

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BRNO 2015

TOMÁŠ ONDRAČKA



**Agronomická
fakulta**

**Mendelova
univerzita
v Brně**



**Aktuální stav důsledků havárie černobylského jaderného
reaktoru z agroekologického pohledu se zaměřením na
kontaminaci zemědělské půdy**

Bakalářská práce

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

Vypracoval:
Tomáš Ondračka

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem práci na téma **Aktuální stav důsledků havárie černobylského jaderného reaktoru z agroekologického pohledu se zaměřením na kontaminaci zemědělské půdy** vypracoval/a 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 vědom/a, 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:.....

.....

Tomáš Ondračka

PODĚKOVÁNÍ

Tímto bych chtěl velice poděkovat panu prof. RNDr. Michaelu Pöschlovi, CSc., vedoucímu bakalářské práce za metodické vedení, konzultace, rady a připomínky v průběhu zpracování této práce.

ABSTRAKT

Bakalářská práce se zabývá problematikou aktuální kontaminace zemědělské půdy radionuklidy, jako následek havárie jaderného reaktoru v Černobyli roku 1986. Práce je zpracována formou literárního přehledu na danou problematiku. V práci jsou uvedeny fyzikálně chemické vlastnosti vybraných antropogenních radionuklidů. Vzhledem k fyzikálnímu poločasů přeměny se práce nadále zabývá pouze radionuklidy s dlouhým poločasem přeměny, jejich transferu v životním prostředí se zaměřením na chování těchto radionuklidů v půdním systému. V závěru této práce je zpracován přehled ostatních důležitých půdních kontaminantů a jejich srovnání s radiokontaminanty.

ABSTRACT

Bachelor thesis deals with the current agricultural soil contamination with radionuclides as a result of nuclear reactor accident at Chernobyl in 1986. The work is processed as a review of the literature on the issue. The thesis presents the physico-chemical properties of selected anthropogenic radionuclides. Due to the physical half-life work continues to address only radionuclides with long half-life, their transfer in the environment, focusing on the interaction of these radionuclides in the soil system. At the conclusion of this work a list of other important soil contaminants and their comparison with radio-contaminants is submitted.

Klíčová slova:

Radionuklidy, radiocesium, ^{137}Cs , radiostroncium, ^{90}Sr , Černobyl, půda, transfer

Keywords:

Radionuclides, radiocaesium, ^{137}Cs , radiostrontium, ^{90}Sr , Chernobyl, soil, transfer

OBSAH

1	ÚVOD	7
2	CÍL PRÁCE	8
3	RADIOAKTIVITA	8
4	ZDROJE RADIONUKLIDŮ	9
	4.1 Přírodní.....	9
	4.1.1 Primární.....	9
	4.1.2 Sekundární.....	9
	4.1.3 Kosmogenní.....	10
	4.2 Umělé.....	11
5	EKOLOGICKY VÝZNAMNÉ RADIONUKLIDY	12
6	NEHODA ČERNOBYLSKÉ JADERNÉ ELEKTRÁRNY	16
7	TRANSFER RADIONUKLIDŮ	19
	7.1 Vzduch.....	20
	7.2 Voda.....	21
	7.3 Půda.....	22
8	AKTUÁLNÍ STAV KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY	26
9	DOPAD RADIOKONTAMINACE ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ NA ČLOVĚKA	36
10	POROVNÁNÍ KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY S DALŠÍMI VÝZNAMNÝMI KONTAMINANTY	38
	10.1 Kontaminace zemědělské půdy ostatními kontaminanty.....	38
	10.2 Fyzikálně chemické vlastnosti vybraných kontaminantů.....	40
11	DISKUSE	47
12	ZÁVĚR	49
13	POUŽITÁ LITERATURA	51

1 ÚVOD

Naše planeta Země, sluneční soustava, galaxie a celý vesmír je složen ze subatomárních částic, které se dále spojují v komplexnější látky přes částice, atomy, molekuly, ze kterých jsou vytvořeny jednotlivé buňky, až po složité organismy jakými jsme my sami. Právě existence těchto částic a jejich vzájemná interakce s okolní hmotou stála u zrodu a vytváření soustav v celém vesmíru. Jsou naší nedílnou součástí, která nás obklopuje a v některých případech i přímo ovlivňuje. Člověk se už od počátku ptal na různé otázky týkající se jevů v přírodě a snažil se na ně najít tu správnou odpověď, v moderním světě nejlépe takovou, která lze experimentálně prokázat. Přes mnoho objevů v průběhu celé historie existence člověka na Zemi se roku 1896 dostáváme k objevu přírodní radioaktivity Henrim Becquerelem. Od té doby se v oboru zabývajícím radioaktivitou, ale i jejím vlivem na živou i neživou složku, udělal obrovský pokrok. Pochopení principů radioaktivity a jejich účinků vedlo k jejímu využití v oblastech jako je lékařství, energetika, ale bohužel i ve vojenství. To vedlo k zatížení našeho životního prostředí a k obohacení této složky antropogenními radionuklidy. Radionuklidy antropogenního původu však nejsou jedinými radionuklidy vyskytující se na planetě Zemi. Planeta země obsahuje radionuklidy i přírodního původu a dále radionuklidy kosmogenního původu. Jejich výskyt je na rozdíl od antropogenních radionuklidů přirozený a v takových koncentracích, které nás neohrožují na zdraví nebo životě, což samozřejmě vyplývá z existence života na planetě, která by nebyla možná, pokud by koncentrace radionuklidů a množství radiace nebyla na dané úrovni.

Události, které měly největší dopad na kontaminaci životního prostředí antropogenními radionuklidy, byly zkoušky jaderných zbraní a havárie jaderných zařízení. Největším podílem na množství radionuklidů v životním prostředí přispěla havárie černobylského jaderného reaktoru roku 1986. Tato havárie měla za následek globální kontaminaci radionuklidy a její následky jsou dodnes předmětem mnoha výzkumů. Jedním z nejdůležitějších systémů zkoumání byla půda. Po havárii byla většina radioaktivního materiálu deponována na půdu, ať už přímo nebo stržena dešťovými kapkami při dešti. Půda je hlavním zdrojem výroby potravin rostlinného původu jak pro přímou spotřebu, tak pro účely chovu zvířete. Vzhledem k vlastnostem některých radionuklidů byl monitoring půd nezbytný zejména z důvodů transferu

vybraných radionuklidů (^{137}Cs a ^{90}Sr) do rostlin, živočichů a potravního řetězce, který končí u člověka.

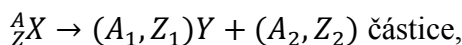
2 CÍL PRÁCE

Cílem práce je zpracovat literární přehled na téma „Aktuální stav důsledků havárie černobylského jaderného reaktoru z agroekologického pohledu se zaměřením na kontaminaci zemědělské půdy“. Na základě získaných informací analyzovat míru kontaminace zemědělských půd ekologicky významnými kontaminanty a dále porovnat ekologický význam kontaminace zemědělských půd radionuklidy se znečištěním dalšími významnými kontaminanty.

3 RADIOAKTIVITA

Radioaktivita je základní vlastností nestabilního jádra radionuklidů. Po objevení přírodní radioaktivity Becquerelem roku 1896, Frederic Soddy a Ernest Rutherford v roce 1902 definoval radioaktivitu jako spontánní přeměnu radioaktivního prvku, z něhož je vypuzena částice, jejímž výsledkem je vznik nového prvku. Dnes je radioaktivita považována za fenomén spontánní jaderné transformace radionuklidů (tzv. radioaktivní přeměnu), která je doprovázena emisí částic (α , β^- nebo β^+) elektronovým záchytem, emisí protonů nebo emisí fragmentů (tj. nejčastější typ přeměn), a emisí γ radiace. Radioaktivita se též označuje jako radioaktivní transmutace. Radioaktivita se může vyskytovat přirozeně nebo v důsledku lidské činnosti.

Empiricky bylo zjištěno, že jádra prvků jsou stabilní, to znamená, že nepodléhají radioaktivní přeměně, pokud mají určitý poměr neutronů a protonů (N:Z). Ve stabilním, lehkém jádru ($Z \leq 20$), je tento poměr roven jedné nebo je nepatrně vyšší než jedna (jádra ^1_1H a ^3_2He jsou výjimkou). Zvyšuje se na 1,52 u nejtěžšího stabilního nuklidu $^{209}_{83}\text{Bi}$. Pokud se složení jádra odchýlí od optimálního rozsahu poměru N:Z, což znamená, že pokud má jádro více či méně neutronů na určitý počet protonů (např. u kyslíku, izotopy ^{14}O , ^{15}O , ^{19}O , ^{20}O), jádro se stane radioaktivní, takže se rozkládá spontánně, nejčastěji na jiné jádro. Symbolicky může být tento proces zapsán následně:



kde X je „rodičovský“ nuklid a Y je „dceřiný“ nuklid.

Při přeměně, může být vyzářena více než jedna lehká částice a proces je obvykle doprovázen emisí γ radiace. Při radioaktivní přeměně je uvolňována energie (exotermický proces) a vytvořené produkty vždy nesou určitou energii kinetickou. To je možné pouze tehdy, když primární jádro má více zbytkové energie (hmoty) než součet zbytkových energií (hmot) produktů této přeměny.

$$M(X) > M(Y) + M(\text{částice}).$$

Tato nerovnost je základní podmínkou radioaktivity. Energie ekvivalentní tomuto rozdílu hmot je energie radioaktivní přeměny. Tato energie je vydávána prostřednictvím emise (ve většině případů) jednoho nebo více ze tří typů radiace: α , β a γ (PÖSCHL a NOLLET, 2006).

4 ZDROJE RADIONUKLIDŮ

4.1 Přírodní zdroje

4.1.1 Primární radionuklidy

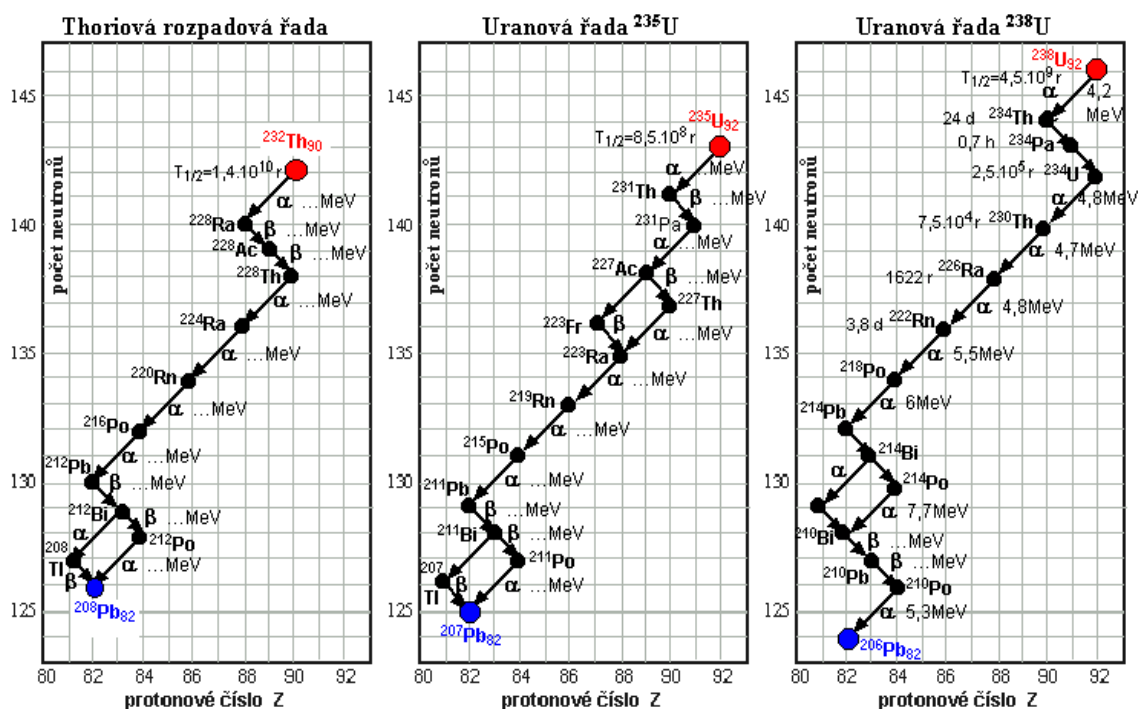
Primární (primordiální) radionuklidy (původní, fosilní), jedná se o radionuklidy, které vznikaly spolu s ostatními (stabilními) jádry těžších prvků při kosmické nukleogenezi termonukleárními reakcemi v nitrech hvězd, které pak vybuchly jako supernovy a obohatily o tyto prvky zárodečný oblak, z něhož vzniklo naše Slunce a sluneční soustava. Součástí Země se tak staly již při formování Sluneční soustavy před cca 4-5 miliardami let, Země si je přinesla z vesmíru. Do dnešní doby se ovšem zachovaly pouze ty radionuklidy, které mají velmi dlouhý poločas rozpadu - větší než cca 10^8 roků (ULLMANN, 2014).

Zemská kůra obsahuje asi třicet radioaktivních nuklidů s poločasy většími než 10^9 roků. Většina z nich jsou izotopy vzácnějších prvků s velmi malým zastoupením v zemské kůře a vliv jejich záření na životní prostředí proto není nutné uvažovat. Významné jsou pouze ^{232}Th a ^{238}U se svými produkty přeměny a izotop draslíku ^{40}K (HÁLA, 1998).

4.1.2 Sekundární radionuklidy

Druhotné (sekundární) radionuklidy - přeměnové produkty primárních radionuklidů. Přeměnou těžkých primárních radionuklidů průběžně vzniká celá řada druhotných

radionuklidů. Přírodní radionuklidy ^{232}Th , ^{238}U a ^{235}U se přeměňují (alfa a později i beta přeměnou) na jádra, která jsou také radioaktivní, stejně jako jejich další a další přeměnové produkty. Říkáme, že tyto radionuklidy vytvářejí radioaktivní přeměnové řady, kde jednotlivé dceřiné produkty vykazují alfa i beta radioaktivitu a excitovaná jádra emitují záření gama. V těchto rozpadových řadách je ustavena tzv. sekulární radioaktivní rovnováha (ULLMANN, 2014). Všechny tři přírodní přeměnové řady končí stabilním izotopem olova (PÖSCHL a NOLLET, 2006).



Obrázek č. 1. Přeměnové řady (Ullmann, 2014).

4.1.3 Kosmogenní radionuklidy

Jedná se o přírodní radionuklidy, které průběžně vznikají jadernými reakcemi při průchodu vysokoenergetického kosmického záření (jeho sekundární složky) zemskou atmosférou. Patří sem především radiouhlík ^{14}C a tritium ^3H , ve velmi malých množstvích vznikají i některé další kosmogenní radionuklidy - např. $^7,^{10}\text{Be}$, ^{32}P , ^{35}S , ^{36}Cl (ULLMANN, 2014).

Do zemské atmosféry nepřetržitě vstupuje z vesmírného prostoru tok částic s vysokou energií. Toto záření se označuje jako primární složka kosmického záření. Skládá se z protonů (85%), jader ^4He (12,5%) a menšího množství elektronů a těžších jader prvků od lithia k železu. Podle původu se v primární složce kosmického záření

rozlišuje složka galaktická a solární. Částice galaktické složky získaly energii urychlením mimo oblast sluneční soustavy. Částice solární složky, které pocházejí ze Slunce, jsou v mnohem menším zastoupení. Jen malá část primární složky kosmického záření proniká celou atmosférou až na zemský povrch. Většina částic v atmosféře zaniká v tříštivých reakcích s atomovými jádry. Přitom vznikají protony, neutrony, piony, lehká jádra (^2H , ^3H) a fotony. Tyto částice tvoří sekundární složku kosmického záření. Z části dopadají na zemský povrch, některé vyvolávají jaderné reakce, kterými vznikají kosmogenní radioaktivní nuklidy (HÁLA, 1998).

4.2 Umělé radionuklidy

Pro potřeby současné vědy a techniky, průmyslu a zdravotnictví, zdaleka nevystačíme s těmi několika radionuklidy přírodního původu (přírodní radionuklidy uran 235 a 238 jsou však základem štěpných atomových reaktorů a na nich založené jaderné energetiky). Musíme tedy radionuklidy vyrábět uměle. Abychom ze stabilního jádra vyrobili jádro radioaktivní, je nutno změnit počet protonů či neutronů tak, aby byla porušena rovnovážná konfigurace (ULLMANN, 2014).

