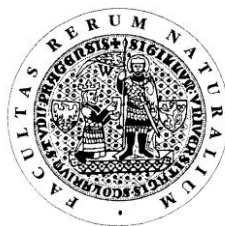


UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Chemie

Studijní obor: Chemie životního prostředí



Barbora Dvořáková

Akumulace radionuklidů rostlinami pěstovanými v laboratořích i reálných podmínkách

Radionuclide accumulation by plants cultivated under laboratory and real conditions

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Mgr. Petr Soudek, Ph.D.

Praha 2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením školitele RNDr. Mgr. Petra Soudka, Ph.D. a že jsem použila prameny, které uvádím v seznamu literatury.

V Praze dne 25. 5. 2012

Barbora Dvořáková

Poděkování:

Děkuji vedoucímu bakalářské práce RNDr. Mgr. Petru Soudkovi, Ph.D. za trpělivost, pozornost a jeho odborné rady, bez kterých by tato práce nemohla vzniknout.

Dále bych chtěla poděkovat své rodině a kamarádům především za podporu, ochotu a trpělivost.

Abstrakt:

Znečištění životního prostředí radionuklidy je rostoucím problémem na mnoha místech ve světě. Fytoremediace funguje jako záchranná alternativa pro některé energeticky náročné a drahé metody půdního čištění. Při fytoremediaci se využívá různých schopností rostlin a mikroorganismů měnit pohyblivost kontaminantu v půdě a půdní vlastnosti. Příjem a transport radionuklidů do rostlin je ovlivněn jejich chemickou formou. Radionuklidy v půdě jsou přijímány rostlinami a mohou se tak dostat do potravinového řetězce. Množství nukleárních nehod např. Černobyl a Fukušima, provoz jaderných elektráren, těžba a zpracování uranových rud a testování jaderných zbraní mají za následek celosvětové znečištění planety umělými radionuklidy.

Klíčová slova: fytoremediace, radionuklidy, příjem rostlinami

Abstract:

Environmental contamination with radionuclides is a growing problem in many places all over the world. Phytoremediation works as a safety alternative for some energy demanding and expensive methods of soil cleaning. Phytoremediation uses various abilities of plants and microorganisms to change the mobility of contaminants in soil as well as soil properties. The uptake and transport of radionuclides to plants is affected by their chemical form. Radionuclides in soil are taken up by plants and can thus enter the food chain. The number of nuclear accidents such as Chernobyl and Fukushima operation of nuclear power plants, mining and processing of uranium ores and testing of nuclear weapons result in global contamination of our planet by artificial radionuclides.

Keywords: phytoremediation, radionuclides, uptake by plants

Seznam použitých zkratk

PCB- polychlorované bifenyly

UW- "uranium water"- voda, která pramení v uranovém dole Gabrovnice-Kalna

Obsah

1. Úvod.....	6
2. Fytoremediace	7
2.1. Typy fytoremediace	7
2.1.1. Fytodegradace.....	8
2.1.2. Rhizodegradace	8
2.1.3. Fytovolatilizace	8
2.1.4. Rhizofiltrace	9
2.1.5. Fytostabilizace	9
2.1.6. Fytoakumulace	9
3. Mechanismus příjmu	11
4. Radionuklidy	12
4.1. Uran	12
4.2. Plutonium.....	16
4.3. Thorium	18
4.4. Cesium	20
4.5. Stroncium.....	23
4.6. Jod.....	26
4.7. Radium.....	27
5. Kontaminace radionuklidy v České republice	30
5.1. Mydlovary.....	30
5.2. Stráž pod Ralskem	31
5.3. Dolní Rožínka	31
6. Kontaminace radionuklidy ve světě	32
6.1. Černobyl.....	32
6.2. Three miles Island.....	33
6.3. Fukušima.....	33
7. Závěr.....	34
8. Použitá literatura:	35

1. Úvod

Půda obsahuje mnoho anorganických a organických látek. Látky, které se vyskytují v půdě ve větším množství, jako například radionuklidy, detergenty, léčiva, těžké kovy, jsou považovány za látky znečišťující životní prostředí. Radionuklidy se do životního prostředí dostávají hlavně antropogenní činností, ale vyskytují se i přirozeně. S největším znečištěním radionuklidy se lze setkat hlavně v uranových dolech (hlavním zdrojem znečištění není uran, ale jeho dceřiné produkty např. ^{226}Ra), v úpravkách rud, v okolí jaderných elektráren nebo ze spadu radionuklidů po zkouškách jaderných zbraní. Radionuklidy jsou nebezpečné díky své vlastnosti vysílat radioaktivní záření, a proto představují zdravotní riziko. Expozice radionuklidy může vést k různým onemocněním například k průjmům, krvácení, rakovině nebo až ke smrti. Čím více škodlivého záření pronikne do tkání, tím vyšší je riziko onemocnění. Radionuklidy představují ekologickou zátěž, a proto je nutné se jejich výskytem a chováním v prostředí zabývat.

Odstranění těchto látek z životního prostředí pomocí klasických metod je velice ekonomicky náročné, proto se uvažuje o možnosti jejich odstranění pomocí fytořemediace[1]. Jde o ekologicky šetrnou technologii, která se používá nejen pro sanaci míst s vysokou koncentrací radionuklidů[2]. Studium příjmu radionuklidů z půdy přes kořeny na rostliny je také velice důležité kvůli akumulaci radionuklidů v potravním řetězci[3]. Příjem je ovlivněn mnoha faktory. Hlavními z nich jsou: typ půdy, druh rostliny, podnebné podmínky. V půdním systému jsou radionuklidy rozděleny mezi různé pevné složky a půdní roztoky[4]. Existují značné rozdíly v příjmu a translokaci dlouhodobých radionuklidů mezi různými druhy rostlin.

2. Fytoremediace

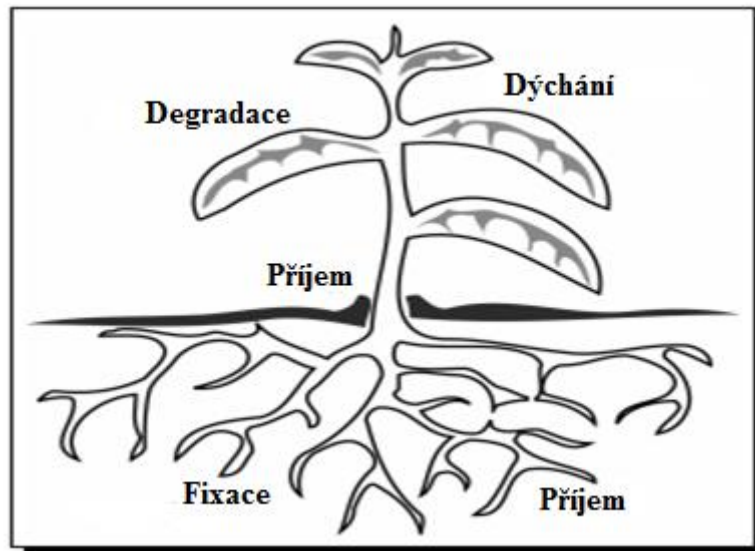
Fytoremediace je soubor metod, které využívají zelené rostliny a symbiotické mikroorganismy k nahromadění, ustálení a rozkladu nejrůznějších kontaminantů z vod, sedimentů a půd[5]. Vodu s rozpuštěnými chemickými látkami rostliny přijímají kořeny a v rostlinných pletivech pak pomocí metabolických detoxikačních dějů tyto látky přeměňují na látky méně toxické, netoxické a nebo je v rostlině pouze hromadí.

Fytoremediace má řadu výhod. Je to ekonomicky a energeticky velmi nenáročná metoda, která je dobře přijímána veřejností. Výhoda je také v tom, že díky nízkým nákladům se fytoremediace může použít na velkých plochách s nízkou úrovní kontaminace[6]. Tato metoda je také šetrná k životnímu prostředí, protože půda zůstává na místě, nemusí se nikam odvážet (rostlina se po splnění svého úkolu sklídí). Fytoremediace přispívá ke zlepšení kvality půdy, protože díky mineralizaci organických sloučenin vzrůstá množství organického uhlíku v půdě a ten napomáhá aktivitě mikroorganismů. Je také vhodná pro různé typy kontaminantů a je esteticky přínosná[7].

Nevýhodou fytoremediace je nízký přenos znečišťujících látek z kořenů do nadzemní části rostliny, kontaminanty mohou být pod dosahem kořenového systému nebo nejsou v biologicky dostupné podobě. Rostliny vhodné pro fytoremediaci jsou velmi malých rozměrů, a je zde také nedostatek rostlin vhodných pro tuto metodu, rostlin, které by byly schopné hromadit velké množství kontaminantů. Tato metoda je také dlouhodobý proces oproti běžně užívaným postupům.

2.1. Typy fytoremediace

Fytoremediace v závislosti na typu kontaminace využívá dva mechanismy detoxifikace xenobiotik: 1. rozklad nebo fixaci organických látek a 2. hromadění nebo inaktivaci anorganických polutantů. Zdrojem organických kontaminantů jsou převážně látky antropogenního původu např. pesticidy, barviva, výbušniny, PCB, ale i léčiva, detergenty. Kontaminace anorganickými látkami se často vyskytují v okolí dolů, kde se těžily těžké kovy a v okolí továren.



Obrázek 1: Metody fytořediacce[8]

2.1.1. Fytodegradace

Tato metoda (nazývaná též fytořtransformace) využívá rostliny a asimilující mikroorganismy k rozkladu organických kontaminantů, které rostlina přijímá kořeny. Složitě organické látky jsou přeměněny na jednodušší molekuly a včleněny do rostlinných tkání[9]. Pomocí fytodegradace může být z prostředí odstraněno mnoho různých sloučenin, včetně rozpouštědel v podzemní vodě, ropy a aromatických látek v půdách a těkavých látek ve vzduchu.

2.1.2. Rhizodegradace

Rhizodegradace (rhizosferní biodegradace) využívá kořenový systém rostliny k zvětšení počtu mikroorganismů (kvasinky, bakterie nebo houby) v půdě. Organické sloučeniny jako jsou alkoholy, cukry nebo kyseliny, které kořeny uvolňují do půdy, obsahují organický uhlík a ten poskytuje živiny pro půdní mikroorganismy. Tím zvyšují jejich aktivitu, která napomáhá k rozkladu polutantů. Tento proces je pomalejší než fytodegradace[9]. Touto metodou lze z prostředí odstraňovat např. PCB.

2.1.3. Fytovolatilizace

Rostlina přijme znečišťující látku kořeny, vstřebá ji a vypařováním převede do plynné fáze[10]. Plynné složky jsou následně uvolněny do atmosféry, což vede k rozptýlení sloučenin do okolí v přípustných koncentracích. Tato metoda je vhodná

zejména pro odstranění organických těkavých látek z mělkých podzemních vod[11]. Příkladem je fytovolatilizace trichloretylenu nebo přeměna různých organických a anorganických forem selenu do plynného skupenství, například dimethylselenid, který je méně toxický než seleničnan nebo Se-methionin[12].

2.1.4. Rhizofiltrace

Rostliny absorbují do kořenů nebo vysrážejí a adsorbují na svém kořenovém systému kontaminanty, které přijímají z okolní znečištěné vody. Rostliny používané pro čištění jsou pěstovány v nádobách s kořeny ve vodě. Kontaminovaná voda je k rostlinám buď přiváděna, nebo jsou rostliny vysazovány v zamořených oblastech, kde kořeny pohlcují vodu a v ní rozpuštěné znečišťující látky. Jakmile jsou kořeny rostliny nasyceny kontaminanty, rostliny se sklídí[9]. Na rozdíl od fytoextrakce jsou při rhizofiltraci cílovou částí rostliny kořeny. Metoda je cenově výhodná pro případy znečištění velkých objemů vody malými koncentracemi polutantů[5]. Metoda je vhodná zejména pro odstranění těžkých kovů (Pb, Cd, Fe, Cu).

