Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie

Analýza půdních podmínek ve vztahu k absorbci Cs vyššími rostlinami

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Diplomant: Bc. Veronika Halušková

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Veronika Halušková

Regionální environmentální správa

Název práce

Analýza půdních podmínek ve vztahu k absorbci Cs vyššími rostlinami

Název anglicky

Analysis of soil conditins in relation to Cs uptake by higher plants

---

Cíle práce

Cílem práce jsou chemické rozbory půd použitých v experimentech zaměřených na příjem a akumulaci caesia vyššími rostlinami. V rámci analýzy půd budou zjišťovány základní půdní charakteristiky. Ve spolupráci s PDS studentem bude připraven a vyhodnocen experiment vztahu akumulace Cs rostlinami v závislostech na vlastnostech půdy. Získaná data budou statisticky vyhodnocena.

Metodika

Bude studován příjem Cs rostlinami na různých typech půd. Standardními metodami budou vyhodnoceny vlastnosti půd použitých v zahradních experimetech. Bude stanoveno množství Cs v jednotlivých částech rostliny, data budou vyhodnocena.

Doporučený rozsah práce

30 stran, 5 grafů

Klíčová slova

radionuklidy, experiment, aukumulace, atomová elektrárna, jílové částice, ionty

---

Doporučené zdroje informací

DANIELOVÁ L., MATOUŠEK J., PÖSCHL M., 2001: Výskyt 137Cs v orných půdách České republiky. Informační zpravodaj – Institut ochrany obavytelstva 12/1: 11–18.

SOUDEK P., VALENOVÁ Š., VAVŘÍKOVÁ Z. & VANĚK T., 2006: 137Cs and 90Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. Journal of Environmental Radioactivity 88/3: 236–250.

WATT N.R., WILLEY N.J., HALL S.C., COBB A., 2002: Phytoextraction of 137Cs: The Effect of Soil 137Cs Concentration on 137Cs Uptake by Beta vulgaris. Acta Biotechnologica 22/1-2, 183–188.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 7. 4. 2015

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 8. 4. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D., a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 16.4. 2015 Bc. Veronika Halušková

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. za odborné vedení při zpracování diplomové práce. Poděkování patří i Ing. Kateřině Markové za vzájemnou spolupráci při experimentu. Nakonec bych ráda poděkovala Ing. Sergeji Usťakovi, CSc. za dovolené zpracování půdních vzorků v laboratoři.

V Praze 16.4. 2015 Bc. Veronika Halušková

Abstrakt

Základní půdní charakteristiky byly analyzovány u tří typů půd (jílovitá, černozem a slatina). Mezi chemické rozbory, které byly u jednotlivých vzorků měřeny, patří sušina, pH H_2O, pH KCl, základní živiny, oxidovatelný uhlík, humus a celkový dusík. Před měřením byly půdy sušeny na vzduchu, homogenizovány a pro analýzu C_{OX} a N_t byly přesáty. Sušina vzorků půd byla stanovena vážkově. Základní živiny byly analyzovány metodou ICP-OES. Stanovení C_{ox} bylo provedeno spektrofotometricky po oxidaci chromsírovou směsí. Celkový dusík byl měřen podle Kjeldahla s použitím selenu jako katalyzátoru.

Půdy byly použity v experimentech zaměřených na příjem a akumulaci cesia vyššími rostlinami. Tyto schopnosti byly zkoumány u dvou druhů rostlin (*Helianthus annus L.* a *Phragmites australis*). Rostliny byly vystaveny cesiu dvacet dní a poté sklizeny. Jednotlivé části (kořen a list) byly analyzovány odděleně. Koncentrace cesia v jednotlivých částech rostlin byla analyzována metodou ICP-MS. Byla porovnávána koncentrace cesia mezi jednotlivými druhy rostlin a mezi jejich částmi v závislosti na vlastnostech půd.

Klíčová slova:

radionuklidy, experiment, akumulace, atomová elektrárna, jílové částice, iont

Abstract

Basic soil characteristics were analyzed in three soil types (clay, chernozem and peat). Between the chemical analyzes that are the individual measurement samples include dry matter, pH H_2O, pH KCl, essential nutrients, oxidizable carbon, humus and total nitrogen. Before measuring were soils air dried, homogenized and for analysis of C_{OX} and Nt were sieved. Dry matter of soil samples was determined gravimetrically. Essential nutrients were analyzed by ICP-OES. Determination of C_{ox} was performed spectrophotometrically after oxidation chromo-sulfuric mixture. Total nitrogen was measured by Kjeldahl using selenium as catalyst.

Soils were used in experiments aimed at uptake and accumulating cesium higher plants. These capabilities have been studied in two species of plants (*Helianthus annuus L.* and *Phragmites australis*). Plants were exposed to cesium twenty days and then harvested. Individual parts (roots and leaves) were analyzed separately. Concentrations of cesium in different parts of plants were analyzed by ICP-MS. Concentrations of cesium were compared between different species of plants and between their parts depending on soil properties.

Keywords:

radionuclides, experiment, accumulation, nuclear power plant, clay particles, ions

Obsah

1. Úvod 9

2. Cíle 10

3. Literární rešerše 11

3.1. Radionuklidy v životním prostředí 11

3.2 Charakteristika Cs 13

3.3. Vliv cesia na zdraví člověka 13

3.4. Přenos a akumulace ^{137}Cs v ekosystémech 14

3.4.1. Přenos ^{137}Cs v půdě 15

3.4.2. Příjem ^{137}Cs rostlinami 17

3.4.2.1 Příjem listy 17

3.4.2.2 Příjem kořenovým systémem 18

3.5. Fytoremediace 18

3.5.1. Fytodegradace 19

3.5.2. Rhizodegradace 20

3.5.3. Fytostabilizace 20

3.5.4. Fytoextrakce 20

3.5.5. Rhizofiltrace 21

3.5.6. Fytovolatilizace 22

4. Metodika 23

4.1. Zahradní experiment 23

4.2. Laboratorní analýza a měření cesia 23

4.3. Laboratorní analýzy půd 24

4.3.1. Stanovení sušiny 24

4.3.2. Stanovení pH H_2O (aktivní kyselost) 25

4.3.3. Stanovení pH KCl (výměnná kyselost) 25

4.3.4. Stanovení základních živin (extrakční roztok podle Mehlicha 3) 26
4.3.5. Stanovení C_{OX} a humusu 27
4.3.6. Stanovení celkového dusíku 28
4.4. Statistické vyhodnocení 29
5. Výsledky 31
6. Diskuze 36
6.1. Vliv pH na příjem cesia 36
6.2. Obsah základních živin a příjem cesia 36
6.3. Obsah vody (sušina) 38
6.4. Vliv C_{OX} a humusu 38
6.5. Vliv sloučenin dusíku 39
7. Závěr 40
8. Použitá literatura 41

1. Úvod

V životním prostředí můžeme nalézt přírodní a umělé zdroje ionizujícího záření. Přírodní radionuklidy (např. ^{40}K, $^{238+235}U$, aj.) jsou součástí zemské biosféry a mohou vyvolat externí nebo interní ozáření organismu.

Na rozdíl od přírodních radionuklidů vznikají umělé radionuklidy (^{90}Sr, ^{137}Cs, aj.) lidskou činností (Pöschl, 2006). Do životního prostředí se tyto nuklidy dostaly po testech jaderných zbraní v atmosféře (největší množství) a po havárii jaderného reaktoru v Černobylu (26.4. 1986). Z důvodu dlouhého poločasu rozpadu ($T_{1/2}$= 30,17 let) je velká pozornost věnována izotopu ^{137}Cs (Danielová a kol., 2001).

Cesium je pro lidský organismus velmi toxické. Vysoké dávky ^{137}Cs mohou způsobit poruchy kostní dřeně. Nízké dávky způsobují poruchy reprodukce nebo rakovinu ledvin (Lestaevel a kol., 2010).

Bylo zjištěno, že určité množství cesia se stále nachází v půdě (v hloubce do 10 cm pod povrchem) (Szerbin a kol., 1999). Radionuklid migruje v půdním prostředí a může být přijímán kořenovým systémem rostlin. Proces je velmi složitý a záleží na různých vlastnostech půd (např. druh, pH, redoxní potenciál, množství mikroelementů, aj.) a rostlin (např. vývojové stadium rostliny, látková výměna v rostlině) (Danielová a kol., 2001; Pöschl, 2006). Rostlina může cesium přijímat také nadzemními částmi (prýtem), a to přes list, květem a dolními částmi prýtu a povrchovými kořeny (Pöschl, 2006). Velké uplatnění má v současné době fytoremediace, tedy využití rostlin pro odstranění radionuklidů a jiných toxických látek ze znečištěné půdy, sedimentů, povrchových a podzemních vod (Soudek a kol., 2004).

V této práci se věnuji analýzám základních půdních parametrů tří typů půd ve vztahu k příjmu a distribuci cesia ve dvou druzích rostlin. Z rostlin byl vybrán rákos obecný (*Phragmites australis*) a slunečnice roční (*Helianthus annuus L.*). Rostliny mají různý fytoremediační potenciál. Půdní charakteristiky byly analyzovány u půdy jílovité, slatiny a černozemě. Zkoumané vlastnosti se u jednotlivých typů půd liší.

2. Cíle

Cílem práce jsou chemické rozbory půd použitých v experimentech zaměřených na příjem a akumulaci cesia vyššími rostlinami. V rámci analýzy půd budou zjišťovány základní půdní charakteristiky. Ve spolupráci s PDS studentem bude připraven a vyhodnocen experiment vztahu akumulace Cs rostlinami v závislostech na vlastnostech půdy. Získaná data budou statisticky vyhodnocena.