Největší podíl na ozáření lidstva z umělých zdrojů má používání ionizujícího záření a radioaktivních látek v lékařství pro diagnostické a léčebné účely, to způsobuje přibližně 85% ozáření z umělých zdrojů záření. Vážné radiační ohrožení lidstva představovaly v padesátých a šedesátých letech nadzemní zkoušky jaderných zbraní. Při těchto explozích se do vysokých vrstev atmosféry dostalo obrovské množství radioaktivních látek, které se po dlouhou dobu dostávaly na zemský povrch jako radioaktivní spad a to i v místech velmi vzdálených od výbuchu. Nejvýznamnější pro zamoření biosféry byly nuklidy ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{90}Y , $^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$, ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , $^{140}\text{Ba}+\text{La}$, $^{95}\text{Zr}+\text{Nb}$, $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$, ^{147}Pm , ^{14}C a ^{85}Kr (HÁLA, 1998).

Nekontrolovatelným zdrojem ozáření se může stát špatné zacházení a nakládání s radioaktivním odpadem. Dále některé dřívější spotřební předměty. V neposlední řadě to jsou havárie jaderných reaktorů. V minulosti došlo v jaderných elektrárnách k řadě poruch a k několika haváriím. V těchto čtyřech uvedených případech došlo k úniku většího množství radioaktivních látek mimo elektrárnu do životního prostředí. V roce 1957 havárie v elektrárně Windscale, v Pensylvánii v elektrárně Three Mile Island.

Jedna z největších havárií v historii jaderné energetiky na území Běloruska roku 1986 havárie černobylské elektrárny (HÁLA, 1998). Poslední roku 2011, kdy došlo vlivem zemětřesení a tsunami k havárii v japonské elektrárně Fukušima 1.

5 EKOLOGICKY VÝZNAMNÉ RADIONUKLIDY

^3H

Pomineme-li volný neutron (který je β^- -radioaktivní $p^+ + e^- + n'$ s poločasem $\gg 13$ min., max. energie beta 782 keV), je nejlehčím radionuklidem izotop vodíku tritium ^3H , který se s poločasem 12,3 roku přeměňuje β^- radioaktivitou na základní stav izotopu hélia ^3He : $^3\text{H} \rightarrow ^3\text{He} + e^- + n'$. Tritium je čistý beta-zářič s poměrně nízkou maximální energií emitovaných elektronů 18,6 keV. V pozemské přírodě se tritium stopově vyskytuje jako kosmogenní radionuklid. Vzniká dále při tzv. ternárním štěpení těžkých jader, především uranu. Obsah tritia v přírodě byl v posledních několika desetiletích výrazně ovlivněn lidskou činností. K velkému zvýšení obsahu ^3H v životním prostředí došlo v 60. letech v důsledku zkoušek termonukleárních zbraní v atmosféře (při termonukleárním výbuchu deuteridu lithného $^6\text{Li}^2\text{H}$ vzniká tritium reakcí $^6\text{Li} (n, \alpha) ^3\text{H}$. Ve štěpných jaderných reaktorech tritium vzniká v cirkulující chladicí vodě reakcí neutronů s deuteriem $^2\text{H}(n, g) ^3\text{H}$; v malé míře s deuteriem obsaženým v běžné vodě, účinněji pak při použití těžké vody jako moderátoru a chladiva. Dále, v chladicí vodě obsahující kyselinu boritou pro regulaci reaktivity štěpného reaktoru vzniká tritium reakcí $^{10}\text{B} (n, 2\alpha) ^3\text{H}$. Při provozu jaderných elektráren se tedy do vodních a plyných výpustí dostává určité množství ^3H (řádově setiny kosmogenního tritia). Tritium je vhodným budícím radionuklidem v malých elektrických zdrojích – betavoltaických. Pro řadu aplikací v jaderné fyzice, především pro termonukleární fúzi, v budoucnu pravděpodobně pro energetické využití, v biologii a medicíně, se tritium vyrábí uměle pomocí reakce neutronů s lithiem: $^6\text{Li} (n, \alpha) ^3\text{H}$, nebo se získává z těžké vody v reaktorech. Hlavním zdrojem ^3H je atmosféra, kde tritium vzniká reakcemi neutronů kosmického záření s jádry dusíku a kyslíku. Okolo 99 % tritia je zabudováno do molekul vody, ve kterých se účastní vodního cyklu. Tritium se dostává do potravního řetězce společně s vodou a zčásti se zabudovává do organických materiálů, včetně lidských tkání. Pouze malé procento ^3H se dostává do životního prostředí vlivem provozu jaderných zařízení na výrobu elektrické energie (ULLMANN, 2014).

¹³¹I

Nejdůležitějším radioizotopem jódu je radiojód ¹³¹I ($T_{1/2} = 8$ dnů, β^- s max. energií 606 keV, hlavní energie g 364 keV). Radionuklid ¹³¹I se přeměňuje β^- radioaktivitou na excitované stavy dceřiného nuklidu xenonu ¹³¹Xe, který je již stabilní (neradioaktivní). Jeho důležitost spočívá v jeho snadném začlenění do metabolických procesů, zejména inhalací v plynné formě (v níž se nejčastěji vyskytuje) a absorpci štítnou žlázou (ULLMANN, 2014).

¹²⁹I

¹²⁹I se s dlouhým poločasem $T_{1/2} = 1,57 \times 10^7$ roků se přeměňuje beta-radioaktivitou na excitovaný stav 39,6 keV xenonu ¹²⁹Xe, při jehož deexcitaci jsou emitovány gama-fotony o téže energii. Vzhledem k vysoké vnitřní konverzi fotonů gama jsou též emitovány konverzní elektrony a výrazné charakteristické X-záření o energii kolem 30-34 keV. ¹²⁹I se ve stopových množstvích vyskytuje v přírodě - v zemské kůře vzniká při štěpení uranu, v atmosféře vzniká jako kosmogenní radionuklid z xenonu reakcemi vyvolanými kosmickým zářením. V novější době ¹²⁹I vzniká při štěpení uranu ²³⁵U a plutonia ²³⁸Pu, odkud se uvolňuje při přepracování vyhořelého jaderného paliva. Vzhledem k podobnosti gama-spektra ¹²⁹I a ¹²⁵I se etalony ¹²⁹I používají při kalibraci detekčních systémů pro měření vzorků ¹²⁵I v radioimunoanalýze (ULLMANN, 2014).

⁹⁰Sr

S poločasem 27,78 roků se přeměňuje β^- radioaktivitou na radioaktivní ytrium ⁹⁰Y (Eb max = 546 keV) v základním stavu. Isotop ⁹⁰Sr vzniká při jaderném štěpení uranu-235 a plutonia - 239 (s výtěžkem 5,7%) a izoluje se ze štěpných produktů z vyhořelého jaderného paliva. Používá se v termoelektrických radioisotopových bateriích (spolu s ²³⁸Pu). Důležité použití ⁹⁰Sr je v ⁹⁰Sr/⁹⁰Y generátorech pro přípravu ytria ⁹⁰Y v nukleární medicíně. Za jeho výskyt v životním prostředí mohou především zkoušky jaderných zbraní v minulosti a havárie černobylské jaderné elektrárny.

Stroncium je kov alkalických zemin a podobá se vápníku v obecné bioanorganické chemii. Na rozdíl od vápníku, neexistuje žádný biochemický mechanismus, který zvyšuje jeho absorpci z gastrointestinálního traktu. Předpokládá se, že se absorbuje z gastrointestinálního traktu a dobře absorbované radionuklidy největší frakce se budou ukládat v kostech přibližně 30% z ⁹⁰Sr požitého ve stravě. Množství ⁹⁰Sr dosahujícího

v lidských kostech je závislá jak na denním příjmu potravy, tak na fyziologické aktivitě skeletu; tedy věk při požití je důležitým faktorem (SARKAR., 2002).

¹³⁷Cs

Jedním z nejznámějších radionuklidů vůbec je cesium ¹³⁷Cs. Je to β⁻ + γ zářič s jedinou energií záření gama 662 keV. ¹³⁷Cs se s poločasem 30,05 let přeměňuje β⁻ radioaktivitou na stabilní baryum ¹³⁷Ba - z 5,6% na základní stav, z 94,4% na excitovanou hladinu 662 keV. ¹³⁷Cs se používá jako hlavní etalon pro gama-spektroskopii, dále k ozařování v radioterapii, v defektoskopii a v řadě dalších měřících a technických aplikací. ¹³⁷Cs vzniká při neutronovém štěpení uranu ²³⁵U (popř. plutonia 239) v jaderném reaktoru z primárního štěpného produktu jódu ¹³⁷I dvěma přeměnami beta-: ¹³⁷I (β⁻, T_{1/2} = 23s.) ¹³⁷Xe (β⁻, T_{1/2} = 3,9min.) ¹³⁷Cs; výtěžek je 6%. Preparáty ¹³⁷Cs se získávají radiochemickou separací ze štěpných produktů (ULLMANN, 2014).

V přírodě se vyskytuje vlivem antropogenní činnosti zejména jako důsledek testů jaderných zbraní a úniku při nehodách jaderných zařízení, zejména Černobylské jaderné havárie roku 1986.

Bioanorganická chemie alkalického kovu radionuklidu ¹³⁷Cs je v zásadě podobná jako u draslíku a monovalentní Cs kation je třeba považovat za zcela mobilní. Cesium je začleněno do téměř všech potravin, přičemž mléko, maso a ryby, vykazují nejvyšší úroveň. V lidském těle ¹³⁷Cs je téměř úplně absorbováno z gastrointestinálního traktu a je více či méně rovnoměrně distribuováno v tělesné tkáni, největší množství bylo nalezeno ve svalové hmotě. Zdá se, že ¹³⁷Cs v tkáních existuje v iontové formě, jeho rychlost eliminace je relativně pomalá s biologickým poločasem v rozmezí 50 až 200 dnů. Rychlost eliminace u žen (T_{1/2} = 80 dny) je kratší než u mužů (T_{1/2} = 100 dní). Množství ¹³⁷Cs, které se nachází v lidském těle, závisí hlavně na jednotlivci a příjmu stravy. Osoby, jejichž stravovací návyky jsou bohaté na maso, ryby nebo množství jedlých hub vykazují vyšší úroveň, než u těch, jejichž strava je z velké části vegetariánská. Černobylská havárie způsobila v některých oblastech v Evropě zvýšené hladiny ¹³⁷Cs u lidí. Například se odhaduje, že v severovýchodním Polsku se přísun ¹³⁷Cs v potravě zvýšil až na desetinásobek a tělesná zátěž ¹³⁷Cs v lidském těle dosáhla úrovně až 1900 Bq v letech 1986-1987, ale klesl na < 450 Bq v letech 1991-1992 (SARKAR., 2002).

²³⁹Pu

Plutonium ²³⁹Pu se s poločasem $T_{1/2} = 24100$ let přeměňuje alfa-radioaktivitou na uran ²³⁵U (na excitované hladiny 51,7, 13,4 a 0,007 keV; gama-záření se zde však téměř neemituje, neboť příslušné přechody téměř úplně podléhají vnitřní konverzi, takže místo toho jsou emitovány konverzní a Augerovy elektrony). Další přeměny probíhají celou uran-aktiniovou přeměnovou řadou. Plutonium-239 vzniká v jaderném reaktoru neutronovou fúzí z uranu ²³⁸U: ²³⁸U (n, g) ²³⁹U (β^- ; 25min) ²³⁹Np (β^- ; 2,3dnů) ²³⁹Pu. Je účinným štěpným materiálem (podobně jako uran ²³⁵U). Vedle zneužití pro jaderné zbraně se používá ve speciálních jaderných reaktorech (ULLMANN, 2014).

Na základě průměrné koncentrace uranu z $2,7 \times 10^{-3}$ g.kg⁻¹ v zemské kůře, průměr koncentrace ²³⁹Pu bude asi 40 g.kg⁻¹. Od počátků atomového věku roku 1945, bylo uvolněno do zemské atmosféry okolo 6 tun ²³⁹Pu převážně ze zkoušek jaderných zbraní v průběhu let 1950 a 1960. Dále pak z černobylské havárie, při níž bylo vypuštěno okolo 61 TBq ^{139,240}Pu do životního prostředí v oblasti severní Evropy. Jako ostatní aktinidové radionuklidy i plutonium může vstoupit do lidského těla vdechnutím, skrze jídlo a vodu. Ačkoliv potravní řetězec je nejspíše převážným zdrojem přírodního ²³⁹Pu v lidském těle, hlavní cestou vstupu spadu plutonia do těl lidí a živočichů bylo inhalací (SARKAR., 2002).

²³⁸U

Uran ²³⁸U se s dlouhým poločasem $T_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ let přeměňuje alfa-radioaktivitou na thorium ²³⁴Th a dále pak celou rozpadovou řadou. Díky svému delšímu poločasu je ²³⁸U nejrozšířenějším izotopem uranu v přírodě. Lze jej rovněž využít nepřímo jako štěpný materiál, přes plutonium, které v jaderném reaktoru vzniká z ²³⁸U pohlcením neutronu. Uran-238 (tzv. "ochuzený uran") se někdy používá jako účinný stínící materiál z důvodu jeho vysokomolekulární hustoty pro vysokoenergetické záření gama (ULLMANN, 2014).

¹⁴C

Z lehkých radionuklidů je velmi důležitý zvláště radiouhlík ¹⁴C₆, který se s poločasem přeměny 5730 let přeměňuje β^- radioaktivitou ¹⁴C ¹⁴N + e⁻ + $\bar{\nu}$ na základní stav dusíku ¹⁴N₇. ¹⁴C je čistý beta-zářič s maximální energií 156,5 keV. V přírodě se vyskytuje jako významný kosmogenní radionuklid (na ¹⁴C je založena radiokarbonová

metoda určování stáří archeologických předmětů). Obsah radiouhlíku ^{14}C v přírodě je ovlivňován i lidskou činností. V menší míře dochází ke snižování obsahu ^{14}C v životním prostředí spalováním fosilních paliv, ze kterých v průběhu miliónů let původní obsah ^{14}C již vymizel radioaktivní přeměnou; CO_2 vznikající spalováním fosilního paliva tedy ^{14}C neobsahuje a zastoupení přírodního radioaktivního $^{14}\text{CO}_2$ se tak zředuje. Jaderné technologie obsah ^{14}C naopak zvyšují. Obsah ^{14}C značně vzrostl v 60. letech při zkouškách jaderných zbraní v důsledku jaderné reakce $^{14}\text{N} (n, p) ^{14}\text{C}$ účinkem neutronů, uvolněných při explozi, na dusík. Menší množství radiouhlíku ^{14}C vzniká dále při provozu štěpných jaderných reaktorů jadernou reakcí $^{17}\text{O} (n, a) ^{14}\text{C}$ na kyslíku v chladicí vodě a reakcí $^{14}\text{N} (n, p) ^{14}\text{C}$ na dusíku rozpuštěném v chladicí vodě; z chladicí vody se odvětráváním toto malé množství $^{14}\text{CO}_2$ dostává přes ventilační komíny elektrárny do ovzduší. Podobně jako tritium, i radiouhlík ^{14}C se vyrábí uměle neutronovou aktivací $^{14}\text{N} (n, p) ^{14}\text{C}$ v jaderném reaktoru pro mnohé aplikace, zvláště biologické, především stopovací metody (ULLMANN, 2014).

6 NEHODA ČERNOBYLSKÉ JADERNÉ ELEKTRÁRNY

Od počátku roku 1960 se vědecký zájem zaměřuje na predikci osudu izotopů s dlouhým poločasem přeměny v životním prostředí, zvláště pak na ^{90}Sr , ^{137}Cs a $^{238-240}\text{Pu}$ (KIRCHNER et al., 2009).

Zájem o chování těchto radionuklidů v systému půda (půda-rostlina), vzrostl zejména po rozsáhlé kontaminaci těmito radionuklidy po havárii v Černobylu v roce 1986 (STAUNTON et al., 2000).

