



**Agroekologické důsledky havárie reaktorů japonské  
jaderné elektrárny Fukušima I. se zaměřením na  
kontaminaci zemědělské půdy**  
Bakalářská práce

*Vedoucí práce:*  
prof. RNDr. Michael Pöschl, CSc.

*Vypracovala:*  
Sofie Petrželová



## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci na téma **Agroekologické důsledky havárie reaktorů japonské jaderné elektrárny Fukušima I. se zaměřením na kontaminaci půd** vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:.....

.....  
Sofie Petrželová

## **PODĚKOVÁNÍ**

Mé poděkování patří vedoucímu práce panu prof. RNDr. Michaelu Pöschlovi, CSc. za odborné vedení, cenné rady, věcné připomínky a ochotu, ale především za poskytnuté konzultace, které mi v průběhu zpracování bakalářské práce věnoval.

## **ABSTRAKT**

Tato bakalářská práce se zabývá radiokontaminací zemědělských půd v oblastech postižených havárií jaderné elektrárny Fukušima Daiči v Japonsku. V bakalářské práci je uveden literární přehled zaměřený na obecné informace o ionizujícím záření a jeho vlivu na životní prostředí a jeho vliv na suchozemské potravní řetězce. Dále je v této práci věnována pozornost průběhu havárie reaktorů v JE Fukušima a jejich následkům na životní prostředí v porovnání s Černobylskou havárií. Dalším úkolem bylo porovnat obsah radionuklidů v různých typech zemědělských půd v okolí jaderné elektrárny. Závěr je věnován transferu radionuklidů v suchozemských potravních řetězcích.

### **Klíčová slova:**

Suchozemské potravní řetězce, půda, radionuklidy, fauna, flóra, ionizující záření, Fukušima Daiči, kontaminace

## **ABSTRACT**

This thesis deals with radionuclide contamination of agricultural soils in the areas affected by the nuclear power plant Fukushima Daiichi in Japan. The work is presented a review of literature focused on general information about ionizing radiation and its impact on the environment and its influence on terrestrial food chains. Additionally, the work paid attention to the reactor accident consequences on the environment compared with the Chernobyl accident. The next task was to compare the contents of radionuclides in various types of agricultural land in the vicinity of the nuclear power plants. The conclusion is devoted to the transfer of radionuclides in terrestrial food chains.

### **Keywords:**

Terrestrial food chains, soil, radionuclides, fauna, flora, ionizing radiation, Fukushima Daiichi, contamination

## OBSAH

1	ÚVOD.....	8
2	CÍL BAKALÁŘSKÉ PRÁCE .....	9
3	HISTORIE .....	10
3.1	Historie objevu atomů .....	10
3.2	Historie radioaktivity.....	11
4	RADIOAKTIVITA.....	12
5	IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ .....	13
5.1	Typy radioaktivních přeměn .....	13
5.2	Alfa záření.....	13
5.3	Beta záření.....	14
5.4	Gama záření.....	14
5.5	Rychlost radioaktivních přeměn a aktivita .....	15
5.6	Poločas přeměny .....	15
6	VELIČINY A JEDNOTKY RADIOAKTIVITY .....	16
7	ZDROJE IONIZUJÍCÍHO ZÁŘENÍ.....	17
7.1	Přírodní zdroje.....	17
7.1.1	Kosmické záření.....	17
7.1.2	Stavby a Země.....	17
7.1.3	Vzduch .....	17
7.1.4	Jídlo a nápoje .....	18
7.2	Umělé zdroje .....	18
7.2.1	Lékařské zdroje radioaktivního znečištění.....	18
7.2.2	Další zdroje umělého záření.....	18
8	VYBRANÉ JADERNÉ HAVÁRIE.....	19
8.1	Jaderná elektrárna A-1 Jaslovské Bohunice (Československo).....	19
8.2	Jaderná elektrárna Three Mile Island (USA).....	19
8.3	Jaderná elektrárna Černobyl (Sovětský svaz).....	19
9	JADERNÁ BEZPEČNOST .....	21
10	HAVÁRIE JADERNÉ ELEKTRÁRNY FUKUŠIMA DAIČI .....	22
10.1	Průběh nehody a důležité časové okamžiky nehody .....	23
11	NÁSLEDKY NEHODY .....	26
11.1	Vlivy havárií JE Fukušima a JE Černobyl na životní prostředí.....	28
12	KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD V JE FUKUŠIMA .....	30
12.1	Distribuce radiocesiumu v zemědělských půdách v okolí elektrárny .....	30
12.2	Půdní mapy depozice radionuklidů v půdě.....	32
12.3	Koncentrace radiocesiumu v zemědělské půdě .....	36
12.4	Distribuce radiocesiumu v lesních půdách .....	38
12.5	Dekontaminace půd pomocí rostlin.....	40
12.6	Analýza $^{131}\text{I}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{129\text{m}}\text{Te}$ a $^{110\text{m}}\text{Ag}$ v půdě na pobřeží .....	42
12.7	Vliv půdní eroze na radiocesium v půdě .....	44
13	TRANSFER V SUCHOZEMSKÝCH POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH .....	45
13.1	Přímá kontaminace vegetace .....	45
13.2	Pohyb v rostlině, translokace, redistribuce.....	45
13.3	Příjem Cs kořenem .....	45
13.4	Vliv ionizujícího záření na rostliny .....	46
13.5	Transfer u živočichů.....	46
13.6	Transfer do potravin.....	46
14	KONTAMINACE VYBRANÉ FAUNY A FLÓRY .....	48
14.1	Koncentrace radionuklidů v myšicích .....	48
14.2	Radiocesium $^{137}\text{Cs}$ v jedlých divokých rostlinách.....	50
14.3	Akumulace $^{137}\text{Cs}$ v rýži pěstované na 4 různých typech půdy .....	52
15	DISKUZE .....	54
16	ZÁVĚR.....	56
17	POUŽITÁ LITERATURA .....	59

## 1 ÚVOD

Jaderná energetika má pro život na Zemi velký význam. V dnešní době představuje přibližně 10 % z celkové spotřebované energie. Umožňuje lidem využívat elektrickou energii a zároveň šetřit přírodu. V dnešní době je jaderným elektrárnám věnována velká pozornost a to především kvůli třem velkým jaderným nehodám, které poznamenali svět.

Nejméně významnou nehodou byla jaderná nehoda v USA v elektrárně Three Mile Island, která neměla velký vliv na obyvatelstvo a životní prostředí. Jaderná elektrárna Černobyl v bývalém Sovětském svazu byla nejhorší nehodou všech dob. Vzala spoustu lidských životů a velkou část krajiny.

V mém tématu se zabývám jadernou elektrárnou Fukušima Daiči, která byla vyvolána zemětřesením o stupni 9 podle RichtEROVY stupnice. K havárii došlo 11. března 2011, ale na její důsledky doplácí lidstvo až do dnešní doby. Havárie byla hodnocena jako velmi závažná havárie.

Při havárii došlo k úniku velkého množství škodlivých štěpných produktů, a z důvodů havárie došlo ke značnému znehodnocení zemědělské půdy v okolí jaderné elektrárny, a to především izotopem  $^{137}\text{Cs}$ . Ohroženy byly především zemědělské produkty produkované pro celý svět.

Havárie vyvolala mezinárodní politickou diskuzi o dalším využívání jaderné energie. Podle parlamentní komise se jaderná nehoda měla více předvídat a měla být učiněna náležitá opatření, aby k takové havárii nedošlo.

## **2 CÍL BAKALÁŘSKÉ PRÁCE**

Cílem mé práce bylo zpracovat literární přehled k zadanému tématu, dále charakterizovat vývoj a aktuální stav radiokontaminace zemědělských půd v havárií postižených lokalitách a analyzovat agroekologický význam radionuklidů uvolněných po havárii v suchozemských potravních řetězcích.



### 3 HISTORIE

Thomas Alva Edison (1847 – 1931) jednou zapsal do svého sešitu slova: „Velmi se zajímám o atomovou energii, ale zatím se mi zdá, že jsme ještě nedosáhli způsobu, jak tuto nevyčerpatelnou sílu spoutat a využít... tahle energie může být přeměněna na elektřinu... síla povstávající z této energie je gigantická a nekonečná...“.

Elektřina z jadra se začala využívat až od 2. poloviny 20. století. V roce 1951 byla ve výzkumném reaktoru v Idaho Falls zahájena výroba elektrického proudu na základě jaderného štěpení a o tři roky později byla v Obninsku poprvé připojena jaderná elektrárna na veřejnou elektrickou síť a dodávala elektrický výkon 5 MW (Augusta, 2001).

#### 3.1 Historie objevu atomů

Již před dvěma tisíci lety odhalovali starověcí učňové tajemství složení hmoty bez jakýchkoli přístrojů. Ve starém Řecku byl tzv. myšlenkový experiment jednou z hlavních metod zkoumání. V Řecku také začali dějiny poznávání atomů.

Na to, že hmotu nelze dělit do nekonečna, přišel v 5. století př. n. l. řecký filozof Leukippos z Milétu a jeho systém později rozpracoval Démokritos z Abdér, který usoudil, že existují malé, dále nedělitelné a nezničitelné částice, neustále se pohybující v prázdném prostoru. Řecky se nedělitelné řekne *atomos*, proto byly nazvány atomy. Tato myšlenka byla zapomenuta, ale po staletí znovu objevena.

Isaac Newton (1643 – 1727) se domníval, že atomy jsou „odolné a pevné pohyblivé částice, které se nikdy neopotřebují ani nerozbijí na menší části“.

John Dalton (1766 – 1844) začal budovat vlastní atomovou teorii a vyvodil, že každá látka je složena z malých částic a molekul, které jsou opět složeny z ještě menších částic prvků, molekul a atomů, jejichž vzájemný poměr je neustále stejný. V roce 1808 zveřejnil ucelenou atomovou teorii a na jejím základě sestavil první tabulku atomových hmotností prvků (hmotnost vodíku přisoudil jedné).

Joseph Thomson (1856 – 1940) si atom představoval jako kouli kladně nabitého tělesa s elektrony uvnitř rozestými jako rozinky.

Ernest Rutherford (1871 – 1937) díky experimentu ověřil, že uprostřed atomu je velmi malé kladné jádro a okolo něj krouží záporné elektrony (Augusta, 2001).

### 3.2 Historie radioaktivity

Wilhelm Conrad Roentgen (1852 – 1908) objevil paprsky X při experimentování s výbojovou trubicí. Všiml si paprsků schopných proniknout i pevnými předměty (tlusté knihy, kov). Dodnes provází historické texty o radioaktivitě rentgenový snímek ruky paní Roentgenové (Augusta a kol., 2001).

Henri Becquerel, inspirován pozorováním W. C. Roentgena, že záření X vyvolává fluorescenci ve skle i jiných látkách, začal Henri Becquerel od roku 1894 studovat fluorescenční jevy. Snažil se nalézt souvislosti mezi fluorescencí a předpokládanou současnou emisí krátkovlnného, neviditelného a pronikavého záření a soustředil svou pozornost na sloučeniny uranu, jejichž fluorescence již byla známa a náhodou ji studoval také jeho otec E. Becquerel. Prvním výsledkem jeho pokusů, bylo zjištění, že podvojný síran uranylo – draselný, exponovaný na slunečním světle, skutečně emituje paprsky, které pronikají hmotou a způsobují černání fotografických desek. I přesto, že jeho interpretace tohoto jevu byla nesprávná, představuje jeho objev první experimentální pozorování radioaktivního záření.

Brzy však Becquerel zjistil, že efekt není závislý na intenzitě a kvalitě světla a nastává i v úplné tmě a dokonce i u krystalů připravených a uchovávaných ve tmě. Projevil se také i u jiných sloučenin uranu, i u nefluoreskujících a u kovového uranu.

Veškerá tato zjištění vedla ke správnému výkladu pozorovaných jevů, které podali Pierre Curie a Marie Curieová-Sklodovská v roce 1898. Zjistili, že původ těchto paprsků je zásadně jiný, že je atomy uranu vysílají samovolně, bez jakéhokoliv zásahu zvenčí, a že emise záření nelze ovlivnit fyzickým nebo chemickým stavem látky, která atomy uranu obsahuje, ani žádnými jinými prostředky. Tento jev nazvali *radioaktivita*. Tento název se ujal namísto původního názvu „Becquerelovo záření“.

O dva roky později zjistil Schmidt a nezávisle Marie Curieová stejnou vlastnost i u thoria.

Nalezli dva nové prvky, nazvali je *polonium* (Curieovi, 1898) a *radium* (Curieovi a Bémont, 1898), (Majer, 1981).

V Čechách horníci narazili na horninu, kterou nazvali smolinec. Obsahuje prvek uran. V roce 1909 byly v Jáchymově zřízeny první radioaktivní lázně na světě (Augusta, 2001).

## 4 RADIOAKTIVITA

Je známých více než 2000 nuklidů a z toho pouze 266 je stálých. Ostatní, nacházející se v přírodě nebo vzniklé jadernými reakcemi se více nebo méně velmi rychle a samovolně přeměňují na jiný nuklid, jsou radioaktivní. Jádra jsou stálá, to znamená, že nepodléhají radioaktivní přeměně. Pouze při určitém poměru mezi počtem protonů a neutronů.

U lehkých stabilních jader je poměr roven jedné nebo o málo větší než jedna, u jader těžších se zvětšuje až do 1,52. K zachování stability jádra s rostoucím protonovým číslem musí v jádru přibývat více neutronů než protonů. Vyšší počet neutronů částečně zmenšuje vzájemné odpuzování neutronů.

Některé prvky mohou mít pouze jeden stabilní izotop (stabilní jádro je schopné existovat pouze při jedné kombinaci protonů a neutronů), ale většina má dva nebo více stabilních izotopů. Příslušná protonová čísla u těchto prvků vedou ke stabilním jádrům v kombinacích s větším množstvím hodnot neutronů (poměr protonů a neutronů se může měnit v daném rozmezí, aniž by jádra ztratila stabilitu). V případě, že se složení jádra změní mimo optimální rozmezí poměru protonů a neutronů, stane se jádro radioaktivní (Hála, 1998).

## 5 IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ

Ionizující záření na rozdíl od záření světelného a tepelného nemůžeme vnímat, ale je neoddělitelnou součástí našeho života. Lze jej zjistit speciálními přístroji – detektory. Ionizující záření považujeme také radioaktivní záření. Za zdroje ionizujícího záření nazýváme radioaktivní prvky, které se nacházejí na Zemi. Ionizujícím zářením lze nazvat takový druh záření, který je schopen ionizovat atomy. Radioaktivní atomy, nacházející se přirozeně na Zemi jsou přítomny ve stěnách budov, v potravě, v zemské kůře a v ostatních hmotných věcech. Ve vzduchu, který dýcháme, jsou obsaženy radioaktivní plyny. I v našem těle (ve svalech, kostech, tkáních) se přirozeně vyskytují radioaktivní prvky (Augusta, 2001).

Neustále jsme záření vystaveni, ale nemáme možnost se mu zcela bránit. V našem okolí se vyskytují elektromagnetické vlny v širokém rozmezí vlnových délek a jejich spektrum zasahuje až do hodnot, které lze srovnat s rozměrem atomového jádra (Augusta a kol., 2001).

### 5.1 Typy radioaktivních přeměn

Většina atomů, které se na Zemi nacházejí, jsou stabilní, nemění se. Avšak jádro atomů některých prvků se přeměňuje samovolně nebo může změnit svůj energetický stav a při tom uvolnit energii, a to formou záření.

Takovýto fyzikální jev nazýváme radioaktivita a radioaktivní atomy se nazývají radionuklidy. Některé z jader prochází řadou přeměn, aby se dostaly ke stabilní formě. Alfa, beta a gama záření jsou nejčastěji vznikajícími druhy ionizujícího záření (Augusta a kol., 2001).

