



Zdravotně  
sociální fakulta  
Faculty of Health  
and Social Sciences

Jihočeská univerzita  
v Českých Budějovicích  
University of South Bohemia  
in České Budějovice

## Obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd ve vybraných lokalitách ČR

# DIPLOMOVÁ PRÁCE

Studijní program:

OCHRANA OBYVATELSTVA

**Autor:** Bc. Michaela Čadová

**Vedoucí práce:** Mgr. Renata Havránková, Ph.D.

**Odborný konzultant:** Ing. Radka Váchalová, Ph.D.

České Budějovice 2017

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci s názvem „**Obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd ve vybraných lokalitách ČR**“ jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby bakalářské/diplomové práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé bakalářské/diplomové práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 15. května 2017

.....

Bc. Michaela Čadová

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat vedoucí bakalářské práce Mgr. Renatě Havránkové, Ph.D. za ochotu, odborné vedení, cenné rady a veškeré informace, které mi velmi pomohly při zpracování diplomové práce. Obrovské poděkování patří také Ing. Radce Váchalové, Ph.D. za cenné rady, vstřícnost a ochotu při konzultacích a zpřístupnění laboratoří. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Jiřímu Havránkovi za praktickou odbornou pomoc a poskytnuté podklady k diplomové práci a panu Ing. Janu Matznerovi za spolupráci při získávání údajů pro výzkumnou část práce.

# Obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd ve vybraných lokalitách ČR

## Abstrakt

Cesium-137 je jedním z významných umělých radioaktivních prvků, jehož zdroji jsou testy jaderných zbraní v atmosféře prováděné ve 20. století a havárie na jaderných elektrárnách jako například Černobyl. Z důvodu nerovnoměrných srážek, jsou patrné značné rozdíly radioaktivního spadu v různých oblastech České republiky v době průchodu radioaktivního mraku po výbuchu Černobylu. Vzhledem k vysoké rozpustnosti cesia-137 ve vodě a snadnému šíření v přírodě dochází ke kontaminaci i spodních vrstev půd, kde se nacházejí kořenové systémy rostlin.

Cílem předložené práce je odběr jednotlivých vzorků půd ve vybraných lokalitách, kde byla v roce 1986 zjišťována významná kontaminace černobylského původu, stanovení obsahu cesia-137 pomocí polovodičové spektrometrie gama a porovnání v závislosti na druhu půdy. Výzkumná otázka byla stanovena: Liší se obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd?

V rámci námi provedené studie byly odebírány vzorky neobdělávané zemědělské půdy a lesní půdy ve vrstvách 0–5, 5–10 a 10–15 cm na Kvildě, Zadově a Churáňově. Pro porovnání výsledků byl proveden sběr i v lokalitě, kde nebyl radioaktivní spad tak významný. Touto lokalitou je okolí obce Stráž nad Nežárkou, která se nachází na území Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko. Z výsledku měření půdy bylo zjištěno, že i po uplynutí více než 30 let od havárie v Černobylu se cesium-137 stále nachází především ve svrchních vrstvách půdy, konkrétně v hloubce do 5 cm. Nejvyšší hmotnostní aktivita byla naměřena u lesní půdy na Zadově v hloubce 0–5 cm ( $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) s rozmezím od  $2,24 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity draslíku K-40 byla naměřena u neobdělávané zemědělské půdy z lokality Kvilda v hloubce 0–5 cm ( $883 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).

## Klíčová slova

cesium-137; kontaminace; půda; gamaspektrometrie; hmotnostní aktivita

# **The contents of caesium-137 in different soil types in selected locations in CR**

## **Abstract**

Caesium-137 is one of the major artificial radioactive elements, whose sources are atmospheric nuclear tests carried out in the 20th century and nuclear power plant incidents such as Chernobyl. Because of uneven precipitation, there were significant differences in radioactive fallout levels in different areas of the Czech Republic during the passage of the radioactive cloud from Chernobyl. Due to the high solubility of Caesium-137 in water and easy distribution in the environment, there is contamination of the lower soil levels where the plant root systems are located.

The aim of this work is to collect soil samples from selected localities, where in 1986 significant contamination was detected as originating from Chernobyl, determination of their Caesium-137 content by gamma semiconductor spectrometry and comparison depending on the type of soil. The research question was set as: Does Caesium-137 content differ in different soil types?

As part of this study, samples of uncultivated agricultural land and forest land were collected from layers 0–5, 5–10 and 10–15 cm in Kvilda, Zadov and Churanov. For comparison, results were also collected from a locality where the radioactive fallout was not so significant. This locality is around the village Straz nad Nezarkou, which is found on the protected nature reserves of Trebon. From the results of measuring the soil it was found that even after thirty years since the Chernobyl disaster occurred, Caesium-137 is still found in the upper layers of soils, specifically to depths of 5 cm. The highest specific activity of Caesium-137 was measured in the forest soils in Zadov at depths of 0–5 cm ( $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) from the total range of all samples,  $2,24 \text{ Bq.kg}^{-1}$  to  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . The highest specific activity of potassium K-40 was measured in uncultivated agricultural land in the locality of Kvilda at depths of 0–5 cm ( $883 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).

## **Key words**

caesium-137; contamination; soil; gamma-ray spectrometry; specific activity

## Obsah

ÚVOD.....	8
1 TEORETICKÁ ČÁST .....	10
1.1 Základní informace o ionizujícím záření .....	10
1.2 Vybrané veličiny v oblasti IZ.....	13
1.3 Cesium.....	14
1.4 Draslík .....	16
1.5 Jaderná havárie v Černobylu .....	17
1.5.1 Jaderné reaktory v SSSR a Černobylu.....	17
1.5.2 Průběh jaderné havárie .....	17
1.5.3 Exploze reaktoru .....	19
1.5.4 Likvidace havárie.....	19
1.5.5 Únik radionuklidů .....	20
1.5.6 Průchod radioaktivního mraku přes ČSSR.....	22
1.5.7 Kontaminace půd po havárii Černobylu.....	24
1.5.8 Černobyl v současnosti .....	25
1.6 Zkoušky jaderných zbraní .....	26
1.6.1 Principy a druhy jaderných zbraní .....	26
1.6.2 Ničivé účinky jaderných zbraní a ochrana před nimi.....	28
1.6.3 Cesta k vývoji jaderných zbraní.....	29
1.6.4 Projekt Manhattan–Trinity .....	30
1.6.5 Nagasaki–Hirošima .....	30
1.7 Půda.....	32
1.7.1 Složení půdy, její vlastnosti a klasifikace.....	32
1.7.2 Rozbor neporušeného půdního vzorku.....	33
1.7.3 Hustoměrná metoda zrnitostního rozboru podle A. Casagrande .....	33
1.8 Gama spektrometrická analýza .....	34
1.8.1 Detektory záření gama.....	35
1.8.2 Polovodičová spektrometrie gama.....	36
2 CÍL PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA .....	37
2.1 Cíl práce .....	37
2.2 Výzkumná otázka.....	37
3 METODIKA .....	38
3.1 Odběry a úprava vzorků .....	39
3.2 Postup rozboru neporušeného půdního vzorku .....	41

3.3	Postup hustoměrné metody .....	44
3.4	Stanovení hmotnostní aktivity.....	46
4	VÝSLEDKY .....	48
4.1	Výsledky rozboru neporušeného vzorku půdy.....	48
4.2	Výsledky hmotnostní aktivity cesia-137 a draslíku-40 u půd.....	50
5	DISKUSE .....	58
5.1	Zhodnocení rozboru neporušeného vzorku půd.....	58
5.2	Vyhodnocení hmotnostní aktivity u vzorků půd.....	59
5.3	Zhodnocení výsledků .....	63
6	ZÁVĚR.....	66
7	SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ .....	67
8	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	75
9	SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK .....	76
10	SEZNAM PŘÍLOH .....	78

## ÚVOD

V našem prostředí se běžně vyskytuje ionizující záření. Ačkoliv jej nelze vnímat smyslovými orgány, jsou mu vystaveni všichni lidé i příroda. Jedná se o přírodní a umělé zdroje tohoto záření. Mezi přírodní zdroje ozáření můžeme zařadit kosmické záření a přírodní radionuklidy, které jsou nerovnoměrně rozmístěny po celé planetě. Tomuto záření byly organismy vystaveny odjakživa a do určité míry nevyhnutelně. Největší pozornost a obavy jsou však soustředěny na umělé zdroje záření. Obzvláště se jedná o kontaminanty, jejichž výskyt v našem prostředí zapříčinil člověk. Mezi tyto radionuklidy se mimo jiné řadí cesium-137 (dále jen „Cs-137“). Jedná se o pozůstatek jaderných mimořádných událostí, především havárie jaderné elektrárny Černobyl na Ukrajině v roce 1986 a havárie jaderné elektrárny Fukušima v Japonsku z roku 2011. Významnější havárií, z hlediska kontaminace území České republiky (dále jen „ČR“) cesiem-137, je černobylská havárie. Vzdušné masy, obsahující tento radionuklid, kontaminovaly nerovnoměrně téměř celou Evropu. Cesium-137 se dostává hlouběji do půdy, kde se mohou nacházet kořenové systémy rostlin, mycelia hub nebo podpovrchové zdroje vody. Všechny tyto součásti přírodního ekosystému mohou být do určité míry kontaminovány tím i potravní řetězec.

Rozsah kontaminace půdy značně závisela na dešťových srážkách během průchodu zmíněných kontaminovaných vzdušných mas přes danou oblast, které přispívaly k vymývání radionuklidů z atmosféry. V některých lokalitách proto mohou být naměřené hodnoty několikanásobně vyšší než v jiných oblastech. Na vertikální distribuci cesia-137 v půdě můžou mít vliv také další faktory, mezi které patří složení půdy, migrace kořenovými systémy rostlin, činnost zvířat a lidí, aj.

Hlavním cílem diplomové práce je porovnat obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd ve vybraných lokalitách pomocí polovodičové gamaspektrometrie. Lokality s velkým radioaktivním spadem byly porovnány s oblastmi, kde spad nebyl až tak významný.

První část diplomové práce se zabývá teoretickým přehledem, který úzce souvisí s řešeným tématem. Tento přehled zahrnuje obecné informace o cesiu-137 a podrobně se zabývá zdroji tohoto radionuklidu. Jsou zde také popsány metody, které byly použity jednak při rozboru a stanovení vzorků půd, ale také metody použité při měření hmotnostní aktivity – polovodičová spektrometrie gama.



Sběr vzorků probíhal v lokalitách Zadov, Churáňov a Kvilda na Šumavě, kde byly při měření v roce 1986 zjištěny nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity cesia-137. Další sběr byl proveden v lokalitách, kde spad nebyl tak velký, tudíž by měly vzorky vykazovat nižší naměřené hodnoty. Jedná se o lokality v okolí obce Stráž nad Nežárkou nacházející se na území chráněné krajinné oblasti („dále jen CHKO“) Třeboňsko. Pro porovnání bylo měřeno i množství přírodního radionuklidu draslíku-40.

# 1 TEORETICKÁ ČÁST

Cesium-137 je uměle vytvořený radionuklid, který vzhledem ke své vysoké rozpustnosti ve vodě, patří k nejvýznamnějším radionuklidům z hlediska dlouhodobé kontaminace životního prostředí. Existují dva významné zdroje tohoto radionuklidu na našem území. Jednak jsou to testy jaderných zbraní v atmosféře, které probíhaly na přelomu 50. a 60. let 20. století především na severní polokouli (UNSCEAR, 1982), a potom radiační mimořádné události. Těmi významnějšími jsou především havárie jaderné elektrárny Černobyl na Ukrajině z roku 1986 (UNSCEAR, 1988) a havárie jaderné elektrárny Fukušima v Japonsku z roku 2011 (UNSCEAR, 2016). Významnější havárií, z hlediska kontaminace území ČR cesium-137, je černobylská havárie. Tato havárie zapříčinila rozsáhlou kontaminaci životního prostředí mnoha evropských zemí včetně území tehdejší Československé socialistické republiky (Bučina et al., 1988). Závažnost kontaminace cesiem-137 z této havárie značně závisela na dešťových srážkách během průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes naše území. Spad byl díky srážkám značně nehomogenní, v průměru činil  $5\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  s maximy kolem  $100\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  (UNSCEAR, 1988). Radioaktivní cesium-137 se usazovalo na povrchu půdy, odkud kontaminovalo celý ekosystém včetně potravního řetězce. Stalo se tak z dlouhodobého hlediska důležitým zdrojem vnitřní kontaminace.

## 1.1 Základní informace o ionizujícím záření

**Ionizující záření** se běžně vyskytuje v našem prostředí a je definováno jako tok hmotných částic nebo fotonů elektromagnetického záření. Tyto částice nebo fotony mají schopnost ionizovat atomy prostředí nebo excitovat jejich jádra. Vzniká jako průvodní jev jaderných procesů (u rentgenového záření jsou to procesy, odehrávající se v elektronovém obalu atomů), kdy se dostává jádro (nebo obal) atomu do excitovaného stavu a stává se energeticky nestabilní. Svůj stav stabilizuje v případě vyzáření energie ve formě částic nebo fotonů elektromagnetického záření. Záření je v našem prostředí uvolňováno ze dvou zdrojů – přírodních a umělých. Přírodní zdroje se odjakživa běžně vyskytují v okolním prostředí a v největší míře se podílejí na ozáření obyvatel. Naopak umělé zdroje, které vytvořil člověk, vzbuzují největší pozornost a obavy, ačkoliv je jejich podíl na celkovém ozáření obyvatel několikanásobně menší (Navrátil et al., 2011).

Podle charakteru ionizačního procesu rozlišujeme (Navrátil et al., 2011):

- **přímo ionizující záření** – tvořeno nabitými částicemi (elektrony, pozitrony, protony, částicemi  $\alpha$ ,  $\beta$ ), které mají dostatečnou kinetickou energii k tomu, aby mohly vyvolat ionizace;
- **nepřímo ionizující záření** – zahrnuje nenabitě částice (fotony, neutrony), které nejsou schopny samy prostředí ionizovat; ionizace je proto způsobena sekundárními, přímo ionizujícími částicemi, které se uvolňují při interakci s prostředím (např. záření gama, rentgenové a neutronové záření).

Částicové (korpuskulární) ionizující záření je charakterizováno elektrickým nábojem, klidovou hmotností a kinetickou energií. Podle hmotnosti se částice dělí na těžké (částice  $\alpha$ , protony, neutrony), středně těžké (mezony) a lehké (elektrony, pozitrony). Fotonové ionizující záření má však vlastnosti jak elektromagnetického vlnění, tak i částic o nulové hmotnosti. Existují dva druhy fotonové záření  $\gamma$  a RTG záření. Tyto dva druhy záření se odlišují pouze ve vlnové délce a také v místě jejich vzniku. Zatímco RTG záření vzniká interakcí elektronu z obalu s těžkými atomy v materiálu anody, záření  $\gamma$  vzniká v atomovém jádře (Österreicher a Vávrová, 2003).

Podstatou ionizujícího záření je samovolná přeměna prvků s nestabilními jádry některých nuklidů, které nazýváme radionuklidy. Jedná se o tzv. radioaktivní přeměnu. Každý radionuklid je charakterizován svým atomovým číslem, poločasem přeměny, typem emitovaného záření a také aktivitou daného množství radionuklidu. Přeměna každého radionuklidu, která končí vznikem stabilního nuklidu, je jinak dlouhá. Řádově se může jednat o zlomky sekundy, ale také i tisíce let (Klener et al., 2000).

Atomy všech látek se skládají ze tří druhů částic – elektronů, protonů a neutronů. V jádře atomu se vyskytují pouze protony a neutrony. Jejich součet se vyjadřuje jako nukleonové neboli hmotnostní číslo  $A$ . Počet samotných protonů v jádře se u jednotlivých atomů liší, proto jej označujeme protonovým číslem  $Z$ . Počet protonů v jádře je totožný jako počet elektronů v atomovém obalu. Elektrony obíhají kolem jádra a je možné určit s přesností na 95 % oblast, ve které se elektron nachází s danou pravděpodobností. Tato oblast se nazývá orbitalem. Pro charakterizování těchto orbitalů a elektronů se používají kvantová čísla. Rozdíl mezi  $A-Z$  určuje počet neutronů, které se nachází v jádře atomu. V případě, že se v jádře vyskytuje stejný počet protonů, ale počet neutronů je odlišný, nazýváme tyto nuklidy jako **izotopy**. Některé kombinace počtu

protonů a neutronů v jádře mohou tvořit nestabilní jádra, kdy u těchto prvků dochází k samovolné přeměně na jádra prvků jiných. Tato přeměna je označována jako radioaktivní a jev se nazývá radioaktivita. Při radioaktivní přeměně postupně dochází ke zmenšování počtu radioaktivních atomů daného radionuklidu. Celá přeměna je doprovázena emisí částic, kvanta elektromagnetického záření nebo zachycením elektronu v elektronovém obalu. Cílem je snaha dosáhnout stability atomu (Österreicher a Vávrová, 2003; Navrátil et al., 2011).

Ionizující záření může mít na organismus různé biologické účinky. Tyto účinky se dělí na **stochastické** (pravděpodobnostní) a **deterministické** (orgánové). Stochastické účinky jsou důsledkem změny jedné nebo několika málo buněk. Projevují se „náhodně“ s časovým odstupem od doby ozáření a nelze je předpovědět se 100% jistotou, vznik lze pouze předpokládat). Tento účinek je bezprahový, proto i sebemenší dávka zvyšuje riziko rozvoje stochastických účinků. Avšak závažnost poškození neroste se stoupající dávkou, zvyšuje se pouze pravděpodobnost výskytu poškození. Můžeme je rozdělit do dvou skupin. Jednak se může jednat o vznik nádorů indukovaných zářením, které mají vztah k mutacím – nepohlavním buňkám, nebo se jedná o genetické změny, které mají vztah k mutacím spermií a vajíček. Platí zde lineární závislost, kde je možné konstatovat, že zvýšení dávky záření je spojeno se zvýšenou pravděpodobností vzniku těchto změn. Další významnou skupinou stochastických následků je postižení potomstva ozářených lidí. Zárodek může v důsledku nepříznivé změny genetické informace zaniknout velmi brzy, nebo je také možnost, že těhotenství skončí potratem. Význam vzniku nádorů je však podstatně vyšší než vznik genetických změn u potomstva (Matoušek et al., 2007).

Deterministické účinky se projevují až tehdy, jestliže dávka záření je nad tzv. dávkovým prahem, který je charakteristický pro daný deterministický účinek. Jedná se tedy o předvídatelný účinek ionizujícího záření. Mezi deterministické účinky patří např. akutní nemoc z ozáření, akutní lokalizované poškození, nenádorová pozdní poškození nebo poškození plodu *in utero*. Rozsah poškození závisí na absorbované dávce a v určité míře i na dávkovém příkonu, parametrech záření a citlivosti tkáně. Aby se projevíly tyto poškození, je nutný úhyn velkého množství buněk, nebo musí dojít ke změně jejich funkce. Lze tedy konstatovat, že i intenzita deterministického účinku je závislá na absorbované dávce záření (Matoušek et al., 2007; Pejchal et al., 2013).

## 1.2 Vybrané veličiny v oblasti IZ

Veličin, které se týkají ionizujícího záření, je velké množství. V této kapitole jsou zmíněny pouze ty veličiny, které se týkají řešené problematiky. Pro lepší přehlednost můžeme tyto veličiny rozdělit do několika skupin. Mezi veličiny charakterizující zdroje záření patří **aktivita**. Další skupinou jsou veličiny, které se zabývají dozimetrií ionizujícího záření. K těmto veličinám řadíme mj. také **absorbovanou dávku**. V neposlední řadě je nutné zmínit také veličiny, které se používají v radiační ochraně, tj. **efektivní a ekvivalentní dávka**. Všechny zmíněné veličiny se používají pro hodnocení zevního ozáření (Navrátil et al., 2011).

U radionuklidových zdrojů se množství radioaktivní látky charakterizuje veličinou zvanou aktivita  $A$ . **Aktivita** udává počet radioaktivních přeměn daného prvku za jednotku času (sekundu). Udává se v jednotkách becquerel (Bq). Lze tedy říci, že 1 Bq je aktivitou, při níž dochází k jedné přeměně za 1 sekundu. Z důvodu přesnější charakteristiky radionuklidu je nutné vztáhnout aktivitu k vhodné hmotnostní (hmotnostní aktivita), objemové (objemová aktivita) nebo plošné (plošná aktivita) jednotce. Aktivita není konstantní veličina, ale klesá exponenciálně s časem tak, že vždy po uplynutí charakteristické doby klesne na polovinu. Tato doba se nazývá **poločas přeměny** daného radionuklidu (Österreicher a Vávrová, 2003; Beneš et al., 2007).

Další významnou veličinou je **absorbovaná dávka  $D$** , která se definuje jako poměr střední energie ( $d\epsilon$ ) sdělené v objemovém elementu dávky o hmotnosti ( $dm$ ) a hmotnosti tohoto elementu. Jednotkou absorbované dávky je  $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$ , pro který byl zaveden název gray (Gy). Absorbovaná dávka vyjadřuje tedy energii ionizujícího záření absorbovanou v jednotce hmotnosti ozařované látky v určitém místě (Navrátil et al., 2011).

V radiační ochraně také rozlišujeme veličiny ekvivalentní dávka  $H_T$  a efektivní dávka  $E$ . **Ekvivalentní dávka** je vyjádřena součinem střední absorbované dávky ve tkáni či orgánu způsobené zářením a radiačním váhovým faktorem, u kterého se sčítají příspěvky od jednotlivých druhů záření. Je to biofyzikální dozimetrická veličina, která kombinuje radiační dávku s daným druhem záření a mírou jeho vlivu na živou tkáň v porovnání s fotonovým zářením. Příkon ekvivalentní dávky v konkrétní tkáni či orgánu, kterému byl vystaven jedinec po příjmu radioaktivní látky do těla osoby postižené vnitřní kontaminací, nazýváme jako úvazek ekvivalentní dávky (Navrátil et al., 2011; Ullmann, 2017).

**Radiační váhový faktor** udává, kolikrát je daný druh záření biologicky účinnější než záření fotonové – X nebo gama. Tato veličina má stejnou úlohu jako střední jakostní činitel a používá se tedy pro účely radiobiologie a radiační ochrany pro každý druh záření z důvodu rozdílně biologické účinnosti různých druhů záření (Klener et al., 2000; Navrátil et al., 2011; Ullmann, 2017).