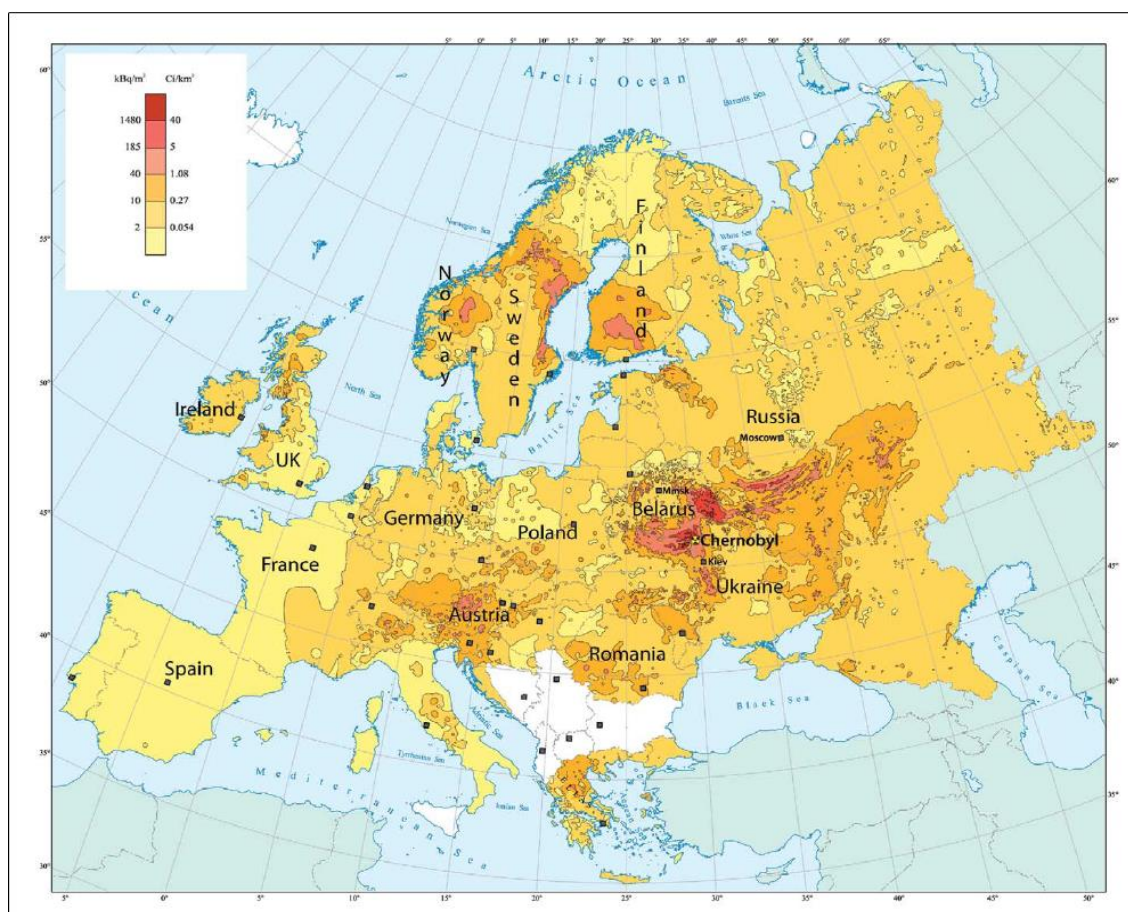
Nehoda černobylského jaderného reaktoru se stala dne 26. dubna 1986, 2 km od města Pripjat', 18 km od ukrajinského města Černobyl, 16 km od hranic s Běloruskem. Na 25. dubna 1986 bylo naplánováno odstavení reaktoru číslo 4 pro pravidelnou údržbu. Při této příležitosti bylo rozhodnuto o otestování schopnosti turbínového generátoru reaktoru vyrábět patřičné množství elektřiny k napájení bezpečnostních systémů reaktoru (především vodních pump) v případě současného výpadku energie reaktoru i vnějších zdrojů elektrické energie. Vlivem rychlého odstavení reaktoru došlo ke zvýšení rychlosti reakce. Zvýšená produkce tepla způsobila deformaci regulačních tyčí. Ty se v jedné třetině své délky zasekly a nebyly proto schopné zastavit reakci.

Výkon reaktoru vzrostl asi na 30 GW, tj.: desetkrát více než normální výkon. Palivové tyče se začaly tavit a prudce zvýšený tlak páry způsobil velkou parní expanzi, která odhodila kryt reaktoru o hmotnosti 1000 t a potrhala chladicí potrubí. Asfalt na střeše budovy, jenž měl chránit okolí před únikem radiace, se vznítil od žhavých trosek vylétujících z reaktoru a následně se střecha propadla. Jedním z problémů havárie bylo nedostatečné proškolení operátorů, protože mnoho technických rysů reaktoru bylo považováno za vojenská tajemství, a tak dostatečně nechápali, jak reaktor pracuje pod nízkým stupněm reaktivity. Další z problémů byly nedokonalé technologie použité při stavbě a v důsledku snižování nákladů na stavbu nedostatečné dimenzování bezpečnostních prvků. Mezi příčiny nehody lze také zařadit skutečnost, že RBMK grafitem moderovaný reaktor, se vyznačuje velkým pozitivním dutinovým koeficientem, což znamená, že při absenci neutrony pohlcujícího efektu vody se výkon reaktoru prudce zvyšuje a reaktor se postupně stává stále nestabilnějším a nebezpečnějším.

Tabulka 1. Údaje o radionuklidech uvolněných při havárii černobylského jaderného reaktoru (h = hodiny, d = dny, r = roky, P = 10¹⁵ (OECD, 1996)

Inventář reaktoru k 26. 4. 1986			Celkový únik	
Nuklid	T _{1/2}	Aktivita [PBq]	Podíl z inventáře %	Aktivita [PBq]
Xe-133	5,3 d	6500	100	6500
I-131	8,0 d	3200	50-60	~1760
Cs-134	2,0 r	180	20-40	~54
Cs-137	30,0 r	280	20-40	~85
Te-132	78,0 h	2700	25-60	~1150
Sr-89	52,0 d	2300	4-6	~115
Sr-90	28,0 r	200	4-6	~10
Ba-140	12,8 d	4800	4-6	~240
Zr-95	1,4 h	5600	3,5	196
Mo-99	67,0 h	4800	> 3,5	> 168
Ru-103	39,6 d	4800	> 3,5	>168

Ru-106	1,0 r	2100	> 3,5	>73
Ce-141	33,0 d	5600	3,5	196
Ce-144	285,0 d	3300	3,5	~116
Np-239	2,4 d	27000	3,5	~95
Pu-238	86,0 r	1	3,5	0,04
Pu-239	24400 r	0,85	3,5	0,04
Pu-240	6580 r	1,20	3,5	0,04
Pu-241	13,2 r	170	3,5	~6
Cm-242	163,0 d	26	3,5	~0,9



Obrázek č. 2. Distribuce radionuklidů v Evropě v květnu 1986 jako důsledek katastrofy v Černobylu. Černé čtverečky ukazují umístění hlavních měst. (Moller a Mousseau, 2006)

7 TRANSFER RADIONUKLIDŮ

Dlouhodobé předpovědi mobility a dostupnosti radionuklidů jako je ^{137}Cs jsou nutné vzhledem k jeho relativně dlouhému poločasu přeměny (30 let) a snadností, s níž cesium vstupuje do biologických systémů (STAUNTON et al., 2000).

Zvláště vertikální rozložení spadu radionuklidů na půdu je předmětem vědeckého o výzkumu. Důvodem je správně pochopit a předvídat vertikální migraci a její potenciální radiologické dopady: pomalá migrace některých radionuklidů má za následek snadnou dostupnost pro rostliny a vede k externím dávkám po dlouhou dobu. Na druhé straně, rychlou migrací směrem dolů může radionuklid rychle migrovat do podzemní vody (BOSSEW a KIRCHNER, 2003). Dále se může dostat do potravního řetězce přímo přes systém půda – rostlina - zvíře, nebo sekundárně pomocí kontaminované podzemní vody, povrchové vody pro zavlažování nebo pitné vody. Pochopení postupů a modelování migrace je nezbytným předpokladem pro odhad dlouhodobého chování radionuklidů (VANDENHOVE et al., 2008). V případě nízké mobility některých radionuklidů v půdním profilu je však riziko ve vztahu ke kontaminaci povrchových vod vyšší, než potenciální znečištění podzemních vod (PERSICANI, 1994). Důležité je, že z určení míry depozice v sedimentu lze lépe pochopit poměr mezi tranzitní vzdáleností a tranzitním časem jemného sedimentu a adsorbovaných látek znečišťujících půdu pro vypočtení dávky zvíři a lidu, sazby expozice, k určení expozice z převodu v potravinovém řetězci a na plán sanace životního prostředí a čištění (MATISOFF et al., 2010).

Je dobře známo, že dlouhodobý transfer radionuklidů s dlouhým poločasem přeměny jako je například ^{137}Cs v prostředí závisí na celé řadě abiotických a biotických faktorů. U suchozemských ekosystémů to jsou abiotické faktory, které mohou zahrnovat fyzikálně - chemické formy spadu, množství srážek, fyzikálně - chemické vlastnosti půdy, půdní a vodní erozi, teplotní režim a topografii. Důležité jsou také četné biotické faktory, které zahrnují mimo jiné, variabilitu zadržetí na povrchu, aktivitu půdní fauny, interakci mezi mykorhizními houbami na kořenech rostlin a půdou. Konečně lidská činnost, včetně uplatnění protiopatření může také ovlivnit transfer radionuklidů v suchozemských ekosystémech, zejména v obhospodařovaných prostředích (RAMZAEV et al., 2006).

7.1 Vzduch

Atmosféra je první důležitou cestou pro rozptýlení radioaktivních znečišťujících látek v životním prostředí. Jeho spodní vrstva, která se rozprostírá do výšky přibližně 15 km nad rovníkem a 10 km nad polárními oblastmi, představuje společný receptor běžných plynných průmyslových výpustí a náhodným atmosférickým únikem. Tato vrstva, tzv. troposféra, je turbulentní zóna, nasycená vodní párou s neustále se mísícími větry generovanými na základě vyrovnávání teploty na zemském povrchu.

Větry jsou hnací silou pro přepravu znečišťujících látek ve vzduchu. Určují směr oblaku znečišťujících látek, a rychlost s jakou jsou tyto znečišťující látky přepravovány po větru. Větry jsou způsobeny interakcí síly vytvořenými tlakem, přechody mezi tlakovými výšemi a prohlubněmi a Coriolisovými silami generovanými rotací Země. Když je rovnováha uzavřena mezi těmito silami, vzduchové hmoty se pohybují rovnoběžně s isobary. Na Severní polokouli probíhá průtok ve směru hodinových ručiček kolem vysokotlaké oblasti a proti směru hodinových ručiček kolem depresí.

Síly, vyvíjející se v důsledku nerovnosti povrchu terénu ať už vlivem přírody (hory, kopce, údolí, lesy) nebo uměle (budovy a města) mohou změnit trajektorii a rychlost větru. Změny v rychlosti a směru větru (ve směru svislé osy) vytváří turbulence, které zvyšují disperzi znečišťujících látek ve vzduchu.

Dalším klíčovým parametrem ovlivňujícím rozptýlení nečistot obsažených ve vzduchu je stabilita atmosféry, která je určena pro vertikální teplotní profil atmosféry vzhledem k adiabatické rychlosti prodlevy, to znamená, že dojde ke snížení teploty v důsledku malé stoupající vzduchové masy. Vzhledem k poklesu tlaku s rostoucí výškou se stoupající vzdušné masy rozpínají, a proto chladnou. Vzhledem k malému množství vzduchu jako adiabatického systému (tj. termodynamicky izolovaný a neschopný výměny energie nebo tepla s okolím), teplota stoupající vzduchové kapsy se snižuje rychlostí $9,8 \text{ }^\circ\text{C.km}^{-1}$, až se stane nasycenou vodou (tj. když vodní pára začne kondenzovat). Tato hodnota je známá jako suchá adiabatická rychlost prodlevy.

V první fázi, většina modelů rozptylu odhaduje přepravu znečišťujících látek ve vzduchu od zdroje, aniž by zohlednila procesy, které snižují radioaktivitu v ovzduší, například modely zvažují celkový odraz oblaku na povrchu země a zanedbávají ukládání.

Pokud se jedná o radionuklidy s krátkým poločasem přeměny, musí být ve výpočtech započtena radioaktivní přeměna. Samozřejmě produkt přeměny nemusí být stabilní prvek, takže model musí brát v úvahu možnost hromadění dceřiných produktů.

Radionuklidy jsou přepravovány po větru a rozptýleny různými procesy v atmosféře. Postupně se usazují na povrchu země, jako výsledek depozice různých mechanismů. Rostliny jsou kontaminovány dvěma hlavními procesy: (1) přímé ukládání na nadzemní části vegetace a (2) nepřímá kontaminace radionuklidy příjmem kořeny, přičemž radionuklidy jsou uloženy na půdu a jsou absorbovány rostlinami spolu s vodou a živinami. Plynné radioaktivní prvky jako ^{14}C a ^3H (jako vodní pára nebo trojmocný vodík) pronikají do rostliny průduchy a jsou začleněny do organických složek fotosyntézou a dalšími metabolickými procesy. Kontaminace zvířat a živočišných produktů je výsledkem vdechnutí a požití kontaminovaných částic zeminy, krmiva a vody (VANDECASTEELE, 1991). Při průchodu radioaktivního mraku jsou lidé ozáření externě i vnitřně při vdechování. Poté expozice populace pokračuje pomocí tří hlavních cest: externí ozáření z radionuklidů uložených na zemi, inhalací resuspendovaných kontaminovaných částic a požití kontaminovaných potravinářských výrobků (PÖSCHL a NOLLET, 2006).

7.2 Voda

Vodní (sladkovodní i mořské) ekosystémy jsou další důležitou cestou rozptýlení radioaktivních částic do životního prostředí a potenciální expozice populace umělou radioaktivitou. Přímé vystavení může být spojeno se spotřebou pitné vody a potravinami (ryby, korýši, řasy), ale také se zábavou a sportovními aktivitami (rybaření, koupání). Nepřímá expozice člověka vyplývá z použití říční vody pro zavlažování a napájení hospodářských zvířat, nebo z využívání řas a kalů jako půdních hnojiv. Radioaktivita vypouštěná do vodních systémů je transportována vodními proudy, ředěním pomocí difuzních procesů a rozptýlením turbulentním mícháním. Po dobu jejich cesty jsou radionuklidy rozděleny mezi pevnou a kapalnou fázi, usazují se ve formě usazeniny na dně a jsou začleněny do živých organismů. Znalost těchto procesů je důležitá pro odhadnutí transferu a chování radionuklidů ve vodních systémech a tedy i radiační dávce pro populaci. V závislosti na jejich struktuře a vlastnostech, lze vodní

systemy rozdělit do čtyř hlavních kategorií (IAEA, 1982): řeky, jezera a nádrže, ústí řek, moře a oceány. Toto rozdělení je v některých ohledech libovolné, stejně jako v reálném světě tyto kategorie jsou vzájemně propojeny a jejich fyzikální limity není vždy snadné definovat.

Základní charakteristikou řek je jejich jednosměrné axiální proudění z místa zdroje k moři. Jezera a nádrže jsou jako vodní útvary, někdy stratifikované, které mají vstupní přítok a výstupem je řeka, ve kterých dochází k recirkulaci. Ústí řek jsou definovány jejich rostoucí salinitou od sladkovodní do slané vody z moře; další vlastností řek, které přecházejí do přílivových moří je vliv přílivu a odlivu. Horní hranice mezi řekou a ústím může být definována nejvyšším bodem přílivu a spodní hranicí mezi ústím a mořem. Je obtížné tuto hranici stanovit a je obvykle odvozena od zeměpisných charakteristik než od základních fyzikálních vlastností. Moře a oceány jsou snadno rozpoznatelné podle velké oblasti s vysokým obsahem soli (35 g.l^{-1}), a často silnými vlnami.

Doprava radionuklidů v systémech povrchových vod je poháněna třemi hlavními procesy: transport průtokem vody, disperze vlivem turbulence a šířením, interakce se sedimenty a plaveninami. Pohyby vody ve velkém měřítku jsou odpovědné za pohyby proudu znečišťujících látek. Jsou v podstatě určovány gravitací, větrem, rotací Země, teplotou a stoupáním salinity. V závislosti na působících silách se rychlost vody mění v čase a prostoru, ze silných proudů (řeky, příliv a odliv) na slabé (mořské proudy, hustotu proudů). Změny průtoku vody (lámání vln, tření na dně a břehu) vytvářejí turbulence, které rozptylují škodliviny kolmo k ose průtoku. Konečně, osud radionuklidů ve vodních systémech závisí na interakcích (adsorpce) s pevnými látkami přítomnými ve vodním sloupci a na fyzikálně chemických reakcích (např. vysrážení komplexů) a transport částic (sedimentace pevných částic).

Každý vodní ekosystém (potok, řeka, záliv, moře, jezero, nebo oceán), představuje jedinečný systém s vlastními procesy transferu (PÖSCHL a NOLLET, 2006).

7.3 Půda

Transfer radionuklidů v půdě je založen na fyzikálních procesech, tj. difúzní/disperze a konvekce rozpuštěných radionuklidů v prosakující půdní vodě. Dále,

vliv "stárnutí" nebo "fixace" procesy čerstvě uloženého radionuklidu v půdě, jeho migrační chování by mělo být nejvýraznější během prvního roku (SCHIMMACK a MÁRQUEZ, 2006). Jedná se o konvekce a difúze jako transportní mechanismy a sorpci jako interakci mechanismů radionuklidů v kapalně a pevné fázi. Difúzi jsme pochopily, jako agregaci disperzních procesů, které jsou typem difúze v matematickém smyslu, tj. vyplývající z náhodného pohybu (Brownův pohyb, einsteinovské difúze), (BOSSEW a KIRCHNER, 2003).

