



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

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

**Srovnání měrných aktivit cesia 137 v různých druzích
mechu**

Bakalářská práce

Studijní program:

Ochrana obyvatelstva

Autor: Michaela Trnková

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci s názvem *Srovnání měrných aktivit cesia 137 v různých druzích mechu* jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou Univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby stejnou 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 kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne

.....

Trnková Michaela

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu bakalářské práce Mgr. Jiřímu Havránkovi za ochotu, cenné rady, čas strávený konzultacemi a veškeré informace, které byly nezbytné pro vypracování této bakalářské práce.

Srovnání měrných aktivit cesia 137 v různých druzích mechu

Abstrakt

Cílem bakalářské práce bylo změřit obsah cesia 137 v různých druzích mechu na území zasaženém radiačním spadem a porovnat, zda různé druhy mechů mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy. Za účelem dosažení cíle byla stanovena výzkumná otázka: Obsahují různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem rozdílné množství cesia 137?

Teoretická část práce obsahuje informace potřebné k pochopení řešené problematiky a uvedení do současné situace. Jedná se o základní radiobiologické pojmy a základní jednotky a veličiny. Dále jsou uvedeny informace o radionuklidu Cs-137, jeho zdrojích a kinetice v přírodě. V praktické části práce je rozebrána metodika a výsledky praktického měření vzorků mechu, ale i půd odebraných z jejich podloží. V odborné literatuře je mech často uváděn jako významný bioindikátor radionuklidů. V této práci jsou ale vzorky mechu odebírány podle konkrétního druhu s cílem zjistit, zda se u jednotlivých druhů liší tendence absorbovat radionuklidy.

Pro odběr vzorků byly vybrány lokality, kde byl podle dřívější studie naměřen vysoký obsah Cs-137 v půdách, způsobený radioaktivním spadem v roce 1986. Celkem bylo odebráno 20 vzorků mechů a 20 vzorků půd z jejich podloží. Jednou lokalitou odběru byl i ostrov Valaam nacházející se na Ladožském jezeře v Ruské federaci, kde byly odebrány čtyři vzorky mechu.

Hmotnostní aktivita byla měřena pomocí polovodičové spektrometrie gama. Kromě Cs-137 byl zjišťován i obsah přírodního radionuklidu K-40. Naměřená spektra byla vyhodnocena pomocí softwaru GAMWIN.

Měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích mechu a ve vzorcích půd z jejich podloží společně s výpočtem transferového poměru potvrdili, že různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem obsahují rozdílné množství Cs-137.

Klíčová slova

Cesium 137, radiační spad, mechy, půdy, gamaspektrometrie, hmotnostní aktivita

Comparison of the measured specific activities of cesium 137 in different species of bryophytes

Abstract

This bachelor thesis focuses on measuring specific activities of Cs-137 in different species of moss in areas affected by radiation fallout and compares the species' different tendencies to absorb radionuclides. The research question is: Do different species of moss in areas affected by radiation fallout contain different amounts of Cs-137?

The theoretical part of the thesis introduces the radiobiological problematics, including basic terms and units, and its contemporary situation. This part also focuses on radionuclide Cs-137 and its sources and kinetics in nature. The practical part describes used methodology and consequently focuses on the results of measuring chosen moss samples, including their subsoils. Specialised literature describes mosses as significant bioindicators of radionuclides. This thesis tries to distinguish different species and establish whether those different species have different tendencies to absorb radionuclides.

The locations for sampling were chosen according to previous studies which located areas with high concentration of Cs-137 caused by radiation fallout in 1986. The total amount of moss and subsoil samples is 20 samples each. One of the locations was Russian island Valaam in Ladoga Lake where four samples were collected.

Specific activity was measured using semiconductor gamma spectrometry. Beside Cs-137, the focus was on concentration of natural radionuclide K-40. Measured spectra were evaluated by GAMWIN software.

Measuring specific activity of Cs-137 in moss and subsoil samples and calculation of transfer ratio proved that different species of moss in areas affected by radiation fallout contain different amount of Cs-137.

Keywords

Cesiums 137, radiation fallout, mosses, subsoils, gamma spectrometry, specific activity

Obsah

Úvod.....	7
1 Teoretická část	8
1.1 Základní pojmy	8
1.2 Cesium a draslík.....	10
1.3 Zdroje Cesia	12
1.3.1 Testy jaderných zbraní.....	12
1.3.2 Havárie jaderné elektrárny Černobyl.....	13
1.4 Kontaminace lidského organismu radionuklidy.....	20
1.4.1 Distribuce Cs-137 v lidském těle.....	21
1.5 Kontaminace lesního ekosystému	22
1.5.1 Kinetika Cesia 137.....	23
1.5.2 Půdy	24
1.5.3 Rostliny a houby	25
1.5.4 Lesní zvěř.....	25
1.6 Gamaspektrometrie	26
2 Cíl práce a výzkumná otázka	27
3 Metodika	28
3.1 Odběr vzorků mechu	30
3.2 Odběr vzorků půd.....	33
3.3 Stanovení hmotnostní aktivity.....	36
4 Výsledky	37
4.1 Výsledky měření hmotnostní aktivity u vzorků mechů z ČR	40
4.2 Výsledky měření hmotnostní aktivity u vzorků půd z ČR.....	48
4.3 Transferový poměr	56
4.4 Vzorky mechů z Ruské federace.....	58
5 Diskuse.....	61
6 Závěr	67
7 Seznam použitých zdrojů.....	68
8 Seznam obrázků a tabulek	74
9 Seznam zkratk	76

Úvod

Lidstvo je neustále vystavováno účinkům ionizujícího záření (dále jen „IZ“). S rostoucím zájmem o výzkum a využívání IZ v energetice a s tím spojenými riziky, roste i počet studií zabývajících se účinky IZ a také zdroji radionuklidů v našem okolí. Kromě přírodních radionuklidů se v našem okolí vyskytují také radionuklidy ze zdrojů umělých. Z hlediska dlouhodobé kontaminace patří mezi jeden z nejvýznamnějších umělých radionuklidů cesium 137 (dále jen „Cs“), kvůli jeho poločasu rozpadu 30 let. Původ tohoto radionuklidu v životním prostředí mají na svědomí dva hlavní zdroje: atmosférické testy jaderných zbraní a havárie jaderné elektrárny v Černobylu. K mapování současné situace kontaminovaného území slouží studie zabývající se sběrem a měření bioindikátorů. Mezi významné bioindikátory, které mají tendenci absorbovat do svých těl radionuklidy, patří například houby, lesní plody, lišejníky a mechy. Množství radionuklidů, které obsahují, ale závisí na mnoho faktorech. Mezi ně patří například druh půdy, ze které čerpají živiny, vlhkost půdy, míra kontaminace daného území a doba, před kterou se do ní radionuklidy dostali. Existují studie, které potvrdili že u hub závisí množství radionuklidů, které obsahují, závisí také na konkrétním druhu houby.

Cílem této práce tedy bylo změřit obsah radionuklidu Cs-137 v různých druzích mechu na území zasaženém radioaktivním spadem a porovnat, zda různé druhy mechu, stejně jako houby, mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy.

První část práce je věnována teoretickým informacím souvisejícím s touto problematikou. Jedná se o základní pojmy a veličiny, zdroje Cs-137 a jeho výskyt a kinetiku v životním prostředí. V další části je popsána metodika sběru a měření vzorků a výsledky naměřených hodnot.

Lokality pro odběr vzorků byly vybrány na základě dřívějších studií popisujících rozšíření radioaktivních částic po havárii v Černobylu. Byl měřen obsah radionuklidu Cs-137 a pro porovnání také radionuklidu draslíku 40 (dále jen „K“), který se přirozeně vyskytuje v životním prostředí.

1 Teoretická část

Ve složkách životního prostředí, stejně jako ve složkách potravních řetězců na území České republiky (dále jen „ČR“) je stále ještě měřitelná aktivita Cs-137. To se do prostředí dostalo jednak jako následek testů jaderných zbraní v atmosféře, ale především jako následek jaderné havárie v Černobylu. Od roku 1986, kdy se havárie odehrála, se pravidelně provádí měření obsahu Cs-137 ve složkách lesního ekosystému. Takovými složkami, které se řadí mezi významné zdroje vnitřní kontaminace, jsou například půda, mechy, houby, nebo lesní plodiny. (Zpráva o radiační situaci na území České republiky v roce 2008, 2009)

1.1 Základní pojmy

Radioaktivita

Radioaktivita je proces, který probíhá samovolně, a při kterém přeměnou jader nestabilních nuklidů prvků vznikají jiné chemické prvky. (Břížďala, 2016)

Aktivita

Aktivitou se rozumí podíl počtu jaderných přeměn z energetického stavu a časového období, za který tyto přeměny proběhnou. (Vyhláška č. 422/2016 Sb.)

K přesné charakteristice radionuklidu je nutné aktivitu vztáhnout k vhodné jednotce. Tím obdržíme hmotnostní aktivitu (Bq/kg), objemovou aktivitu (Bq/m⁻³), nebo plošnou aktivitu (Bq/m⁻²). (Navrátil et al., 2016)

Izotop

Izotopy jsou atomy s rozdílným počtem neutronů a shodným počtem protonů. Mají tedy rozdílnou atomární hmotnost. Izotopy jsou různé formy jednoho prvku. (Helmenstine, 2016)

Poločas rozpadu

Doba, za kterou se přemění jedna polovina z počátečního množství radionuklidu. (Vokurka, 2015)

Dávka

Dávku lze definovat jako podíl střední energie $d\varepsilon$ a hmotnosti elementu objemu dm v daném bodě, kterému byla energie předána. Jelikož tato veličina popisuje fyzikální efekty v dané látce, musí být vždy uvedena společně s materiálem. Například dávka v měkké tkáni, ve vzduchu atd. Jednotkou je J/kg^{-1} a nazývá se gray (Gy). (Klener, 2000)

$$D = \frac{d\varepsilon}{dm}$$

Dávkový limit

Dávkový limit je hodnota efektivní nebo ekvivalentní dávky pro jednotlivce z plánované situace s expozicí, která nesmí být překročena. (Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007, 2009)

Ekvivalentní dávka

Ekvivalentní dávka (H_T) je součin střední absorbované dávky ($D_{T,R}$) a radiačního váhového faktoru (w_R) v tkáni (T) nebo orgánu pro ionizující záření daného typu R. Jednotkou ekvivalentní dávky je J.kg^{-1} a zvláštní název je sievert (Sv). (Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007, 2009)

Efektivní dávka

Efektivní dávka (E) je součet ekvivalentních dávek ve všech výslovně uvedených jednotlivých orgánech či tkáních vážených tkáňovým váhovým faktorem (w_T), který vyjadřuje rozdíl v radiosenzitivitě orgánů a tkání z hlediska pravděpodobnosti vzniku sochastických účinků. Jednotka efektivní dávky je J.kg^{-1} , její název je ovšem sievert (Sv). (Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007, 2009)

Stochastické účinky

Jde o zhoubné nádory a dědičné účinky, pro něž je pravděpodobnost že nastanou pokládána za funkci dávky bez přítomnosti prahu. Ale nezávisí na ní jejich závažnost. (Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007, 2009)

Tkáňové účinky

Jde o poškození populace buněk, které je charakteristické prahovou dávkou a stoupáním následků s rostoucí dávkou. Označujeme je také jako tkáňovou reakci. V některých případech mohou být tyto účinky ovlivněny některými metodami ještě i po ozáření, například použitím modifikátorů biologické odpovědi. (Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007, 2009)

Mezi hlavní projevy deterministických neboli tkáňových účinků patří akutní poškození kůže nebo akutní nemoc z ozáření. (Navrátil et al., 2016)

Radioaktivní kontaminace

Radioaktivní kontaminací se rozumí znečištění jakéhokoli materiálu, jeho povrchu, osoby nebo prostředí radioaktivní látkou. Pokud mluvíme o lidském těle, zahrnuje jak zevní kontaminaci kůže, tak i vnitřní kontaminaci bez ohledu na to, jakou cestou byla do organismu přijata. (Vyhláška č. 422/2016 Sb.)

1.2 Cesium a draslík

Cs a K jsou dva nejvýznamnější prvky pro tuto práci, proto se jimi budu v této kapitole zabývat podrobněji.

Cesium

Cs je vzácný, stříbrno-bílý, lesklý kov. Název pochází z latinského „caesius“, což znamená modravý. Je to měkký kov, který má při pokojové teplotě konsistenci vosku. Je velice reaktivní. Cs je přirozeně se vyskytující element a téměř nikdy se nevyskytuje samostatně. V přírodě nalezneme jeho izotop Cs-133. Atomové číslo Cs je 55, při pokojové teplotě je tekuté a taje při 28,4 °C. Teplota varu je 671 °C. Cs byl první prvek objeven pomocí spektroskopu. Prakticky začalo být Cs používáno v roce 1920 k odstraňování zbyvajících kyslíku, a to díky jeho přirozené schopnosti vázat ho na sebe. Mělo i spoustu dalších využití, ale kvůli dostupnosti mnohých dalších a levnějších kovů se jeho používání omezilo (Ross, 2016). Cs se vyrábí i průmyslově, a to elektrolýzou tavenin halogenidů nebo hydroxidů alkalických kovů, konkrétně z taveniny chloridu cesného (Straka, 2016). Existuje jedenáct hlavních radioaktivních

izotopů Cs. Pouze tři z nich, Cs-134, Cs-135 a Cs-137, mají dost dlouhé poločasy rozpadu na to, aby vliv jejich radioaktivity vzbuzoval obavy. Z těchto tří izotopů je nejvýznamnější Cs-137 s poločasem rozpadu 30 let. Jeho rozpadovým produktem je Ba-137 metastabilní. Tento produkt se stabilizuje tím, že emituje gama záření. Jeho poločas rozpadu je 2,6 minuty a je nebezpečný z hlediska zevní kontaminace. Izotopy Cs-134 a Cs-135 nejsou tak nebezpečné i přes svůj velice dlouhý poločas rozpadu. Rozdíl oproti Cs-137 spočívá v odlišné radioaktivní přeměně. Cs-135 má poločas rozpadu asi 2 000 000 let, ale jeho specifická aktivita je oproti Cs-134, který má poločas rozpadu 2 roky, velice nízká. Proto jeho dlouhotrvající rozpad společně s nízkým množstvím uvolněné energie představuje poměrně nízké riziko. Ostatní izotopy Cs se rozpadnou za méně než dva týdny, proto pro nás z dlouhodobého hlediska nejsou významné. (Peterson, 2007)