**Efektivní dávka** je vyjádřena součtem ekvivalentních dávek v ozářených tkáních, které jsou váženy tkáňovým váhovým faktorem, jenž pro danou tkáň vyjadřuje riziko vzniku stochastických účinků. Tato veličina závisí na množství radionuklidů a typu kontaminace, poločasu rozpadu, skladbě a množství příslušných radionuklidů a kvalitě dekontaminace. Její jednotku je 1 sievert ( $J.kg^{-1}$ ). Efektivní dávka je tedy veličina, která zhodnotí míru zdravotního rizika, které pro člověka plyne ze záření, kterému byl vystaven (Navrátil et al., 2011; Pejchal et al., 2013;).

**Tkáňový váhový faktor** představuje riziko vzniku stochastického účinku v ozářeném orgánu či ve tkáni vztažené k celkovému riziku po rovnoměrném celotělovém ozáření. Vyjadřuje relativní příspěvek daného orgánu nebo tkáně k celkové zdravotní újmě způsobené rovnoměrným ozářením těla. Součet těchto tkáňových váhových faktorů je roven jedné. Hodnoty tkáňových váhových faktorů pro jednotlivé orgány se liší (Navrátil et al., 2011; Ullmann, 2017;).

Vzhledem k tomu, že efektivní i ekvivalentní dávku od vnějšího záření není možné určit přímo měřením, byly zavedeny tzv. operační veličiny, které slouží pro monitorování osob nebo prostředí. Tyto veličiny již lze stanovit měřením. Mezi tyto veličiny patří například i osobní dávkový ekvivalent, který slouží k monitorování osob (Navrátil et al., 2011; Pejchal et al., 2013;).

### 1.3 Cesium

Tento prvek byl objeven v roce 1860 Gustavem Robertem Kirchoffem a Robertem Wilhelmem Bunsenem v Německu. Pomocí plamenové spektrometrie (v té době nově vyvinuté analytické metody), jej odhalili v jednom z bavorských minerálních pramenů. Název pochází z latinského „*caesius*“, což v překladu znamená „*modrá obloha*“ nebo „*nebeská modř*“. Bylo pojmenováno díky svým světle modrým spektroskopickým linkám. Radioaktivní cesium-137 bylo objeveno až v roce 1941 při výzkumu na univerzitě v Berkely, Margret Melhase (Cesium, 2001).

Cesium je modrobílý, lesklý a na vzduchu nestálý kov. V periodické tabulce prvků se nachází v první skupině, řadí se tedy mezi alkalické kovy. Jeho chemická značka je Cs. Ze všech alkalických kovů je nejreaktivnější a ve sloučeninách vystupuje jako bezbarvý kation  $\text{Cs}^+$ . Většina sloučenin cesia je ve vodě dobře rozpustná, s výjimkou nerozpustných podvojných halogenidů cesia s železem, mědí, kadmíem, antimonem, olovem a bismutem. Jedná se o měkký kov, který se běžně vyskytuje v přírodě jako cesium-133. Jedním z přírodních zdrojů, kde se cesium vyskytuje ve značném množství, je vzácný minerál polucit. Rudy tohoto minerálu byly nalezeny například v Americe v okolí měst Maine a Jižní Dakoty. Ačkoliv se cesium řadí mezi kovy, taví se již při teplotě  $28^\circ\text{C}$ . Při kontaktu se studenou vodou reaguje explozivně, což je charakteristické právě pro skupinu alkalických kovů. Je známo celkem 11 hlavních radioaktivních izotopů cesia, z nichž pouze tři mají dlouhý poločas rozpadu. Jedná se o cesium-134, cesium-135 a cesium-137. Z hlediska dlouhodobé kontaminace je z těchto izotopů nejvýznamnějším právě cesium-137 s poločasem rozpadu asi 30 let, jehož rozpadovým produktem je baryum-137 metastabilní, které se stabilizuje tím, že emituje gama záření. Poločas rozpadu má 2,6 minuty. Jedná se o rozpadový produkt, který je nebezpečný z hlediska zevní kontaminace. Na druhou stranu izotopy cesia-134 a cesia-135 nezpůsobují takové obavy, přestože je jejich poločas rozpadu také dlouhý. Hlavní rozdíl se ukrývá v rozdílné radioaktivní přeměně. Cesium-135 má sice poločas rozpadu asi 2 000 000 let, ale jeho specifická aktivita je velmi nízká oproti radionuklidu cesium-134 s poločasem rozpadu 2 roky. Proto jeho dlouhotrvající rozpad společně s nízkým množstvím uvolňované energie přispívá k jeho nízkému riziku. Ostatní izotopy cesia se rozpadnou za méně než dva týdny, proto pro nás nejsou z dlouhodobého hlediska tolik významné (Cesium, 2001).

Cesium se běžně vyskytuje jako izotop cesium-133 v různých minerálech a v menším množství také v půdě. Tři zmíněné izotopy (cesium-134, cesium-135 a cesium-137) vznikají při jaderném štěpení uranu-235, kdy se atom rozdělí do dvou fragmentů – štěpných produktů s protonovým číslem v rozmezí 90 až 140 a dvou nebo tří neutronů. Cesium-137 je hlavním radionuklidem vyskytujícím se ve vyhořelém palivu z jaderných elektráren. Dále se objevuje v radioaktivním odpadu pocházejícím ze zpracoven vyhořelého jaderného paliva a v radioaktivním odpadu souvisejícím s provozem jaderných reaktorů a přepracováním jaderného paliva v elektrárnách (Cesium, 2001).

Radionuklid cesium-137 se může dostat do těla s kontaminovanou potravou, pitnou vodou nebo se vzduchem. Po jeho vstřebání do organismu se chová podobně jako draslík a dochází k jeho rovnoměrné distribuci po celém těle. Hlavním zdrojem je právě gastrointestinální resorpce z potravin či pitné vody. V podstatě všechny izotopy cesia se po požití vstřebávají ze střeva do krevního řečiště a koncentrují se především ve svalech. Stejně jako draslík se cesium vylučuje z těla poměrně rychle. Dospělý člověk vyloučí z těla 10 % přijatého cesia během dvou dnů. Zbylých 90 % pak opouští tělo s biologickým poločasem 110 dnů. U dětí a dospívajících probíhá vylučování z těla ještě o něco rychleji (Cesium, 2001).

#### **1.4 Draslík**

Mezi cesiem a draslíkem, který je nedílnou součástí životního prostředí, existuje chemická podobnost (Zalewska et al., 2016). Díky podobnosti těchto dvou prvků jsou často srovnávány aktivity cesia-137 s odpovídajícím obsahem přírodního draslíku-40. Draslík, jako základní živina je homeostaticky kontrolován, a tak je aktivita draslíku-40 relativně konstantní v závislosti na druhu a místě (Falandysz a Borovička, 2013).

Draslík je přítomen v zemské kůře, oceánech, ale i ve všech organických materiálech. Patří k významným přírodním zdrojům záření a je obsažen v lidském těle. Jeho koncentrace v organismu je poměrně vysoká, z důvodu konzumace potravin, které jej obsahují. Tělo dospělého člověka obsahuje asi 13 mg radioaktivního draslíku-40, který je obsažen rovnoměrně v celém organismu. Jeho aktivita sahá do řádu stovek  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V organismu je téměř 100% absorbován z gastrointestinálního traktu do krevního oběhu krátce po požití a poté se distribuuje do všech orgánů a tkání. Slouží jako mediátor signálu v buňkách a je velmi důležitý pro správné fungování lidského těla. Na druhou stranu může draslík-40 také představovat riziko vnějšího i vnitřního ozáření. Aktivita draslíku-40 uvnitř těla dosahuje hodnoty 5 000 Bq, což představuje množství 5 000 atomů, které procházejí radioaktivním rozpadem každou sekundu. Asi 10 % z těchto rozpadů emituje záření gama. Zdravotní rizika jsou spojena s poškozením buněk způsobeným právě tímto ionizujícím zářením. Z těla se vylučuje s biologickým poločasem 30 dnů (Toohey et al., 2003; Potassium-40, 2005).



## 1.5 Jaderná havárie v Černobyli

Jaderná elektrárna Černobyl byla postavena v nejzazší severní oblasti Ukrajiny. Hlavní město Ukrajiny – Kyjev, je od elektrárny vzdálen asi 130 km. Nejbližší státní hranice s Běloruskem je vzdálená 10 km. Jaderná elektrárna byla vybudována u řeky Pripjat', 15 km severně od města Černobyl, jehož název slavnostně nese. Ve městě Pripjat' vzdáleného 2 km od elektrárny žilo v roce 1986 přibližně 50 000 obyvatel, z nichž většina patřila k zaměstnancům elektrárny. K výrobě elektrické energie na této elektrárně sloužily celkem čtyři reaktory typu RBMK-1000. V zemích bývalého Svazu sovětských socialistických republik (dále jen „SSSR“) bylo před havárií provozováno celkem 15 bloků s tímto typem reaktoru (Mould, 2000).

### 1.5.1 Jaderné reaktory v SSSR a Černobyli

Vůbec první jadernou elektrárnou na světě se měla stát jaderná elektrárna v Obninsku, jejíž výstavba byla zahájena roku 1951 na příkaz J. V. Stalina. Dokončena byla o tři roky později. Reaktor této elektrárny byl označen jako AM-1 a svou konstrukcí se řadil mezi předchůdce reaktoru RBMK-1000, jehož éra byla započata až v 60. letech 20. století. První jadernou elektrárnou postavenou na území SSSR s tímto typem reaktoru se stala Leningradská jaderná elektrárna. Její výstavba byla započata v roce 1970 a dokončena byla o 4 roky později. Následovala konstrukce jaderných elektráren Kursk a Černobyl také s reaktory typu RBMK-1000. Elektrárna v Kursku byla zapojena do sítě v roce 1976 a černobylská elektrárna o rok později. Během dalších let byly u těchto elektráren dostavěny další reaktory stejného typu. Čtvrtý reaktor elektrárny v Černobyli byl dokončen na konci roku 1983 a plánovala se výstavba dalších dvou reaktorů. Ty však nikdy nebyly uvedeny do provozu, z důvodu oficiálního zrušení jejich výstavby v roce 1988. V blízkosti elektrárny byla také vybudována umělá vodní nádrž o rozloze asi 22 km<sup>2</sup>, jejímž hlavním úkolem bylo poskytnout chladicí vodu pro reaktory (Mould, 2000; Lallanilla, 2013).

### 1.5.2 Průběh jaderné havárie

Celý řetězec událostí, který vedl k jedné z největších katastrof v jaderné energetice, započal v 1 hodinu a 6 minut dne 25. dubna 1986. V tuto dobu byl reaktor č. 4 uveden do údržbového stavu a přípravy na test a odstavení reaktoru začaly (Poyarkov a Vargo,

2000). Během testu mělo být zjištěno, zda mohou turbíny v případě výpadku elektrického proudu produkovat dostatečné množství energie k udržení chladicího systému v chodu, dokud se nerozběhnou záložní generátory (Rosenberg, 2017).

Vše probíhalo podle plánu do 14 hodin, kdy test oficiálně začal. Naneštěstí v této části bylo operátorům nařízeno odložit test přibližně o 10 hodin z důvodu vysoké poptávky po energii v Kyjevě. V noci jsou totiž nároky na výrobu energie nejmenší. Už samotné odložení zkoušky přispělo k celkovému narušení situace, protože důkladně byli vyškoleni pouze operátoři denní směny a zaměstnanci na noční směně nebyli plně obeznámeni s průběhem testu. Během pozastavení experimentu byl odpojen systém havarijního chlazení reaktoru. Tato skutečnosti sice neměla výrazný vliv na průběh události, ale poukazuje na nedodržování provozních předpisů, které nepovolují další provoz za takových podmínek (Kolektiv autorů, 1996).

Ve 23 hodin a 10 minut začala opakovaná příprava na test. Výkon reaktoru měl být postupně snižován až na 700 MW. Avšak 28 minut po půlnoci dne 26. dubna 1986 byl výkon na hodnotě 500 MW a chyba v ovládní regulačních tyčí způsobila další pokles výkonu až na pouhých 30 MW. Vytažením regulačních tyčí se podařilo zvýšit výkon reaktoru v 1 hodinu na 200 MW, což ovšem stále nedosahovalo ani na stanovenou minimální hranici. Reaktor byl i nadále velmi nestabilní, a proto nastaly problémy s udržením správných hodnot tlaku a obsahu páry v reaktoru. Pokud by tato situace nastala, měly být spuštěny systémy automatické havarijní ochrany, které však byly zablokovány. Stabilizace reaktoru si vyžádala ještě další zásahy, které nakonec zabránily adekvátnímu zásahu proti přehřátí reaktoru. Přesto byl v 1 hodinu a 23 minut započat test s reaktorem o výkonu 200 MW (Mould, 2000).

Extrémně horké palivové tyče byly spuštěny do chladicí vody, vzniklo velké množství páry, která z důvodu chybné konstrukce reaktoru RBMK-1000 zapříčinila prudké zvýšení reaktivity v jádru reaktoru č. 4. Výkon reaktoru zvedl na 530 MW během 3 vteřin a pokračoval v tomto růstu exponenciálně. Situace se stala během několika následujících desítek vteřin nekontrolovatelnou. Neadekvátní nastavení hlavních složek reaktoru způsobilo neúnosné a nezvratné zahřívání jádra reaktoru. V tuto chvíli již nebylo možné situaci nijak zabránit (Mould, 2000). V 1 hodinu a 24 minut v noci, dne 26. dubna 1986, došlo k výbuchu reaktoru č. 4 jaderné elektrárny Černobyl.

### ***1.5.3 Exploze reaktoru***

Pouhou minutu po zahájení testu probíhajícího v reaktoru č. 4 jaderné elektrárny Černobyl došlo k explozi, která poničila střechu reaktoru a vymrštila kusy zničeného materiálu elektrárny. Reaktor byl navržen tak, aby vydržel možné porušení jednoho nebo dvou palivových kazet z celkového množství 1 600. Exploze způsobila odtržení tisícitunové betonové desky zakrývající jádro reaktoru, která následně zdemolovala další palivové kazety a regulační tyče. Do atmosféry začalo okamžitě unikat obrovské množství radiace (Kolektiv autorů, 1996; Lallanilla, 2013). O pár sekund později následoval druhý výbuch, který byl mnohem mohutnější než první. Tento výbuch rozmetal část aktivní zóny, včetně paliva, hořícího grafitu a dalších částí jádra reaktoru kolem elektrárny (Medvedev, 1992). Na místě okamžitě zemřeli tři pracovníci jaderné elektrárny, které se považují za první oběti této havárie.

V okolí poškozeného reaktoru vznikla řada intenzivních požárů. V blízkosti se nacházel také reaktor č. 3, který byl stále v provozu. U druhého výbuchu nebyla jednoznačně určena příčina. Jednou z možných teorií může být reakce vodíku, který vznikl chemickými reakcemi mezi unikající párou a zirkoniem, se vzduchem. Okamžitě následovala likvidace následků havárie hašením požárů ve čtvrtém bloku, na kterém se podílelo 29 mužů speciálního požárního útvaru. O necelé dvě hodiny později byl požár na čtvrtém bloku jaderné elektrárny lokalizován a během následujících 3 hodin také uhašen, avšak teplota v aktivní zóně poklesla až po 20 dnech od havárie na 200–250 °C (Kolektiv autorů, 1996).

### ***1.5.4 Likvidace havárie***

Na hašení se podíleli také piloti vrtulníků, kteří shodili přibližně 5 000 tun směsí písku, hlíny, dolomitu, olova, boronu a barya mezi dny 27. dubna 10. května. Celkem u 134 lidí, především záchranářů, kteří přijeli na místo nehody jako první a pracovníků z jaderné elektrárny, bylo hospitalizováno s diagnózou akutní nemoci z ozáření. 28 hospitalizovaných na následky záření zemřelo do několika týdnů a zbývajících 106 bylo postiženo trvalými následky. Nikdo z nich si v tu chvíli neuvědomil vysoké riziko spojené se zásahem u této jaderné havárie. Jejich činnost a nasazení vlastních životů však významně přispěla ke snížení následků havárie (INSAG, 1992; Kolektiv autorů, 1996).

Lidé, jejichž cílem bylo eliminovat důsledky katastrofy, byli označeni jako likvidátoři. Tento čestný titul získalo přibližně 600 000 lidí povolanych z celého SSSR. Zprávy o následcích, které na likvidátorech zanechala tato havárie, se výrazně liší. Obecně se však předpokládá, že až 60 000 likvidátorů dodnes zemřelo a dalších 170 000 má různá zdravotní postižení. Mezi největší zásluhy likvidátorů patří evakuace obyvatel z okolí jaderné elektrárny a stavby krytu zastřešujícího reaktor č. 4. Evakuace obyvatel začala až 27. dubna 1986 v odpoledních hodinách. Během 11 dnů bylo z hlavní zasažené zóny odvezeno téměř 120 000 lidí, z nichž 50 000 bydlelo Pripjati vzdálené jen 2 km od elektrárny (Mould, 2000).

Speciální vládní komise zabývající se havárií černobylské jaderné elektrárny naplánovala v polovině května roku 1986 výstavbu betonové konstrukce, která měla zapečetit reaktor č. 4 a zabránit tak dlouhodobému úniku radioaktivního záření z roztaveného jádra reaktoru. Ochranná konstrukce byla označena jako tzv. sarkofág a jeho výstavba byla dokončena ještě v listopadu téhož roku (Mould, 2000).

### ***1.5.5 Únik radionuklidů***

Sarkofág zabránil dlouhodobému úniku radioaktivního záření, avšak během prvních 10 dnů od nehody uniklo do atmosféry značné množství radionuklidů, které způsobilo rozsáhlou kontaminaci prostředí. Během požáru se ukázalo, že na povrchu aktivní zóny hořela asi čtvrtina grafitových bloků. Toto hoření probíhá při teplotě kolem 5 000 °C, což je mnohem vyšší teplota, než při které dochází k tavení UO<sub>2</sub> (3 100 °C). Oproti tomu uvnitř aktivní zóny bylo zbytkové teplo nepřesahující 2 000 °C. Při této teplotě zatím nedochází k tavení UO<sub>2</sub>, ale stačí k uvolnění vzácných plynů a těkavých štěpných produktů do atmosféry, především xenonu, kryptonu, jódu, telluru, stroncia a cesia.

Po výbuchu reaktoru se vznesl do vzduchu oblak kouře, radioaktivních štěpných produktů a nečistot z jádra a budovy reaktoru. Těžší částice o velikosti 20–40 μm vypadávaly z radioaktivního mraku poblíž epicentra výbuchu, jednalo se o lokální spad. Naopak lehčí částice o velikosti do 20 μm rychle stoupaly do atmosféry a postupně byly unášeny větrem do větších vzdáleností od místa havárie. V tomto případě se jednalo o globální spad. Počasí zapříčinilo, že se tyto částice uvolňovaly z radioaktivního mraku dny, týdny i měsíce po havárii (Klener et al., 2000; Österreicher a Vávrová, 2003).

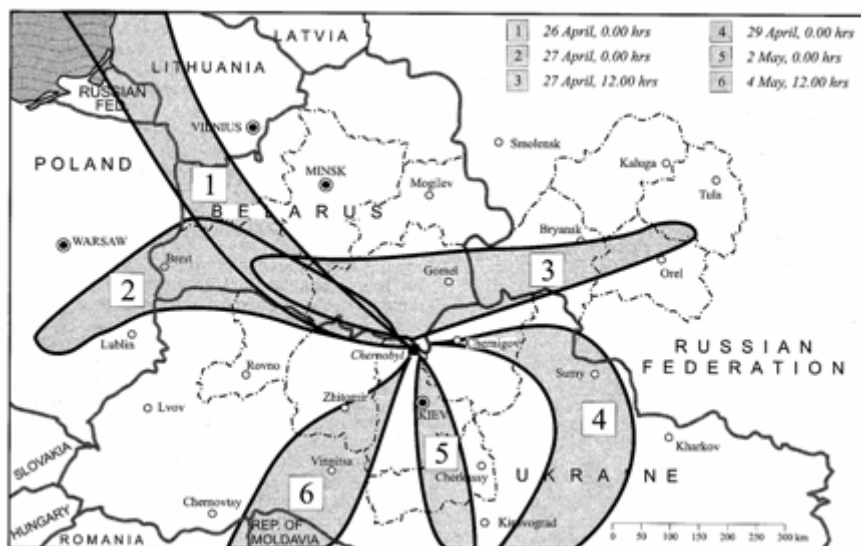
Následně byla přijata opatření, která měla zabránit dalšímu uvolňování radioaktivity do atmosféry. K těmto opatřením patří také umístění velkého množství chemických látek pomocí vrtulníků, které měly zamezit dalšímu úniku radiace. Jednalo se především o 40 t sloučenin boru, 2 400 t olova, 1 800 t písku a jílu a dále polymerní kapaliny a sodné fosfáty. Celkem bylo provedeno 1 800 přeletů vrtulníku nad jadernou elektrárnou (INSAG, 1992).

Žár pocházející z černobylského jádra reaktoru a suché počasí panující v té době nad Pripjati způsobily, že sloup radioaktivního kouře sahal den po havárii až do výšky 1 500 m. První signály úniku radionuklidů zachytilo Švédsko následující den po havárii a již 28. dubna 1986 odhadlo na základě vlastních měření, o jak velkou nehodu se jedná (Kolektiv autorů, 1996). Podle směru proudění vzduchu se očekávalo, že radioaktivní mrak bude postupovat směrem na východ a že se tedy v severní a západní Evropě účinky jaderné havárie neprojeví. Ale dne 30. dubna se změnil směr větru a vzduch tak proudil do střední Evropy, tedy i na území tehdejšího Československa (Kolektiv autorů, 1996).

Celkové množství uniklých radionuklidů z této havárie bylo odhadováno s použitím modelů šíření v atmosféře na 14 EBq (1 EBq =  $10^{18}$  Bq), včetně 1,8 EBq jódu-131; 0,085 EBq cesia-137; 0,01 EBq stroncia-90 a 0,003 EBq radioizotopů plutonia. Vzácné plyny činily asi 50 % z celkového úniku. V Evropě bylo více než 200 000 km<sup>2</sup> kontaminováno cesiem-137 nad úroveň 37 EBq. Více než 70 % této plochy bylo ve třech nejzasáženějších zemích – v Bělorusku, Rusku a na Ukrajině (Kinley, 2006).