2.1.5. Fytostabilizace

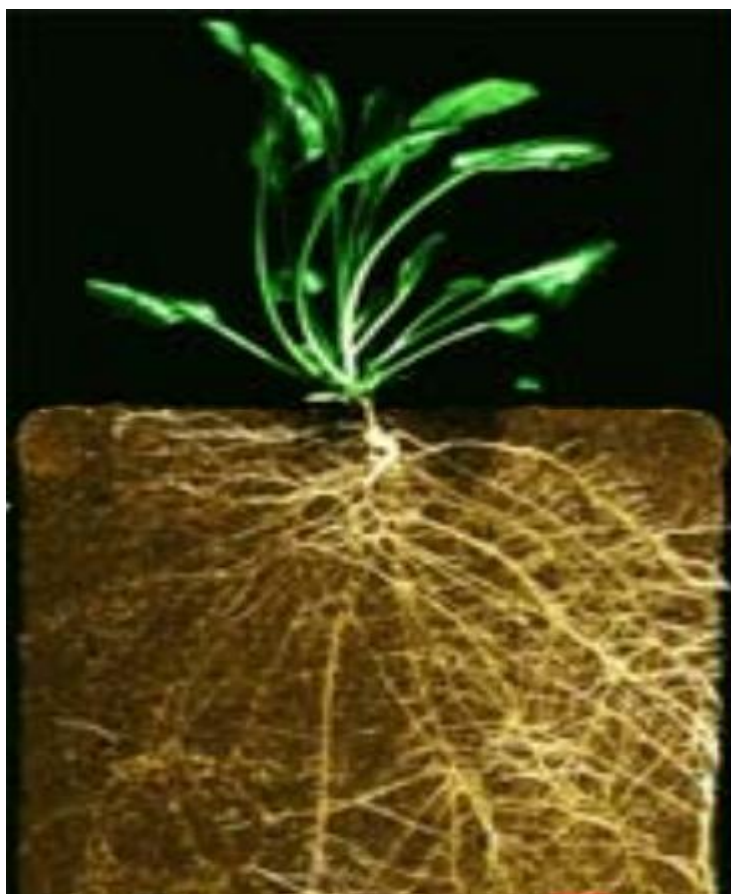
Metoda využívá schopnosti některých rostlinných druhů inaktivovat kontaminant v daném místě díky kořenovému systému. Rostliny převádějí některé kontaminanty do nerozpustné formy a tím zamezují dalšímu znečišťování. Jde o proces, který snižuje pohyblivost kontaminantu a zabraňuje tak jeho transportu do vzduchu nebo podzemní vody a zároveň omezuje biologickou dostupnost a tím i vstup do potravního řetězce[8]. Fytostabilizace využívá např. schopnosti kořenů rostlin změnit podmínky půdního prostředí jako je pH nebo půdní vlhkost[13]. Metoda se používá k obnovení půdních ploch po použití sanačních technologií nebo na místech, kde není, z důvodu vysoké kontaminace kovy, žádná vegetace. Fytostabilizace se též nazývá fyto(i)mobilizace.

2.1.6. Fytoakumulace

Rostlina vstřebává kořeny polutanty z půdy a poté je transportuje do nadzemní části. Znečišťující látka není úplně nebo rychle přeměněna, ale je v rostlině shromážděna ve vakuole nebo zabudována do ligninu. Po přesunu kontaminantu do

nadzemní části se rostlina sklídí, spálí nebo kompostuje[9]. Tato metoda, známá též jako fytoextrakce, je vhodná zejména pro odstranění těžkých kovů, polokovů (As, Se), radionuklidů a nekovů (např. B), ale není příliš vhodná pro organické látky, které mohou být rostlinou metabolizovány na ještě toxičtější sloučeninu nebo mohou být rostlinou vydýchány do ovzduší[5].

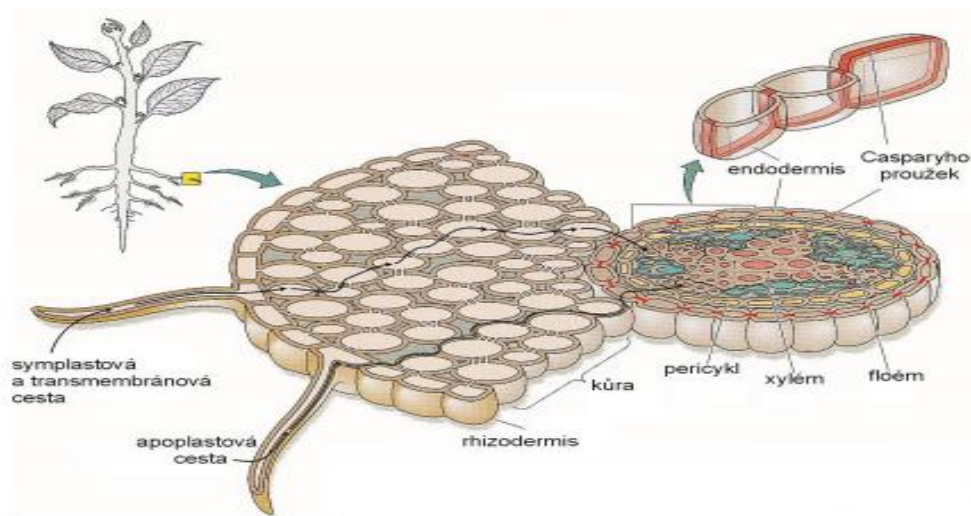
Některé rostliny mají schopnost hyperakumulace. To znamená, že v sobě mohou hromadit velké množství kontaminantu. Druhy rostlin, které jsou vhodné pro hyperakumulaci, často rostou na místech bohatých na kovy[14]. Za hyperakumulátor těžkých kovů je považována např. *Thalspi caerulescens* z rodu hořčicovitých, která akumuluje zejména zinek a kadmium[15].



Obrázek 2: Hyperakumulátor *Thalspi caerulescens*[16]

3. Mechanismus příjmu

Osud radionuklidů v prostředí závisí jak na jejich chemicko-fyzikálních vlastnostech tak na faktorech, jako jsou klima a vegetace[17]. Důležitou roli při fixaci radionuklidů hrají také mikroorganismy v půdě. Zejména houby mají schopnost absorbovat a přemísťovat radionuklidy[18]. Příjem záleží na velikosti a rozložení kořenového systému, stavbě kořene, dostupnosti kontaminantu, který musí být mobilizován, aby mohl být převeden do půdního roztoku. Rostliny mohou uvolnit sloučeniny (exsudáty) ze svých kořenů a tím zvýšit rozpustnost polutantu a jeho příjem rostlinou. Polutant je poté přenesen do centrální části kořene a transportován do stonku a nadzemní části rostliny[19]. Důležitou roli při příjmu kontaminantu rostlinou hraje také tzv. mykorrhiza. Jde o symbiózu mezi rostlinami a houbami, při které se půdní houby napojí na kořenový systém rostliny a tím zvětší kořenový systém. Díky tomu je rostlina lépe vyživovaná, má lepší dostupnost pro vodu, ale tím je i lépe dostupná pro kontaminanty[20]. Hlavní místo příjmu je kořen. Kořenové vlásky zvětšují povrch kořenu a mají schopnost proniknout do malých půdních pórů. Existují dvě cesty, jakými se škodlivá látka může do rostliny dostat. První cestou je symplastická cesta, kdy ion vstoupí do cytosolu a poté je cytolelem přenášen od jedné buňky k druhé, až se dostane do xylému a odtud je látka transportována do nadzemní části kořene. Druhý způsob vstupu do rostliny apoplastická cesta. U apoplastické cesty nedochází ke vstupu látky do buňky, ale do mezibuněčného prostoru, kde se vyskytují bariéry tzv. Casparyho proužky. Pokud kontaminant přejde přes tyto proužky, je následně transportován do nadzemní části rostliny[19].



Obrázek 3: Způsoby vstupu kontaminantu do rostliny [19]

4. Radionuklidy

Nuklid je soubor atomů, ve kterých všechna jejich jádra obsahují stejný počet protonů a stejný počet neutronů. Radionuklid je nuklid s nestabilním jádrem, který podléhá radioaktivní přeměně. Vyskytuje se v přírodě, nebo jej můžeme uměle vyrobit. Radioaktivita je schopnost atomového jádra se samovolně přeměnit na jiný atom za současného vysílání radioaktivního záření. Existuje několik druhů radioaktivního záření. Jedním z nich je alfa záření, které je nejslabší a lze ho úplně zabrzdit papírem. Jde o rychle letící jádra atomů helia. Při beta záření se částice (elektrony nebo pozitrony) pohybují velice rychle a mají mnohem menší hmotnost než částice alfa. Z toho plyne, že záření beta je mnohem pronikavější. Záření gama je vysokoenergetické elektromagnetické záření. Ze všech tří zmíněných záření je nejpronikavější a způsobuje například rakovinu nebo genové mutace. Odhaduje se, že v průměru 79% radiace, které jsou lidé vystaveni, pochází z přírodních zdrojů, 19% se používá v medicíně a zbylá 2% z testování jaderných zbraní a z jaderné energetiky[17]. Půda kontaminovaná významným množstvím radionuklidů v okolí nukleárních zařízení představuje hlavní zdroj radioaktivní kontaminace pro potravinový řetězec a spodní vodu. Potrava je nejčastěji hlavním zdrojem radionuklidů, což vede k interním dávkám radiace.

Kořeny slouží jako přírodní bariéra, která brání transportu radionuklidů do nadzemních částí rostliny[21]. Příjem radionuklidů je ovlivněn nejen samotnou rostlinou, ale i mikroorganismy v půdě. Mikroorganismy jsou schopny změnit pH půdy pomocí organických kyselin, které mají vliv na strukturu půdy vytvářením minerálních přísad, což má vliv na biologickou dostupnost radionuklidů[4]. Také vhodný výběr rostlinných druhů je důležitý pro příjem a akumulaci radionuklidů.

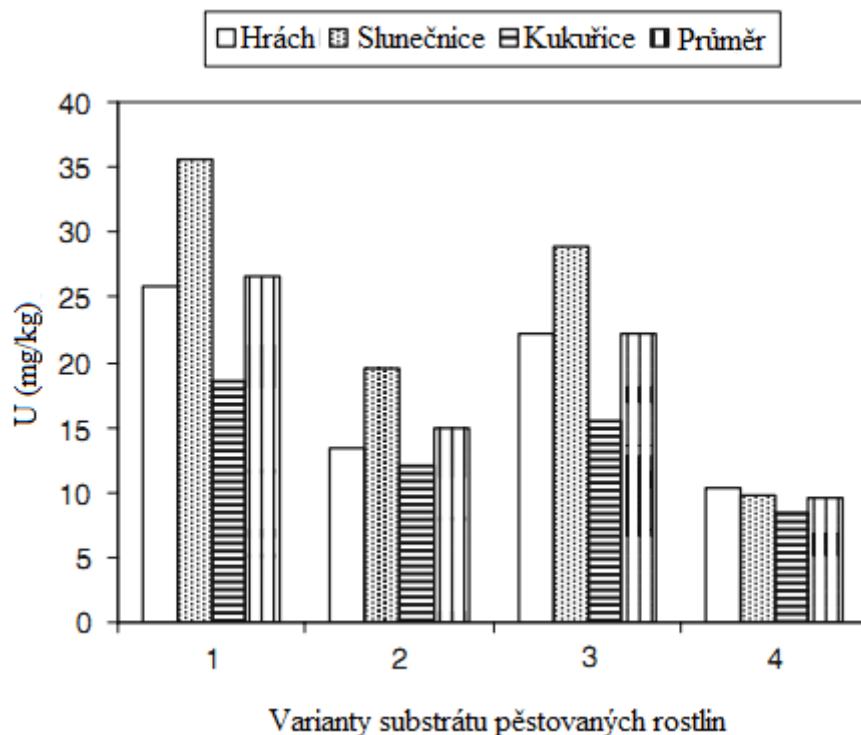
4.1. Uran

Uran je nejtěžší přirozeně se vyskytující prvek s atomovým číslem 92. Je obsažen v horninách, půdách, vodách[22]. V přírodě se vyskytuje ve formě minerálních látek např. smolinec (těž uranit) U_3O_8 a karnotit $K_2(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$. Hlavní ložiska uranu jsou v USA, Kanadě a Austrálii. Je to kov stříbrné barvy se šedým povrchem. Celkový obsah uranu v zemské kůře je 2,3 ppm. Přírodní uran je směsí tří izotopů[23]. ^{234}U tvoří velmi malé množství uranu (0,0055%) a jeho poločas rozpadu je $2,45 \cdot 10^5$ let. ^{235}U je zastoupen v množství 0,72%, jeho poločas rozpadu je $7,1 \cdot 10^8$ let. ^{238}U , který je