Draslík

K je přírodní radionuklid, který je nedílnou součástí našeho životního prostředí. Nalezneme ho v zemské kůře, oceánech i ve všech organických materiálech. Koncentrace K v zemské kůře je zhruba 15 000 mg.kg⁻¹ a v mořské vodě 416 mg.l⁻¹. V přírodním K je obsažen radioaktivní K-40. Z celkového množství tento izotop radioaktivního K tvoří jen asi 0,012 %. Patří k velice významným přírodním zdrojům záření, a to hlavně proto, že je obsažen v těle každého z nás. Jeho koncentrace v organismu je vysoká, protože konzumujeme potraviny, které ho obsahují. Tělo dospělého člověka obsahuje asi 13 mg radioaktivního K, který je rozložen rovnoměrně po celém organismu. Aktivita tohoto K sahá do řádu stovek Bq.kg⁻¹. V lidském organismu je K téměř ve 100 % absorbován ihned po požití z gastrointestinálního traktu do krevního oběhu, odkud se distribuuje do všech orgánů a tkání. Slouží jako přenašeč signálu v buňkách a je velice důležitý pro fungování našeho těla. K-40 může ale také představovat riziko vnějšího i vnitřního ozáření. Aktivita K-40 uvnitř těla dosahuje hodnoty 5 000 Bq, což je množství 5 000 atomů, které procházejí každou sekundu radioaktivním rozpadem. Zhruba 10 % z těchto rozpadů emituje gama záření. Z těla se K vylučuje s biologickým poločasem 30 dnů. (Peterson, 2007)

1.3 Zdroje Cesia

Cs se přirozeně vyskytuje jako izotop Cs-133 v různých rudách a v menším množství i v půdě. Tři již zmíněné radioaktivní izotopy Cs, Cs-134, Cs-135 a Cs-137, jsou produkty jaderného štěpení. U toho dochází k tomu, že atom U-235 (nebo jiný štěpný radionuklid) se rozdělí do dvou asymetrických fragmentů s nukleonovým číslem (součet protonů a neutronů) v rozmezí 90 až 140 a další dva nebo tři neutrony. Radionuklidy Cs jsou štěpné produkty. Cs-135 a Cs-137 jsou získávány s poměrně vysokým výtěžkem pohybujícím se kolem 7 % a 6 %. To je zhruba 7 atomů Cs-135 a 6 atomů Cs-137 na 100 štěpení. Cs-137 je hlavní radionuklid obsažený ve vyhořelém jaderném palivu, které pochází především z provozu jaderných reaktorů. (Peterson, 2007)

1.3.1 Testy jaderných zbraní

Největší množství radionuklidů uvolněných do ovzduší mají na svědomí testy jaderných zbraní. Ty probíhaly především na severní polokouli během 50. a začátkem 60. let. Za tu dobu se do ovzduší dostal největší podíl z celkového množství všech antropogenních radionuklidů. Nejvýznamnější jsou z hlediska přítomnosti v životním prostředí, tedy i z hlediska možnosti ozáření osob radionuklidy s dlouhým poločasem rozpadu. Jedná se hlavně o Sr-90, Cs-137 a C-14. (Navrátil et al., 2016)

Vývoj jaderných zbraní započali Němci již v roce 1939. První test však provedli Spojené státy americké (dále jen „USA“) v poušti v Novém Mexiku pod krycím jménem Trinity (Mika et al., 2011). Dne 6. srpna pak Američané použili první jadernou bombu pojmenovanou „Little Boy“. Ta byla svržena na japonské město Hirošima a fungovala na bázi štěpení uranu. O tři dny později explodovala další bomba, tentokrát plutoniová, zvaná „Fat Man“, nad městem Nagasaki. Jejich ničivé účinky byly tak obrovské, že pár dní poté Japonsko ohlásilo kapitulaci a druhá světová válka mohla oficiálně skončit. Američané i po válce nadále pokračovali ve výzkumu jaderných zbraní. Vyvinuli ještě ničivější bombu využívající reakci, při které dochází ke slučování jader vodíku. První prototyp tohoto druhu bomby byl vyzkoušen na Marshallových ostrovech v roce 1952 byl pojmenován „Ivy Mike“. Ani Sovětsí vědci nemohli zahálet, a tak v roce 1953 odpálili svou první bombu plutoniového typu a o dva roky později i vodíkovou bombu. Mezi jaderné mocnosti se postupně zařadily i Velká Británie, Francie a Čína. (Milěř et al., 2015)

Testy jaderných zbraní se podle místa provedení dají rozdělit na pozemní, atmosférické, podzemní a podvodní. Od roku 1945 do současnosti proběhlo celkově asi 2056 testů jaderných zbraní, poslední z nich provedla v roce 2013 Severní Korea. Nejvíce z těchto testů provedly USA, dále Sovětský svaz socialistický republik (dále jen „SSSR“), Francie, Velká Británie, Indie, Pákistán a Čína. Jaderné zbraně vlastní pravděpodobně i Izrael, který to ale nikdy nepotvrdil. Jihoafrická republika, Ukrajina, Bělorusko a Kazachstán se svých jaderných zbraní vzdaly. (Švamberk, 2014)

V roce 1968 byla za účelem zamezení růstu počtu vlastníků jaderných zbraní vypracována Smlouva o nešíření jaderných zbraní. K dnešnímu dni je tato smlouva nejuniverzálnější mezinárodní smlouvou, mimo její rámec stojí pouze Indie, Pákistán a Izrael. Česká republika jaderné zbraně nevlastní, ale je smlouvě uvedena jako stát nevlastnící jaderné zbraně a uzavřela příslušné dohody. (Výkon kontroly nešíření jaderných zbraní, 2016)

1.3.2 Havárie jaderné elektrárny Černobyl

Jaderná elektrárna Černobyl se nachází na Ukrajině, asi 130 kilometrů severně od hlavního města Kyjev. Elektrárna se skládá ze čtyř reaktorů typu RBMK-1000. Před havárií bylo v bývalém SSSR v provozu celkem 14 reaktorů tohoto typu. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli důsledky a poučení, 1996)

Reaktory této jaderné elektrárny byly navrženy a posléze postaveny v 70. a 80. letech 20. století. K poskytnutí chladicí vody pro reaktory byla v blízkosti elektrárny vybudována umělá nádrž o rozloze asi 22 km². Nejbližším větším městem v okolí elektrárny byla Pripjat, kde v roce 1986 žilo asi 50 000 obyvatel. Toto město bylo domovem především pro zaměstnance elektrárny a jejich rodiny. Hned u elektrárny je menší město Černobyl, podle něhož nese elektrárna svoje jméno. Tam žilo asi 12 000 obyvatel. Mimo tyto dvě města se v okolí vyskytovaly už jen menší stavení a lesy (Lallanilla, 2013).

Průběh havárie

Z důvodu plánované údržby byl dne 25. dubna 1986 odstaven z provozu čtvrtý reaktor. Kromě údržby měl být během této odstávky proveden i test, zda během výpadku elektrického proudu mohou turbíny produkovat dostatek energie k udržení chladícího

systemu v chodu až do rozběhnutí záložních generátorů. Okolo jedné hodiny ranní začalo postupné snižování výkonu reaktoru. Během dalších dvanácti hodin byl výkon reaktoru snížen na polovinu a došlo k odstavení prvního turbogenerátoru. Aby operátoři získali přesné výsledky, rozhodli se vypnout několik bezpečnostních systémů. Později se ukázalo, že právě toto rozhodnutí vedlo ke katastrofě. Uprostřed testu došlo ke změně a vypnutí generátoru muselo být odloženo, protože v Kyjevě byla vysoká poptávka po energii. Proto se zkouška přesunula na noc, kdy je poptávka nejnižší. (Rosenberg, 2016)

Během tohoto pozastavení byl odpojen systém havarijního chlazení. Tato událost sice neměla na další dění přílišný vliv, ale je ukázkou nedodržování provozních předpisů, které provoz za takovýchto podmínek zakazují. Protože došlo k odložení testu, stihly se vystřídat i směny pracovníků. Bohužel noví pracovníci nebyli dostatečně obeznámeni se situací a připraveni k provedení testu. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu důsledky a poučení, 1996)

Když se provádí tento test, tak před vypnutím by měl být reaktor stabilizován na výkon 700-1000 MWt. Pravděpodobně z důvodu chyby obsluhujícího personálu klesla energie 26. dubna v 00:28 asi na 30 MWt. Po 01:00 se povedlo reaktor ustálit na výkonu asi 200 MWt a bylo rozhodnuto, že při této úrovni bude test proveden. Proti předpisům bylo i toto rozhodnutí. Protože byl reaktor velice nestabilní, nastaly problémy s udržením hodnot obsahu páry v reaktoru a tlaku. V případě odchylek měly být spuštěny systémy automatické havarijní ochrany, ty však byly vypnuty. V 01:22 byly hodnoty na úrovni, kdy je nutné odstavit reaktor. To byla jedna z posledních možností, kdy by se dalo havárii zabránit. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu důsledky a poučení, 1996)

Sled událostí a nesprávných rozhodnutí pracovníků obsluhujících reaktor vedl do bodu, kdy již nebylo možné odvrátit blížící se katastrofu. První zásadní chybou bylo již zmíněné zablokování elektronické ochrany, která by způsobila odstavení reaktoru. Dále i zjištění, že v aktivní zóně reaktoru je spuštěna jen jedna polovina regulačních tyčí, mělo být důvodem k zastavení experimentu. A jako poslední zásadní chyba se ukázalo zablokování havarijního signálu, který by mohl katastrofě zabránit v případě uzavření přívodu páry na turbínu. (Chernobyl accident, 2016)

Postupně docházelo ke zvyšování výkonu elektrárny. Extrémní žár způsobil roztrhání palivových tyčí a vzniklé přepětí způsobilo tak obrovský výbuch, že dokázal odtrhnout

tisícitunovou betonovou desku zakrývající reaktor. Okamžitě začalo do atmosféry unikat obrovské množství radiace. Po pár sekundách následoval ještě jeden, mnohem větší výbuch. Ten rozmetal ještě část aktivní zóny, včetně paliva, grafitu a částí jádra reaktoru, do okolí elektrárny. To způsobilo vznik několika intenzivních požárů v okolí elektrárny. Některé požáry se dostaly až do okolí reaktoru číslo 3, který byl v době této exploze stále v provozu. (Lallanilla, 2013)

Likvidace následků

U druhého výbuchu příčina nebyla jednoznačně určena. Jedna teorie mluví o reakci vodíku, který vznikl reakcí mezi unikající párou a zirkoniem společně se vzduchem. Likvidace požárů započala na čtvrtém bloku a podílelo se na ní především 29 mužů speciálního požárního útvaru. Vysoké teploty vedly ke zhroucení zavážecího stroje a části střechy reaktorové haly. Po necelých dvou hodinách byl požár ve čtvrtém bloku lokalizován a po dalších třech hodinách uhašen. Teplota v aktivní zóně ale poklesla na 200-250 °C až po dlouhých 20 dnech po havárii. Bezprostředně po havárii bylo u požáru 69 zasahujících hasičů a z nich jich 28 zemřelo na následky radiace. Nikdo z nich nevěděl, že se nacházejí v místě, kde jsou přímo vystaveni radiaci. Ale díky nim a nasazení jejich životů byly následky havárie významně sníženy. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu důsledky a poučení, 1996)

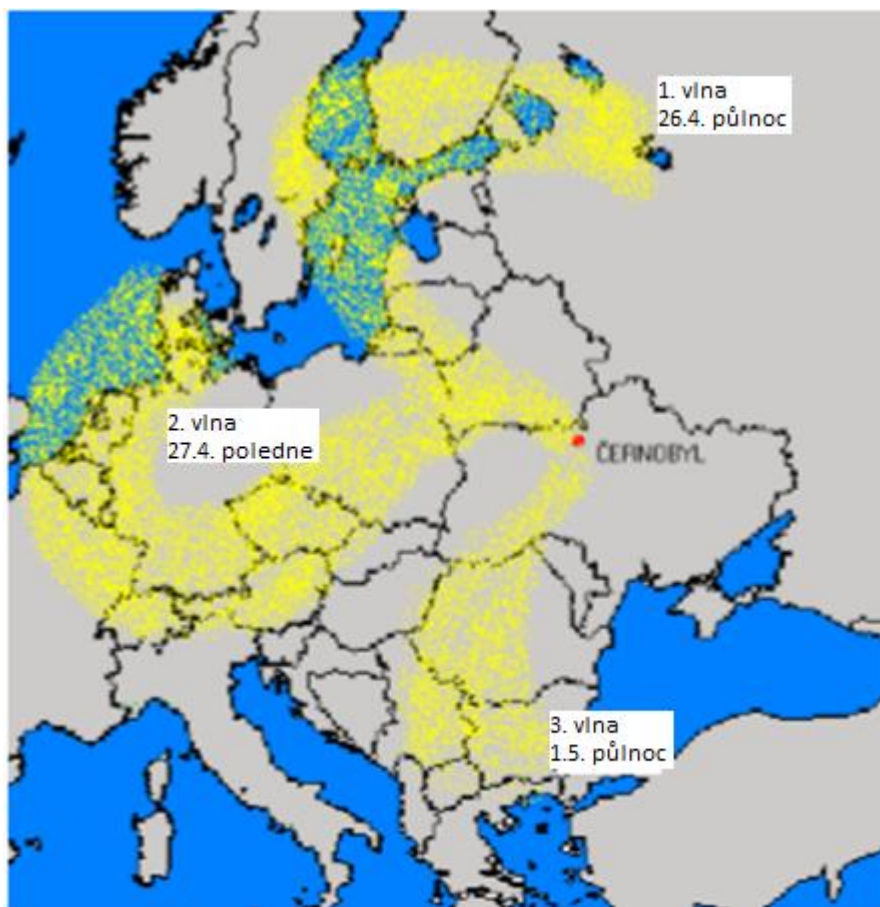
Při pokusech k utišení následků havárie byla nejdříve na požáry vylévána voda, poté se pokoušeli hasit pomocí písku a olova, nakonec použili dusík. Trvalo téměř dva týdny, než byly požáry uhašeny. Občanům v okolních městech bylo pouze řečeno, aby nevycházel z domů. Pripjat byla evakuována 27. dubna, den po katastrofě. Město Černobyl bylo evakuováno až 2. května, šest dní po explozi. (Rosenberg, 2016)

V následujících dnech pokračovalo fyzické odstraňování následků nehody. Kontaminované svrchní vrstvy půdy byly uzavřeny do barelů a kontaminovaná voda zachytávána. Sovětští inženýři uzavřeli zbytky čtvrtého reaktoru do velkého sarkofágu. Ten byl ale konstruován v rychlosti a jeho výdrž byla odhadována na 30 let. (Rosenberg, 2016)

Důsledky havárie

Dny, kdy probíhala havárie, byl vítr v Černobylu velice slabý a jeho rychlost proměnlivá. Masivní výbuch ale vynesl radioaktivní látky až do výšky zhruba 1500 m

a tam již vítr z jiho-východu proudil rychlostí 8-10 m/s. Tyto látky pak byly unášeny přes západní část SSSR, na Finsko a Švédsko. Švédsko bylo první zemí, která zachytila signály úniku radionuklidů. Dne 30. dubna 1986 se ale změnil směr proudění vzduchu, a tak se kontaminované vzdušné masy dostaly do střední Evropy, mimo jiné i na území tehdejší Československé socialistické republiky (dále jen ČSSR). Tyto vzdušné masy se nad naše území dostaly opakovaně, neboť například severní stopa nad Skandinávií se obrátila a se zpožděním se dostala i na naše území (Obrázek 1).