V praxi se používá metoda konvekční-disperzní rovnice (CDE). V CDE je transport rozpuštěné látky popsán dvěma mechanismy: Za prvé konvekční, který je dán prosakující vodou (tím se vyznačují střední póry) a rychlostí vody (v_w). Za druhé, hydrodynamická disperze, tj. molekulární difúze a mechanická disperze způsobená prostorovou variací (VW). Koeficient disperze (D_w) souvisí s (VW) podélnou dispersivitou ($\alpha = D_w / v_w$). Vzhledem k tomu je radionuklid silně sorbován na půdní částice (SCHIMMACK a MARQUEZ, 2006).

Transfer radionuklidů je ovlivňován zejména daným půdním typem, který závisí na seskupování půdní textury, obsahu organické půdní hmoty, charakteru, tvaru a velikosti půdních částic, nasycenost půdních pórů vodou a složení půdního roztoku (GIL-GARCI et al., 2008).

Distribuci radionuklidů v půdě, můžeme studovat také pomocí velikosti částic frakcí (SPEZZANO, 2005). V tomto případě, se vzorky půdy homogenizují a různé velikosti částic frakcí jsou odděleny fyzikálními postupy (LIVENS a BAXTER, 1988), jako je prosévání a usazování. Obvykle musí být hloubka vzorku dostatečně velká, aby se shromáždily všechny umělé radionuklidy uložené v půdě za účelem stanovení celkového množství depozice v oblasti. Pro takové studie, musí být brány v potaz tři velikostní frakce: frakce písek velikosti ($> 63 \mu\text{m}$), frakce bahno velikosti ($2-63 \mu\text{m}$), a frakce jílu velikosti (menší než $2 \mu\text{m}$). V práci Spezzana (SPEZZANO, 2005), bylo studováno sedm typů půd ze stejné oblasti (jezero Viverone v jihozápadní Itálii). Byly stanoveny, fyzikální a chemické vlastnosti různých půd s cílem posoudit různé chování ^{137}Cs z globálního spadu a ^{137}Cs z havárie v Černobylu.

V neposlední řadě se dalším výzkumem prokázalo, že například na transfer radiocesiumu mají vliv i další faktory související s iontovou výměnou mezi přirozenými prvky a výše zmíněným radiocesiumem například: obsah organické hmoty a zejména

slídové minerály hrají důležitou roli při určování osudu ^{137}Cs ve vodním a suchozemském prostředí. Především sorpce na skupinu jílových minerálů illitů (SPEZZANO, 2005).

Radionuklidy s dlouhým poločasem přeměny lze snadno studovat v oblastech, kde nedávno nedošlo k nějaké jaderné havárii. V úvahu se berou dva odlišné původy radionuklidů s dlouhým poločasem přeměny. Za prvé, umělé, transuranové prvky (izotopy plutonia) a dlouhověké štěpné produkty (^{137}Cs , ^{90}Sr). V obou případech je přítomnost těchto radionuklidů v životním prostředí důsledkem testování jaderných zbraní a z jaderného průmyslu. Další, přírodní radionuklidy jsou radionuklidy patřící do třech přírodních přeměnových řad (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), ^{40}K a kosmogenní radioizotopy (^3H , ^7Be , ^{14}C). V případě přírodní přeměnové řady, mohou být radioelementy obsaženy uvnitř krystalů oxidu křemičitého v půdě. Studie chování radionuklidů byla rozdělena do čtyř částí. Za prvé, frakcionace radionuklidů v půdách se posuzuje podle frakce půdy (půdního roztoku, organické hmoty, atd) spojený s radionuklidy. Za druhé, migrace radionuklidů podél půdního profilu. Za třetí, role mikroorganismů (PÖSCHL a NOLLET, 2006).

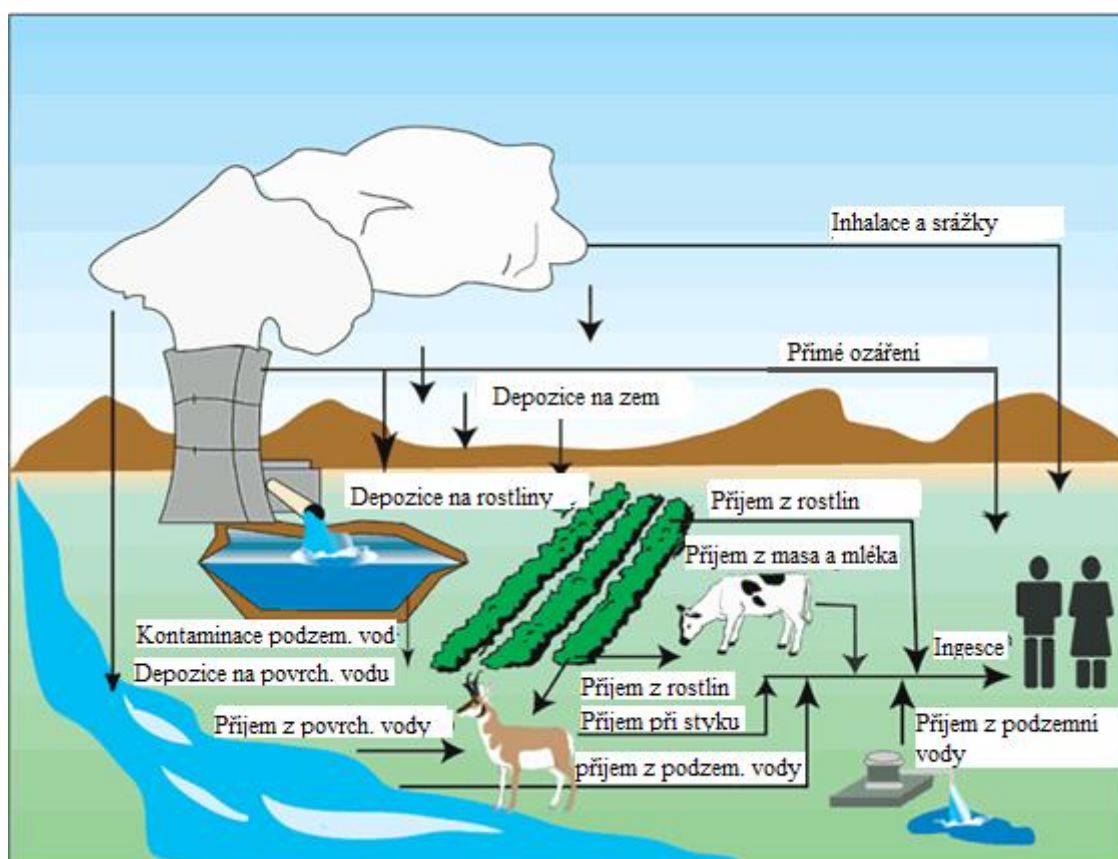
Vlastnosti ovlivňující chování radionuklidů v půdě jsou převážně chemické vlastnosti radioaktivních prvků a vlastnosti půdy, včetně minerálního složení, obsahu organické hmoty, a chemické reakce (KOCH-STEINDL a PRÖHL, 2001). Dalšími faktory ovlivňující chování radionuklidů v půdě jsou množství dešťových srážek, teplota a hospodaření s půdou. Nakonec i hodnota pH je důležitý parametr řízení kinetiky prvků v půdě a následně kinetiky radionuklidů. Aby bylo možné pochopit mobilitu radionuklidů v půdě, je důležité studovat anorganické a organické složení půd. Přítomnost anorganických látek (jílové minerály, oxidy), které mohou způsobit procesy, sorpce na komplex. Na druhou stranu, mohou zvýšit biologickou aktivitu radioaktivních prvků a jejich mobilitu.

Radionuklidy mohou být absorbovány některými minerálními frakcemi půdy (bahno a jílové frakce). Hlavními minerály v těchto frakcích jsou smektit, illit, vermikulit, chlorit, alofán a imogolit. Další podíl do procesu absorpce mají oxidy a hydroxidy hliníku, oxidu křemičitého, železa a manganu. Půdy s vysokým obsahem illitu, smektitu, vermikulitu, slídy nebo frakcí jílu mohou absorbovat velké množství kationtů v důsledku jejich vnitřního záporného náboje (KOCH-STEINDL a PRÖHL,

2001). Na druhou stranu, anionty hliníku a oxidů železa mohou být absorbovány při hodnotách pH v rozmezí od 8 do 9. Ve vodě rozpustné aniontové sloučeniny, jako jsou fosfáty, seleničitany, molybdenany a arzeničnany mohou být absorbovány do formy stabilních komplexů výměnou ligandů s hliníkem a oxidy železa. Přítomnost organických látek snižuje absorpci aniontů.

Organická hmota je velmi heterogenní a skládá se z organických kyselin, lipidů, ligninu a fulvo a huminových kyselin. Počet interakcí a reakcí radionuklidů s organickými látkami je vysoká. Tyto procesy jsou ovlivněny podle hodnoty pH a koncentrace kationtu v půdě.

Dynamika půdní vody stejně jako struktura a textura půdy, mají přímý dopad na speciaci radionuklidů. Chemicky nezměněné látky mohou být zčásti převedeny do vodního toku, zatímco pomalá infiltrace podporuje interakci s matricí půdy a půdním roztokem (PÖSCHL a NOLLET, 2006).



Obrázek č. 3. Transfer radionuklidů v životním prostředí (gsseser.com, 2015).

8 AKTUÁLNÍ STAV KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY

Černobylská havárie způsobila velký regionální únik radionuklidů do atmosféry a následnou radioaktivní kontaminaci životního prostředí. Mnoho evropských zemí bylo zasaženo touto radioaktivní kontaminací. Mezi nejvíce postižené státy patřily tři bývalé republiky Sovětského svazu, nyní Bělorusko, Ruská federace a Ukrajina. Depozice radionuklidů se částečně a postupně vyzářila nebo rozložila mezi prostředí-atmosférické, vodní, pozemní a městské. Velké množství vypuštěného radioaktivního materiálu obsahovalo izotopy s krátkým poločasem přeměny a ty s dlouhým poločasem přeměny byly uvolněny jen v menším množství. To vedlo k vyzáření velkého množství radioaktivních izotopů hned při nehodě. Únik radioaktivního jódu okamžitě po nehodě vyvolal znepokojení. Vzhledem k mimořádné situaci a krátkému poločasu přeměny ^{131}I , bylo provedeno několik měření prostorového rozložení spadu radioaktivního jódu (což je důležité k určení dávky pro štítnou žlázu). Současné měření ^{129}I může pomoci při odhadování depozice ^{131}I a tím přesnější rekonstrukci pro výpočet dávky pro štítnou žlázu. Po uplynutí počáteční doby se stal nejdůležitějším radioaktivním izotopem z pohledu nejen radiologického ^{137}Cs a o něco méně ^{90}Sr . Dalším důležitým radionuklidem se stalo také ^{134}Cs , ale jen pro první roky. Z dlouhodobějšího hlediska (stovky až tisíce let), se můžeme zajímat pouze o izotopy plutonia a ^{241}Am . Celkový únik radioaktivních látek byl asi 14 EBq (ze dne 26. dubna 1986), který obsahoval 1,8 EBq ^{131}I , 0,085 EBq ^{137}Cs a dalších radioizotopů cesia, 0,01 EBq ^{90}Sr a 0,003 EBq radioizotopů plutonia. Vzácné plyny přispěli asi 50% z celkového množství uvolněné radioaktivity. Nehodou byly ovlivněny i velké části Evropy. Oblast více než 200000 km² v Evropě byla kontaminována cesiem (nad 0,04 MBq $^{137}\text{Cs}\cdot\text{m}^{-2}$), z nichž 71% bylo ve třech nejvíce postižených zemích (Bělorusko, Rusko a Ukrajina). Depozice byla velmi různorodá, zejména byla silně ovlivněna deštěm, který v místě průchodu radioaktivního mraku strhával radioaktivní látky na zemský povrch. Mapování spadu ^{137}Cs bylo zvoleno kvůli jeho snadnému změření a jeho radiologickému významu. Převážné množství radioizotopů stroncia a plutonia kontaminovaly prostředí v blízkosti (méně než 100 km) od reaktoru, neboť jsou obsaženy ve větších částicích. V počátečním období, dominovala depozice mnoha různých radionuklidů a zájem zejména o jejich odstranění ze zemědělské půdy, odstranění kontaminovaných rostlin a tím zamezení příjmu živočichům, pro které byly určeny. Uvolnění radioaktivního izotopu jódu způsobil největší obavy, ale problém byl omezen na první dva měsíce,

vzhledem ke krátkému poločasu přeměny (osm dní) nejdůležitějšího izotopu jódu ^{131}I . Radiojód se poměrně rychle dostal do mléka, což v Bělorusku, Ruské federaci a Ukrajině vedlo k významným dávkám štítné žlázy pro ty, které mléko konzumují, zejména tedy dětem. Ve zbytku Evropy se následky nehody lišily. Zvýšené hladiny radioaktivního jódu v mléce byly pozorovány v některých kontaminovaných jižních oblastech, kde se mléčná zvířata chovala venku. Radionuklidy byly obsaženy v různých druzích plodin (zejména v listové zelenině) v různé míře v závislosti na úrovni depozice a stadiu vegetačního období. Přímá depozice na povrch rostlin byla problémem první dva měsíce. Po počáteční fázi přímé depozice, se stal významný příjem radionuklidů přes kořenový systém rostlin z půdy, který vykazoval silnou časovou závislost. Radioizotopy cesia ^{137}Cs (a ^{134}Cs) byly nuklidy, které vedly k největším problémům, a po přeměně izotopu ^{134}Cs , zůstává a působí nadále ^{137}Cs značné problémy v zasažených oblastech. Kromě toho, ^{90}Sr způsobuje problémy v blízké oblasti reaktoru, ale na delší vzdálenosti bylo množství spadu příliš nízké, než aby se mu přisuzoval vysoký radiologický význam. Další radionuklidy, jako jsou například izotopy plutonia a ^{241}Am , byly přítomny ve velmi malém množství nebo nebyly k dispozici pro příjem kořenovým systémem rostlin, a proto nezpůsobily závažné problémy v zemědělství. Obecně platí, že počáteční přenos radionuklidů do vegetace a zvířete byl postupně snížen, to se dalo očekávat vzhledem k povětrnostním vlivům, fyzikální přeměně, migrací radionuklidů půdním profilem a snížení biologické dostupnosti radionuklidů v půdě. Zejména v kontaminovaných intenzivně obdělávaných zemědělských systémech v bývalém sovětském svazu, došlo k podstatnému snížení přenosu ^{137}Cs do rostlin a živočichů, a to zejména v prvních několika letech. Nicméně, v posledních deseti letech došlo ještě k dalšímu zřetelnému poklesu a dlouhodobý efektivní poločas bylo obtížné přesně vyčíslit. Koncentrace radioaktivního cesia v potravinách po počáteční fázi byla ovlivněna nejen úrovní usazování, ale i typy půdy, postupy řízení a typy ekosystémů. Hlavní a přetrvávající problémy v postižených oblastech se vyskytují v rozsáhlých zemědělských systémech s vysokým obsahem organických látek v půdách a tam, kde se zvířata pasou na neupravených pastvinách, které nejsou orané ani hnojené. ^{137}Cs se nejdéle vyskytuje v mase, mléce a v menší míře v zelenině, zůstává nejdůležitějším a nejsledovanějším radioizotopem, který přispívá k interním dávkám ozáření. Vzhledem ke koncentraci ^{137}Cs v rostlinných i živočišných potravinách, byl jeho pokles v průběhu uplynulého desetiletí velmi pomalý na 3-7% . Pro příští desetiletí bude i nadále dávka

z ozáření ^{137}Cs dominovat. Dávka z ozáření ostatních radionuklidů s dlouhodobým poločasem přeměny jako ^{90}Sr , izotopy plutonia a ^{241}Am , nebude pro lidský organismus nijak významná (IAEA, 2006).

Tabulka č. 2. Evropské země kontaminované po havárii v Černobyli (Saenko et al., 2011).

Oblasti s rozsáhlou depozicí ^{137}Cs (na km^2)				
	37-185 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	185-555 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	555-1480 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	> 1480 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$
Ruská federace	49800	5700	2100	300
Bělorusko	29900	10200	4200	2200
Ukrajina	37200	3200	900	600
Švédsko	12000	-	-	-
Finsko	11500	-	-	-
Rakousko	8600	-	-	-
Norsko	5200	-	-	-
Bulharsko	4800	-	-	-
Švýcarsko	1300	-	-	-
Řecko	1200	-	-	-
Slovinsko	300	-	-	-
Itálie	300	-	-	-
Moldavská republika	60	-	-	-

Tabulka č. 3. Izotopové složení vzorků půdy ve vzdálenosti 3 km od zničeného reaktoru (Kortov a Ustyantsev, 2012).