### 5.2 Alfa záření

Alfa záření tvoří jádra helia (dva neutrony a dva protony). Většinou, je vyzařováno jádru těžkých prvků (uran, thorium, radium apod.). Alfa záření, lze úplně zadržet již tenkou vrstvou naší pokožky nebo tenkým listem papíru. Jestliže se ale do našeho těla dostanou materiály emitující alfa záření ať už s jídlem, pitím nebo vdechnutím, tak mohou způsobit biologické poškození nechráněných vnitřních tkání.

Zářiči alfa záření jsou např.: uran  $^{235}\text{U}$ , radium  $^{226}\text{Ra}$ , americium  $^{241}\text{Am}$  nebo radon  $^{222}\text{Rn}$  (Augusta, 2001).

### 5.3 Beta záření

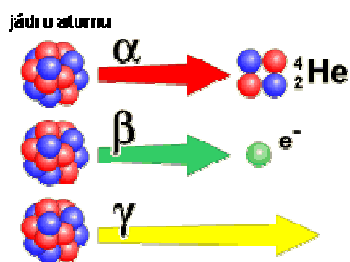
Beta záření zahrnuje elektrony nebo pozitrony (pozitrony jsou elektrony s kladným nábojem).

Beta záření může být pohlceno hliníkovým plechem, který má tloušťku několika milimetrů až centimetrů a elektrony jsou schopny proniknout vrstvou vody o tloušťce 1 až 2 cm. Zářičem beta záření jsou např. izotop thoria  $^{234}\text{Th}$  a draslíku  $^{40}\text{K}$  (Augusta, 2001).

### 5.4 Gama záření

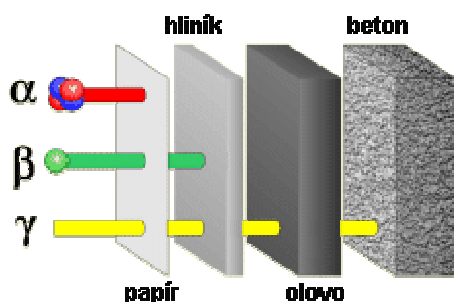
Gama záření je záření fotonové, krátkovlnné elektromagnetické záření. Gama paprsky mohou proniknout lidským tělem, ale lze je pohltit tlustou stěnou betonu či olova. Prostupnost gama záření znázorněna na obrázcích pod textem.

Gama záření ionizuje nepřímo prostřednictvím nabitých částic, které vznikly při interakci látky a kvanta gama. Gama emise často následuje po přeměnách alfa a beta (Augusta, 2001).



Obr. 1 Základní druhy ionizujícího záření

Zdroj: ČEZ (2015)



Obr. 2 Pronikavost jednotlivých druhů ionizujícího záření

Zdroj: ČEZ (2015)

## 5.5 Rychlost radioaktivních přeměn a aktivita

Rychlostí radioaktivních přeměn nuklidů se rozumí časová změna počtu radioaktivních atomů za určitou časovou jednotku. Příslušnou veličinou je aktivita:  $A = dN / dt$ .

Rychlost radioaktivní přeměny (aktivita) je závislá na počtu radioaktivních atomů v radioaktivních látkách. Jednotkou aktivity je Becquerel (Bq) a rozměr aktivity je  $s^{-1}$  (jedna přeměna za 1 sekundu). Běžně používané jsou i násobné jednotky MBq a kBq. Dříve byla používána jednotka Curie (Ci,  $1\text{Ci} = 3,7 * 10^{10}$  Bq). Aktivita se vztahuje na jednotky hmotnosti ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), objemu ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ) a látkového množství radioaktivní látky ( $\text{Bq} \cdot \text{mol}^{-1}$ ). Dále hovoříme o měrné aktivitě hmotnostní, molové a objemové. Rychlost, při které se radioaktivní látky uvolňují z určitého zařízení nebo materiálu je vyjádřeno rychlostí emise ( $\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1}$ ) nebo rychlostí plošné emise ( $\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ ), (Hála, 1998).

## 5.6 Poločas přeměny

Poločas přeměny značíme  $T$  a je definován časovým úsekem, během kterého se původní aktivita radioaktivního nuklidu zmenší na polovinu.

Dosazením do rovnice  $A = A_0 / 2$  získáme vztah mezi poločasem a přeměnovou konstantou,  $T = \ln 2 / \lambda$ . U přeměny větvené je celkový poločas přeměny  $T = \ln 2 / (\lambda_a + \lambda_b) = T_a T_b / (T_a + T_b)$ . Poločas nuklidů, u kterých je možné v reálném čase registrovat úbytek aktivity, určuje exponenciální závislosti aktivity na čase (Hála, 1998).

## 6 VELIČINY A JEDNOTKY RADIOAKTIVITY

Zdroje záření se popisují za pomoci veličiny zvané *aktivita*, což je počet radioaktivních přeměn, které probíhají v látce za jednotku času. Jednotka aktivity je becquerel (Bq). Jestliže dojde v látce pouze k jedné přeměně za 1 sekundu, tak potom má aktivitu 1 Bq.

Veličinou, která popisuje účinek záření je dávka, která udává množství energie pohlcené v jednotce hmotnosti prostředí. Jednotka se nazývá gray (Gy).

Další jednotkou je *efektivní dávkový ekvivalent* a jeho jednotkou je sievert (Sv). Byla zavedena, abychom byli schopni stanovit vliv záření na člověka.

Veličina *příkon dávkového ekvivalentu* slouží pro zjišťování údajů týkajících se intenzity působení záření v čase. Měříme jej v jednotkách sievert za hodinu, častěji se však setkáváme s milisieverty (tisícina sievertu) a nebo mikrosievert (miliontina sievertu) za hodinu (Augusta, 2001).

## **7 ZDROJE IONIZUJÍCÍHO ZÁŘENÍ**

Záření přicházející z okolního prostoru a ze Země nazýváme přírodním. Přírodní zdroje představují přibližně 80 % ročního dávkového ekvivalentu na jednotlivce. Zbylých 20 % připadá na umělá záření (způsobené člověkem), (Augusta, 2001).

### **7.1 Přírodní zdroje**

#### **7.1.1 Kosmické záření**

Země je neustále bombardována vysoce energetickými částicemi a jádry atomů pocházejících z vesmíru. Velká většina těchto částic má původ ze Slunce, některé mají původ ve vesmíru nebo i mimo naši galaxii. Tyto primární částice se v momentu, kdy dosáhnou Země, srážejí s atmosférou a štěpí se na spršky sekundárních částic. Ochranou před intenzivním kosmickým zářením tvoří pro Zemi magnetické pole. Od 1 tisíce do 50 tisíc km nad zemským povrchem zadržují částice kosmického záření Van Allenovy pásy a další část záření odstíní vrstva ozonu umístěná v horní vrstvě atmosféry. I přes to však každý z nás obdrží z tohoto zdroje alespoň jednu čtvrtinu mSv ročně (ve větších nadmořských výškách je slabší vrstva vzduchu a lidé zde obdrží větší dávku kosmického záření), (Augusta, 2001).

#### **7.1.2 Stavby a Země**

Samotná Země je zdrojem záření a roční dávkový ekvivalent je okolo 0,35 mSv. Záření vychází z hornin v zemské kůře.

Budovy, které jsou postaveny z kamene, jsou radioaktivní stejně jako matečná hornina. Podle místa a použitých materiálů se množství záření, které obdržíme z obydlí, a Země liší. Existují oblasti, kde je obyvatelstvo vystaveno několikrát vyšším dávkám než je světový průměr (2 až 3 mSv/rok), ale přesto na těchto místech nebyly zaznamenány žádné zjištěné zdravotní problémy. Např. Ramsar v Íránu až 400 mSv/rok, Guapari v Brazílii 8 – 15 mSv, max. 175 mSv/rok a Kerala v Indii 3,8 mSv max. 17 mSv/rok (Augusta, 2001).

#### **7.1.3 Vzduch**

Roční dávkový ekvivalent, který obdržíme ze vzduchu, se pohybuje okolo 1 – 3 mSv podle místa, kde žijeme. Nejvíce se na tom podílejí radioaktivní plyny thoron a radon. Plyny pronikají do zemského povrchu nebo do podzemních vod. Avšak koncentrace na volném prostranství je malá. Hromadí se v uzavřených prostorech (doly, školy apod.), a



to zejména bez možnosti častého větrání. V uzavřených prostorách je koncentrace radonu průměrně osmkrát vyšší než ve volné přírodě (Augusta, 2001).

#### **7.1.4 Jídlo a nápoje**

Roční dávkový ekvivalent v potravě představuje přibližně jednu pětinu mSv. Veškerá potrava včetně vody je mírně radioaktivní a především je v potravních řetězcích zastoupen radioizotop draslíku  $^{40}\text{K}$ , méně potom tritium a dále  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  a  $^{210}\text{Po}$ .

Do těla se radioaktivita dostává z potravního řetězce, kam vstupuje přes rostliny, které přijímají radioaktivní minerály z půdy nebo výjimečně z vody (Augusta, 2001).

## **7.2 Umělé zdroje**

Mezi zářením umělým, vyprodukovaným člověkem a přírodním, není žádný rozdíl. Záření, které je uměle vyprodukované, je asi 0,3 mSv ročního dávkového příkonu. Radionuklidy, které by jinak zůstaly pod Zemí, uvolnil do životního prostředí člověk (Augusta, 2001).

### **7.2.1 Lékařské zdroje radioaktivního znečištění**

V medicíně je záření využíváno dvěma způsoby, a to při diagnózách (v malých dávkách) a při ničení rakovinotvorných buněk (ve velkých dávkách).

Nejčastějším zdrojem jsou rentgeny (např. rentgen plic představuje 0,5 mSv, rentgen zubů představuje 0,1 mSv). Podle typu vyšetření se rozlišuje dávka záření. Radioaktivní látky, které jsou vpravovány do těla, se využívají pro sledování funkcí těla a k nálezům nádorů a u těchto vyšetření je dávka v rozmezí 1 až 10 mSv (Augusta, 2001).

### **7.2.2 Další zdroje umělého záření**

Z atmosférického spadu ze zkoušek jaderných zbraní (prováděných v 50. a 60. letech) je dávkový ekvivalent, který obdržíme 1 až 2 setiny mSv za rok (dnes je to 30 krát méně než tomu byl v roce 1964).

I některé spotřební zboží může být zdrojem radioaktivity a to např. hodinky, televizory. Stopové prvky radioaktivního uranu a radia obsahuje uhlí a fosfátové horniny (při spalování fosilních paliv a uhlí se radioaktivita rozšiřuje do životního prostředí přes ovzduší). Z těchto zdrojů je dávkový ekvivalent přibližně 0,01 mSv ročně na osobu. V okolí jaderných elektráren je dávkový ekvivalent asi 0,01 mSv za rok (Augusta, 2001).

## **8 VYBRANÉ JADERNÉ HAVÁRIE**

### **8.1 Jaderná elektrárna A-1 Jaslovské Bohunice (Československo)**

První československá jaderná elektrárna byla uvedena do provozu roku 1972. Nachází se v Jaslovských Bohunicích. Byl zde použit reaktor moderovaný těžkou vodou a chlazený plynem o výkonu 103 MW. Byl to pilotní projekt československé jaderné energetiky. Na reaktoru A1 došlo k havárii způsobené chybou obsluhy. Při výměně palivových článků (rutinní výměna) došlo k ucpání kanálu, v kterém je článek umístěn. Tím došlo k oběhu chladiva přes článek a palivo se začalo tavit. Došlo k poškození speciální nádoby s těžkou vodou, která pronikala do primárního okruhu a způsobila poškození ¼ z 571 palivových článků v reaktoru. Uvolněné radionuklidy z paliva se nedostaly mimo zařízení jaderné elektrárny a zamohly pouze primární okruh. Ohrožen ani zraněn nebyl nikdo z obyvatelstva ani z personálu. Reaktor nebyl opraven a elektrárna byla odstavena (Augusta, 2001).

### **8.2 Jaderná elektrárna Three Mile Island (USA)**

Došlo k havárii v 2. bloku jaderné elektrárny Three Mile Island o výkonu 880 MW, který byl v provozu jeden rok. K havárii došlo 28. 3. 1979 a reaktor natrvalo vyřadila z provozu. Havárie začala výpadkem dodávky vody do jednoho ze dvou parogenerátorů. Díky zaseknutému tlakovému ventilu došlo po zastavení reakce k úniku chladicí kapaliny z reaktoru. Únik nebyl obsluhou včas odhalen. Téměř polovina paliva, umístěného v aktivní zóně se začala tavit. Přivolaní specialisté pečlivě a odborně analyzovali situaci a zajistili bezpečné dochlazení reaktoru. Do prostředí uniklo pouze omezené množství radioaktivních látek. Nedošlo ani k žádnému zdravotnímu ohrožení (Augusta, 2001).

### **8.3 Jaderná elektrárna Černobyl (Sovětský svaz)**

Havárie jaderné elektrárny v Černobyli, byla nejzávažnější havárií v historii jaderné energetiky. Stala se v noci 26. 4. 1986. Došlo ke dvěma mohutným výbuchům, které zcela zničily čtvrtý blok jaderné elektrárny. Reaktor byl typu RBMK o výkonu 950 MW (vodou chlazený grafitový reaktor, provozovaný pouze na území tehdejšího SSSR). Na tomto reaktoru probíhaly speciální fyzikální experimenty. V reaktoru došlo k mimořádně rychlému a nekontrolovatelnému zvýšení teploty a výkonu. Následoval výbuch, který odhodil víko reaktoru, a další exploze (chemického charakteru – reakce vodíku a grafitu), která rozmetala část aktivní zóny.

Pět tun paliva z celkem 114 tun bylo vyvrženo do okolí. Únik radioaktivních látek z hořícího reaktoru se podařilo zastavit po 10 dnech a více než 2 miliony TBq radionuklidů (především Cs a I) vítr roznesl téměř po celé Evropě. Havárie si vyžádala 31 mrtvých a to zaměstnanců a záchranářů, 237 lidí onemocnělo akutní nemocí z ozáření, několik tisíc pracovníků podílejících se na likvidaci havárie bylo ozářeno velkými dávkami. Zevní ozáření činilo 300 až 500 mSv (stónásobek ročního příjmu z přirozeného pozadí). Okolí elektrárny v rozsahu 30 km je neustále veřejnosti nepřístupné. Trosky reaktoru byly zasypány tisíci tunami hlíny, dolomitu a olova a reaktorovna byla uzavřena betonovým sarkofágem (Augusta, 2001).

## 9 JADERNÁ BEZPEČNOST

Snaha, aby veškeré technické systémy, veškeré technické zařízení bylo provozováno bezpečně, je znásobena povědomou nedůvěrou a to zdali je jaderná bezpečnost dostatečná.

Pro pojem jaderná bezpečnost existuje spousta definic. Je to schopnost jaderného zařízení a obsluhy zajistit, aby se proces získávání energie štěpením těžkých jader nikdy nevymkl řízení a radioaktivní látky vznikající v tomto procesu, včetně doprovázejícího ionizujícího záření, neunikly doprostřed (Augusta, 2001)

Cíle jaderné bezpečnosti:

- Snížit pravděpodobnost vzniku havárií
- Minimalizovat únik radioaktivních látek do životního prostředí (při poruše, havárii)
- Minimalizace expozice okolního obyvatelstva (v případě úniku radioaktivních látek)

Jaderná zařízení musí být projektována, provozována, stavěna a udržována tak, aby se co nejvíce snížilo riziko jakýchkoliv událostí a poruch, při kterých, by mohlo dojít k úniku radioaktivních látek do životního prostředí (Augusta, 2001).