nejhojněji zastoupen (99,27%), má poločas rozpadu $4,5 \cdot 10^9$ let a je to také nejméně radioaktivní izotop[22]. Uran je přijímán do těla s potravou, kde však zůstává jen několik dní a poté je močí vyloučen[23]. Může však vyvolat i toxické účinky na ledviny. Ukládá se v kostech, což může vést k rakovině kostí v důsledku ionizujícího záření, které vzniká radioaktivním rozpadem. Expozice uranem snižuje plodnost. Další možnost vstupu do těla je inhalace prachu kontaminovaného uranem. Toto je problém zejména v oblastech uranových dolů. Riziko rakoviny samozřejmě závisí na délce expozice uranem. Uran je důležitý prvek pro jaderný průmysl. Přes 16% světové produkce elektřiny je vyráběno z uranu v jaderných reaktorech[24]. Využívá se hlavně jako jaderné palivo. Ochuzený uran se používá jako ochrana proti ionizačnímu záření.

Uran se v rostlinách akumuluje hlavně v kořenech. Hloubka umístění uranu a chemicko-fyzikální vlastnosti půdy ovlivňují adsorpci rostlinami a mají vliv na migraci a pohyblivost uranu. Příjem a akumulace uranu byly studovány v původních družích rostlin rostoucích v oblastech uranových dolů, ale ne v rostlinách, které byly pěstovány pro lidskou spotřebu. Cílem výzkumu Stojanoviće a kol.[25] bylo lépe porozumět příjmu a akumulaci uranu v pěstovaných rostlinách a také, zda různé obsahy uranu v substrátu mají vliv na jeho koncentraci v rostlinách. Jejich výzkum s různými druhy okopanin, cibulovin, hlíznatých a kořenových plodin (například cibule, mrkev, brambory, ředkve, červená řepa) na neúrodných půdách v přírodních podmínkách ukazoval, že nejvyšší koncentrace uranu v nadzemní části byla nalezena v bramborách, potom v červené řepě a nakonec v cibuli. Studií chtěli zjistit, jestli by byly tyto rozdíly stejné, kdyby byly různé druhy rostlin experimentálně pěstované v květináčích, ve kterých by byla chemicko-fyzikálně homogenizovaná neúrodná půda. Za účelem získat různý obsah uranu v homogenizované hlušině byl přidán písek v určitém poměru a neúrodná půda byla obohacena tzv. UW, což je voda, která pramení v uranovém dole Gabrovnice-Kalna. Hlušina byla proseta sítím a dobře promíchaná, což zajistilo dosažení maximální homogenizace jejích fyzikálních a chemických vlastností. Obsah uranu v hlušině se liší v závislosti na různých podmínkách zpracování rud, z kterých se uran získává. Připravili čtyři varianty substrátu a každá z nich se lišila obsahem uranu. V experimentu byly použity tři druhy rostlin: kukuřice, slunečnice a hrách. Koncentrace uranu v nadzemní části rostlin ve všech třech zkoumaných rostlinách výrazně vzrostla tam, kde byl obsah uranu v substrátu nejvyšší. Koncentrace uranu byla značně vyšší

v kořenech než v nadzemních částech rostlin. Získané výsledky vedly k závěru, že koncentrace uranu závisí na jeho obsahu v substrátu stejně tak jako na druhu rostliny. V porovnání s dalšími zkoumanými rostlinami byla koncentrace uranu nejvyšší ve slunečnici, a to jak v kořenech, tak v nadzemní části.



Obrázek 4: Koncentrace uranu v kořenech rostlinných druhů v substrátech s rozdílným obsahem uranu [25]

Hlavním cílem této studie bylo stanovit rozdíly v příjmu a koncentracích uranu v rostlinách pěstovaných v substrátech s různým obsahem uranu. Výzkum jasně ukazuje, že koncentrace uranu ve zkoumaných rostlinách závisí na koncentraci uranu v substrátu, ve kterém byly rostliny pěstovány[25].

K vystavení radiaci z přirozené rozpadové řady uranu dochází hlavně proto, že se uran může rozpustit ve vodě a migrovat do spodních vod, což vede k možné kontaminaci potravin přes půdu do rostliny a stejně tak se může dostat do lidského těla. Ve většině regionů v Jordánsku je zemská kůra pokryta fosfáty, které tvoří suchozemské prostředí bohaté na uran a jeho dceřiné produkty. Samer J. Al-Kharouf a kol.[26] studovali zavlažovanou plochu, která leží nad povrchovým uranovým ložiskem a používá se pro pěstování ovoce a zeleniny, která je poté spotřebována veřejností. Půdní

a rostlinné vzorky byly sesbírány ze zkoumané oblasti v Khan Al-Zabeeb v Jordánsku, byly studovány kvůli jejich přírodní radioaktivitě, aby bylo stanoveno množství uranu přijatého plodinami, a tak odhadnuta účinná dávka ekvivalentní lidské spotřebě. K prozkoumání obsahu uranu sklidili vodní meloun a cuketu. Za účelem zjištění příjmu uranu v jedlých částech rostliny byl vodní meloun rozdělen na tři části: na slupku, dužinu a zelenou část obsahující kořenový systém. Cuketa byla rozdělena na dvě části: na plod a zelenou část, která také obsahovala kořenový systém. Plodiny byly analyzovány kvůli obsahu ^{234}U , ^{235}U a ^{238}U . Zatímco dužina vodního melounu neobsahovala změřitelné množství ^{235}U , byly nalezeny průměrné koncentrace ^{234}U a ^{238}U , které činily 0,017 respektive 0,010 Bq. kg⁻¹. Zelené části s kořeny obsahovaly v průměru koncentrace 0,81 Bq. kg⁻¹ ^{234}U a 0,65 Bq. kg⁻¹ ^{238}U , tudíž jsou řádově vyšší než v dužině. Plody cukety měly koncentrace pod mezí detekce. Průměrné koncentrace zelené části s kořeny byly pro ^{234}U 0,75 Bq. kg⁻¹, pro ^{238}U 0,72 Bq. kg⁻¹ a pro ^{235}U 0,050 Bq. kg⁻¹. Studie plodin ukazuje, že specifické vlastnosti rostliny mohou být důležité pro mobilizaci radionuklidů v půdě pro příjem rostlinou. Jedlé části obou rostlin vykazují mnohem menší tendenci akumulovat uran[26].

Intenzita znečištění půdy, vody a rostlin závisí na jejich vlastnostech. Například dlouhodobé používání fosfátových hnojiv má za následek zvýšení obsahu uranu v půdě[25]. Od 19. století bylo známo, že fosfátové horniny obsahují relativně velké množství uranu a jeho dceřiných produktů. Koncentrace uranu v půdách, obsahujících fosfáty jsou obvykle v rozmezí 320 až 4800 Bq. kg⁻¹. Roos a Jacobsen[27] studovali příjem prvků z fosfátové půdy s vysokou koncentrací uranu pomocí mykorrhizy. Výsledky ukázaly, že přesun uranu na rostlinné výhonky byl výrazně snížen díky přítomnosti mykorrhizní houby a zároveň podporovaly roli mykorrhizy jako důležité součásti fytostabilizace uranu[27].

Lidé jsou neustále vystavováni expozici uranu z potravin, vzduchu a vody, protože uran se přirozeně vyskytuje v životním prostředí. Ti, kteří žijí v blízkosti uranových dolů, elektráren nebo nekontrolovaných skládek, které obsahují uran, mohou být určitě zasaženi vyšší expozicí uranu. Vysoké koncentrace v rostlinných potravinách mohou představovat zdravotní riziko. Neves a kol.[28] zkoumali koncentrace uranu v různých rostlinných potravinách rostoucích na zemědělské půdě, které jsou poté konzumovány obyvateli Cunha Baixa v Portugalsku. Je to území, které se nachází

v bývalé oblasti těžby uranu. Koncentrace uranu v jedlých částech rostlin byla velice rozdílná i v rámci stejného druhu rostliny. Největší koncentrace byly změřeny v listech salátu (5,373 $\mu\text{g}/\text{kg}$) a nejnižší v oloupané mrkvi (184 $\mu\text{g}/\text{kg}$). I přes vysokou koncentraci uranu v některých jedlých částech studovaných rostlin výsledky ukazovaly, že konzumace plodin nepředstavuje zdravotní riziko pro obyvatele Cunha Baixa[28].

Je důležité porozumět chování přírodních radionuklidů, protože některé informace mohou být použity jako srovnávací parametry pro radiologické hodnocení. Průměrný obsah uranu v nekontaminovaných půdách se pohybuje od 0,4 do 6,0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Příjem uranu se značně liší v různých rostlinných druzích. Rozdělení uranu v různých částech rostlin, studovaných Oufni a kol.[21], ukazoval na klesající trend akumulace uranu od kořenů>listy>stonek>plod (nebo semeno). Téměř 43% uranu mělo tendenci se hromadit v kořenech, 26% ve stoncích a asi 31% v listech. Z toho můžeme usoudit, že obsah uranu v rostlině závisí na množství uranu přítomného v půdě, ve které rostlina roste. Omezená rozpustnost a mobilita uranu ukazují, že jen malá část uranu je přesunuta do nadzemní části rostliny[21].

4.2. Plutonium

Plutonium je stříbřitě bílý radioaktivní kov[29]. Je uměle připravováno ostřelováním ^{238}U částicemi ^2H , ale v přírodě se vyskytují i stopová množství. Mezi jeho hlavní izotopy patří ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu a ^{241}Pu , většina z nich jsou alfa zářiče, nepředstavují tedy velké zdravotní riziko. Všechny izotopy jsou radioaktivní. Poločas rozpadu ^{238}Pu je 88 let, ^{239}Pu 24000 let, ^{240}Pu 6500 let a ^{241}Pu 14 let. Bylo poprvé vyrobeno v roce 1940 americkými vědci v rámci projektu Manhattan za účelem vytvořit atomovou bombu[30]. Plutonium-238 se používá jako zdroj tepla v jaderných generátorech na výrobu elektřiny pro bezpilotní kosmické lodě a meziplanetární sondy. ^{239}Pu se používá k výrobě jaderných zbraní. Plutonium se uvolňuje do atmosféry při testech jaderných zbraní a tím se dostává do životního prostředí. Do prostředí se také dostává prostřednictvím výzkumných zařízení. Po vdechnutí se může plutonium dostat do plic a do krevního oběhu. Hlavní účinek expozice plutonia je rakovina plic, kostí a jater[29].

Způsob příjmu radionuklidu rostlinou může ovlivnit jeho osud a transport. Je známo, že plutonium je více mobilní v rostlině než v půdě. Dřívější studie dokazují, že

organické komplexy plutonia výrazně zvyšují jeho příjem rostlinou ve srovnání s ionty plutonia[31].