3. Literární rešerše

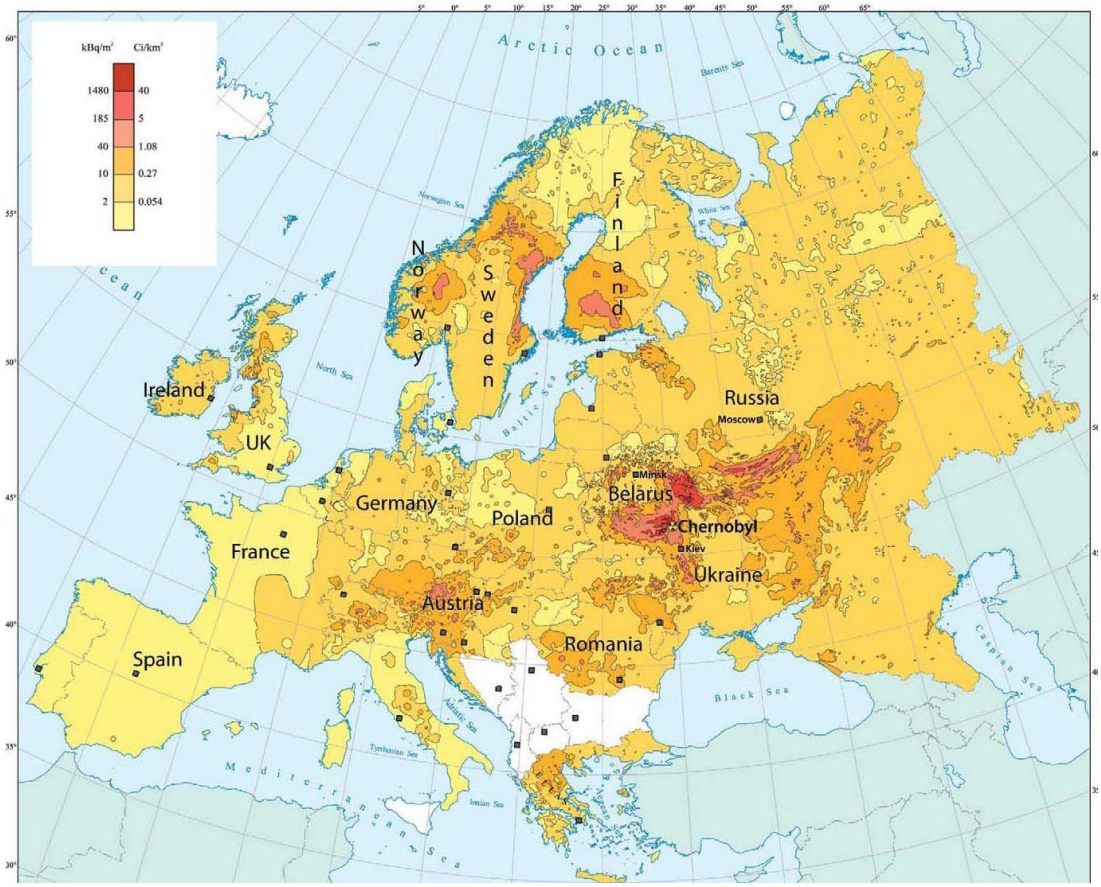
3.1. Radionuklidy v životním prostředí

V životním prostředí lze nalézt řadu přírodních a umělých radionuklidů. Přírodní radionuklidy vznikly nebo vznikají bez antropogenního vlivu. Jsou v definovaném množství přirozenou součástí zemské biosféry (v půdě, horninách, podzemních vodách nebo v lidském těle) (Pöschl, 2006). Tyto radionuklidy mohou vyvolat externí nebo interní ozáření organismu. Vnitřní ozáření způsobují radioizotopy radonu a draslík ^{40}K. K vnějšímu ozáření přispívají radionuklidy ^{238}Th a $^{238+235}$U.

Umělé radionuklidy vznikají lidskou činností. Řada umělých radioizotopů vzniká v jaderné energetice a při využívání radioaktivity v průmyslu, medicíně a výzkumu (Pöschl, 2006). Kontaminace životního prostředí radionuklidy je výsledkem testování jaderné energie, nakládání s jaderným odpadem, výroby zbraní a nehod vyplývajících z výroby jaderné energie (Soudek a kol., 2006). Významnou nehodou jaderného reaktoru byla především Černobylská havárie, ke které došlo 26.4. 1986. Po této havárii jaderné elektrárny bylo do životního prostředí rozšířeno mnoho radionuklidů, mezi nimiž nechybělo ani ^{137}Cs (Obr.1). Izotop cesia je z hlediska dlouhodobé kontaminace nejvýznamnějším radionuklidem, který je schopný se vstřebávat jak do živých organismů, tak do bylin a dřevin. Mezi významné zdroje vnitřní kontaminace obyvatelstva 137Cs mohou patřit houby, lesní plody a maso lesní zvěře, která se jimi živí (Havránek a Havránková, 2008).

Území České republiky bylo také z důvodu havárie jaderné elektrárny v Černobylu zamořeno radioaktivními látkami, zejména izotopem ^{137}Cs. Depozice byla určována vzdušným prouděním a hlavně srážkami, které podporovaly vymývání radionuklidů z atmosféry (Havránek a Havránková, 2008). Z důvodů nepříznivých výše uvedených klimatických podmínek byl radioaktivní spad v ČR výrazně asymetrický (Danielová a kol., 2001).

Byla potřeba monitoringu ^{137}Cs v jednotlivých složkách životního prostředí, a tedy i půdy (Danielová a kol., 2001). Nejdéle kontaminace přetrvává v neobdělávaných půdách (Havránek a Havránková, 2008).



Obr.č. 1 Kromě kontaminované oblasti poblíž Černobylu jsou kontaminovány ^{137}Cs také oblasti severských zemí, Švédsko a Finsko, převzato z Soudek P.

Údaje kontaminace zemského povrchu a půd radionuklidy jaderného spadu ^{137}Cs a ^{134}Cs jsou nejčastěji vyjadřovány v jednotkách plošné aktivity v $kBq.m^{-2}$, v jednotkách měrné aktivity $Bq.kg^{-1}$ nebo v hodnotách dávkového příkonu záření gama $nGy.h^{-1}$ nad zemským povrchem (Hanák a kol., 2007).

3.2. Charakteristika Cs

Cesium patří jako lithium, sodík, draslík a rubidium do skupiny alkalických kovů. Bylo objeveno v roce 1860 Robertem Bunsenem a Gustavem Kirchhoffem ve vodě z minerálních pramenů (Lestaevel a kol., 2010).

Cesium je měkký stříbřitě růžový kov s relativně nízkým bodem tání (28 °C). Reaguje explozivně s halogeny za vzniku flouridů, chloridů, bromidů a jodidů. Také reaguje s vodou a dokonce i s ledem při nízkých teplotách (Melnikov a Zanoni, 2009).
V přírodě lze nalézt jediný jeho stabilní izotop ^{133}Cs. Dále se v přírodě nachází umělý radioizotop ^{137}Cs, s poločasem rozpadu ($T_{1/2}$) 30,17 let. Stabilní cesium se vyskytuje v různých rudách a v menší míře také v půdě. Koncentrace cesia v zemské kůře je 1,9 mg/kg a v mořské vodě je asi 0,5 ug/kilogram (Melnikov a Zanoni, 2009). Izotop ^{137}Cs byl uvolněn do životního prostředí při atmosférickém testování zbraní a jaderné havárii (Lestaevel a kol., 2010). Dalším uniklým radioaktivním izotopem cesia bylo ^{134}Cs, které má 15x kratší poločas rozpadu (Borovička a kol.). Radiocesium 137 je z důvodu možnosti negativního dopadu na lidský organismus velmi nebezpečné vzhledem k emitovanému beta a gama záření během jeho rozpadu a isomerního přechodu přes ^{137m}Ba na stabilní izotop baria ^{137}Ba (Melnikov a Zanoni, 2009).

3.3. Vliv cesia na zdraví člověka

Existují tři hlavní cesty vstupu polutantů včetně radionuklidů do těla: inhalace, ingesce a perkutánní cesta (Pöschl, 2006). Nejpravděpodobnější způsob akutní kontaminace radioaktivním cesiem je inhalace (Faustino a kol., 2008).

Cesium, které je fyzikálně a chemicky podobné draslíku, je distribuováno rovnoměrně v měkkých tkáních (Pöschl, 2006). Bylo prokázáno, že se radionuklid akumuluje v různých orgánech, jako jsou žlázy s vnitřní sekrecí, srdce a slezina (Grignard a kol., 2007). Značné snížení doby akumulace v těle je možné orálním podáním pruské modři, která je schopna vázat ionty kovů a zvyšovat vylučování radioaktivních izotopů cesia (Cs) a iontů thalia (Faustino a kol., 2008).

Vylučováno je u člověka především ledvinami, malé množství může být vylučováno fekáliemi. Podle modelu biokinetiky, který byl vyvinutý v roce 2003, se cesium po požití vylučuje v 86 % močí a ve 14 % stolicí (Lestaevel a kol., 2010). Eliminace ^{137}Cs u lidí může být závislá na věku a pohlaví, ale také na hmotnosti a výšce (Faustino a kol., 2008). U lidí se biologický poločas cesia (doba, kdy je polovina absorbovaného cesia odstraněna z těla) pohybuje v intervalu 50 - 150 dnů. Biologický poločas radiocesia je delší ve svalech než v játrech či ledvinách (Pöschl, 2006). Doba retence je zvyšována s věkem (34 dní u pětiletého dítěte, 97 dní u dospělého), a to z důvodu nárůstu tělesné hmotnosti (Lestaevel a kol., 2010).