Lze definovat tři hlavní oblasti, kde hraje prioritní roli řešení bezpečnosti:

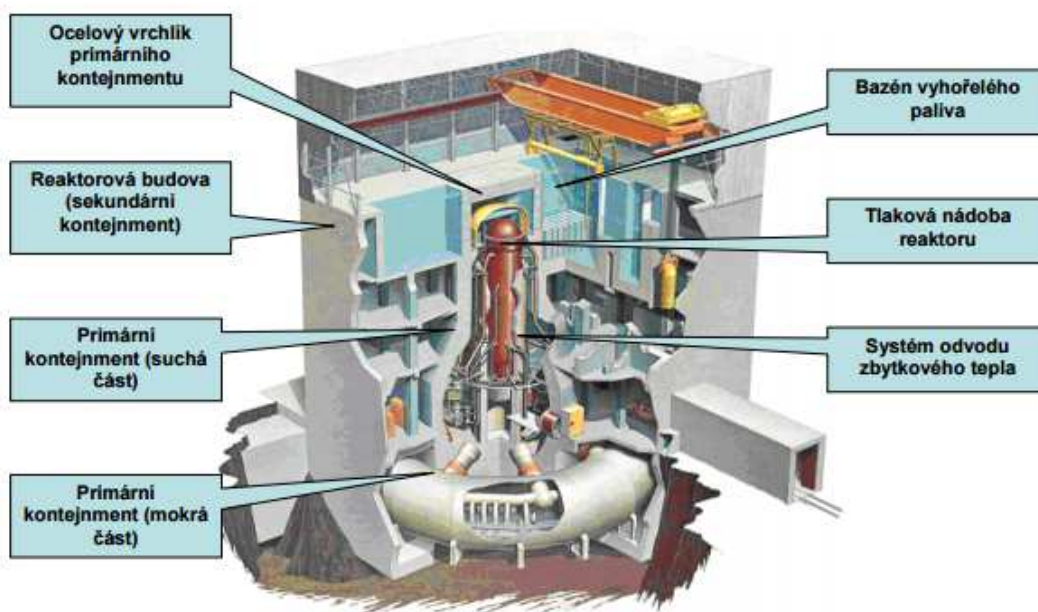
- Zabránění vzniku a rozvoji při jaderné havárii, ochrana před jejími účinky
- Ochrana před účinky ionizujícího záření (při manipulaci, u dlouhodobého uložení radioaktivních odpadů)
- Šíření jaderných zbraní

V 2. polovině 50. let byla přijata **dohoda o nešíření jaderných materiálů**. Cílem bylo zabránit zneužívání zbylého štěpitelného uranu a nově vzniklého plutonia k výrobě jaderných zbraní. Mezinárodní agentura pro atomovou energii (dále jen MAAE) je oprávněna ke kontrole dodržování této dohody. MAAE má sídlo ve Vídni a byla založena v roce 1957 (Augusta, 2001).

## 10 HAVÁRIE JADERNÉ ELEKTRÁRNY FUKUŠIMA DAIČI

Jadernou elektrárnu vlastní a provozuje společnost TEPCO (Tokyo Electric Power Company). V jaderné elektrárně Fukušima Daiči je instalováno šest bloků s varnými reaktory. Do provozu byly uvedeny postupně v letech 1971/březen (reaktor typu BWR-3, výkon 460 MWe), 1974/červenec (reaktor typu BWR-4, výkon 784 MWe), 1976/březen (reaktor typu BWR-4, výkon 784 MWe), 1978/říjen (reaktor typu BWR-4, výkon 784 MWe), 1978/duben (reaktor typu BWR-4, výkon 784 MWe) a 1979/říjen (reaktor typu BWR-5, výkon 1100 MWe), (SÚJB, 2011).

Zjednodušené schéma reaktoru BWR s kontejnmentem typu „Mark I“ (bloky 1-5)



Obr. 3 Zjednodušené schéma reaktoru BWR s kontejnmentem typu „Mark I“ (blok 1-5)

Zdroj: SÚJB (2011)

## 10.1 Průběh nehody a důležité časové okamžiky nehody

11. března 2011 v 14:46 hodin došlo v Japonsku k silnému zemětřesení (o síle 9 stupňů RichtEROVY stupnice, udeřilo u východního pobřeží japonského ostrova Honšú), jehož důsledkem došlo k poškození prvního až čtvrtého bloku jaderné elektrárny Fukušima Daiči. Bloky 4,5 a 6 byly již dříve odstaveny z důvodů plánované údržby a výměny paliva. Po výpadku elektrické sítě došlo k automatickému nastartování 14 generátorů. Krátce po zemětřesení lokalitu zasáhla velmi mohutná vlna tsunami s výškou značně přesahující 5 m (v projektech ochrany se počítalo s vlnou tsunami vysokou 5 m). Záložní dieselgenerátory byly v důsledku tsunami vyřazeny, a byly také vyplaveny palivové nádrže. Pára byla v reaktoru dále chlazena a to přes havarijní kondenzátor a to za pomoci stejnosměrného zdroje z baterií nouzového napájení. Voda prostřednictvím samostatného systému dochlazování aktivní zóny byla vstřikována do reaktorů bloků 2 a 3. Přestože nouzové baterie dodávaly i dále proud, neustále slábly (Allforpower, 2012).

### Důležité časové okamžiky:

#### 11. března

**14:46** Došlo k zemětřesení o síle 9 stupňů RichtEROVY stupnice a odstavení postižených bloků jaderné elektrárny.

**15:42** U bloků 1 až 3 došlo ke ztrátě zdrojů střídavého elektrického napájení, a o 3 minuty později byly vlnou tsunami vyplaveny palivové nádrže.

**16:36** Dodávka vody u havarijního chlazení aktivní zóny pro bloky 1 a 2 selhává a kolik vody bylo dopraveno do aktivní zóny, není známo.

**19:03** Vládou vyhlášen stav nouze.

**20:50** Pro obyvatele žijící v okruhu 2 km v okolí jaderné elektrárny byla vydána evakuační směrnice.

**21:23** Premiér nařizuje evakuaci z pásma 3 km a obyvatelům v okolí 10 km doporučuje setrávat doma. Rozhodnutí vyplývá z analýzy, podle které by mohlo dojít kolem 21:40 k poklesnutí hladiny v reaktoru, a to k hornímu konci palivových proutků kolem 22:20 by mohlo dojít k poškození aktivní zóny.

**21:00** Očekává se ztráta napájení z nouzových baterií, a z toho důvodu startují požární čerpadla poháněná diesely, proto aby čerpadla byla připravená dodávat vodu do reaktoru, jak tlak v reaktoru poklesne.

## **12. března**

**4:00** V primárním kontejnmentu v bloku 1 roste tlak nad 840 kPa (přesahuje projektovou hodnotu).

**5:22** Došlo ke ztrátě regulační funkce tlaku na bloku 1 a 2.

**5:44** Nařízení premiéra k evakuaci obyvatelstva v okolí 10 km od elektrárny.

**7:45** Vyhlášen nouzový stav.

**9:07** Přepouštěcí ventil tlakové nádoby u reaktoru 1. bloku byl otevřen a to z důvodů prevence poškození nádoby.

**12:30** V primárním kontejnmentu roste tlak a to i přesto, že palivové proutky v aktivní zóně v bloku 1 (i palivové proutky u bloků 2 a 3) byly dostatečně ponořené ve vodě. Byl otevřen přepouštěcí ventil primárního kontejnmentu, aby se předešlo jeho poškození, a přepouštěné plyny obsahují zřetelné množství radioaktivity.

**14:49** V okolí 1. bloku bylo detekováno radiocesium.

**15:36** Na 1. bloku došlo k výbuchu vodíku, který pocházel z reakce vodní páry se zirkoniovým povlakem na palivových proutcích (i u dalších bloků byla tato příčina stejná).

**18:25** Nařízení premiéra k evakuaci obyvatelstva v okolí 20 km od elektrárny

**20:20** Palivové proutky jsou obnažené a to z nedostatku chladiva a proto je rozhodnuto o přerušovaném vstřikování kyseliny borité s mořskou vodou do reaktoru 1. bloku (později také do reaktorů bloků 2 a 3), a to za pomoci požárních čerpadel.

## **13. března**

**5:58** Dodávka vody u havarijního chlazení v aktivní zóně 3. bloku selhává.

**9:20** Přepouštěcí ventil u tlakové nádoby reaktoru 3. bloku byl otevřen.

**13:12** Kyselina boritá s mořskou vodou je vstřikována do reaktoru 3. Bloku.

## **14. března**

**4:08** V bazénu s vyhořelým palivem 4. bloku překračuje teplota 84° C.

**6:10** V primárním kontejnmentu tlak vzrostl nad 460 kPa (přesahuje projektovou teplotu).

**11:01** V 3. bloku došlo k explozi vodíku.

**13:25** Hladina vody v reaktoru 2. bloku je nízká (ztráta chladící funkce reaktoru).

**16:34** Do reaktoru 2. bloku je vstřikována mořská voda.

### **15. března**

**6:20** Ozývá se exploze z prostorů 2. bloku (důvodem byl abnormální stav v mokré části primárního kontejnmentu).

**6:20** Došlo k poničení části stěny v provozních prostorách 4. bloku.

**9:38** V budově reaktoru 4. bloku došlo k požáru.

**10:22** V okolí 3. bloku byla změřena vysoká úroveň radiace (400 mSv / h).

**11:00** Pásmo se zákazem vycházení z domů bylo premiérem rozšířeno na 20 km a 30 km v okolí elektrárny.

**12:29** V reaktorové budově 4. bloku byl uhašen požár.

### **16. března**

**8:37** Na 3. bloku dochází k nadměrnému úniku bílého kouře.

**16:00** Za pomoci helikoptér obranných sil je na 3. blok shazována voda.

### **17. března**

**9:48** Opětovné shazování vody na 3. blok za pomoci helikoptér obranných sil.

Reaktor u 4. bloku byl uchráněn od nehody (neobsahuje žádné palivo, ale v bazénu vyhořelého paliva se nacházelo veškeré palivo z aktivní zóny 4. bloku). Palivo je nejvýkonnější tepelný zdroj, který se v bazénu může vyskytovat. Blok 5. a 6. se v době zemětřesení nacházely v odstaveném stavu a nedošlo k žádnému problému a navíc byl také u obou bloků k dispozici elektrický zdroj střídavého napájení. Proti případnému nahromadění vodíku a jeho explozi byly jako preventivní opatření vyvrtány odvětrávací otvory ve střeše reaktorových budov (Allforpower, 2012)



## 11 NÁSLEDKY NEHODY

Hodnocení závažnosti jaderné události (podle Mezinárodní stupnice INES):  
Podle INES (Mezinárodní stupnice jaderných událostí) byla havárie hodnocena stupněm 7 (stupnice INES zobrazena na obrázku č. 4), a to jako velmi těžkou havárii i přesto, že při havárii nikdo nezemřel a ozáření zdejšího personálu bylo udrženo v přijatelných mezích. Do životního prostředí uniklo velké množství radionuklidů, které jsou uvedeny v tab. 1 až 4. (IAEA, 2013).

Tabulka č. 1 Únik radionuklidů z JE Fukušima

Zdroj: IAEA (2013)

Do atmosféry:	
$^{131}\text{I}$	$1.3 \times 10^{17}$ Bq
$^{137}\text{Cs}$	$1.1 \times 10^{16}$ Bq
Do oceánu:	
$^{131}\text{I}$	$2.8 \times 10^{15}$ Bq
$^{134}\text{Cs}$	$0.94 \times 10^{15}$ Bq
$^{137}\text{Cs}$	$0.94 \times 10^{15}$ Bq

Tabulka č. 2 Únik radionuklidů z JE Černobyl

Zdroj: IAEA (2013)

Do atmosféry:	
$^{131}\text{I}$	$1.8 \times 10^{18}$ Bq
$^{137}\text{Cs}$	$8.5 \times 10^{16}$ Bq
$^{90}\text{Sr}$	$1.0 \times 10^{16}$ Bq

Poločas přeměny u  $^{131}\text{I}$  je 8 dní a u  $^{137}\text{Cs}$  je to 20 let a  $^{134}\text{Cs}$  je to 2 roky. V porovnání s Černobylem byl únik ve Fukušimě přibližně 10 krát menší (IAEA, 2013).

Tabulka č. 3 Kontaminace území v okolí elektrárny Fukušima Daiči

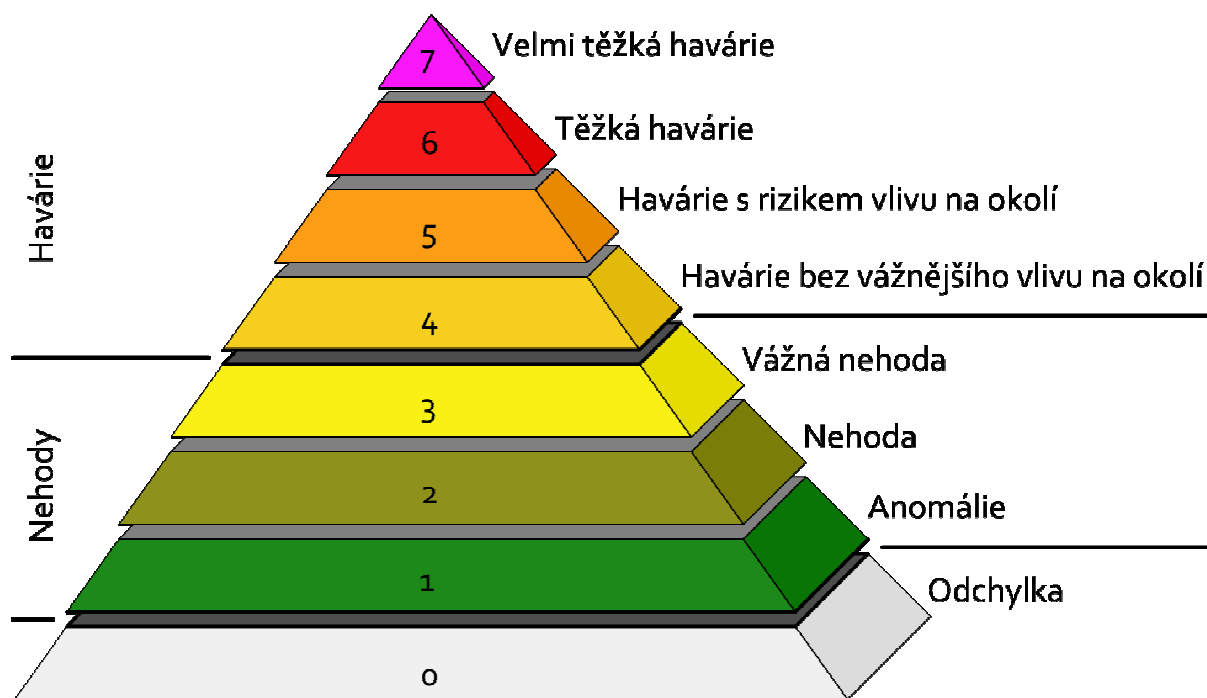
Zdroj: JAEA (2013)

Typ území	Množství v %
Městské oblasti	5 %
Rýžové pole	10 %
Ostatní pole	10%
Lesní půda	75 %

Tabulka č. 4 Kontaminace území v okolí elektrárny Černobyl

Zdroj: JAEA (2013)

Typ území	Množství v %
Zemědělská půda	43 %
Lesní půda	39 %
Řeky a jezera	2 %



Obr. 4 Stupnice INES

Zdroj: Wikipedia (2015)

## 11.1 Vlivy havárií JE Fukušima a JE Černobyl na životní prostředí

Havárie jaderné elektrárny Fukušima Daiči uvolnila do životního prostředí přibližně 1/7 radionuklidů, které se uvolnily během havárie Černobylu v roce 1986. Převážně to byly radionuklidy  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  a ve velmi malém množství  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  a  $^{240}\text{Pu}$  (Onishi, 2014).