Radioaktivní mrak postupoval následovně (Obrázek 1):

- Skandinávie (od 27. dubna do 29. dubna);
- střední Evropa (od 28. dubna do 1. května);
- Ukrajina a dále na východ (od 29. dubna do 4. května);
- západní Evropa (od 30. dubna do 3. května);
- Balkán (od 1. května do 4. května);
- oblast Černého moře (od 2. května).



Obrázek 1: Šíření radioaktivního mraku z černobylského reaktoru

Zdroj: UNSCEAR, 2000

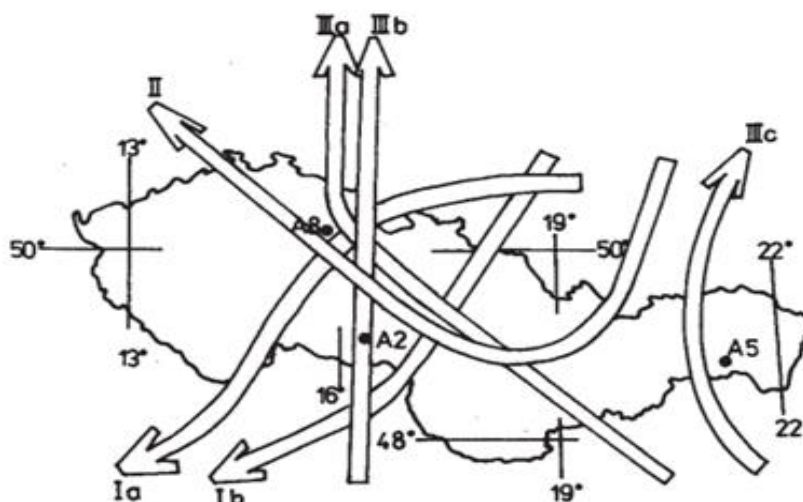
Usazování radionuklidů bylo velmi závislé na dešťových srážkách v době průchodu kontaminovaných mas na daném území. Místa, kde bylo v době průchodu radioaktivního mraku větší množství srážek, byla zasažena ve větší míře. Některé významné radionuklidy, které po výbuchu unikly do okolního prostředí, mají krátký poločas rozpadu, tudíž se již většina z nich rozpadla. Bezprostředně po havárii tedy panovala největší obava z úniku radioaktivního jódu, který však kvůli poločas rozpadu 8 dnů existuje jen krátkodobě. V následujících desetiletích po havárii se však největší pozornost věnuje především kontaminaci cesiem-137 s poločasem rozpadu 30 let (Kinley, 2006).

### 1.5.6 Průchod radioaktivního mraku přes ČSSR

Zvýšená míra radioaktivity byla po havárii v Černobylu naměřena i na území tehdejší Československé socialistické republiky (dále jen „ČSSR“). Z měření průměrné objemové aktivity po jaderné havárii v Černobylu je patrné, že naším územím prošly celkem tři silně kontaminované vzdušné masy. První průchod byl zaznamenán 30. dubna 1986, tj. 4 dny po havárii. Naměřené hodnoty se pohybovaly v řádu jednotek až desítek  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Při druhém průchodu radioaktivního mraku přes naše území, tj. 3. až 4. května 1986, dosahovaly hodnoty už jen třetinové úrovně. Třetí průchod mraku byl zjištěn okolo 7. května 1986. Objemová aktivita dosahovala už jen pouhé desetiny původní hodnoty, která byla naměřena při prvním průchodu. Na základě měření byly

vypočteny Slovenským hydrometeorologickým ústavem trajektorie, v němž jsou vyznačeny pomocí šipek jednotlivé průchody vzdušných kontaminovaných mas přes území ČSSR (Obrázek 2) (Bučina et al., 1988).

Existují tedy místa, kde je obsah cesia-137 v půdě a rostlinách několikanásobně vyšší než v jiných lokalitách. Nejvíce umělého radioaktivního izotopu cesia-137 je deponováno v lesních ekosystémech, které mohou zadržet cesium-137 po dlouhou dobu v důsledku kontinuálního cyckického přenosu mezi horní organickou vrstvou, bakteriemi, mikrofaunou, mikroflórou a vegetací (Škrkal et al., 2013). V lesním ekosystému se cesium-137 hromadí především v půdě, odkud se dále kontaminují různé byliny, dřeviny, lesní plody, houby i maso lesní zvěře. Stává se tak součástí potravního řetězce.



Průchod	Složka	Únik z Černobylu	Průchod nad ČSSR
I	a	27. dubna 02 h	30. dubna 02 h
	b	27. dubna 14 h	30. dubna 14 h
II	-	26. dubna 02 h	od 4. května 02 h do 5. května 02 h
III	a	4. května 02 h	od 8. května 02 h
	b	4. května 14 h	od 9. května 02 h
	c	5. května 02 h	od 7. května 02 h do 7. května 14 h 8. května 02 h

Obrázek 2: Trajektorie kontaminovaných hmot a přibližné časy úniků z havarovaného reaktoru jaderné elektrárny Černobyl a průchodů nad územím ČSSR

Zdroj: Bučina et al., 1988

### **1.5.7 Kontaminace půd po havárii Černobyli**

Půdní složka ekosystému je jednou z nejdůležitějších a počátečních fází ekologického cyklu pro transfer radionuklidů do živých organismů i do rostlin. Jedním z typických procesů v této fázi je migrace radionuklidů, což znamená pohyb radionuklidů z půdy vertikálním nebo horizontálním směrem a také jejich rozmístování do různých chemických forem (Bem et al., 1998). Stejný autor dále uvádí, že koncentrace cesia-137 na povrchu půd může být do značné míry ovlivněna místními geografickými podmínkami. V zemědělsky využívaných a obdělávaných půdách jsou téměř všechny radionuklidy lokalizovány v obdělávané vrstvě. Základní množství radionuklidů zůstane v půdě prorostlé kořenovým systémem a bude v dosahu rostlin po dlouhou dobu. Snižování množství radionuklidů v půdní vrstvě se děje vertikální a horizontální migrací radionuklidů (Antonopoulos-Domis et al., 1997).

Důvody pro pohyb radionuklidů, ať již horizontální nebo vertikální, jsou vstup do půdy atmosférickými srážkami, kapilární jevy, difúze, přesun kořenovými systémy rostlin, činnost zvířat a lidí (Frid a Grakovskiy, 1988; Gerzabek et al., 1992; Kutlachmedov et al., 2000).

Migrace cesia-137 v půdě je velmi pomalý proces. Tento radionuklid je v půdě zadržován především jílovými minerály. Migraci a udržení cesia-137 v půdě ovlivňuje řada faktorů, jako jsou pH půdy, obsah minerální a organické hmoty, struktura půdy, vyměnitelné ionty. Obsah cesia-137 klesá v závislosti na velikosti částic. Sorpce cesia-137 se zvyšuje složením pevné fáze, například zvýšením obsahu oxidů železa a hliníku nebo uhličitánů v půdě. U povrchových půd má velký vliv na zadržování radiocesie koncentrace organických živin a pH půdy, jelikož i organické látky mohou působit jako sorbent pro cesium-137.

Většina radionuklidů se stále nachází v horních vrstvách obdělávaných i neobdělávaných půd. Cesium-137 migruje v půdě vertikálním směrem průměrnou rychlostí cca 0,3 až 0,5 cm ročně (Schevchuk a Gurachevsky, 2006). Zvýšený obsah vlhkosti v půdě může urychlit migraci radionuklidů. V neobdělávaných půdách je nejvyšší koncentrace v horních 5 cm. Zemědělsky obdělávané půdy mají radionuklidy homogenně zastoupeny v celé obdělávané vrstvě. V půdě prorostlé kořenovým systémem rostlin zůstává určité množství radionuklidů po dlouhou dobu (Hölgge a Malý, 2000).



Horizontální migrace se objevuje díky větru, požárům, toku povrchové vody, záplavám a dešťovým proudům. Všechny tyto faktory vedou k dekontaminaci některých částí území a ke kontaminaci jiných. Největší množství radionuklidů se pohybuje v prachu ve vzduchu. Maximální akumulace radionuklidů, co do deflace, je pozorována v místech, kde se rychlost větru mění, tj. na úpatí hor a na závětrných stranách kopců. Dále je migrace spojená s táním sněhu a s dešťovými srážkami. Povrchová migrace při tání sněhu je pozorována méně než při deštích (Frid a Grakovskiy, 1988; Gerzabek et al., 1992; Kutlachmedov et al., 2000). Při vertikální migraci radioaktivní cesium postupně migruje směrem do hloubky a váže se na půdní součásti, především jílové minerály (Rühm et al., 1999).

### ***1.5.8 Černobyl v současnosti***

V současné době na černobylské elektrárně stále pracuje na tři a půl tisíce lidí, kteří dohlížejí na již odstavené bloky, kontrolují stále radioaktivní palivo v meziskladu a starají se o chátrající sarkofág, který byl poškozován vnějšími vlivy a působící radioaktivitou zevnitř. V roce 2008 byla dokončena oprava zpevnění staré konstrukce, jež měla omezit množství zatékající vody. I přesto byly ze sarkofágu každoročně odčerpávány tuny radioaktivní vody (Ryzí, 2016).

Od roku 2012 proto probíhala výstavba nového ochranného kontejnmentu, který má za úkol zakrýt starý sarkofág, pod kterým se skrývá havarovaný čtvrtý reaktor, a zabránit tak úniku radiace do okolního prostředí. Na výstavbě této gigantické konstrukce, vážící více než 36 tisíc tun, se podílelo konsorcium francouzských firem Novarka. Nový sarkofág, který je široký 260 metrů, dlouhý 162 metrů a vysoký 108 metrů, byl sestaven 327 metrů od reaktoru, a tak musel být postupně transportován nad původní kryt, který již není hermetický. Nová stavba byla vyprojektována tak, aby vydržela zemětřesení o síle šesti stupňů Richterovy škály, odolala tornádu kategorie tři a zvládaly teploty od +45 °C do -43 °C. Stěny jsou dvojité, aby mezera mezi vnitřním a vnějším pláštěm regulovala teplotu a vlhkost vzduchu. Mimořádně složitý systém ventilace má zaručit, že radioaktivní popel zůstane uvnitř stěn krytu. Přesun nového sarkofágu probíhal během druhé poloviny listopadu 2016 rychlostí cca 10 m/hod. Definitivně byl umístěn na své místo koncem listopadu 2016 a jeho životnost je plánovaná na minimálně 100 let. O celém průběhu výstavby a transportu této stavby informovaly veřejnost

mnohé zahraniční, ale i místní informační zdroje (Whigham, 2016; Ryzí, 2016; Soukup, 2016).

## **1.6 Zkoušky jaderných zbraní**

Kromě jaderné havárie v Černobylu se na kontaminaci našeho území podílely také atmosférické zkoušky jaderných zbraní. Tyto testy probíhaly zejména koncem 50. a 60. let 20. století v severních zeměpisných šířkách kolem 40° a 50°. Kontaminace byla víceméně homogenní a činila 5 kBq.m<sup>-2</sup> (UNSCEAR, 1982).

Jako atmosférické jaderné testy označujeme jaderné testy konající se na zemi, na moři, ve vzduchu, či ve vysokých vrstvách atmosféry. Při realizaci těchto testů bývá výbušné zařízení umístěno při zemi, na věži, nebo lze také použít balónů či shazování z letadel. Tyto testy lze použít jako model, jak by vypadalo použití jaderných zbraní v případě válečného konfliktu. Mohutnost jaderných výbuchů se udává v kilotunách (dále jen „kt“) či megatunách (dále jen „Mt“) ekvivalentu výbuchu nálože trinitrotoluenu (dále jen „TNT“).

Nukleární testy v atmosféře probíhaly od roku 1945. Velké testovací programy proběhly v letech 1954–1985 a 1961–1962. Jednotlivé testy dále pokračovaly od roku 1964. Největší explozí v atmosféře z posledních let byl termonukleární jaderný test o síle 4 Mt, kterou realizovala Čína v listopadu 1976. Menší atmosférické zkoušky se uskutečnily v září roku 1977 a v březnu a v prosinci 1978 (každá měla sílu 20 kt TNT). V říjnu 1980 se objevil test o střední síle 0,2 až 1 Mt TNT (UNSCEAR, 1982; Futter, 2015).

### ***1.6.1 Principy a druhy jaderných zbraní***

Jaderné zbraně jsou založeny na principu uvolnění energie z atomových jader. Pro lepší představu, při spálení 3 000 t kvalitního uhlí se uvolní energie odpovídající rozštěpení jader pouhého 1 kg uranu. Přitom se při rozštěpení jader uvolní pouze malá část energie, která je ukryta v atomovém jádře. Lze tedy konstatovat, že by teoreticky bylo možné štěpit jádro kteréhokoliv prvku, avšak pro získání jaderné energie, a to jak pro mírové účely, tak pro jaderné zbraně, mají praktický význam pouze izotopy některých těžkých prvků. Především se jedná o dva izotopy uranu, tj. uran-233 a uran-235 a izotop

plutonia-239. Tyto radionuklidy se tak stávají základním materiálem pro jadernou zbraň (Matoušek et al., 2007).

Ke dvěma zásadním principům jaderných zbraní patří jaderné štěpení (tj. štěpné zbraně) a jaderná syntéza (tj. termojaderné zbraně). Princip klasické jaderné bomby je štěpná neboli řetězová reakce těžkých atomových jader. Tato reakce probíhá tak, že ostřelováním jádra radionuklidu uranu-235 primárním neutronem vnikne tato částice do nestabilního jádra, a to se rozpadne na dvě stejná jádra. Z jádra se uvolní 1–3 sekundární neutrony. Pokud máme dostatek čistého uranu-235, tak každý sekundární neutron vyvolává štěpení dalších jader. Toto štěpení je provázeno uvolněním velkého množství energie. Zbraně tohoto typu byly použity například při útoku na Hirošimu. Puma svržená na Nagasaki obsahovala jako jadernou výbušninu plutonium-239 (Matoušek et al., 2007).

Termojaderné zbraně jsou nazývané také jako vodíkové nebo fúzní zbraně. Energii uvolňují opačným procesem než štěpné zbraně. V podstatě těžší jádra vznikají z lehčích. Vodík je jediný prvek, který byl doposud používán pro tuto syntézu. Zatímco u štěpné reakce je zapotřebí jeden neutron k nastartování celé řetězové reakce, u termojaderných zbraní nemůže spontánně probíhající jaderná syntéza začít, pokud jádra nemají dostatečnou energii, kterou potřebují k překonání odpuzivých sil mezi nimi. Potřebná energie může být dodána zvýšením teploty reagujícího materiálu. Největší termojaderná zbraň byla vyzkoušena v roce 1961 v Sovětském svazu, v prostoru Novaja Zemlja. Její ničivá síla byla 60 megatun TNT (Matoušek et al., 2007).

Další významný typ jaderné zbraně je označován jako třífázová jaderná nálož. Takto konstruovaná nálož uvolňuje energii ve třech fázích. V první fázi dochází ke štěpení v roznětce, ve druhé probíhá termojaderná reakce a ve třetí fázi dochází k následnému štěpení. Ve třetí fázi se tvoří radioaktivní materiál, avšak v podstatně větším množství než ve fázi první. Tato nálož způsobuje mnohonásobně vyšší radioaktivní kontaminaci i ve srovnání s nejjednodušší štěpnou náloží. Navíc dochází k produkci plutonia v důsledku interakce neutronů s uranem (Matoušek et al., 2007).

### ***1.6.2 Ničivé účinky jaderných zbraní a ochrana před nimi***

Každá jaderná zbraň má rozdílné účinky, které se značně liší podle jednotlivých druhů jaderných zbraní. Mohou se projevit na živých bytostech, životním prostředí, materiálu a technice včetně infrastruktur. K těmto účinkům patří seizmické účinky, vzdušná tlaková vlna, ionizující záření v okamžiku výbuchu, světelné, respektive tepelné záření v okamžiku výbuchu, elektromagnetický impuls a radioaktivní kontaminace. Jednotlivé účinky jsou pochopitelně také závislé na energii, která je uvolněna při jaderném výbuchu. Energie jaderného výbuchu se může projevit různými způsoby. Například jako silný impuls ionizujícího záření a uvolnění obrovského množství tepla. Vzniklá tepelná energie zase působí na materiál zbraně a okolní vzduch a dochází tak k jeho rozpínání za vzniku mohutné tlakové vlny, která se projevuje jako mechanická energie. Uvolněnou energii můžeme označit i jinými pojmy, jako např. mohutnost, ráže, síla výbuchu apod. (Pitschmann, 2005; Matoušek et al., 2007).

Při jaderném výbuchu se podílí 50–55 % z celkové uvolněné energie na vytvoření tlakové vlny, při které dochází ke komplikovaným zlomeninám končetin, silnému pohmoždění celého organismu, krvácení z nosu a uší a sekundárně k poranění letícími úlomky zničených budov a jiných staveb, nebo střepinami skla. Asi 25–35 % z uvolněné energie se podílí na vytvoření světelného záření, které může způsobit zuhelnatění, roztavení nebo vznícení různého materiálu, popáleniny nekrytých částí těl a dočasné oslnění u nechráněných osob. 10–15 % uvolněné energie připadá na radioaktivní zamoření a 3–5 % na vznik pronikavé radiace. Při dlouhém styku radioaktivních látek s kůží nebo se sliznicemi mohou vzniknout popáleniny. Při vdechnutí radioaktivního prachu se radioaktivní látky dostávají do plic a odtud dále do krve. Velká část je v průběhu 2–3 dnů z organismu odstraněna, ale některé radioizotopy se usazují v různých orgánech, kostech nebo i ve svalech, jako zmiňované cesium-137 (Pitschmann, 2005).

Před těmito účinky se lze mnohdy účinně a efektivně chránit. Cílem ochrany je maximálně snížit následky úderů jaderných zbraní jakož i útoků potenciálního jaderného a radiologického terorismu. Principy ochrany rozdělujeme na technickou a zdravotnickou část. Do technické ochrany řadíme např. úkryty, prostředky individuální ochrany, dekontaminaci apod. Z pohledu zdravotnické ochrany je nejdůležitější jodová profylaxe, která spočívá v podávání tablet jodidu draselného

s cílem zabránit akumulaci radiojódu ve štítné žláze (Pitschmann, 2005; Matoušek et al., 2007; Navrátil et al., 2011).

### ***1.6.3 Cesta k vývoji jaderných zbraní***

Než vůbec mohlo dojít k prvním zkouškám těchto zbraní obsahujících jaderný materiál, bylo potřeba mnoholetého bádání předních světových vědců. V minulosti proběhla celá řada významných objevů v oblasti jaderné fyziky, které se staly základním pilířem pro konstruování, testování a praktické použití jaderných zbraní. Důležitým krokem, který vedl k sestrojení jaderných zbraní, bylo objevení radioaktivity neboli radioaktivní přeměny. O tento objev se v roce 1896 zasloužil Henri Becquerel u solí uranu. K objasnění podstaty radioaktivity zásadním způsobem přispěli francouzští fyzikové Pierre Curie a Marie Curie Sklodowska. Využitím jaderné energie pro vojenské účely se dále zabývaly nejvýznamnější světové mocnosti zapojené do 2. světové války, např. Německo, Francie, Velká Británie, SSSR, Japonsko a Spojené státy americké (dále jen „USA“). Každá jaderná velmoc postupovala podle svých možností (Matoušek et al., 2007).

Samotný vývoj jaderné zbraně započali němečtí vědci, do něhož bylo zapojeno 22 vědeckých ústavů Německa, již v roce 1939. V Německu byl jaderný projekt nazýván jako Uranový projekt a byla v něm uplatňována výborná úroveň znalostí německých vědců v jaderné fyzice a radiochemii. Rozsah, charakter a cíle tohoto jaderného programu však nejsou doposud zcela známy. Z důvodu nedostatku surovin a upřednostnění vývoje jiných druhů zbraní použitelných v kratším časovém horizontu jejich výzkum neuspěl (Mika, 2011; Kolář, 2017).

Vzhledem k situaci, která panovala v Evropě po nástupu Německa k moci, emigrovala většina jaderných fyziků a chemiků z celé Evropy do Spojených států, které je ochotně přijaly. Zde byla pod vedením Roberta Oppenheimera vyrobena první jaderná bomba. Veškeré práce, které se týkaly jaderných zbraní, probíhaly pod tajným názvem Manhattan Engineer District (MED). V listopadu 1942 byla zahájena výstavba experimentálního střediska Los Alamos v Novém Mexiku (Matoušek et al., 2007).

#### **1.6.4 Projekt Manhattan–Trinity**

V rámci tohoto utajovaného amerického programu byla sestrojena plutoniová nálož nazývaná Gadget, která byla odpálena 16. července 1945 na opuštěném místě v polopoušti v Novém Mexiku na střelnici White Sands u Alamogorda. Zkušební test jaderné zbraně proběhl pod krycím názvem Trinity (Svatá Trojice). Jednalo se o pozemní výbuch, kdy byla nálož umístěna na stožár vysoký 30 m. V jádře pumy se nacházelo 6,2 kg čistého plutonia. Samotný test byl odstartován ráno v 5:30 hod. těsně před úsvitem. Během testu byli vědci, pracovníci a další pozorovatelé ukryti v bunkrech vzdálených necelých 10 km od epicentra výbuchu jaderné bomby. Výbuch byl doprovázen zábleskem, který připomínal denní světlo. Řada očitých svědků zpozorovala výbuch doprovázený akustickými a zejména také optickými jevy na značnou vzdálenost (až 200 km). Tlaková vlna během několika vteřin dostihla pozorovací stanoviště a účastníci tohoto testu poprvé spatřili charakteristický hříbovitý útvar zplodin výbuchu, který se stal natrvalo symbolem jaderných zbraní. Obyvatelstvo bylo uklidněno prohlášením, že nedaleko Alamogorda došlo k výbuchu velkého množství výbušnin a pyrotechniky. Ocelový stožár, na kterém byla umístěna bomba, zmizel a na jeho místě vznikl kráter s průměrem asi 300 m. Půda byla sežehnuta do okruhu 1,5 km od místa výbuchu. Výbuch dosáhl účinnosti 20 kilotun TNT, což bylo 100krát více, než se předpokládalo. Výsledky tohoto testu byly oznámeny prezidentu Trumanovi (Matoušek et al., 2007; Reed, 2014).