Příjem plutonia rostlinou je řízen typem půdy a jeho rozpustností. Kořenový systém rostliny představuje první bariéru v selektivní akumulaci iontů, které jsou v půdním roztoku. Garland a kol.[32] studovali sóju a pozorovali transport plutonia přes xylém. Absorpce plutonia sójou je limitovaná rozpustností plutonia v půdě a jeho absorpce do kořenů je relativně malá ve srovnání např. s cesiem nebo stronciem. Účelem jejich experimentu bylo určit, do jaké míry je rostlina schopna kontrolovat příjem plutonia a poskytnout obecnou představu o fyziologických procesech, které ovlivňují osud a chování plutonia v rostlině po absorpci. Rostliny sóji projevují relativně konstantní akumulaci plutonia. Výsledné koncentrace plutonia ve specifických tkáních jsou závislé na množství dostupného plutonia v půdě a na rychlosti absorpce kořeny. Zda se forma plutonia, přijímaná kořeny sóji, vstřebává chemicky neporušená, vyplývá z metabolismu rostliny. Mobilita plutonia v rostlině a přítomnost komplexů plutonia s ligandy v xylému naznačují, že plutonium tvoří organické komplexy u vyšších rostlin[32].

Rostlina získává pomocí kořenů a listů živiny, ale akumulují se v ní také kontaminanty. Koncentrace plutonia v rostlinách odráží jeho biologickou dostupnost. Studie Caldwell a kol.[33] zkoumala schopnost vegetace chovat se jako bioindikátor plutonia v zamořeném prostředí. Rostliny se podílejí na transportu plutonia z půdy do vegetace a následně živočichů. Bylo sesbíráno devět druhů rostlin rostoucích v Nevada National Security Site, která byla kontaminována radionuklidy. Bylo zjištěno, že nejvyšší koncentrace plutonia byly v mechu ($24,27 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ pro ^{238}Pu a $52,78 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ $^{239+240}\text{Pu}$). Tyto rostliny jsou známy svojí schopností akumulovat radionuklidy a neradioaktivní těžké kovy[33].

Kontaminace půd, sedimentů a vody plutoniem může ovlivnit stav životního prostředí. Lee a kol.[34] použili slunečnici a hořčici jako potenciální akumulátory plutonia. Cílem jejich výzkumu bylo srovnat příjem plutonia v kukuřici a hořčici z různých půd kontaminovaných komplexy plutonia: $^{239}\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$, $^{239}\text{Pu}(\text{C}_2\text{H}_5\text{O}_7)^+$ a $^{239}\text{Pu}-\text{C}_{14}\text{H}_{23}\text{O}_{10}\text{N}_3$. Příjem ^{239}Pu kukuřicí a hořčicí byl ovlivněn zdrojem plutonia a typem půdy. Příjem plutonia z půdy u obou rostlin se zvýšil se zvýšenou úrovní aktivity plutonia. V hořčici byly pozorovány vyšší koncentrace plutonia než v kukuřici[34].

Plutonium je díky různým jaderným aktivitám přítomno v každé složce životního prostředí. Široké používání uměle připravených transuranů začalo před více než 50 lety a bylo spojeno s výrobou jaderných zbraní a jadernou energetikou. Při nehodě v Černobylu se uvolnilo velké množství radionuklidů, včetně plutonia. Příjem radionuklidů vegetací je jeden z důležitých kroků pro jejich proniknutí do potravinového řetězce zvířat a lidí. Při příjmu plutonia z půdy hraje důležitou roli půdní roztok, ze kterého rostliny přes jejich kořenový systém získávají anorganické živiny. Půdní roztok poskytuje spojení půdy s rostlinou a její chemické vlastnosti značně ovlivňují úroveň radioaktivního znečištění v rostlině. Sokolik a kol.[35] studovali pohyblivost a biologickou dostupnost plutonia na travní porost tím, že zkoumali příjem ^{240}Pu a ^{239}Pu na kontaminovaných plochách v Bělorusku. Zaměřili se na různé druhy luční trávy. Výsledky naznačovaly, že většina plutonia v půdě (90,8 až 99,5%) byla ve stavu nízké mobility. Důvod nízké biologické dostupnosti plutonia mohl být způsoben nejen nízkým obsahem jeho mobilních forem v půdě, ale i omezením přenosu plutonia přes buněčné membrány kořenového systému rostlin[35].

4.3. Thorium

Thorium je přírodně se vyskytující radioaktivní prvek. Je to stříbřitě bílý těžký kov a jeho zdrojem jsou monazitové písky, které se vyskytují například v Indii, jižní Africe, Malajsii a mohou obsahovat okolo 3 až 10% oxidu thoričitého. Více než 99% přírodního thoria existuje ve formě thoria-232. Je známo jeho 26 izotopů, ale jen 12 z nich má větší poločas než jednu sekundu a jen 3 z nich mají poločasy rozpadu dostatečně dlouhé, takže by mohly vést ke zdravotnímu ohrožení[36]. Poločasy rozpadu ^{232}Th (14 bilionů let) a ^{230}Th (77 tisíc let) jsou velice dlouhé, a tudíž nejsou vysoce radioaktivní. ^{229}Th má poločas rozpadu 7300 let. Thorium je vedlejší produkt při výrobě lanthanoidů a uranu. Využívá se hlavně v jaderné energetice a jako složka slitiny hořčíku je používáno jako obal wolframových drátů, které jsou součástí elektronických zařízení. Je také přidáváno do keramických tavicích kelímků, protože díky své odolnosti proti vysokým teplotám je vhodný na jejich výrobu. Přidáním thoria do skloviny se zvyšuje index lomu a snižuje rozptyl světla ve vyrobeném skle. Toto sklo pak slouží hlavně jako přesnější čočky do fotoaparátů a do různých vědeckých přístrojů. Thorium je přijímáno z potravy, vody nebo vzduchem. Většina thoria se vyloučí během několika

dní a jen malá část se vstřebává do krevního řečiště. Studie dokazují, že vdechování prachu s obsahem thoria může způsobovat různá onemocnění plic[37].

Thorium je důležitým přírodním radionuklidem a závažným kontaminantem. Akumuluje se například v rákosu a může tvořit rozpustné komplexy s organickými sloučeninami s malou molekulární hmotností[38]. Jeho koncentrace v půdě je značně závislá na typu půdy, matečné hornině, klimatu, reliéfu, vegetačním období a dalších faktorech. Typické koncentrace thoria v nekontaminovaných půdách jsou v rozmezí 2-12 mg/kg a průměrný obsah thoria je okolo 6 mg.kg⁻¹[21].

Rostlina přijímá thorium ve formě sloučenin přes kořeny. Půda obsahující fosfáty, které tvoří nerozpustné sloučeniny s thoriem, snižuje dostupnost thoria pro rostliny. Součástí výzkumu Guo a kol.[4] bylo vyhodnotit biologickou dostupnost thoria, příjem plodinami a účinek fosfátu v půdě. Přidání fosfátu vyvolalo mineralizaci rozpustných sloučenin thoria na stabilní formu fosforečnan thoričitý a tím se zredukovala biologická dostupnost thoria v půdě. V Baotou, v Mongolsku se těží vzácné kovy a všechny z nich jsou kontaminovány thoriem. Fosfáty a pyrofosfáty se zde používají k separaci thoria od kovů. Vzorky byly sesbírány na sedmi různých místech v průmyslové oblasti v Baotou. Vyšší akumulace v pšenici se vyskytovala v půdách s vyššími úrovněmi thoria. Rozdíly ve vlastnostech půdy vedly k rozdílným koncentracím thoria v pšenici, ačkoliv koncentrace v půdě byly stejné. Díky nízké rozpustnosti ve vodě a tepelné odolnosti fosforečnanu thoričitého a difosforečnanu thoričitého by mohly být dobrou živnou půdou pro imobilizaci radionuklidů[4].

Počet nukleárních nehod (podobně jako Černobyl) měl za následek celosvětové znečištění půdy umělými radionuklidy. Thorium je široce rozptýleno v životním prostředí a vyskytuje se v nízkých koncentracích ve vodě, půdě, rostlinách a zvířatech. Koncentrace thoria také velmi závisí na části rostliny, ale je vždy menší než v půdě. Přírodní koncentrace thoria v rostlinách může těžko představovat nebezpečí pro vegetaci. Účinky mohou být opravdu velké, když koncentrace radionuklidu přesáhne mikromolární úroveň v biomase. V tom případě by mohly vyšší koncentrace thoria ovlivnit biochemické a fyziologické procesy v rostlinách. Akumulace thoria v rostlinách má vliv na další prvky včetně esenciálních makro-nutrientů. Zatím je známo jen málo o toxických efektech malého množství radionuklidů na vyšší rostliny. Ve výzkumu Shtangeevy a kol.[24] byl měřen příjem thoria pšeničnými semínky ve skleníku.

Šestidenní klíčení pšeničných semínek za přítomnosti thoria vedlo k akumulaci kovů ve všech částech semínek. Poté, co byla semínka bohatá na thorium přesunuta do normální půdy na dalších 7 dní, se koncentrace thoria v kořenech a listech výrazně snížila. V semenech se koncentrace thoria nezměnila. Zvýšení obsahu thoria v kořenech a semenech bylo také pozorováno jako výsledek přidání thoria do půdy, ale v tomto případě se koncentrace thoria v listech nezměnila. Nejsilněji ovlivněná část rostliny byly listy. Je známo, že kořeny mají speciální fyziologické mechanismy, které kontrolují příjem iontů a přesun prvků do listů. V mnoha případech mohou kořeny akumulovat vysoká množství různých prvků a tím slouží jako bariéra chránící proti pronikání toxických kovů do nadzemní části rostliny. Účelem výzkumu bylo odhadnout příjem thoria v rostlinách rostoucích v půdě obohacené radionuklidy. Nejvýznamnější reakcí při klíčení mladých pšeničných semen v mediu obohaceném na thorium bylo snížení obsahu vápníku ve všech částech semen, což by mohlo mít škodlivé dopady na rostliny[24].

4.4. Cesium

Přírodní cesium není radioaktivní a existuje v životním prostředí jen v jedné stabilní formě ^{133}Cs [39]. Je to stříbrně bílo šedý kov, který reaguje výbušně se studenou vodou. Jeho koncentrace v zemské kůře je 1,9 miligramu na kilogram. Nachází se v muskovitu, v leucitu, nejběžnějším zdrojem je pollucit, který obsahuje 5 až 32% Cs_2O . V přírodě se vyskytují pouze sloučeniny v oxidačním stavu $+1$. Má tři hlavní radioaktivní izotopy: ^{134}Cs s poločasem rozpadu 2,1 roku, ^{135}Cs s poločasem 2,3 milionů let a ^{137}Cs s poločasem 30 let. Vznikají při jaderném štěpení. $^{137}\text{Cesium}$ se používá při brachyterapii, sloučeniny cesia se používají jako katalyzátory v organické syntéze, kde nahrazují sodné nebo draselné soli, nebo při výrobě skla a keramiky[40]. Jodid cesný a fluorid cesný se používají ve scintilačních přepážkách. Cesium je přijímáno do těla potravou, vodou nebo vzduchem. Po přijetí do těla se cesium chová podobně jako draslík a je distribuováno do celého těla. Cesium se akumuluje hlavně ve svalech a z těla je vylučováno, stejně jako draslík, velmi rychle. To znamená, že pokud je člověk vystaven zdroji cesia, který je poté odstraněn, cesium se rychle vyloučí z těla během několika měsíců. Vysoké expozice radioaktivního cesia mohou způsobit nevolnost, zvracení, průjem, krvácení, kóma a případně smrt[39].