Vysoké dávky ^{137}Cs způsobují poruchy kostní dřeně, které se vyznačují poklesem bílých krvinek a imunodeficitem. Vysoká dávka expozice ^{137}Cs je charakteristická klasickým syndromem aplastické anémie. Nízké dávky způsobují poruchy reprodukce, rakovinu ledvin, léze na močovém měchýři a chronickou proliferační cystitidu (označovaná jako černobylská cystitida). Někteří autoři vypozorovali poškození srdce u dětí. Také byla pozorována četnost rakoviny štítné žlázy a poruchy vidění (Lestaevel a kol., 2010).

3.4. Přenos a akumulace ^{137}Cs v ekosystémech

Radionuklidy se do atmosféry mohou dostat ve formě plynu, aerosolu, či jako jemné částice. Následně jsou přenášeny větrem, rozptylovány a promíchávány směšovacími procesy nebo se postupně usazují procesy depozičními (Pöschl, 2006). Cesium se do půdy dostává suchou (v podobě aerosolů nebo pevných částic) a mokrou (plynná či aerosolová forma) depozicí (Danielová a kol., 2001). Do povrchových vod se mohou radionuklidy uvolnit přímo nebo prostřednictví sedimentace nebo suchou a mokrou depozicí z atmosféry (Pöschl, 2006).

Mezi vlastnosti, které ovlivňují transfer a akumulaci patří vlastnosti radionuklidů ($T_{1/2}$, biologická koncentrace, fyzikální vlastnosti, apod.), charakteristika a chování organizmů (morfologie, délka života, výživa, atd.) a vlastnosti ekosystému (fyzikální - např. klima; chemické - např. chemie půdy, složení vzduchu; biologické - schopnost příjmu ze vzduchu a půdy) (Pöschl, 2006).

3.4.1 Přenos ^{137}Cs v půdě

Radionuklidy, které se dostanou na povrch půdy mohou migrovat horizontálním ale také vertikálním směrem (Čipáková, 1998).

Pokud dojde ke kontaminaci půdy, radionuklidy zde pomalu a složitými procesy migrují půdní vodou jako rozpuštěné ionty či v organických komplexech. Poté vzájemně reagují s půdními složkami (Pöschl, 2006). Přenos radionuklidů v půdě je silně ovlivněn obsahem jemných a koloidních částic v půdě (Danielová a kol., 2001). Rychlost migrace ^{137}Cs se v různých druzích půd liší, a to od 0,1 - 1 cm za rok (Čipáková, 1998).

Cesium se v půdních roztocích vyskytuje ve formě kationtu Cs^+ (Čipáková, 1998). Určitou roli v mobilitě a dostupnosti cesia v půdách hraje adsorpce iontů a následná fixace na pevnou fázi. Adsorpce snižuje koncentraci roztoku, což vede k velmi nízkým difúzním tokům. Velmi silné adsorpční vlastnosti Cs mají jílové minerály (např. illity, vermikulity), které se nachází v hlubší vrstvě půdy. Existují ovšem i jiné pevné složky půdy, které adsorbují cesium jen v menším množství. Mezi ně patří organické látky, uhličitany a (hydr)oxidy železa, hliníku a manganu (Staunton a kol., 2002). Adsorpční schopnost huminových kyselin vede ke snížení pohyblivosti iontů Cs^+ (Čipáková, 1998). Staunton a kol. zjistili, že přítomnost organických látek inhibuje adsorpci cesia. Na organický materiál je bohatší vrchní vrstva (horizont) půdy. Tyto půdní koloidy mají vysoce specifickou hustotu záporných nábojů, které slouží jako místa pro výměnu kationtů. Schopnost půdy adsorbovat ionty je vyjádřena její kapacitou pro výměnu kationtů (*CEC*) (Pöschl, 2006). Adsorpce a desorpce jsou závislé na složení kationtů v půdním roztoku a výměnném komplexu. Kationty v půdě, které konkurují adsorpci cesia, jsou ionty draselný a amonný (Staunton a kol., 2002). Dalším prvkem, který ovlivňuje pohyb cesia v půdě je vápník. Při nízkém obsahu Ca v půdě je pohyblivost cesia zvýšená. Při vyšším obsahu Ca je to naopak (Čipáková, 1998). Jackson a kol. uvedli, že mobilita ^{137}Cs v půdě se zvyšuje s přídavkem jednomocných kationtů v následujícím pořadí: $Rb^+ > NH_4^+ > K^+$ (Lasat a kol., 1997). Nicméně i přes rychlou a silnou adsorpci na půdní minerály je cesium schopné v malém množství migrovat do hloubky. To může být důsledek přírodních procesů, jako jsou srážky

nebo biologická činnost živých organismů (Zygmunt a kol., 1998). Adsorpce iontů na složky půdy je většinou proces reverzibilní a je směřován k dosažení rovnováhy mezi koncentrací v půdním roztoku a vazbou v sorpčním komplexu. Tato rovnováha je charakterizována distribučním koeficientem (K_d):

$$K_d = \frac{A_{sol.} \cdot M^{-1}}{A_{liq.} \cdot V^{-1}}$$

$A_{sol.}$: celková aktivita v pevné fázi [Bq]

$A_{liq.}$: celková aktivita ve vodní fázi [Bq]

M: hmotnost pevné fáze [kg]

V: objem vodní fáze [l]

Čím je distribuční koeficient vyšší, tím bude radionuklid cestovat menší rychlostí do hloubky. Hodnota K_d se snižuje s poklesem pH (Čipáková, 1998).

Bylo zjištěno, že cesium je rychle imobilizováno v půdách, které mají vysoký podíl slídových minerálů, obsahují volné uhličitany, mají pH mezi 4 - 7 a obsahují malé množství organických látek (Szerbin a kol., 1999).

Na formu výskytu radionuklidu v půdě, jeho vlastnosti, schopnost migrace v půdě a biologickou dostupnost pro rostlinu mají vliv i další faktory, mezi které patří: iontově výměnná kapacita půdy, pH, redoxní potenciál, množství mikroelementů a také druh půdy (Danielová a kol., 2001).

Szerbin a kol. uvedli, že pronikání cesia do půdy je velmi pomalý proces. Padesát let po Černobylské nehodě bude stále 99 % radioaktivity ^{137}Cs v hloubce do 10 cm pod povrchem a maximální radioaktivita bude nalezena v hloubce do 2 cm pod povrchem (Szerbin a kol., 1999). Množství cesia, které rostlina přijme, je závislé na čase (Danielová a kol., 2001).

Významnou roli hraje také hospodářská činnost člověka, kdy se orbou radionuklidy dostávají z vrchní části půdy do hlubší (Čipáková, 1998).

3.4.2 Příjem ^{137}Cs rostlinami

Rostliny mohou být kontaminovány dvěma hlavními cestami: přímou depozicí na nadzemní části rostliny (prýtu) a nepřímou depozicí kořenovým systémem.

Přímá kontaminace je složená ze dvou procesů, a to ze suché a mokré depozice. Suchou depozicí se rozumí difúze, strhávání nebo sedimentace radionuklidů ve formě aerosolů nebo pevných částic. Mokrá depozice zahrnuje přechod jakékoliv látky z atmosféry na povrch rostliny v důsledku působení srážek. Přímá kontaminace radionuklidu z povrchu rostlin do vnitřních pletiv může probíhat třemi cestami, a to přes list, květem a dolními částmi prýtu nebo povrchovými kořeny.
Na zachycení radionuklidů vegetací mají vliv tyto parametry: vlastnosti deponovaného materiálu, povrchové parametry, vlastnosti rostlin a klimatické podmínky (Pöschl, 2006).

3.4.2.1 Příjem listy

Bylo zjištěno, že téměř všechny radionuklidy prostupují povrchem listů relativně snadno (až 50 % během krátké doby). Zda bude příjem listy nízký či naopak, ovlivňují povětrnostní podmínky, vývojové stadium rostliny nebo látková výměna v rostlině. Například při velké vlhkosti a při přechodu vegetativní fáze vývoje na generativní se příjem radionuklidu zvyšuje. Naopak je nízký v suchých podmínkách (Pöschl, 2006). Velký vliv na příjem cesia má velikost povrchu listu a případné jeho ochlupení (větší povrch = vyšší množství přijatého radionuklidu) (Čipáková, 1998). Transfer radionuklidů v rostlinných tkáních je závislý na jejich mobilitě. Cesium patří mezi pohyblivé prvky a převážně se ukládá v nadzemních částech rostliny (Pöschl, 2006).

3.4.2.2 Příjem kořenovým systémem

Na rozdíl od příjmu radionuklidů prýtem, kdy je proces většinou časově omezený, je absorpce kořeny dlouhodobá. Rostliny mohou přijímat nuklidy z půdních roztoků ve formě iontů, ale také vázané na organické molekuly. Tento příjem je závislý na fyziologických vlastnostech rostlin, obsahu nuklidu v půdě a jeho biologické dostupnosti v půdě (Pöschl, 2006).

Půda je složitý heterogenní systém, který je příčinou nesnadného příjmu radionuklidů kořenem. Přenos půda - rostlina je charakterizován tzv. transferovým faktorem (*TF*):

$$TF = \frac{A_{rostl.}}{A_{půda}}$$

$A_{rostl.}$: měrná aktivita nuklidu v rostlině

$A_{půda}$: měrná aktivita nuklidu v půdě

Hodnota *TF* je ovlivňována celkovým obsahem živin v půdě. Nezáleží ovšem pouze na koncentraci daného nuklidu, ale také na množství všech izotopů určitého prvku nebo fyzikálně či chemicky podobných prvků. Intenzita příjmu cesia kořenovým systémem je ovlivňován přítomností sloučenin dusíku, draslíku a vápníku. Draslík je chemicky podobný cesiu. Pokud vzroste obsah K v půdě, dojde ke snížení intenzity příjmu Cs kořenem (Pöschl, 2006). Proto může být přídavek draselných hnojiv do půdy vhodný ke snížení obsahu Cs v rostlinách (Čipáková, 1998).

