0,95$  min<sup>-1</sup>,  $q_e = 0,85$  mg/g a  $R^2 = 0,997$  (Chai a kol., 2017). Po zhodnocení výsledků s hodnotami získanými v rámci této bakalářské práce se nejvíce hodnoty liší

v rychlostní konstantě  $k_1$ , kdy hodnota této konstanty pro kaolinit dosahovala významně nižších hodnot, tzn., nižší rychlost kinetického procesu než v uvedené literatuře. V tomto modelu se výrazně liší hodnoty pro konstanty  $k_2$  a  $R^2$  a ohledem na hodnoty z našeho experimentu. V konstantě  $q_e$  není tolik patrný rozdíl. Kanti Sen a Chi Khoo (2013) rovněž použili dva nejpoužívanější kinetické modely, a to pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu. U modelu pseudo-prvního kinetického řádu byla zjištěna velmi nízká hodnota  $R^2$  (v rozmezí 0,15 – 0,74 pro různé fyzikálně-chemické parametry). Autorův kinetický model pro pseudo-první řád předpovídá o mnoho nižší hodnotu rovnovážné adsorpční kapacity než hodnoty zjištěné při experimentu v rámci bakalářské práce. Naopak  $R^2$  pro kinetický model pseudo-druhého řádu vyšel v literatuře poměrně vysoký (0,996) na rozdíl od výsledků získaných v rámci této bakalářské práce.

Výsledky z rovnovážných adsorpčních experimentů byly rovněž srovnány s dostupnou literaturou. Meroufel a kol. (2013) rovněž použili Langmuirův a Freundlichův izotermický model pro určení vztahu mezi množstvím zinku adsorbovaného na kaolinit a jeho rovnovážné koncentraci ve vodném roztoku. Konstanty pro Langmuirův model vyšly takto:  $q_{\max}$  12,23 mg/g a  $K_L$  0,32 l/mg. Hodnota  $R^2$  byla 0,998. Největší rozdíl oproti výsledkům v rámci bakalářské práce můžeme shledat v  $q_{\max}$ , které v našem experimentu vyšly menší, u ostatních hodnot nejsou patrné zásadní rozdíly. Konstanty pro Freundlichův model dle uvedené literatury dle Meroufela a kol. (2013) jsou následující:  $n$  1,82,  $K_F$  2,7 (mg/g) (l/mg) $^{1/n}$ . Hodnota  $R^2$  dosahovala 0,981. V tomto případě se hodnoty oproti experimentu v této práci liší jak pro konstantu  $n$ , tak pro konstantu  $K_F$ . Pokud je konstanta  $n > 1$ , naznačuje to, že je adsorpční proces příznivý. Všechny hodnoty  $n$  získané v rámci bakalářské práce byly větší než 1, což je v souladu s uvedenou literaturou. Výsledky pro kaolinit se liší, i když se principiálně jedná o stejný materiál. Tyto rozdíly mohou být způsobeny rozdíly ve vlastnostech použitých materiálu např. pokud se jedná o přírodní materiály, tak jsou vlastnosti velmi variabilní. V případě albitu jsou data v dostupné literatuře omezená, tudíž nebylo možné provést srovnání.



## 5 Závěr

Odstranění kontaminace půd toxickými kovy je možná, avšak jsou k tomu zapotřebí různé remediační technologie. V současné době jich existuje celá řada, avšak jejich hlavní rozdíl je v rychlosti odstranění, v ekonomickém hledisku, ve způsobu aplikace (ex situ či in situ). Společným cílem je chránit životní prostředí a lidské zdraví. Tyto technologie se jeví jako poměrně dobré řešení odstraňování toxických kovů z půdy, avšak jejich aplikace bývá náročná jak z pohledu časového, tak mnohdy i finančního. Finančně náročné jsou zejména metody ex situ. Kontaminace půd zinkem je označována jako primární ekologické riziko vzhledem k ohrožení vodních zdrojů. Využívání sorpce jakožto odstraňování kovů z půd má velkou výhodu v přirozeném výskytu minerálů jako je albit či kaolinit v půdě. Další výhodou je finanční stránka, jelikož se jedná o poměrně málo nákladnou technologii. Z výsledků z experimentální části této bakalářské práce plyne, že při srovnání materiálů křemen, albit a kaolinit v největší míře sorboval kaolinit. Vzhledem k tomu, že tento materiál je označován jako nejrozšířenější jílovitý materiál, a zároveň se nachází po celém světě, jedná se o snadno dostupný materiál. U albitu i kaolinitu bylo prokázáno, že sorpce zinku je závislá na hodnotě pH prostředí, tzn., vyšší adsorbované množství při vyšší hodnotě pH. Vzhledem k nezbytnému porozumění principů mobility toxických kovů v půdním prostředí, je důležité studovat sorpci kovů na konkrétní půdní komponenty, aby bylo možné odhalit a zhodnotit míru rizika na dané lokalitě v souvislosti se složením dané půdy.