Obrázek 1: Rozptyl radioaktivních látek v atmosféře po havárii v Černobylu

Zdroj: Kostka, 2016

Celkové množství uniklých radioaktivních látek z Černobylu bylo odhadováno na základě měření kontaminace ovzduší, atmosférického spadu a používáním modelů šíření v atmosféře odborníky v několika zemích. Chemicko-fyzikálních forem radionuklidů, což jsou vzácné plyny jako izotopy Xe a Kr, uniklo z havarovaného reaktoru téměř 100 %. Dále šlo o izotopy jódu v plynné fázi, aerosolů i ve formě organické. Další uniklé těkavé prvky a sloučeniny byly Cs a Te. Ty byly vzduchem teleportovány ve formě aerosolů nebo s částicemi rozprášeného paliva. Únik těchto radionuklidů z paliva

se odhaduje na 20 až 60 %. V menším zastoupení se do ovzduší dostaly i štěpné produkty, radioizotopy prvků Ce, Zr, Ba a Sr. Fyzikální i chemická forma uniklých částic se lišila i v závislosti na fázích havárie. Během výbuchu se do ovzduší dostaly vzácné plyny. Při následujícím požáru reaktoru unikaly těkavé radionuklidy. Při hašení byl reaktor zasypáván kromě olova i borem a dolomitem, což se také mohlo projevit na složení unikajících látek. Proto se do různých částí Evropy dostávaly kontaminované vzdušné masy, které díky vzniku v různých fázích havárie a lišícím se meteorologickým podmínkám, měly různé složení. Velikost kontaminace prostředí pak ovlivňovaly dešťové srážky nad daným územím při přechodu kontaminované masy. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu důsledky a poučení, 1996)

Co se týká ztrát na životech, tak v době havárie se v jaderné elektrárně nacházelo přes 400 zaměstnanců. K tomuto počtu přibyli ještě hasiči. Zahynulo celkem 31 lidí, z toho 28 na následky ozáření a další tři na následky zranění způsobené výbuchem reaktoru. 203 lidí bylo postiženo akutní nemocí z ozáření různého stupně. Z evakuačního okruhu 30 km od elektrárny bylo evakuováno 116 000 obyvatel. Mezi lidmi panovala obrovská nedůvěra k úřadům. Chyběl dostatek objektivních informací. V nejvíce zamořených oblastech lidé obdrželi obrovské dávky ozáření, až dvacetkrát větší, než obdrží člověk průměrně za celý rok. Pokud to přepočteme na dny, obdrželi dávku až 7308krát vyšší, než jiný den. Určení pozdějších následků, především stochastických, je velice obtížné. Úmrtnost v obci, která byla zasažena explozí se zvýšila až třikrát. U více než 40 000 dětí se projeví nemoci štítné žlázy, dvanáctkrát se zvýšil počet onemocnění anémií a vzrostl i výskyt leukémie. (Kostka, 2016)

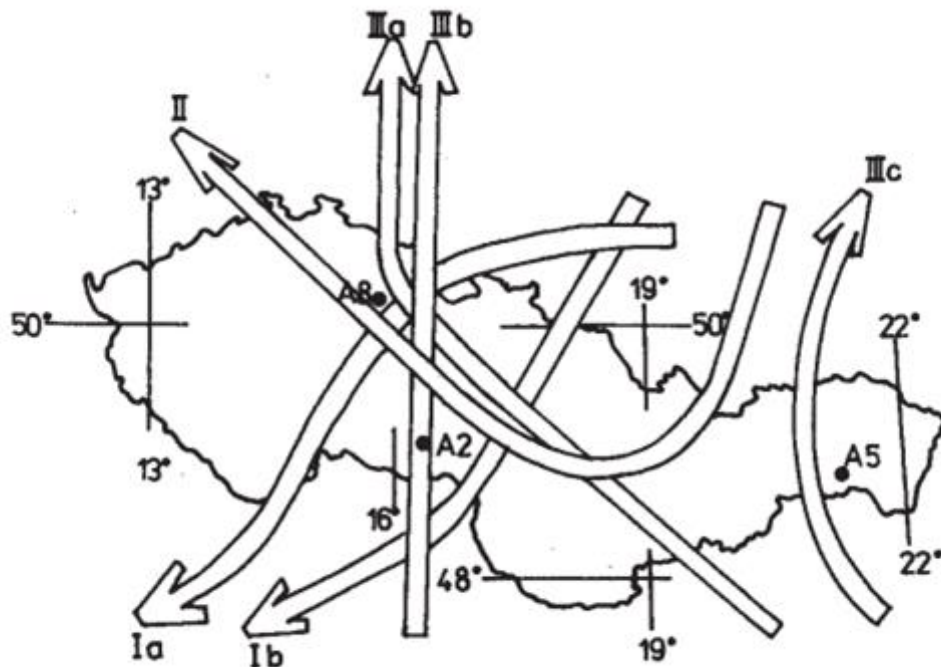
Kontaminace území ČSSR

Výsledky monitorování následků černobylské havárie v tehdejší ČSSR byly získány složkami monitorovací sítě v roce 1986 a shrnuty ve Zprávě o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny. První signály o příchodu již zmíněných kontaminovaných mas byly zaznamenány v noci z 29. na 30. dubna 1986 jadernými elektrárnami při provádění kontrolních měření. Celkem bylo identifikováno 27 radionuklidů. Mezi nejvýznamnější patřily I-131, jehož význam ale díky jeho krátkému poločasu rozpadu osm dní klesal, Cs-137 a Cs-134, kterého bylo zhruba poloviční množství oproti Cs-137. Od července 1986 již bylo více než 90 % kontaminace tvořeno jen Cs-137 a Cs-134. Koncentrace radionuklidů v ovzduší byla

měřena pomocí odběru aerosolů velkoobjemovými zařízeními a následně měřena polovodičovou spektrometrií gama. Kontaminace vzduchu byla nejvyšší 30. dubna 1986, kdy z obvyklých milióntin Bq/m^3 stouply hodnoty měřených aktivit až na desítky, místy i stovky Bq/m^3 . Pokles těchto hodnot nastal po pár dnech suchým a mokřým spadem. (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu důsledky a poučení, 1996)

K objasnění kontaminace území ČSSR se často vychází z trajektorií středů kontaminovaných vzdušných hmot (Obrázek 2). Tyto trajektorie byly vypočteny na pracovišti Slovenského hydrometeorologického ústavu v Jaslovských Bohunicích. Použili k tomu údaje o rychlosti a směru větru v přízemní vrstvě atmosféry. Průchody I a III byly zaznamenány na všech měřicích místech. Průchod II nebyl v jednom bodě téměř zaznamenán. (Bučina et al., 1988)

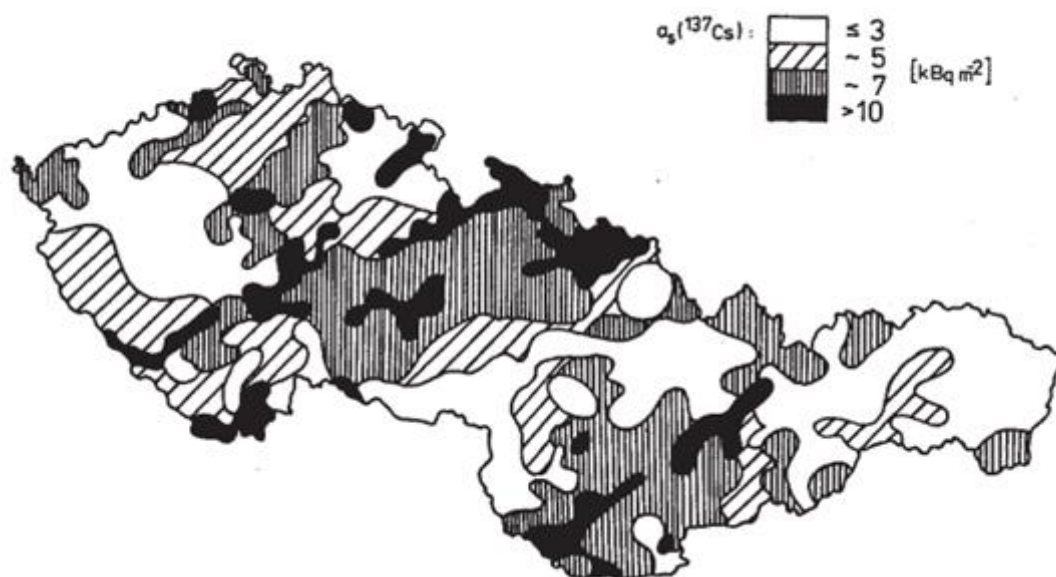
První průchod byl zaznamenán 30. dubna, druhý 3. až 4. května a okolo 7. května třetí průchod. Během prvního průchodu objemové aktivity radionuklidů dosahovaly řádově jednotek až desítek Bq/m^3 . Při druhém průchodu tato aktivita klesla na třetinu a při třetím až na desetinu původních hodnot. (Bučina et al., 1988)



Obrázek 2: Trajektorie vzdušných mas procházejících přes území ČSSR po havárii v Černobylu

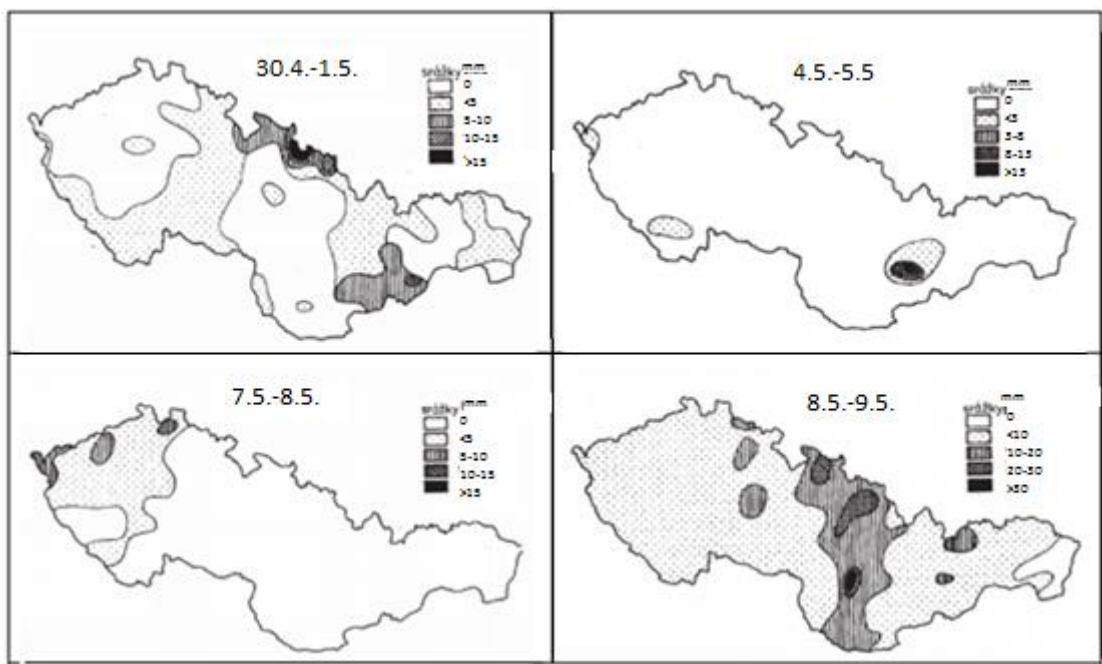
Zdroj: Bučina et al., 1988

Ke zhodnocení situace spadu a kontaminace našeho území bylo ve dnech 16.-18. června 1986 odebráno asi 1300 vzorků půdy. Lokality odběru byly vybrány rovnoměrně po celém území ČSSR a byly odebírány jednotnou metodikou. Vzorky byly odebírány v místech nezastíněných budovami, keři a stromy, nejlépe ze zemědělské půdy, která již od 26. dubna 1986 nebyla obdělávána. Sklon byl menší než 3° a půda byla propustná pro vodu, ale ne zcela písčité. Rozdělení plošné aktivity Cs-137 se zaznamenalo do mapy (Obrázek 3) a je možno jí porovnat s rozdělením srážek z 8. a 9. května 1986, tedy z doby průchodu kontaminovaných mas přes naše území (Obrázek 4). Srážky totiž mají největší vliv na množství radioaktivního spadu, které se dostane z atmosféry na zemský povrch. (Bučina et al., 1988)



Obrázek 3: Znáznornění plošné aktivity Cs-137 na území ČSSR po jaderné havárii v Černobylu

Zdroj: Bučina et al., 1988



Obrázek 4: Srážky v období průchodu kontaminovaných mas přes území ČSSR

Zdroj: Zpráva o radiální situaci na území ČSSR, 1987

1.4 Kontaminace lidského organismu radionuklidy

Radionuklidy se do styku s člověkem můžou dostat různými cestami expozice. Kontaminace je dvojího typu, vnitřní a zevní. Největší vnitřní expozice obyvatelstva vznikla kvůli následkům testů jaderných zbraní, které se konaly na přelomu 50. a 60. let 20. století a kontaminovaly ovzduší. Mezi další zdroje patří například havárie jaderných elektráren, především již zmíněný Černobyl, dále Windscale v Anglii, Fukušima v Japonsku a další. Zmínit se musí také ztráty velkých radionuklidových zdrojů, což byla například destrukce terapeutického zdroje Cs-137 v Goiánii v Brazílii. Vnitřní ozáření se ale používá i cíleně, například v lékařství, kde se do organismu vpraví radioaktivní látka z diagnostických, paliativních, nebo terapeutických důvodů. (Klener, 2000)

Radionuklidy se dostávají do těla celkem čtyřmi různými cestami (Klener, 2000):

Ingescí: jde o případ, kdy se radionuklidy dostanou do těla ústy a dále se dostávají do gastrointestinálního traktu;

Inhalací: v tomto případě se radionuklidy dostávají do organismu vdechnutím radioaktivní látky ve formě aerosolu, páry, nebo plynu a ty nejmenší částice se mohou dostat až do plicních sklípků;

Penetrací přes kůži: to znamená, že radionuklidy se dostanou do organismus přes část kůže, která je poškozená nebo oslabená. Může jít například o popálení. Za normálních podmínek je naše kůže dost odolná a radionuklidy se přes zdravou kůži do organismu nedostanou;

Absorpcí: jedná se o přenos radionuklidu přes neporaněnou kůži, například u tritia.