Staunton a kol. zkoumali vliv hustoty zakořenění na absorpci cesia. Mělké zakořenění rostlin je vystaveno více radioaktivnímu cesiu než hluboce zakořeněné rostliny.

3.5. Fytoremediace

Fytoremediace je proces využití rostlin pro odstraňování polutantů a xenobiotik ze životního prostředí. Soudek definoval tuto techniku jako využití zelených rostlin a

s nimi asociovaných mikroorganismů, půdních doplňků a agronomických technik pro odstranění či transformaci kontaminantů z životního prostředí.

Rostliny mohou být použity k odstranění jak organických, tak i anorganických sloučenin. Aby mohla rostlina organické látky transformovat, musí být tyto látky biologicky dostupné pro adsorpci, absorpci, transfer a metabolickou transformaci rostlinami (Macková a Macek, 2005).

Výhodami tohoto procesu jsou jeho cenová přístupnost, aplikace *in situ*, využití solární energie a současně je lépe přijímána veřejností. Zároveň je také kladně hodnocena z důvodu, že může esteticky obohatit zdevastovanou krajinu (Macková a Macek, 2005; Soudek a kol., 2008).

Hlavními nevýhodami jsou časová náročnost, nízká tolerance rostlin vůči polutantům a nebezpečí kontaminace potravního řetězce (Macková a Macek, 2005; Soudek a kol., 2008).
Fytoremediaci lze použít pro vysoce kontaminované plochy, ale také i v lehce kontaminovaných oblastech (Macková a Macek, 2005).

V případě znečištěné půdy se mohou aplikovat tyto postupy: fytotransformace, rhizosferní biodegradace, fytostabilizace, fytoextrakce a fytovolatilizace. Při čištění vod se používá rhizofiltrace, fytovolatilizace, vegetační kryt a mokřady (Macková a Macek, 2005).

3.5.1 Fytodegradace

Principem fytodegradace je absorpce, přeměna a odbourávání kontaminantu uvnitř rostliny. Proces využívá některé ze stejných enzymů, které se podílejí na akumulaci v tkáních. Mezi tyto enzymy patří dehalogenasy, mono- a dioxygenasy, peroxidasy, peroxygenasy, karboxylesterasy, laccasy, nitrilasy, fosfatasy a nitroreduktasy. Fytodegradace se používají především pro odstraňování organických polutantů. Při aplikaci procesu je potřeba zajistit, aby nedocházelo k přeměnám na toxičtější metabolity, než jsou samotné polutanty (Soudek a kol., 2008).

3.5.2 Rhizodegradace

Principem metody je zvýšení množství půdních bakterií v půdě prostřednictvím kořenového systému (Soudek a kol., 2008). Kořeny vytvářejí vhodné podmínky pro růst mykorrhizních hub, které mají vliv na přísun živin ke kořenům, transport toxických látek a zároveň metabolizují některé organické polutanty (např. polycyklické aromatické uhlovodíky - PAHs, polychlorované bifenyly - PCBs) (Macková a Macek, 2005). Kořeny vylučují mnoho organických sloučenin, které jsou potravou půdních bakterií (Soudek a kol., 2008). Vztah mezi půdními houbami a rostlinnými kořeny je symbiotický (Macková a Macek, 2005).

3.5.3 Fytostabilizace

Jedním z cílů fytostabilizace je imobilizace vodních a půdních kontaminantů prostřednictví kořenového systému. Zde dochází k akumulaci, precipitaci nebo redukci těžkých kovů. Rostliny, které jsou vhodné k použití, jsou schopné snášet vysoké koncentrace těžkých kovů. Fytostabilizace se používá pro konečnou úpravu ploch, kde byly nejdříve k odstranění znečištění aplikovány jiné sanační technologie (Macková a Macek, 2005; Soudek a kol., 2008).

Bylo zjištěno, že tato technika může snížit migraci ^{137}Cs, které má tendenci se silně absorbovat do půdy (Ashraf a kol., 2014).

3.5.4 Fytoextrakce

Principem metody je absorpce kontaminantu kořeny a následná akumulace v nadzemní části rostliny. Rostlina toleruje a akumuluje vysoké koncentrace kovů. Poté dochází ke sklizni, kdy je potřeba zacházet s rostlinou jako s odpadem. Fytoextrakce se používá k odstraňování těžkých kovů, polokovů (As, Se), radionuklidů a nekovů (B) (Macková a Macek, 2005; Soudek a kol., 2008).

Watt a kol. (2002) se věnovali fytoextrakci ^{137}Cs pomocí řepy červené (*Beta vulgaris*). Pokus probíhal v okolí jaderné elektrárny Bradwell, Velká Británie.

Studie ukázala, že transfer ^{137}Cs v systému půda - rostlina není závislý na koncentraci cesia v půdě. Celkové odstranění ^{137}Cs závisí více na vyprodukované rostlinné biomase. Proto může být fytoextrakce vhodnou sanační technikou oblasti kontaminované radiocesiem. K lepším výsledkům by mohly přispět zvýšená dostupnost radionuklidu v půdě, vylepšené agronomické režimy a bezpečné likvidační metody pro sklizenou rostlinnou biomasu.

Soudek a kol. (2004) studovali příjem isotopu ^{137}Cs z hydroponického média dřevitou rostlinou *Populus simonii L.* (topol Simonův), které obsahovalo 0,5 mM CsCl. Ukázalo se, že topol dokázal přijmout 31 % počáteční koncentrace cesia po 16 dnech. ^{137}Cs se naakumulovalo v žilách listu a mladých listech. Topol může být využit k fytoextrakci kontaminované půdy a jako zdroj energie po sklizni.

3.5.5 Rhizofiltrace

Rhizofiltrace se používá k odstranění kontaminantu z povrchových nebo splaškových vod použitím kořenového systému. Oproti fytoextrakci dochází k akumulaci v kořenech. Metoda je vhodná pro anorganické i organické sloučeniny a účinná při nízkých koncentracích kontaminantů a velkých objemech vody (Macková a Macek, 2005; Soudek a kol., 2008).

Vhodnou rostlinou k rhizofiltraci znečištěných vod je rákos obecný (*Phragmites australis L.*). Bylo zjištěno, že ve srovnání se slunečnicí roční měl rákos schopnost příjmu dvojnásobného množství cesia. ^{137}Cs bylo lokalizováno v celé rostlině, zejména v hrotech listu, v mladých výhoncích a v kořenovém systému (Soudek a kol., 2004).

3.5.6 Fytovolatilizace

Principem metody je příjem kontaminantu kořenovým systémem, transport do nadzemní části rostliny, v některých případech biotransformace kontaminantu a následuje transpirace těkavého polutantu. Fytovolatilizace je vhodná zejména pro organické látky, jako je např. MTBE (methyl-*terc*-butylether). Nevýhodou je pouhý přesun kontaminantu z půdy do ovzduší (Soudek a kol., 2008).

4. Metodika

Experiment se skládal ze dvou částí. První částí byl zahradní experiment, kdy PDS student zkoumal a vyhodnocoval příjem a akumulaci cesia vyššími rostlinami. Následně byly provedeny chemické rozbory půd, které byly součástí výše zmiňovaného pokusu.

4.1. Zahradní experiment

K analýze příjmu a akumulaci cesia byly použity tyto druhy: slunečnice roční (*Helianthus annuus L.*) a rákos obecný (*Phragmites australis*). Semena rostlin byla pěstována ve skleníku až do stádia semenáčků. Následně byly převedeny do květináčů s různými typy půd. Jako hnojivo byl použit ¼ Haogland. Jednotlivé druhy byly pěstovány jednotlivě a uspořádány v úplném znáhodněném designu. Po vytvoření správných podmínek pro rostliny byl přidán roztok 0,5 mM CsCl. Rostliny byly vystaveny cesiu po dobu dvaceti dnů.

4.2. Laboratorní analýza a měření cesia

V době sklizně byly výhonky a kořeny rostlin odděleny. Jednotlivé části byly omyté od substrátu. Následně byla změřena jejich hmotnost. Poté byly vzorky sušeny v sušárně při teplotě 80 ^{0}C po dobu 22 hodin. Po vysušení byly vzorky opět zváženy. Dalším krokem byla mineralizace vzorků. Od každého vysušeného a zhomogenizovaného vzorku (za použití mlýnku) bylo naváženo 0,25 - 0,30g. Samotná mineralizace probíhala v teflonových zkumavkách a s přidáním mineralizační směsi kyselin HNO_3 + $HClO_4$ v poměru 7:1. Vzorky byly inkubovány v mikrovlnné troubě (Anton Paar) po dobu jedné hodiny. Zmineralizované vzorky byly převedeny do manipulačních zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou do výsledného objemu 50ml. Měření koncentrace cesia bylo provedeno pomocí analýzy ICP-MS (hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem).

Na výše zmiňovaném experimentu jsem se podílela, pracovala v laboratoři a následně převzala naměřené hodnoty.

4.3. Laboratorní analýzy půd

Pro získání dat základních půdních parametrů byla provedena analýza půdy jílovité, černozemě, slatiny a půdy z okolí Temelínska. V laboratoři byly měřeny následující půdní charakteristiky: sušina, pH H_2O, pH KCl, základní živiny (K, Ca, Mg, P), C_{Ox}(oxidovatelný uhlík) + humus a N_t (celkový dusík). Před chemickými rozbory byly vzorky půd vysušeny na vzduchu a homogenizovány (za použití mlýnku). Z důvodu dobrých výsledků a pokynů v metodikách byly půdy pro měření N_t a C_{OX} přesáty přes jemné síto. Jednotlivé analýzy jsou rozepsány níže. Popsán je princip metody a postup práce.