## 6 Bibliografie

ACAR, Yalcin a Akram ALSHAWABKEH, 1993. Principles of electrokinetic remediation. **27**(13), 2638-2647. DOI: 10.1021/es00049a002. ISSN 0013-936X. Dostupné také z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es00049a002>

Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR] [online], 1999. Atlanta [cit. 2018-02-16]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/index.html>

AJMAL, Mohammad, Rifaqat RAO a Moonis KHAN, 2005. Adsorption of copper from aqueous solution on Brassica cumpestris (mustard oil cake). Journal of Hazardous Materials. **122**(1-2), 177-183. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.03.029. ISSN 03043894. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389405001482>

ALSHAWABKEH, Akram, Albert YEUNG a Mark BRICCA, 1999. Practical Aspects of In-Situ Electrokinetic Extraction. Journal of Environmental Engineering. **125**(1), 27-35. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:1(27). ISSN 0733-9372. Dostupné také z: [http://ascelibrary.org/doi/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1999\)125:1\(27\)](http://ascelibrary.org/doi/10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:1(27))

AMAN, Tehseen, Asrar KAZI, Muhammad SABRI a Qudsia BANO, 2008. Potato peels as solid waste for the removal of heavy metal copper(II) from waste water/industrial effluent. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces. **63**(1), 116-121. DOI: 10.1016/j.colsurfb.2007.11.013. ISSN 09277765. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092777650700433X>

BARTOVSKÁ, Lidmila a Marie ŠIŠKOVÁ, 2005. Fyzikální chemie povrchů a koloidních soustav. Vyd. 5., přeprac. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická. ISBN 80-708-0579-X.

BÍLEK, Jaroslav, 1982. Kutnohorský revír. Báňsko-historický výzkum Roveňského pásma. Geofond.

BODOCSI, A., Ralph RUMER a Michael RYAN, 1995. Barrier containment technologies for environmental remediation applications. New York: John Wiley. ISBN 04-711-3272-1.

BRADBURY, Michael a Bart BAEYENS, 1997. A mechanistic description of Ni and Zn sorption on Na-montmorillonite Part II: modelling. Journal of Contaminant Hydrology. **27**(3-4), 223-248. DOI: 10.1016/S0169-7722(97)00007-7. ISSN 01697722. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169772297000077>

BRINKER, C. a Guozhong. CAO, 2006. Annual review of nano research. P. 2. London: World Scientific.

CALVERT, J. G., 1990. Glossary of atmospheric chemistry terms (Recommendations 1990): (Recommendations 1990). Pure and Applied Chemistry. Pure and Applied Chemistry **62**, **62**(11), 2167-2219. DOI: 10.1351/pac199062112167. ISSN 1365-3075. Dostupné také z: <http://www.degruyter.com/view/j/pac.1990.62.issue-11/pac199062112167/pac199062112167.xml>

CENIA, 2013a. Fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Vítejte na Zemi [online]. [cit. 2017-10-25]. Dostupné z: [http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=fyzikalni\\_a\\_chemicke\\_a\\_vlastnosti\\_pudy&site=puda](http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=fyzikalni_a_chemicke_a_vlastnosti_pudy&site=puda)