Radionuklidy	Aktivita A_t Bq/kg
$^{141}\text{Ce}_{58}$	0.45×10^5
$^{131}\text{I}_{53}$	0.43×10^2
$^{103}\text{Pu}_{44}$	0.52×10^5

$^{106}\text{Ru}_{44}$	0.57×10^5
$^{134}\text{Cs}_{55}$	0.7×10^4
$^{137}\text{Cs}_{55}$	0.15×10^5
$^{95}\text{Zr}_{40}$	0.13×10^6
$^{140}\text{Ba}_{56}$	0.17×10^4
$^{144}\text{Ce}_{58}$	0.19×10^6
$^{103\text{m}}\text{Rh}_{45}$	0.52×10^5
$^{144}\text{Pr}_{59}$	0.19×10^6
$^{140}\text{La}_{57}$	0.19×10^4
$^{95}\text{Nb}_{41}$	0.22×10^6
Celkem, A_T	0.10×10^7

V době nehody byl nad místem uvolnění dominantní vysoký tlak se silnou inverzí asi okolo 400 až 500 m. Pod touto vrstvou převládal poměrně slabý proud vzduchu foukající směrem ke střední Evropě. Částice a plynné látky pak byly transportovány k Polsku a k severským zemím.

Radioaktivní materiál z Černobylu byl transportován větrem po celé Evropě v průběhu 10 dnů. Po 26. dubnu byl podíl velkých částic v oblaku mnohem menší než v počátečních fázích nehody. Nicméně částice $> 20 \mu\text{m}$ v aerodynamickém průměru, byly nalezeny také v Maďarsku, Rumunsku, Bulharsku a Řecku. Trajektorie analýzy ukazují, že tyto země byly zasaženy v pozdějším období nehody (PÖLLÄNEN et al., 1997).

Vzhledem k velké vzdálenosti od místa havárie byla však v Evropě kontaminace zemského povrchu i ozáření obyvatelstva mnohem menší než na území bývalého Sovětského svazu. Zamoření bylo měřeno ve všech Evropských zemích a z něj byly odhadovány dávky zevního a vnitřního ozáření. Výsledky se většinou uvádějí jako průměrná ekvivalentní dávka za první rok po havárii, protože v tomto období bylo ozáření největší. V České republice při systematickém sledování vlivu jaderné elektrárny Dukovany na okolí elektrárny se vliv Černobylské havárie projevil např. zvýšeným obsahem ^{134}Cs a ^{137}Cs v horní vrstvě půdy a v mase ryb s nádrží Mohelno a Dalešice. Zatímco v mase ryb aktivita v následujících letech rychle klesala v důsledku krátkých efektivních poločasů izotopů cesia, v půdě je pokles aktivity pomalejší,

protože izotopy cesia jsou v půdě silně zadržovány a jejich uvolňování do jiných složek životního prostředí je pomalé. S delším odstupem po havárii zůstává v půdě pouze ^{137}Cs , které se může potravinovým řetězcem dostat do lidského organismu. Od doby havárie se radioaktivita většiny potravin rychle zmenšovala a v roce 1991 již byla na úrovni detekčního limitu měřících aparatur. Bylo však i několik výjimek (jelení maso, borůvky, hřibovité houby), které však byly s ohledem na běžné stravovací návyky bezvýznamné (HÁLA, 1998).

V důsledku havárie černobylské jaderné elektrárny v roce 1986, bylo poměrně velké množství ^{137}Cs v oblastech jižního Polska. V některých oblastech anomálie, bylo zjištěno více než 100 krát vyšší aktivity ^{137}Cs , ve srovnání s nejnižšími hodnotami registrovaných v Polsku. V současné době je ^{137}Cs stále přítomno v lesích a pustinách. Ke 2. dubnu 2013 koncentrace aktivity ^{137}Cs v půdě na testované oblasti byla 0,34 až 67,5 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. Pro srovnání koncentrace ^{137}Cs 1. června 1986 brzy po spadu, byla od 2,08 do více než 125 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. Maximální koncentrace specifických aktivit ^{137}Cs ve vzorku mechu a lišejníku pro testování byly v roce 2010, 1234 a 959 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Bylo také prokázáno, že změny v aktivitě ^{137}Cs v oblasti zvýšené depozice jsou především důsledkem radioaktivní přeměny tohoto radionuklidu (WROBEL et al., 2015).

Průměrné roční koncentrace radionuklidů ve vzduchu a celková mokrá i suchá depozice na půdě ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu a $^{239,240}\text{Pu}$ se snížila v jižním Německu (Neuherberg) v období od července 1986 tedy po skončení počáteční fáze depozice z Černobyli, až po 1998 na hodnoty: ^{90}Sr 0,77 až 0,05 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, a z 0,82 (1988) na 0,28 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$; ^{137}Cs z 133 na 2,8 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, a ze 116 na 3,8 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$; ^{238}Pu z 0,95 na 0,063 $\text{nBq}\cdot\text{m}^{-3}$ a z 1,0 na 0,23 $\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$; $^{239,240}\text{Pu}$ z 8,1 na 0,53 $\text{nBq}\cdot\text{m}^{-3}$ a z 6,4 na 2,1 $\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$ (ROSNER a WINKLER, 2001).

Hodnoty depozitovaného cesia pocházejícího z černobylské havárie byly naměřeny v Itálii v rozsahu $16 \pm 10 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ^{137}Cs a $8,0 \pm 5,0 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ^{134}Cs (korigované na rozpad do května 1986). Tyto hodnoty byly v souladu s hodnotami 11,0-17,5 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ^{137}Cs a 6,4-8,9 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ^{134}Cs , které byly naměřeny v květnu 1986 v Ústavu jaderného střediska Saluggia, Vercelli, Itálie (SPEZZANO a GIACOMELLI, 1990).

Byla zjištěna souvislost mezi velikostí částic půdy a obsahu radioaktivního cesia, se zvýšenou koncentrací v jemnější velikostní frakci. Výsledky prezentované v tomto dokumentu ukazují, že alespoň v půdách v rámci této studie, distribuce velikosti částic

^{137}Cs se od černobylské havárie stále liší i osm let po depozici ^{137}Cs uloženého z testů jaderných zbraní, které bylo po depozici v půdě po celá desetiletí. Rozdíly mezi typy půd byly poměrně malé. Interakce ^{137}Cs s půdními komponenty je ovlivněna fyzikálně chemickými vlastnostmi půdy. Chování ^{137}Cs pozorovaného ve všech zkoumaných půdách naznačuje, že toto chování nezáviselo na postupu obhospodařování půdy a pravděpodobně souvisí pouze s přítomností jílových minerálů v půdě. Nicméně, výzkum o vlivu využívání půdy a dalších procesů vyvolávajících zásadní změny v chemii půdy by bylo vhodné při posouzení míry přenosu z hrubšího podílu půdy na jemnější (SPEZZANO, 2005).

Radioaktivní částice z Černobylu byly nalezeny nejméně v 15 zemích Evropy (obrázek č. 4). Částice byly nalezeny ve vzduchových filtrech, nebo byly získány z různých povrchů (země, listí, mech, jehličí, oděvy, atd.). Způsob, čas a místo odběru vzorků má rozhodující vliv na zjistitelnost vlastností částic. Nejvýraznějším zjištěním u částic bylo extrémní shlukování a řídkost vzorkování. Částice byly systematicky shromažďovány jen v několika málo místech, ne přes rozsáhlé oblasti a jen několik set radioaktivních částic bylo uvedeno v literatuře. Za pomoci použití GM trubic a beta čítače, izolovalo několik týmů výzkumníků jednotlivé částice adsorbované k povrchu. Práh detekce, pokud jde o aktivitu, může být velký např. 50 Bq (OSUCH et al., 1989) a 50 až 100 Bq (MANDJOUKOV et al., 1992). Odběr vzorků se obvykle provádí několik týdnů či dokonce let po depozici. K odběru vzorků byly také použity „narázové tělesa“, ale bohužel, v místech nacházejících se ve větší vzdálenosti od Černobylu a příliš pozdě na to, aby odhalily velké částice. Vlastnosti částic, které mohou být detekovány, závisí na způsobu analýzy. Alfa, beta a gama-spektrometry jsou široce používány pro identifikaci radionuklidů. Z celkové beta (a alfa) činnosti jednotlivých částic se někdy analyzují autoradiograficky nebo jinými emulzními technikami. Vizualní identifikace se provádí pomocí elektronových mikroskopů, přičemž základní složení je studováno za použití rentgenové difrakční analýzy, aktivace nebo chemických postupů. Postup odběru vzorků částic, příprava a analýza je tak zdlouhavá, že ve většině případů byly analyzovány částice několik měsíců po odběru vzorků, což vylučuje detekci krátkodobých radionuklidů. Rozsáhlá depozice je prostorově heterogenní, tedy územní rozložení radionuklidů jako ^{95}Zr , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{134}Cs a ^{137}Cs se velmi liší (PÖLLÄNEN et al., 1997).



Obrázek č. 4. Označení lokalit, kde byly zjištěny a hlášeny radioaktivní částice (PÖLLÄNEN et al., 1997).

Na několika místech byly nalezeny palivové částice, jejichž přítomnost byla potvrzena obsahem netěkavých prvků jako Ce a Zr. Byly také identifikovány menší nehomogenity se zvýšeným množstvím radioaktivního materiálu (LUOKKANEN et al., 1988). Tyto "hot spots" (horké skvrny), měly i několik kilometrů v průměru. V Litvě bylo zjištěno malé množství těchto horkých skvrn (několik desítek metrů čtverečních v prostoru) na zemi (LUJANAS et al., 1994). V Polsku byly tyto horké skvrny identifikovány také a dosahovaly průměru 30 cm (BRODA, 1987).

Malé částice obvykle obsahují těkavé látky, jako je jód a cesium. Většina velkých částic, často označované jako "horké částice", mají složení podobné částicím z jaderného paliva, nicméně jsou často přeměněny na těkavé prvky. Typické aktivity částic uranu nalezené na půdách ve Finsku byly 100 Bq (SAARINEN et al., 1989), a v Polsku 1000 Bq (OSUCH a kol., 1989). Poblíž kořenového systému rostlin může aktivita dosáhnout > 1 MBq (SALBU et al., 1994). Velké částice jaderného paliva byly identifikovány jako hlavní zdroj aktivity deponovaných částic k celkové aktivitě v okruhu do 60 km od elektrárny. Identifikované částice v oblasti do 10 km od

elektrárny jsou z > 95% připisovány palivu a < 3% kondenzovaným částicím (SALBU et al., 1994).

Rovněž byly nalezeny, téměř monoelementární ruthinio/rhodiové částice, které jsou často označovány jako "bílé inkluze" (SCHUBERT et al., 1987). Některé z částic obsahující převážně Ru byly nalezeny i v průměru > 10 µm. Neaktivnější Ru částice byly nalezeny na půdách ve Švédsku, jejich aktivita dosahovala hodnoty 49 kBq (KEREKES et al., 1991), v Polsku 30,8 kBq (BRODA, 1987) a v Řecku 43 kBq (KRITIDIS et al., 1988). Místní distribuce částic Ru nalezených v Polsku se liší od U částic, což naznačuje, že buď hodnoty těchto typů částic nebyly zveřejněny, nebo jejich transportní vlastnosti v atmosféře byly odlišné (OSUCH et al., 1989). Poměr U částic k Ru částicím byl až 7:1 do 50 km od černobylské elektrárny (LIKHTARIOV et al., 1995). V Polsku to bylo 4:3 (OSUCH et al., 1989), nebo 1:1 (BRODA, 1987). V Řecku byl tento poměr 4:3 (KRITIDIS et al., 1988). Nicméně, různé detekční limity, mohou ovlivnit počet zaznamenaných částic a tím i jejich skutečný poměr. Nejčastěji nalezené částice transportované na velké vzdálenosti (> 500 km) od elektrárny měly v průměru < 1 µm, byly však nalezeny i hrubé částice, které měly v průměru desítky mikrometrů a obsahovaly i neradioaktivní materiál. Pokud chceme porovnat výpočty pro vzdálenost transportu částic s nálezy v životním prostředí, musí být známa velikost částic, bohužel velikosti deponovaných částic jsou dokumentovány jen v několika málo případech (PÖLLÄNEN et al., 1997).

Přítomnost radionuklidů ^{137}Cs a $^{239,240}\text{Pu}$ byly zjištěny a naměřeny ve vertikálních profilech v půdě a odebrané ze dvou míst v jižním Švédsku a třech míst v jižním Polsku. Většina aktivity ^{137}Cs byla nalezena v horních vrstvách půdy 15-20 cm pod povrchem na všech místech kromě centra rašeliniště v místě Bór Za Lasem. Tato zjištění jsou v souladu s předchozími výsledky, které prokazují, že ^{137}Cs se obvykle nepřeneso do hloubky více jak 40 cm. Například z vertikálního migračního vzorce ^{137}Cs ve čtyřech zemědělských půdách v jižní Chile vyplynulo, že přibližně 90% aplikovaného Cs bylo zachováno ve vrchních 40 cm zeminy a až 100% se nachází v horních 10 cm (SCHULLER et al., 1997). Nejvyšší aktivita ^{137}Cs a jeho zásoby, uvedené v této studii, byly naměřeny v Hille (5,28 Bq.g⁻¹; 11,14 Bq.cm⁻²), Skogvallen (2,51 Bq.g⁻¹; 3,15 Bq.cm⁻²), Tulowice (1,054 Bq.g⁻¹; 1,08 Bq.cm⁻²), Bór ZA Lasem (0,459 Bq.g⁻¹; 0,177 Bq.cm⁻²), a Łazy (0,069 Bq.g⁻¹; 0,123 Bq.cm⁻²). Aktivity ^{137}Cs v půdních profilech

v Hille, Skogsvallen a Tulowice jsou extrémně vysoké ve srovnání s hodnotami naměřenými v Severní Americe, která má podobnou zeměpisnou šířku a shodné množství srážek, kde byly aktivity naměřeny okolo $0,05-0,1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ v povrchových půdách (RITCHIE a MCHENRY, 1990) a celková depozice ^{137}Cs je menší, než ve většině zemích severní Evropy. To znamená, že tyto aktivity ^{137}Cs jsou mnohem vyšší, než by se dalo očekávat od samotné stratosférické radioaktivní depozice, a že černobylské ^{137}Cs je přítomno ve všech vzorcích s výjimkou lokalit Łazy a Bór Za Lasem. Zásoby ^{137}Cs a $^{239,240}\text{Pu}$ v půdách na 5 sledovaných lokalitách jsou také v souladu s předchozími poznatky a to, že radioaktivní depozice z Černobylu byla větší u odběrových míst ve Švédsku, než u těch v jižním Polsku. Site Hille ve Švédsku bylo v blízkosti známého Gävle hot-spot, zatímco ukládání ^{137}Cs v Polsku je velmi variabilní (MATISOFF et al., 2011).

Areál kontaminace, hloubka distribuce radionuklidů v půdě a transportní mechanismy půda-rostliny byly stanoveny pro ^{137}Cs a ^{90}Sr ve čtyřech rakouských pastvinách. Dvě z nich jsou intenzivně využívány jako nížinné pastviny v nadmořské výšce asi 500 m, a další dvě jsou alpské pastviny s nadmořskou výškou 1600 a 1300 metrů. U těchto dvou alpských pastvin je rychlost vertikální migrace v půdě pomalejší a transfer radionuklidů z půdy do rostlin je značně vyšší než u pastvin v nížinách (u obou radionuklidů). Mezi ^{137}Cs a ^{90}Sr existuje silná pozitivní korelace transferu radionuklidů z půdy do rostlin, což naznačuje, že některé z parametrů typické pro alpské prostředí má podobný efekt na rostliny přijímající radionuklidy z depozice radionuklidů na půdu. Například nízká biologická aktivita v půdě a krátké vegetační období (GASTBERGER et al., 2000).