4.3.1 Stanovení sušiny

Principem metody je zjištění hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti vzorku z úbytku hmotnosti vzorku po jeho vysušení při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti (Zbíral a kol. 2010).

Vzorky půd jsou naváženy do předem zvážených váženek. Hmotnost jednoho vzorku je cca 5g. Otevřená váženka se vzorkem je umístěna do sušárny vyhřáté na teplotu 105 ± 5 °C. Suší se do konstantní hmotnosti, což je po dobu 4 hodin. Po ukončení sušení jsou uzavřené váženky umístěny do exsikátoru a po vychladnutí (cca 1 hodina) jsou převáženy. Hmotnostní podíl sušiny je vypočten podle následujícího vzorce:

$$w_{dm} = \frac{m_2 - m_0}{m_1} \cdot 100$$

m_0: hmotnost prázdné váženky s víčkem [g]

m_1:hmotnost naváženého vzorku [g]

m_2: hmotnost váženky s víčkem a vzorku po vysušení [g]

Obr.č.2 Vzorek je rozprostřen v tenké vrstvě a sušen v otevřené vážence

4.3.2 Stanovení pH H_2O (aktivní kyselost)

Aktivní kyselost je způsobena volnými oxoniovými (H_3O^+) kationty. Je zjišťována přímým měřením koncentrace oxoniových kationtů a je vyjádřená hodnotou pH. Je to nejškodlivější forma půdní kyselosti (Diviš 2010).

Jednotlivé vzorky půd jsou naváženy do plastových kádinek. Hmotnost jednoho vzorku je 20g. Do kádinky je přidáno 50ml destilované vody a obsah je pomocí skleněné tyčinky kruhovým pohybem promíchán. Takto je vzorek nechán stát jednu hodinu. Před měřením je obsah znovu promíchán. Do kádinky je elektroda pH metru ponořena tak, aby byla celá spodní část ve výluhu. Po ustálení hodnoty (může trvat až jednu minutu) je elektroda opláchnutá destilovanou vodou a ponořena do dalšího vzorku.

4.3.3 Stanovení pH KCl (výměnná kyselost)

Principem metody je vytěsnění iontů vodíku ze sorpčního komplexu půdy pomocí draselných iontů vyluhovacího roztoku. Aktivita vodíkových iontů v suspenzi se měří skleněnou iontově selektivní elektrodou oproti vhodné referentní elektrodě (Zbíral a kol. 2010).

Hodnota pH aktivní kyselosti bývá vyšší než pH výměnné kyselosti. Rozdíl bývá zpravidla 0,5 pH. Čím je pH půdy blíže neutrální hodnotě (pH = 7), tím je rozdíl menší (Diviš 2010).

Do plastových kádinek je naváženo 20g vzorku. Dále je přidáno 50 ml roztoku chloridu draselného (c = 0,2 mol/l). Obsah je promíchán pomocí skleněné tyčinky kruhovým pohybem. Doba stání vzorku je jedna hodina. Před měřením je vzorek znovu promíchán. Poté byla do nádobky vložena elektroda tak, aby byla celá spodní část ve výluhu. Po ustálení je odečtena hodnota pH. Elektroda je opláchnutá destilovanou vodou a ponořena do dalšího vzorku.

4.3.4 Stanovení základních živin (extrakční roztok podle Mehlicha 3)

Principem metody je extrakce půdy kyselým roztokem, který obsahuje fluorid amonný pro zvýšení rozpustnosti různých forem fosforu vázaných na hliník. V roztoku je přítomen i dusičnan amonný, který příznivě ovlivňuje desorpci draslíku, hořčíku a vápníku. Kyselá reakce je nastavena kyselinou octovou a kyselinou dusičnou. Přítomnost EDTA (kyselina etylendiamintetraoctová) zajišťuje dobrou uvolnitelnost nutričně významných mikroelementů (Zbíral a kol. 2010).

Do uzavíratelné PE nádobky o objemu 200 - 400 ml je naváženo 5g půdního vzorku. Pomocí odměrného válce je přidáno 50ml extrakčního roztoku podle Mehlicha 3 a nádobka se uzavře. Následuje extrakce po dobu 15 min na horizontální třepačce. Po extrakci je suspenze ihned filtrována přes hustý filtrační papír. Těsně před filtrací je obsah promíchán.

Následuje stanovení obsahu vápníku, hořčíku, draslíku a fosforu v extraktech půd podle Mehlicha 3 pomocí metody ICP-OES (emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem). Principem metody je přivedení aerosolu vzorku s proudem argonu do argon-argonového plazmatu, ve kterém dojde k termické excitaci a ionizaci atomů. Při následné deexcitaci dojde k vyzáření charakteristických kvant. Měřením intenzity emitovaného záření charakteristického kvantu je určen obsah daného prvku ve vzorku (Zbíral a kol. 2010).

4.3.5 Stanovení C_{OX} a humusu

Obsah humusu (organické hmoty) je důležitým parametrem ovlivňujícím úrodnost půdy. Zjišťuje se stanovením oxidovatelného organického uhlíku a vynásobením přepočítávacím koeficientem 1,724 (platí, pokud humus obsahuje 58 % C) na humus (Diviš 2010).

Principem metody je oxidace oxidovatelného organicky vázaného uhlíku v zemině nadbytkem roztoku dichromanu draselného v prostředí kyseliny sírové. Žlutooranžový dichromanový ion se redukuje na zeleně zbarvený Cr^{3+} ion. Intenzita zbarvení je měřena spektrofotometricky (Zbíral a kol. 2011).

Do Erlenmayerovy baňky je naváženo cca 0,1800 g půdního vzorku. Každý vzorek byl dělán ve dvojím provedení a konečný výsledek byl zprůměrován. Poté je pomocí automatické pipety přidáno 5 ml roztoku dichromanu (c=0,27 mol/l) a pak 7,5 ml kyseliny sírové (koncentrovaná). Baňka je zakryta skleněným víčkem a obsah je opatrně promíchán. Vše je následně umístěno sušárny s nucenou cirkulací vzduch vyhřáté na teplotu 135 °C. Mineralizace trvá 30 min. Objem ochlazené baňky je kvantitativně převeden pomocí skleněné nuče s fritou S2 do 50 ml odměrné baňky a doplněn destilovanou vodou po značku. Posléze je obsah promíchán. V roztoku je měřena absorbance při vlnové délce 585 nm v pořadí: kalibrační roztoky, slepý pokus a vzorky. Z hodnot pro kalibrační roztoky je sestaven kalibrační graf, ze kterého jsou odečteny hodnoty pro jednotlivé vzorky.

Obr.č.3 Přefiltrované a doplněné vzorky připravené k měření absorbance

4.3.6 Stanovení celkového dusíku

Metoda je založená na mineralizaci vzorku podle Kjeldahla s použitím selenu jako katalyzátoru. Přídavek kyseliny salicylové zabraňuje ztrátám dusičnanového dusíku. Tato kyselina se v kyselém prostředí snadno nitruje. Nitrované sloučeniny jsou redukovány organickou hmotou půdy. Další mineralizací jsou sloučeniny dusíky převedeny na amonný dusík, který je po destilaci stanoven titračně (Zbíral a kol. 2011).

Do mineralizační kyvety je naváženo přesně 1,000 ± 0,001 g vzorku půdy. Následně je přidáno 8,5 ml mineralizační směsi (kyselina salicylová + směs selen-kyselina sírová) a obsah se nechá přes noc stát. Druhý den probíhá samotná mineralizace v mineralizačním bloku v tomto režimu: 2 hodiny na 100 °C, přídavek 10 ml 30% peroxidu vodíku (opatrně po 1 ml do každé kyvety), 1,5 hodiny na 250 °C, 4 hodiny na 400 °C.

Druhý den po ochlazení je objem doplněn destilovanou vodou na 100 ml. Dusík je stanoven titračně pomocí klasické destilační aparatury. Do destilační baňky je kvantitativně převedeno 50 ml vzorku a 50 ml roztoku hydroxidu sodného (30%). Do předlohy je přidáno 40 ml kyseliny borité (1%) a 4 kapky indikátoru (bromkrezolová zeleň + methylčerveň). Vzorek je destilován 10 minut a titrován odměrným roztokem kyseliny sírové (c = 0,025 mol/l) tak, aby se barva změnila z modré na slabě růžovou. Celkový dusík je vypočten podle následujícího vzorce:

$$N = (V_1 - V_0) \cdot f_{kys.sirové} \cdot f_{sušiny}$$

V_0: objem odměrného roztoku kyseliny spotřebovaný na titraci slepého pokusu [ml]

V_1: objem odměrného roztoku kyseliny spotřebovaný na titraci vzorku [ml]

$f_{kys.sírové}$: faktor odměrného roztoku

$f_{sušiny}$: faktor sušiny vzorku půdy

Obr. č. 4 Destilační aparatura dle Parnase-Wagnera

4.4. Statistické vyhodnocení

Převzatá naměřená data byla statisticky vyhodnocena pomocí software R©. Zjišťovala jsem, jestli má typ půdy vliv na příjem a akumulaci cesia rostlinou. Tento vztah byl zkoumán mezi jednotlivými druhy a mezi jednotlivými částmi rostlin (kořen a list). Závislou proměnou byla koncentrace cesia v jednotlivých částech a faktory byly typ půdy a druh rostliny. Z tohoto důvodu jsem se rozhodla použít dvoucestnou analýzu variance (two-way ANOVA). Pro zjištění, jestli je v koncentracích Cs u jednotlivých typů půd rozdíl, jsem provedla mnohonásobné srovnání pomocí Tukeyho HSD testu.