CENIA, 2013b. Kyselost půdy - půdní reakce. Vítejte na Zemi...multimediální ročenka životního prostředí [online]. Praha: Cenia [cit. 2018-03-16]. Dostupné z: [http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=kyselost\\_pudy\\_pudni\\_reakce&site=puda](http://www.vitejtenazemi.cz/cenia/index.php?p=kyselost_pudy_pudni_reakce&site=puda)

CETCO, 2013. Sodium Bentonite: Its structure and properties. CETCO [online]. Alberta [cit. 2018-02-16]. Dostupné z: [http://www.cetco.com/DesktopModules/Bring2mind/DMX/Download.aspx?Command=Core\\_Download&PortalId=0&EntryId=538](http://www.cetco.com/DesktopModules/Bring2mind/DMX/Download.aspx?Command=Core_Download&PortalId=0&EntryId=538)

ČERNÍK, Miroslav, 2010. Chemicky podporované in situ sanační technologie. Vyd. 1. Praha: Vydavatelství VŠCHT. ISBN 978-80-7080-767-5.

ČUPR, Pavel, Radek KADLUBIEC, Jan MALEC, Milan SÁŇKA, Marie SKYBOVÁ a Michal ŠKAREK, 2003. Riziková Analýza a Monitorování Složek Životního Prostředí v Kutné Hoře a Okolí. Opava: Centrum pro životní prostředí a hodnocení krajiny EKOTOXA, s.r.o., TOCOEN, s.r.o., 4-16.

DAVIES, B. a L. JONES, 1988. Micronutrients and Toxic Elements. In Russell's Soil Conditions and Plant Growth A. Wild, Ed. New York, 781-814.

DENNISTON, K., Joseph TOPPING a Robert CARET, 2008. General, organic, and biochemistry. 6th ed. Dubuque, IA: McGraw-Hill. ISBN 978-0-07-351110-8.

DRESEL, P., Dawn WELLMAN, Kirk CANTRELL a Michael TRUEX, 2011. Review: Technical and Policy Challenges in Deep Vadose Zone Remediation of Metals and Radionuclides. **45**(10), 4207-4216. DOI: 10.1021/es101211t. ISSN 0013-936x. Dostupné také z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es101211t>

EPA, 1996. A Citizen's Guide to Pump and Treat. The Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) [online]. United States: U.S. EPA Office of Superfund Remediation and Technology Innovation [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: [https://clu-in.org/download/Citizens/a\\_citizens\\_guide\\_to\\_pump\\_and\\_treat.pdf](https://clu-in.org/download/Citizens/a_citizens_guide_to_pump_and_treat.pdf)

EPA, 2000. Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications. Solid Waste and Emergency Response. United States: Environmental Protection Agency, 2-7.

EVANKO, Cynthia a David DZOMBAK, 1997. Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center.

Federal Remediation Technologies Roundtable [FRTR] [online], 2001. [cit. 2018-02-23]. Dostupné z: <https://frtr.gov/>

FIJALKOWSKI, Krzysztof, Małgorzata KACPRZAK, Anna GROBELAK a Agnieszka PLACEK, 2012. The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soil. Inżynieria i Ochrona Środowiska. 81-89.

FOO, K.Y. a B.H. HAMEED, 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal. **156**(1), 2-10. DOI: 10.1016/j.cej.2009.09.013. ISSN 13858947. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894709006147>

FRIEDMAN, Hershel, 1996a. The Mineral Kaolinite. Minerals.net [online]. Hershel Friedman [cit. 2017-11-24]. Dostupné z: <http://www.minerals.net/mineral/kaolinite.aspx>

FRIEDMAN, Hershel, 1996b. Minerals.net: The Mineral and Gemstone Kingdom [online]. [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <http://www.minerals.net/mineral/albite.aspx>

GHOMRI, F., A. LAHSINI, A. LAAJEB a A. ADDAOU, 2013. The Removal Of Heavy Metal Ions (Copper, Zinc, Nickel and Cobalt) By Natural Bentonite. Larhyss Journal. 37-54. ISSN 1112-3680.

GLOBAL ROAD TECHNOLOGY, 2017. Chemical Soil Stabilization. GRT [online]. Dust Control and Soil Stabilization - Global Road Technology International Limited [cit. 2017-11-24]. Dostupné z: <https://globalroadtechnology.com/chemical-soil-stabilization/>

GREENWOOD, N. a Alan EARNSHAW, 1993. Chemie prvků. 1. vyd. Praha: Informatorium. ISBN 80-854-2738-9.