V tabulce č. 4 jsou uvedeny hodnoty radionuklidů ^{137}Cs a ^{90}Sr v odběrových místech čtyř pastvin. Hodnoty v rozmezí $30-68 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, a $1,0$ až $2,4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ pro ^{137}Cs a ^{90}Sr . Kontaminace ^{137}Cs na těchto místech je výrazně vyšší než průměrná kontaminace rakouských půd ^{137}Cs , která byla $21 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$. Hloubka distribuce ukazuje, že hlášené hodnoty do určité míry podceňují skutečnou plošnou kontaminaci ^{90}Sr v Postalm, Ursprung a Zinkenbach vzhledem k tomu, že ^{90}Sr je částečně transportováno do hlubších vrstev půdy, což není případ pro ^{137}Cs . Na alpských pastvinách, je plošná kontaminace obou nuklidů přibližně heterogenní, to je způsobeno především hydrologickými procesy, které mají rozhodující vliv na rozložení radionuklidů

v alpských ekosystémech. Ve spolkové zemi Salcbursko pochází hlavní část kontaminace ^{137}Cs z černobylské havárie a jen 2-3 $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ pochází z atmosférických zkoušek jaderných zbraní. Na druhou stranu, většina množství depozice ^{90}Sr pochází z testování jaderných zbraní. Příčinou je také relativně malé množstvím ^{90}Sr vypuštěné do atmosféry následkem černobylské havárie a jeho přítomnost v radioaktivním mraku, který měl za následek transfer radionuklidů na velké vzdálenosti (GASTBERGER et al., 2000). V Mnichově, což je poměrně blízko Salzburgu, byl dne 1. května 1986 naměřen ve vzduchu poměr ^{137}Cs ku ^{90}Sr v hodnotě 10:1 (UNSCEAR, 1988).

Tabulka č. 4 Kontaminovaný areál čtyř pastvin radionuklidy ^{137}Cs a ^{90}Sr ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$),
^a počítáno pro hloubku půdy 0-20 cm, zahrnující stelivo, rostlinný základ a kořeny,
^b počítáno pro hloubku půdy 0-30 cm, < L_d : hodnota je pod detekčním limitem),
(GASTBERGER et al., 2000).

Pastvina	Stanoviště	Materiál	^{137}Cs	^{90}Sr
Nassfeld	I	Stelivo, rostlinný základ	4700	80
		Kořeny	2760	35
		Půda (0-20 cm)	43,58	1660
	II	Stelivo, rostlinný základ	5060	87
		Kořeny	960	13
		Půda (0-20 cm)	24,41	900
	III	Stelivo, rostlinný základ	3790	63
		Kořeny	2180	26
		Půda (0-20 cm)	32,49	1200
	IV	Stelivo, rostlinný základ	2660	72
		Kořeny	47,26	850
		Půda (0-20 cm)	56,18	1780
Postalm ^a	I		56,18	1780
	II		48,84	2360
	III/1		40,55	1140
	III/2		39,09	730
	IV		68,31	1890
Ursprung	I	Stelivo, rostlinný základ	< L_d	< L_d

		Kořeny	4	1
		Půda (0-30 cm)	39,45	1710
	II	Stelivo, rostlinný základ	< L _d	< L _d
		Kořeny	13	4
		Půda (0-30 cm)	41,68	1740
	III	Stelivo, rostlinný základ	< L _d	< L _d
		Kořeny	11	2
		Půda (0-30 cm)	46,98	1590
Zinkenbach ^b	I		42,49	1690
	II		42,22	1770
	III		42,99	1970

9 DOPAD RADIOKONTAMINACE ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ NA ČLOVĚKA

Zdravotní účinky jsou závislé na počtu uvolněných částicích a jejich vlastností. Velikost částic a aktivita jsou dominantním faktorem ovlivňujícím radiační nebezpečí. Odhady rizika jsou obvykle prováděny pro inhalační částice beta-emitující, které jsou menší než několik mikrometrů, zatímco účinky velkých částic jsou zanedbávány. Například, překročení dovolených limitů může být dosaženo v poměrně krátkém čase, pokud jsou velké a vysoce radioaktivní částice naneseny na kůži. Za velké částice se považují ty, které dosahují aerodynamického průměru, > 20 μm. Gravitační usazování a turbulentní disperze jsou hlavní mechanismy suché depozice, zatímco malé částice s aerodynamickým průměrem <1 μm jsou uloženy především v důsledku turbulentního míchání a Brownovou difúzí. Dálkový přenos velkých částic závisí na povětrnostních podmínkách, vlastnostech částic a výškou efektivního uvolňování. Rychlost větru a zejména směr větru určují oblast pravděpodobné depozice radioaktivních částic. Rychlost sedimentace je závislá na velikosti částic, tvaru a hustotě. Účinná výška vydání kromě rychlosti sedimentace a vertikálního proudění vzduchu určují časový rozdíl mezi uvolněním a ukládáním na zemi. Během této doby jsou částice dopravovány větrem do vzdálenosti stanovené rychlostí větru. Při černobylské havárii většina částicového materiálu byla uložena do 20 km od elektrárny, ale asi jedna třetina byla transportována i tisíce kilometrů od místa havárie (PÖLLÄNEN et al., 1997).

Pole gama záření určovaly zejména emise krátkodobých radionuklidů. Směs radionuklidů se v různých místech značně lišil, nejen složením, ale i aktivitou radionuklidů. To byl hlavní faktor při určování vnější expozice obyvatelstvu v časném období po nehodě. Dalším důležitým parametrem v období po nehodě, je závislost lokalizačních faktorů na čase, vzhledem k relativně rychlým migračním procesům radionuklidů v průběhu tohoto období. Míra dávky, i přes různorodost městských ploch, způsobená zářením gama z ^{137}Cs poklesla v prvních letech s exponenciálním poločasem jednoho až dvou let. V pěti až sedmi letech po depozici, se změna dávky s časem ustálila, to bylo v důsledku přeměny krátkodobých radionuklidů a fixaci cesia v půdním sloupci. Podle měření a hodnocení v rámci prvního roku po nehodě, vnější dávkování pokleslo o faktor přibližně 30 a to především v důsledku radioaktivní přeměny krátkodobých radionuklidů. Během následujícího desetiletí se vnější dávka snížila kvůli radioaktivní přeměně ^{134}Cs a ^{137}Cs a migraci cesia do půdy. Po delším časovém období, byla vnější dávka způsobena především ^{137}Cs . Z dlouhodobého hlediska se radiocesium ustálí v matrici půdy a to má za následek pomalou migraci cesia do hlubších vrstev půdy, na základě čehož dochází k pomalému poklesu vnějšího dávkového příkonu. Na základě těchto měření se předpokládá, že celková vnější dávka by měla být naakumulována v průběhu prvních 70 roků po havárii, asi 30% z této dávky bylo přijato lidským organismem v průběhu prvního roku a asi 70% během prvních 15 let (IAEA., 2006).

Vyvolání deterministických účinnů (nepříznivých tkáňových reakcí) je obecně charakterizováno prahovou dávkou. Důvodem pro existenci prahu je okolnost, že kritická buněčná populace v dané tkáni musí doznat poškození (vážné funkční selhání nebo smrt), a to se následně projeví příslušným klinickým obrazem. Nad prahovou dávkou závažnost poškození včetně narušené schopnosti k zotavení tkáně stoupá s dávkou (ICPR, 2007).

Dalším z účinnů záření je vyvolání stochastických účinnů. V případě rakoviny jsou to epidemiologické a experimentální studie, které přinášejí důkaz o riziku záření, i když s nejistotou při dávkách okolo 100 mSv nebo nižších. V případě dědičných onemocnění neexistuje u člověka žádný přímý důkaz o tomto radiačním riziku, přesto však experimentální studie svědčí přesvědčivě pro zahrnutí takových rizik pro příští generace do systému ochrany. Data o vyvolání nádorů způsobených zářením na buněčné úrovni a

studie na zvířatech nashromážděné po r. 1990 posílily názor, že procesy odezvy v jednotlivé buňce na poškození DNA mají kritický význam pro rozvoj rakoviny po expozici záření. Tyto údaje spolu s pokroky v poznacích o rakovinném procesu obecně vedou k rostoucímu přesvědčení, že podrobné znalosti o odezvě na poškození DNA i jeho opravu a o navození genových/chromosomových mutací mohou významně přispět k posouzení záření vyvolaného vzestupu výskytu nádorů po nízkých dávkách. Nadále neexistuje přímý důkaz, že expozice rodičů záření vede k vzestupu dědičných onemocnění u jejich potomků. Komise však soudí, že je přesvědčivě dokázáno, že záření způsobuje dědičné účinky u experimentálních zvířat (ICPR, 2007).

Vyvolání jiných onemocnění než rakoviny, od r. 1990 se nahromadily důkazy, že výskyt nenádorových onemocnění je v některých ozářených populacích zvýšený. Tato studie posílila statistický důkaz pro asociaci s dávkou – zejména pro choroby srdce, mozkovou mrtvici, onemocnění zažívacího a dýchacího ústrojí (ICPR, 2007).

Dalším z účinků je dopad záření na plod. Nová data potvrzují vnímavost zárodku ke smrtícím účinkům ozáření v preimplantačním období jeho vývoje. Při dávkách pod 100 mGy budou tyto letální účinky velmi vzácné. Pokud jde o navození malformací, posilují nové poznatky názor, že existují vzorce radiosenzitivity in-utero, závislé na časovém období gestačního vývoje s tím, že maximum vnímavosti spadá do období velké organogeneze. Na základě dat od laboratorních zvířat se soudí, že pro navození malformací existuje pravý dávkový práh okolo 100 mGy pro účely praxe komise soudí, že se neočekávají rizika malformací po expozici dávkám in-utero značně pod 100 mGy (ICPR, 2007).

10 POROVNÁNÍ KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÉ PŮDY S DALŠÍMI VÝZNAMNÝMI KONTAMINANTY

10.1 Kontaminace zemědělské půdy ostatními kontaminanty

Ochrana půdy je a měla by být hlavním cílem politiky v oblasti životního prostředí. Půdy jsou konečný, stále vzácnější a neobnovitelný zdroj s různými biologickými, chemickými a fyzikálními vlastnostmi. Ty by měly být chráněny a zachovány, aby se zachovala důležitá ekologická funkce zeminy. Půda je nezbytná pro interakci v oblasti

životního prostředí jako filtr a pufr v systému a proti chemické degradaci (okyselení, těžké kovy, pesticidy a jiné organické znečišťující látky, atd.).

Ke kontaminaci půdy může dojít akumulací těžkých kovů a metaloidů prostřednictvím emisí z rychle se rozvíjející průmyslové oblasti, důlní hlušiny, likvidací kovového odpadu, olovnatého benzínu a barev, hnojení půdy hnojivy, zvířecích hnojiv, odpadních kalů, pesticidů, zavlažováním odpadními vodami, zbytky ze spalování uhlí, únik z petrochemie a atmosférická depozice. Nejčastěji nacházené těžké kovy na znečištěných místech jsou olovo (Pb), chrom (Cr), arsen (As), zinek (Zn), kadmium (Cd), měď (Cu), rtuť (Hg), a nikl (Ni). Půdy jsou hlavním sorbentem pro těžké kovy uvolněné do životního prostředí, podle výše uvedené antropogenní činnosti a na rozdíl od organických kontaminujících látek, které jsou oxidovány na uhlík mikrobiální činností, většina kovů nepodstupuje mikrobiální degradaci a jejich celková koncentrace v půdě přetrvává po dlouhou dobu po jejich kontaminaci. Změny ve svých chemických formách (speciace) a biologická dostupnost jsou však možné. Přítomnost toxických kovů v půdě může výrazně zpomalit biodegradaci organických kontaminantů. Kontaminace zeminy těžkými kovy může představovat rizika a nebezpečí pro člověka a ekosystém prostřednictvím: přímého požití nebo kontaktu s kontaminovanou půdou, přes potravní řetězec (půda-rostlina-člověk nebo půda-rostlina-zvíře-člověk), pití kontaminované vody, snížení jakosti potravin (bezpečnost a prodejnost) až po fytotoxicitu, snížení půdy použitelné pro zemědělskou výrobu způsobující nedostatek potravin a problémy využívání půdy (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Nejzávažnějšími kontaminanty půdy jsou především těžké kovy. S anorganickými a organickými ligandy a oxidačně redukčními reakcemi, a to jak biotickými tak abiotickými, kladou velký význam při kontrole jejich biologickou dostupností, vyplavováním a toxicitou. Tyto reakce jsou ovlivňovány mnoha faktory, jako je pH, povaha sorbentu, přítomnost a koncentrace organických a anorganických ligandů, včetně huminových kyselin a fulvokyselin, kořenových výměšcích, mikrobiálních metabolitů a živin. Dále fyzikální, chemické, biologické a mezifázové interakce na biologickou dostupnost a mobilitu kovů a polokovů v půdě. Zvláštní pozornost je věnována: sorpčním / desorpčním procesům kovů a metaloidů na půdu a z půdy, jejich složkám, srážkám a oxido-redukčním reakcím v roztoku a na ploše půdních složek, jejich chemickou speciací, frakcionací a biologickou dostupností (VIOLANTE et al., 2010).

10.2 Fyzikálně chemické vlastnosti vybraných kontaminantů půdy

Hg

Rtuť patří do stejné skupiny v periodické tabulce prvků jako Zn a Cd. Je to jediný tekutý kov vyskytující se v této formě za normálního tlaku. Rtuť má atomové číslo 80, atomovou hmotnost 200,6, hustotu $13,6 \text{ g.cm}^{-3}$, bod tání $-13,6^\circ \text{ C}$, bod varu 357° C . Je obvykle izolován jako vedlejší produkt při těžbě rud. Rtuť je nejvíce toxická ve svých alkylovaných formách, které jsou rozpustné ve vodě a těkavé ve vzduchu. Tvoří silné komplexy s různými jak anorganickými tak i organickými ligandy, které jsou dobře rozpustné v oxidovaných vodních systémech (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Prvek, jenž je přirozeně uvolňován sopečnou činností respektive z půdy (ovzduší Hg_0). Podstatně více je produkován antropogenní činností. Do ovzduší se dostává spalování fosilních paliv Hg_0 (CH_3Hg^+), zpracováním rud Hg_0 , do vody ze zemědělství aplikací fungicidů a moření osiv (arylmerkuri sloučeniny). Dále elektrochemickými procesy (výroba alkalií) - Hg_0 , Hg_2^{2+} , Hg_2^{2+} , kožedělním průmyslem - Hg_2^{2+} , do půdy se dostává s mikrokomponenty hnojiv - Hg_2^{2+} , fungicidy (organortuťnaté sloučeniny), z okolí skládek - teploměry, výbojky, baterie, - Hg_0 . Z ovzduší $\text{Hg}_0^+ \text{H}_2\text{O}_2 = \text{Hg}_2^{2+}$ strháváním kapek deště do vod a půdy. V sedimentech (půdě, vodě) mikrobiální methylace: $\text{Hg}_2^{2+} = \text{CH}_3\text{Hg}^+$, $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (případně vypaření), ale především vstup do potravního řetězce: plankton - býložravé ryby - dravé ryby - člověk. Kumulace organortuťnatých sloučenin (DMM) v tucích, vazba na SH skupiny v bílkovinách. Toxicita organortuťnatých sloučenin je mnohem větší než anorganických sloučenin.

Dnes je člověk nejvíce vystaven rtuťovým výparům v pracovním prostředí, se zubním amalgámem a také s methyl-rtuťí ve stravě, především v mořských plodech a rybách (SARKAR., 2002).

Pb

Olovo je kov patřící do IV skupiny a 6 periody periodické tabulky s atomovým číslem 82, atomovou hmotností 207,2, hustotou $11,4 \text{ g.cm}^{-3}$, bodem tání $327,4^\circ \text{ C}$, a bodem varu 1725° C . Jedná se o přirozeně se vyskytující, šedomodrý kov obvykle se nachází jako nerost v kombinaci s jinými prvky, jako je například síra (tj, PbS , PbSO_4), nebo kyslík (PbCO_3), pohybuje se v zemské kůře v koncentraci od 10 do 30 mg.kg^{-1} .

Typická průměrná koncentrace Pb pro povrchové zeminy na celém světě je 32 mg.kg^{-1} a pohybuje se v rozmezí od 10 do 67 mg.kg^{-1} . Olovo se řadí na páté místo za Fe, Cu, Al a Zn v průmyslové výrobě kovů (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Znečištění životního prostředí olovem je převážně antropogenní činností. Dříve byly olověné nádoby, vodovodní trubky (Pb^{2+}), nyní převážně olověné akumulátory a především tetraethylolovo (TEL) z automobilového průmyslu (zvyšování oktanového čísla – antidetonační vlastnosti, lubrikanty - mazadla) a jeho rozkladné produkty. Olovo se hromadí v kostech. Toxické je především TEL, způsobuje mentální retardaci. Od roku 2001 zákaz používání TEL – „bezolovnatý benzin“ - náhrada jinými přípravky. Přesto je v životním prostředí stále vysoký obsah Pb. Tráva u silnic obsahuje až 200 mg.kg^{-1} , vody průměrně $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$.