#### **1.6.5 Nagasaki–Hirošima**

Poslední částí projektu Manhattan byl výběr a školení vzdušné posádky, která by mohla dopravit bomby do cíle. Proto bylo nezbytné vytvořit útočnou jednotku a upravit bombardéry k tomuto účelu. Za tímto účelem vznikla speciální armádní jednotka, jejíž trénink započal na podzim roku 1944. Tato bombardovací bojová skupina měla přísně utajovaný výcvik, který podléhal nejvyššímu utajení. Byla vybavena 15 bombardéry typu B-29, což byly v té době největší americké bombardéry. Mezi jejich důležité vlastnosti patřila malá hmotnost, čímž mohly dosahovat výšky až 12 000 metrů. Samotný výcvik, trvající 3 měsíce, měl za cíl svrhnout bombu na určený cíl z výšky 10 000 metrů s přesností 150 až 300 metrů a opustit prostor předpokládaného výbuchu. K výcviku se používala fiktivní bomba naplněná betonem, která měla simulovat očekávanou hmotnost bomby. Cvičné lety probíhaly nad pouštěmi v Kalifornii a Utahu.

Pro bombardování Japonska bylo vybráno pět cílů: Kókura, Hirošima, Nagasaki, Niigata a Kjóto. Město Kjóto, tehdejší hlavní město Japonska, bylo nakonec ze seznamu odebráno, díky velkému množství kulturních památek (Matoušek et al., 2007; Mika a Říha, 2011).

Jaderné bomby vyvinuté pod krycími názvy Little Boy (chlapeček) a Fatman (tloušťák), měly za úkol zaútočit na japonská města Nagasaki a Hirošima. Prvním cílem se stalo město Hirošima, na které byla dne 6. srpna 1945 svržena bomba s názvem Little Boy. Výbuch nastal ve výšce asi 600 metrů nad městem, krátce po jeho odhozu z letadla. V bombě, o mohutnosti jaderného výbuchu v rozsahu 12,5 až 20 kt TNT, byla použita jako jaderná nálož uran-235. Na obloze se objevila mohutná ohnivá koule, která pohltila celé město. Posádky letounů spatřily záblesk, následně oslňující světlo, v němž se pomalu rýsovala tlaková vlna, a nakonec charakteristický hřibovitý oblak kouře a dýmu, který sahal až do výše 9 km. Ztráty na životech byly obrovské. Podle japonských údajů z 255 tisíc obyvatel Hirošimy byly okamžité ztráty asi 140 tisíc osob a 70 tisíc zničených domů (Matoušek et al., 2007; Mika a Říha, 2011).

Po použití této bomby americké velení rozhodlo, aby bylo japonské obyvatelstvo informováno o osudu Hirošimy, a vyzvalo Japonsko ke kapitulaci. V té době již byl však vydán rozkaz k dalšímu bombardování, které bylo naplánováno na 12. srpna. Druhý útok byl navíc urychlen impulzem Rudé armády, která udeřila 9. srpna proti pozemním silám Japonska. Američané se proto rozhodli svrhnout druhou bombu s názvem Fatman už tři dny po útoku na Hirošimu. Tentokrát bylo cílem útoku japonské město Nagasaki. Zde se jednalo o plutoniovou bombu implozního typu vážící asi 5 tun, která obsahovala 6,2 kg vojensky čistého plutonia. Bomba vybuchla přesně v 11 hodin a 2 minuty a mohutnost výbuchu odpovídala asi 20 až 22 kt TNT. Díky kopcovitému terénu byly v Nagasaki ztráty na životech nižší než v Hirošimě. Hovoří se o 70 000 obětech a 18 tisících zničených domech. Až po bombardování města Nagasaki se rozhodli japonští představitelé pro kapitulaci, která byla podepsána dne 2. září 1945. Toto rozhodnutí zapříčinilo ukončení 2. světové války (Matoušek et al., 2007; Mika a Říha, 2011).

## 1.7 Půda

Vznik půdy je konečnou fází zvětrávacího procesu, který probíhá na povrchu zemské půdy. Popisem, genezí půd a jejich klasifikací se zabývá samostatná vědní disciplína **pedologie**, se kterou úzce souvisí i další geologické a biologické disciplíny (např. mineralogie, petrologie, geomorfologie, geochemie, hydrogeologie, botanika aj.). Půda se definuje jako svrchní zvětralinová vrstva zemské kůry, skládající se z rozmělněných a chemicky pozměněných hornin a ze zbytků rostlin a živočichů v půdě i na půdě žijících (Kachlík a Chlupáč, 1996).

Za pomoci dlouhodobě probíhajících půdotvorných procesů a mnoha půdotvorných činitelů vzniká specifická tenká nejsvrchnější vrstva litosféry, kterou lze charakterizovat složením, barvou, zrnitostí (texturou), půdní strukturou a podílem humusu. K základním půdotvorným činitelům patří (Kachlík a Chlupáč, 1996):

- **matečná hornina** (výchozí materiál);
- **klima** (teplota, množství a rozložení srážek, výpar);
- **vliv organismů** (půdní flóra a fauna);
- **reliéf** (nadmořská výška, svažitosť terénu);
- **hladiny spodní vody**;
- **činnost člověka**;
- **čas**.

### 1.7.1 Složení půdy, její vlastnosti a klasifikace

Půda se skládá z anorganické a organické složky, půdní vody a vzduchu. Obsah a poměr jednotlivých složek se v půdách mění a všechny složky jsou promíseny. Podíl anorganických složek souvisí s původním složením matečné horniny. Pro vývoj a kvalitu půdy je důležitý zejména obsah minerálů, které snadno zvětrávají a uvolňují nebo váží některé živiny rostlin. Mezi tyto minerály patří především plagioklasy, slídy, amfiboly a pyroxeny. Část těchto minerálů migruje v půdním profilu, díky své snadné rozpustnosti. Odolné minerály se v půdě hromadí jako klastická příměs (Kachlík a Chlupáč, 1996).

Organická složka půdy je charakterizována jednak rostlinami a živočichy žijícími na půdě, jednak jejich uhynulými zbytky po odumření, vytvářejícími humus v půdě. Jeho obsah výrazně ovlivňuje úrodnost půdy. Humusem nejbohatší jsou stepní černozemě,



nejmenší obsah je v chladných, subtropických a tropických oblastech. Půdy se mohou charakterizovat zrnitostí, obsahem organické a anorganické složky, barvou, pórovitostí a uspořádáním částic skládajících půdu (Kachlík a Chlupáč, 1996).

Půdy lze klasifikovat podle směru pohybu půdních roztoků do čtyř základních skupin. Jsou to půdy **terestrické** (suchozemské), **semiterestrické** (vznikají v dosahu podzemní vody nebo částečně zaplavované při povodních), **subhydrické** (půdy vznikající ve vodním prostředí) a **rašelinné** (Kachlík a Chlupáč, 1996).

### ***1.7.2 Rozbor neporušeného půdního vzorku***

Neporušený půdní vzorek slouží k určení základních fyzikálních vlastností. Zachycuje přirozené podmínky půdy, tj. jak se půda vyskytuje v terénu. Většina fyzikálních vlastností půdy je úzce spjata právě s těmito přirozenými podmínkami. Jde o to, kolik a jak velkých částic se v půdě nachází, jak tyto částice svým uspořádáním vytvářejí půdní profil, jaký je tvar, velikost a uspořádání dutin mezi částicemi a agregáty atd. U těchto vzorků se proto provádí jednak stanovení pórovitosti, ale také se analyzují vzdušné a vodní poměry půdy. Pórovitost je rozhodující především pro zadržení a pohyb vody v půdě, pro provzdušnění, ale také pro zakořenění rostlin aj. Přirozené půdní podmínky mají také velký vliv na energetické poměry půdní vody, což v podstatě znamená, jak pevně je voda v půdě vázána a přístupná pro vegetaci, tzv. pohyblivost vody (Horáček et al., 1994).

Odběr jednotlivých vzorků se provádí v terénu ze středu jednotlivých horizontů do Kopeckého ocelových válečků o objemu 100 cm<sup>3</sup>. Na neporušených půdních vzorcích se konkrétně určuje momentální vlhkost, maximální kapilární vodní kapacita, kapilární nasáklivost, celková pórovitost a maximální vodní kapacita podle Nováka. Tyto veličiny se stanovují v Kopeckého válečku v jednom postupu práce s neporušeným půdním vzorkem. K samotnému rozboru je potřeba hodinové sklo o průměru 7–8 cm, kruhový filtrační papír o průměru asi 9–10 cm, zařízení pro kapilární nasávání válečků, sušárna a exsikátor se sikativem (Horáček et al., 1994; Valla et al., 2000).

### ***1.7.3 Hustoměrná metoda zrnitostního rozboru podle A. Casagrande***

Hustoměrný zrnitostní rozbor patří do skupiny neopakované sedimentace, tj. všechna měření se konají během jednoho a téhož usazovacího procesu ve vodě. Speciálním

hustoměrem se určuje pokles hustoty suspenze jako funkce času. Postupné usazování zeminných částic způsobuje úbytek hustoty suspenze. Hustoměr měří střední hodnotu vrstvy suspenze v rozmezí hrušky hustoměru. Prakticky je postačující pro výpočet průměrů zrn uvažovat hloubky středu hrušky pod povrchem suspenze. Celý pracovní postup zahrnuje preparaci vzorku, kalibraci páru válec – hustoměr, vlastní měření a vyhodnocení (Kolář a Ledvina, 1976, Valla et al., 2000).

## 1.8 Gama spektrometrická analýza

Při samovolné radioaktivní přeměně každý radionuklid emituje pro něj typické záření. Záření gama je pronikavé elektromagnetické záření s velmi krátkou vlnovou délkou, která se pohybuje v rozmezí  $10^{-11}$  až  $10^{-13}$  m. Je vyzařováno jádry atomů a z důvodu nízké hustoty ionizace atomů má dlouhý dolet (Matoušek et al., 2007).

Gama spektrometrická analýza (dále jen „GSA“) je metoda, při níž se stanovuje obsah radioaktivních prvků, respektive jejich radioaktivity, na základě měření vzorkem emitovaného záření gama polovodičovým detektorem s vysokým energetickým rozlišením spojeným s mnohokanálovým amplitudovým analyzátozem. Využívá se zejména ke kvalitativnímu a kvantitativnímu stanovení radionuklidů, které emitují přírodní i umělé gama záření. Většina radionuklidů má totiž alespoň jednu dobře stanovitelnou čaru záření gama v energetickém rozsahu od 50 do 3 000 keV (s výjimkou radionuklidů H-3, C-13, Sr-90/Y-90, S-35, některých transuranů apod.) (DataPro, 2014).

Celá měřicí trasa se skládá z několika částí, první z nich je vlastní polovodičový detektor s předzesilovačem (dále jen „PAMP“), který je umístěn ve vhodném stínění a chlazen tekutým dusíkem. Dalšími články jsou zesilovač (dále jen „AMP“), analogově digitální převodník (dále jen „ADC“) a multikanálový analyzátor (dále jen „MCA“). V současnosti se používají polovodičové detektory z velmi čistého germania, tzv. HPGe detektory (High Purity Germanium).

Mezi hlavní výhody gamaspektrometrie patří bezesporu skutečnost, že není nutné provádět náročné chemické nebo jiné zpracování vzorků. Veškerá manipulace s měřenými vzorky se omezí na jejich vhodné zpracování tak, aby je bylo možné umístit do příslušné nádoby, a určit jejich objem nebo váhu (Debertin a Helmer, 1988; Matzner, 2004, Ohera, 2006, Ullmann, 2017).

### **1.8.1 Detektory záření gama**

Existuje mnoho druhů detektorů, které využívají různé principy. Každý detektor je vhodný pro určitý typ měření. Pro gama spektrometrii jsou nejčastěji využívány scintilační a polovodičové detektory.

#### **Scintilační detektory**

Tento typ detektoru využívá pro svou funkci látky, které světélkují při pohlcení fotonu, tzv. scintilátorů. Nejčastěji používaným scintilátorem je jodid sodný aktivovaný thaliem NaI (Tl). Mohou se používat i kapalně scintilátory. Mezi jejich hlavní výhody patří vysoká účinnost, která je dána vysokým protonovým číslem krystalu, a také jejich krátká mrtvá doba. Tyto detektory vynikají vyšší účinností v případě měření jednotlivých radionuklidů (Gilmore, 2008; Ullmann, 2017).

#### **Polovodičové detektory**

Vhodným materiálem pro detektor záření gama je polovodič, který by měl mít ideálně tyto vlastnosti (Gilmore, 2008):

- vysokou účinnost, vysoký absorpční koeficient;
- dobrou elektronovou a děrovou vodivost;
- jednoduchý mechanismus pro sběr signálu;
- dobré energetické rozlišení;
- výstup úměrný energii záření gama;
- rozumnou velikost a cenu.

Dle těchto vlastností se jeví jako nejideálnější polovodič křemík-14 a germanium-32. Tyto detektory mají vyšší rozlišovací schopnost, oproti scintilačním detektorům. Více se používají germaniové detektory o vysoké čistotě (HPGe), se kterými lze měřit ve velkém rozsahu energií. Hlavními charakteristikami HPGe detektoru jsou nízká koncentrace nečistot eliminující rušivé vlivy, nízká ionizační energie potřebná ke vzniku iontových párů, vysoká vodivost, kompaktní velikost, doba odezvy, vysoké rozlišení a relativní jednoduchost provozu. Nejčastěji používané detektory jsou germaniové detektory driftované lithiem-Ge (Li), jež je nezbytné neustále chladit kapalným dusíkem. Přerušování chlazení by mělo za následek difuzi driftu a následnému poškození detektoru. Novějším typem jsou právě detektory ze super čistého germania (HPGe

detektory), u nichž se používá elektronický chladicí systém, pracující na základě Joule – Thomsonovy expanze stlačeného plynu (mimo dusík se používají i jiné kryogenní plyny, např. helium). Tento typ detektoru je vhodnější pro zjišťování směsí radionuklidů, jelikož má větší rozlišovací schopnost (Gilmore, 2008).

### ***1.8.2 Polovodičová spektrometrie gama***

Polovodičový detektor se skládá z diody, zapojené v elektrickém obvodu v závěrném směru s vysokým napětím (asi 2 000 V) přes velký ohmický odpor, proto obvodem neprotéká proud. Jakmile vnikne určité množství ionizujícího záření do aktivní vrstvy detektoru, dojde v polovodiči k přeskoku ekvivalentního množství elektronů do vodivého pásma a vzniknou elektron-děrových párů. Následně dojde k toku děr ke katodě a k toku elektronů k anodě (Ohera, 2000).

V elektrickém obvodu vznikne proudový impuls, který způsobí napěťový úbytek na pracovním odporu. Elektrický impuls se následně vede přes kondenzátor k předzesilovači a zesilovači, kde dojde k jeho zesílení. Výsledná odchylka impulsu je přímo úměrná sebranému náboji, a proto je i přímo úměrná energii detekovaného záření (Ohera, 2000).

Gama spektrometrie slouží především ke stanovení energie a intenzity jednotlivých skupin fotonů gama záření, které je vyzařováno analyzovaným radionuklidem či jejich směsí. Skupiny fotonů gama pak ve spektru vidíme jako konkrétní fotopíky, jejíž energie záření určuje polohu určitého fotopíku na vodorovné spektrální ose. Přesné určení závisí na správné kalibraci detektoru (Ohera, 2000).

## **2 CÍL PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA**

### **2.1 Cíl práce**

Odběr jednotlivých vzorků půd ve vybraných lokalitách, stanovení obsahu cesia-137 pomocí polovodičové spektrometrie gama a porovnání v závislosti na druhu půdy.

### **2.2 Výzkumná otázka**

Liší se obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd?

### 3 METODIKA

Před samotným zpracováním této práce bylo potřeba provést rešerši literárních a internetových zdrojů, které se zabývají problematikou výzkumu.

Z důvodu nerovnoměrného radioaktivního spadu při průchodu kontaminovaných vzdušných mas byly vybrány lokality, kde se nachází významné množství radionuklidů, důležitých pro výzkum. Lokality byly vybrány na základě konzultace na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost (dále jen „SÚJB“). Cílem bylo odebrat vzorky v oblastech, kde byla při prvotním průzkumu v roce 1986 zjištěna největší míra kontaminace. Proto byly pro sběr vybrány lokality Kvilda, Churáňov a Zadov na Šumavě. Pro porovnání naměřených hodnot byl sběr proveden také v lokalitě, kde nebyl radioaktivní spad tak významný. Touto lokalitou bylo okolí obce Stráž nad Nežárkou na Jindřichohradecku, na území CHKO Třeboňsko. Celkem bylo nasbíráno a zpracováno 24 vzorků půd ze čtyř lokalit (Obrázek 3). V každé lokalitě probíhal sběr vzorků z neobdělávané zemědělské půdy a lesní půdy.



Obrázek 3: Lokality odběru vzorků půd

Zdroj: Autor

### 3.1 Odběry a úprava vzorků

Sběr probíhal od srpna do října roku 2016. Odběry půd probíhaly podle jednotné metodiky. Pro sběr byly vybrány neobdělávané zemědělské půdy se sklonem povrchu menším než 3° s půdou málo propustnou pro vodu a lesní půdy. Vzorky byly odebírány z plochy 0,06 m<sup>2</sup> (25 x 25 cm) v hloubkách 0–5, 5–10 a 10–15 cm. V určených lokalitách bylo potřeba nejdříve prozkoumat terén a vybrat vhodné místo pro odběr z hlediska sklonu svahu a snadného odběru vzorků. K snazšímu a přesnému odběru byla použita plastová nádoba o rozměrech 25 x 25 cm s přepážkami umístěnými v rozmezech 5 cm. Jednotlivé vrstvy byly umístěny ve dvou uzavíratelných polyetylenových sáčcích. Tyto vzorky byly před měřením vysušeny při pokojové teplotě, dokud jejich hmotnost nebyla konstantní. Ze vzorků byly odstraněny kameny a kořeny rostlin a dále byly rozemlety na prášek. U těchto vzorků byla změřena hmotnostní aktivita pomocí polovodičové spektrometrie gama.

Ve vybraných lokalitách byl také proveden odběr půdních vzorků pomocí sond, které později sloužily pro stanovení fyzikálních vlastností. Sondy byly odebírány ve stejných lokalitách a hloubkách jako vzorky pro stanovení hmotnostní aktivity s výjimkou lesních půd. Pro tento druh zemin se používají jiné metody a postupy stanovení půdního druhu, které však není možné provádět v laboratořích Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, kde byl výzkum realizován. Odběr sond bohužel nebylo možné provést ani v lokalitě Stráž nad Nežárkou, z důvodu již špatných klimatických podmínek, které by negativně ovlivnily výsledky rozboru. Prvním krokem bylo seznámení se s půdami, které se v těchto lokalitách nacházejí. K tomuto průzkumu posloužily předchozí rozborů půdních horizontů jednotlivých obcí, v jejichž lokalitách se odběrná místa nacházela. Hloubení půdních sond se provádělo pomocí lopaty. Pro odběr byly použity tzv. Kopeckého fyzikální válečky z nerezavějící oceli, o objemu 100 cm<sup>3</sup> a výškou 5 cm (Obrázek 4).



Obrázek 4: Kopeckého fyzikální válečky

Zdroj: Autor

Válečky byly zatloukány přes vhodný nástavec palicí ve vertikálním směru do půdy. Postupovalo se od nejsvrchnějších vrstev směrem dolů. Před odběrem bylo potřeba pomocí lopatky odstranit horní vrstvu vegetace. Na urovnaný povrch byl následně položen fyzikální váleček ostrým břitem směrem dolů. Postupně byl váleček vtlačován do půdy, dokud nedosáhl požadované hloubky. Poté bylo na váleček umístěno víčko a pomocí lopatky a nože byla sonda opatrně vyjmuta z půdního profilu. Přesahující zemina byla opatrně odřezávána pomocí ostrého nože tak dlouho, dokud nebyla půda v sondě zarovnaná. Následně bylo na tuto stranu přiloženo víčko, nožem byla zarovnána i vrchní strana a opět nasazeno víčko. Takto upravený váleček byl zajištěn gumičkami a vložen do popsaného polyethylenového sáčku. Co nejdříve po odběru vzorků bylo nutné zvážit pro určení momentální vlhkosti, aby se zamezilo ovlivnění hodnot výparem (Obrázek 5).



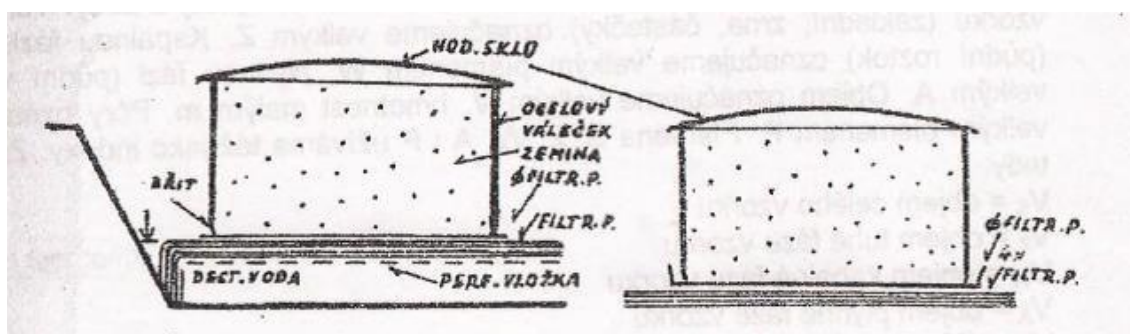
Obrázek 5: Vážení vzorku po odběru

Zdroj: Autor



### 3.2 Postup rozboru neporušeného půdního vzorku

Pro samotný rozbor byl použit váleček s odebraným neporušeným vzorkem, uzavřený plechovými víčky, která byla připevněna gumičkami. Před samotným rozbořem byl váleček odvíčkován a položen na kruhový filtrační papír, který uzavíral dolní základnu po celou dobu rozboru. Následně bylo na váleček položeno označené hodinové sklo, které bylo potřeba nejprve zvážit, a odejmuto i víčko z horní základny (Obrázek 6). Rozbitím nebo ztrátou hodinového skla by byl rozbor znehodnocen. Při všech váženích je potřeba, aby váleček se vzorkem stál dolní základnou na hodinovém skle, aby se neznečišťovala miska vah a nedocházelo ke ztrátám vzorku. Veškerá vážení se provádí s přesností na setinu gramu (Horáček et al., 1994).