GU, Xueyuan a Les EVANS, 2007. Modelling the adsorption of Cd(II), Cu(II), Ni(II), Pb(II), and Zn(II) onto Fithian illite. Journal of Colloid and Interface Science. **307**(2), 317-325. DOI: 10.1016/j.jcis.2006.11.022. ISSN 00219797. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979706010885>

HASEGAWA, Hiroshi, Ismail RAHMAN a M. RAHMAN, 2016. Environmental remediation technologies for metal-contaminated soils. Tokyo: Springer. ISBN 978-4-431-55758-6.

HAVEL, Milan, Vít VEBR, Jindřich PETRLÍK a Petr VÁLEK, 2014. Zinek. Arnika [online]. Praha: Arnika [cit. 2018-02-16]. Dostupné z: <http://arnika.org/zinek>

HELIOS-RYBICKA, Edeltrauda a J. KYZIOL, 1991. Clays and clay minerals as the natural harries for heavy metals in pollution mechanisms — illustrated by Polish rivers and soils. Österreichischen Geologischen Gesellschaft. Wien, 163-176.

HODSON, Mark, 2010. The Need for Sustainable Soil Remediation. Elements. **6**, 363-368.

CHADIMOVÁ, Vlasta, Marek CHVÁTAL, Jiří KÜHN a Dobroslav MATĚJKA, 2017a. Křemen. Mineralogie pro školy [online]. Praha: Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta [cit. 2017-11-24]. Dostupné z: <https://web.natur.cuni.cz/ugmnz/mineral/mineral/kremen.html>

CHADIMOVÁ, Vlasta, Marek CHVÁTAL, Jiří KÜHN a Dobroslav MATĚJKA, 2017b. Albit. Mineralogie pro školy [online]. Praha: Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta [cit. 2017-11-24]. Dostupné z: <https://web.natur.cuni.cz/ugmnz/mineral/mineral/albit.html>

CHAI, Wencui, Yanfang HUANG, Shengpeng SU, Guihong HAN, Jiongtian LIU a Yijun CAU, 2017. Adsorption Of Behavior Of Zn(II) Onto Natural Minerals In Wastewater. A Comparative Study of Bentonite and Kaolinite. Physicochemical Problems of Mineral Processing. **53**(1), 264278. ISSN 2084-4735.

JANŇOUR, Zbyněk, 2000. Výzkum kvality ovzduší v závodě a přilehlém okolí. Výzkumná zpráva Z1287/00, Ústav termomechaniky AV ČR.

JUST, Tomáš, ©2018. Litavka. *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky* [online]. Praha: AOPK ČR [cit. 2018-04-17]. Dostupné z: <http://strednicechy.ochranaprirody.cz/pece-o-vodni-rezim-krajiny/nektere-vodni-toky-strednich-cech/litavka/>

KAFKA, Zdeněk a Jana PUNČOCHÁŘOVÁ, 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy 96. Praha: Ústav chemie ochrany prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 611-617.

KANTI SEN, Tushar a Chi KHOO, 2013. Adsorption Characteristics of Zinc ( $Zn^{2+}$ ) from Aqueous Solution by Natural Bentonite and Kaolin Clay Minerals: A Comparative Study. *Computational Water, Energy, and Environmental Engineering*. **02**(03), 1-6. DOI: 10.4236/cweee.2013.23B001. ISSN 2168-1562. Dostupné také z: <http://www.scirp.org/journal/doi.aspx?DOI=10.4236/cweee.2013.23B001>

KUTÍLEK, Miroslav, 1966. Vodohospodářská pedologie: celostátní učebnice pro vysoké školy. 1. vyd. Praha: SNTL.