U zevní kontaminace mluvíme o přítomnosti radionuklidu na naší kůži. Většina radionuklidů jsou beta, nebo gama emitory, a tak je organismus jejich paprsky částečně, nebo celotělově ozařován. U tohoto typu ozáření roste význam beta částic. (Österreicher, 2003)

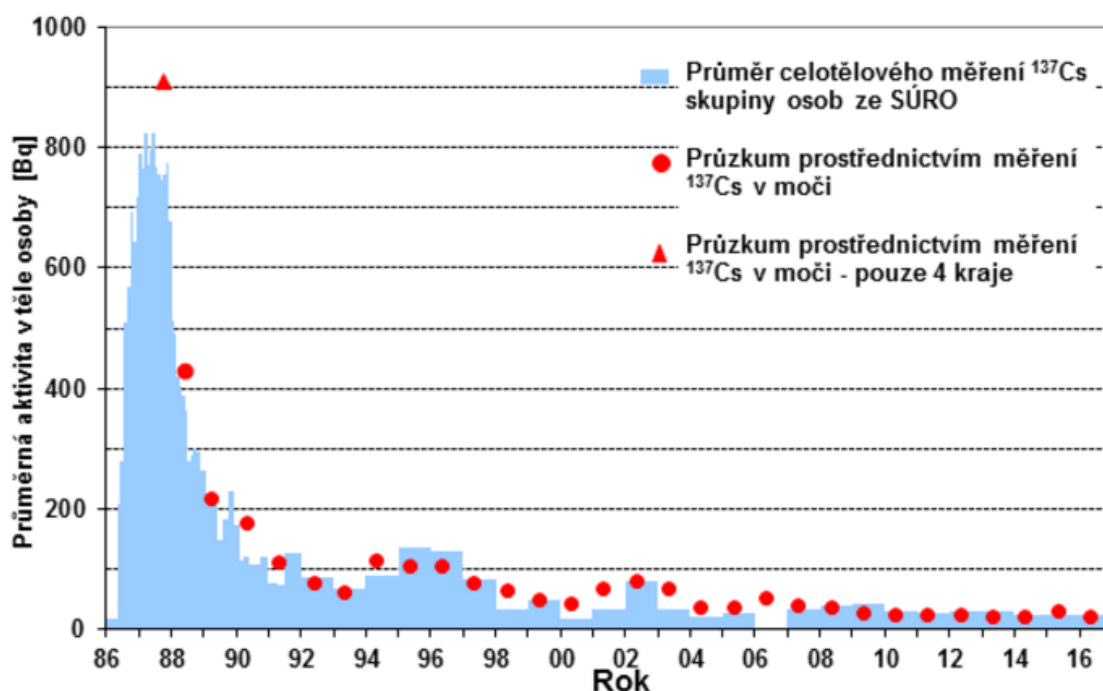
Nejvýznamnějšími radionuklidy z hlediska ozáření obyvatelstva vzniklé havárií jaderného zařízení jsou I-131, Cs-137 a Sr-90. Všechny tři se poměrně dobře vstřebávají. Zatímco I a Sr se vstřebávají zejména do tkání, ke kterým mají afinitu, Cs se vstřebává celotělově. I je prvek s krátkým poločasem rozpadu (8 dní), ale i tak je velice nebezpečný, protože se váže na štítnou žlázu. Tomu jsme se naučili předcházet pomocí požití jodové profylaxe. Tím žlázu zahltneme neradioaktivním I, a tak se do ní již nedostane ten radioaktivní. Cs, které má poločas rozpadu 30 let, je zase z těla vylučováno poměrně rychle. Sr má stejně jako Cs poměrně dlouhý poločas rozpadu (28 let), ale důležitá je jeho afinita vázat se akumulovat v kostech. (Mietelski et al.,1994)

1.4.1 Distribuce Cs-137 v lidském těle

Cs-137 se může do organismu dostat stejně jako všechny ostatní radionuklidy, a to potravou nebo pitnou vodou (ingescí), se vzduchem (inhalací) nebo přes kůži (penetrací). Jak Cs, tak i K se po vstřebání do organismu distribuují rovnoměrně po celém těle. Nejčastěji jde o resorpci v gastrointestinálním traktu z potravin nebo pitné vody. Izotopy Cs se v těle po požití vstřebávají ze střeva do krevního řečiště a poté se koncentrují především ve svalech. Cs se z těla vylučuje poměrně rychle, protože dospělý člověk během dvou dnů vyloučí z těla až 10 % přijatého Cs. Zbývajících 90 %

pak opouští tělo v závislosti na biologickém poločasu rozpadu, který je 110 dnů. U dětí a dospívajících osob probíhá toto vylučování ještě o něco rychleji. (Ross, 2016)

Státní ústav radiční ochrany provádí pravidelně průzkum jak celotělového měření Cs-137, tak průzkum pomocí měření Cs-137 v moči (Obrázek 5). Jak můžeme vidět, kontaminace lidského organismu byla po roce 1986 vysoká, s postupem času exponenciálně klesá.



Obrázek 5: Výsledky celotělového měření Cs-137 a měření Cs-137 v moči

Zdroj: MonRaS, 2017

1.5 Kontaminace lesního ekosystému

Životní prostředí může být kontaminováno z několika zdrojů. Hlavním z nich je přirozený výskyt radionuklidů. Dá se říci, že celý náš svět je radioaktivní, a to už od doby jeho vzniku. Na zemském povrchu můžeme najít více než 60 radionuklidů. Můžeme si je rozdělit do dvou hlavních skupin: přírodní a umělé. Každá z těchto skupin má ještě své podskupiny: (Ullman, 2016)

- Přírodní
 - primární (primordiální) radionuklidy: jejich původ je ještě před vznikem Země, nejrozšířenějším je K 40, dále Th 232 nebo U 238 a U 235;
 - druhotné (sekundární) radionuklidy: jde o rozpadové produkty primárních radionuklidů, jsou to tedy produkty rozpadových řad Th 232, U 238 a U 235;
 - kosmogenní radionuklidy: tyto radionuklidy průběžně vznikají jadernými reakcemi při průchodu kosmického záření zemskou atmosférou. Patří mezi ně především C 14 a tritium (H 3).
- Umělé
 - výroba radionuklidu v jaderném reaktoru;
 - výroba radionuklidu v urychlovači částic;
 - „In vivo generátory“ v nukleární medicíně a další

Zdroji radionuklidů v životním prostředí jsou jak přirozeně se vyskytující radionuklidy, tak i radionuklidy umělé. Velice podstatný vliv na kontaminaci životního prostředí mají radionuklidy, které do prostředí unikly jako následek radiační havárie, nebo při zkouškách jaderných zbraní. Jak velká je tato kontaminace, nejčastěji mapujeme na situaci v lesním ekosystému.

1.5.1 Kinetika Cesia 137

Vysoká depozice radionuklidů na našem území je způsobena především prvním a třetím průchodem kontaminovaných mas nad územím republiky. Kontaminace z druhého průchodu není tak významná díky absenci srážek v tomto období. Tím se potvrdilo, že depozice radionuklidů je dána souběžností dvou dějů: jejich obsahem v ovzduší a srážkami v danou dobu. I srážky menší než 1 mm nebo mlha mají významný podíl na usazování radionuklidů (Zpráva o radiační situaci na území ČSSR, 1987)

Cs-137 v našem životním prostředí můžeme úspěšně monitorovat. Důležitost monitorování Cs-137 v životním prostředí spočívá v jeho spojitosti s K. Lidské tělo ho

totiž velice snadno vstřebává, až z 80 %, a vylučuje ho močí. Ukládá se v měkkých tkáních a jeho biologický poločas rozpadu je 110 dní. (Havránek a Havránková, 2005)

Ze studií proběhlých po havárii v Černobyli vyplývá, že v lesním ekosystému je podstatná kontaminace půdy, odkud se například do dřeva šíří pomocí kořenového systému s ostatními minerály. Následně se šíří lýkem, odkud se dostává až do středu kmene (Konečný et al., 2001). Stejně jako do stromů, tak i do ostatních složek lesního ekosystému, jako jsou lesní plody, houby nebo mechorosty, se Cs dostává z půdy. Množství vstřebaného Cs závisí na druhu organismu (rostliny, houby...), hloubce kořenů a na množství Cs-137 v lesní půdě. (Tecl a Schlesingerová, 2004)

V roce 2005 se uskutečnil výzkum zabývající se kinetikou Cs-137 v lesním ekosystému. Při něm výzkumníci odebírali vzorky na území Jihočeského kraje. Dané vzorky byly půdy z hloubky 0-5 cm a 5-20 cm, z dřeva, kůry, porostu, jehličí a hub. Výzkum prokázal, že životní prostředí sice je kontaminováno, ale vliv kontaminace je v porovnání s ostatními zdroji ionizujícího záření zanedbatelný. (Havránek a Havránková, 2005)

1.5.2 Půdy

Současná kontaminace půd je způsobena dvěma zdroji: testy jaderných zbraní z 60. let minulého století a havárie jaderného reaktoru v Černobyli. Oba dva zdroje přispěly ke kontaminaci přibližně stejným dílem, ovšem díky časovému odstupu mezi nimi je dnes kontaminace z Černobylské havárie dominantnější. Tyto dva zdroje od sebe ovšem nelze ovšem odlišit. Po černobylské havárii byl proveden průzkum kontaminace vrchních vrstev (0-5 cm) půd Cs-137 a dalšími radionuklidy. Tato kontaminace byla ovlivněna lokálními srážkami a průchodem kontaminovaného mraku.

Studie po havárii v Černobyli prokázaly, že Cs-137, stejně jako další minerály, se z kontaminovaných půd dostává kořenovým systémem do dřeva, kde se obvodovým lýkem šíří a dostává až do středu kmene. Stejně tak se velmi dobře dostává do rostlin nesoucích lesní plody, do mechorostů a hub, kde se kumuluje. Tyto rostliny se stávají potravou lesní zvěře a potravinovým řetězcem se tak mohou stát zdrojem kontaminace lidí. (Havránek a Havránková, 2005)

1.5.3 Rostliny a houby

Mezi rostliny, které jsou nejvíce schopné v sobě akumulovat radionuklidy patří rostliny nesoucí lesní plody jako borůvky či ostružiny nebo mechy.

Houby patří mezi nejvýznamnější zdroje vnitřní kontaminace obyvatel, proto jim bylo věnováno hned několik studií. Tyto studie prokázaly, že houby obsahují nejvyšší aktivitu Cs z celého lesního ekosystému. (Havránek a Havránková, 2008)

Na příjem Cs-137 houbami má vliv mimo jiné růstové médium, vlastnosti půdy a hub, a především množství radioaktivního spadu. Cs-137 se postupně dostává do hlubších vrstev půdy, kde se nachází mycélie hub. Proto se také obsah Cs-137 v houbách liší podle druhu, neboť každý druh houby má mycélie rostoucí rozdílně hluboko. (Duff a Ramsey, 2008)

Dalšími významnými složkami lesního ekosystému jsou i lesní plody, které jsou také konzumovány lidmi i lesní zvěří. Tak se dostávají do potravního řetězce a přispívají k vnitřní kontaminaci.

V posledních dekádách byly mechy a lišejníky stanoveny jako spolehlivé bioindikátory radioaktivity v životním prostředí. Jelikož nemají lišejníky žádný kořenový systém a obsah elementů, které obsahují, je důsledek srážek a suchých období. Mechy a také lišejníky byly často používány k různým studiím globálního rozšíření radionuklidů z testů jaderných zbraní a havárií jaderných zařízení. Metody využívající mechy a lišejníky jsou také používány k určení zdrojů znečištění těžkými kovy, například ze zemědělství. (Čučulovic et al., 2012)

1.5.4 Lesní zvěř

Z důvodu kontaminace lesního ekosystému se radionuklidy jako Cs-137 dostávají do lesních plodů, mechu a lišejníků. Jejich konzumací se dostávají do těl lesní zvěře a dále přes potravní řetězec se mohou dostat i do těl lidí.

Státní ústav radiační ochrany v roce 2012 na svých webových stránkách publikoval článek nazvaný „*Problematika prasete divokého v ČR*“. V této publikaci lze najít tvrzení, že kusy zvěře, u kterých hmotnostní aktivita Cs-137 překračuje 600 Bq/kg, jsou státem vykupovány a likvidovány, aby nedošlo ke kontaminaci osob. (Problematika kontaminace prasete divokého v ČR, 2012)

1.6 Gamasppektrometrie

Gamaspektrometrie se využívá ke kvantitativnímu a kvalitativnímu stanovení množství umělých i přírodních radionuklidů, které emitují gama záření. Alespoň jednu dobře stanovitelnou čáru záření gama má totiž většina radionuklidů. Tato čára bývá v energetickém rozsahu 50 až 3000 keV. Měřicí trasa má několik částí: nejdříve vlastní polovodičový detektor s předzesilovačem, který se chladí tekutým dusíkem, dále následuje zesilovač, analogově digitální převodník a multikanálový analyzátor. Manipulace s měřeným materiálem je omezena pouze na jeho vhodné zpracování tak, aby bylo možné vložit ho do příslušné měřicí nádoby a určit jeho váhu či objem.