Jako první jsem vyhodnocovala, jaký vliv mají faktory na koncentraci cesia v kořenech. Nejprve jsem musela testovat normalitu závislé proměnné za použití Shapiro - Wilkova testu normality. Protože data nevykazovala normální rozdělení, provedla jsem logaritmickou transformaci. Po této operaci se data statisticky významně nelišila od normálního rozdělení. Rozdíl byl také patrný v histogramu zlogaritmovaných dat koncentrace cesia v kořenech. Závislost koncentrace Cs na typu půdy a druhu rostliny jsem testovala pomocí dvoucestné analýzy variance. Abych mohla aplikovat ANOVU, musela jsem prozkoumat homogenitu variancí za použití Bartlettova testu. Podmínka byla splněna, variance se nelišila. Následně jsem mohla provést dvoucestnou ANOVU. Pro

zjištění, jestli je v koncentracích Cs v kořenech rostliny u jednotlivých typů půd rozdíl, jsem provedla mnohonásobné srovnání pomocí Tukeyho HSD testu.

U koncentrace cesia v nadzemních částech rostliny jsem postupovala stejným způsobem. Podle testu normality dat (Shapiro - Wilkův test) a histogramu nevykazovala závislá proměnná rozdělení blízké normálnímu. Provedla jsem logaritmickou transformaci dat, po které se již data statisticky významně nelišila od normálního rozdělení. Za použití Bartlettova testu jsem zjistila, že mají data homogenní varianci. Po splnění dvou výše zmíněných podmínek jsem mohla aplikovat dvoucestnou analýzu variancí. Pro zjištění, jestli je v koncentracích Cs v listech rostliny u jednotlivých typů půd rozdíl, jsem provedla mnohonásobné srovnání pomocí Tukeyho HSD testu.

5. Výsledky

Celkem byly testovány tři typy půd (jílovitá, slatina a černozem), na kterých byly vypěstovány dva druhy zkoumaných rostlin (slunečnice roční a rákos obecný). U těchto rostlin byl zkoumána příjem a akumulace neradioaktivního izotopu ^{133}Cs (ve formě CsCl). Testován byl rozdíl v příjmu cesia v jednotlivých částech rostliny (kořen a list) v závislosti na druhu rostliny a typu půdy.

V Tab. jsou uvedené naměřené výsledky půdních charakteristik pro jednotlivé typy půd. Pro každou analýzu je vypočtená průměrná hodnota. Hodnoty pro základní živiny (P, K, Ca, Mg) jsou uvedené v mg/kg půdy v sušině.

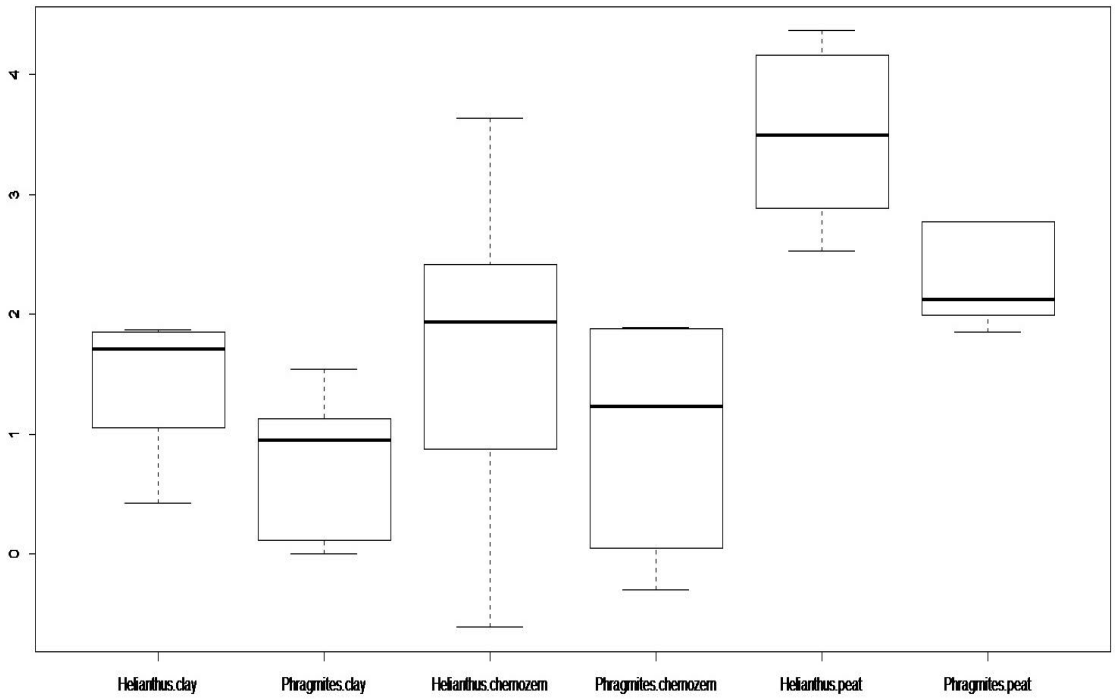
Typ půdy	pH / KCl	pH / H_2O	Sušina %	P	K	Ca	Mg	C_{OX} % sušiny	Humus % sušiny	N_t % sušiny
Černozem	7,13	7,66	97,59	84,75	260	6895	215	2,34	4,03	0,180
Slatina	4,70	5,50	95,13	11,08	333	3942	1146	4,92	8,48	0,415
Jílovitá	6,95	7,57	97,75	58,27	219	5021	183	2,05	3,53	0,182
Temelínsko	7,33	7,87	96,43	77,3	252	7352	213	2,38	4,09	0,164

Tabulka č. 1 Naměřené hodnoty pro jednotlivé půdní typy

Byla porovnávána koncentrace cesia v kořenech rostlin v závislosti na druhu rostliny a typu půdy. Největší koncentrace cesia byla zaznamenána v kořenech slunečnice roční, která byla pěstována na slatině (Tab. 2). Vysoká koncentrace byla také naměřena u kořenů rákosu pěstovaného na slatině (Tab. 2). Kořeny slunečnic a rákosu, které byly pěstované v jílovité půdě a v černozemi, měly přibližně stejnou koncentraci cesia (Obr. 5).

Druh rostliny	Typ půdy	Koncentrace Cs kořen	Koncentrace Cs nadzemní část
Slunečnice roční	Jílovitá	4,721	1,479
	Černozem	9,451	2,252
	Slatina	40,857	23,820
Rákos obecný	Jílovitá	2,398	0,774
	Černozem	3,736	2,976
	Slatina	10,843	5,933

Tabulka č. 2 Naměřené hodnoty koncentrací cesia v jednotlivých částech rostlin



Obr. č. 5 Výsledky pro koncentraci Cs v kořenech rostlin v závislosti na druhu rostliny a typu půdy (two-way ANOVA). Na horizontální ose jsou zobrazeny druhy rostlin:typu půdy, na svislé ose je koncentrace Cs v kořenech.

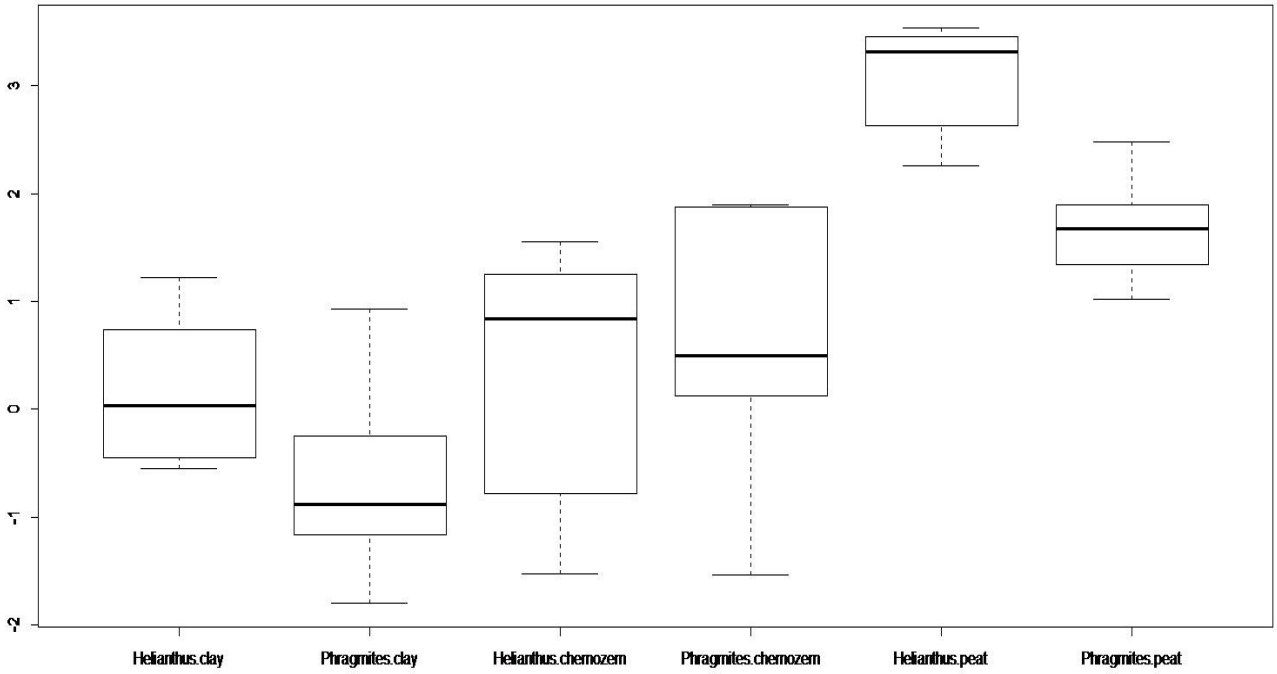
Analýza variance potvrdila významný vliv typu půdy na koncentraci Cs (F_2 = 18,438, p=3,07e-06). Vliv druhu rostliny má také významný vliv na koncentraci Cs (F_1=13,479, p = 0,000777). Kombinace faktorů rostlina:typ půdy neměla významný vliv na koncentraci cesia v kořenech (F_2 = 0,345, p = 0,710218).