LI, Xiong, Hang LI a Gang YANG, 2015. Promoting the Adsorption of Metal Ions on Kaolinite by Defect Sites: A Molecular Dynamics Study. *Scientific Reports*. **5**(1), -. DOI: 10.1038/srep14377. ISSN 2045-2322. Dostupné také z: <http://www.nature.com/articles/srep14377>

LI, Ying, Qinyan YUE a Baoyu GAO, 2010. Adsorption kinetics and desorption of Cu(II) and Zn(II) from aqueous solution onto humic acid. *Journal of Hazardous Materials*. **178**(1-3), 455-461. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.01.103. ISSN 03043894. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389410001391>

MAKOVNÍKOVÁ, Jarmila, 2000a. Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pôde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy. ISBN 8085361671.

MAKOVNÍKOVÁ, Jarmila, 2000b. Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pôde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. Bratislava. Dizertační práce. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy.

MALÝ, Josef a Petr HLAVÍNEK, 1996. Čištění průmyslových odpadních vod. Brno: NOEL 2000. ISBN 80-860-2005-3.

MANAHAN, Stanley, 1993. Fundamentals of environmental chemistry. Boca Raton [Fla.]: Lewis Publishers. ISBN 978-0873715874.

MARTIN, Todd a Michael RUBY, 2004a. Review of In Situ Remediation Technologies for Lead, Zinc, and Cadmium in Soil. *Remediation Journal* **14**. 35-53.

MARTIN, Todd a Michael RUBY, 2004b. Review of In Situ Remediation Technologies for Lead, Zinc, and Cadmium in Soil. *Remediation Journal*. **14**(3), 35-53. DOI: 10.1002/rem.20011. ISSN 1051-5658. Dostupné také z: <http://doi.wiley.com/10.1002/rem.20011>

MATĚJŮ, Vít, ed., 2006. Kompendium sanačních technologií. Vyd. 1. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor. ISBN 80-868-3215-5.

MATYÁŠEK, Jiří a Miloš SUK, 2006. Jílové minerály. Přehled minerálů a hornin určeno studentům učitelství na základních a středních školách [online]. Brno: Masarykova univerzita v Brně [cit. 2018-02-16]. Dostupné z: [https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/js10/minerals/web/min\\_silikaty/fylosilikaty\\_jilove.html](https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/js10/minerals/web/min_silikaty/fylosilikaty_jilove.html)

MELKA, Karel a Martin ŠŤASTNÝ, 2014. Encyklopedický přehled jílových a příbuzných minerálů. 1. vyd. Praha: Academia. Neživá příroda. ISBN 978-80-200-2369-8.

MEROUFEL, Bahia, Omar BENALI, Mohamed BENYAHIA, Mohamed ZENASNI, André MERLIN a Béatrice GEORGE, 2013. Removal of Zn (II) from Aqueous Solution onto Kaolin by Batch Design. *Journal of Water Resource and Protection*. **05**(07), 669-680. DOI:

10.4236/jwarp.2013.57067. ISSN 1945-3094. Dostupné také z: <http://www.scirp.org/journal/doi.aspx?DOI=10.4236/jwarp.2013.57067>

MIRSAL, Ibrahim, 2008. Soil pollution: origin, monitoring. 2nd ed. Berlin: Springer. ISBN 978-3-540-70775-2.

PÁNEK, Tomáš a Ladislav BUZEK, 2002. Základy pedologie a pedogeografie. Vyd. 1. Ostrava: Ostravská univerzita. ISBN 80-704-2827-9.

PETRÁNEK, Jan, Jiří BŘEZINA, Eva BŘÍZOVÁ, Jan CHÁB, Jan LOUN a Přemysl ZELENKA, 2016. Encyklopedie geologie. Vydání první. Praha: Česká geologická služba. ISBN 978-80-7075-901-1.

PETŘÍKOVÁ, Vlasta, Sergej USTJAK a Jiří ROTH, 1995. Těžké kovy v půdách a zemědělských plodinách v pěti různě imisně zatížených lokalitách ČR. Těžké kovy v půdách a zemědělských plodinách v pěti různě imisně zatížených lokalitách ČR. Rostl. Výr., s. 17-23.

PONEC, Vladimír, Slavoj ČERNÝ a Zlatko KNOR, 1968. Adsorpce na tuhých látkách. Praha: Státní nakladatelství technické literatury. Metody a pochody chemické technologie.