Transport a proces rozpadu radionuklidů uvolněných do životního prostředí je zajišťován prostřednictvím následujících procesů:

- 1) Transport radionuklidů vodou a pohyby vzduchu
- 2) Transport, depozice a resuspenze částic radionuklidů do půdy
- 3) Adsorpce a desorpce způsobující změny fází rozložení radionuklidů
- 4) Rozpad radionuklidů a vznik dceřiných produktů
- 5) Vtok a odtok radionuklidů do ostatních složek životního prostředí (například přenos radionuklidů ze vzduchu na povrch půdy a z povrchu půdy do povrchových a podzemních vod)

Část cesia je adsorbována, ale množství adsorpce závisí na vlastnostech půdy a kvalitě vody. Sanace znečištěného prostředí, byla zajištěna především následujícími způsoby:

- 1) Odstranění několika cm horní vrstvy kontaminované zeminy, odstranění plevele a podrostu, odklizení spadaneho listí v okolí obydlených ploch
- 2) Ořez nízko visících větví stromů a odstranění mechů na kmenech stromů
- 3) Omytí střech, zdí a betonových silnic velkým proudem vody
- 4) Pískování betonových silnic
- 5) Odstranění cesia rozpuštěného v bazéně pomocí zeolitu
- 6) Evakuace osob v oblasti 20 km od jaderné elektrárny a z dalších oblastí s 20 mSv/rok nebo s větším ozářením a zákaz konzumace potravin s koncentrací 100 Bq/kg nebo s vyšší koncentrací
- 7) Skladování odpadů a omezování objemu odpadů
- 8) Nakládání se znečištěnými odpady, odstranění radiocesia z vody a půdy (je možné využít zeolit a ferrokyanidovou modř), (Onishi, 2014).

Více než 80 % kontaminované půdy byla půdy zemědělská, lesní půda a louky. Situace ve Fukušimě se liší od situace v Černobylu jak typem půd, typem trávníků, nebo stromů a dalším. Když se jaderná havárie ve Fukušimě srovná

s Černobylem, kontaminované území s nízkou i vysokou úrovní radioaktivity, bylo přibližně 6 % z toho, co bylo po havárii v Černobyli. Množství spadu ve Fukušimě byla přibližně jedna šestina a vzdálenost, na kterou se spad šířil a byla přibližně jedna desetina v porovnání s Černobylem (Onishi, 2014).

## 12 KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD V JE FUKUŠIMA

### 12.1 Distribuce radiocesia v zemědělských půdách v okolí elektrárny

Migrace radiocesia v půdě je velmi pomalý proces. Radiocesium je v půdě zadržováno jílovými minerály.

Faktory ovlivňující migraci a udržení radiocesia v půdě jsou pH půdy, struktura půdy, obsah minerální a organické hmoty, vyměnitelné ionty. Obsah radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  klesá v závislosti na velikosti částic. Složením pevné fáze, například zvýšením obsahu oxidů železa a hliníku nebo uhličitánů v půdě se zvyšuje sorpce radiocesia. V povrchových půdách má velký vliv na retenci radiocesia koncentrace organických živin a pH půdy. I organické látky mohou působit jako sorbent pro radiocesium. Avšak nejsilnějším sorbentem jsou jílové minerály. Hlavním zdrojem radiocesia pro rostliny je organický humus. V okolí JE Fukušima bylo odebráno 14 vzorků půdy. Ze vzorků byla určena distribuce radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  (zaznamenáno v tabulce č. 5), (Mishra, 2014).

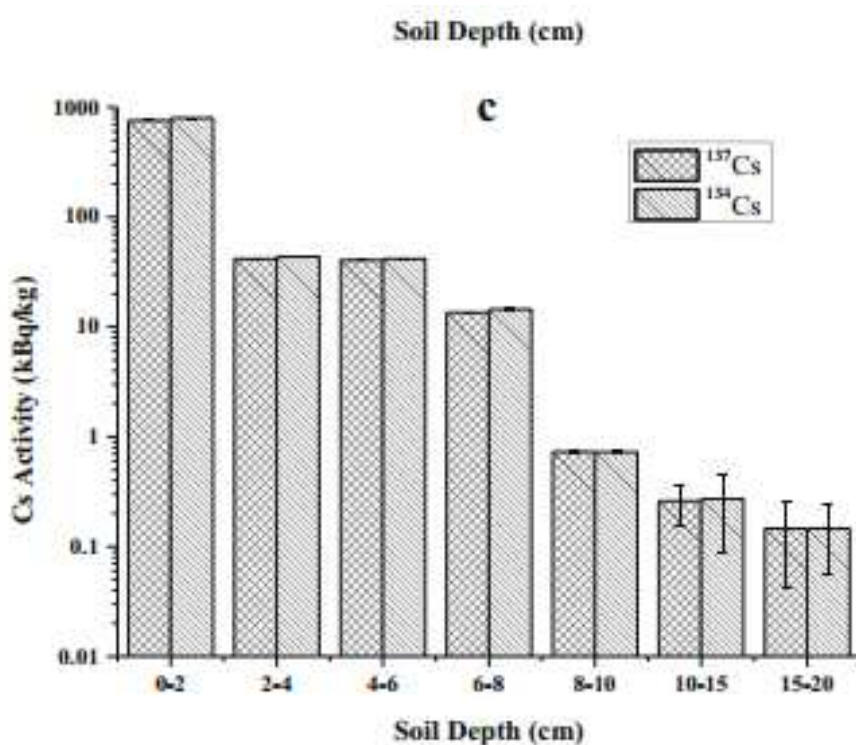
*Tabulka č. 5 Koncentrace distribuce radiocesia v půdách v okolí elektrárny*

*Zdroj: Researchgate (2014)*

Vzorek číslo:	Zeměpisná délka (°):	Zeměpisná šířka (°):	Intenzita dávky ( $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ )	$^{134}\text{Cs}$ ( $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	$^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$
1	37.765	140.47	1.2	8.3±0.1	9.6±0.2	1.16
2	37.481	139.946	0.5	3.4±0.1	3.9±0.1	1.16
3	37.121	140.228	0.5	0.8±0.02	0.9±0.1	1.14
4	37.561	140.793	9.6	15.5±0.1	18.1±0.1	1.16
5	37.541	140.862	16.9	75.5±0.2	72.5±0.1	0.95
6	37.579	140.759	9.97	20.1±0.1	19.7±0.1	0.98
7	37.494	140.991	0.78	0.67±0.1	0.62±0.1	0.93
8	37.423	141.011	27.4	841±1	819±1	0.97
9	37.524	140.602	5	53±0.2	54.2±0.1	1.02
10	37.558	140.753	6.5	124±0.2	123±1	0.98
11	37.553	140.835	20	469±0.4	462±1	0.98
12	37.484	141.005	0.45	1.9±0.1	2±0.1	1.06
13	37.553	140.751	3.21	52.2±0.2	52.5±0.1	1
14	37.558	140.755	6.5	260±0.3	259±0.2	0.99

Vysoká aktivita byla pozorována na místech nacházejících se severozápadně. Poměr mezi izotopem  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{134}\text{Cs}$  se pohyboval okolo hodnoty 0,93 – 1,16 (označuje činnost radiocesia v půdě). Největší část činnosti radiocesia byla pozorována v hloubce půdy 5 cm (distribuce radiocesia v různých hloubkách zaznamenána na obrázku č. 5).

U lesních půd byla migrace nejpomalejší (jsou bohaté na organické látky), naopak velká část radiocesia byla zaznamenána v trvalých travních porostech. V lesní půdě je migrace radiocesia silně ovlivněna schopností sorpce radiocesia. Výsledky pro oba izotopy Cs ve všech frakcích půdy vykazovaly, že více než 90 % aktivity radiocesia zůstávalo ve zbytkové frakci půdy (minerální složka), méně než 1 % je spojené s pohyblivou složkou půdy a uhlíkovou složkou a přibližně 2 – 3 % sloučené s oxidy železa a manganu a přibližně 6 – 7 % sloučené s organickou hmotou. Distribuční koeficienty (Kd) radiocesia se lišily od 77 do 325 l/kg. Více než 90% radiocesia bylo zachováno ve zbytkové frakci půdy (Mishra, 2014).



Obr. 5 Hloubka profilu distribuce radiocesia v různých lesních loukách a pastvinách a půdy v okolí jaderné elektrárny Fukušima Daiči

Zdroj: Researchgate (2014)

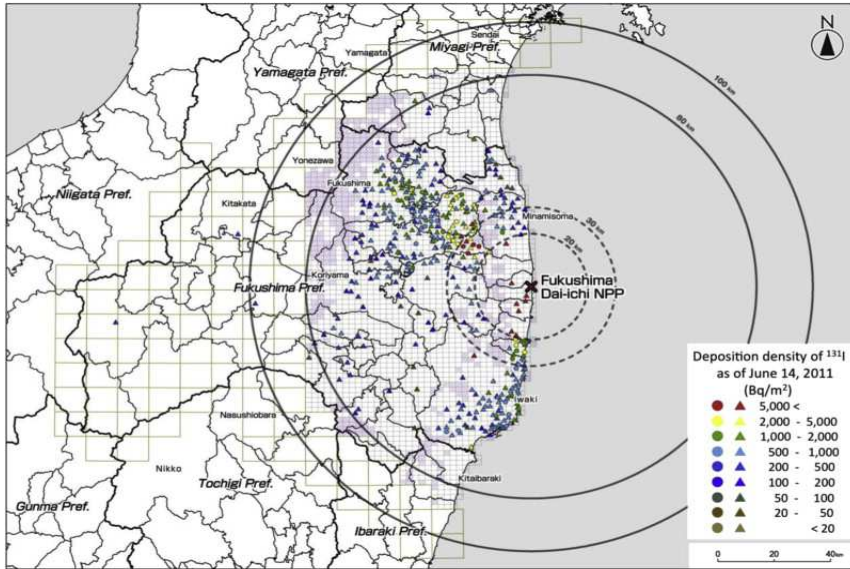
## 12.2 Půdní mapy depozice radionuklidů v půdě

Celkem 10 915 vzorků bylo odebráno z 2168 lokalit v okolí JE Fukušima Daiči. Konečné depoziční mapy (obrázek 6 až 10) byly vytvořeny pro  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$  a  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  (Saito, 2013).

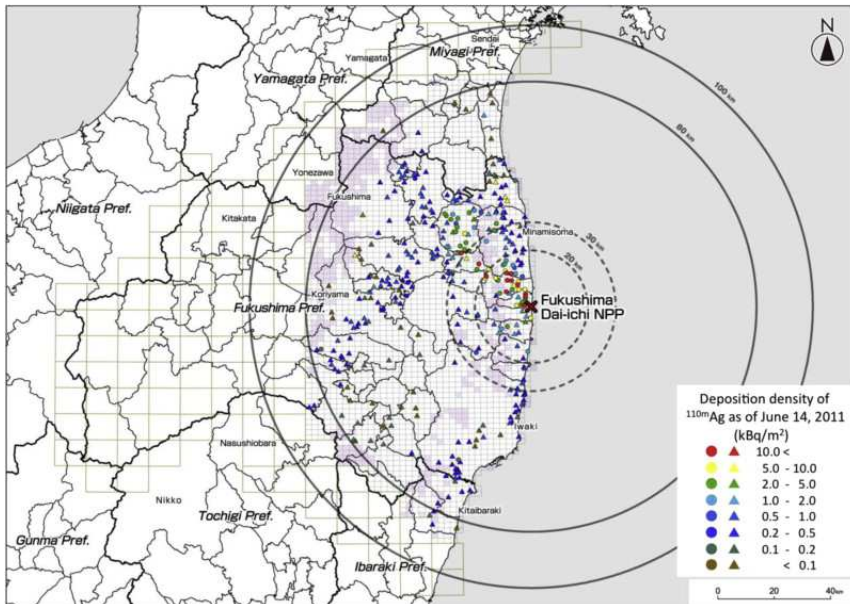
Poměr radioaktivity mezi  $^{134}\text{Cs}$  -  $^{137}\text{Cs}$  byla téměř konstantní 0,91 bez ohledu lokalitu odběru vzorku. Mezi  $^{131}\text{I}$  a  $^{129\text{m}}\text{Te}$  -  $^{137}\text{Cs}$  byl poměr relativně vysoký v oblasti jižně od jaderné elektrárny Fukušima Daiči. Dávky radioaktivního záření z cesia jsou mnohem vyšší než u ostatních radionuklidů. Po havárii uniklo do ovzduší obrovské množství radionuklidů. Uvolněné radionuklidy se uložily do půdy, stromů, budov a ostatních objektů v rozsáhlém okolí. V počáteční fázi po havárii byla veřejnost vystavena radiaci izotopu jódu  $^{131}\text{I}$  s poločasem přeměny 8 dní (Saito, 2013).

Několik dalších radionuklidů zůstává v půdě nadále a vyzařuje radiaci na okolní prostředí a veřejnost, tak jako tomu bylo při Černobylské jaderné havárii. Detekováno bylo i malé množství jiných radionuklidů ve více vzorcích, ale toto množství nebylo dostatečné pro zobrazení na mapě. Linie map s izotopy radiocesie  $^{134}\text{Cs}$  byly velmi podobné mapám s izotopy radiocesie  $^{137}\text{Cs}$ . Izotopy  $^{137}\text{Cs}$  způsobují nejvýznamnější úroveň ozáření (Saito, 2013).

Druhým nejvýznamnějším radionuklidem je  $^{134}\text{Cs}$ , který produkuje nižší dávky ozáření než  $^{137}\text{Cs}$  a třetím je  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ . Dávky způsobené stronciem a plutoniem jsou zanedbatelné ve srovnání s dávkami ostatních radionuklidů. 70 % vnější efektivní dávky záření bylo v důsledku izotopu  $^{134}\text{Cs}$  a 30 % bylo v důsledku izotopu  $^{137}\text{Cs}$ . Podíl ostatních radionuklidů byl méně než 1 %. Vysoké poměry izotopů  $^{131}\text{I}$  a  $^{129\text{m}}\text{Te}$  -  $^{137}\text{Cs}$  byly jižně od jaderné elektrárny. Nejvyšší účinné dávky, byly získány u izotopu  $^{137}\text{Cs}$  a následoval izotop  $^{134}\text{Cs}$ . Dávky ostatních izotopů byly o tři řády nižší než u izotopu  $^{137}\text{Cs}$  (Saito, 2013).