Obrázek 6: Schéma rozboru neporušeného vzorku

Zdroj: Horáček et al., 1994

Odvíčkováný váleček se vzorkem uzavřený kruhovým filtračním papírem a postavený na hodinovém skle byl zvážen a naměřená hodnota byla označena zkratkou  $G_A$ . Pomocí této hodnoty bude později určena *momentální vlhkost vzorku*  $W_{mom}$ . Váleček byl dále nasycován destilovanou vodou kapilárním vztlínáním prostřednictvím filtračního papíru, které spočívá v zakrytí horní základny hodinovým sklem, aby se zamezilo výparu vody. Zemina ve válečku se nechá nasycovat vodou do druhého dne (minimálně 12 hodin), až je horní základna celá provlhčena. Toto provlhčení je indikováno leskem horní základny (Kolář a Ledvina, 1976; Horáček et al., 1994).

Po nasycení byl váleček sejmuto z filtračního papíru sesunutím do strany a nakloněn, aby přebytečná voda z uzavírajícího kruhového filtračního papíru odkapala. Váleček se postavil na hodinové sklo a zvážil. Naměřená hodnota byla zaznamenána a označena zkratkou  $G_B$ . Poté byl váleček postaven na čtyřnásobně složený filtrační papír, horní

základna byla zakryta hodinovým sklem a bylo započato odsávání vody. Váleček byl zvážen po 30 a 120 minutách a poté opět vrácen zpět na suchý filtrační papír. Další vážení bylo provedeno po 24 hodinách a všechny naměřené hodnoty byly průběžně zaznamenávány. Konečná hodnota byla dále použita pro určení přibližné retenční vodní kapacity. Váleček se zeminou, kulatým filtračním papírem a zváženým hodinovým sklem byl poté sušen při 105 °C do konstantní hmotnosti a po vychladnutí opět zvážen. Pomocí této hodnoty byla stanovena hmotnost sušiny (Kolář a Ledvina, 1976; Horáček et al., 1994).

Suchá zemina z válečku byla poté rozmělněna, aby mohla být stanovena specifická (měrná) hmotnost zeminy. Na tuto metodu bylo potřeba navážít 10 g sušiny do porcelánové misky a zalít destilovanou vodou tak, aby zemina byla překryta (Obrázky 7 až 11). Na mírném plameni byl vzorek za občasného míchání vařen asi 5 minut, aby došlo k odstranění vzduchu. Následně byla suspenze ochlazena (Valla et al., 2000).



Obrázek 7: Vážení vzorku

Zdroj: Autor



Obrázek 8: Tepelná úprava vzorku

Zdroj: Autor



Obrázek 9: Vpravení vzorku do pyknometru

Zdroj: Autor



Obrázek 10: Opětovné vážení vzorku

Zdroj: Autor



Obrázek 11: Přehledné seskupení vzorků

Zdroj: Autor

Mezitím byl pyknometr naplněn destilovanou vodou až po hrdlo, osušen a zvážen. Po odvážení byla voda vylita a vychladlá suspenze vpravena (kvantitativně) do pyknometru. Destilovanou vodou byl pyknometr doplněn až po hrdlo, osušen a zvážen. Pomocí naměřených hodnot byla u všech vzorků zjištěna specifická hmotnost, která vyjadřuje odhad zastoupení organického podílu v půdě (Horáček et al., 1994).

U této metody nás budou nejvíce zajímat naměřené hodnoty specifické (měrné) hmotnosti půdy, což je hmotnost objemové jednotky pevné složky půdy (bez pórů). Hodnota specifické hmotnosti je ovlivněna poměrným zastoupením jednotlivých minerálů různé specifické hmotnosti, jichž je vlastně průměrem. Specifická hmotnost také indikuje, do jaké míry je v půdě zastoupen organický podíl. Podle naměřených

hodnot můžeme odhadnout zastoupení organického podílu v půdě, tj. horizonty rašelinné, zrašelinělé, silně humózní, povrchově humózní, hlinité s cca 1 % humusu a želem obohacené iluviální horizonty. Každý z těchto horizontů má charakteristické vlastnosti, které mohou do jisté míry ovlivňovat distribuci cesia v půdách (Valla et al., 2000).

Další důležitou veličinou je pórovitost půdy, která udává kolik procent z jednotkového objemu půdy (% obj) v přirozeném uložení připadá na póry. Bližší podrobnosti o kvalitě pórů podává jejich dělení na póry kapilární, semikapilární a nekapilární. Podle hodnoty pórovitosti se posuzuje ulehlost půdy a tím tedy i její propustnost pro vodu, která je nosičem a distributorem radioaktivního cesia (Valla et al., 2000).

Optimální zastoupení kapilárních pórů má být asi  $2/3$  z pórovitosti. Zbytek má být přibližně rovným dílem rozdělen mezi póry semikapilární a nekapilární. Nadbytečné zastoupení kapilárních pórů totiž znesnadňuje vnikání vody do půdy (infiltraci), půda přijímá málo vody, provlhuje se do malé hloubky, srážky jsou málo využity, zvyšuje se povrchový odtok s nebezpečím eroze na svazích. Taková půda rychle vysychá a je málo provzdušněná. Naopak nedostatečné zastoupení kapilárních pórů znamená malou zásobu vody v půdě pro vegetaci (Valla et al., 2000).

Semikapilární póry umožňují dobré vnikání vody do půdy a jejím dočasným zadržením umožňují nasycení kapilárních pórů do větších hloubek, Nekapilární póry umožňují vnikání vody do půdy a její pronikání do hloubky. Při jejich nadbytečném zastoupení se vlhkost půdy v povrchové vrstvě příliš nezvyšuje, rychlost prosakující vody je tak velká, že není zabezpečeno nasycení kapilárních pórů, voda se ztrácí do hloubky z dosahu kořenů rostlin. Zásoba vody v takové půdě je nízká (Valla et al., 2000).

### **3.3 Postup hustoměrné metody**

Tato metoda, nazývaná podle autora také jako Casagrande, patří do skupiny neopakované sedimentace, tzn., že všechna měření se konají během jednoho usazovacího procesu. Speciálním hustoměrem se určuje pokles hustoty suspenze, který je způsoben postupným usazováním zeminných částic jako funkce času. Z naměřených hodnot hustoty se určí průměr částic v daném okamžiku a z příslušného vztahu se vypočte jejich procentické zastoupení.

Pro tuto metodu byl použit vysoký odměrný válec o objemu 1 000 cm<sup>3</sup>, hustoměr, stopky, porcelánová miska, roztírací tyčinka a míchadlo. Z chemikálií bylo použito dispergační činidlo a destilovaná voda. Samotný pracovní postup této metody zahrnuje preparaci vzorku, kalibrace páru válec – hustoměr, vlastní měření a na závěr vyhodnocení (Horáček et al., 1994).

Při preparaci vzorku bylo smícháno cca 80 g zeminy, 80 ml dispergačního činidla a 200 ml destilované vody. Poté byla suspenze zahřívána za občasného míchání po dobu asi 30 minut. Po vychladnutí byl zakalený podíl postupně odléván do sedimentačního válce. Následovala kalibrace, kdy byly změřeny všechno hodnoty potřebné do výsledné rovnice pro opravu hloubky měření (Horáček et al., 1994).

Vlastní měření probíhalo následovně. Vychladlá suspenze z kádinky byla kvantitativně vpravena přes roztírání v porcelánové misce do sedimentačního válce a ten byl doplněn destilovanou vodou přesně na objem 1 000 cm<sup>3</sup>. Následovalo promíchání suspenze vertikálními pohyby pomocí míchadla a v okamžiku vyjmutí míchadla byla započata samotná sedimentace a zvolen čas 0. Okamžitě byl do válce ponořen hustoměr, aby došlo k jeho ustálení, a po 30 sekundách byla odečtena hodnota ze stupnice a zaznamenána (Obrázek 12). Stejný postup byl proveden i v časových intervalech 1 minuta a 2 minuty od výchozího času 0. Následně byl hustoměr pomalu vyjmut, opláchnut mimo válec a osušen. Pak byl vnořen do válce vždy asi 1 minutu před dalšími čteními, která probíhala v intervalech 5, 15 a 45 minut od času 0. Odečtené hodnoty byly pro lepší přehlednost zaznamenány do tabulky naměřených hodnot jako 1000násobek údaje z hustoměru za desetinnou čárkou (Horáček et al., 1994).



Obrázek 12: Odečítání z hustoměru

Zdroj: Autor

Získané hodnoty byly dále použity pro určení průměru zrn, procentického zastoupení zrn daného průměru ve vzorku, zrnitostní křivku a určení půdního druhu. Velikost sedimentujících partikulí byla určena pomocí nomogramu (Příloha A) pro jednotlivé doby sedimentace. Procentické stanovení zastoupení zrn bylo získáno po dosazení do vzorce:

$$Z_i = \frac{100}{N} \times \frac{M_z}{M_z - 1} \times R$$

kde N... navážka

M<sub>z</sub>... měrná hmotnost

R... čtení na hustoměru + proměření.

Zrnitostní křivka byla sestrojena na přípravném rastru z bodů, jejichž souřadnicemi jsou dvojice odpovídajících si hodnot, průměru částic a jejich procentuálního zastoupení z tabulky naměřených a vypočtených hodnot (Příloha B). Zjištěné obsahy slouží ke stanovení půdního druhu. V této práci byla použita klasifikační Nováková stupnice, která rozeznává tyto půdní druhy: písčité, hlinitopísčité, písčitohlinité, hlinité, jílovitohlinité, jílovité a jíl (Valla et al., 2000).

### 3.4 Stanovení hmotnostní aktivity

Pro stanovení hmotnostní aktivity cesia-137 byla použita polovodičová spektrometrie gama. Samotné měření probíhalo na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích. Vzorky půdního substrátu musely být nejprve upraveny do podoby vhodné pro měření a poté byly umístěny do PET nádob o objemu 250 ml nebo Marinelliho nádob, dle množství. Odebrané vzorky byly měřeny v rozmezí 24 až 48 hodin. Výsledkem měření a analýzy spekter byla hmotnostní aktivita radionuklidů cesia-137 a draslíku-40. Získané hodnoty byly vyhodnoceny pomocí počítačového softwaru GAMAT.

Pro zahájení měření bylo nutné umístit nádobu se vzorkem v dané geometrii na detektor a následně provést sběr dat. Po uplynutí měřicí doby bylo měření zastaveno a naměřená spektra byla přetažena ze sběrnice dat do stolního počítače, kde byly vyhodnoceny

pomocí výše zmíněného softwaru GAMAT. Tento program prvotně provedl kvalitativní analýzu, jejímž výsledkem bylo stanovení polohy energie, energetické rozlišovací schopnosti detektoru, celkové plochy a čisté plochy píku. Také byla vyjádřena procentuální chyba stanovení plochy píku. K jednotlivým nalezeným píkům byly následně přiřazeny radionuklidy z knihovny (databáze), jejichž energie byla s diferencí  $E_i$  (keV) totožná s hodnotou v knihovně (Matzner, 2003).

Poté byly vyplněny základní údaje o vzorku do zadávacího protokolu (tj. hmotnost nebo objem měřeného vzorku, referenční datum) a vybrána vhodná tzv. knihovna radionuklidů. Tato knihovna obsahuje soubor radionuklidů, pro které byla vypočítána hmotnostní nebo objemová aktivita ze spektra, která byla získána z daného vzorku. Pro snazší provedení měření a vyhodnocení aktivity vzorků z hlediska časové náročnosti kontroly velkého množství radionuklidů emitujících gama záření, bylo vhodné použít takovou knihovnu, která obsahovala pouze ty radionuklidy, které bylo potřebné ve vzorcích zjistit. Výsledkem byl výpočet aktivity a výpočet chyby stanovení aktivity radionuklidů, které byly nalezeny ve spektru, a které byly zahrnuty v uživatelské knihovně (Matzner, 2003).

## 4 VÝSLEDKY

Výsledky rozboru neporušeného půdního vzorku, hustoměrné metody a měření hmotnostní aktivity cesia-137 a draslíku-40 odebraných vzorků půd jsou uvedené v následujících tabulkách a grafech. Pro lepší přehlednost jsou výsledky seskupeny podle lokalit, jednotlivých hloubek sběru půd a dalších kritérií. Hmotnostní aktivita je vyjádřena v becquerelech na kilogram ( $Bq \cdot kg^{-1}$ ). U vzorků byl také stanoven usychací poměr, který vyjadřuje poměr váhy vzorků v nativním stavu k hmotnosti vzorku po usušení.

### 4.1 Výsledky rozboru neporušeného vzorku půdy

V tabulce 1 jsou uvedeny názvy vzorků půd podle lokalit a hloubek, odkud tyto vzorky pocházejí. Tabulka dále obsahuje měrnou (specifickou) hmotnost ( $M_Z$ ), pórovitost půdy ( $P_C$ ) a jednotlivá zastoupení kapilárních ( $P_K$ ), semikapilárních ( $P_S$ ) a nekapilárních ( $P_N$ ) pórů.

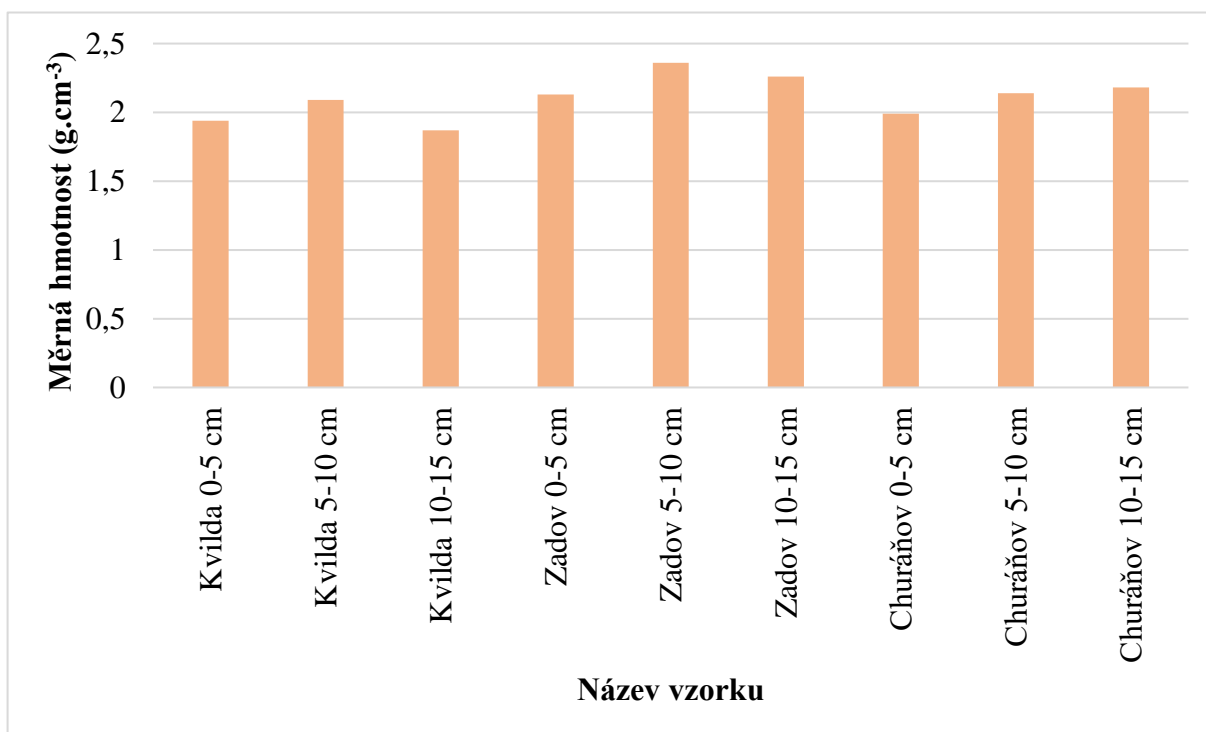
Tabulka 1: Naměřené hodnoty u rozboru neporušeného půdního vzorku

Název vzorku	$M_Z$	$P_C$	$P_K$	$P_S$	$P_N$
Kvilda 0-5 cm	1,94	77,86	48,58	13,96	15,32
Kvilda 5-10 cm	2,09	75,86	<b>51,83</b>	11,09	12,94
Kvilda 10-15 cm	1,87	65,14	<b>52,16</b>	12,13	0,85
Zadov 0-5 cm	2,13	52,72	24,38	5,54	22,8
Zadov 5-10 cm	2,36	53,77	20,3	7,02	26,45
Zadov 10-15 cm	2,26	53,42	21,46	7,1	24,86
Churáňov 0-5 cm	1,99	64,9	<b>45,28</b>	11,27	8,35
Churáňov 5-10 cm	2,14	54,68	<b>43,58</b>	7,33	3,77
Churáňov 10-15 cm	2,18	49,86	<b>37,98</b>	6,27	5,61

Zdroj: Vlastní výzkum



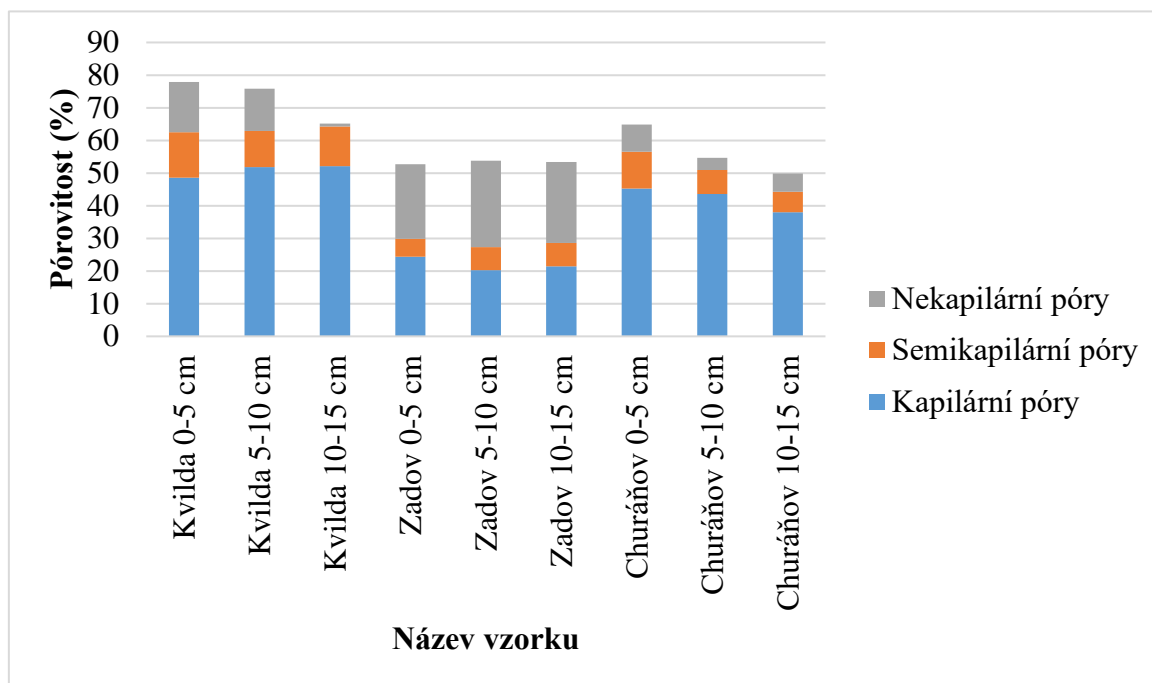
Na obrázku 13 jsou uvedené hodnoty měrné (specifické) hmotnosti, které byly zjištěny při rozboru neporušeného vzorku půdy pro jednotlivé lokality. Z obrázku je patrná nejvyšší měrná (specifická) hmotnost u vzorků pocházejících z lokality Zadov na Šumavě, odebraných v hloubkách 5–10 cm ( $2,36 \text{ g.cm}^{-3}$ ) a 10–15 cm ( $2,26 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Nejmenší měrná hmotnost byla zjištěna u vzorků pocházejících z lokality Kvilda na Šumavě odebraných v hloubkách 0–5 cm ( $1,94 \text{ g.cm}^{-3}$ ) a 10–15 cm ( $1,87 \text{ g.cm}^{-3}$ ).



Obrázek 13: Měrná (specifická) hmotnost u jednotlivých vzorků půd v  $\text{g.cm}^{-3}$

Zdroj: Vlastní výzkum

Na následujícím obrázku 14 jsou znázorněny hodnoty udávající pórovitost půdy naměřených u jednotlivých vzorků půd z daných lokalit při rozboru neporušeného vzorku půdy. Je patrné, že rozdíly u pórovitosti jednotlivých půd byly minimální, tudíž se jednalo o velmi podobné druhy půd, tj. s obsahem jílu. Avšak některé vzorky vykazovaly vyšší zastoupení kapilárních pórů, než je optimální hodnota (více než  $2/3$  celkové pórovitosti). Nadbytek kapilárních pórů byl naměřen u vzorků z lokality Kvilda, pocházejících z vrstev 5–10 cm (51,8 %) a 10–15 cm (52,1 %), a u všech vrstev z lokality Churáňov (0–5 cm 45,3 %; 5–10 cm 43,6 %; 10–15 cm 38 %).



Obrázek 14: Pórovitost půd u jednotlivých vzorků půd uvedených v % objemu

Zdroj: Vlastní výzkum

#### 4.2 Výsledky hmotnostní aktivity cesia-137 a draslíku-40 u půd

V tabulce 2 jsou uvedeny lokality sběru půd, zda se v dané lokalitě jednalo o neobdělávanou zemědělskou půdu (ozn. mýtina) nebo lesní půdu. Dále je zde uvedena celková hmotnost odebraného vzorku před usušením (tzv. mokřím stavu) a po usušení, usychací poměr, hmotnost měřeného vzorku a naměřené množství cesia-137 a draslíku-40 u jednotlivých vzorků.