Znalost chování radioaktivních prvků je podstatná pro porozumění, jak jsou tyto prvky akumulovány, rozváděny a měněny v různé jiné složky ekosystému a díky tomu se dají vyhodnotit případná rizika pro člověka a životní prostředí. Výsledky zkoumání v jižním Bulharsku ukazovaly na relativně vysoké koncentrace ^{137}Cs v dubových stromech 22 let po nehodě v Černobyli. Tráva pod stromy byla méně kontaminovaná než duby. Ukázalo se, že hlavní mechanismus vstupu ^{137}Cs do stromové biomasy byl přes kořeny. ^{137}Cs je nebezpečný radionuklid, nejen díky své vysoké mobilitě v biologických systémech, ale i díky svému relativně dlouhému poločasu rozpadu. V životním cyklu ^{137}Cs jsou jeho hlavní zdroje půda a vegetace. Vědecký zájem studovat lesní ekosystém je způsoben tím, že lesy jsou prostředí, které je schopno zachytit a udržet v sobě radionuklidy dlouhou dobu. Kontaminace lesů ^{137}Cs je o 30% vyšší než kontaminace zemědělských ploch. Studie Miglena Zhiyanski a kol.[41] se soustředila na koncentraci ^{137}Cs v trávě a různých orgánech dubu z lesních ekosystémů v jižním Bulharsku. Pozorování průřezů ve dřevě umožnilo rozpoznat různé zóny, které odpovídají růstu stromu před a po nehodě v Černobyli. Aktivita ^{137}Cs v trávě pod dubem byla velice nízká a pohybovala se v rozmezí 0,1 až 1,3 Bq/kg, kontaminace v listech mezi hodnotami 3,2 až 4,3 Bq/kg. Kontaminace mladých větví byla menší než starších větví, zatímco listy měly stejnou kontaminaci jako větve starší. Kontaminace ve dřevě po černobylské nehodě byla větší než před nehodou, ale i přes to bylo dřevo znečištěno méně než ostatní části rostliny. Nejvyšší koncentrace ^{137}Cs byly zjištěny v kůře studovaných dubů, které byly v rozmezí 2 až 23Bq/kg. Kůra ve výšce 1,3 metru byla nejvíce znečištěná (18 až 23Bq/kg). Běžná aktivita ^{137}Cs pod duby se před nehodou Černobyli odhadovala na $2,1 \pm 0,1$ Bq/kg, což naznačuje, že kontaminace druhů trávy pod stromy v roce 2008 byla velmi nízká. Výsledky ukazují, že aktivita ^{137}Cs je v kůře 15krát vyšší než ve dřevě a až 9krát vyšší ve srovnání s ostatními částmi stromu[41].

Dostupnost a příjem cesia jsou velice ovlivněny vlastnostmi půdy, ale také vlastnostmi rostliny. Příjem prvku rostlinou a jeho koncentrace v tkáních mohou být ovlivněny různými podmínkami. Většina důkazů naznačuje, že existuje vztah mezi příjmem cesia a půdním pH a obsahem půdních minerálů. Nejen pH, ale také zvýšení koncentrací Ca^{2+} a HCO_3^- v půdním roztoku může ovlivnit rozpustnost a příjem prvku[42]. Cesium má vysokou mobilitu v rámci rostliny a chová se podobně jako draslík. Je snadno absorbovatelné kořeny rostlin z roztoku a může být přesunuto do

nadzemních částí rostlin. Mechanismus, kterým je cesium přijímáno rostlinou, není zcela objasněn. Existují důkazy, že při nízkých koncentracích draslíku je Cs^+ absorbováno K^+ kořenovým systémem rostliny. Bylo pozorováno, že draslík silně potlačuje příjem cesia. Kořeny rostliny absorbují cesium méně efektivně než draslík. Draslíkový ion je nejdůležitější kation, který konkuruje Cs^+ v příjmu rostlinou. Zvýšení koncentrace NH_4^+ ovlivňuje dostupnost ^{137}Cs v půdě pro rostlinu. Zvýšení koncentrací vápenatých a hořečnatých iontů mírně redukuje příjem cesia. Také genetické rozdíly v rostlinném příjmu cesia plodinami mohou vyplývat z několika rostlinných fyziologických parametrů, jako jsou rychlost růstu, rostlinné nároky na draslík, rychlost růstu kořenů, mykorrhiza, kořenový systém. [43].

Entry a kol.[44] studovali vliv mykorrhizy na příjem ^{137}Cs pomocí *Paspalum notatum*, *Sorghum halpense* a *Panicum virginatum* ve třech různých typech kontaminovaných půd. U rostlin naočkovaných specifickou mykorrhizní houbou bylo prokázáno, že houba zvyšovala schopnost získávat potřebné živiny a zároveň odstranila velké množství cesia. Pro zjištění schopnosti akumulace ^{137}Cs z kontaminovaných půd byly sesbírány trávy, které rostly ve třech různých typech půd v okolí jaderné elektrárny Oak Ridge. Výsledky napovídají, že tyto rostliny jsou schopny extrahovat velké procento ^{137}Cs z těchto půd, protože hustota kořenů byla extrémně vysoká, koncentrace draslíku a vápníku v půdě byly malé, rostliny rostly rychleji kvůli dobrým růstovým podmínkám a kořenový systém byl díky mykorrhize velký. Aby byla fytoremediace radionuklidů a prvků, které jsou považovány za polutanty, úspěšná, musí se maximalizovat hustota kořenů, podmínky, ve kterých rostlina roste, a dostupnost znečišťující látky pro rostlinu. Vztah mezi časem (sklizně) a příjmem radionuklidů ukazuje, že rychlost akumulace těmito rostlinnými druhy je nejrychlejší během prvních šestnácti týdnů růstu. Pokud jsou rostliny vysazené na kontaminované ploše, nemusí být schopny odstranit všechny radionuklidy, zejména pokud je podstatná část pod dosahem kořenové zóny, která je obvykle 30 až 40 cm hluboko. Laboratorní pokusy naznačují, že určité rostliny mohou být schopny odstranit radionuklidy z půdy během 5 až 20 let[44].

Polní experimenty prováděné Watterem a kol.[45] měly za cíl dokázat, jestli je fytoextrakce účinná metoda pro odstranění ^{137}Cs ze znečištěné půdy. Studie zjistila, že největší rychlost příjmu ^{137}Cs byla v půdách, ve kterých byla nejnižší koncentrace ^{137}Cs .

Rostlina, u které bylo prokázáno, že dokáže odstranit ^{137}Cs , je *Beta vulgaris*- řepa obecná[45].

4.5.Stroncium

Stroncium je měkký, stříbřitě šedý kov, který má podobné vlastnosti jako vápník. V přírodě se vyskytuje vázaný ve formě minerálů celestinu (SrSO_4) nebo stroncianitu (SrCO_3). Tyto minerály tvoří asi 0,025% zemské kůry. Stroncium tvoří rozpustné sloučeniny, díky tomu je poměrně mobilní v životním prostředí. Vyskytuje se ve čtyřech stabilních izotopech, ^{88}Sr je nejrozšířenější stabilní izotop a je zastoupen v množství 83%. Ostatní tři stabilní izotopy a jejich relativní množství jsou: ^{84}Sr (0,6%), ^{86}Sr (9,9%) a ^{87}Sr (7,0%). Kromě těchto čtyř stabilních izotopů se vyskytuje v přírodě také radioaktivní izotop ^{90}Sr , který se do životního prostředí dostává jako důsledek testů jaderných zbraní. Je poměrně mobilní, a proto se může dostat do spodních vrstev půdy a podzemních vod. Poločas rozpadu ^{90}Sr je 29 let. Je hlavním radionuklidem ve vyhořelém jaderném palivu. Sloučeniny stroncia se využívají při výrobě keramiky a skla, v pyrotechnice (signální světlice nebo ohňostroje), barvy pigmentů, zářivek a léků. Stroncium je do těla přijímáno vodou, jídlem a vdechováním, ukládá se na povrchu kostí a v kostní dřeni, vstupuje do měkkých tkání (hlavně do ledvin). Vysoká úroveň radioaktivního stroncia může způsobit anemii nebo rakovinu[46].

Příjem stroncia rostlinami úzce souvisí s dostupností vápníku v půdě. Jiné studie ukazují, že dostupnost stroncia v půdě závisí na pH půdy a na obsahu organické hmoty. Více mobilní je stroncium v kyselých a anaerobních půdách, jeho pohyb v půdách s vysokým obsahem vápníku je nízký. Stroncium se akumuluje v listech. Bylo také nalezeno ve výhoncích loubince pětulistého (*Parthenocissus quinquefolia*).

Stroncium je prvek, který se nachází v životním prostředí ve velkém rozmezí koncentrací jako výsledek přírodní minerální degradace nebo jako důsledek antropogenní činnosti. Rostliny mohou být kontaminovány třemi hlavními způsoby: kořeny, listy a vzdušnou kontaminací. Jen velmi malá část stroncia usazená na listech je absorbována a přemístěna do ostatních částí rostliny, zřejmě kvůli nepohyblivosti stroncia ve floému. Příjem stroncia kořeny je až 200krát větší než příjem přes listy a závisí na rostlinném druhu. Účelem výzkumu Moyen a Roblin[47] bylo prozkoumat přenos stronciatých iontů z prostředí do rostliny přes kořeny a popsat fyziologické vlivy

v kukuřici vyvolané tímto prvkem. Hydroponicky pěstované rostliny byly vystaveny různým Sr^{2+} koncentracím. Příjem strontnatých iontů kořeny a jejich translokace z kořenů do stonku se zvýšila, když externí Sr^{2+} koncentrace byla zvyšována z 0,1 mM do 10 mM. Bylo také zjištěno, že přítomnost Sr^{2+} snižuje obsah hořčíku a vápníku v rostlinných tkáních. Vliv Sr^{2+} na růst rostlin závisí na stáří rostlinných orgánů a také na jeho koncentraci. Dalším zkoumaným aspektem jejich výzkumu bylo, zda by stabilní stroncium mohlo sloužit jako nosič pro radiostroncium. Předpokládá se, že se stroncium chová v organismech podobně jako vápník díky jejich podobným fyzikálním vlastnostem. Zjistili, že množství Sr^{2+} v kořenech kukuřice závisí na Sr^{2+} koncentraci přítomné v hydroponickém roztoku. Sr^{2+} může napodobit účinek Ca^{2+} v kukuřici k udržení růstu rostliny a zmírnit tak nedostatek vápníku. Naproti tomu v kořenech bylo Sr^{2+} méně efektivní pro podporu růstu než Ca^{2+} , což naznačovalo, že stroncium nemůže nedostatek vápníku zcela nahradit. Cesta dvojmocných kationtů přes kořen, jako jsou Ca^{2+} a Sr^{2+} , nabízí dva paralelní způsoby, jak se ionty mohou do rostliny dostat. Jednou je symplastická cesta a druhou je apoplastická cesta. Bylo zjištěno, že přítomnost Sr^{2+} iontů v kukuřičných výhoncích ukazuje na to, že část Sr^{2+} nebyla jen adsorbována na buněčné stěny, ale i účinně absorbována kořenovými buňkami předtím, než byla přesunuta do výhonků. Rostliny kukuřice mohou absorbovat a akumulovat stroncium ve svých tkáních[47].