Vzorky se po úpravě do vhodné podoby umístí do měřicí nádoby, zváží a dále se už jen měří. Při měření se nádoba umístí v určité geometrii na detektor a pak se zahájí sběr dat. Po uplynutí měřicí doby se naměřená spektra vyhodnotí pomocí softwaru GAMWIN. Výsledkem je stanovení energie, polohy, čisté plochy, celkové plochy píku a FWHM (Full Width at Half Maximum, energetická rozlišovací schopnost detektoru, která je konvenčně udávána jako šíře píku Co-60 energie 1332,5 keV v polovině jeho výšky a plochou pod píkem). Dále se určí i chyba stanovení plochy píku. K jednotlivým píkům se přiřadí radionuklidy, které mají energii stejnou jako hodnota v radionuklidové knihovně. To je soubor radionuklidů, pro které se počítá objemová nebo hmotnostní aktivita ze spektra měřeného vzorku. Využívat knihovnu radionuklidů je výhodné, protože radionuklidů emitujících gama záření je tolik, že by pracovník hodnotící aktivitu vzorku musel kontrolovat desítky údajů. Každá jednotlivá knihovna radionuklidů obsahuje pouze radionuklidy očekávané v našem vzorku. Výsledek je výpočet aktivity i chyby stanovení aktivity radionuklidů objevených ve spektru. (Debertin a Helmer, 1988; Matzner, 2004; Ullman, 2016)

2 Cíl práce a výzkumná otázka

Cílem této bakalářské práce je změřit obsah cesia 137 v různých druzích mechu na území zasaženém radiačním spadem a porovnat, zda různé druhy mechů mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy.

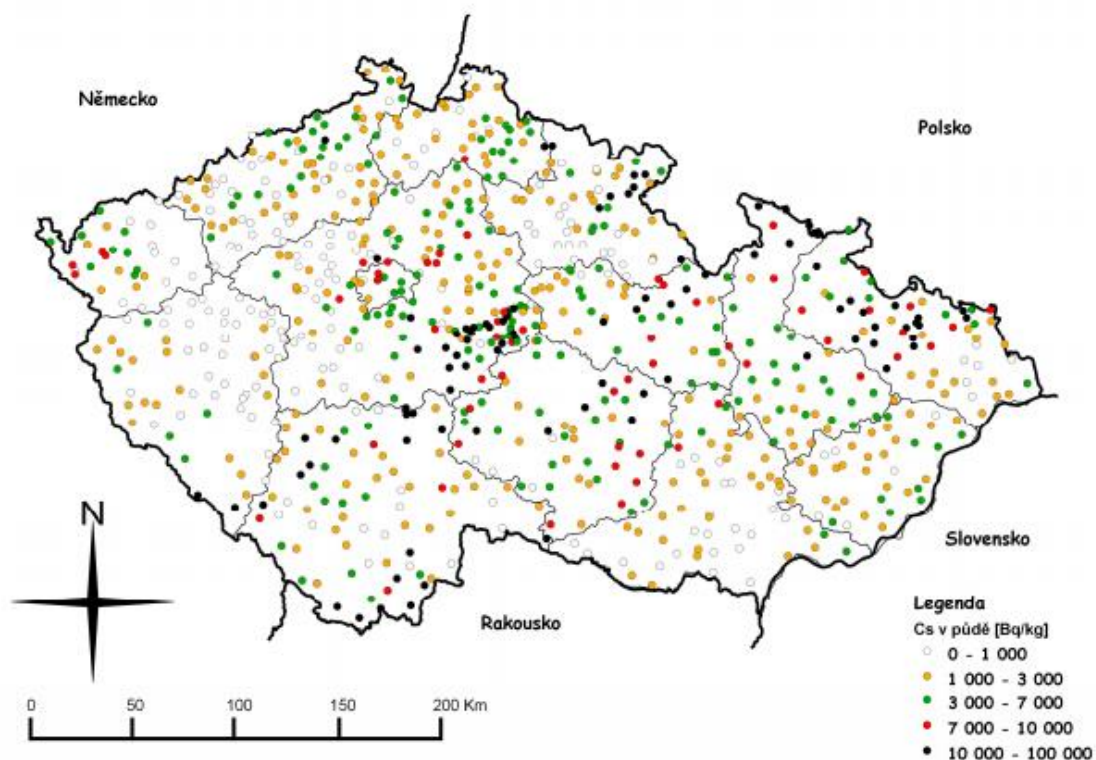
Na základě cíle práce byla stanovena výzkumná otázka: Obsahují různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem rozdílné množství cesia 137?

3 Metodika

Nejdříve byla vytvořena rešerše objasňující současnou situaci a důvody kontaminace daného prostředí. Vychází z dostupné literatury a právních norem řešících danou problematiku.

Praktická část je zaměřena na odběr vzorků mechu a půdy v jejich podloží a měření obsahu Cs-137 pomocí polovodičové gama spektrometrie.

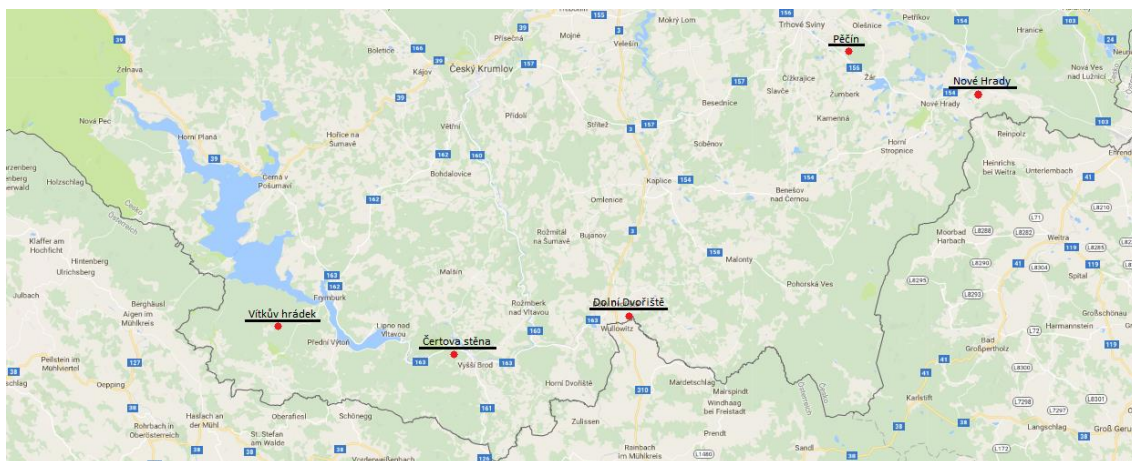
Nejdříve byly vybírány lokality pro sběr vzorků. Tyto lokality byly vybrány na základě map z výzkumů, zabývajících se mírou radioaktivního zamoření půd po radiční havárii v Černobylu a konzultaci na Státním úřadě pro jadernou bezpečnost (Dále jen „SÚJB“). Jak můžeme vidět na Obrázku 6 v květnu roku 1986 byly v oblasti kolem hranic s Rakouskem naměřeny hodnoty Cs-137 dosahující až 100 000 Bq/kg. Proto pro odběr vzorků byly zvoleny lokality možná co nejbližší bodům zanesených v mapě (Obrázek 7). Jejich souřadnice jsou uvedeny v Tabulce 1.



Obrázek 6: Kontaminace území ČR v květnu roku 1986

Zdroj: Rulík a Helebrant, 2011

Místa odběru byla zvolena v blízkosti těchto lokalit: Vítkův Hrádek, Vyšší Brod, Dolní Dvořiště, Pěčín, Nové Hrady. Celkem bylo odebráno 20 vzorků mechů a 20 vzorků půd z jejich podloží z pěti lokalit v ČR. V každé lokalitě byly nalezeny čtyři druhy mechů a od každého z nich odebrán jeden vzorek mechu a půdy z jeho podloží. V každé další lokalitě se postupovalo stejně, vždy byly odebírány stejné druhy mechu.



Obrázek 7: Lokality odběru vzorků mechů a půd v ČR

Zdroj: Google maps a vlastní úpravy

Souřadnice odběru vzorků jsou shodné jak pro odběr vzorků mechu, tak pro odběr vzorku půd, jelikož půdy byly odebírány přímo pod místem odběru mechu.

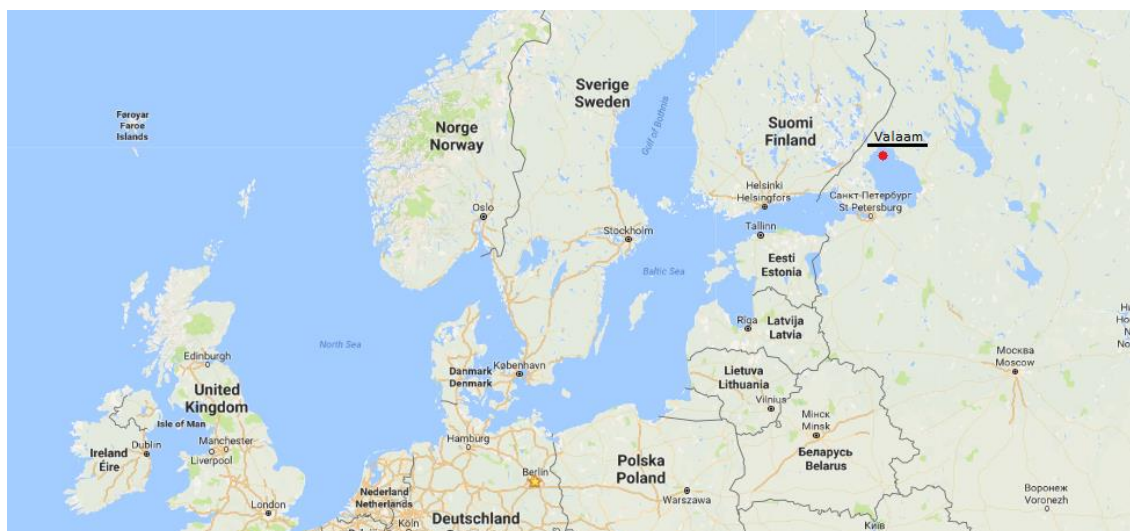
Tabulka 1: GPS souřadnice jednotlivých míst odběru vzorků v ČR.

GPS souřadnice					
ČR	Vítkův hrádek	Vyšší Brod	Dolní Dvořiště	Pěčín	Nové Hrady
Rokytník skvělý	48°38'20,01" N	48°37'52,58" N	48°38'54,99" N	48°49'29.18"N	48°48'07.36" N
	14°07'50,67" E	14°17'01,63" E	14°28'07,11" E	14°40'40.76"E	14°49'10.16"E
Travník Schreberův	48°38'19,78" N	48°37'51,33" N	48°38'54,97" N	48°49'28.44"N	48°48'09.09" N
	14°07'50,63" E	14°17'02,65" E	14°28'07,90" E	14°40'38.15"E	14°49'07.59" E
Dvouhrotec chvostnatý	48°38'19,66" N	48°37'52,21" N	48°38'55,41" N	48°49'27.46"N	48°48'06.22"N
	14°07'50,48" E	14°17'01,07" E	14°28'03,98" E	14°40'38.50"E	14°49'09.00"E
Ploník ztenčený	48°38'16,81" N	48°38'16,81" N	48°38'55,39"N	48°49'29.01"N	48°48'08.70"N
	14°07'55,13" E	14°17'55,13" E	14°28'03,75" E	14°40'42.69"E	14°49'11.19"E

Zdroj: Vlastní výzkum

Jedna část vzorků byla odebrána na ostrově Valaam, který se nachází na Ladožském jezeře v Ruské federaci. Jak můžeme vidět již na Obrázku 1, tento ostrov se nachází na území, kudy prošla první vlna radioaktivních látek po havárii v Černobylu. Poloha ostrova je znázorněna na Obrázku 8. Vzhledem k poloze ostrova, jeho vzdálenosti

a možnostem přepravy byly na ostrově odebrány pouze vzorky mechů a to celkem 4 různé vzorky z jedné lokality. Z důvodu lišící se vegetace na ostrově se vzorky mechu neshodují s těmi odebranými v ČR. Souřadnice míst odběru jsou zaznamenány v Tabulce 2.



Obrázek 8: Poloha ostrova Valaam

Zdroj: Google maps a vlastní úpravy

Z Ruské federace bohužel nebyla možnost přepravit i vzorky půd, proto na jednotlivých místech odběru byly odebírány pouze vzorky mechu.

Tabulka 2: GPS souřadnice jednotlivých míst odběru vzorků v Ruské federaci.

Valaam	GPS souřadnice
Rašeliník prostřední	61°22'40.20"N
	30°58'3.89"E
Ploník obecný	61°22'42.80"N
	30°58'3.89"E
Travník Schreberův	61°22'39.58"N
	30°58'7.37"E
Klamonožka bahenní	61°22'39.83"N
	30°58'3.84"E

Zdroj: Vlastní výzkum

3.1 Odběr vzorků mechu

Vzorky z Ruské federace byly odebírány v červenci roku 2016, vzorky na území ČR byly odebírány během září až listopadu roku 2016. Všechny vzorky byly odebírány

jednotnou metodikou. Po nalezení žádaného druhu mechu, který se nacházel na území kde nebyl sklon větší než 5°, nacházel v jehličnatém lese a nerostl na kmenech, pařezech nebo jiných útvarech, pod kterými by nebyl možný odběr půdy byl naměřen a označen čtverec o velikosti 50x50 cm a zaznamenány jeho GPS souřadnice. Z povrchu mechu byly odstraněné popadané větvičky, listí a jehličí. Z označeného prostoru bylo odebíráno dostatečné množství požadovaného mechu (Obrázek 9). Všechny ostatní rostlinky, či jiné druhy mechu byly odstraněny. V každé z lokalit byly všechny čtyři vzorky odebrány z prostoru o výměru 100x100 m.



Obrázek 9: Vyměřený čtverec pro odběr vzorku mechu

Zdroj: Vlastní výzkum

Mech byl poté důkladně po jednotlivých rostlinkách očištěn od veškerých nečistot, jako jehličí, drobných živočichů, zbytků půdy, nebo větvičky, které by mohly ovlivnit měření. Pokud to bylo možné, byl mech zvážen v nativním stavu na kuchyňské váze a rozprostřen k sušení (Obrázek 10).



Obrázek 10: Schnoucí mech

Zdroj: Vlastní výzkum

Samotné sušení probíhalo při pokojové teplotě zhruba dva týdny. Poté co se hmotnost vzorku již nezmenšovala a ustálila, byl mech opět zvážen, aby bylo možné určit usychací poměr. Jednotlivé druhy mechu byly roztrženy na jednotlivé vzorky, řádně označeny a umístěny do Marinelliho nádob, ve kterých odděleně probíhalo jejich měření na SÚJB (Obrázek 11).