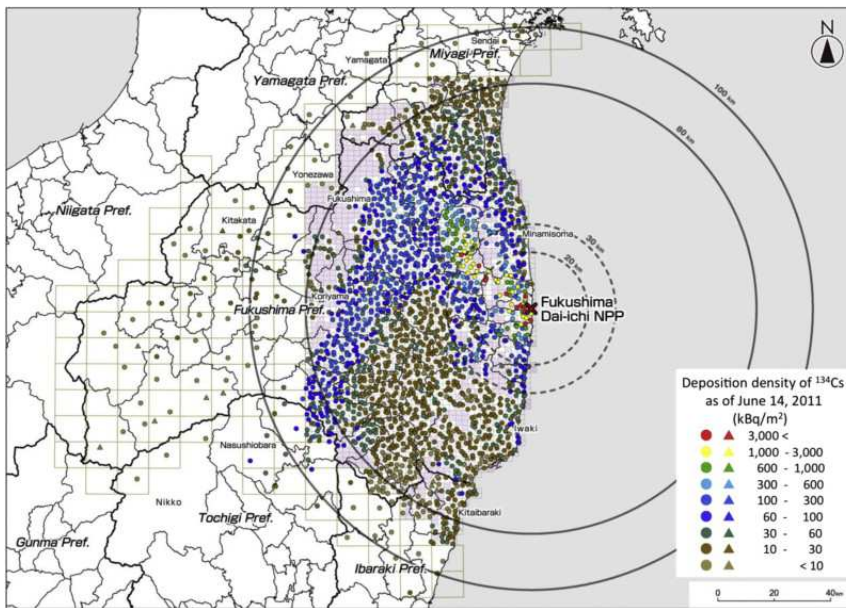


Obr. 6 Mapa hustoty depozice  $^{131}\text{I}$  v půdě  
Zdroj: Sciencedirect (2013)

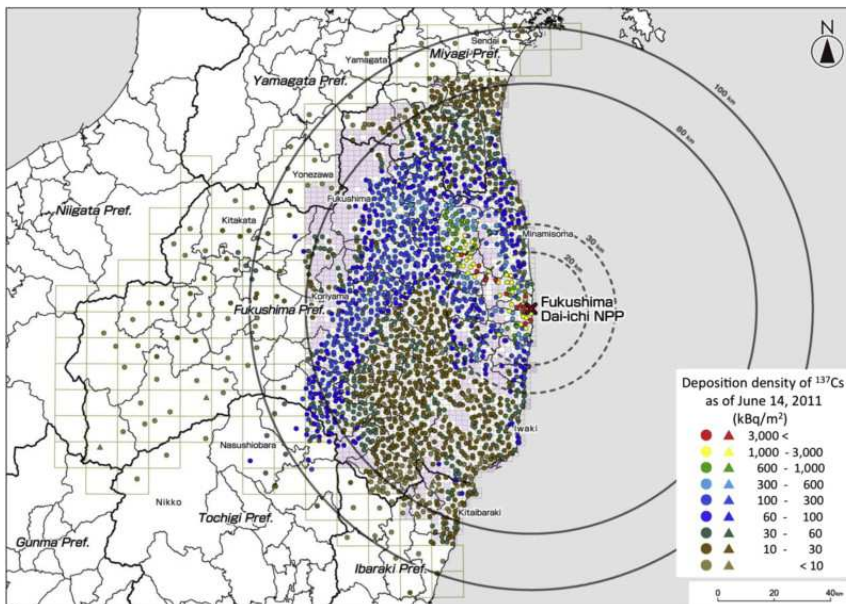


Obr. 7 Mapa hustoty depozice  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  v půdě  
Zdroj: Sciencedirect (2013)

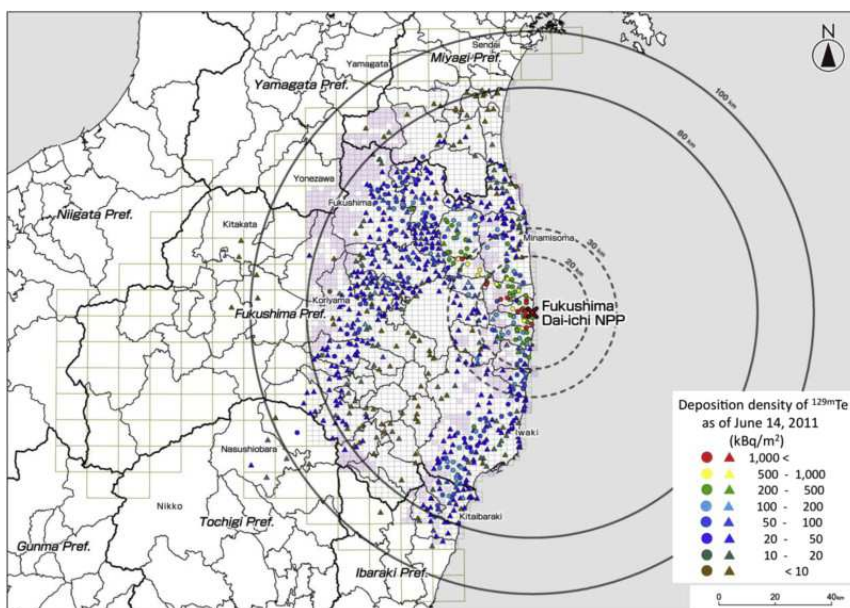




Obr. 8 Mapa hustoty depozice  $^{134}\text{Cs}$  v půdě  
 Zdroj: Sciencedirect (2013)



Obr. 9 Mapa hustoty depozice  $^{137}\text{Cs}$  v půdě  
 Zdroj: Sciencedirect (2013)



Obr. 10 Mapa hustoty depozice  $^{129m}\text{Te}$  v půdě  
Zdroj: Sciencedirect (2013)

### 12.3 Koncentrace radiocesia v zemědělské půdě

Východní Japonsko, které je lokalizováno na ostrově Honshu, které z 34% zemědělská půda. Jaderná elektrárna se nachází ve středu východního pobřeží Fukushima prefektury. Skoro žádná zemědělská půda v těchto zónách nebyla v roce 2011 kultivována. Fukušimská prefektura má sedmou největší plochu pro zemědělství v Japonsku, ze které je 70% využito pro pěstování rýže. V rýžových polích je šedá nížinná půda, glejová půda, vlhké Andosoly a hnědá lesní půda, v sadech se vyskytují hnědá lesní půda a hnědá nížinná půda (Takata, 2014).

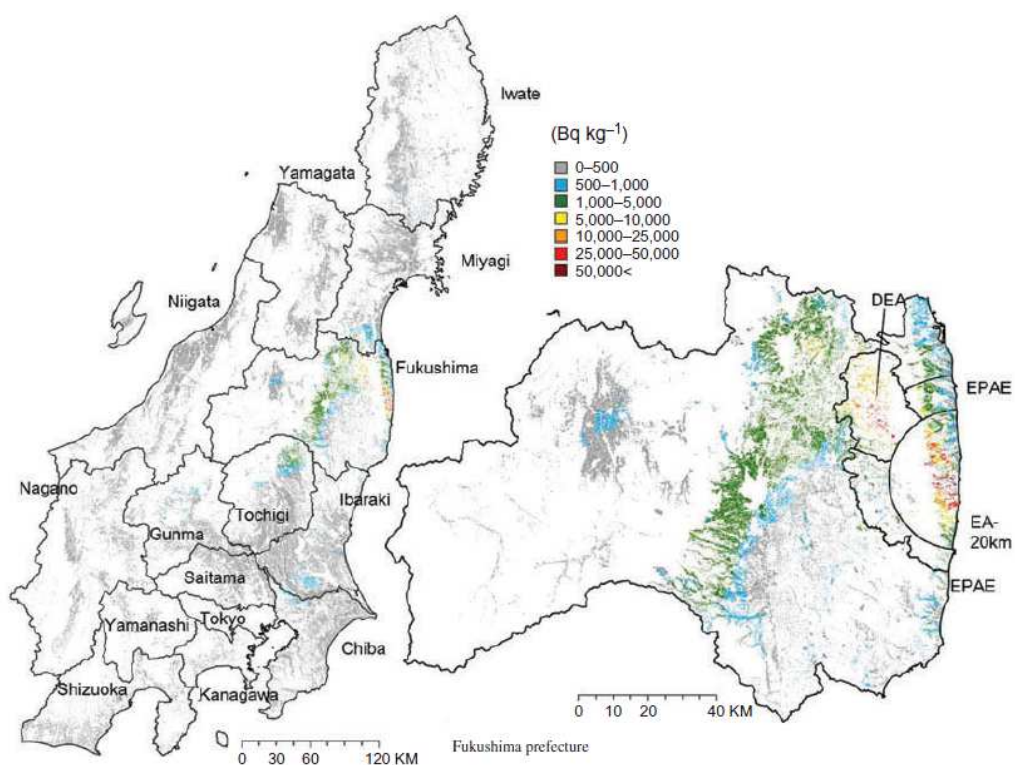
Koncentrace radioaktivního Cs v půdě (v hloubce 0-15 cm) byla detekována v téměř všech oblastech východního Japonska a v průměru byla nejvyšší v evakuační zóně a měla tendenci být vyšší na severovýchodě od jaderné elektrárny, následně v neevakuačních zónách prefektur Fukušimy, Tochigi a Miyagi. Nejvyšší celková radioaktivita ( $203,095 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) byla pozorována ve městě Okhuma, které se nachází přibližně 3km jihovýchodně od jaderné elektrárny. Zvláště vysoká hodnota kontaminace půdy byla nalezena v severní prefektuře Tochigi (Takata, 2014).

Prokázalo se, že orání polí redukuje radiační dávku. Dochází k tomu smícháním kontaminované a nekontaminované půdy.

Kontaminační úroveň 4 ( $> 25\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) byla pozorována jenom v evakuační zóně-20km. Procentuálně bylo 77% oblastí úrovně 4 pozorováno v evakuační zóně-20km a v neevakuační zóně. Zemědělcům hospodařícím na půdě o úrovni 4 bylo doporučeno použít fixační prostředky na povrchovou vrstvu půdy, aby se zabránilo rozptýlení kontaminované půdy při operaci odstraňování povrchu půd. Kontaminační úroveň 3 ( $10\,000 - 25\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ), která se vyznačovala potřebou odstranění povrchu půdy, byla rozšířena jenom v evakuační zóně-20km a neevakuační zóně. Procentuálně 55% z těchto území se nacházely v EA-20km. Procentuálně 80% polí s kontaminační úrovní 2 ( $5\,000 - 10\,000 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) se nacházelo v evakuační zóně a zbývajících 20% v neevakuační. Rýžová pole s úrovní 2 (2100 ha) měly tři možnosti pro dekontaminaci; odstranění povrchu půdy, odstranění povrchové půdy o jemné struktuře za použití vody a zakopání povrchové vrstvy. Zakopání není doporučeno pro pole s mělkou podzemní vodou, což mohou být pole s jílovitou půdou a půdy s dostatkem humusu. Tyto půdní skupiny pokrývají kolem 640 ha z půd spadajících do kontaminační úrovně 2. Odstranění povrchové vrstvy o jemné struktuře pomocí vody není doporučeno pro Andosoly. Náhorní pole, sady a louky patřící do kontaminační úrovně

2 (1200 ha) měly dvě možnosti dekontaminace, a to odstranění povrchové vrstvy a zakopání. Avšak zakopávání není doporučeno pro oblasti s jílovitou půdou a humusovou půdou, a tyto typy pokrývají kolem 130 ha z kontaminační úrovně 2 (Takata, 2014).

Aby byly udrženy přijatelné životní a produkční podmínky v oblastech, kde byl zemědělský sektor zasažen kontaminací radioaktivního Cs, měla by být monitorována dynamika radioaktivního Cs v agroekosystémech (Takata, 2014).



*Obr. 11 Mapa koncentrace radiocesie v půdě*

*Zdroj: Tandfonline (2014)*

## 12.4 Distribuce radiocesia v lesních půdách

Po nehodě jaderné elektrárny Fukušima Daiči byla kontaminována velká plocha lesní půdy radiocesiumem  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ . Více než 70% japonského souostroví je pokryta lesy. Většina lesů jsou stále zelené jehličnaté lesy. Na rovných a nenarušených místech a v nejsvrchnějších vrstvách půdy jsou koncentrace radiocesia nejvyšší a klesá exponenciálně s hloubkou. Nejsvrchnější vrstva půdy může hrát velkou roli v distribuci radiocesia. Ve většině typů půd vrchní vrstva chybí. Vrchní vrstva akumuluje.

Protože většina vodních zdrojů se nachází právě v zalesněných oblastech, a jsou úzce spjaty s ekosystémy, tak hromadění radiocesia v povrchových organických vrstvách lesní půdy může mít za následek dlouhodobou kontaminaci půdy a řek. Proto je důležité včasné pochopení distribuce a následné migrace radiocesia v půdním profilu. Toto pochopení je velmi užitečné při rozhodování možných protopatření na ochranu životního prostředí a stanovení parametrů předpovídajících přenos radiocesia v lesní půdě a ekosystému.

Zkoumaná oblast se nachází 180 km jihozápadně od jaderné elektrárny Fukušima Daiči. Velikost povodí zde činí 0,8 ha. Podnebí je ve zdejší oblasti mírně vlhké, průměrné roční srážky činí 1259 mm a průměrná roční teplota  $14,1^{\circ}\text{C}$  (údaje z horské meteorologické stanice Karasawa). Půdní typ byl klasifikován jako kambizem podle World Reference Base for Soil Resource (IUSS Working group WRB 1998). Odhadovaná hustota stanoviště je přibližně 2500 stromů na hektar. Dominantní vegetace lesního podrostu se skládá z řídké rostoucích podrostových rostlin (např. klíman japonský, ostružinový strom), a rozmanitých bylin. Předpokládá se, že k depozici došlo především mokrou depozicí vlivem nízké teploty a místním větrem (Teramage, 2014).

Celková pozorovaná koncentrace radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  v půdě zahrnovala zbytky před nehodou jaderné elektrárny Fukušima Daiči, zatímco kvůli krátkému poločasu rozpadu pozorované radiocesiumem  $^{134}\text{Cs}$  v životním prostředí pochází pouze Fukušimou (Teramage, 2014).

Biomasa podrostové vegetace byla  $0,4 \text{ kg m}^{-2}$ , která obsahovala  $1,53 (+ - 0,07 \text{ kBq.kg}^{-1})$  radiocesia  $^{137}\text{Cs}$ . Poměr  $\text{Bq.kg}^{-1}$  v rostlinách / Poměr  $\text{Bq.kg}^{-1}$  v horní vrstvě půdy byl odhadován na hodnotu 3,3. Tyto hodnoty naznačují, že koncentrace radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  v dané suché hmotnosti lesní podrostové vegetace překračuje průměrné koncentrace nalezené v půdě tři krát. Výsledek poměru získaného

z lesních podrostových rostlin byl nepatrně vyšší než hodnoty vykazované v kapradinách a výrazně se lišily od ostružiníků (Teramage, 2014).

Radiocesium v půdě může pocházet z příjmu rostlinnými kořeny nebo prostřednictvím bezprostředním ukládáním na rostlinných orgánech. Další příčinou by mohl být kyselý charakter a nízký obsah jílu v OI – a Of – horizontu a horní vrstva půdy ( 2 cm ), které teoreticky zvýhodňují biologickou dostupnost absorpce radiocesia do rostlin. Zachovaná frakce definovaná jako poměr zásob v každém hloubkovém úseku ukazuje, že Of – horizont zadržel 47 % radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  pocházejícího z jaderné nehody. Organická vrstva zadržela 52 % radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  (Teramage, 2014).

Celková zásoba radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  v půdním profilu byla  $13 \text{ kBq m}^{-2}$ , ke které přispěla nehoda jaderné elektrárny Fukushima Daiichi přibližně ze 77 % ( $10 \text{ kBq.m}^{-2}$ ). Hodnota radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  před nehodou byla  $2,6 \text{ kBq.m}^{-2}$ , což se úzce shoduje s běžnými hodnotami, které se pohybují od 2 do  $5 \text{ Bq.m}^{-2}$ . Maximum zásob radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  se nacházeli organické vrstvě a poté se prudce snižovali v nižších vrstvách, ačkoli nějaké radiocesium  $^{137}\text{Cs}$  se objevilo i v hloubce 16 cm. Radiocesia fixovaného v jílovitých minerálech je více nebo méně obsaženo v lesním podloží a bylo prokázáno, že vysoce ovlivňuje mobilitu a biologickou dostupnost v horní organické vrstvě lesní půdy. Radiocesium  $^{137}\text{Cs}$  (před nehodou) mělo tendenci dominovat v hlubších vrstvách půdy. Vrcholy se objevily v hloubkách přibližně 0,75 cm a 1,75 cm s radiocesiumem  $^{137}\text{Cs}$  o koncentrace  $87 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a  $57 \text{ Bq.kg}^{-1}$  (Teramage, 2014).