Tukeyho HSD test zaznamenal na hladině významnosti 0,05 významný rozdíl mezi koncentracemi Cs v kořenech rostlin mezi půdami jílovitá a slatina, černozemí a slatinou. Naopak nebyl nalezen významný rozdíl mezi jílovitou půdou a černozemí (Tab. 3).

Typy půd	**p**
Černozem - jílovitá	0,5208224
Slatina - jílovitá	0,0000097
Slatina - černozem	0,0001291

Tabulka č. 3 Výsledky Tukeyho HSD testu pro koncentraci Cs v kořenech (α = 0,05). Mnohonásobné srovnání typů půd.

Následně byla porovnávána koncentrace cesia v nadzemních částech rostlin v závislosti na druhu rostliny a typu půdy. Největší koncentrace cesia v listech byla zaznamenána u slunečnice roční, která byla vypěstována na slatině. Vysoká koncentrace Cs v nadzemní části byla také naměřena u rákosu obecného vypěstovaného na slatině. Nejnižší koncentrace cesia byla zaznamenána v nadzemní části rákosu, který vyrostl v jílovité půdě. Koncentrace cesia v listech slunečnic pěstovaných v jílovité půdě byla vyšší než u rákosu. U černozemě byla koncentrace u obou rostlin podobná (Tab. 2).



Obr. č. 6 Výsledky pro koncentraci Cs v nadzemních částech rostlin v závislosti na druhu rostliny a typu půdy (two-way ANOVA). Na horizontální ose jsou zobrazeny druhy rostlin:typu půdy, na svislé ose je koncentrace Cs v listech.

Analýza variance potvrdila významný vliv typu půdy na koncentraci Cs (F_2 = 34,032, $p < 10^{-6}$). Vliv druhu rostliny má také významný vliv na koncentraci Cs (F_1=6.932, p=0,0122). Kombinace faktorů rostlina:typ půdy neměla významný vliv na koncentraci cesia v kořenech (F_2 = 2,898, p = 0,0674).

Tukeyho HSD test zaznamenal na hladině významnosti 0,05 významný rozdíl mezi koncentracemi Cs v nadzemních částech rostlin mezi půdami jílovitá a slatina, černozemí a slatinou. Naopak nebyl nalezen významný rozdíl mezi jílovitou půdou a černozemí (Tab. 4).

Typ půd	p
Černozem - jílovitá	0,1278551
Slatina - jílovitá	0,0000000
Slatina - černozem	0,0000071

Tabulka č. 4 Výsledky Tukeyho HSD testu pro koncentraci Cs v nadzemních částech rostlin (α = 0,05). Mnohonásobné srovnání typů půd.

6. Diskuze

V rámci mého experimentu jsem zkoumala půdní charakteristiky tří typů půd (jílovitá, slatina a černozem). Analyzována byla také půda z okolí Temelínska, ale z technických důvodů nemohlo dojít k měření ^{137}Cs. Pokusím se dle naměřených hodnot pro půdu odhadnout, jak by mohl příjem a akumulace cesia probíhat. V níže uvedené tabulce lze vidět naměřená data pro jednotlivé typy půd.

6.1. Vliv pH na příjem cesia

Většina zmíněných autorů uvedla, že pH je jedním z mnoha faktorů, které ovlivňuje transfer radionuklidu v půdách a jeho příjem rostlinou. Čipáková (1998) ve své práci uvedla, že nejvyšší hodnoty sorpce radiocesia byly získány při pH 6-8. Toto tvrzení je v souladu se zjištěním autorů Szerbin a kol. (1999), kteří napsali, že při pH 4-7 dochází k imobilizaci cesia v půdách. Z naměřených hodnot lze soudit, že koncentrace cesia byla nejvyšší v kořenech obou rostlin pěstovaných na slatině, která měla pH KCl 4,70. Při vyšším pH byl příjem cesia menší, jak pro slunečnici, tak i pro rákos. Závislost vlivu pH na koncentraci izotopu cesia v nadzemních částech rostlin je podobný jako u kořenů. Nejvyšší koncentrace byla zaznamenána v listech slunečnice roční, která byla pěstovaná na slatině. Opět platí vztah, že při vyšším pH je koncentrace cesia mnohem nižší. Toto tvrzení potvrzuje i studie Thøringa a kol. (2014), ve které je psáno, že nízké pH je faktorem zvýšené mobility Cs v půdě.

Protože měla půda z Temelínska pH vyšší než 7, lze z toho odvodit, že příjem cesia bude nižší než pro slatinu. Hodnoty koncentrací pro kořeny a nadzemní části rostlin byly zjištěny přibližně stejné jako u černozemě.

6.2. Obsah základních živin a příjem cesia

Jak uvádí Danielová a kol. (2001) migraci cesia a jeho biologickou dostupnost pro rostliny ovlivňuje obsah jednotlivých živin. Téměř všichni autoři kladli důraz na draslík, který je chemicky podobný cesiu. Čipáková (1998) napsala, že pokud je v půdě přítomný K^+,

obsah radiocesia se snižuje. Také v práci, kterou napsal Pöschl (2006), je zmíněno, že draslík ovlivňuje intenzitu příjmu nuklidu. Z mých výsledků vyplývá, že s vyšším obsahem draslíku v půdě roste koncentrace cesia v kořenech. Důvodem může být forma prvku, ve které se v půdním prostředí nachází. To potvrzuje většina autorů ve svých studiích (Danielová, 2001; Čipáková, 1998; Pöschl, 2006). Říkají, že forma radionuklidu je jedním z faktorů, které ovlivňuje jeho migraci v půdách a jeho příjem rostlinou. U nadzemních částech rostlin jsou výsledky podobné, ale u rákosu pěstovaného na slatině není koncentrace cesia tak vysoká jako u slunečnice pěstované na slatině.

Dalším prvkem, které může ovlivnit pohyblivost cesia v půdě je vápník. Z naměřených hodnot vyplývá, že při nízkém obsahu Ca v půdě (3942 mg/kg půdy v sušině, slatina) je koncentrace cesia v kořenech vysoká. Při zvýšení obsahu vápníku se koncentrace cesia snižuje. V porovnání druhů rostlin byl rozdíl více patrný u slunečnice než u rákosu. Výsledky jsou v souladu se studií A. Čipákové (1998), která uvádí, že v půdách s nižším obsahem vápníku je cesium pohyblivější. Tím se také Cs stává pro rostliny biologicky dostupnější. V půdách s vysokým obsahem Ca se pohyblivost nemění. Také autor Pöschl napsal, že intenzita příjmu cesia je ovlivňováno sloučeninami vápníku. V listech slunečnice dochází ke stejnému jevu. Při nízkém obsahu vápníku je koncentrace cesia vysoká, při vysokém obsahu Ca se množství Cs snižuje. U rákosu je množství cesia v nadzemních částech přibližně stejný, i když se obsah vápníku dost liší. Z toho lze vyvodit závěr, že slunečnice roční lépe přijímá cesium z půd než rákos obecný.

U naměřeného fosforu vypadají výsledky obdobně jako u vápníku. Při nejnižším obsahu P (11,08 mg/kg půdy v sušině) byla v kořenech a listech slunečnice vypěstované na slatině zaznamenána nejvyšší koncentrace cesia než u černozemě a jílovité půdy. Při vyšším obsahu fosforu dochází ke snížení cesia v jednotlivých částech obou druhů rostlin. V literatuře nebyl uveden vliv P na příjem radionuklidu. Ale mohu předpokládat, že princip působení je podobný jako u vápníku. Pro potvrzení či vyvrácení předpokladu by bylo potřeba dalšího pokusu.

Opačné chování lze pozorovat u hořčíku. Dle získaných dat obsahuje nejvyšší množství (1146 mg/kg půdy v sušině) slatina, kde i koncentrace cesia je vyšší než u zbylých druhů. Nejnižší koncentraci vykazovala jílovitá půda (183 mg/kg půdy v sušině), ale rozdíl oproti

černozemi je minimální (215 mg/kg půdy v sušině). Pro hořčík by bylo také potřeba dalších testů.

Co se týče půdy z okolí Temelínska lze podle naměřených hodnot pro jednotlivé prvky (P, K, Ca, Mg) vidět, že hodnoty jsou blízká hodnotám pro černozem. Proto bude příjem cesia pravděpodobně nižší než u slatiny, ale zároveň o něco vyšší než u půdy jílovité.

6.3. Obsah vody (sušina)

Zdá se, že vliv na příjem cesia má také obsah vody v půdě (vlhkost). Čipáková (1998) uvedla, že pokud má půda vysoký obsah vody, rostlina je schopna přijímat vyšší množství cesia. To je v souladu s výsledkem práce, kterou sepsali Thørring a kol. (2014). Podle nich vede vysoká vlhkost půdy ke zvýšení pohyblivosti Cs^+. I výsledky měření sušiny je v shodě. Čím vyšší má půdu sušinu, tím méně vody obsahuje, a naopak. Jak už bylo mnohokrát zmíněno, nejvyšší koncentrace cesia byla naměřena u slatiny. Sušina tohoto typu půdy byla 95,13 %. Ostatní typy měly vyšší obsah sušiny, a tím také méně vody. Je logické, že při vyšším obsahu vody bude Cs^+ lépe rozpustnější a pohyblivější.