Obrázek 11: Vzorky mechu umístěné v měřicích nádobách

Zdroj: Vlastní výzkum

U jednotlivých vzorků bylo potřeba určit, o jaký druh mechu se jedná. K tomu sloužila kniha od Klemera (1991) Lišejníky, mechorosty, kaprad'orosty. Správnost určení druhů potvrdila konzultace na katedře botaniky Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity. Jedná se konkrétně o Rokytník skvělý, Travník Schreberův, Dvouhrotec chvostnatý a Ploník ztenčený

3.2 Odběr vzorků půd

Vzorky půd byly odebírány jednotnou metodikou během září až listopadu roku 2016. Půdy byly vždy odebírány v prostoru, pod již odebraným mechem, aby bylo možné stanovit množství Cs, které se dostalo z půdy do mechu neboli transferový poměr. Ve vyměřeném čtverci 50x50 cm byl vyměřen menší čtverec o rozměrech 20x20 cm. Na tomto prostoru byla pomocí zahradnické lopatky odebrána půda do hloubky 5 cm, místo odběru vzorku se často nacházelo v blízkosti stromů, odběr byl díky hustému kořenovému systému v jehličnatém lese velice náročný. Půda byla propustná, ale ne písčité (Obrázek 12).



Obrázek 12: Vyměřený čtverec 20x20 cm pro odběr půdy

Zdroj: Vlastní výzkum

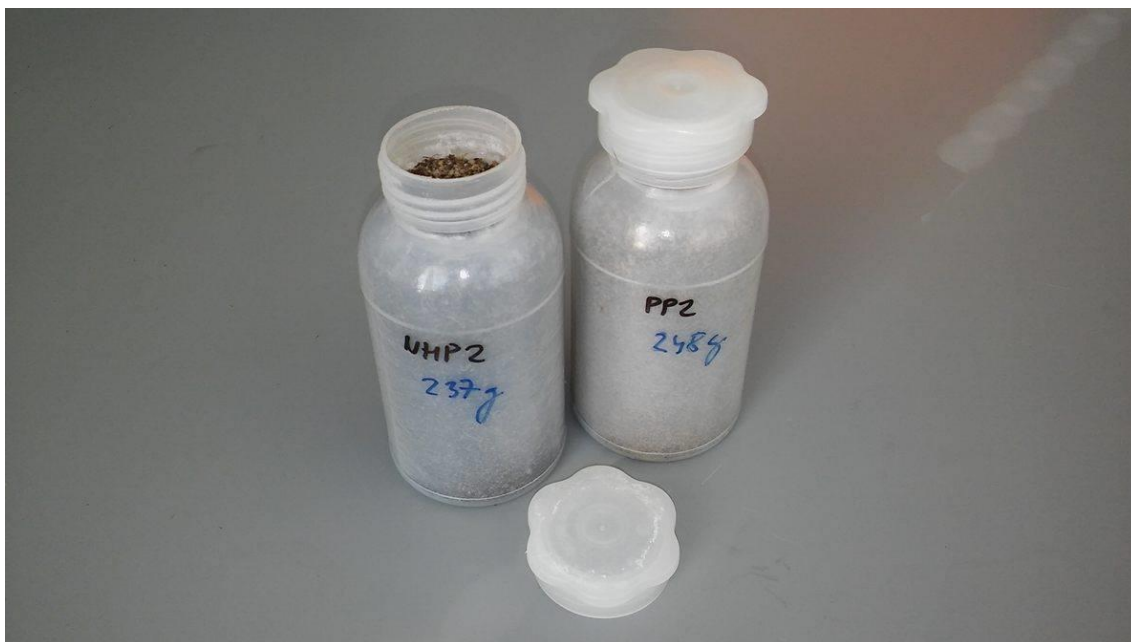
Následně byla půda zvážena v nativním stavu na kuchyňské váze, umístěna do otevřených nádob a ponechána uschnout při pokojové teplotě 2 až 3 týdny. Během této doby byla půda promíchávána, aby rovnoměrně schla (Obrázek 13).



Obrázek 13: Sušení vzorků půd společně se vzorky mechů

Zdroj: Vlastní výzkum

Po uschnutí byla půda očištěna od zbytků kořenů, větviček, větších kamenů a z důvodu velkého množství nečistot mnohonásobně proseta sítem s oky o průměru 0,5 cm. Po prosetí byla půda opět zvážena a umístěna do měřících nádob, aby mohla být jednotlivě změřena pomocí polovodičové spektrometrie gama (Obrázek 14).



Obrázek 14: Vzorky půd v měřících nádobách

Zdroj: Vlastní výzkum

3.3 Stanovení hmotnostní aktivity

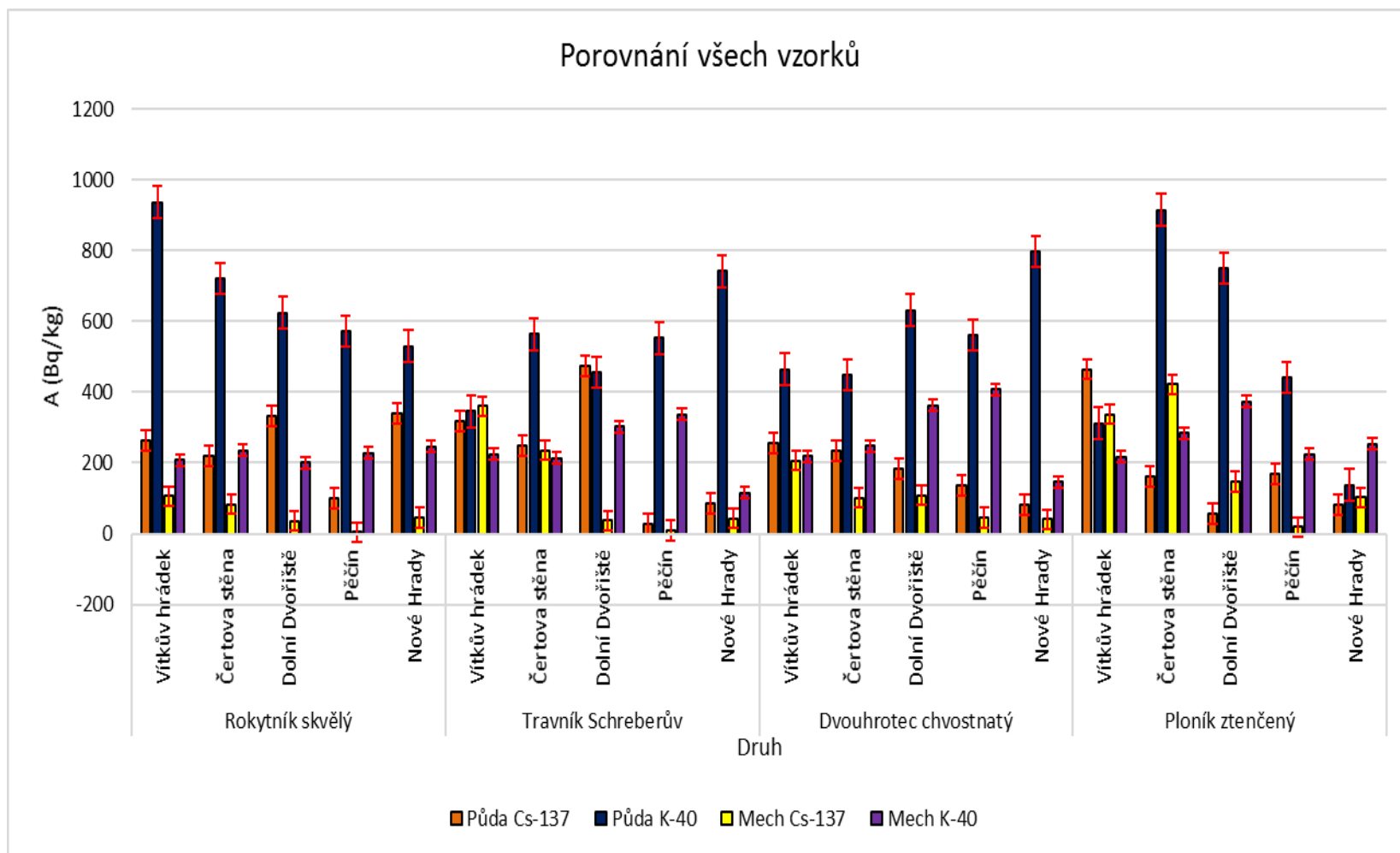
Hmotnostní aktivita odebraných vzorků mechů a půd byla měřena standardním způsobem na Regionálním centru SÚJB v Českých Budějovicích. Vzorky mechů byly měřeny v Marinelliho nádobách a vzorky půd v PET nádobách o objemu 250 ml. Měřicí doba byla 24 hodin. Vzniklá spektra se vyhodnocovalo pomocí softwaru GAMWIN.

4 Výsledky

Všechny naměřené hodnoty byly zaznamenány a jsou uvedeny v následujících tabulkách a grafech.

Hmotnostní aktivita je uvedena v becquerelech na kilogram suché hmotnosti (Bq/kg). U vzorků, kde to bylo možné byl stanoven usychací poměr, vyjadřující poměr váhy vzorků v nativním stavu k hmotnosti vzorku po usušení.

Na Obrázku 15 jsou souhrnně zobrazena všechna data z odebraných vzorků mechů i půd z ČR. Jsou seřazeny podle lokalit a v každé z nich je pro daný mech i půdu zobrazena hodnota jak Cs-137 tak i přirozeně se vyskytujícího se radionuklidu K-40.



Obrázek 15: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u všech vzorků mechů i půd (v sušíně)

Zdroj: Vlastní výzkum

Obrázek 15 zobrazuje výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u všech druhů mechu i půd (v sušině) odebraných na území ČR. Hodnoty Cs-137 u vzorků mechu se pohybovaly v rozmezí od 4,4 Bq/kg (Pěčín) do 422 Bq/kg (Čertova stěna). U odebraných vzorků půd se hodnoty Cs-137 pohybovaly v rozmezí od 27,9 Bq/kg (Pěčín) do 475 Bq/kg (Dolní Dvořiště). Kromě hodnot Cs-137 můžeme na obrázku vidět i naměřené hodnoty měrné aktivity u přirozeně se vyskytujícího radionuklidu K-40. Tyto hodnoty se pohybovaly v rozmezí od 115 Bq/kg, a to ve vzorku mechu (Nové Hrady), do 937 Bq/kg, tentokrát ve vzorku půdy (Vítkův hrádek).

4.1 Výsledky měření hmotnostní aktivity u vzorků mechů z ČR

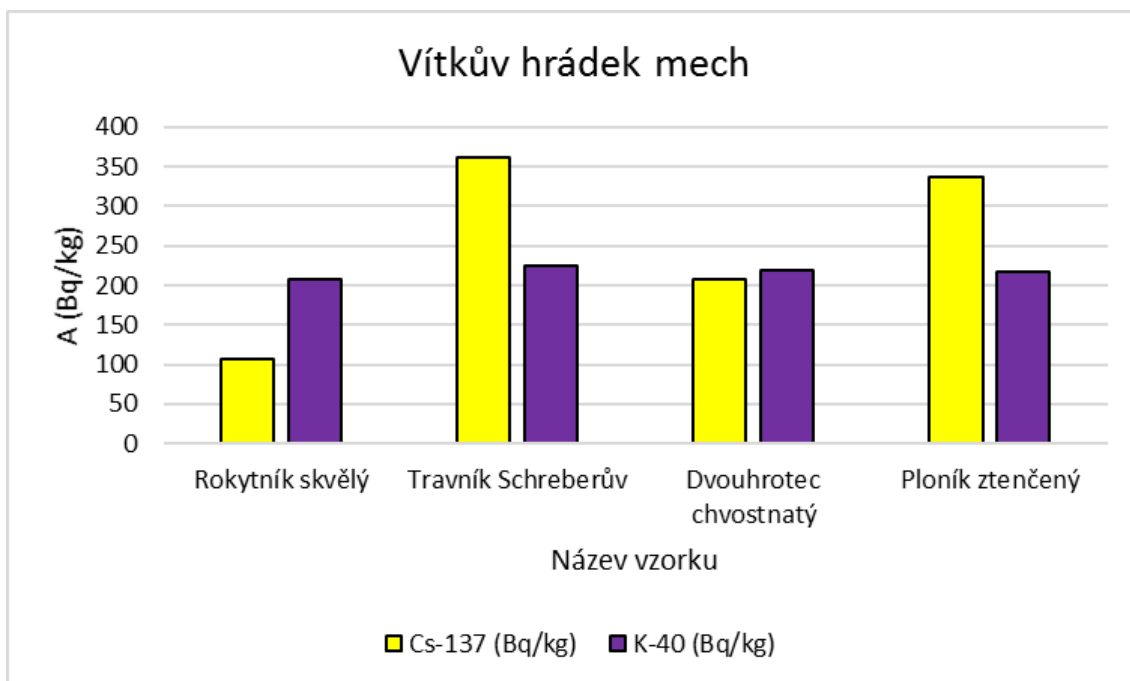
V Tabulce 3 jsou uvedeny názvy lokalit odběru vzorků, druhy odebíraných mechů, jejich váha v nativním stavu (m1), váha po usušení (m2), usychací poměr a naměřené hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a také K-40.

Tabulka 3: Mechy (lokalita, druh, m1, m2, m1/m2, Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)

Lokalita	Druh	m1 (kg)	m2 (kg)	m1/m2	Cs-137 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
Vítkův hrádek	Rokytník skvělý	0,070	0,039	1,795	106,0	208,0
	Travník Schreberův	0,063	0,036	1,750	361,0	224,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,087	0,038	2,289	207,0	219,0
	Ploník ztenčený	0,066	0,042	1,571	337,0	217,0
Čertova stěna	Rokytník skvělý	0,067	0,032	2,094	82,8	235,0
	Travník Schreberův	0,087	0,035	2,486	235,0	214,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,093	0,031	3,000	101,0	248,0
	Ploník ztenčený	0,057	0,031	1,839	422,0	285,0
Dolní Dvořiště	Rokytník skvělý	0,047	0,033	1,424	36,5	200,0
	Travník Schreberův	0,050	0,036	1,389	37,7	302,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,096	0,021	4,571	109,0	362,0
	Ploník ztenčený	0,078	0,036	2,167	147,0	374,0
Pěčín	Rokytník skvělý	0,110	0,024	4,583	4,4	229,0
	Travník Schreberův	0,100	0,019	5,263	8,9	337,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,080	0,017	4,706	45,9	408,0
	Ploník ztenčený	0,075	0,029	2,586	19,6	225,0
Nové Hrady	Rokytník skvělý	0,080	0,020	4,000	45,5	246,0
	Travník Schreberův	0,100	0,023	4,348	43,2	115,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,120	0,017	7,059	41,2	146,0
	Ploník ztenčený	0,050	0,022	2,273	103,0	254,0

Zdroj: Vlastní výzkum

Hmotnostní aktivita Cs-137 ve vzorcích mechu se pohybuje od 4,4 Bq/kg až do 422,0 Bq/kg. Nejmenší obsah radionuklidu byl naměřen ve vzorku Rokytníku skvělého z lokality Pěčín (4,4 Bq/kg). Největší obsah radionuklidu Cs-137 byl naměřen ve vzorku Ploníku ztenčeného z lokality Čertova stěna (422,0 Bq/kg) a dále i ve vzorku Travníku Schreberova z lokality Vítkův hrádek (361,0 Bq/kg). Výsledky vzorků mechu z první lokality Vítkův hrádek jsou znázorněny na Obrázku 16.