Toxicita a účinky na životní prostředí organoolovnatých sloučenin jsou zvláště pozoruhodné, vzhledem k bývalému rozšíření používání a distribuce tetraethylolova jako přísady do benzínu. I když více než 1000 organoolovnatých sloučenin bylo syntetizováno, ty komerční a toxikologicky významné, jsou do značné míry omezeny na alkyly (methyl a ethyl) sloučeniny olova a jejich soli (např. dimethyl-diethyl-olova, trimethyl-olovo chlorid, a diethyl-olovo dichlorid). Inhalace a požití jsou dvě cesty expozice a účinky jsou u obou stejné. Pb se hromadí v tělesných orgánech (tj. mozku), což může vést k otravě (plumbismu), nebo dokonce k smrti. Gastrointestinální trakt, ledviny, a centrálního nervový systém jsou také ovlivněny přítomností olova. Olovo není podstatným prvkem. Je dobře známo, že je toxické a jeho účinky byly ve větší míře přezkoumány více, než účinky jiných stopových prvků. Otrava olovem, což je tak závažná dávka, aby způsobila zřejmou nemoc, je dnes velmi vzácná. Olovo nemá žádnou známou funkci v lidském těle, po příjmu z potravin, vzduchu nebo vody může jen škodit. Olovo je zvláště nebezpečná chemická látka, která se může hromadit v jednotlivých organismech, ale také v celém potravinovém řetězci. Nejzávažnějším zdrojem vystavení půdním olovem je prostřednictvím přímého požití kontaminované zeminy nebo prachu. Obecně platí, že rostliny neabsorbují ani nehromadí olovo. Nicméně, při testování půd s vysokým obsahem olova je možné, aby některé olovo, bylo přijato. Studie ukázaly, že se olovo jen těžko hromadí v rodících částech zeleniny a plodin ovoce (např. kukuřice, fazole, dýně, rajčata, jahody, a jablka). Větší pravděpodobnost výskytu vyšší koncentrace je v listové zelenině (například salát), a na

povrchu okopanin (například mrkev). Vzhledem k tomu, že rostliny neodebírají velké množství olova z půdy, úroveň olova v půdě je považována pro rostliny za bezpečnou. Obecně platí, že je považováno za bezpečné používání zahradních plodin, pěstované na půdách s celkovou koncentrací olova nižší než 300 ppm. Riziko otravy olovem prostřednictvím potravinového řetězce se zvyšuje, se zvyšující se úrovní olova v půdě nad tuto koncentraci. Dokonce i na úrovni kontaminace zeminy nad 300 ppm, je většina rizik příjmu olova z kontaminované půdy nebo usazeného prachu na rostlinách větší než z příjmu olova obsaženém v rostlině (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Cd

Kadmium je umístěno na konci druhé řady přechodných prvků s atomovým číslem 48, atomovou hmotností 112,4, hustotou $8,65 \text{ g.cm}^{-3}$, bodem tání $320,9 \text{ }^\circ\text{C}$, a bodem varu 765°C . Společně s Hg a Pb, je Cd jeden ze tří jedovatých, velkých, těžkých kovů a není u něj známa žádná biologická funkce v těle. Ve svých sloučeninách se Cd vyskytuje jako dvojmocné Cd (II) iontu. Kadmium je přímo pod Zn v periodické tabulce a má s ním chemickou podobnost, je zásadní stopovým prvkem u rostlin a živočichů. To může odpovídat v části pro toxicitu Cd, protože Zn je nezbytný stopový prvek, jeho nahrazení kadmii může způsobit poruchy metabolických procesů. Nejvýznamnější je používání kadmia u Ni/Cd akumulátorů, jako nabíjecí nebo druhotné zdroje napájení výhodou je vysoký výkon, dlouhá životnost, nízké nároky na údržbu, a vysoká tolerance k fyzikálnímu a elektrickému napětí. Kadmiové povlaky poskytují dobrou odolnost proti korozi, používá se jako povlak na plavidla a jiná vozidla, zejména ve vysoce zátěžových prostředích jako jsou mořský a letecký průmysl. Dále se používá kadmia, jako pigmentu, stabilizátoru pro polyvinylchlorid (PVC), ve slitinách a elektronických sloučeninách. Kadmium je také přítomno jako nečistota v několika produktech, včetně fosfátových hnojiv, detergentů a u rafinérských ropných výrobků. Kromě toho, kyselý déšť a výsledné okyselení půd a povrchových vod zvyšuje geochemickou mobilitu Cd a jako výsledek je jeho koncentrace v povrchových vodách kde způsobuje pokles pH. Kadmium je produkováno jako nevyhnutelný vedlejší produkt při rafinaci Zn a občas olova. Dále se do půdy dostává aplikací zemědělských vstupů, jako jsou hnojiva, pesticidy a pevnými látkami (hnojení odpadními vodami), likvidací průmyslových odpadů nebo ukládáním atmosférických znečišťujících látek, tím se zvyšuje celková koncentrace kadmia v půdě a biologická dostupnost. Kadmium je velmi perzistentní, ale má malé toxikologické vlastnosti, jakmile je absorbováno organismem, zůstává po

mnoho let jeho stanovištěm. Obavy týkající se dávky člověku prostřednictvím zemědělské plodiny vedly k výzkumu možných důsledků uplatňování kalů (na Cd bohaté biomasy), na půdy použité pro pěstování plodin určených pro lidskou spotřebu nebo použití kadmíem obohacené fosfátové hnojiva. Tento výzkum vedl k přiznání práva na nejvyšší dovolenou koncentraci kadmia v potravinářských plodinách. Je známo, že kadmium v těle ovlivňuje několik enzymů. Kadmium způsobuje onemocnění kostí a selhání ledvin. Příjem potravy a kouření tabáku jsou hlavní trasy, kterými Cd vstupuje do těla (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

As

Arsen je metaloid v VA skupině a 4. periody periodické tabulky, který se vyskytuje v celé řadě minerálů, hlavně jako As_2O_3 a může být získán ze zpracování rudy obsahující převážně Cu, Pb, Zn, Ag a Au. Je také přítomný v popelu ze spalování uhlí. V přírodě se poměrně hojně vyskytuje v rudách – arsenopyrit (FeAsS), auripigment (As_2S_3), v půdách jako arseničnany, v mořských živočiších v organické formě jako arsenobetain, arsenocholin. Arsen má následující vlastnosti: atomové číslo 33, atomová hmotnost 75, hustota $5,72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, bod tání $817 \text{ }^\circ\text{C}$, a bod varu $613 \text{ }^\circ\text{C}$ a může být přítomen v několika oxidačních stavech (-III, 0, III, V). V aerobní prostředí je As (V) dominantní formou obvykle arzeničnanu (AsO_4^{3-}). Arzeničnan a další aniontové formy arsenu se chovají jako cheláty a může se vysrážet, jsou-li přítomny kationty kovů. Arzeničnan jako komplex kovů je stabilní pouze za určitých podmínek. Biotransformace (via methylace) arsenu vytváří denaturované deriváty arsinu, jako je například dimethyl-arsen HAS $(\text{CH}_3)_2$ a trimethyl-arsen $(\text{CH}_3)_3$, které jsou vysoce volatilní. Vzhledem k tomu, je arsen často přítomný v aniontové formě, netvoří komplexy s jednoduchými anionty jako je Cl a SO_4^{2-} . Arsen vytváří také organokovové formy, jako jsou methyl-arsen kyselina $(\text{CH}_3)_3\text{AsO}_2\text{H}_2$ a kyseliny dimethyl-arsenové $(\text{CH}_3)_2\text{AsO}_2\text{H}$. Mnoho sloučenin je silně adsorbováno na půdní povrch a jsou tudíž přepravovány pouze na krátké vzdálenosti v podzemní vodě a povrchové vodě. Arsen je spojen s poškozením kůže, zvýšením rizika rakoviny a problémům s oběhovým systémem (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Cu

Měď je přechodný kov, který patří do 4 periody a IV skupiny v periodické tabulce s atomovým číslem 29, atomovou hmotností 63,5, hustotě 8,96 g.cm⁻³, teploty tání a varu 1083 °C 2595 °C. Průměrná hustota a koncentrace kovu v zemské kůře hornin je 8,1 × 10³ kg.m⁻³ respektive 55 mg.kg⁻¹. Měď je třetí nejpoužívanější kov na světě. Měď je nezbytná mikroživina, kterou pro svůj růst potřebují jak rostliny, tak živočichové. U lidí, pomáhá při tvorbě krevního hemoglobinu. V rostlinách je Cu zvláště důležitá pro produkci semen, k odolnosti proti chorobám a regulaci vody. Měď je nezbytný biogenní prvek, ale ve vysokých dávkách může způsobit anémii jater a ledvin, poškození a podráždění žaludku a střev. Měď se běžně vyskytuje v pitné vodě z měděných trubek, stejně tak jako v důsledku přídatné látky určené k ovládnutí růstu řas. Zatím co interakce Cu s prostředím je složitá, výzkum ukazuje, že většina Cu zavedena do prostředí je nebo se rychle stává stabilní, takže nepředstavuje riziko pro životní prostředí. Ve skutečnosti, na rozdíl od některých umělých materiálů, koncentrace Cu se v těle nezvětšuje ani nedochází k bioakumulaci v potravinovém řetězci. V půdě Cu vytváří silné komplexy, z čehož vyplývá, že pouze malá část z mědi je uvedena ve formě roztoku jako iontová měď, Cu (II). Rozpustnost Cu prudce stoupá při pH 5,5, což je poměrně blízko k ideálnímu pH zemědělské půdy pH 6,0 až 6,5. Měď a zinek jsou dva důležité a základní prvky pro rostliny, mikroorganismy, zvířata a lidi. Spojení mezi kontaminací půdy, vody a příjmu kovu rostlinou z půdy je dána mnoha chemickými a fyzikálními půdními faktory, jakož i fyziologickými vlastnostmi plodin. Půdy kontaminované stopovými prvky mohou představovat přímé i nepřímé ohrožení: přímé, v důsledku negativních vlivů kovů na růst a výnos plodin a nepřímé, transport do lidského potravinového řetězce s potenciálně negativními dopady na lidské zdraví. Dokonce i snížení výnosu plodin o několik procent by mohlo vést k významné dlouhodobé ztrátě ve výrobě a příjmu (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Ni

Nikl je přechodný prvek s atomovým číslem 28 a atomovou hmotností 58,69. V nízkých oblastech pH, kov existuje ve formě iontu Ni (II). V neutrálním až mírně alkalickém roztoku se vysráží jako hydroxid Ni (OH) 2, který je stabilní sloučenina. Tato sraženina se snadno rozpouští v kyselých roztocích a ve velmi alkalickém prostředí tvoří ion HNiO₂, který je rozpustný ve vodě. Ve velmi oxidačních a alkalických

podmínkách, existuje nikl ve formě stabilního oxidu Ni_3O_4 , který je rozpustný v roztocích kyselin. Ostatní oxidy niklu jako je oxid Ni_2O_3 a peroxid niklu NiO_2 , jsou nestabilní v alkalických roztocích a rozložením uvolňují kyslík. Nikl je prvek, který se vyskytuje v prostředí pouze na velmi nízké úrovni a je nezbytný v malých dávkách jako stopový prvek, ale může být nebezpečný, pokud se překročí maximální přípustné množství. To může způsobit různé druhy rakoviny na různých místech v rámci těl zvířat, zejména u těch, které žijí v blízkosti rafinérií. Nejběžnější použití Ni je jako přídavek v oceli a jiných kovech. Hlavními zdroji znečištění niklu v půdě jsou průmysl zaměřující se na pokovování, spalování fosilních paliv, těžba niklu a galvanické pokovování. Nikl se uvolňuje do ovzduší z elektráren a spaloven, po uvolnění do atmosféry dochází k depozici na zem v důsledku srážek. To obvykle trvá dlouhou dobu, než je nikl odstraněn ze vzduchu. Nikl může také skončit v povrchových vodách, pokud je součástí odpadní páry. Větší část sloučenin Ni, které se uvolňují do životního prostředí, se adsorbuje na sedimenty nebo na částice půdy a stane se imobilním. Nicméně v kyselých půdách se, Ni stává mobilní a často je vyluhován dolů do sousedních podzemních vod. V důsledku přítomnosti Ni mohou také trpět mikroorganismy v poklesu růstu, ale obvykle si za čas vyvinou rezistenci. U niklu není známo, že by se hromadil v rostlinách nebo zvířatech a v důsledku toho nebyla zjištěna bioakumulace v potravním řetězci (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

V průměru nikl tvoří 0,0086 % zemské kůry. Koncentrace půdního niklu se mění s místní geologií a antropogenními vstupy s typickými koncentracemi v rozmezí od 4 do 80 ppm. K hlavním zdrojům znečištění půdy patří popílek z uhlí, odpad z kovovýroby, atmosférické depozice, městské odpadky a čistírenské kaly. Sklárky nebezpečného odpadu mají často zvýšené koncentrace niklu u okolní půdy (SARKAR., 2002).

Cr

Chrom je přechodný kov patřící do skupiny VIB první řady v periodické tabulce s následujícími vlastnostmi: atomové číslo 24, atomová hmotnost 52, hustota $7,19 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, bod tání $1875 \text{ }^\circ\text{C}$, a bod varu $2665 \text{ }^\circ\text{C}$. Je to jeden z mála běžných prvků a nevyskytuje se přirozeně v elementární formě, ale pouze ve sloučeninách. Chrom se těží jako primární produkt rudy ve formě minerálu chromitu FeCr_2O_4 . Hlavní zdroje kontaminace Cr jsou úniky z elektrolytických procesů a z likvidace odpadů obsahujících Cr. Chrom (VI) je forma Cr běžně nacházená na kontaminovaných lokalitách. Chrom se

také může vyskytovat v oxidačním stupni III, v závislosti na pH a redoxních podmínkách. Chrom (VI) je dominantní forma Cr v mělkých zvodní, kde existují aerobní podmínky. Chrom (VI) může být redukován na Cr (III) za pomoci půdní organické hmoty, S²⁻ a Fe²⁺ iontů za anaerobních podmínek, často se setkáváme s touto formou i v hlubších podzemních vodách. Hlavní druhy Cr (VI), zahrnují chroman (CrO₄²⁻) a dichroman (Cr₂O₇²⁻), které se snadno srážejí v přítomnosti kationtů kovů (zejména Ba²⁺, Pb²⁺, a Ag). Chroman a dichroman se také adsorbují na povrchu půdy, zejména ve formě oxidů železa a hliníku. Chrom (III) je dominantní forma Cr při nízkém pH (< 4). Chrom (VI) je toxicitější forma chromu a je také více mobilní. Mobilita Chromu (III) je snížena adsorpcí na jíly a minerální oxidy při pH 5 a nízkou rozpustností při pH vyšším než 5 v důsledku tvorby Cr (OH)₃. Mobilita chromu závisí na sorpčních vlastnostech půdy včetně obsahu jílu, obsahu oxidů železa a množství přítomných organických látek. Chrom může být přepravován pomocí povrchového odtoku do povrchových vod ve své rozpustné nebo vysrážené formě. Rozpustné a neadsorbované chromové komplexy se mohou vyluhovat z půdy do podzemních vod. Vyluhovatelnost Cr (VI) se zvyšuje s rostoucím pH půdy. Většina uvolněného Cr do přírodních vod je spojena s částicemi, které se nakonec uloží do sedimentu. Chrom je spojen s alergickou dermatitidou u lidí (WUANA a OKIEIMEN, 2011).

Inhalační expozice chromu (VI) se vyskytuje v mnoha pracovních prostředích, včetně primární produkce chromu, při využívání chromu, při pochromování a svařování nerezové oceli. Hlavním zdrojem expozice chromu VI ve stavebním průmyslu je z cementu (SARKAR., 2002).

PAU-Polyaromatické uhlovodíky

Ve vyšší míře jsou sorbovány na suspendovaných částicích. V půdách se vyskytují v okolí koksoven, plynáren, spaloven, podél silnic, vznikají při nedokonalém spalování (naftové motory), na prachových částicích, jsou přítomny i v ovzduší, prach kontaminuje celá okolí jejich vzniku. Řada z nich jsou karcinogeny.