Tabulka 2: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků půd v Bq.kg<sup>-1</sup>

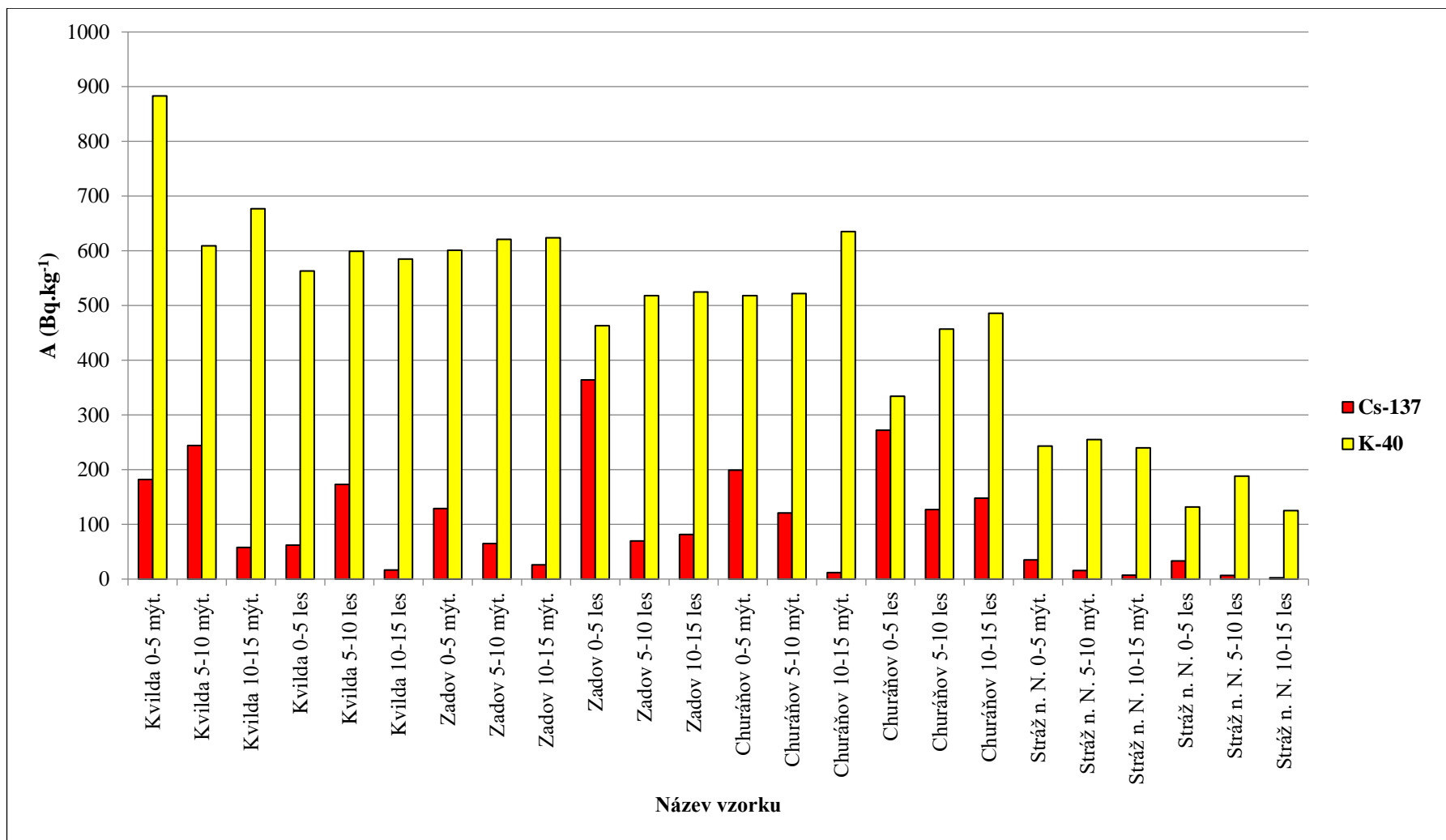
Lokalita	Les/ mýtina	Hloubka (cm)	m1 (kg)	m2 (kg)	usychací poměr	měřená (kg)	Cs-137 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
<b>Kvilda</b>	mýtina	0-5	0,799	0,147	5,435	0,131	182	883
<b>Kvilda</b>	mýtina	5-10	1,476	0,276	5,348	0,193	244	609
<b>Kvilda</b>	mýtina	10-15	1,388	0,286	4,853	0,196	57,9	677
<b>Kvilda</b>	les	0-5	1,718	1,060	1,621	0,560	62,1	563
<b>Kvilda</b>	les	5-10	2,730	1,100	2,482	0,492	173	599
<b>Kvilda</b>	les	10-15	1,675	1,054	1,589	0,647	16,7	585
<b>Zadov</b>	mýtina	0-5	1,631	0,924	1,765	0,225	129	601
<b>Zadov</b>	mýtina	5-10	1,733	1,205	1,438	0,250	65,2	621
<b>Zadov</b>	mýtina	10-15	1,836	1,126	1,631	0,249	26,1	624
<b>Zadov</b>	les	0-5	1,124	0,600	1,873	0,460	364	463
<b>Zadov</b>	les	5-10	1,506	0,834	1,806	0,524	69,8	518
<b>Zadov</b>	les	10-15	1,570	0,969	1,620	0,599	81,5	525
<b>Churáňov</b>	mýtina	0-5	2,884	1,074	2,685	0,178	199	518
<b>Churáňov</b>	mýtina	5-10	2,301	1,034	2,225	0,211	121	522
<b>Churáňov</b>	mýtina	10-15	1,884	0,678	2,779	0,233	11,9	635
<b>Churáňov</b>	les	0-5	1,068	0,612	1,745	0,460	272	334
<b>Churáňov</b>	les	5-10	1,570	0,948	1,656	0,537	127	457
<b>Churáňov</b>	les	10-15	1,107	0,720	1,538	0,557	148	486
<b>Stráž n. N.</b>	mýtina	0-5	1,524	0,636	2,396	0,194	35,3	243
<b>Stráž n. N.</b>	mýtina	5-10	1,829	1,158	1,579	0,245	15,8	255
<b>Stráž n. N.</b>	mýtina	10-15	1,981	1,116	1,775	0,296	7,2	240
<b>Stráž n. N.</b>	les	0-5	1,275	0,791	1,612	0,117	33,4	132
<b>Stráž n. N.</b>	les	5-10	2,517	1,456	1,729	0,354	6,7	188
<b>Stráž n. N.</b>	les	10-15	2,249	1,340	1,678	0,397	2,24	125

Zdroj: Vlastní výzkum

Hmotnostní aktivita cesia-137 u vzorků půd se pohybuje v rozmezí od 2,24 Bq.kg<sup>-1</sup> do 364 Bq.kg<sup>-1</sup>. Radionuklid cesium-137 byl v největší míře zastoupen ve vzorcích lesních půd odebraných v hloubce 0–5 cm pocházejících z lokalit Zadov (364 Bq.kg<sup>-1</sup>) a Churáňov (272 Bq.kg<sup>-1</sup>) na Šumavě. Naopak v nejmenším množství byl obsažen ve vzorcích lesních půd pocházejících z lokality Stráž nad Nežárkou z hloubek 5–10 cm (6,7 Bq.kg<sup>-1</sup>) a 10–15 cm (2,24 Bq.kg<sup>-1</sup>).

Na obrázku 15 je znázorněna hmotnostní aktivita cesia-137 a draslíku-40 v jednotlivých druzích půd odebraných v hloubkách 0–5 cm, 5–10 cm a 10–15 cm ve vybraných lokalitách. Zde je patrná nejvyšší hmotnostní aktivita cesia-137 ve vzorcích lesních půd odebraných v hloubce 0–5 cm pocházejících z lokalit Zadov (364 Bq.kg<sup>-1</sup>) a Churáňov (272 Bq.kg<sup>-1</sup>) na Šumavě. Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity draslíku-40 byla naměřena u neobdělávané zemědělské půdy z lokality Kvilda v hloubce 0–5 cm (883 Bq.kg<sup>-1</sup>). Nejmenší naměřenou hmotnostní aktivitou draslíku-40 disponoval vzorek lesní půdy z lokality Stráž nad Nežárkou z hloubky 5–10 cm (188 Bq.kg<sup>-1</sup>).

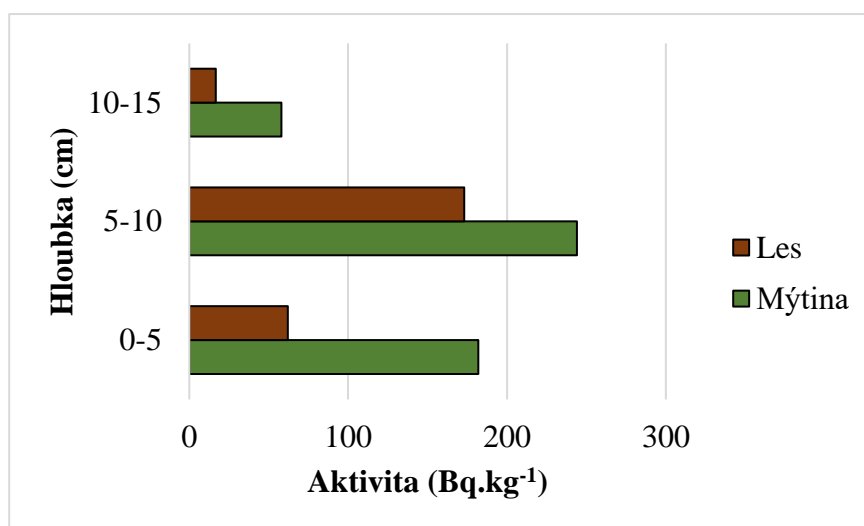
Na základě měření koncentrací cesia-137 u neobdělávaných zemědělských půd a lesních půd byly také naměřené hodnoty porovnány s ohledem na jednotlivé sledované lokality v závislosti na hloubce odběru.



Obrázek 15: Hmotnostní aktivita cesia-137 a draslíku-40 v půdách v Bq.kg<sup>-1</sup>

Zdroj: Vlastní výzkum

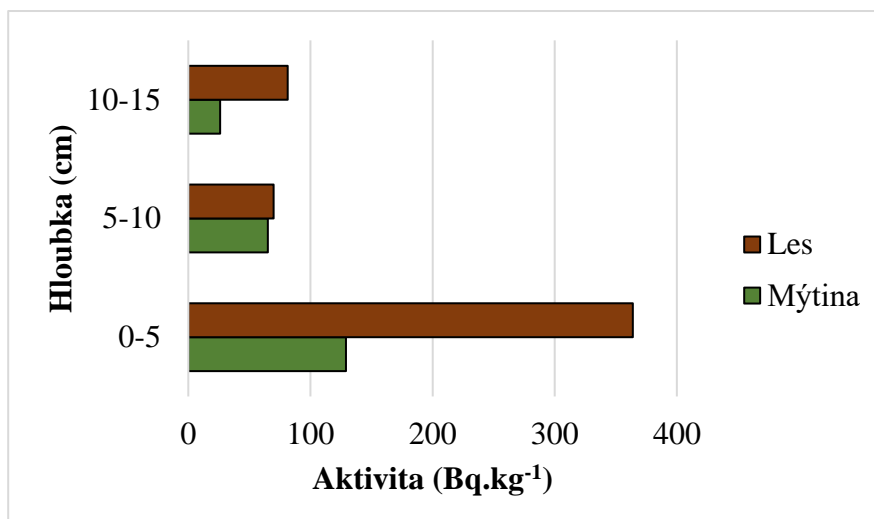
Obrázek 16 zobrazuje naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 u lesních a neobdělávaných zemědělských půd v lokalitě Kvilda, rozdělených podle jednotlivých hloubek sběru vzorků. Z naměřených hodnot vyplývá, že nejvyšší hmotnostní aktivitu cesia-137 vykazuje vrstva 5–10 cm jak u lesních půd (173 Bq.kg<sup>-1</sup>), tak i neobdělávaných zemědělských půd (244 Bq.kg<sup>-1</sup>). Naopak nejnižší koncentrace cesia-137 byla naměřena v první vrstvě 10–15 cm u obou druhů půd, tj. lesní půda 16,7 Bq.kg<sup>-1</sup>; neobdělávaná zemědělská půda 57,9 Bq.kg<sup>-1</sup>.



Obrázek 16: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Kvilda v Bq.kg<sup>-1</sup>

Zdroj: Vlastní výzkum

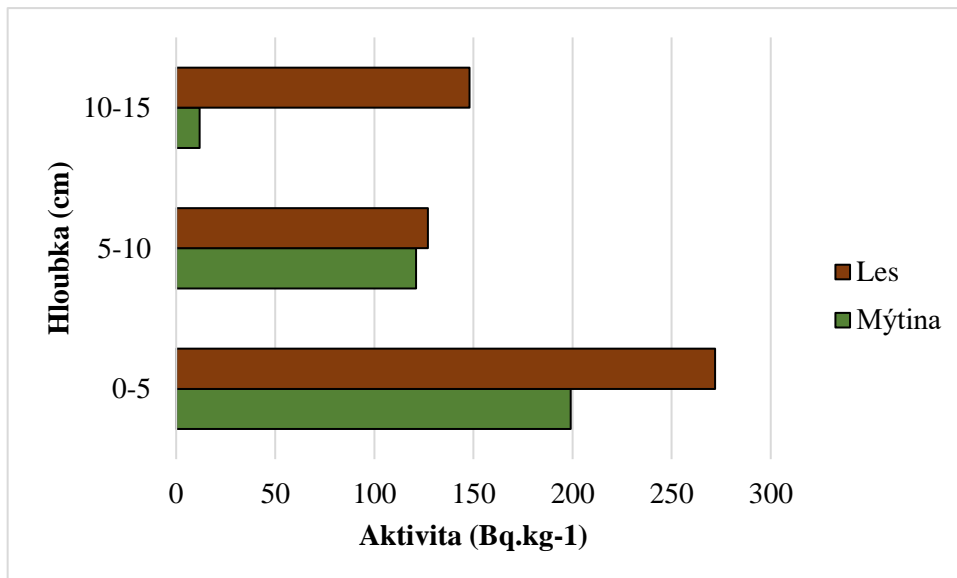
Na obrázku 17 jsou graficky znázorněny naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 u lesních a neobdělávaných zemědělských půd v lokalitě Zadov, rozdělených podle jednotlivých hloubek sběru vzorků. Podle naměřených hodnot je patrné, že nejvyšší hmotnostní aktivita cesia-137 v lokalitě Zadov byla naměřena ve vrstvě 0–5 cm u lesní půdy (364 Bq.kg<sup>-1</sup>) i u neobdělávané zemědělské půdy (129 Bq.kg<sup>-1</sup>). Nejnižší množství cesia-137 vykazovala lesní půda v hloubce 5–10 cm (69,8 Bq.kg<sup>-1</sup>). V neobdělávané zemědělské půdě byla nejnižší koncentrace cesia-137 ve vrstvě 10–15 cm (26,1 Bq.kg<sup>-1</sup>).



Obrázek 17: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Zadov v Bq.kg<sup>-1</sup>

Zdroj: Vlastní výzkum

Obrázek 17 znázorňuje naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 u lesních a neobdělávaných zemědělských půd v lokalitě Churáňov, rozdělených podle jednotlivých hloubek sběru vzorků. Naměřené hodnoty cesia-137 v lokalitě Churáňov opět vykazovaly nejvyšší koncentraci tohoto radionuklidu u obou druhů půd v hloubkách 0–5 cm. V lesních půdách bylo změřeno množství 272 Bq.kg<sup>-1</sup> a v neobdělávaných zemědělských půdách 199 Bq.kg<sup>-1</sup>. V nejmenší míře bylo cesium-137 zastoupeno ve vrstvě 5–10 cm u lesní půdy (127 Bq.kg<sup>-1</sup>) a ve vrstvě 10–15 cm u neobdělávané zemědělské půdy (11,9 Bq.kg<sup>-1</sup>).

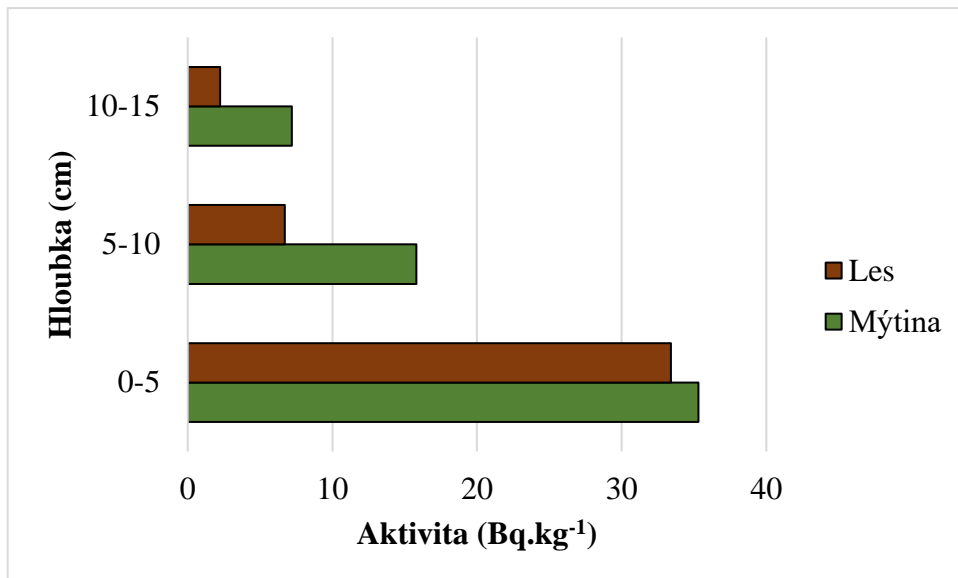


Obrázek 18: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Churáňov v Bq.kg<sup>-1</sup>

Zdroj: Vlastní výzkum

Na obrázku 18 jsou znázorněny naměřené hmotnostní aktivity cesia-137 u lesních a neobdělávaných zemědělských půd v lokalitě Stráž nad Nežárkou, rozdělených podle jednotlivých hloubek sběru vzorků. V lokalitě Stráž nad Nežárkou bylo nejvíce cesia-137 obsaženo v hloubce 0–5 cm jak u lesní půdy (33,4 Bq.kg<sup>-1</sup>), tak i neobdělávané zemědělské půdy (35,3 Bq.kg<sup>-1</sup>). Nejmenší koncentraci vykazovala vrstva 10–15 cm, kdy u lesní půdy bylo naměřeno 2,24 Bq.kg<sup>-1</sup> a 7,2 Bq.kg<sup>-1</sup> u půdy zemědělsky neobdělávané.





Obrázek 19: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Stráž nad Nežárkou v Bq.kg<sup>-1</sup>

Zdroj: Vlastní výzkum

## 5 DISKUSE

Půdní složka ekosystému je jednou z nejdůležitějších a počátečních fází ekologického cyklu pro transfer radionuklidů do živých organismů i do rostlin. Provedený výzkum potvrdil, že zkoumané půdy stále obsahují radionuklid cesium-137, vzhledem k jeho dlouhému poločasu rozpadu 30 let. Jeho další distribuci v půdě ovlivňuje také hned několik faktorů, z nichž některé byly zkoumány u jednotlivých vzorků půd. Cesium-137 obsažené v půdě dále migruje do ostatních složek ekosystému a dostává se do potravního řetězce. Přes konzumaci hub a lesních plodů se dostává do lidského organismu a podílí se tak na vnitřní kontaminaci obyvatel (Havránek a Havránková, 2008; Gwynn et al., 2013; Škrkal et al., 2013; Čadová et al., 2017). Vzhledem k tomu, že byly zkoumány půdy, které nejsou obdělávány člověkem, bylo cesium-137 zastoupeno v jednotlivých vrstvách heterogenně.

### 5.1 Zhodnocení rozboru neporušeného vzorku půd

Z vybraných lokalit byly odebrány vzorky neobdělávané zemědělské půdy. U těchto vzorků byl proveden rozbor neporušeného vzorku půd, který sloužil k určení měrné hmotnosti a pórovitosti jednotlivých vzorků půd. Dále byla u půdy provedena hustoměrná metoda, jejichž výsledky byly zaneseny do zrnitostní křivky. Zjištěné obsahy byly použity ke stanovení půdního druhu.

U odebraných vzorků byla stanovena měrná (specifická) hmotnost, což je zdánlivá hustota půdních částic. Naměřené hodnoty u vzorků se téměř shodovaly. Nejvyšší měrná hmotnost byla zjištěna u vzorků pocházejících z lokality Zadov na Šumavě, odebraných v hloubkách 5–10 cm ( $2,36 \text{ g.cm}^{-3}$ ) a 10–15 cm ( $2,26 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Naopak nejmenší měrnou hmotnost měly vzorky z Kvildy, odebrané v hloubkách 0–5 cm ( $1,94 \text{ g.cm}^{-3}$ ) a 10–15 cm ( $1,87 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Dle naměřených výsledků bylo zjištěno, že se jedná o půdy s mocným rašelinným horizontem. A vzhledem k tomu, že nasáklivost půd se přibližovala svými hodnotami pórovitosti, lze usuzovat, že podloží u většiny vzorků bude tvořit Montmorillonit nebo Vermikulit. Jedná se o jílové minerály, u kterých je obecně známo, že jsou špatně propustné vodě. Velmi dobře propouští vodu písčité půdy, proto deponují méně radionuklidů oproti jílovitým typům půd. Montmorillonit je narůžovělý, bělavý, žlutavý, šedý či světle hnědý jílový minerál a stejně jako vermikulit

je častou složkou jílovitých hornin a půd (Dud'a a Rejl, 1997; Němeček, 2001; Vávra a Losos, 2013;).