PRC ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, Inc, 1997. Recent Developments for in Situ Treatment of Metal Contaminated Soils. Washington D.C.: E.P.A., Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office.

RIEUWERTS, John, Margaret FARAGO, Miroslav CIKRT a Vladimír BENCKO, 1999. Heavy Metal Concentrations in and Around Households Near a Secondary Lead Smelter. Environmental Monitoring and Assessment. 317-335.

RICHTER, Rostislav, 2004. SORPČNÍ SCHOPNOST PŮDY. Kiwi.mendelu.cz [online]. Brno: Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU v Brně [cit. 2018-02-18]. Dostupné z: [http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/agrochemie\\_pudy/sorpce.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/sorpce.htm)

RICHTER, Rostislav a Rostislav HLUŠEK, 1994. Výživa a hnojení rostlin: Určeno pro posl. AF, ZF. 1. vyd. Brno: Vysoká škola zemědělská. ISBN 80-715-7138-5.

SEN, Tushar a Meimoan SARZALI, 2008. Removal of cadmium metal ion (Cd<sup>2+</sup>) from its aqueous solution by aluminium oxide (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>): A kinetic and equilibrium study. Chemical Engineering Journal. **142**(3), 256-262. DOI: 10.1016/j.cej.2007.12.001. ISSN 13858947. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894707007784>

SHICHI, Tetsuya a Katsuhiko TAKAGI, 2000. Clay minerals as photochemical reaction fields. Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews. **1**(2), 113-130. DOI: 10.1016/S1389-5567(00)00008-3. ISSN 13895567. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389556700000083>

SHI, Wei-yu, Hong-bo SHAO, Hua LI, Ming-an SHAO a Sheng DU, 2009. Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite. Journal of Hazardous Materials. **170**(1), 1-6. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.04.097. ISSN 03043894. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389409006797>

SHUKLA, L., 2000. Sorption of zinc and cadmium on soil clays. Pisa: Agrochimica, 101-106.

SIMONIN, Jean-Pierre, 2016. On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. Chemical Engineering Journal. **300**, 254-263. DOI: 10.1016/j.cej.2016.04.079. ISSN 13858947. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894716305290>

SLOUKA, Jiří a Petr BENEŠ, 2016. Základy remediace kontaminovaného půdního prostředí. Vydání: 1. Chrudim: Ekomonitor. ISBN 978-80-868-32-97-5.

SMITH, Lawrence, 1995. Remedial options for metals-contaminated sites. Boca Raton, Fla.: CRC Press. ISBN 15-667-0180-5.

STARÝ, Jaromír, Pavel KAVINA, Mirko VANĚČEK, Ivo SITENSKÝ, 2005. Surovinové zdroje České republiky nerostné suroviny 2004. Česká geologická služba - Geofond. ISBN 80-7212-352-1.

STARÝ, Jaromír, Pavel KAVINA, Mirko VANĚČEK, Ivo SITENSKÝ, Jana KOTKOVÁ a Tereza HODKOVÁ, 2010. Surovinové zdroje České republiky nerostné suroviny 2010. Česká geologická služba - Geofond. 1801-6693.

SURAJ, G., C.S.P. IYER a M. LALITHAMBIKA, 1998. Adsorption of cadmium and copper by modified kaolinites. Applied Clay Science. **13**(4), 293-306. DOI: 10.1016/S0169-1317(98)00043-X. ISSN 01691317. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016913179800043X>

ŠARAPATKA, Bořivoj, 1996. Pedologie. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 80-7067-590.

ŠARAPATKA, Bořivoj, 2014. Pedologie a ochrana půdy. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-3736-1.

ŠIMEK, Lubomír a Josef HRNČIŘÍK, 2005. Fyzikální chemie I. Vyd. 4. Zlín: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně. ISBN 80-731-8324-2.

ŠIMEK, Miloslav, 2003. Půda 1: Neživé složky půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta.

THE INTERNATIONAL ZINC ASSOCIATION, 1991. Zinc in the Environment. International Zinc Association [online]. [cit. 2018-02-16]. Dostupné z: <http://www.zinc.org/environment/>

TLUSTOŠ, Pavel a Jiřina SZÁKOVÁ, 2014. Vybrané metody remediace půd kontaminovaných rizikovými prvky (prezentace). Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů.