Bylo uvedeno, že pouze 15 – 20 % aktivity radiocesia ve smrkovém a borovicovém lese se nachází ve svrchní vrstvě (10 cm) minerální půdy, zatímco většina zůstává v organické vrstvě (Teramage, 2014).

Aktivita radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  po jaderné nehodě v nejvyšších vrstvách v půdních vrstvách pod organickým horizontem byla  $389 \pm 15 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a  $422 \pm 15 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a se zvyšující hloubkou se koncentrace snižovala. Zbývající radiocesium se postupně váže na půdní částice. Malé množství radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  byla pozorována v hloubce 14 – 16 cm půdy (Teramage, 2014).

## 12.5 Dekontaminace půd pomocí rostlin

$^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  se rozšířili přes celý region Tohoku, včetně Fukušimské prefektury a přiléhajících regionů. Vysoká efektivní dávka naměřená v několika oblastech Fukušimské prefektury byla primárně kvůli přímému zásahu radioaktivních prvků na povrch rostlin a půdy. Předpokládá se, že hlavní zdroj radiace v půdě 3 měsíce po katastrofě ve Fukušimě bylo radiocesium. Plodiny pěstované na kontaminované zemědělské půdě vstřebaly cesium jak do jedlých, tak do nejedlých částí. Jelikož konzumenti chtěli jídlo bez kontaminantů, farmáři zkusili potlačit přenos radiocesia z půdy do rostlin. Přenosové faktory se používají pro měření a odhadnutí rizika přenosu mezi půdou a částmi plodin. Je důležité ustanovit kultivační techniky k redukci přenosu radiocesia z půdy do rostlin. Ustanovení efektivních technik pro ozdravení půdy rostlinami je také užitečné k aktivní redukci radiocesia ze zemědělské půdy (Kobayashi, 2013).

Pěstování rostlin závisí na několika podmínkách, jako půdní vlastnosti, počasí a geologickému prostředí; tedy prověření místa testování je extrémně důležité.

Kontaminovaná půda byla zkoumána v prefektuře Fukushima 50,9 km severozápadně od jaderné elektrárny Fukušima Daiči. Typ místní půdy je šedá nížinná půda (MLIT). Koncentrace  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  na povrchu půdy (0-2,5 cm hloubky) 9. 5. 2011 byla  $12 \pm 3$  a  $14 \pm 4$  kBq.kg<sup>-1</sup> (standardní odchylka, n=4). Experimentální pole byla před zasetím zoraná 0-8 cm (mělce kultivované pole) nebo 0-15 cm (hluboce kultivované pole) za využití rotačního kultivátoru. Políčka slunečnice (2x2) a lučního porostu (2,5 x 5 m) byla pohnojena 240 a 100 kg/ha předpřipraveného hnojiva (i-Agri Corp, Ibaraki, 14-14-14, N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O). Žádná políčka nebyla v tomto experimentu zdvojena. Povrchové vrstvy půdy byly před setím dobře promíchané rotačním kultivátorem. Neobdělané políčko bylo udržováno po úpravě půdy ručním pletím přibližně jednou za měsíc po celou dobu trvání experimentu. (Kobayashi, 2013).

Byly zkoumány tyto plodiny:

Slunečnice roční (*Helianthus annuus* L. Hybrid sunflower, Asteraceae), tolíce vojtěška (*Medicago sativa* L. Celes, Fabaceae), jetel zvrhlý (*Trifolium hybridum* L. Tetra, Fabaceae), jetel inkarnát (*Trifolium bahistá* tráva (*Paspalum notatum* Flügge, Poaceae), oves hřebíkatý (*Avena strigosa*, Poaceae), srha laločnatá (*Dactylis glomerata* L. Natumidori, Poaceae), chrastice rákosovitá

(*Phalaris arundinacea* L. Venture, Poaceae), súdánská tráva (*Sorghum sudanense*, Poaceae), bojínek luční (*Phleum pretense*), (Kobayashi, 2013).

Všechny plodiny byly pěstovány od června 2011 do října 2011 na zemědělské půdě obsahující radiocesium. Bylo zjištěno, jak se obsah radiocesia snížil v průběhu kultivace rostlin v průběhu experimentu. Aktivita radiocesia v půdě se snížila bez ohledu na to, zda byla půda kultivována s rostlinami nebo bez, kromě  $^{137}\text{Cs}$  ve slunečnici, jeteli, ovsu a travám. Hodnoty radioaktivity izotopů  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  byly 22-179 a 29-225  $\text{Bq.kg}^{-1}$  sušiny. Koncentrace radiocesia v rostlinách pěstovaných v mělce upravené půdě (orba 0-8 cm) měly tendenci být vyšší než koncentrace v rostlinách z hluboce upravené půdy (orba 0-15 cm). Koncentrace radiocesia ve vojtěšce pěstované v hluboce zorané půdě byla více než 1,5x vyšší než při pěstování v mělce zorané půdě (Kobayashi, 2013).

Faktory pro Cs v rostlinách z mělce upravené půdy byly 0,021-0,12 a 0,019-0,13, a aritmetické průměry byly 0,051 a 0,057. Faktory pro hlubokou půdu byly 0,019-0,13 a 0,022-0,13 a aritmetické průměry byly 0,045 a 0,063. Faktory přenosu pro nadzemní části rostlin byly stejné pro  $^{134}\text{Cs}$  i pro  $^{137}\text{Cs}$  na stejném poli (Kobayashi, 2013).

Radiocesium, které uniklo z JE Fukušima kvůli explozi, bylo usazeno v půdním povrchu Tohoku a Kanto regionů v Japonsku. Půdní povrch na neupravené půdě měl částečně vysokou aktivitu radiocesia. Aktivita radiocesia v zemědělské půdě se snížila po orbě, protože horní vrstvy půdy s vysokou aktivitou radiocesia byly dobře promíchány se spodními vrstvami a byly naředěny. Bojínek luční se jeví jako užitečnou plodinou pro redukci radiocesia v kontaminované půdě. Schopnost rostlin vstřebat radiocesium z kontaminované půdy byla extrémně malá na to, abychom uvažovali efektivní odstranění radiocesia z půdy rostlinami. Hydroponicky pěstované rostliny můžou využívat rozpustné formy Cs. Využití rostlin při ozdravení od radiocesia nemůže být přínosem pro zemědělství. Naopak odstranění nízké dávky radiocesia rostlinami z rozsáhlé oblasti nebo snížení penetrace radiocesia do hlubších vrstev půdy osazením rostlinami je nenáročnou a levnou cestou k redukci radioaktivity z pole obyčejnou zemědělskou prací (Kobayashi, 2013).



## 12.6 Analýza $^{131}\text{I}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{129\text{m}}\text{Te}$ a $^{110\text{m}}\text{Ag}$ v půdě na pobřeží

Terén byl kontaminován radioizotopy mokrou i suchou depozicí. Radioizotopy se pomocí fyzikálně – chemických interakcí a vody vstřebávaly do hlubších vrstev půdy. Koncentrace se exponenciálně snižuje s nárůstem hloubky, a to v důsledku migrace (Satou, 2014).

Radioaktivní jód migroval mnohem rychleji než radiocesium a radioizotop  $^{137}\text{Cs}$  podle dosavadních studií nebyl ovlivněn srážkami. Na východní straně prefektury Fukushima se pobřežní oblast skládá z kamene a písku. V půdě na pobřeží dominují částice o velikosti 125–250  $\mu\text{m}$  v porovnání s ostatním prostředím. Koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  byla  $6,2 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^2$  a koncentrace  $^{131}\text{I}$  byla  $587 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^2$ . Ve vrstvách hlubších než 9 cm nebyly detekovány významné aktivity. Pro všechny nuklidy byla největší aktivita detekována v hloubce 3–7 cm (Satou, 2014).

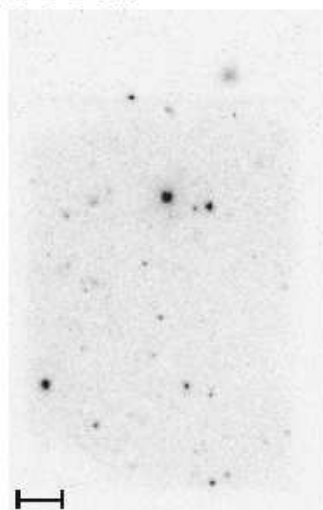
Například koncentrace  $^{131}\text{I}$  byla  $380 \pm 40 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$ , u  $^{137}\text{Cs}$  byla  $2,83 \pm 0,01 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$ , u  $^{129\text{m}}\text{Te}$  byla  $8,80 \pm 0,90 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  a u  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  byla  $0,440 \pm 0,008 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  v hloubce 5–6 cm. Největší nárůst koncentrace  $^{129\text{m}}\text{Te}$  a  $^{137}\text{Cs}$  byla v hloubce 3–6 cm, pro  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  to bylo v hloubce 5–6 cm a pro  $^{131}\text{I}$  to bylo v hloubce 3–9 cm. Koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v hloubce 5–6 cm byla 4,4 krát vyšší než v hloubce 2–3 cm. Výsledky ukazují, že vertikální profil plážové půdy je jiný v ostatních půdách. A to proto, že obecně platí, že Cs se usazuje na povrchu půdy a se zvětšující se hloubkou se jeho koncentrace snižuje. V důsledku srážek a tsunami došlo k migraci do hlubších vrstev. Půda na pláži způsobuje rychlý průnik nuklidů, protože tahle půda obsahuje sůl z mořské vody a proto těžce pohlcuje ionty. Půdní profil na pláži je podstatně odlišný od ostatních typů půd (Satou, 2014).

**a** 2-3 cm



1 cm

**b** 5-6 cm



1 cm

**c** 8-9 cm



1 cm

*Obr. 11 Kontaminace půdních vzorků v různých hloubkách*

*Zdroj: Researchgate (2014)*

## 12.7 Vliv půdní eroze na radiocesium v půdě

Množství radiocesia vymývaného z půdy závisí na množství erodované půdy a na koncentraci radiocesia v půdě. Metoda univerzální rovnice ztráty půdy v prostředí se v tomto případě využívá ke stanovení eroze půdy a redistribuci radiocesia. Erodované půdy mohou být rozděleny na dvě frakce a to na hrubé půdy a jemné půdy. Tyto dvě frakce hrají velkou roli v migraci radiocesia v půdě. Je známo, že jemná půda udrží vysokou koncentraci radiocesia (Yoshimura, 2014).

Podíl roční eroze a vymývání  $^{137}\text{Cs}$  byl získán pro celkové množství erodovaných půd a vymývaného  $^{137}\text{Cs}$  pro pět pozemků zemědělské pozemky obdělávané a neobdělávané, pastviny obdělávané a neobdělávané a lesní pozemky, s výjimkou obdělávaných zemědělských pozemků, které byly sledovány kratší dobu. Nejvyšší míra eroze půdy a vymývání  $^{137}\text{Cs}$  byla nalezena na neobdělávaných zemědělských pozemcích. Roční podíl vymytého  $^{137}\text{Cs}$ , který byl spojený s erozí půdy byl vypočítán na 3,2, 0,23, 0,10, 0,03 a 0,07 % pro obdělávanou i neobdělávanou zemědělskou půdu, obdělávané a neobdělávané pastviny a lesní pozemky. Vymytí rozpuštěného  $^{137}\text{Cs}$  je pozemní cestou k redistribuci. Významný vliv na erozi půdy má vegetační pokryv. Čím více vegetace na pozemku roste tím je eroze menší. V průběhu času dochází k poklesu koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  a to vzhledem k vertikální migraci radiocesia do půdy, změny půdní eroze a výměnných frakcí. Radiocesium je z půdy vymýváno srážkami do vodních toků. Většina radiocesia uloženého na zemi, byla zachována na povrchu půdy. Koncentrace radiocesia v půdách je závislá na způsobu využití půdy (Yoshimura, 2014).

## 13 TRANSFER V SUCHOZEMSKÝCH POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH

Radionuklidy rozptýlené ve vrstvách vzduchu se postupně dostávají na zemský povrch různými ukládacími procesy.

Rostliny jsou kontaminovány dvěma hlavními cestami a to *přímou depozicí* na jednotlivé nadzemní části rostlin a *nepřímou depozicí* kořenovým systémem, když jsou radionuklidy deponované do půdy společně s vodou a živinami rostlinou absorbovány přes kořen. Kontaminace zvířat a živočišných produktů je výsledkem *inhalace* a *ingesce* a krmiva a vody a v menší míře také kontaminovaných půdních částic (Pöschl, 2006).

### 13.1 Přímá kontaminace vegetace

Přímá kontaminace prýte je výsledkem především dvou procesů a to suché a mokré depozice. *Suchá depozice* zahrnuje difúzi, strhávání nebo sedimentaci radionuklidů (aerosolů nebo pevných částic). *Mokrá depozice* je přechod jakékoliv látky (plynná či aerosolová forma) z atmosféry na povrch půdy nebo rostlin a to v důsledku působení srážek (mlha, sníh, déšť, apod.), (Pöschl, 2006).

### 13.2 Pohyb v rostlině, translokace, redistribuce

Prvky, které jsou absorbované do rostliny přes prýt nebo přes kořenový systém mohou být v rostlině redistribuovány a přenášeny do určitých částí a tento transfer je většinou závislý na jejich mobilitě určené jejich hmotností a iontovými vlastnostmi. Cesium se ukládá převážně v nadzemních částech rostliny a je velmi mobilní.

Velkou roli v akumulaci hraje růst jednotlivých částí rostlin, jak tyto části narostou v době kontaminace a jak po ní. Snižováním množství radionuklidů v nadzemních částech rostlin dochází k úbytku i v kořenové zóně), (Pöschl, 2006).

### 13.3 Příjem Cs kořenem

Cesium zůstává v půdě ve formě přístupné pro rostliny pouze krátkou dobu a v malém množství. Toto malé množství se neustále v průběhu let snižuje a to platí především pro minerální půdy s vysokým obsahem slídy.  $^{137}\text{Cs}$  je přijímáno hlavně z půd s vysokým obsahem organických látek. Příjem Cs rostlinou ovlivňuje přítomnost draslíku v důsledku chemické podobnosti Cs (Pöschl, 2006).

### 13.4 Vliv ionizujícího záření na rostliny

Reakce rostlin na ozáření je mnoho (např. změny růstu nebo jejich zpomalení, úhyn rostlin atd.) a účinky, které jsou pozorovány, jsou závislé na objemu chromozomů.

Mnohem odolnější jsou při jednorázovém ozáření rostliny rostoucí pomaleji a u chronického ozáření jsou to rostliny, které rostou rychleji. V některých zemích se v zemědělství využívá retardační účinek ionizujícího záření a to k omezení klíčivosti čímž se prodlužuje skladovatelnost například u česneku, cibule nebo brambor. Dávky ozáření jsou 50 – 500 Gy (ozáření dávkou 100 – 1000 Gy vznikají mutace, přičemž určitý podíl mutací je pozitivní a využitelný k získání odrůd s lepšími vlastnostmi), (Augusta a kol., 2001).

### 13.5 Transfer u živočichů

Živočichové mají v transferu radionuklidů v ekosystémech dominantní postavení, a to proto, že stojí v potravních řetězcích uprostřed. Mohou přijmout kontaminant ze vzduchu, z vody, ale i z rostlin a živočichů a sami se mohou stát zdrojem kontaminace pro člověka.

Existují tři hlavní cesty vstupu polutantů včetně radionuklidů do živočichů a to *inhalace* (vdechování plyných látek, aerosolů a částic), *ingesce* (vstup skrz trávicí trakt přes krmivo, vodu, půdní částice při pasení vegetace), *perkutánní cesta* (skrz kůži). Cs je distribuováno v měkkých tkáních (Pöschl, 2006).