Dále se u jednotlivých vzorků půd stanovovala pórovitost. Pórovitost udává podíl pórů z celkového objemu půdy a jejich velikost. Ovlivňuje pohyb vody a roztoků půdou, provzdušnění a průběh reakcí a procesů v půdě. Naměřenými hodnotami bylo potvrzeno, že se opravdu jedná o jílové materiály. Pórovitost se pohybovala od 49,86 do 77,86 %. Podle hodnoty pórovitosti se posuzuje ulehlost půdy. Ideální stav je 40 až 50 %. Z celkové pórovitosti se dále určuje podíl kapilárních, nekapilárních a semikapilárních pórů. Kapilární póry by měly tvořit asi 2/3 z celkové pórovitosti. V pěti případech byl zjištěn nadbytek kapilárních pórů. V lokalitě Churáňov vykazovaly vyšší zastoupení kapilárních pórů všechny měřené vrstvy. Pokud je u půdy nadbytek těchto pórů jako v tomto případě, dochází k výraznému snížení infiltrace vody, provlhčení jen malé vrstvy a zvyšuje se tím i povrchový odtok vody. V lokalitě Kvilda tento problém vykazovaly i vzorky z vrstev 5–10 a 10–15 cm. Nadbytek nekapilárních pórů byl zjištěn u všech vrstev v lokalitě Zadov. To způsobuje, že rychlost prosakující vody je tak velká, že není zabezpečeno nasycení kapilárních pórů, voda se ztrácí do hloubky z dosahu kořenů rostlin a zásoba vody v takové půdě je nízká.

Podle klasifikace dle Němečka (2001) jsou nejvýznamnějšími půdními typy na Šumavě kambizemě (nadmořské výška do 800 m n. m.), kryptopodzoly (mezi 1 000 až 1 200 m n. m.) a podzoly (nad 1 200 m n. m.). Na exponovaných vrcholech terénních vyvýšenin nebo na sutích se vyskytují rankery. Významné jsou i výskyty semihydromorfní půdy (pseudogleje, stagnogleje, fluvizemě nebo gleje), pro které je typická periodická stagnace povrchové vody. Jiný zdroj (Štemberk, 2015) uvádí, že díky horskému charakteru šumavské oblasti, mají v těchto oblastech převahu kyselé půdotvorné substráty. Nejvýznamnějšími půdními jednotkami v této lokalitě jsou hnědá půda kyselá, rezivá půda, podzol, surová půda, ranker, pseudoglej, nivní půda a glej. Velmi typickým fenoménem Šumavy je rašelinná půda, což prokázal i tento výzkum.

## **5.2 Vyhodnocení hmotnostní aktivity u vzorků půd**

Distribuce cesia-137 po havárii v Černobyli byla na území ČR nehomogenní, z důvodu nerovnoměrných srážek krátce po havárii, které způsobily kontaminaci našeho území. Z tohoto důvodu byly pro výzkum vybrány lokality, kde byl radioaktivní spad

významnější. Jednalo se o lokality převážně na území Šumavy. Již krátce po havárii byly provedeny průzkumy, které potvrdily výskyt radionuklidů v těchto lokalitách (například Bučina et al., 1988; Matzner, 1997). I námi provedené měření hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků půd prokázal, že se cesium-137, vzhledem ke svému dlouhému poločasu rozpadu (30 let), stále vyskytuje v našem prostředí. Jelikož byly půdní vzorky odebírány z neobdělávaných zemědělských lokalit a lesních ekosystémů, předpokládalo se nerovnoměrné rozložení cesia-137. To je způsobeno tím, že tato půda je stálá a bez zásahu lidské činnosti. Jinak by tomu bylo u zemědělsky obdělávaných půd. Tyto půdy jsou orány, zemina je tak mísená, a proto je cesium-137 většinou rozloženo rovnoměrně (Wolf, 2006; Hájek, 2014).

Celkově se hmotnostní aktivita cesia-137 u všech vzorků pohybovala v rozmezí  $11,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$  až  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Lze tedy říci, že mezi naměřenými hodnotami je značný rozdíl. Maximální hmotnostní aktivita cesia-137 byla naměřena ve vrstvě 0–5 cm v lesní půdě pocházející z lokality Zadov. Minimální koncentraci cesia-137 vykazovala vrstva neobdělávané zemědělské půdy v hloubce 10–15 cm z lokality Churáňov.

Vzorky neobdělávaných zemědělských půd vykazovaly koncentraci cesia-137 od  $11,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $244 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . U půd z lesních ekosystémů byla naměřena aktivita od  $16,7 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Celkově u dvou lokalit obsahovala lesní půda více cesia-137, než půda pocházející z neobdělávané zemědělské půdy. Jednalo se o lokality Churáňov a Zadov.

Jak již bylo řečeno, cesium-137 postupně migruje do větších hloubek. I přesto, že od havárie v jaderné elektrárně Černobyl uběhlo již více než 30 let, udržuje se cesium-137 v největším množství převážně ve svrchních vrstvách půdy. To platí pro lokality Churáňov a Zadov. V lokalitě Churáňov u vzorku zemědělsky neobdělávané půdy byla naměřena hmotnostní aktivita cesia-137 ve vrstvě 0–5 cm  $199 \text{ Bq.kg}^{-1}$  a u vzorku lesní půdy  $272 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Naopak nejnižší obsah cesia-137 u zemědělsky neobdělávaných půd byla ve všech případech v hloubce 10–15 cm. U těchto vzorků byly naměřeny hodnoty od  $11,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $57,9 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Naměřené hodnoty přírodního draslíku-40 nevykazují výrazné odchylky. Nejvyšší hmotnostní aktivita draslíku-40 byla naměřena v hloubce do 5 cm v neobdělávané zemědělské půdě pocházející z lokality Kvilda ( $883 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ).

Obecně lze však říci, že ve svrchní vrstvě 0–5 cm je deponováno nejvíce cesia-137. Získané výsledky korelují s provedenými měřeními, které již byly v minulosti provedeny (Hamarneh et al. 2002; Pilátová et al., 2011a; Pilátová et al., 2011b; Rulík a Helebrant, 2011; Jodłowski a Nguyen, 2014).

Při výzkumu prováděném bezprostředně po havárii v Černobylu bylo zjištěno, že střední hodnota plošné aktivity cesia-137 nalezeného v půdě na území ČSSR činila asi  $4\,200\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  (Bučina et al., 1988). Při dalším výzkumu, který probíhal na území ČR v roce 1995, kde bylo zpracováno celkem 214 vzorků humusu, byla zjištěna průměrná hmotnostní aktivita  $336\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V Jihočeském a Severomoravském kraji pak  $545\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Pilátová et al., 2011a). Tento výzkum se opakoval opět po 10 letech v roce 2005. Tentokrát bylo pořízeno celkem 259 dat z celého území ČR. V tomto případě průměrná koncentrace cesia-137 činila  $175\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . V Jihočeském a Severomoravském kraji byl pak průměr  $293\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Pilátová et al., 2011b.). Hodnoty jsou podobné jako námi zjištěné, avšak ukazují průměrnou aktivitu, proto je nelze přímo srovnat s našimi.

Měřením obsahu různých radioaktivních prvků, mezi kterými je cesium-137, v půdě se zabývá i práce Hamarneha et al. (2002) z oblasti Jordánska. Zde byly v roce 2000 analyzovány vzorky půdy pomocí gamaspektrometrie. V této práci byla měřena vertikální distribuce cesia-137 v rozmezí hloubek 0–32 cm v 11 lokalitách. Rozsah hodnot hmotnostní aktivity ze všech oblastí byl  $7,5\text{--}576\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Tyto hodnoty byly vyšší ve svrchních vrstvách půdy než hodnoty hmotnostní aktivity půdy odebrané ve větších hloubkách. Výsledky měření hmotnostní aktivity v Jordánsku ukazují, že cesium-137 se udržuje ve svrchních vrstvách půdy, a jen pomalu se dostává do větších hloubek.

Výzkum Jodłowskiho a Nguyena (2014), se zabývá měřením cesia-137 v Gorce Mountain v Polsku. Vertikální distribuce zde byla měřena ve třech vrstvách po 3 cm. Konkrétně tedy ve vrstvách 0–3 cm, 3–6 cm a 6–9 cm. Zde se hodnoty hmotnostní aktivity pohybují v první vrstvě v rozmezí 42 až  $428\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , ve druhé vrstvě 23 až  $947\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  a ve třetí vrstvě 3 až  $539\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Z těchto výsledků je patrné, že v této lokalitě je značně nerovnoměrně rozložená aktivita. Hmotnostní aktivita cesia-137 klesá s hloubkou a je nejvyšší v druhé vrstvě půdy.

Hájek (2014) ve své bakalářské práci prováděl měření půdy, mimo jiné i v lokalitách Kvilda a Zadov. Měření půdy bylo podrobnější ve vrstvách po 1 cm. Z tohoto měření vyplývá, že nejvyšší koncentrace cesia-137 je v prvních centimetrech a postupně klesá.

Výsledky všech zmíněných prací nemohou být konkrétně porovnány s výsledky našeho měření, jelikož podmínky nebyly zcela totožné. Jednalo se o odlišné vrstvy odběru půd, různé lokality (kromě práce D. Hájka), ale také odlišné časové horizonty. Pro případné rozšíření tohoto výzkumu, by byl vhodný sběr většího množství dat z různých lokalit.

Kontaminací půdy cesiem-137 v závislosti na druhu půdy se zabýval také Barišić et al. (1999) během výzkumu v Chorvatsku. V této práci zohledňoval a porovnával jednotlivé typy půd. Na více než 50 místech prováděl měření v hloubce do 25 cm a kromě cesia-137, zjišťoval také koncentraci cesia-134. Cesium proniká nejrychleji do hlubších vrstev u naplavených půd, ale nejpomaleji v půdách vyvinutých na flyšových sedimentech. Tyto sedimenty jsou nejčastěji tvořeny z pískovců a jílu a jsou náchylné k sesuvům. Vertikální migrace a distribuce cesia-137 byla prakticky stejná v terra rosa (jílovitá červozem) a hlíno-podzolech i dva a půl měsíce po kontaminaci. Zatímco aktivita cesia-137 se v půdách vyvinutých na flyšových sedimentech, hlíno-podzolech a terra rosa postupně snižovala během celého půdního profilu, v naplavené půdě se aktivita zvyšovala v prvních 3 cm půdy. Podle získaných výsledků bylo stanoveno pořadí jednotlivých půd, podle rychlosti vertikální migrace: naplavené půdy → terra rossa → hlíno-podzoly → půdy vyvinuté na flyšových sedimentech.

Na našem území byla zkoumána v roce 2000 distribuce a migrace některých radionuklidů včetně cesia na třech místech ve středních Čechách u nenarušených lučních půd. Pomocí prostorového modelu byla stanovena míra migrace těchto radionuklidů. Bylo zjištěno, že míra migrace se s hloubkou zvyšuje stejně, jako u ostatních radionuklidů. Výsledná migrační rychlost cesia-137 se pohybovala od 0,18 do 0,99 cm/rok (Hölgge a Malý, 2000).

V Maďarsku (Szabó et al., 2012) bylo měřeno cesium-137 v půdě v lokalitě Pest County. Vzorky pocházely z poměrně velkých hloubek (0–30 cm, 30–60 cm, 60–90 cm, 90–120 cm a 120–150 cm). Bylo zjištěno, že ve vrstvě 0–30 cm byla v některých místech kontaminace pouze 0,5 Bq.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší koncentrace v této vrstvě byly 46,9 Bq.kg<sup>-1</sup> a 61,1 Bq.kg<sup>-1</sup>. Jednalo se o černoze a kambizoly pocházející z lesního ekosystému. Na základě dalších analýz bylo zjištěno, že 78 % z celkové koncentrace

cesia-137 byla v horní vrstvě půdy do 3 cm. V hloubce více než 20 cm nebylo cesium-137 téměř detekovatelné. Tento výsledek naznačuje, že pronikání cesia-137 do půdy je v tomto případě velmi pomalý proces. Analýzy ukázaly také nižší rychlost migrace než u lesní hnědozemě pocházející z téže oblasti v Maďarsku.

Studie probíhající v Bulharsku v roce 2008 (Zhiyanski et al., 2008) posuzovala funkční charakteristiky lesních půd za účelem zdokumentování distribuce cesia v půdě. Cílem práce bylo popsat prostorovou variabilitu malého rozsahu kontaminace cesiem-137 lesních podloží a povrchových vrstev půd ve vztahu k regionálním a místním charakteristikám. Hornaté oblasti Bulharska byly silně a nehomogenně kontaminovány cesiem-137 také z důvodu Černobylské havárie. Studie potvrdila, že cesium v lesních půdách ze dvou horských oblastí Bulharska (pohoří Rila na jihozápadě Bulharska a střední Balkán) se nachází horní vrstvě půdy 0–5 cm, jak již bylo popsáno dříve (Klein et al., 1995; Zhiyanski et al., 2005). V několika případech ze Středního Balkánu byly naměřeny maximální aktivity cesia-137 v hloubce 5–10 cm. V horské oblasti Rila byly naměřené koncentrace cesia v rozmezí 287,9 Bq.kg<sup>-1</sup> až 827,1 Bq.kg<sup>-1</sup>, zatímco v půdách ze středního Balkánu byly naměřeny větší rozdíly v koncentraci, a to od 85,7 Bq.kg<sup>-1</sup> do 2 543 Bq.kg<sup>-1</sup>. Podle profilového rozložení lze pozorovat, že obsah cesia-137 v jednotlivých vrstvách má klesající tendenci. Údaje ukázaly, že prostorové rozložení cesia-137 v půdním systému závisí na druhu vegetace, typu humusu a nadmořské výšce. Jedná se také především o obsah půdních organických látek, zejména je třeba zmínit kambizoly, které jsou charakterizovány lehkým mechanickým složením. Tyto půdní typy vznikají procesem zajílení, tedy intenzivním zvětráváním minerálů, vedoucí k obohacení půdní hmoty o jíl. Horské lesní půdy proto mohou být vzhledem k nízkému obsahu jílu a vysokému obsahu organické hmoty považovány za vynikající ekosystém, ve kterém lze studovat pohyblivost a chování cesia-137 a jeho přemístění do půdního systému. Podle autorů by se mohly horské bylinné ekosystémy nacházející se v této oblasti, vzhledem k vysoké koncentraci cesia-137 a zjištěným charakteristikám půd, považovat za rizikové zóny pro snadnější přenos cesia mezi půdou a rostlinami.

### **5.3 Zhodnocení výsledků**

Námi provedený výzkum prokázal, že se v našem prostředí stále hojně vyskytuje cesium-137 a jeho obsah se v jednotlivých druzích půd, ale i vrstvách liší. Každá půda

má jisté charakteristické vlastnosti, které mohou mít pozitivní, ale i negativní vliv na migraci cesia-137 v půdě. Je to dáno především skladbou půdy, tj. především nadbytkem kapilárních pórů u některých vzorků, které způsobují špatné pronikání vody, jakožto nosiče cesia-137, do jednotlivých vrstev.

Výsledky prezentované v této práci ukazují, že i po uplynutí více jak 30 let od havárie v Černobylu, se maximum hmotnostní aktivity cesia-137 v neobdělávaných půdách opravdu nachází ve svrchní vrstvě, konkrétně v hloubce do 5 cm, což je v souladu s výsledky prací dalších autorů (Askabrant et al., 1996; Rosén et al., 1999; Strebl et al., 2001) s tím, že zjištěné hmotnostní aktivity cesium-137 vykazují vysoký rozptyl hodnot. Nejvyšší hmotnostní aktivita byla naměřena u lesní půdy z lokality Zadov v hloubce 0–5 cm ( $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí od  $2,24 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity draslíku-40 byla naměřena u neobdělávané zemědělské půdy z lokality Kvilda v hloubce 0–5 cm ( $883 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). U žádné z těchto lokalit nepřesáhly hmotnostní aktivita cesia-137 hodnotu  $400 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Vlastní migrace cesia-137 v půdě je relativně malá a závisí na typu půdy. Podrobnější výše zmiňované studie přikládají velkou váhu kromě typu půdy také pH půdy, množství vyměnitelných iontů K a Ca, obsahu organických látek a vody v půdě, procentuálním obsahu jílu v půdě a v neposlední řadě také dobu, po kterou je cesium-137 v půdě přítomno (tj. migrační schopnost cesium-137 se časem mění). V rámci této studie, ale nebylo možné všechny tyto skutečnosti sledovat.

Polovodičová spektrometrie gama u odebraných vzorků prokázala kontaminaci cesia-137, ale jde o hodnoty relativně nízké, podíváme-li se na hodnoty přirozeně se vyskytujícího draslíku K-40 a především s přihlédnutím k ostatním zdrojům ionizujícího záření. Vliv cesia-137 na zdraví naší populace je proto zanedbatelný a nepředstavuje žádné riziko pro náš organismus, jak jsme prokázali i v naší předchozí studii (Čadová et al., 2017).

Vzhledem ke skutečnosti, že ve vytipovaných lokalitách se jednalo o podobné druhy půd, nepodařilo se jasně prokázat závislost mezi obsahem půdy a množstvím cesia-137. Z našich zjištění přesto plyne, že cesium-137 se bude ještě po dlouhou dobu nacházet v kořenové oblasti lesních rostlin, které ho budou zabudovávat do svých struktur. Z rostlin se cesium-137 buď přímo, nebo přes potravní řetězce bude dostávat i do lidského těla. V porovnání s jinými státy (Švédsko, Bělorusko, Ukrajina a Rusko) však



není kontaminace našeho území tak významná, a jak vyplývá z průzkumů i velice nerovnoměrná (například Sunblad a Mathiasson, 1994; Hůlka a Malátová, 2006).

## 6 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce bylo odebrat jednotlivé vzorky půd ve vybraných lokalitách, stanovit obsah cesia-137 pomocí polovodičové spektrometrie gama, porovnat zjištěné hodnoty v závislosti na druhu půdy a především zjistit, zda se liší obsah cesia-137 v jednotlivých druzích půd. Vzhledem ke skutečnosti, že ve vytipovaných lokalitách se jednalo o podobné druhy půd, se nepodařilo jasně prokázat závislost mezi obsahem půdy a množstvím cesia-137.

Gama spektrometrická analýza odebraných vzorků půd ve vybraných lokalitách prokázala kontaminaci cesiem-137, ale jde o hodnoty relativně nízké, a vzhledem k ostatním zdrojům ionizujícího záření je jeho vliv na zdraví obyvatel zanedbatelný. Porovnáme-li naměřené hodnoty cesia-137 s draslíkem-40, zjistíme že draslík-40 svým množstvím v půdních profilech jasně převyšuje cesium-137.

Z výsledku měření půdy bylo zjištěno, že i po uplynutí více než 30 let od havárie v Černobylu se cesium-137 stále nachází především ve svrchních vrstvách půdy, konkrétně v hloubce do 5 cm. Nejvyšší hmotnostní aktivita byla naměřena u lesní půdy na Zadově v hloubce 0–5 cm ( $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ) s rozmezím od  $2,24 \text{ Bq.kg}^{-1}$  do  $364 \text{ Bq.kg}^{-1}$ . Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity draslíku K-40 byla naměřena u neobdělávané zemědělské půdy z lokality Kvilda v hloubce 0–5 cm ( $883 \text{ Bq.kg}^{-1}$ ). Z výsledků je také zřejmé, že lokality na Šumavě, kde byl radioaktivní spad významnější, obsahují více radionuklidu cesia-137 než lokality, kde spad nebyl až tak významný.

Diplomovou práci je možné využít ve výuce jako studijní materiál, nebo při dalším zpracování této problematiky. Jedná se o velice obsáhlé téma. Bylo by určitě zajímavé i nadále pokračovat v měření vzorků a monitorovat postupné snižování koncentrací cesia-137 v našem prostředí.

## 7 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

ANTONOPOULOS-DOMUS M., CLOUVAS A., XANTHOS S., ALIFRANGIS DA. (1997) Radiocesium contamination in a submediterranean semi-natural ecosystem following the Chernobyl accident: measurements and models. *Health Phys.* 72:243-255

ASKBRANT S., MELIN J., SANDALLS J., RAM-ET G., VALLEJO R., HINTOQD T., CREMERS A., VANDECASTELLE FN, LEWYCKY F., IVANOV YA., FISHAKOVA SK., ARKHIPOV NP., ALEXAHKIN RM. (1996) Mobility of radionuclides in undisturbed and cultivated soils in Ukraine, Belarus and Russia six years after the Chernobyl fallout. *J Environ Radioact.* 31:287-312

BARIŠIĆ D., VERTAČNIK A., LULIĆ S. (1999) Caesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils in Croatia. *J Environ Radioact.* 46:361-374

BEM EM., BEM H., WIECZORKOWSKI P. (1998) Studies of radionuclide concentrations in surface soil in and around fly ash disposal sites. *Sci Total Environ.* 220:215-222

BENEŠ J., STRÁNSKÝ P., VÍTEK F. (2007) *Základy lékařské biofyziky. 2., přeprac. vyd.* Praha: Karolinum. ISBN 9788024613864.

BUČINA I., DVOŘÁK Z., MALÁTOVÁ I., VRBOVÁ H., DRÁBOVÁ D. (1988) Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR.* Praha, Československá komise pro atomovou energii

Cesium. (2001) *ANL: Human Health Fact Sheet* [online]. Environmental Assessment Division: Argonne National Laboratory, [cit. 2017-03-09]. ISSN 0017-9078. Dostupné z: <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/cesium.pdf>

ČADOVÁ M., HAVRÁNKOVÁ, R., HAVRÁNEK J., ZÖLZER F. (2017) Radioactivity in mushrooms from selected locations in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Radiat Environ Biophysic.* 56: 167-175

DataPro (2014) *Gamaspektrometrická analýza (GSA)* [online]. [cit. 2017-03-13]. Dostupné z: <http://www.lrm.cz/cz-gsa.html>

DEBERTIN K., HELMER RG. (1988) Gamma – and x-ray spectrometry with semiconductor detectors. New York, NY, USA: Sole distributors for the USA and Canada, *Elsevier Science Pub. Co.* ISBN 0444871071.

DUŽA R., REJL L. (1997) *Minerály*. 1., české vyd. Praha: AVENTINUM, 520 s. ISBN 80-7151-030-0.