Radiostroncium je obvykle nejdůležitější radioizotop spojovaný s jadernými kontaminacemi ať už v podobě nehod nebo běžných úniků. Přechod radionuklidu z půdy do rostliny je komplexní proces, ve kterém hraje roli celá řada vlivů. Množství a typ půdy, obsah organické hmoty, pH, půdní vlhkost a množství rozpuštěného vápníku, draslíku a amoniaku. Cílem výzkumu Sauras a kol.[48] bylo analyzovat vliv půdy a podmínek rostlinného růstu na příjem radionuklidů od kořenů rostlin v době definovaných experimentálních podmínkách. Velké půdní monolity, které představovaly různé typy zemědělských půd z různých zemí Evropské unie, byly instalovány ve sklenících, kde byly zavedeny původní klimatické podmínky pro každý z druhů půd a byly simulovány náhodné kontaminace radionuklidy. Bylo studováno pět různých typů zemin, které byly popsány z hlediska jejich schopnosti fixovat radiostroncium. Zkoumané rostliny byly rozděleny do tří oddílů: sláma, obilí a plevy. Následně byly vysušeny a upraveny pro měření radioaktivity. Obsah stroncia v půdách

byl rozdílný v závislosti na specifických podmínkách, které převládaly v průběhu každé kontaminace. Půda odebraná z Francie vykazovala nejvyšší příjem stroncia[48]. Změny půdních vlastností, včetně pH a redoxních podmínek, mohou také ovlivnit adsorpci stroncia. Zdá se, že adsorpce je do značné míry reverzibilní. Příklad příjem stroncia rostlinou z půdy je také ovlivněn koncentrací radionuklidu v půdním roztoku[38].

^{90}Sr je začleňováno do potravního řetězce a významně přispívá k vnitřním dávkám radiace. Stanovení aktivity ^{90}Sr je časově náročné. Postup zahrnuje přípravu vzorku, radiochemickou separaci, stanovení výtěžku a měření aktivity. Stanovení ^{90}Sr ve vzorku je složité, protože ^{90}Sr je beta zářič a chemickými postupy je nutné ho izolovat od ostatních beta zářičů ve vzorku (např. ^{137}Cs , ^{125}I). V laboratoři nebylo studováno jenom modelové chování radiostroncia v systému půda-rostlina, ale i jak změny ve vlastnostech půdy mohou být využity ke snížení transferu radionuklidu z půdy do rostliny. V pokusu J. M. Torres a kol.[49] použili k měření ^{90}Sr čerstvou zeleninu. Semínka salátu byla uměle kontaminována syntetickým aerosolem. Po ukončení růstu byl salát sklizen. Radioaktivní aerosol, použitý na vzorky, byl termo-generován z pelet vytvořených ze sloučenin 16 prvků, které představují ty prvky, které by měly být emitovány do ovzduší při jaderné nehodě. Stabilní prvky, které vytvořily peletu, byly: Fe, Zr, Cr, Ni, Ag, In, Sn, Cd, I, Cs, Te, Sr, Be, Ru, Ce a U. Aktivita ^{90}Sr byla zjišťována pomocí Čerenkovova záření. Aktivita vzorků byla 3 až 527 Bq[49].

Radionuklidy uvolněné do prostředí jsou přijímány rostlinami a rozváděny do ekosystému. Akumulace je závislá na druhu rostliny. Ukazuje se, že stromy, například javor a liliovník, jsou schopny akumulovat významná množství stroncia. Půdní pH a množství základních kationtů, zvláště vápníku, může omezit množství akumulovaného ^{90}Sr rostlinami ze znečištěné půdy. Také typ a množství organické hmoty v půdě má významný vliv na dostupnost ^{90}Sr a jeho následný příjem rostlinou. Další vliv na příjem stroncia může mít používání dusíkatých hnojiv. Dusíkatá hnojiva v půdách s nedostatkem dusíku by měla mít nepřímý pozitivní účinek na příjem stroncia tím, že se zvýší růst rostlin a hustota kořenů a nakonec se zvýší akumulace stroncia z půdy. Dostupnost vody má také velký vliv na příjem stroncia rostlinou[50].

4.6. Jod

Jod je přirozeně se vyskytující lesklá pevná modro-černá látka, která se nachází v mořské vodě, sedimentech a horninách. Hlavním zdrojem jodu je voda v oceánech, mořské řasy a houby[51]. Může být uvolňován do atmosféry v elementární formě nebo jako HI, HOI, CH₃I, a další organické sloučeniny jodu anebo jako částice. Malá množství radioaktivního jodu jsou antropogenního původu. Jod má jeden přirozeně se vyskytující stabilní izotop ¹²⁷I a dva nestabilní izotopy ¹²⁹I, který má poločas rozpadu 26·10⁶ let, a ¹³¹I, který má poločas rozpadu 8 dní. Oba radioaktivní izotopy vznikají při jaderném štěpení a jeho zdroje jsou hlavně testy jaderných zbraní. Jod se používá jako dezinfekční prostředek[52]. Využívá se při jodometrických titracích k indikaci bodu ekvivalence, přidává se do kuchyňské soli, aby se tak zajistil dostatečný příjem jodu. ¹²⁹I je jedním z více mobilních radionuklidů v půdě a může se tak dostat do podzemních vod. ¹³¹I se používá pro řadu léčebných procedur např. k léčbě problémů se štítnou žlázou. Jod se do těla dostává s potravou a vodou nebo vzduchem, je to esenciální prvek a je tedy nezbytnou součástí lidské stravy. Nedostatek jodu v těle je příčinou strumy (zvětšení štítné žlázy). Elementární jod může být jedovatý a jeho páry dráždí oči a plíce. Hlavní riziko spojené s radioaktivním jodem je rakovina štítné žlázy. Studie dokazují, že k rakovině štítné žlázy jsou více náchylné děti než dospělí[51].

Elementární i organické sloučeniny jodu vstupují do rostliny přes listy. Příjem jodu do rostliny závisí na tom, v jaké je jod formě v půdě a v atmosféře. Izotopy jodu s krátkým poločasem rozpadu, zejména ¹³¹I, jsou asi nejnebezpečnější zářiče, které vznikají při nukleárních nehodách a jsou nejspíš příčinou zvýšení výskytu rakoviny štítné žlázy u dětí, které žijí v okolí Černobylu od dob nehody místní jaderné elektrárny[53].

Jod je esenciální prvek důležitý pro lidské zdraví a je nutný pro syntézu hormonu tyroxinu. Nedostatek jodu může způsobit různá onemocnění, mezi něž patří zvětšení štítné žlázy, mentální retardace, kretenismus. Jod z rostlinných potravin a vzduchu představuje 80% celkového příjmu jodu do lidského těla. 99% jodu v potravinách je biologicky dostupných a může být v lidském těle snadno asimilován[54].

Radioaktivní jod se používá ke sledování osudu a transportu jódu v půdě a také k pozorování přenosu jodu z půdy do rostliny. Většina jodu se ukládá v půdě, zvláště v horní vrstvě (10 cm). Obohacení radioaktivním jodem v různých rostlinných tkáních

je seřazeno od kořenů> stonek> řapík> listy. Rozložení radioaktivního jodu v mladých listech je obvykle vyšší než ve starších. Chování jodu v systému půda-zelí ukazuje, že kultivované jodizované zelí je šetrné k životnímu prostředí a funguje jako efektivní technika k odstranění nedostatku jodu. Vysazování zeleniny jako je zelí na plochy kontaminované ^{129}I by mohlo být dobré sanační řešení. Různé půdní redoxní podmínky a složité interakce mezi sloučeninami jodu, organické hmoty a minerálů způsobuje, že chování jodu v půdě a rostlině není zcela objasněno. Jakmile je jod zachycen půdními částicemi, nemůže se volně přesouvat, vyjma malých částí, které mohou být v mobilní formě. Nejvyšší obsah jodu byl nalezen v zelí v kořenech a nejmenší obsah byl v listech. Protože jedlé části zelí tvoří většinu rostliny a celkový obsah jodu v jedlých částech je dostačující, dá se zelí považovat za rostlinu vhodnou jako zdroj jodu. Zdá se, že příjem jodu z půdy zelím je pasivní proces a jod je uložen podél apoplastické cesty. Ve starých (žlutých) listech s menší fyziologickou aktivitou je potřeba méně vody a živin, proto v nich bude i méně jodu. Obsah radioaktivního jodu v zelených listech byl obvykle 2 až 3 krát větší než ve žlutých listech. Dlouhodobé sledování naznačuje, že uložený jod se pomalu, ale soustavně uvolňuje a že půda může poskytnout malá, ale stabilní množství mobilního jodu v krátké době[55].

4.7.Radium

Radium je stříbřitě bílý radioaktivní kov, který se přirozeně vyskytuje v nízkých koncentracích v zemské kůře. Vzniká v rozpadové řadě uranu a thoria a na vzduchu okamžitě oxiduje. Je to silný radioaktivní zářič. Radium bylo získáváno ze smolince, bohatší naleziště se nacházejí v Kanadě nebo v Zaire. Bylo objeveno v roce 1898 Marií a Pierrem Curie a sloužilo jako základ pro určení aktivity různých radionuklidů. Má dva hlavní izotopy: ^{226}Ra s poločasem rozpadu 1600 let, který je produktem rozpadové řady ^{238}U a ^{228}Ra s poločasem 5,8 let, který je produktem rozpadové řady ^{232}Th . Dříve se radium používalo jako součást barvy na ciferníky hodin, dnes se využívá jako zdroj záření pro léčbu rakoviny, brachyterapii. Radium se do těla dostává potravou, vodou a vzduchem. Radium se v těle chová podobně jako vápník, proto se většina ukládá v kostech a zubech. Vystavení vysokým úrovním radia vede ke zvýšenému výskytu rakoviny kostí, jater a prsu. Je prokázáno, že radium je lidský karcinogen[56].

Radioaktivní odpad vyprodukovaný v uranových dolech obsahuje množství radionuklidů s dlouhým poločasem rozpadu. Cílem studie Chen a kol.[57] bylo stanovit akumulaci ^{226}Ra do zeleniny a dalších plodin v provincii Jiangxi v jihozápadní Číně. Bylo sesbíráno devět rostlinných druhů, včetně místní zeleniny. Rozdílný příjem ^{226}Ra mezi rostlinami mohl být částečně způsoben rychlostí metabolismu mezi rostlinnými druhy a kultivací. Průměrné aktivity ^{226}Ra v kořenech a stoncích se pohybovaly okolo 65 až 411 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Jílek a jetel vykazovaly nejvyšší příjem ^{226}Ra . Příklad příjem radia je ovlivněn mnoha fyzikálními, chemickými a biologickými podmínkami v půdě. Kombinace těchto vlivů, stejně tak jako chemické vlastnosti radionuklidů, ovlivňuje jeho příjem rostlinou[57].

Dostupnost draslíku a vápníku v půdě může ovlivnit příjem radia rostlinou. ^{226}Ra se akumuluje hlavně v kořenech rostliny. Studium radionuklidů je důležité z důvodu jejich přítomnosti a přetrvávání v prostředí. Jsou převedeny z jednoho prostředí do dalšího a mohou nakonec dosáhnout do lidského organismu a to vede k trvalému ozáření. Radium může být do rostlin transportováno se živinami, akumuluje se v různých částech, až se dostane do jedlých částí rostliny. Půdní vlastnosti a půdní změny, ke kterým přispívá například použití hnojiv, silně ovlivňuje příjem, uchování a distribuci radionuklidu v rostlinách. Pulhani a kol.[58] studovali vliv typu půdy na přesun radia a jeho rozložení do různých částí pšenice. Vzorokly půdy a pšenice byly sesbírány ze zemědělských ploch v Punjabu, v Indii. ^{226}Ra je dceřiný produkt při rozpadu ^{238}U a většinou s ním zůstává v rovnováze. Půdy v Punjabu jsou alkalické a vápenaté, s vysokým obsahem oxidu uhličitého, a to vede ke vzniku rozpustného $\text{UO}_2(\text{CO}_3)$. To zvyšuje mobilitu uranu a narušuje rovnováhu s jeho dceřiným produktem radiem. V půdách s vysokým obsahem organického uhlíku a minerálů je mobilita uranu snížena, ale rovnováha mezi uranem a radiem není porušena. Radium je transportováno do specifických tkání na základě funkce prvku v metabolismu rostlin a odráží se v jeho vyšší koncentraci v určité části rostliny. Zjistili, že téměř 50% radia se akumulovalo v kořenech a asi 22% ve stoncích a klasech. Akumulace radia se postupně snižovala od kořenů > stonek= klas > zrnka. Radium je dvojmocný kation a předpokládá se, že se akumuluje a rozvádí po rostlině stejným mechanismem jako vápník. Nízká dostupnost vápníku v půdě vede ke stresu rostliny a příjem radionuklidu je vedlejší produkt[58].