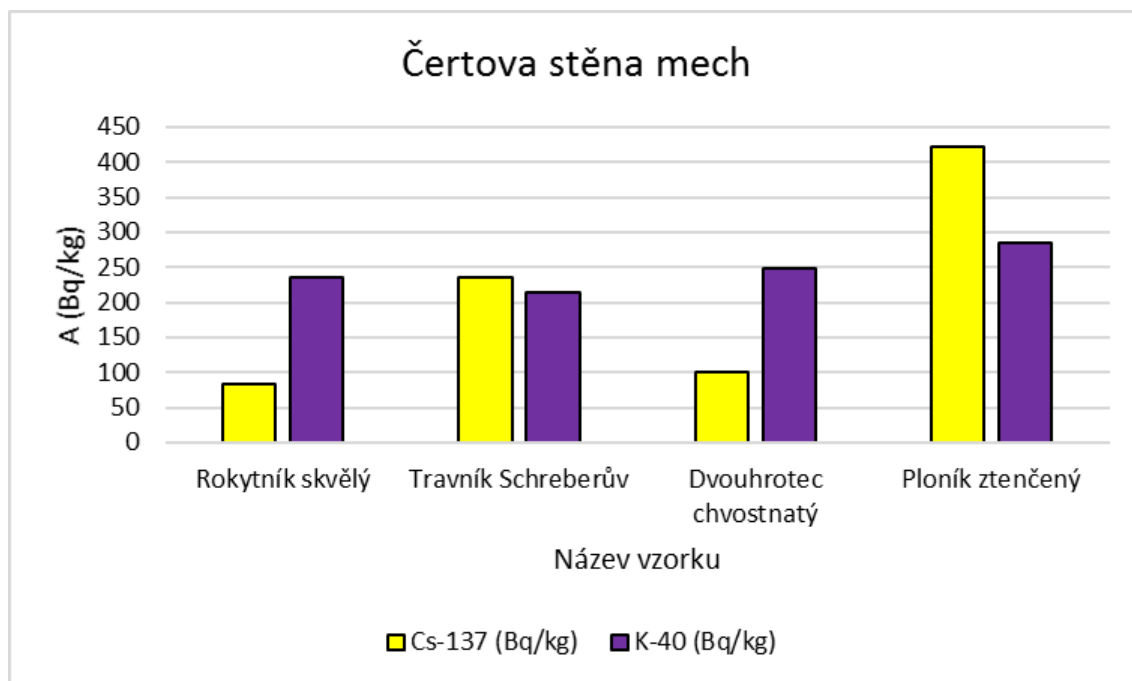


Obrázek 16: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Vítkův hrádek

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 16 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Vítkův hrádek. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku Travníku Schreberova (361 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla ovšem naměřena ve vzorku Rokytníku skvělého (106 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena také u vzorku Travníku Schreberova (224 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 opět stejně jako u Cs-137 u vzorku Rokytníku skvělého (208 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity mechů z druhé lokality Čertova stěna jsou uvedeny na Obrázku 17.

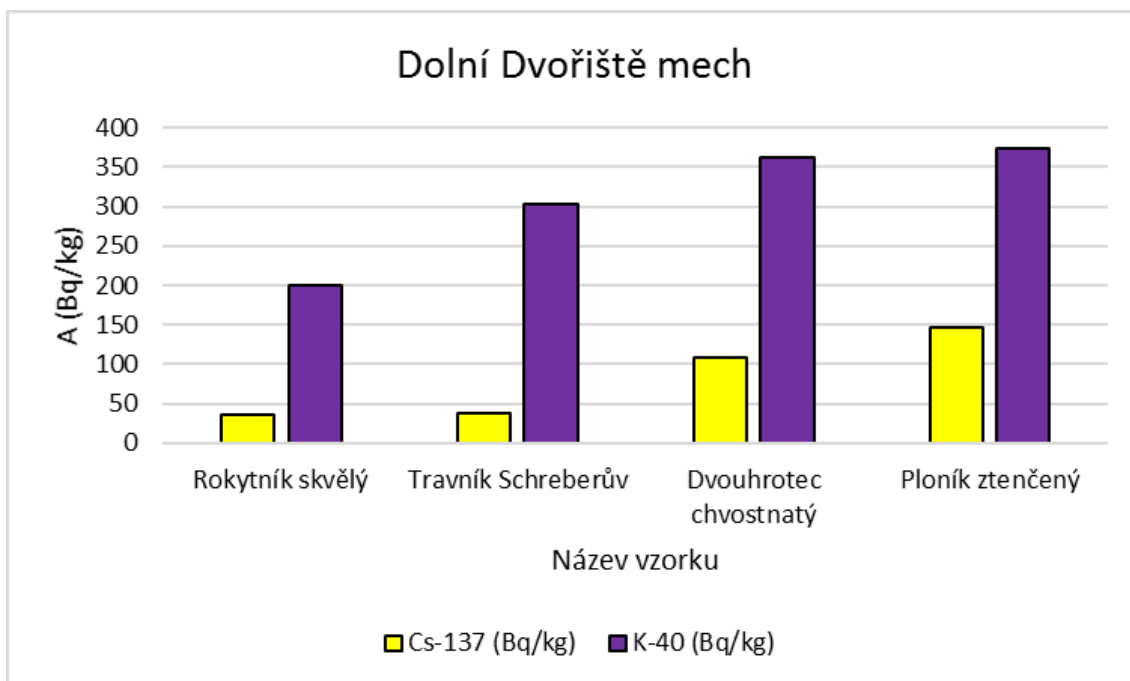


Obrázek 17: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Čertova stěna

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 17 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Čertova stěna. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku Ploníku ztenčeného (422 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla ovšem naměřena ve vzorku Rokytníku skvělého (82,8 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena také u vzorku Ploníku ztenčeného (285 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 u vzorku Travníku Schreberova (214 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity mechů z třetí lokality Dolní Dvořiště jsou uvedeny na Obrázku 18.

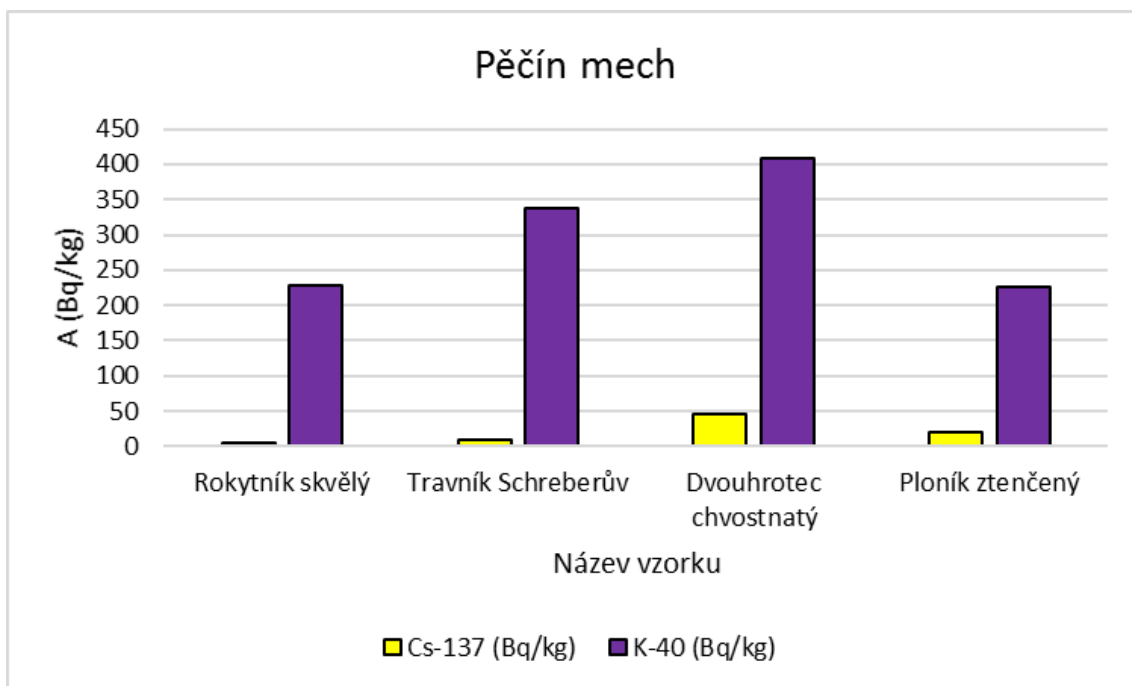


Obrázek 18: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 18 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku Ploníku ztenčeného (147 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla ovšem naměřena ve vzorku Rokytníku skvělého (36,5 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena také u vzorku Ploníku ztenčeného (374 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 u vzorku Rokytníku skvělého (200 Bq/kg). V této lokalitě byla hodnota K-40 u každého vzorku vyšší, než hodnota Cs-137 a nejvyšší i nejnižší hodnoty jak Cs-137, tak K-40 byly naměřeny vždy u stejného druhu mechu.

Výsledky měření hmotnostní aktivity mechů z čtvrté lokality Pěčín jsou uvedeny na Obrázku 19.

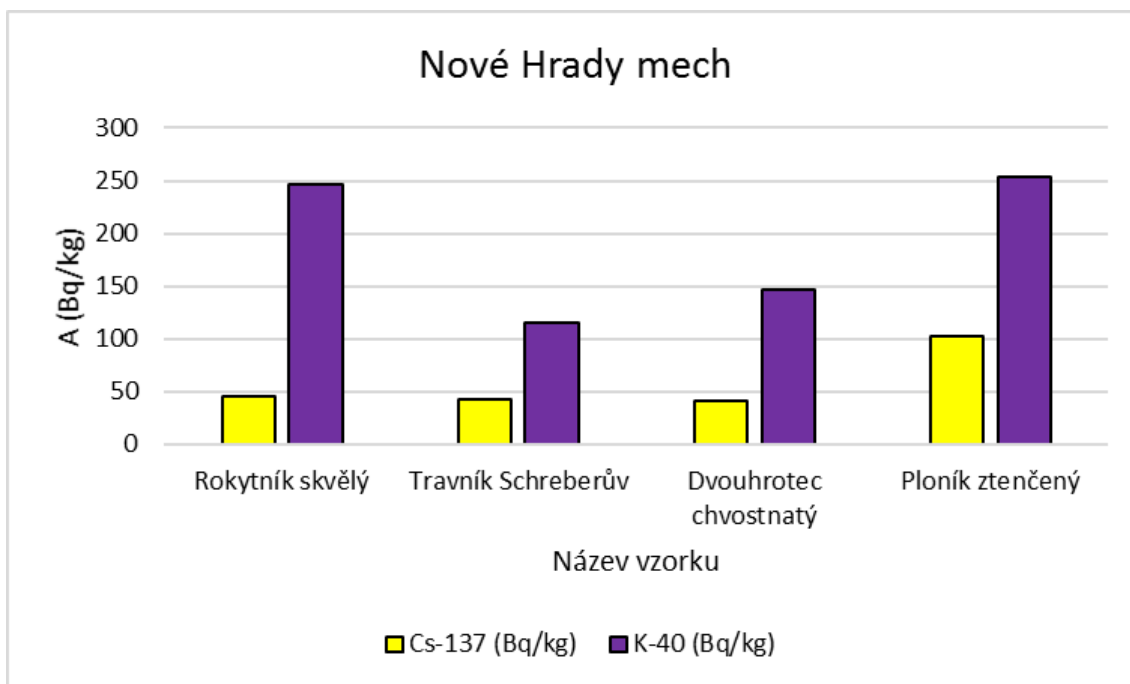


Obrázek 19: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Pěčín

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 19 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Pěčín. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku Dvouhrotnatce chvostnatého (45,9 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla ovšem naměřena ve vzorku Rokytníku skvělého (4,4 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena také u vzorku Dvouhrotnatce chvostnatého (408 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 u vzorku Ploníku ztenčeného (225 Bq/kg). Ačkoli hodnoty K-40 v této lokalitě jsou srovnatelné s ostatními lokalitami, hodnoty Cs-137 jsou menší oproti některým vzorkům až o dva řády.

Výsledky měření hmotnostní aktivity mechů z poslední lokality Nové Hrady jsou uvedeny na Obrázku 20.

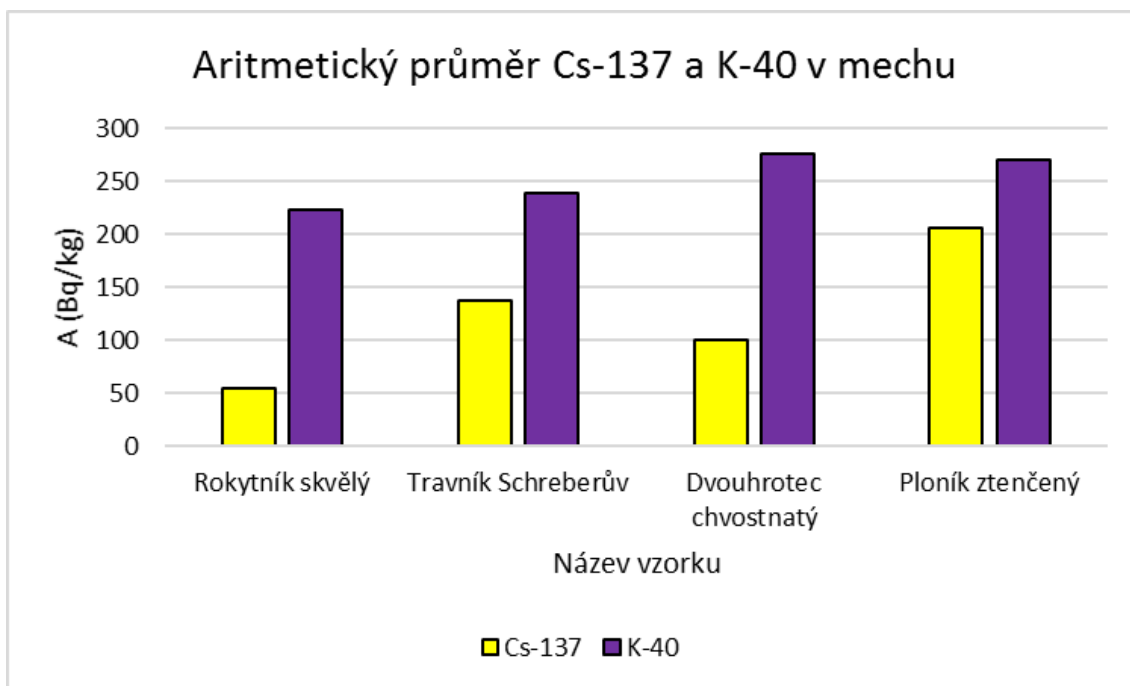


Obrázek 20: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Nové Hrady

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 20 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Nové Hrady. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku Ploníku ztenčeného (103 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla ovšem naměřena ve vzorku Dvouhrotnatce chvostnatého (41,2 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena také u vzorku Ploníku ztenčeného (254 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 u vzorku Travníku Schreberova (115 Bq/kg).