UDDIN, Mohammad, 2017. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. Chemical Engineering Journal. Elsevier, (308), 438–462.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000. Technology alternatives for the remediation of soils contaminated with As, Cd, Cr, Hg, and Pb. United States Environmental Protection Agency (US EPA) [online]. Washington, Dc: Engineering Bulletin [cit. 2018-02-23]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/swertion1/download/remed/tdtchalt.pdf>

VÁŇA, V., 2010. Fytoremediace s využitím energetických rostlin a dekontaminačních substrátů. Chemicky podporované in situ sanační technologie. Praha: Vydavatelství VŠCHT, s. 231-239. ISBN 978-80-7080-767-5.

VELDE, B., 1995. Origin and mineralogy of clays. New York: Springer. ISBN 35-405-8012-3.

VELI, Sevil a Bilge ALYÜZ, 2007. Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*. **149**(1), 226-233. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.04.109. ISSN 03043894. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389407005894>

VIRKUTYTE, Jurate, Mika SILLANPÄÄ a Petri LATOSTENMAA, 2002. Electrokinetic soil remediation — critical overview. *Science of The Total Environment*. **289**(1-3), 97-121. DOI: 10.1016/S0048-9697(01)01027-0. ISSN 00489697. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969701010270>

VMZINC, 2003. Význam zinku pro život. VMZINC okouzlení zinkem [online]. [cit. 2018-03-30]. Dostupné z: <http://www.vmzinc.cz/zinek-a-ivotni-prostedi/vyznam-zinku-pro-zivot.html>

VÚMOP, v., 2018. Půdní organická hmota a dehumifikace. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. [online]. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. [cit. 2018-03-04]. Dostupné z: <http://www.organickahmota.cz/#/organicka-hmota>

YARIV, Shmuel a Harold CROSS, 1979. *Geochemistry of Colloid Systems For Earth Scientists*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. ISBN 978-364-2670-411.

YILMAZ, K., K. SALTALI, E. GÜZEL a H. DIKICI, 2010. Zinc(II) Sorption Characteristics of Soils in Predominant Smectite, Illite and Kaolinite Clay Minerals. *Asian Journal of Chemistry*. Turkey, **22**(2), 1487-1494.

YONG, R.N. a B.F. GIBBS, 2001. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*. **60**(1-4), 193-207. DOI: 10.1016/S0013-7952(00)00101-0. ISSN 00137952. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013795200001010>

YONG, R., Abdel-Mohsen MOHAMED a Benno WARKENTIN, 1992. *Principles of contaminant transport in soils*. New York: Elsevier. ISBN 978-0444882936.

ZHANG, M., Z. LIU a H. WANG, 2010. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 820–831.

ZHU, Y., Y. ZHENG, Q. CAO, S. KHAN a Y. HUANG, 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing. *Environmental Pollution*. 686–692.

Zinek [online], 2014. Praha: Arnika [cit. 2018-02-12]. Dostupné z: <http://arnika.org/zinek>



## 7 Seznam obrázků

Obr. 1: Adsorpční efektivita (%) kaolinitu a albitu pro zinek v závislosti na čase (min) při pH 5,5. ....	33
Obr. 2: Adsorpční efektivita (%) kaolinitu a albitu pro zinek v závislosti na čase (min) při pH 6,5. ....	34
Obr. 3: Adsorbované množství zinku (mg/g) na kaolinit a albit v závislosti na čase (min) při pH 5,5 proložené pomocí modelu pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu. ....	35
Obr. 4: Adsorbované množství zinku (mg/g) na kaolinit a albit v závislosti na čase (min) při pH 6,5 proložené pomocí modelu pseudo-prvního a pseudo-druhého kinetického řádu. ....	36
Obr. 5: Adsorbované množství zinku na kaolinit (mg/g) v závislosti na rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l) při pH 5,5.....	37
Obr. 6: Adsorbované množství zinku na kaolinit a albit (mg/g) v závislosti na rovnovážné koncentraci v roztoku (mg/l) při pH 6,5. ....	38