Santos a kol.[59] stanovovali obsah radia v rostlinách a jejich odvozených produktů (cukry, pšeničná mouka, těstoviny), které jsou konzumovány dospělými obyvateli Rio De Janeiro. Odhadovaný denní příjem radia po konzumaci plodin a jejich odvozených produktů byl 19 mBq ^{226}Ra a 47 mBq ^{228}Ra . Získané výsledky analýzy plodin ukazují, že koncentrace ^{226}Ra se pohybovala od 3,0 až 980 mBq·kg⁻¹ a ^{228}Ra od 5,1 až 2880 mBq·kg⁻¹. Nejvyšší aktivity byly naměřeny v mouce z kasavy, ve fazolích, v zelí a v rajčatech. Přibližně 70% požití ^{226}Ra a ^{228}Ra pochází ze spotřeby rostlinných produktů[59].

5. Kontaminace radionuklidy v České republice

Znečištění životního prostředí radionuklidy je závažným problémem. V České republice se setkáváme s největším znečištěním hlavně v okolí uranových dolů, v okolí továren na zpracování radionuklidů a průmyslových objektů.

V České republice provádí sledování radionuklidů Státní ústav radiační ochrany. Radiační situace na území ČR je zjišťována především pomocí Radiační monitorovací sítě (RMS).

5.1. Mydlovary

Úpravna rud v Mydlovarech byla v provozu od roku 1962 do roku 1991. Odhaduje se, že zde bylo zpracováno na 17 milionů tun uranové rudy s nízkým obsahem uranu (0,184%)[60]. Celá mydlovarská oblast, kde se uran těžil, je dodnes místem s největší ekologickou zátěží. Soustava odkališť zabírala plochu okolo 2,3298 km². Bývalá úpravna nyní prochází sanací a v místech, kde dříve byly budovy, haly a nádrže, se rozprostírá několika hektarová louka[61].



Obrázek 5: Rekultivovaná část bývalé úpravný uranové rudy v Mydlovarech [61]

5.2. Stráž pod Ralskem

V letech 1967- 1996 probíhala chemická těžba na východ od kopce Ralsko. Od roku 1996 se uran získává jako vedlejší produkt sanace ložiska Stráž[62]. Chemická těžba, která využívá kyselinou sírovou a dusičnou, zapříčinila znečištění podzemních vod. Na povrch byl pak odčerpán roztok s rozpuštěným uranem, v chemických stanicích byl uran oddělen a přetransformován do formy uranového koncentrátu. Po doplnění obsahu kyseliny sírové a dusičné byl roztok, který již neobsahoval uran, vtlačen zpět do podzemí. K zabránění rozšíření kontaminace mimo vyluhovací pole byl vybudován systém hydrobariér, který do podzemí vhání čistou vodu. V současné době probíhá likvidace a revitalizace vyluhovacích polí a rozsáhlá sanace zasaženého prostředí[63].

5.3. Dolní Rožínka

Uran se v Dolní Rožínce těží v ložisku Rožná od roku 1957. Nachází se na území Českomoravské vrchoviny a je posledním činným uranovým dolem v této oblasti. Těžba uranu může pokračovat, pokud se bude ekonomicky vyplácet[64]. Ruda je těžena z hloubky více než 1000 m pod povrchem a poté zpracována na uran v chemické úpravně. V lokalitách s ukončenou těžební činností probíhalo čištění důlních vod. Na rekultivovaných odvalech se vysadily stromy[65].

6. Kontaminace radionuklidy ve světě

Radioaktivní zamoření je celosvětová zátěž pro prostředí. V důsledku antropogenní činnosti dochází ke zvyšování radionuklidů v životním prostředí. Na světě se nachází mnoho míst, která jsou potenciálně nebezpečná a škodlivá pro okolí a celou planetu.

6.1. Černobyl

Dne 26. dubna 1986 došlo ve 4. bloku černobylské jaderné elektrárny k výbuchu. K havárii došlo při odstavování reaktoru, ve kterém měl být proveden pokus s elektrickým generátorem. Nastaly dva výbuchy, první exploze byla důsledkem přetlaku v uzavřeném prostoru. Po příčinách druhého výbuchu se dosud pátrá. Vznikl požár, který se postupně rozšiřoval do prostorů reaktorové haly. Radioaktivita unikala z rozžhaveného reaktoru v bloku 4 a zamořila tak celé okolí. K zabránění úniku radioaktivity bylo místo výbuchu zasypáváno sloučeninami boru, dolomitu, hlíny, písku a olova.



Obrázek 6: Černobyl [66]

Po výbuchu začaly do okolí a do vzduchu unikat radionuklidy jako izotopy jodu, cesia, stroncia, ale i radioaktivní vzácné plyny (krypton, xenon). Prvky se do ovzduší dostaly ve formě aerosolů, v plynné fázi nebo v organické formě (jod). Radioaktivní prvky se uvolnily přibližně do výše 1500 metrů. Radioaktivní mrak postupoval Evropou a byl zavát například nad Rakousko, Skandinávii, Polsko a Československo. Asi největší vlna radioaktivity zasáhla město Pripjat', které leží nedaleko od černobylské

elektrárny. Uvádí se, že následkem výbuchu se zvýšil výskyt rakoviny štítné žlázy, hlavně u dětí. U lidí, kteří se účastnili likvidace havárie, záchranářů a hasičů, a pracovníků elektrárny, byla zaregistrována zvýšená úmrť v důsledku leukemie a jiných nádorových onemocnění[67].

6.2. Three miles Island

V roce 1979 došlo na ostrově Three miles Island v Pensylvánii v USA k havárii v jaderné elektrárně, při které se zvýšila teplota chladiva v primárním obvodu. To způsobilo, že se reaktor sám vypnul, ale přitom se nepodařilo uzavřít pojistný ventil, který se zablokoval v otevřené poloze, ale přístroje tuto chybu neodhalily[68]. Obsluha reaktoru nebyla schopna správně reagovat na neplánované odstavení reaktoru a nedostatečné vybavení kontrolní místnosti zřejmě zapříčinilo nehodu. Nádrž s chladicí vodou přetekla a vysokotlaká vstřikovací čerpadla začala automaticky přivádět náhradní vodu do systému reaktoru[69]. Pracovníci však tato čerpadla zastavili a během několika minut se voda v reaktoru začala vařit. Palivové tyče praskly v důsledku prudce stoupající teploty. Reaktor se začal tavit a do okolí unikalo velké množství radioaktivních plynů[68].

6.3. Fukušima

V březnu 2011 postihlo západní pobřeží Japonska silné zemětřesení, které mělo za následek vlnu tsunami. Přírodní katastrofa také způsobila značné škody v jaderné elektrárně Fukušima, jejíž důsledky jsou stále nejasné. Uvolněním radioaktivní vody do moře se zde nabízí další cesta, kterou se kontaminanty mohou dostat do potravního řetězce a to přes mořské živočichy[70]. Tsunami poškodila chladicí systémy reaktoru a následné odzdušnění exploze vodíku vedly k velké emisi radioaktivních nuklidů z reaktorových nádrží do životního prostředí. Uvolnily se například ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr . Shozugawa a kol.[71] ve své analýze půdy, vody a rostlin okolo Fukušimy zaznamenali, že dávka ^{131}I závisí na vzdálenosti od elektrárny[71].

7. Závěr

Fytoremediace je remediační technika založená na použití rostlin k odstranění polutantu z životního prostředí nebo k jeho imobilizaci. Je používána po celém světě k odstranění kontaminované půdy nejen radionuklidy.

Radionuklidy jsou v životním prostředí přítomny v různých formách, které se liší například vlastnostmi, mobilitou a dostupností pro rostliny. Příjem radionuklidů rostlinou je závislý na typech půdy, klimatických podmínkách a druzích rostliny. Mikroorganismy, odolnost rostlin a přítomnost mykorrhizních hub hraje také určitou roli při příjmu radionuklidů rostlinou. Mohou ovlivnit složení půdního roztoku například tím, že mohou změnit nebo upravit pH půdy nebo změnit půdní strukturu vytvářením minerálů. Rostliny přijímají radionuklidy, které mají podobné chemické chování jako esenciální prvky. Radionuklidy se nejvíce akumulují v kořenech rostlin. Rostlina vhodná pro fytoremediace je například slunečnice, která se používá hlavně k odstranění uranu z kontaminovaných ploch. Plutonium se akumuluje v hořčici, stroncium například v kukuřici. Řepa obecná se ukázala jako vhodná rostlina pro akumulaci cesia. Jod je esenciální prvek, který se akumuluje například v zelí. Pšenice je rostlina vhodná pro akumulaci thoria a radia.

Nehody jaderných elektráren, bývalé úpravny rud a jejich okolí jsou hlavními zdroji radionuklidů. Při jaderných haváriích se do prostředí uvolňuje mnoho škodlivých látek, které mají vliv nejen na lidské zdraví, ale na celé ekosystémy. Důsledky nehody mohou být například akutní nemoc z ozáření a vyšší dlouhodobé riziko rakoviny.

8. Použitá literatura:

1. Co je to fytořremediace?
http://www.rozhlas.cz/priroda/zivotniprostredi/_zprava/co-je-to-fytořremediace--590715, 7. 1. 2012
2. Dushenkov, S.; Trends in phytořremediation of radionuclides, *Plant and soil* 249, 2003, 167-175
3. Shtangeeva, I.; Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants, *Journal of environmental radioactivity* 101, 2010, 458- 463
4. Guo, P.; Jia, X.; Duan, T.; Xu, J.; Chen, H.; Influence of plant activity and phosphates on thorium bioavailability in soils from Baotou area, Inner Mongolia, *Journal of environmental radioaktivita* 101, 2010, 767- 772
5. Soudek, P.; Petrová, Š.; Benešová, D.; Kotyza, J.; Vaněk, T.; Fytořremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti, *Chemické Listy* 102, 2008, 346-352
6. Mirgorodsky, D.; Ollivier, D.; Merten, D.; Bergmann, H.; Buchel, G.; Willscher, S.; Wittig, J.; Jablonski, L.; Werner, P.; Radiation protection of radioactively contaminated large areas by phytořremediation and subsequent utilization of the contaminated plant residues, *International journal for nuclear power* 55, 2010, 774
7. Kučerová, P.; Macková, M.; Macek, T.; Perspektivy fytořremediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik ze životního prostředí, *Chemické listy* 93, 1999, 19- 26
8. Metody fytořremediace, *Phytořremediation resource guide*, 1999,
<http://www.cluin.org/download/remed/phytořresgude.pdf>, 20. 2. 2012
9. *Phytořremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation*,
<http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/fms2/2.asp>, 15. 2. 2012
10. Nwoko, Ch. O.; Trends in phytořremediation of toxic elemental and organic pollutants, *African journal of biotechnology* 9, 2010, 6010- 6016
11. Baeder-Bederski-Anteda, O; Phytovolatilisation of organic chemicals, *Soils & Sediments* 3, 2003, 65- 71
12. Tagmount, A.; Berken, A.; Terry, N.; An essential role of S-adenosyl-L-methionine : L-methionine S-methyltransferase in selenium volatilization by