PCB-Polychlorované bifenyly

Polychlorované bifenyly zahrnují 209 kongenerů-látek s 1-10 atomy chloru v molekule a v různém izomerním postavení - pod obchodním názvem Delor (ČSR), Aroclor (USA), Clophen (BRD), Sovol (SSSR) aj. PCB mají výborné fyzikální a chemické vlastnosti, jsou nehořlavé, nepatrně těkavé, tepelně stálé, odolné vůči

chemikáliím, mají vysoké povrchové napětí. PCB byly používány jako transformátorové oleje, hydraulické kapaliny, teplotnosná media, přidávány do barev. Jsou velmi toxické a potenciálně karcinogenní. Zákaz jejich výroby i užívání v USA a Japonsku (1972-3) po velkých otravách (chlorakné, ...). U nás v té době probíhala intenzifikace výroby (Chemko Strážské). V ČSR zákaz až v r. 1984. Jsou stálé, rozpouštějí se v tucích, kumulují se v těle. Byly obsaženy v mléku, másle, vejcích, mase. Prokázány i v mateřském mléce velryb a tkáních tučňáků. Odbourávání PCB spalováním, problém vzniku dioxinů, proto možno spalovat jen ve specializovaných spalovnách. Alternativa biodegradace.

PCDD a PCDF-Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany

Jsou to látky nesmírně toxické. Mají teratogenní, mutagenní a kancerogenní účinky. PCDD mají 75 a PCDF 135 kongenerů s 1-8 atomy chloru v molekule. Nejtoxicičtější jsou 2, 3, 7, 8, TCDD a 2, 3, 7, 8 TCDF (planární molekula). Jsou málo rozpustné ve vodě, lipofilní, velmi stabilní, kumulativní. Vznikají především spalováním PCB, resp. PCP-nutné speciální spalovny.

11 DISKUSE

Z doposud získaných dat lze říci, že hladiny primárních a uvolněných radionuklidů, které jsou v současné době v prostředí, nepředstavují významné nebezpečí pro lidské zdraví a zdá se nepravděpodobné, že by se v budoucnosti tento stav změnil. Za předpokladu, že se nikdo neuchýlí k použití jaderných zbraní, nebo že pokračování zkoušek jaderných zbraní v atmosféře se již nebude opakovat, se budou i nadále v příštím století současné světové úrovně ^{90}Sr a ^{137}Cs přeměňovat. Zůstávají zde potenciální obavy týkající se 1200 tun nežádoucího, radioaktivního materiálu ^{239}Pu , který vznikl z vyřazení jaderných zbraní a z výroby jaderné energie. Nicméně, budou zbytkové primární radionuklidy i nadále součástí našeho životního prostředí a to řádově po mnoho stovek tisíciletí do budoucnosti. Takže malý, ale významný příspěvek k ozařování lidstva vlivem radioaktivního pozadí je nevyhnutelný (SARKAR., 2002).

Těžké kovy jsou velmi důležitou skupinou karcinogenů. Vzhledem k povaze moderního života jsou všichni neustále vystavováni karcinogenním látkám z okolního prostředí. Ačkoliv jsou kovy pravděpodobně nejméně studovanou oblastí z hlavní třídy

látek mající karcinogenní účinky na lidský organismus, zaslouží si zvláštní pozornost. Existuje několik obtíží při studiu toxikologie těžkých kovů a je jasné, že některé aspekty molekulárních mechanismů těchto kovových karcinogenů nám zůstávají neznámé. Je však pravděpodobné, že tyto mechanismy jsou specifické pro jednotlivé kovy stejně, jako pro cílovou tkáň. Kovy jsou všude přítomná třída prvků vyskytujících se jak v přírodním prostředí, tak na pracovišti. Zde člověk přichází do kontaktu jak s přírodními tak i s umělými formami kovů. Výskyt těžkých kovů v životním prostředí lidí je dán jednak jejich širokým přirozeným rozšířením a jejich intenzivním užíváním ve stále rostoucím počtu průmyslových procesů. Je zřejmé, že používání kovů je rozhodující pro průběh pokročilé lidské civilizace a jsou intenzivně používány moderní společností. Kovové látky soustředěné v biosféře v zásadě přetrvávají a nemohou být odbourány přírodními silami, alespoň ne v elementární formě. Na rozdíl od mnoha produktů lidského podnikání, využití kovů ve výrobcích obecně nespotebovává jejich přírodní zdroje. Kromě toho, je většina kovů v životním prostředí lidí jen zřídka recyklována. Tento trend pokračuje v nezmenšené míře a obecně poskytuje dostatek příležitostí pro možné vystavení lidského organismu těžkým kovům. Takže expozice člověka ke kovům a kovovým sloučeninám je zjevně nevyhnutelná. Na druhou stranu přírodní expozice kovy je vždy závislá na množství kovů a kovových sloučenin a nikdy na jednom kovovém prvku. Těžké (nebo přechodné) kovové prvky tvoří velkou část periodické tabulky obsahující některé z nejvíce toxických látek, které známe, jako je například rtuť a kadmium. Jako skupina jsou těžké kovy důležitou třídou karcinogenů (SARKAR., 2002).

Pro oba druhy kontaminantů (radionuklidy a těžké kovy) jsou ve větší míře známy jejich negativní účinky na živý organismus, popřípadě i jejich mobilita v životním prostředí. V mnoha ohledech jsou tyto účinky podobné, lze sem zařadit účinky stochastické i deterministické. Avšak u radionuklidů se jedná o dočasné vystavení hrozbě bezprostředně po jaderné havárii a vzhledem k různým poločasům přeměny dojde k vyzáření radionuklidu a jeho přeměny na stabilní isotopy. Na rozdíl od stabilních prvků těžkých kovů, které nemohou být odbourány žádnými přírodními procesy a tak dochází k akumulaci v životním prostředí a u některých prvků i k akumulaci v živých organismech a tedy zapojení těchto kontaminantů do potravního řetězce.

12 ZÁVĚR

Od počátku atomového věku bylo antropogenní činností vypuštěno značné množství radioaktivních nuklidů do životního prostředí. Největší podíl na tomto množství měly testy jaderných zbraní a nehody jaderných zařízení, přičemž nejrozsáhlejší dopad měla havárie jaderného reaktoru v Černobylu. Dopad této nehody na rozdíl od těch menších nebyl lokální nýbrž globální a vypuštěný radioaktivní materiál byl transportován do celé Evropy, ale i do některých míst po celém světě. Z velkého množství vypuštěných radionuklidů nás zajímá pouze několik vybraných např. ^{137}Cs , ^{90}Sr , izotopy plutonia a ^{241}Am . Ostatní radionuklidy, vzhledem k jejich krátkému poločasu přeměny už dnes neexistují. Z výše vyjmenovaných radionuklidů je nejvíce zkoumáno ^{137}Cs z důvodu podobnosti s draslíkem, jeho snadné dostupnosti a vstupu do potravních řetězců. ^{90}Sr je také důležitý radionuklid s fyzikálně chemickou podobností na vápník, ale jelikož jeho největší koncentrace byla zaznamenána pouze v blízkosti nehody, nestalo se stěžejním radionuklidem jako ^{137}Cs . Ostatní výše uvedené dlouhodobé radionuklidy nemají veliký význam z důvodů velmi nízké mobility v životním prostředí a jejich nezačleňování v biologických cyklech.

Z dostupných informací a dat z měření je zřejmé, že aktivita radionuklidů s dlouhým poločasem přeměny (zejména ^{137}Cs a ^{90}Sr) pomalu klesá v důsledku jejich fyzikální přeměny a dnes už jsou na hodnotách pod detekčními limity našich přístrojů a nepředstavují pro člověka nijak významné nebezpečí. Zbývající radionuklidy (^{137}Cs a ^{90}Sr) jsou nyní pevně fixovány v půdním profilu a nepřístupné pro kořeny rostlin. Výjimkou a za zmínku by stály lesy, kde se cesium dostává do nižších vrstev půdního profilu a je tak dostupné například borůvkám, u kterých byla detekována zvýšená aktivita, dále u hub a ve svalovině zvěře.

O snižování nebezpečí v prvních fázích, ale i protiopatření z dlouhodobějšího hlediska, se významně zapříčinil především člověk. Díky studiím některých radionuklidů bylo možno předejít vstupu radionuklidů do potravního řetězce například kompeticí s jinými podobnými prvky, zamezit jejich mobilitu vazbou například na jistou skupinu jílovitých minerálů, v případě ^{137}Cs bentonitů, v případě ^{90}Sr klinoptylolitů nebo přidavku organické hmoty. Dalšími opatřeními byla orba a tím promíchání-ředění koncentrace radionuklidů. Biosanace rostlinami, do kterých se radionuklidy naakumulovaly a jejich následná likvidace.

Oblast havárie v Černobylu se stala jednou velkou světovou laboratoří, která nám pomohla lépe porozumět chování radionuklidů v životním prostředí, jejich účinkům na jednotlivé složky životního prostředí, interakci s živou hmotou a jejich dlouhodobý účinek na ni. V neposlední řadě slouží jako varování a podnět ke zvýšení opatrnosti a bezpečnostních prvků pro zabránění podobné katastrofě a snad i částečnou ukázkou toho, co by zapříčinilo použití jaderných zbraní ve válečných konfliktech.

13 POUŽITÁ LITERATURA

BOSSEW P., KIRCHNER G., 2004: Modelling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: the convection– dispersion equation revisited. *Journal of Environmental Radioactivity*, (73): 127–150.

BRODA R., 1987: Gamma spectroscopy analysis of hot particles from the Chernobyl fallout. *Acta Physica Polonica*, (18): 935 – 950.

GASTBERGER M., STEINHÄUSLER F., GERZABEK M, H., LETTNER H., HUBMER A., 2000: Soil-to-plant transfer of caesium and strontium in Austrian lowland and Alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity*, 49 (2000): 217–233.

GIL-GARCI C., RIGOL A., VIDAL M., 2009: New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soils, Part 1: radiostrontium and radiocaesium. *Journal of Environmental Radioactivity*, (100): 690–695.

HÁLA J., 1998: *Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie*. Brno, 311s.

IAEA, 1982: *Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases: Exposure of Critical Groups*, IAEA Safety Series no. 57, STI/PUB/611, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 1982.

IAEA, 2006: Environmental Consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl forum expert group environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.

ICRP, 2007: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, Ann. ICRP 37 (2–4).

KEREKES A., FALK R., SUOMELA J., 1991: Analysis of hot particles collected in Sweden after the Chernobyl accident. *Statensstralskydd institut, SSI-rapport.*: 91 – 02.

- KIRCHNER G., STREBL F., BOSSEW P., EHLKENS., GERZABEK M.H., 2009: Vertical migration of radionuclides in undisturbed grassland soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, (100): 716–720.
- KOCH-STEINDL, H. a PRÖHL, G., 2001: Considerations on the behaviour of long-lived radionuclides in the soil. *Radiation Environment Biophysics*, 40, 93.
- KRITIDIS P., CATSAROS N., PROBONAS M., 1988: Hot particles in Greece after the Chernobyl accident, estimations on inhalation probability. In hot particles from the Chernobyl fallout, eds. H. Von Philipsborn and F. Steinhäusler, Proceedings of an international workshop held in Theuern, 28-29 October 1987. *Schriftenreihe des Bergbaud Industriemuseums Ostbauern Theuern*.(16): 115 – 120.
- LIKHTARIOV I.A., REPIN V.S., BONDARENKO O.A., NECHAEVS.Ju., 1995: Radiological effects after inhalation of highly radioactive fuel particles produce by the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry*, (59): 247 – 254.
- LIVENS, F. R. a BAXTER, M. S., 1988: Particle size and radionuclide levels in some West Cumbrian soils. *Science Total Environment*, 70, 1.
- LOUKAKEN S., KULMALA M., RAUNEMAA T., 1988: Chernobyl fallout in Finland: hot areas. *Journla of aerosol science*, (19): 1363 – 1366.
- LUJANAS V., MASTAUSKAS A., LUJANIENE G., SPIRKAUSKAITEN, 1994: Development of radiation in Lithuania. *Journal of Environmental Radioactivity*, (23): 249 – 263.
- MANDJOUKOV I.G., BURIN K., MANDJOUKOVA B., VAPIREVE I., TSACHEVA Ts., 1992: Spectrometry and visualization of “standard” hot particles from the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry*, (40): 235 – 244.
- MARTIN C., JONKER B., TUCKERB., KNOBEL L., CLAWSON K., 2014: *Chapter 3 - Environmental Program Information* . Databáze online [cit. 2015-03-17]. Dostupné na: <http://www.gsseser.com/Annuals/2003/Chapter3.htm>

MATISOFF G., KETTERER M.E., ROSEN K., MIETELSKI J.W., VITKO L.F., PERSSON H., LOKAS E., 2011: Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soils in Poland and Sweden. *Applied Geochemistry*, (26): 105–115.

OSUCH S., DABROWSKA M., JARACZ P., KACZANOWSKI J., LEVAN KHOI., MIROWSKI S., PIASECKI E., SZEFLIŃSKA G., SZEFLIŃSKI Z., TROPILO J., WILHELMI Z., JASTRZEBSKI J., PIENKOVSKI J., 1989: Isotopic composition of high-activity particles released in the Chernobyl accident. *Health Physics*, (57): 707 – 716.

PERSICANI D., 1995: Analysis of Potential Radiocaesium Soil Contamination: A case study using two different simulation models. *Journal of Environmental Radioactivity*, (27): 161–180.

PÖLLÄNEN R., VALKAMA I., TOIVONEN H., 1997: Transport of radioactive particle from the Chernobyl accident. *Atmospheric environment*, (31): 1 – 8.

PÖSCHL, M. & NOLLET, L. M. L., 2006: *Radionuclide concentrations in food and the environment*. Boca Raton - London - New York: CRC Press, Taylor & Francis Group, 458 s.

RAMZAEV V., MISHINE A., GOLIKOV V., BROWN E.J., STRAND P., 2007: Surface ground contamination and soil vertical distribution of ^{137}Cs around two underground nuclear explosion sites in the Asian Arctic, Russia. *Journal of Environmental Radioactivity*, (92): 123 – 143.

RITCHIE J, C., MCHENRY J. R., 1990: Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *Journal Environment Qualities*, (19): 215–233.

ROSNER G., WINKLER R., 2001: Long-term variation 1986_1998/ of post-Chernobyl ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu and $^{239,240}\text{Pu}$ concentrations in air, depositions to ground, resuspension factors and resuspension rates in south Germany. *The Science of the Total Environment*, (273): 11–25.

SAARI H., LUOKKANEN S., KULMALA M., LEHTINEN S., RAUNEMAA T., 1989: Isolation and characterization of hot particles from Chernobyl fallout of Southwestern Finland. *Health Physics*, (57): 975 – 984.

SALBU B., KREKKLING T., OUGHTON D.H., OSTBY G., KASHPAROV V.A., BRAND T.L., DAY J.P., 1994: Hot particles in accidental releases from Chernobyl and Windscale nuclear installations. *Analyst*, (119): 125 – 130.

SARKAR B., 2002: *Heavy metals in the environment*. Marcel Dekker, Madison Avenue, New York, NY, 712s.

SCHIMMACK W., MARQUEZ F.F., 2006: Migration of fallout radiocaesium in a grassland soil from 1986 to 2001 Part II: Evaluation of the activity–depth profiles by transport models. *Science of the Total Environment*, (368): 863–874.

SCHULLER P., ELLIERS A., KIRCHNER G., 1997: Vertical migration of fallout ¹³⁷Cs in agricultural soils from Southern Chile. *Science Total Environment*, (193), 197–205.

SPEZZANO P., 2005: Distribution of pre- and post-Chernobyl radiocaesium with particle size fractions of soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, (83): 117-127.

SPEZZANO, P., GIACOMELLI, R., 1990: Radionuclide concentrations in air and their deposition at Saluggia (Northwest Italy) following the Chernobyl nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, (12): 79-91.

STAUNTON S., DUMAT C., ZSOLNAY A., 2002: Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, (58): 163–173.

ULLMANN V., 2014: *Radionuklidy*. Databáze online [cit. 2014-12-24]. Dostupné na: <http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm>

UNSCEAR (1988). *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly, New York.

VANDECASTEELE, C. M., ZEEVAERT, T., KIRCHMENN, R., 1991: Factors influencing the transfer of radionuclides in agricultural food chains. *Anticarcinogenesis and Radiation Protection*, 2nd edition, Nygaard, O. F. and Upton, A. C., eds., Plenum Press, New York, 181.

VANDENHOVE H., GIL-GARCI C., RIGOL A., VIDAL M., 2009: New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, (100): 697–703.

VIOLANTE A., COZZOLINO V., PERELOMOV L., CAPORALEA. G., PIGNAM, 2010: Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *Journal soil science plant nutrient*, 10 (3): 268–292.

WROBEL L., DOLHANCZUK-SRODKA A., KLOS A., ZIEMBIK Z., 2015: The activity concentration of post-Chernobyl Cs-137 in the area of the Opole Anomaly (southern Poland). *Environmental monitoring and assessment*, 187 (1): 1-2.

WUANA A.R., OIEKIMEN E.F., 2011: Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*: (11): 4-8.