### 13.6 Transfer do potravin

Radionuklidy se mohou z místa potencionálního zdroje radioaktivního znečištění dostávat formou kapalnou, pevnou a plynou. Pevná forma má význam pouze malý, dvě hlavní cesty pro pohyb radionuklidů do potravních řetězců a uvnitř potravních řetězců jsou vodní (může ovlivnit vodní hospodářství ve velkých vzdálenostech nebo lokálně) a atmosférická (týká se potencionálního znečištění zemského povrchu spadem z atmosféry).

Radionuklidy v řekách mohou způsobit kontaminaci ryb a koryšů. Přímá depozice u některých radionuklidů (např.  $^{210}\text{Po}$  a  $^{210}\text{Pb}$ ), může mít význam pro potraviny pouze tehdy, pokud dojde ke kontaminaci z atmosférických zdrojů (především zelenina). Radionuklidy v plynné formě (např.  $^{14}\text{CO}_2$ ), mohou do rostlin být inkorporovány do pletiv rostlin v průběhu primární produkce (zelené krmivo) a na heterotrofní úrovni mohou být hospodářská zvířata být tímto krmivem krmeni. Z masa těchto zvířat se

kontaminace dostává konzumací do těla člověka. V reálných podmínkách se pozornost věnuje především mléku a masu z volně žijící zvěře, hub a lesních plodů. U plodin by měla mít zvláštní pozornost rýže (Pöschl, 2006).

## 14 KONTAMINACE VYBRANÉ FAUNY A FLÓRY

### 14.1 Koncentrace radionuklidů v myšicích

Byly odhadnuty dávky, které přijali hlodavci žijící na velmi kontaminované zemědělské půdě a z odpadků po havárii jaderné elektrárny v prefektuře Fukušima (v lese Ottozawa, Okuma Town nacházející se 4 kilometry západně od jaderné elektrárny, který patří mezi nejzávažněji kontaminované oblasti), (Kubota, 2014).

Pro výběr byl vybrán druh hlodavce žijící v Japonsku myšice východní (*Apodemus speciosus*). Odhadovaná míra ozáření významně překračovala standardy. Koncentrace radionuklidů byla velmi rozdílná u jednotlivých druhů hlodavců (Kubota, 2014).

Došlo k 50 – ti násobnému rozdílu mezi minimální a maximální naměřené koncentrace v celém těle naměřené v době odchyty a po čase hodnota exponenciálně klesala. Důvod takových rozdílů nebyl ale přesně definován. Může se jednat o rozdílnou krmnou dávku, dietní preference a pobyt na kontaminované zemědělské půdě. Biologický poločas rozpadu radionuklidů po odchyty byl 3,31 dnů. Nejmenší koncentrace radionuklidů byla naměřena v plicích a byla přibližně poloviční z nejvyšší naměřené koncentrace ve směsi svalů a kostí (přibližně 60 %), (Kubota, 2014).

Zhruba 16 % radioaktivity bylo uloženo v trávicích orgánech a méně než 15 % v ostatních orgánech. Průměrná vnitřní absorbovaná dávka byla výrazně nižší než průměrná dávka vnějšího ozáření (< 10 % z celkového množství ozáření). Celková odhadnutá míra ozáření hlodavců žijících v dané oblasti byla  $52 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  ( $1,2 \text{ mGy}\cdot\text{d}^{-1}$ ) a to i tři roky po nehodě. Průměrná odchylka u myšic východních u  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  byla  $29,7 \pm 32,9 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$  za mokra a  $3,3 - 174,6 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$  za vlhka. Hlavními detekovanými radionuklidy byly  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ , rovněž byly zjištěny přírodní radionuklidy  $^{40}\text{K}$ , ale dávky byly nižší než mez detekce. Koncentrace radiocesia vyjádřená jako radioaktivita na jednotku plochy ( $\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) byla ve vzorcích zemědělské půdy mnohem vyšší, než ve vzorcích smetí což naznačuje, že převážná většina radiace byla přítomna v zemědělské půdě. Koncentrace radiocesia ve vzorcích zemědělské půdy a ve smetí se výrazně odlišovaly mezi jednotlivými vzorky, což naznačuje nerovnoměrnou horizontální distribuci radionuklidů. Průměrné externí dávky připadající na půdu byly  $46,1$  a  $73,6 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  v příslušných výpočtech s velkými odchylkami od standardu, odrážející velké rozdíly v koncentracích aktivity radiocesia mezi jednotlivými vzorky půdy (Kubota, 2014).

Výpočty bylo prokázáno, že rozměrové a hmotnostní rozdíly hlodavců nijak výrazně neovlivnily vnější dávky ozáření. Průměrná dávka ozáření měřená u nory hlodavce byla přibližně 1,4 krát větší než míra dávky ozáření měřená 1 metr nad zemí, a to protože radionuklidy uvolněné při nehodě jaderné elektrárny se uložily především v zemském povrchu (v půdě). Měření dávek v 5 a 10 cm pod zemí prokázaly, že dávkování v 5 cm pod zemí je nižší než na zemi ale vyšší než 10 pod zemí. Tento rozdíl prokazuje, že radionuklidy byly uchovány především ve svrchní vrstvě půdy v horní části A – horizontu a do hloubky koncentrace klesá (Kubota, 2014).



## 14.2 Radiocesium $^{137}\text{Cs}$ v jedlých divokých rostlinách

V rozlehlých oblastech východního Japonska bylo mnoho rostlin kontaminováno radioaktivním spadem z katastrofy, která se stala ve Fukušimské jaderné elektrárně (FDNPP), (Tagami, 2014). Aby se minimalizovalo vstřebávání radiocesia ze země do zemědělských plodin, byl aplikován přírůstek draslíku. Stejný efekt byl pozorován u japonských zemědělských plodin, takže ministerstvo zemědělství, lesnictví a rybnářství (MAFF) doporučilo používání draselných hnojiv jako způsobů redukce obsahu Cs v plodinách (Tagami, 2014).

Pro jedlé divoké rostliny rostoucí v přirozených podmínkách není přírůstek draslíku obvyklý. V Japonsku se devětsil (*Petasites japonicas*) a přeslička rolní (*Equisetum arvense*) obvykle konzumují, zejména na jaře. Nadzemní sekce rostlin byly rozděleny na dvě části v případě devětsilu (stonek a čepel listu) a na tři u přesličky (stonek, listy a část nesoucí spory), kvůli pozorování obsahu cesia v různých částech, zejména těch jedlých (Tagami, 2014).

Přes podobnou chemickou reaktivitu Cs a K, rostlinné kořeny absorbují K mnohem efektivněji než Cs. Dvě jedlé divoké rostliny byly sbírány od března 2012 do března 2014.

Následující vzorky byly odebrány i roku 2013 a 2014 a to *Fallopia japonica*, *Ginkgo biloba*, *Solidago canadensis*, *Someiophino třešeň*.

Půda (typ hnědá lesní půda, pH 7,1, obsah uhlíku 3%) byla odebrána z místa sběru rostlin v letech 2011-2014 z hloubky 5 cm, protože bylo potvrzeno, že cesium z Fukushimy neproniká hlouběji. Pro všechny vzorky z 2012 platí, že  $^{137}\text{Cs}$  bylo detekováno spolu s  $^{134}\text{Cs}$ . Hodnoty jsou shrnuty následovně: 17-114 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny v čepeli devětsilu, 11-68 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny v řapíku devětsilu, 42-150 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny v listu přesličky, 7-59 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny ve stonku přesličky, 4,8-88 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny ve vrcholku přesličky, 4,3-10 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny pro list Fallopie, 2,2-1,8 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny pro stonek Fallopie, 10-13 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny listu Solidaga, 4,4-6,1 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny ve stonku Solidaga, 4,7-11 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny čepele v listu Ginkgo, 3,3-9,8 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny v řapíku Ginkgo, 19 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny v listové čepeli třešně, 9,3 Bq.kg<sup>-1</sup> pro řapík třešně (Tagami, 2014).

Naměřené koncentrace  $^{40}\text{K}$  byly pro Falopii, devětsil a přesličku 1420 ± 260 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny pro čepel devětsilu, 2550 ± 520 Bq.kg<sup>-1</sup> sušiny řapíku devětsilu, 950 ± 220 Bq.kg<sup>-1</sup> list přesličky, 1620 ± 220 Bq.kg<sup>-1</sup> stonek

přesličky,  $1550 \pm 360 \text{ Bq.kg}^{-1}$  vrchol přesličky,  $620 \pm 30 \text{ Bq.kg}^{-1}$  list fallopie, a  $630 \pm 150 \text{ Bq.kg}^{-1}$  stonek Fallopie. Pro každou rostlinu se hodnoty K lišily pro různé tkáně, v řapíku, stonku a vrcholu byly vyšší. Protože části přesličky a devětsilu jsou jedlé, bylo jasné, že jejich koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  bude nižší v listu než koncentrace hlavní živiny K (Tagami, 2014).

Koncentrace Cs a K se výrazně nezměnily od 2011 do 2014 a aritmetický průměr koncentrace Cs v každém roce měl rozpětí od 9,9 do  $13,5 \text{ kBq.m}^{-2}$ , což je skoro ta sama hodnota jako ty, které byly pozorovány ve vlhkých a suchých vzorcích roku 2011. Pokud srovnáme vertikální distribuci pro tyto dva radionuklidy, bylo jasné, že K byl distribuován rovnoměrně v rámci 0-5 cm hloubky, zatímco 90 nebo více % Cs bylo v horních 2 cm. To by znamenalo, že Cs z Fukušimy Daichii byl imobilizován v povrchové vrstvě a migrace dolů byla pomalá. Takže jenom malá část Cs byla dostupná pro rostliny. Přestože  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{40}\text{K}$  koncentrace v půdě byly skoro na stejné úrovni jako v místě sběru vzorků, koncentrace K v rostlinách byly daleko vyšší v porovnání s koncentrací Cs hlavně kvůli K a Cs diskriminaci kořeny. K i Cs jsou denně fixovány, přesto Cs je méně mobilní než K, což limituje příjem Cs kořeny. Pro  $^{40}\text{K}$  na druhou stranu byly koncentrace nižší v listech než v řapících a stonku, a to u všech šesti rostlin. Aritmetické průměry  $\text{Cr}_K$  byly 0,56 (0,49-0,73) pro devětsil a 0,59 (0,4-0,78) pro falopii, 0,93 (0,89-0,97) pro solidago, 0,53 (0,52-0,54) pro ginkgo (Tagami, 2014).

### 14.3 Akumulace $^{137}\text{Cs}$ v rýži pěstované na 4 různých typech půdy

Pro výzkum byly využity 4 typy půdy, které byly v prefektuře Fukušima využívány jako zemědělská půda (rýžová pole) a byl prováděn ve vegetačním období. Pole se nacházejí 22,5 km severo-severozápadně od jaderné elektrárny Fukušima Daiči (Fujimura, 2014).

Přítomnost radiocesia ( $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ ) musí být intenzivně sledována, protože má velmi dlouhý poločas přeměny a vysokou biologickou dostupnost, což znamená, že konzumace jídla kontaminovaného radiocesiumem je hlavní cestou vnitřního vystavení vysokou dávkou ozáření u lidí i zvířat. Hnědá rýže z některých rýžových polí nacházejících se v prefektuře Fukushima zadržuje koncentraci radiocesia, která překračuje Japonské limita na zrna  $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (čerstvá hmotnost). Faktor transferu (TF) mezi půdou a rostlinou je vyjádřen jako poměr koncentrace radionuklidů v rostlině (vyjádřena v  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  zejména na bázi suché hmotnosti) vydělený koncentrací radionuklidů v půdě (vyjádřené rovněž v  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  na bázi suché hmotnosti). Faktor transferu je jedním z nástrojů, který se používá pro odhad koncentrace radionuklidů v zemědělských produktech. V Japonsku bylo v roce 2011 omezeno pěstování rýže na rýžových polích z důvodů překročení koncentrace radiocesia limit  $5000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Příjem radiocesia z půdy klesá s přibývajícím časem, protože radiocesium je absorbováno jílovými minerály v půdě (Fujimura, 2014).

Koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  a výměnné frakce  $^{137}\text{Cs}$  (tj. podíl vyměnitelného  $^{137}\text{Cs}$  v půdě v porovnání s celkovou  $^{137}\text{Cs}$  v půdě) byly významně odlišné v jednotlivých půdních vzorcích. V letech 2011 a 2012 byly hodnoty nejvyšší ve vzorcích andosolů (půdní typ referenčních andosolů je andozem). Výměnná koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  a podíl výměnného  $^{137}\text{Cs}$  byly 58 – 78 % (v průměru 67 %) a 54 – 80 % (v průměru 66 %). Rozdíly mezi půdními vzorky byly v roce 2011 vyšší než v roce 2012. Po sklizni byla koncentrace vyšší v andosolech a v podzolových nížinných půdách než v hnědých nížinných půdách a kambizemích. Koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v hnědé rýži (v nepoživatelných částech a v nadzemních částech rostlin) byla nejvyšší v hnědých půdách a poté následuje kambizem, andosoly a podzolové nížinné půdy. Během dvou let byly rozdíly koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  vyšší u kambizemě než u ostatních typů půd. U všech typů půd byla koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v nejedlých částech hnědé rýže velmi podobná. Dostupnost radiocesia v půdě ovlivňují půdní vlastnosti. Vyměnitelná koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v půdě, což je jedním z ukazatelů dostupné koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  pro rostliny, byla o 67 % nižší v roce 2012 než

tomu bylo v roce 2011. Tento výsledek naznačuje, že  $^{137}\text{Cs}$  bylo sorbováno jílovými minerály v půdě a to bylo příčinou snížení koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v hnědé rýži (Fujimura, 2014).

## 15 DISKUZE

V dané práci není zcela možné porovnat hodnoty kontaminace půdy z doby těsně po havárii jaderné elektrárny a s hodnotami v dnešní době, a to z důvodů neustále se měnících hodnot. I přesto je patrné, že hmotnostní aktivita se každým rokem snižuje. Ke snižování dochází v malém množství díky absorpci rostlinami, povětrnostními činiteli a sanačními pracemi.

Po havárii reaktorů JE Fukušima se do životního prostředí uvolnilo velké množství radionuklidů, které kontaminovaly veškeré okolí kolem elektrárny. Nejvýznamnějším bylo radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$  a  $^{134}\text{Cs}$ ), které se ve velkém množství dostalo do půdy, a především do lesní půdy. Hodnoty kontaminace radiocesia v půdě jsou závislé na druhu půdy a velikosti půdních částic. V jílovitých půdách je radiocesium zadržováno a jeho migrace půdou je pomalá. Sorpce radiocesia se zvyšuje například obsahem železa v půdě. Na migraci radiocesia a jeho zadržování v půdě má vliv dále především pH půdy, struktura půdy, organická a minerální část půdy a výměnné ionty. Také organická část půdy může působit jako sorbent radiocesia. Největší část radiocesia se udržuje v půdě v hloubce do 5 cm. Velká část radiocesia byla pozorovatelná v trvale travních porostech a nejpomalejší migrace radiocesia byla v lesních půdách, a to bylo nejspíše zapříčiněno složením půdy. Kontaminace zemědělských ploch je velkým problémem také z hlediska hospodaření.

Konzumenti vyžadují potraviny bez kontaminantů, což ve zdejších oblastech nebylo po havárii možné. Kontaminace měla velký vliv na rostliny i živočichy. Rostliny se kontaminují dvěma cestami, a to přímou depozicí, kdy dochází ke kontaminaci nadzemních částí anebo nepřímou depozicí kdy jsou rostliny kontaminovány přes kořen. Proto veškeré zemědělské produkty z dané oblasti byly nepoužitelné.