- plants. Methylation of selenomethionine to selenium-methyl-L-selenomethionine, the precursor of volatile selenium, *Plant Physiology* 130, 2002, 847-856
13. Susarla, S.; Medina, V. F.; McCutcheon, S. C.; Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination, *Ecological Engineering* 18, 2002, 647-658
 14. Zehnálek, J.; Kryštofová, O.; Adam, V.; Kizek, R.; Zemědělské plodiny využitelné pro hyperakumulaci těžkých kovů a fytoremediace, *Listy cukrovarnické a řepařské* 126, 2010, 419
 15. Vaněk, T.; Soudek, P.; Tykva, R.; Kališová, I.; Možnosti využití fytoremediace pro odstranění kontaminace způsobené toxickými kovy a radionuklidy, http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P_07.htm, 29. 2. 2012
 16. Hyperakumulátor, Fraser, A; Henrich, E; The phytoremediation of heavy metals using mycorrhizae, 2012, <http://courses.washington.edu/cfr521g/documents/CFR%20521%20HM%20presentation%202-AF-1.pdf>, 15. 3. 2012
 17. Zhu, Y.G.; Shaw, G.; Soil contamination with radionuclides and potential remediation, *Chemosphere* 41, 2000, 121-128
 18. Riesen, T. K.; Brunner, I; Effect of ectomycorrhizae and ammonium on ^{134}Cs and ^{85}Sr uptake into *Picea Abies* seedlings, *Environmental Pollution* 93, 1996, 1-8
 19. Soudek, P.; Mechanismus příjmu, 2010, <http://lpb.ueb.cas.cz/soudek/Fytoremediace03-mechanismus.pdf>, 15. 3. 2012
 20. Co je mykorhiza? 2012 http://www.symbiom.cz/index.php?p=co_je_mykorhiza&site=default, 18. 3. 2012
 21. Oufni, L.; Taj, S.; Manaut, B.; Eddouks, M.; Transfer of uranium and thorium from soil to different parts of medicinal plants using SSNTD, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 287, 2011, 403-410
 22. Uranium, Human health fact sheet, 2001, <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/uranium.pdf>, 21. 3. 2012

23. Agency for toxic substances & Disease registry, Natural and depleted uranium, 2011, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/TF.asp?id=439&tid=77>, 21. 3. 2012
24. Shtangeeva, I.; Ayrault, S.; Jain, J.; Thorium uptake by bean at different stages of plant growth, *Journal of environmental radioactivity* 81, 2005, 283- 293
25. Stojanović, M.; Stevanović, D.; Iles, D.; Grubišić, M.; Milojković, J.; The effect of the uranium content in the tailings on some cultivated plants, *Water air soil pollution* 200, 2009, 101-108
26. Al-Kharouf, S. J.; Al- Hamarneh, I. F.; Dababneh, M.; Natural radioactivity, dose assessment and uranium uptake by agricultural crops at Khan Al-Zabeeb, Jordan, *Journal of environmental radioactivity* 99, 2008, 1192-1199
27. Roos, P.; Jakobsen, I.; Arbuscular mycorrhiza reduces phytoextraction of uranium, thorium and other elements from phosphate rock, *Journal of environmental radioactivity* 99, 2008, 811-819
28. Neves, M. O.; Abreu, M. M.; Figueiredo, V.; Uranium in vegetable foodstuffs: should residents near Cunha Baixa uranium mine site (CentralNorthern Portugal) be concerned?, *Environmental geochemistry and health* 34, 2012, 181-189
29. Agency for toxic substances & Disease registry, Plutonium, 2010, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=647&tid=119>, 28. 3. 2012
30. Plutonium, Human health fact sheet, 2001, <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/plutonium.pdf>, 28. 3. 2012
31. Thompson, S. W.; Molz, F. J.; Fjeld, R. A.; Kaplan, D. I.; Plutonium velocity in *Zeamays* (corn) and implications for plant uptake of Pu in the root zone, *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry* 282, 2009, 439- 442
32. Garland, T. R.; Cataldo, D. A.; Wildung, R. E.; Absorption, transport, and chemical fate of plutonium in soybean plants, *Journal of agricultural and food chemistry* 29, 1981, 915-920
33. Caldwell, E.; Duff, M.; Ferguson, C.; Coughlin, D.; Plutonium uptake and behavior in vegetation of the desert southwest: A preliminary assessment, *Journal of environmental monitoring* 13, 2011, 2575- 2581

34. Lee, J. H.; Hossner, L. R.; Attrep Jr., M.; Kung, K. S.; Comparative uptake of plutonium from soils by *Brassica juncea* and *Helianthus annuus*, Environmental pollution 120, 2002, 173- 182
35. Sokolik, G. A.; Ovsianikova, S. V.; Ivanova, T. G.; Leinova, S. L.; Soil- plant transfer of plutonium and americium in contaminated regions of Belarus after the Chernobyl catastrophe, Environment international 30, 2004, 939- 947
36. Thorium, Human health fact sheet, 2001,
<http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/thorium.pdf>, 31. 3. 2012
37. Agency for toxic substances& Disease registry, Thorium, 1999,
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=659&tid=121>,31. 3. 2012
38. Tamponnet, C.; Martin- Garin, A.; Gonze, M. -A.; Parekh, N.; Vallejo, R.;Sauras- Yera, T.; Casadesus, J.; Plassard, C.; Staunton, S.; Norden, M.; Avila, R.; Shaw, G.; An overview of BORIS: Bioavailability of radionuclides in soils, Journal of environmental radioactivity 99, 2008, 820- 830
39. Agency for toxic substances& Disease registry, Cesium, 2004,
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=576&tid=107>, 5. 4. 2012
40. Cesium, Human health fact sheet, 2001
<http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/cesium.pdf>, 5. 4. 2012
41. Zhiyanski, M.; Sokolovska, M.; Bech, J.; Clouvas, A.; Penev, I.; Badulin, V.; Cesium- 137 contamination of oak (*Quercus petrae* Liebl.) from sub- mediterranean zone in South Bulgaria, Journal of environmental radioactivity 101, 2010, 864- 868
42. Massas, I.; Skarlou, V.; Haidouti, C.; Giannakopoulou, F.; Cs-134 uptake by four plant species and Cs-K relations in the soil-plant system as affected by Ca(OH)₂ application to an acid soil, Journal of environmental radioactivity 101, 2010, 250- 257
43. Zhu, Y- G.; Smolders, E.; Plant uptake of radiocesium: a review of mechanism, regulation and application, Journal of experimental botany 51, 2000, 1635- 1645
44. Entry, J. A.; Watrud, L. S.; Reeves, M.; Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi, Environmental pollution 104, 1999, 449- 457

45. Watt, N. R.; Willey, N. J.; Hall, S. C.; Cobb, A.; Phytoextraction of ^{137}Cs : The effect of soil ^{137}Cs concentration on ^{137}Cs uptake by *Beta vulgaris*, *Acta biotechnologica* 22, 2002, 183- 188
46. Strontium, Human health fact sheet, 2001
<http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/strontium.pdf>, 10. 4. 2012
47. Moyen, Ch.; Roblin, G.; Uptake and translocation of strontium in hydroponically grown maize plants, and subsequent effect on tissue ion content, growth and chlorophyll a/b ratio: comparison with Ca effects, *Environmental and experimental botany* 68, 2010, 247- 257
48. Yera, T. S.; Vallejo, V. R.; Valcke, E.; Colle, C.; Förstel, H.; Millán, R.; Jouglet, H.; ^{137}Cs and ^{90}Sr root uptake prediction under close-to-real controlled conditions, *Journal of environmental radioactivity* 45, 1999, 191- 217
49. Torres, J. M.;Tent, J.;Llaurado, M.;Rauret, G.; A rapid method for ^{90}Sr determination in the presence of ^{137}Cs in environmental samples, *Journal of environmental radioactivity* 59, 2002, 113- 125
50. Entry, J. A.; Vance, N. C.; Hamilton, M. A.; Zabowski, D.; Watrud, L. A.; Adriano, D. C.; Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides, *Water air and soil pollution* 88, 1996, 167- 176
51. Agency for toxic substances& Disease registry, Iodine, 2004,
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tf.asp?id=478&tid=85>, 20. 4. 2012
52. Iodine, Human health fact sheet, 2001,
<http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/iodine.pdf>, 20. 4. 2012
53. Mironov, V.; Kudrjashov, V.; Yiou, F.; Raisbeck, G. M.; Use of ^{129}I and ^{137}Cs in soils for the estimation of ^{131}I deposition in Belarus as a reset of the Chernobyl accident, *Journal of environmental radioactivity* 59, 2002, 293- 307
54. Weng, H. X.; Yan, A. L.; Hong, Ch. L.; Xie, L. L.; Qin, Y. Ch.; Cheng, Ch. Q.; Uptake of different species of iodine by water spinach and its effect to growth, *Biological trace element research* 124, 2008, 184- 194
55. Weng, H. X.; Yan, A. L.; Hong, Ch. L.; Qin, Y. Ch.; Pan, L.; Xie, L. L.; Biogeochemical transfer and dynamics of iodine in a soil- plant system, *Environmental geochemistry and health* 31, 2009, 401- 411

56. Radium, Human health fact sheet, 2001,
<http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/radium.pdf>, 22. 4. 2012
57. Chen S. B.; Zhu Y. G.; Hu Q. C.; Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on uranium mining-impacted soil from southeastern China, *Journal of environmental radioactivity* 82, 2005, 223-236
58. Pulhani, V. A.; Dafauti, S.; Hegde, A. G.; Sharma, R. M.; Mishra, U. C.; Uptake and distribution of natural radioactivity in beat plants from soil, *Journal of environmental radioactivity* 79, 2005, 331- 346
59. Santos, E. E.; Lauria, D. C.; Amaral, E. C. S.; Rochedo, E. R.; Daily ingestion of ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{210}Pb in vegetables by inhabitants of Rio de Janeiro City, *Journal of environmental radioactivity* 62, 2002, 75- 86
60. Soudek, P.; Vaněk, T.; Remediation of radionuclide contaminated sites using phytotechnologies,
http://www.proland.iung.pulawy.pl/materials/wp6/day_1/15.pdf, 28. 4. 2012
61. Zimmelová, L.; http://budejovice.idnes.cz/za-stovky-milionu-se-upravna-uranu-u-mydlovar-meni-na-zelenou-oazu-1fp-/budejovice-zpravy.aspx?c=A110510_151012_budejovice-zpravy_alt, 28. 4. 2012
62. Historie hornictví, <http://www.hornictvi.info/histor/lokality/straz/straz.htm>, 30. 4. 2012
63. Chemická těžba uranu Stráž pod Ralskem,
<http://www.vuv.cz/index.php?id=238&L=0>, 30. 4. 2012
64. Jediný uranový důl našel další zásoby, bude těžit déle,
http://ekonomika.idnes.cz/jediny-uranovy-dul-nasel-dalsi-zasoby-bude-tezit-dele-pde-/ekoakcie.aspx?c=A081016_143152_ekoakcie_pin, 30. 4. 2012
65. Odštěpný závod Geam, <http://www.diamo.cz/geam>, 2. 5. 2012
66. Černobyl, <http://lpb.ueb.cas.cz/soudek/Fytoremediace05-radio.pdf>, 6. 5. 2012
67. Černobyl, <http://www.cernobyl.cz/>, 6. 5. 2012
68. Three Mile Island Accident, <http://www.world-nuclear.org/info/inf36.html>, 10. 5.2012
69. Three Mile Island 1979, Největší jaderná havárie na západě,
<http://radioaktivita.cz.sweb.cz/mileisland.htm>, 10. 5.2012

70. Christodouleas, J. P.; Forrest, R. D.; Ainsley, Ch. G.; Tochner, Z.; Hahn, S. M.; Glatstein, E.; Short- term and long- term health risks of nuclear power plant accidents, *New England journal of medicine* 364, 2011, 2334- 2341
71. Shozugawa, K.; Nogawa, N.; Matsuo, M.; Deposition of fission and activation products after the Fukushima Dai- ichi nuclear power plant accident, *Environmental pollution* 163, 2012, 243- 247