Půda z Temelínska má sušinu 96,43 %. Z hodnoty lze předpokládat, že příjem Cs bude mít vyšší než půda jílovitá a černozemě. Pravděpodobně nedosáhne hodnot koncentrace cesia v kořenech a listech jako slatina.

6.4. Vliv C_{OX} a humusu

Jak bylo napsáno již v metodice, pojem humus znamená organický materiál. Většina zmíněných autorů diskutovali nad vlivem organického materiálu (látek) na pohyb a akumulaci cesia v půdách (Danielová a kol., 2001; Čipáková, 1998; Pöschl, 2006; Staunton a kol., 2002; Szerbin a kol., 1999). Dle Čipákové (1998) se v půdách s vyšším obsahem organické hmoty se radiocesium udržuje na povrchu delší dobu. Staunton a kol. (2002) zjišťovali, jestli mohou organické látky snižovat adsorpci cesia na jílové materiály. Uvedli, že když chemicky odstranili organické látky z půdy obsahující jílové částice, došlo ke zvýšení adsorpce Cs. Také Pöschl (2006) se shoduje s výše uvedenými autory.

Navíc uvedl, že v organických půdách lze očekávat zvýšené hodnoty *TF*. O vlivu humusu se zmiňuje také Čipáková (1998), která píše, že adsorpce ^{137}Cs v půdě roste se zvyšováním humusu. Danielová (2001) uvádí, že huminové látky mají schopnost tvořit s ionty radionuklidů komplexy. Tím dochází buď ke zpomalení nebo k urychlení jejich pohybu v prostředí.

Z naměřených výsledků vyplývá, že při zvýšeném obsahu humusu je vysoká i koncentrace cesia v jednotlivých částech rostlin. Nejnižší množství humusu má půda jílovitá. Tento výsledek se dal předpokládat, protože jílové částice se nachází v hlubší vrstvě půdy.

Temelínská půda obsahovala téměř stejné množství C_{OX} a humusu jako černozemě.

6.5. Vliv sloučenin dusíku

Zmínění autoři uvedli, že migraci cesia v půdě a jeho příjem rostlinami ovlivňují také sloučeniny dusíku. Jak píše Pöschl (2006), intenzita příjmu Cs kořenovým systémem je ovlivňována přítomností sloučenin dusíku. Nejdůležitější sloučeninou je NH_4^+. Staunton a kol. (2002) zmiňují, že amonný kationt konkuruje Cs v adsorpci. Tento jev vysvětluje ve své práci Čipáková (1998). Pohyb cesia je podobný pohybu NH_4^+. Pokud je v půdě velký obsah volných amonných iontů (z důvodu mikrobiální činnosti), NH_4^+ se naváže na vazebné místo a tím se Cs dostane zpět do roztoku, kde je opět biologicky přístupný pro rostlinu. Také Lasat a kol. (1997) studovali vliv amonného iontu na mobilitu Cs. Podle nich se s přídavkem jednomocných kationtů zvyšuje mobilita cesia, a to v tomto pořadí: $NH_4^+ > K^+$. Neměřila jsem obsah amonného iontu, ale zjišťovala jsem obsah celkového dusíku v půdách. NH_4^+ je součástí výsledné hodnoty Nt. Nejvyšší obsah celkového dusíku měla slatina. Lze předpokládat, že byl vysoký i obsah amonných iontů, které následně vytěsnily ion cesia a byl ve velké míře přijímán rostlinou. Jílovitá půda a černozemě měly téměř stejný obsah Nt.

Půda z Temelínska měla nejnižší obsah celkového dusíku. Výsledek není významně nižší než u černozemě. Proto bude příjem cesia pravděpodobně nízký.

7. Závěr

Cílem diplomové práce bylo analyzování půdních vlastností ve vztahu k absorbci cesia vyššími rostlinami. Jako zástupci rostlin byly zvoleny tyto druhy: slunečnice roční (*Helianthus annuus*) a rákos obecný (*Phragmites australis*). Oba druhy byly pěstovány na těchto typech půd: černozem, jílovitá a slatina. Koncentrace cesia byla stanovena hmotnostní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP - MS). Půdní charakteristiky byly analyzovány standardními metodami (oxidace, destilace, titrace, aj.). Půdní vlastnosti se u jednotlivých typů půd lišily. Největší rozdíly byly nalezeny u slatiny. Rostliny rostoucí na slatině vykazovaly největší příjem a akumulaci cesia. V porovnání druhů rostlin mezi sebou byla nejvyšší koncentrace cesia naměřena v kořenech a listech slunečnice roční. V porovnání jednotlivých částí obsahovaly více nuklidu kořeny než nadzemní části rostlin. Protože slunečnice akumulovala větší množství cesia, je velmi vhodnou rostlinou k fytoremediaci. U rákosu také došlo k příjmu Cs, ale v menším rozsahu.

Jílovitá půda vykazovala odlišné vlastnosti než slatina. Měla nízký obsah humusu, celkového dusíku nebo Mg. Z výsledků pro tuto půdy lze vyvodit závěr, že z důvodu vysokého obsahu jílových částic bylo cesium pevně fixováno a tím biologicky méně dostupné pro rostlinu.

Získané výsledky o půdních vlastnostech jednotlivých typů půd usnadní pochopení vztahů mezi systémem půda-rostlina a pomůžou ve výběru vhodné metody vedoucí k odstranění nežádoucích radionuklidů.

8. Použitá literatura

Ashraf M. A., Khan A. M., Ahmad M., Akib S., Balkhair K. S., Bakar N. K. A., 2014: Release, deposition and elimination of radiocesium (^{137}Cs) in the terrestrial environment. Environ Geochem Health 36:1165–1190.

Čipáková A., 1998: Rádiochemická špeciácia stroncia a cézia v podach a vplyv zeolitu na ich migráciu. Prírodovecká fakulta Univerzity Komenského Bratislava.

Danielová L., Matoušek J., Pöschl M., 2001: Výskyt 137Cs v orných půdách České republiky. Informační zpravodaj - Institut ochrany obyvatelstva 12/1: 11–18.

Diviš M., 2010: Monitorování půd. Texty pro obor Průmyslová ekologie. Karviná 63s.

Faustino P. J., Yang Y., a, Progar J. J., Brownell Ch. R., Sadrieh N., Mayb J. C., Leutzinger E., Place D. A., Duffy E. P., Hounb F., Loewke S. A., Mecozzi V. J., Ellison Ch. D., Khana M. A., Hussain A. S., Lyon R. C., 2008: Quantitative determination of cesium binding to ferric hexacyanoferrate: Prussian blue. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis 47: 114-125.

Grignard E., Guéguen Y., Grison S., Lobaccaro J. M. A., Gourmelon P., Souidi M., 2008: In vivo effects of chronic contamination with 137 cesium on testicular and adrenal steroidogenesis. Arch Toxicol 82: 583-589.

Hanák J., Müller P., Müllerová H., Kašparec I., Pecina V., Abraham M., Veleba B., 2007: Kontaminace půd v horských oblastech severní Moravy izotopem ^{137}Cs. Geol. výzk. Mor. Slez., Brno 105-107.

Havránek J., Havránková R., 2008: Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. Zdravotně sociální vědy 10: 247–482.

Lasat M. M., Norwell W. A., Kochian L. V., 1997: Potential for phytoextraction of 137Cs from a contaminated soil. Plant and Soil 195: 99 - 106.

Lestaevel P., Racine R., Bensoussan H., Rouas C., Gueguen Y., Dublineau I., Bertho J. M., Gourmelon P., Jourdain J. R., Souidi M., 2010: Césium 137 : propriétés et effets biologiques après contamination interne. Médecine Nucléaire 34: 108-118.

Macková M., Macek T., 2005: Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí 29s.

Melnikov P., Zanoni L. Z., 2010: Clinical Effects of Cesium Intake. Biol Trace Elem Res 135: 1-9.

Pöschl M., 2006: Základy radioekologie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.

Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Kotyza J., Vaněk T., 2008: Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. Chemické listy 102: 346-352.

Soudek P., Tykva R., Vaněk T., 2004: Laboratory analyses of 137Cs uptake by sunflower, reed and poplar. Chemosphere 55: 1081 - 1087.

Soudek P., Valenová Š., Vavříková Z., Vaněk T., 2006: 137Cs and 90Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. Journal of Environmental Radioactivity 88: 236-250.

Staunton S., Dumat C., Zsolnay A., 2002: Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. Journal of Environmental Radioactivity 58: 163 - 173.

Szerbin P., Koblinger-Bokoria E., Koblinger L., Végvári I., Ugron Á., 1999: Caesium-137 migration in Hungarian soils. The Science of the Total Environment 227: 215-227.

Thørring H., Skuterud L., Steinnes E., 2014: Influence of chemical composition of precipitation on migration of radioactive caesium in natural soils. Journal of Environmental Radioactivity 134: 114 - 119.

Watt N. R., Willey N. J., Hall S. C., Cobb A., 2002: Phytoextraction of 137Cs: The Effect of Soil 137Cs Concentration on 137Cs Uptake by *Beta vulgaris*. Acta Biotechnologica 22: 183-188.

Zbíral J., Honsa I. a kolektiv autorů, 2010: Analýza půd I. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

Zbíral J., Malý S., Váňa M. a kolektiv autorů, 2011: Analýza půd III. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

Zygmunt J., Chibowski S., Klimowicz Z., 1998: The effect of sorption properties of soil minerals on the vertical migration rate of cesium in soil. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 231: 57 - 62.