FALANDYSZ J., BOROVIČKA J. (2013) Macro and trace mineral constituents and radionuclides in mushrooms: health benefits and risks. *Appl Microbiol Biotechnol.* 97:477–501

FRID AS., GRAKOVSKIY, VS. (1988) Diffusion of  $^{137}\text{Cs}$  in soils. *Pochvovedeniye* 2:78-86

FUTTER A. (2015) China and global nuclear order: from estrangement to active engagement. By Nicola Horsburgh. *International Affairs.* 91:918-919

GERZABEK MH., MOHAMMED SA., MUCK K. (1992) Cesium-137 in soil texture fractions and its impact on Cesium-137 soil-to-plant transfer. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 70:140-144

GWYNN PJ., NALBANDYAN A., RUDOLFSEN G. (2013)  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *J. Environ. Radioact.* 116: 34-41

GILMORE G. (2008). *Practical gamma-ray spectrometry*. 2nd ed. Wiley, Hoboken. ISBN 9780470861967

HÁJEK D. (2014) Vertikální distribuce  $^{137}\text{Cs}$  v neobdělávaných půdách. České Budějovice, Dostupné z: [http://theses.cz/id/iruew3/BP\\_Vertikln\\_distribuce\\_CS-137\\_v\\_neobdlvanch\\_pdch\\_Dan\\_Hjek.pdf](http://theses.cz/id/iruew3/BP_Vertikln_distribuce_CS-137_v_neobdlvanch_pdch_Dan_Hjek.pdf). Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

HAMARNEH I., WREIKAT A., TOUKAN, K. (2002) Radioactivity concentrations of  $^{40}\text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239+240}\text{Pu}$  radionuclides in Jordanian soil samples. *J Environ Radioact.* 67:53–67

HAVRÁNEK J., HAVRÁNKOVÁ R. (2008) Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt.* 10:368-373.

HÖLGYE Z., MALÝ M. (2000) Sources, vertical distribution, and migration rates of Pu-239, Pu-240, Pu-238, and Cs-137 in grassland soil in three localities of central Bohemia. *J Environ Radioact.* 47:135-147

HORÁČEK J., LEDVINA R., KOUBALÍKOVÁ J. (1994). *Geologie a půdoznalství: Cvičení pro 1. ročník studia*. [Určeno pro posl. zeměd. fak.]. České Budějovice: Jihočeská univerzita. 110 s. ISBN 8070401060

HŮLKA J., MALÁTOVÁ I. (2006) *Radiační situace v České republice*. Státní ústav radiační ochrany, Praha. [online], [cit. 2017-04-18]. Dostupné z: [http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni\\_situace\\_v\\_cr\\_po\\_cernobyly.pdf](http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobyly.pdf)

INSAG. (1992) The Chernobyl accident: a report by the International Nuclear Safety Advisory Group. Updating. Vienna: *International Atomic Energy Agency*. ISBN 9201046928.

JODŁOWSKI P., NGUYEN DC. (2014) Cs-137 in the natural environment of the Gorce Mountains (Poland). *J Radioanal Nucl Chem.* 301:49-56

KACHLÍK V., CHLUPÁČ I. (1996) *Základy geologie*. Praha: Karolinum. ISBN 8071842001.

KINLEY D. (2006) Dědictví Černobylu: zdravotní, ekologické a sociálně ekonomické dopady: Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny. *IAEA Division of Public Information*. Praha: ČSVTS. ISBN 8002018060.

KLEIN D., GUELEV M., LUCOT E., SOKOLOVSKA M., SOUKHOVA N., BADOT PM. (1995). Etude d'état radio écologique de trois exemples d'écosystèmes forestiers de l'observatoire de montagne de Moussala. *Institute of Nuclear Research and Nuclear Energy Sofia*, OM2:25–36

KLENER V. (ed) (2000) *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. ISBN 80-238-3703-6.

KOLÁŘ L., LEDVINA R. (1976). *Cvičení z pedologie a geologie*. Praha: SPN. 116 s.

KOLÁŘ V. (2017) *Globální jaderné síly*. BBC Czech.com [online]. [cit. 2017-04-22]. Dostupné z: [http://www.bbc.co.uk/czech/specials/1117\\_global\\_nuclear/page4.shtml](http://www.bbc.co.uk/czech/specials/1117_global_nuclear/page4.shtml)

KOLEKTIV AUTORŮ. (1996) *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní ústav radiální ochrany, 80 s. Dostupné také z: [http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/10let\\_od\\_cernobylu.pdf](http://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/10let_od_cernobylu.pdf)

KUTLACHMEDOV JO., KOROGIN VI., KOLTOVER VK. (2000) *Osnovi radioekologii*. Višča škola, Kiïv

LALLANILLA M. (2013) Chernobyl: Facts About the Nuclear Disaster [online]. *Livescience*. [cit. 2017-03-28].

MATZNER J. (1997) *Vliv černobylské havárie na jižní Čechy*. SÚJB Praha, RC České Budějovice. České Budějovice, 41 s.

MATZNER J. (2003). *Gamat: Interaktivní systém pro spektrometrii gama. Verze 4.0 G*. Praha: SÚJB.

MATZNER J. (2004). *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. ISBN 8070407077.

MATOUŠEK J., ÖSTERREICHER J., LINHART P. (2007) *CBRN: jaderné zbraně a radiologické materiály*. V Ostravě: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. Spektrum (Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství). ISBN 9788073850296.

MEDVEDEV Z. (1992) *The Legacy of Chernobyl*. London: W. W. Norton & Company, 352 s. ISBN 0-393-0814-6.

MIKA O., ŘÍHA M. (2011) *Ochrana obyvatelstva před následky použití zbraní hromadného ničení*. Praha: Námořní akademie České republiky. ISBN 9788087103319.

MOULD RF. (2000) *Chernobyl record: the definitive history of the Chernobyl catastrophe*. Philadelphia, PA: *Institute of Physics Publishing*. ISBN 075030670x.

NAVRÁTIL L., FREITENGER SKALICKÁ Z., HALAŠKA J., HAVRÁNKOVÁ R., KUBEŠ J., NAVRÁTIL V., SABOL J., SIROVÝ L., ZÖLZER F. (2011) *Radiobiologie* [online]. [cit. 2017-03-31]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/>

NĚMEČEK J. (2001). *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: Česká zemědělská univerzita. 79 s. ISBN 8023880616.

- OHERA M. (2000) *Úvod do polovodičové gamaspektrometrie*. Envi Brno.
- OHERA M. (2006) High resolution gamma-ray spektrometry with semiconductor detectors [online]. Třebíč: *Envinet*. [cit. 2017-03-13].
- ÖSTERREICHER J., VÁVROVÁ J. (2003) *Přednášky z radiobiologie*. Praha: Manus. ISBN 8086571017.
- PEJCHAL J.; ŠINKOROVÁ Z., TICHÝ A., VÁVROVÁ J., ZÁRYBNICKÁ L. (2013) *Biofyzika pro záchranáře*. Hradec Králové: Univerzita obrany. ISBN 9788072313525.
- PILÁTOVÁ H., SUCHARA I., RULÍK P., SUCHAROVÁ J., HELEBRANT J., HOLÁ M. (2011a) *Mapy obsahu <sup>137</sup>Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995*. Zpráva SÚRO č. 27/2011. – SÚRO, VÚKOZ, Praha, 8 s.
- PILÁTOVÁ H., SUCHARA I., RULÍK P., SUCHAROVÁ J., HELEBRANT J., HOLÁ M. (2011b) *Mapy obsahu <sup>137</sup>Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005*. Zpráva SÚRO č. 26/2011. – SÚRO, VÚKOZ, Praha, 8 s.
- PITSCHMANN V. (2005) *Jaderné zbraně: nejvyšší forma zabíjení*. Praha: Naše vojsko. Historie a vojenství. ISBN 80-206-0784-6.
- Potassium-40. (2005) ANL: Human Health Fact Sheet [online]. Environmental Assessment Division: *Argonne National Laboratory*, [cit. 2017-02-20]. Dostupné z: <http://people.stfx.ca/tsmithpa/chem361/Labs/radiochem/potassium.pdf>
- POYARKOV V., VARGO GJ. (2000) *The Chernobyl accident: a comprehensive risk assessment*. Columbus, OH: Battelle Press, 2000. ISBN 1574770829.
- REED BC. (2014) *The Manhattan Project*. *Physica Scripta*. Vol. 89, issue 10, 108003 (26 pp)
- ROSÉN K., ÖBORN L., LONJSJO H. (1999) Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *J Environ Radioact*. 46:45-66
- ROSENBERG J. (2017) *Chernobyl nuclear disaster: About education: Disasters & Tragedy* [online]. [cit. 2017-04-20]. Dostupné z: <http://history1900s.about.com/od/horribledisasters/p/Chernobyl.htm>

RÜHM W., YOSHIDA S., MURAMATSU Y., STEINER M., WIRTH E. (1999) Distribution patterns for stable  $^{133}\text{Cs}$  and their implications with respect to the long-term fate of radioactive  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in a semi natural ecosystem. *J Environ Radioact.* 45:253–270

RULÍK P., HELEBRANT J. (2011) *Mapa kontaminace půdy České republiky  $^{137}\text{Cs}$  po havárii JE Černobyl.* Zpráva SÚRO č. 22/2011. - SÚRO, Praha, 16 s.

RYZÍ L. (2016) *V Černobyli přesouvají nový sarkofág.* Chernobylzone.cz [online]. [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <http://chernobylzone.cz/v-chernobyli-presouvaji-novy-sarkofag/>

SHEVCHUK VE., GURACHEVSKY VL. (2006) *20 years after the Chernobyl catastrophe: the consequences in the Republic Belarus and their overcoming : national report.* Minsk: Belarus. ISBN 9789850106285.

SOUKUP O. (2016) *Černobyl dostal nový kryt. Sarkofág má vydržet 100 let, vešla by se do něj i socha Svobody.* Aktuálně.cz [online]. [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/zahranici/jak-pohrb-it-smrt-nad-ernobylem-se-uzavre-novy-sarkofag-vydr/r~f6103aueb62111e6b5600025900fea04/>

STREBL F., GERZABEK MH., BOSSEW P., KIENZL K. (2001) Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand. *Sci Total Environ.* 226:75-83, 2001

SUNBLAD B., MATHIASSEN L. (1994) *Recipient studies at the Aspo Hard Rock Laboratory.* Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm (SKB AR 94-52).

SZABÓ KZ, UDVARDI B., HORVÁTH A., BAKACSI Z., PÁSZTOR L., SZABÓ J., LACZKÓ L., SZABÓ C. (2012) Cesium-137 concentration of soils in Pest County, Hungary. *J Environ radioact.* 110: 38-45

ŠKRKAL J., RULÍK P., FANTÍNOVÁ, K., BURIANOVÁ J., HELEBRANT J (2013). Long-term  $^{137}\text{Cs}$  activity monitoring of mushrooms in forest ecosystems of the Czech Republic. *Radiat Prot Dosimetry.* 157:579-584

ŠTEMBERK J. (2015) *Národní park Šumava: založen v roce 1991.* Vimperk: Správa Národního parku Šumava. ISBN 978-80-87257-23-4



TOOHEY RE., KEANE AT., RUNDO J. (1983) Measurement techniques for radium and the actinides in man at the Center for Human Radiobiology. *Health Phys* 44:323–341

ULLMANN V. (2017) *Astronuklfyzika*. [online]. [cit. 2017-03-13]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/>

UNSCEAR. (1982) Ionizing radiation: sources and biological effects, Report to the General Assembly, with annexes, *Annex E, Exposures resulting from nuclear explosions*, United Nations, New York.

UNSCEAR. (1988). Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with annexes. *Annex D, Exposures from the Chernobyl accident*, United Nations, New York.

UNSCEAR. (2000) International Journal of Radiation Medicine. Report to the General Assembly, Special Issue, *Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident*, United Nations, New York.

UNSCEAR. (2016). Developments since the 2013 UNSCEAR report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident following the great east-japan earthquake and tsunami. *A 2016 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work*. United Nations, New York.

VALLA M., KOZÁK J., NĚMEČEK J., MATULA S., BORŮVKA L., DRÁBEK O. (2000) *Pedologické praktikum*. Praha: Česká zemědělská univerzita. ISBN 8021306378.

VÁVRA V., LOSOS Z. (2013) *Mineralogie* [online]. [cit. 2017-03-31]. Dostupné z: <http://mineralogie.sci.muni.cz/>

WHIGHAM N. (2016) *Dome installed over Chernobyl to prevent further fallout*. *News.com.au* [online]. [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <http://www.news.com.au/technology/environment/conservation/dome-installed-over-chernobyl-to-prevent-further-fallout/news-story/9bbbbc1ac24c28a6213d86b5f14c31e1>

WOLF A. (ed) (2006) Tschernobyl – Bayern 20 Jahre danach: Abriss zu den Auswirkungen auf Bayern fußend auf 130.000 Einzeluntersuchungen. *Bayerisches Landesamt für Umwelt*. Augsburg

ZALEWSKA T., COCCHI L., FALANDYSZ J. (2016) Radiocaesium in Cortinarius spp. mushrooms in the regions of the Reggio Emilia in Italy and Pomerania in Poland. *Environ Sci Pollut R.* 23:23169-23174

ZHIYANSKI M., SOKOLOVSKA M., LUCOT E., BADOT PM. (2005) Cs-137 contamination in forest ecosystems in southwest Rila Mountain, Bulgaria. *Environ Chem Lett.* 3:49-52

ZHIYANSKI M., BECH J., SOKOLOVSKA M., LUCOT E., BECH J., BADOT PM. (2008) Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. *J. Geochem. Explor.* 96:256-266

## 8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

ADC	Analogově digitální převodník
AMP	Zesilovač
C	uhlík
Cs	cesium
ČR	Česká republika
ČSSR	Československá socialistická republika
GSA	Gama spektrometrická analýza
H	vodík
CHKO	Chráněná krajinná oblast
K	draslík
kt	kilotuna
MCA	Multikanálový analyzátor
Mt	megatuna
PAMP	Polovodičový detektor s předzesilovačem
SSSR	Svaz sovětských socialistických republik
S	síra
Sr	stroncium
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
TNT	trinitrotoluen
USA	Spojené státy americké
Y	yttrium

## 9 SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

Obrázek 1: Šíření radioaktivního mraku z černobylského reaktoru .....	22
Obrázek 2: Trajektorie kontaminovaných hmot a přibližné časy úniků z havarovaného reaktoru jaderné elektrárny Černobyl a průchodů nad územím ČSSR.....	23
Obrázek 3: Lokality odběru vzorků půd .....	38
Obrázek 4: Kopeckého fyzikální válečky .....	40
Obrázek 5: Vážení vzorku po odběru .....	40
Obrázek 6: Schéma rozboru neporušeného vzorku .....	41
Obrázek 7: Vážení vzorku .....	42
Obrázek 8: Tepelná úprava vzorku .....	42
Obrázek 9: Vpravení vzorku do pyknometru .....	43
Obrázek 10: Opětovné vážení vzorku.....	43
Obrázek 11: Přehledné seskupení vzorků.....	43
Obrázek 12: Odečítání z hustoměru.....	45
Obrázek 13: Měrná (specifická) hmotnost u jednotlivých vzorků půd v $\text{g.cm}^{-3}$ .....	49
Obrázek 14: Pórovitost půd u jednotlivých vzorků půd uvedených v % objemu.....	50
Obrázek 15: Hmotnostní aktivita cesia-137 a draslíku-40 v půdách v $\text{Bq.kg}^{-1}$ .....	53
Obrázek 16: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Kvilda v $\text{Bq.kg}^{-1}$ .....	54
Obrázek 17: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Zadov v $\text{Bq.kg}^{-1}$ .....	55
Obrázek 18: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Churáňov v $\text{Bq.kg}^{-1}$ .....	56

Obrázek 19: Hmotnostní aktivita cesia-137 u jednotlivých druhů půd v lokalitě Stráž nad Nežárkou v Bq.kg <sup>-1</sup> .....	57
Tabulka 1: Naměřené hodnoty u rozboru neporušeného půdního vzorku .....	48
Tabulka 2: Naměřené hodnoty hmotnostní aktivity u jednotlivých vzorků půd v Bq.kg <sup>-1</sup> .....	51

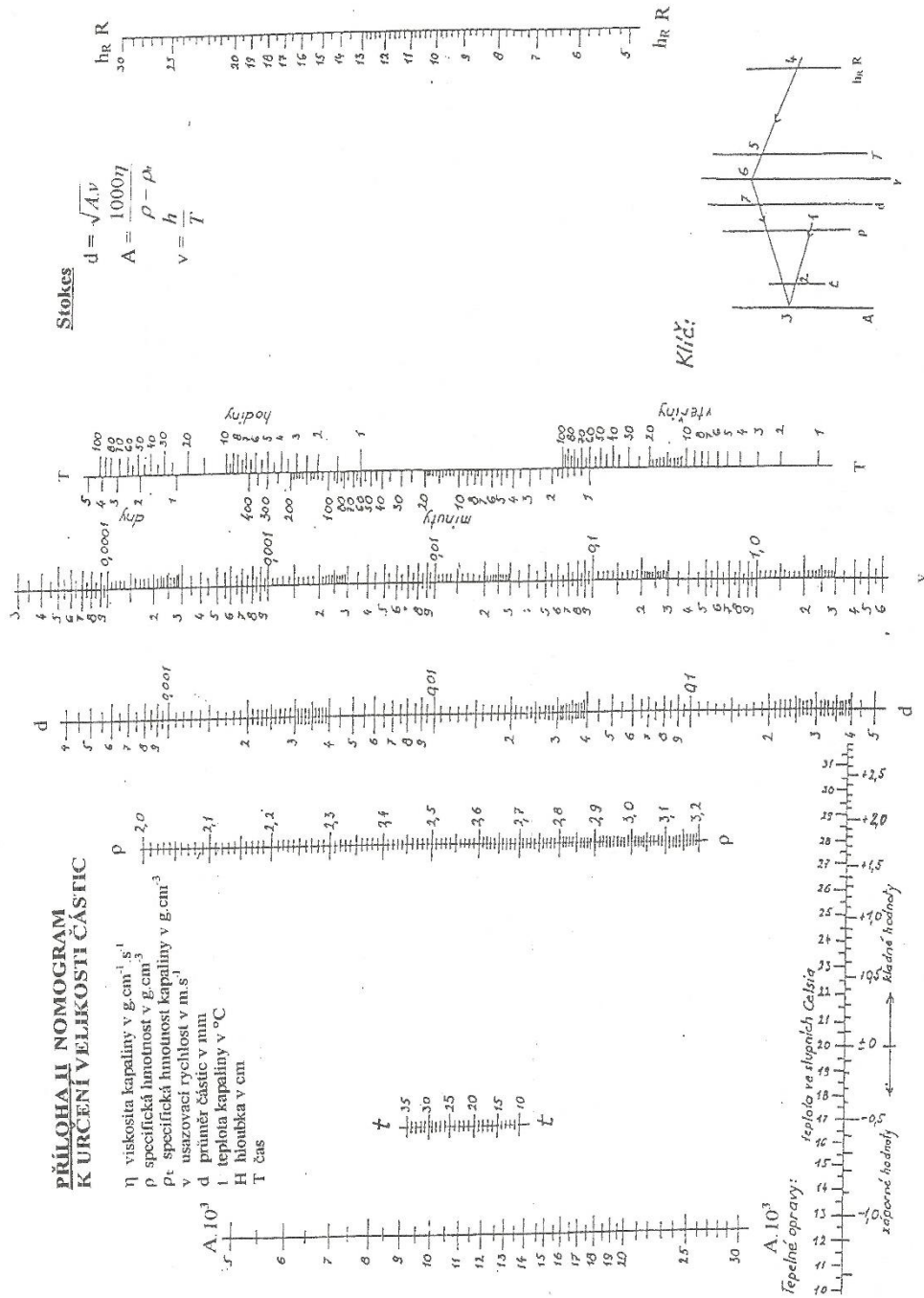
## **10 SEZNAM PŘÍLOH**

Příloha A – Nomogram k určení velikosti částic

Příloha B – Křivka zrnitosti zeminy

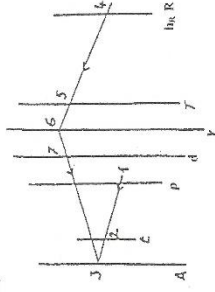
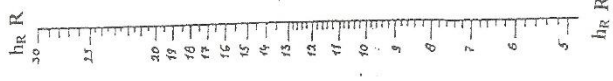
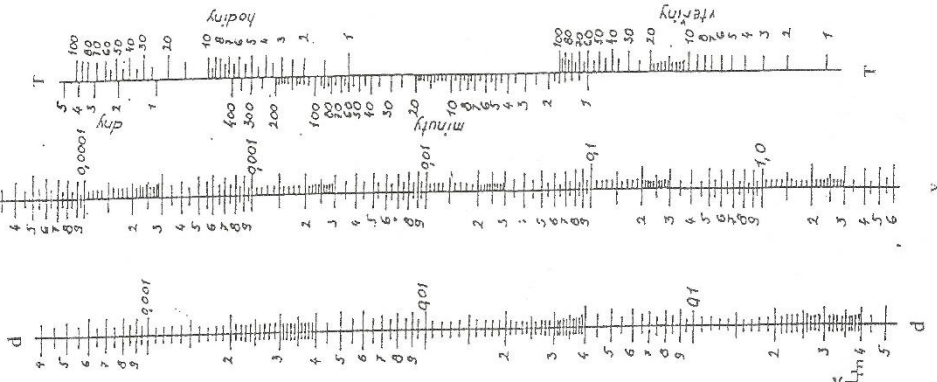
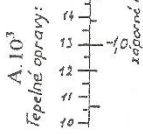
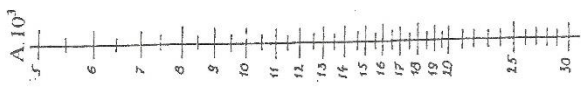
# PŘÍLOHA A

V příloze A je znázorněn nomogram k určení velikostí částic podle jednotlivých dob sedimentací.



**PŘÍLOHA II NOMOGRAM  
K URČENÍ VELIKOSTI ČÁSTIC**

$\eta$  viskozita kapaliny v  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$   
 $\rho$  specifická hmotnost v  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$   
 $\rho_t$  specifická hmotnost kapaliny v  $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$   
 $v$  usazovací rychlost v  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$   
 $d$  průměr částic v  $\mu\text{m}$   
 $t$  teplota kapaliny v  $^{\circ}\text{C}$   
 $H$  hloubka v  $\text{cm}$   
 $T$  čas



## PŘÍLOHA B

V příloze B je znázorněn předem připravený rastr, který slouží ke konstrukci zrnitostní křivky. Pomocí zrnitostní křivky je stanoveno procentické zastoupení potřebných frakcí či kategorií.