U živočichů může dojít ke kontaminaci ingescí nebo inhalací. Kontaminanty mohou přijmout z vody, ze spásání kontaminované trávy a z krmiva (například skrz obilí z kontaminovaných polí), nebo z ostatních živočichů a tím se mohou stát kontaminantem pro člověka. Například myšice východní v prefektuře Fukušima přijaly do svého těla kontaminanty z kontaminovaných zemědělských ploch.

Do potravin se radiocesium dostává formou kapalnou, plynnou a pevnou. Přímo může kontaminovat například ryby z řek, které mohou být odchytnuty a využity právě k potravinářským účelům a stát se tedy kontaminantem pro člověka. V reálných podmínkách je důležité věnovat pozornost masu a mléku z volně žijících zvířat, lesních

plodů a hub a u rostlin, především rýže, která je v oblastech okolí JE Fukušima velmi hojně pěstována. Velká pozornost by měla být věnována hnědé rýži, ve které byla zjištěna zvláště vysoká hodnota kontaminace radionuklidy.

## 16 ZÁVĚR

Zemětřesení, vlna tsunami a jaderná havárie měla velký dopad na celé Japonsko. Došlo k zamoření velké části zemědělských ploch, ale také obytných ploch a obyvatelé žijící v oblastech v okolí elektrárny, museli opustit své domovy. Největší vliv na kontaminaci mělo radiocesium ( $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ ). Poločas přeměny radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  je dva roky, avšak u  $^{137}\text{Cs}$  je to 30 let. V počáteční fázi bylo obyvatelstvo vystaveno radiaci izotopu jódu  $^{131}\text{I}$  s poločasem přeměny 8 dní. Detekováno bylo i malé množství jiných radionuklidů. Po radiocesiumu to byl radionuklidem  $^{110}\text{Ag}$ . Avšak radiocesium způsobuje nejvýznamnější úroveň ozáření. Dávky způsobené stronciem a plutoniem jsou zanedbatelné v porovnání s ostatními radionuklidy. 70% radiace bylo v důsledku  $^{134}\text{Cs}$  a zbylých 30% v důsledku  $^{137}\text{Cs}$ , podíl ostatních radionuklidů byl méně než 1

Havárie jaderné elektrárny Fukušima Daiči byla hodnocena stupněm 7 na stupnici INES (Mezinárodní stupnice jaderných událostí), což je nejhorší možný stupeň. Avšak při porovnání s Černobylskou jadernou elektrárnou byl únik kontaminantů v Japonsku přibližně 1/7 kontaminantů z celkové kontaminace v Černobylu.

Ve své práci jsem se zaměřila na kontaminaci zemědělské půdy v okolí jaderné elektrárny. Zemědělství ve zdejší oblasti bylo velmi rozsáhlé především z důvodu pěstování rýže, která je pro Japonsko typickou zemědělskou plodinou.

Při porovnání byla přibližně ze 75 % kontaminována lesní půda, z 10 % zemědělská půda, z 10 % rýžová pole a zbylých 5% tvořily městské oblasti. Vysoká aktivita kontaminace byla pozorována severozápadně od jaderné elektrárny. Nejvyšší aktivita radiocesia v této oblasti byla pozorována v hloubce do 5cm-hloubky půdy.

Východně od jaderné elektrárny tvoří přibližně 70% zemědělských ploch rýžová pole. Nejvyšší radioaktivita  $203,095 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  byla pozorována ve městě Okhuma (přibližně 3 km jihovýchodně od elektrárny) a zvláště vysoká hodnota kontaminace půdy byla nalezena také v severní prefektuře Tochigi. Ve zdejších oblastech bylo prokázáno, že orbou se redukuje radiační dávka v půdě.

U rýže pěstované v prefektuře Fukušima, překračuje limit na zrno  $100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V Japonsku muselo být v roce 2011 omezeno pěstování rýže na rýžových polích z důvodů překročení koncentrace radiocesia limit  $5000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v hnědé rýži byla nejvyšší v hnědých půdách a poté následuje kambizem, andosoly a podzolové nížinné půdy. U všech typů půd byla koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v nejedlých částích hnědé rýže velmi podobná.

Lesní půdy tvořené především stále zelenými jehličnany byla kontaminována izotopy radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ . Na rovných a nenarušených místech a v nejsvrchnějších vrstvách půdy jsou koncentrace radiocesia nejvyšší a klesá exponenciálně s hloubkou. Protože většina vodních zdrojů se nachází právě v zalesněných oblastech, tak hromadění radiocesia v povrchových organických vrstvách lesní půdy může mít za následek dlouhodobou kontaminaci půdy a řek. Velikost povodí zde činí 0,8 ha a zkoumaná oblast se nachází 180 km jihozápadně od jaderné elektrárny. Odhadovaná hustota na stanovišti se pohybovala přibližně 2500 stromů na hektar. Biomasa podrostové vegetace obsahovala  $1,53 \text{ Bq.kg}^{-1}$  radiocesia. Průměrné hodnoty koncentrace v lesní podrostové vegetaci překračují hodnoty nalezené v půdě přibližně třikrát. Radiocesium  $^{137}\text{Cs}$  se v důsledku migrace v lesní půdě objevilo i v hloubce 16 cm a vrcholy se objevily v hloubkách přibližně 0,75 cm a 1,75 cm s radiocesiem  $^{137}\text{Cs}$  s koncentrací  $87 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a  $57 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Přibližně 15-20 % aktivity radiocesia ve smrkových a borovicových lesech se nacházelo ve vrchních vrstvách (10cm) u minerální půdy. Aktivita radiocesia  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  po jaderné nehodě v nejvyšších vrstvách v půdních vrstvách pod organickým horizontem byla  $389 \pm 15 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a  $422 \pm 15 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Zemědělci se snažili použít rostliny k dekontaminaci půdy. Kontaminovaná půda pro tento účel, byla zkoumána v prefektuře Fukushima 50,9 km severozápadně od jaderné elektrárny Fukušima Daiči a typ místní půdy byla šedá nížinná půda. Došlo ke snížení aktivity radiocesia  $^{137}\text{Cs}$  při kultivaci půdy s rostlinami, a to se slunečnicí, jetelem, ovsem a trávou. I při orbě došlo ke snížení aktivity radiocesia, a to z důvodu promíchání vrstev půdy s rozdílným obsahem radiocesia. Velmi užitečný ke snížení aktivity radiocesia se prokázal bojínek luční. Avšak dekontaminace pomocí rostlin byla prokázána pouze malé míře a pro zemědělství není využitelná při vysoké kontaminaci. Ale naopak při nízkých dávkách ozáření je tato metoda užitečná a cenově velmi dobře dostupná.

Určité množství radiocesia bylo z půdy vymýváno v důsledku eroze. Nejvyšší míra eroze byla na neobdělávaných zemědělských pozemcích. Roční podíl vymytého  $^{137}\text{Cs}$ , který byl spojený s erozí půdy, byl vypočítán na 3,2, 0,23, 0,10, 0,03 a 0,07 % pro obdělávanou i neobdělávanou zemědělskou půdu, obdělávané a neobdělávané pastviny a lesní pozemky. Bylo zjištěno, že velký vliv na erozi má rostlinný pokryv půdy.



Živočichové vyskytující se na zemědělské půdě v okolí JE Fukušima Daiči byli kontaminováni zkrmováním zemědělských plodin a trav. Byl proveden výzkum na myšicích východních. Rozdíly v aktivitách v těle myšice byly zapříčiněné rozdílnou krmnou dávkou, pobytem na kontaminované půdě a výživovými preferencemi. Hlavními detekovanými radionuklidy byly  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ , rovněž byly zjištěny přírodní radionuklidy jako například  $^{40}\text{K}$ , ale dávky byly nižší než mez detekce. Průměrné externí dávky připadající na půdu byly 46,1 a 73,6  $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ . Průměrná dávka ozáření měřená u nory myšice východní byla přibližně 1,4 krát větší než míra dávky ozáření měřená 1 metr nad zemí, a to protože radionuklidy uvolněné při nehodě jaderné elektrárny se uložily především v zemském povrchu.

## 17 POUŽITÁ LITERATURA

Allforpower (2011):-ALL FOR POWER. *Fukushima Dai-ichi: příčiny-průběh-následky*. [online]. 2011. [cit. 2015-04-23]. Dostupné z:

<<http://www.allforpower.cz/UserFiles/files/2011/Fukushima%20DaiichiUR.pdf>>

AUGUSTA P., DUFKOVÁ M., HRŮZA J., MALÍNSKÝ J., MAREK J., OPPLOVÁ M., ŠTOLL I., TŮMA J., 2001: Velká kniha energie. 1. vyd. Praha: L. A. Consulting Agency, 383 s., ISBN 80-238-6578-1

ČEZ (2015): SKUPINA ČEZ. *Druhy ionizujícího záření*. [online]. 2015. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z: <[http://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/druhy\\_5.html](http://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/druhy_5.html)>

FUJIMURA S., MURAMATSU Y., OHNO T., SAITOU M., SUZUKI Y., KABAYASHI T., YOSHIOKA K., UEDA Y., 2014: Accumulation of <sup>137</sup>Cs by rice grown in four types of soil contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in 2011 and 2012. *Journal of Environmental Radioactivity*, 140: 59-64

HÁLA J., 1998: Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie. 1.vyd. Brno: Konvoj 310 s., ISBN 80-85615-56-8

JAEA (2013): FUKUSHIMA ENVIRONMENTAL SAFETY CENTER JAPAN ATOMIC ENERGY AGENCY. *Background of Fukushima NPP Accident*. [online]. 2013. [cit. 2015-04-23]. Dostupné z:< <http://i.unu.edu/media/fgc.unu.edu-en/event/367/Yui-December-2013.pdf>>

JAEA (2013): FUKUSHIMA ENVIRONMENTAL SAFETY CENTER JAPAN ATOMIC ENERGY AGENCY. *Topics of JAEA's Activities for Remedial Actions in Fukushima*. [online]. 2013. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z: <<http://i.unu.edu/media/fgc.unu.edu-en/event/367/Yui-December-2013.pdf>>

KOBAYASHI D., OKOUCHI T., YAMAGAMI M., SHINANO T., 2013: Verification of radiocesium decontamination from farmland by plants in Fukushima. *Journal of Plant Research*, 127 (1): 51-56

KUBOTA Y., TAKAHASHI H., WATANABE Y., FUMA S., KAWAGOCHI I., AOKI M., KUBOTA M., FURUHATA Y., SHIGEMURA Y., YAMADA F., ISHIKAWA T., OBARA S., YOSHIDA S., 2014: Estimation of absorbed radiation dose rates in wild rodents inhabiting a site severely contaminated by the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 142: 124-131

MAJER V., CABICAR J., ČERNÍK V., KAČENA V., STARÝ J., SVOBODA K., ZEMAN A., 1981: *Základy jaderné chemie*. 2.vyd. Praha: SNTL-Nakladatelství technické literatury, 612 s.

MISHRA S., ARAE H., SORIMACHI A., HOSODA M., TOKONAMI S., ISHIKAWA T., KUMAR SAHOO S., 2014: Distribution and retention of Cs radioisotopes in soil affected by Fukushima nuclear plant accident. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (2): 374-380

ONISHI Y., 2014: Fukushima and Chernobyl Nuclear Power Accident's Environmental Assessment and U. S. Hanford Site's Waste Management. *Procedia IUTAM*, 10: 372-381

PÖSCHL M., 2006: *Základy radioekologie*. 1.vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 116 s., ISBN 80-7375-010-4

Researchgate (2014): RESEARCHGATE. *Distribution and retention of Cs radioisotopes in soil affected by Fukushima nuclear plant accident*. [online]. 2014. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z:

<[http://www.researchgate.net/publication/271224614\\_Distribution\\_and\\_retention\\_of\\_Cs\\_radioisotopes\\_in\\_soil\\_affected\\_by\\_Fukushima\\_nuclear\\_plant\\_accident](http://www.researchgate.net/publication/271224614_Distribution_and_retention_of_Cs_radioisotopes_in_soil_affected_by_Fukushima_nuclear_plant_accident)>

Researchgate (2014): RESEARCHGATE. *Vertical distribution and formation analysis of the  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$  and  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in the beach soil*. [online]. 2014. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z: <[https://www.researchgate.net/publication/271659044\\_Vertical\\_distribution\\_and\\_formation\\_analysis\\_of\\_the\\_131I\\_137Cs\\_129mTe\\_and\\_110mAg\\_from\\_the\\_Fukushima\\_Dai-ichi\\_Nuclear\\_Power\\_Plant\\_in\\_the\\_beach\\_soil/review](https://www.researchgate.net/publication/271659044_Vertical_distribution_and_formation_analysis_of_the_131I_137Cs_129mTe_and_110mAg_from_the_Fukushima_Dai-ichi_Nuclear_Power_Plant_in_the_beach_soil/review)>

SAITO K., TANIHATA I., FUJIWARA M., SAITO T., SHMOURA S., OTSUKA T., ONDA Y., HOSHI M., IKEUCHI Y., TAKAHASHI F., KINOUCI N., SAEGUSA J., SEKI A., TAKEMIYA H., SHIBATA T., 2013: Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139: 308-319

SAITOU Y., SUEKI K., SASA K., KITAGAWA J., IKARASHI S., KINOSHITA N., 2014: Vertical distribution and formative analysis of the  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{129\text{m}}\text{Te}$ , and  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant in the beach soil. *Radioanalytical and nuclear chemistry*, 303 (2): 1197-1200

Sciencedirect (2013): SCIENCEDIRECT. *Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident*. [online]. 2013. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X14000642>>

SÚJB (2011): STÁTNÍ ÚŘAD PRO JADERNOU BEZPEČNOST. *Vznik a vývoj havárie na jaderné elektrárně Fukushima Dai-ichi*. [online]. 2012. [cit. 2015-04-23].

Dostupné z:

<<https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/aktualne/Fukusima/Vznikhavarie.pdf>>

SÚJB (2011): STÁTNÍ ÚŘAD PRO JADERNOU BEZPEČNOST. *Vznik a vývoj havárie na jaderné elektrárně Fukushima Dai-ichi*. [online]. 2011. [cit. 2015-04-29].

Dostupné z:

<<http://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/aktualne/Fukusima/Vznikhavarie.pdf>>

TAGAMI K., UCHIDA S., 2014: Effective half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in giant butterbur and fields horsetail, and the distribution differences of potassium and  $^{137}\text{Cs}$  in aboveground tissue parts. *Journal of Environmental Radioactivity*, 141: 138-145

TAKATA Y., KOHYAMA K., OBARA H., MAEJIMA Y., ISHITSUKA N., SAITO T., 2014: Spatial prediction of radioactive Cs concentration in agricultural soil in eastern Japan. *Soil science and plant nutrition*, 60 (3): 393-403

Tandfonline (2014): TANDFONLINE. *Soil Science and Plant Nutrition*. [online]. 2014. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z:

<[http://www.tandfonline.com/loi/tssp20#.VUDAu\\_D0\\_Qd](http://www.tandfonline.com/loi/tssp20#.VUDAu_D0_Qd)>

TERAMAGE T. M., ONDA Y., PATIN J., KATO H., GOMI T., NAM S., 2014: Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 137: 37-45

Wikipedia (2015): WIKIPEDIE OTEVŘENÁ ENCYKLOPEDIIE. *Mezinárodní stupnice jaderných událostí*. [online]. 2015. [cit. 2015-04-29]. Dostupné z:

<[http://cs.wikipedia.org/wiki/Mezin%C3%A1rodn%C3%AD\\_stupnice\\_jadern%C3%BDch\\_ud%C3%A1lost%C3%AD#/media/File:INES\\_cs.svg](http://cs.wikipedia.org/wiki/Mezin%C3%A1rodn%C3%AD_stupnice_jadern%C3%BDch_ud%C3%A1lost%C3%AD#/media/File:INES_cs.svg)>

YOSHIMURA K., ONDA Y., KATO H., 2014: Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land uses using USLE plots. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139: 362-369