Z grafů je patrné, že nejvyšší hodnota Cs-137 byla ve třech případech z pěti naměřena u vzorku Ploníku ztenčeného. Nejnižší hodnota Cs-137 byla ve čtyřech případech z pěti naměřena u vzorku Rokytníku skvělého. U K-40 byla nejvyšší hodnota také ve třech případech z pěti naměřena u vzorku Ploníku ztenčeného, stejně jako u Cs-137, ovšem v jednom případě měl tento vzorek hodnotu K-40 nejnižší ze všech. Nejnižší hodnota K-40 byla velice proměnlivá a skoro pokaždé byla naměřena u jiného druhu mechu. Pro lepší přehlednost byl vypracován Obrázek 21 s aritmetickým průměrem hodnot Cs-137 a K-40 pro jednotlivé druhy mechu.

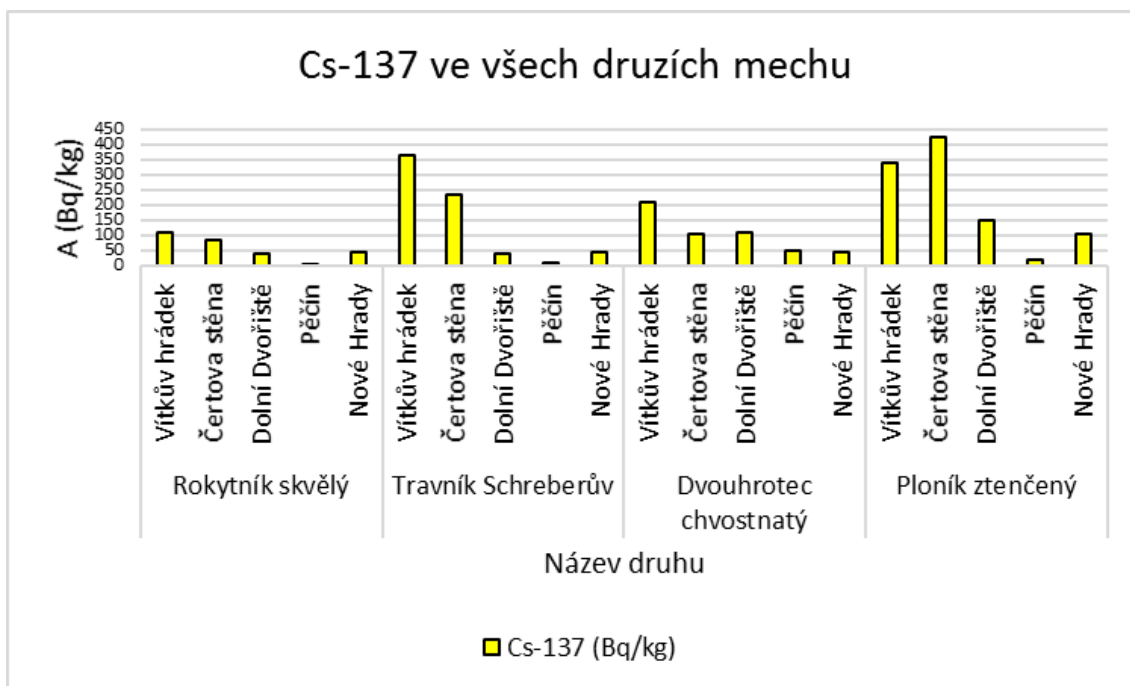


Obrázek 21: Aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) v jednotlivých druzích mechu

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 21 vidíme aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) u jednotlivých druhů mechu. Průměrně nejvyšší hodnoty Cs-137 vyšly podle očekávání ve vzorku Ploníku ztenčeného (205,7 Bq/kg). Nejnižší hodnoty Cs-137 vykazuje vzorek Rokytníku skvělého (55,04 Bq/kg). U K-40 nejvyšší průměrné hodnoty překvapivě vyšly u vzorku Dvouhrotnatce chvostnatého (276,6 Bq/kg). Nejnižší průměrná hodnota K-40 byla naměřena stejně jako u Cs-137 u vzorku Rokytníku skvělého (223,6 Bq/kg).

Shrnutí výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve všech druzích mechu z jednotlivých lokalit je zobrazeno na Obrázku 22.



Obrázek 22: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu (v sušině) ze všech lokalit

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 22 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu (v sušině), seřazené podle druhů mechu. Vysoké hodnoty Cs-137 byly naměřeny u vzorku Travníku Schreberova, ale pouze ve dvou lokalitách. Ve zbývajících třech byly naměřené hodnoty nízké a nepřesahovaly 50 Bq/kg. Tím vynikla převaha nejvyšších naměřených hodnot u vzorku Ploníku ztenčeného, jehož hodnoty ve dvou případech dokonce přesahovaly 300 Bq/kg. Naproti tomu vzorky Rokytníku skvělého hodnoty ve třech případech nepřesáhly ani hranici 50 Bq/kg.

U jednotlivých druhů mechu můžeme vidět, které z nich vykazují vyšší hodnoty než ostatní. Když se ovšem podrobněji podíváme na jednotlivé lokality, všimneme si výrazných výkyvů v naměřených hodnotách. Tento jev může být odůvodněn vysokou nehomogenitou rozdělení hmotnostní aktivity Cs-137 v životním prostředí. Způsobeno je to podmínkami, které panovaly na daném území v období přechodu radioaktivního mraku nad touto lokalitou. Proto je důležitý i odběr půd pod měřeným vzorkem mechu, abychom zjistili, zda jsou hodnoty naměřené v mechu ovlivněny tím, kolik Cs-137 obsahuje půda ze které čerpají vodu a minerály pro svůj růst.

4.2 Výsledky měření hmotnostní aktivity u vzorků půd z ČR

V Tabulce 4 jsou uvedeny názvy lokalit odběru vzorků, druhy mechu, pod kterými byla půda odebrána, jejich váha v nativním stavu (m1), váha po usušení (m2), usychací poměr a naměřené hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a také K-40.

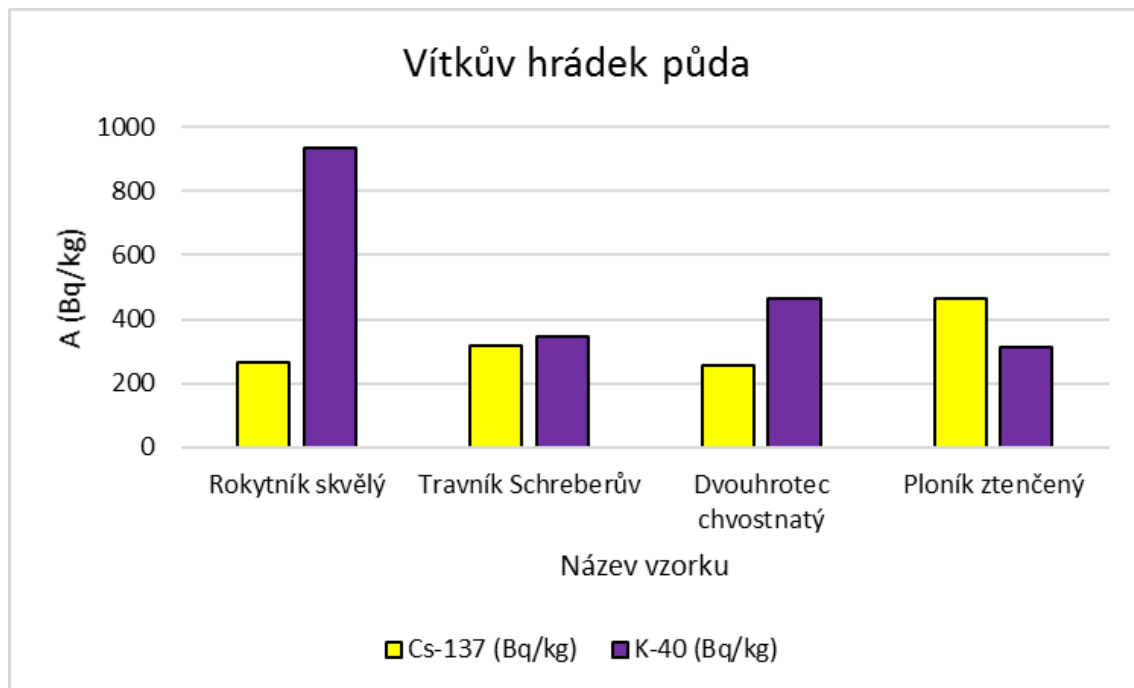
Tabulka 4: Půdy (lokalita, druh, m1, m2, m1/m2, Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)

Lokalita	Druh	m1 (kg)	m2 (kg)	m1/m2	Cs-137 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
Vítkův hrádek	Rokytník skvělý	0,350	0,096	3,646	263,0	937,0
	Travník Schreberův	0,350	0,120	2,917	318,0	346,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,350	0,159	2,201	255,0	465,0
	Ploník ztenčený	0,350	0,131	2,672	465,0	312,0
Čertova stěna	Rokytník skvělý	0,350	0,173	2,023	219,0	721
	Travník Schreberův	0,350	0,162	2,160	249,0	564
	Dvouhrotec chvostnatý	0,350	0,126	2,778	235,0	449
	Ploník ztenčený	0,350	0,208	1,683	163,0	915
Dolní Dvořiště	Rokytník skvělý	0,350	0,213	1,643	332,0	624
	Travník Schreberův	0,350	0,175	2,000	475,0	456
	Dvouhrotec chvostnatý	0,350	0,187	1,872	184,0	632
	Ploník ztenčený	0,400	0,289	1,384	55,1	751
Pěčín	Rokytník skvělý	0,400	0,275	1,455	101,0	573,0
	Travník Schreberův	0,450	0,334	1,347	27,9	553,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,350	0,193	1,813	135,0	561,0
	Ploník ztenčený	0,350	0,204	1,716	168,0	441,0
Nové Hrady	Rokytník skvělý	0,300	0,148	2,027	340,0	530,0
	Travník Schreberův	0,450	0,272	1,654	84,2	742,0
	Dvouhrotec chvostnatý	0,450	0,310	1,452	80,5	798,0
	Ploník ztenčený	0,400	0,111	3,604	81,8	138,0

Zdroj: Vlastní výzkum

Hmotnostní aktivita Cs-137 ve vzorcích půdy se pohybuje od 27,9 Bq/kg až do 475 Bq/kg. Nejmenší obsah radionuklidu byl ve vzorku půdy nacházející se pod Travníkem Schreberovým (27,9 Bq/kg) z lokality Pěčín. Největší obsah radionuklidu byl naměřen ve vzorku půdy odebraným také pod Travníkem Schreberovým (475 Bq/kg) ale z lokality Dolní Dvořiště a dále i ve vzorku odebraném pod Ploníkem ztenčeným z lokality Vítkův hrádek (465 Bq/kg).

Výsledky hmotnostní aktivity u vzorků půd z první lokality Vítkův hrádek jsou znázorněny na Obrázku 23.

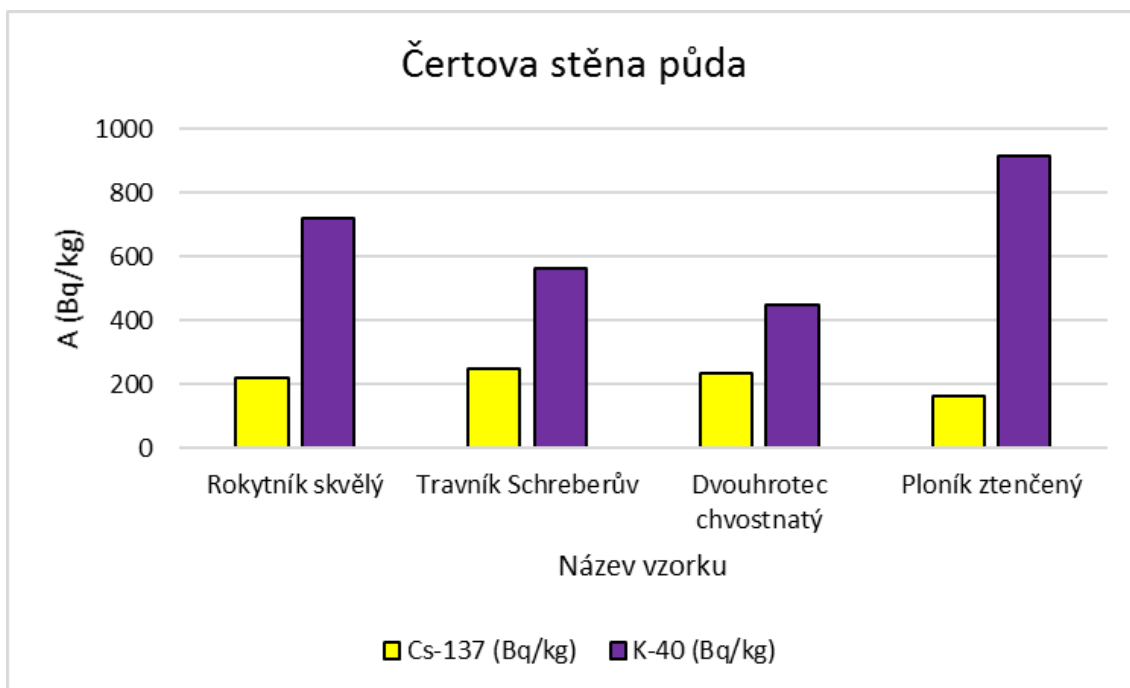


Obrázek 23: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Vítkův hrádek

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 23 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Vítkův hrádek. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (465 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku půdy pod Dvouhrotem chvostnatým (106 Bq/kg). U K-40 byla nejvyšší hodnota naměřena u vzorku půdy pod Rokytníkem skvělým (937 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (312 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity půd z druhé lokality Čertova stěna jsou uvedeny na Obrázku 24.

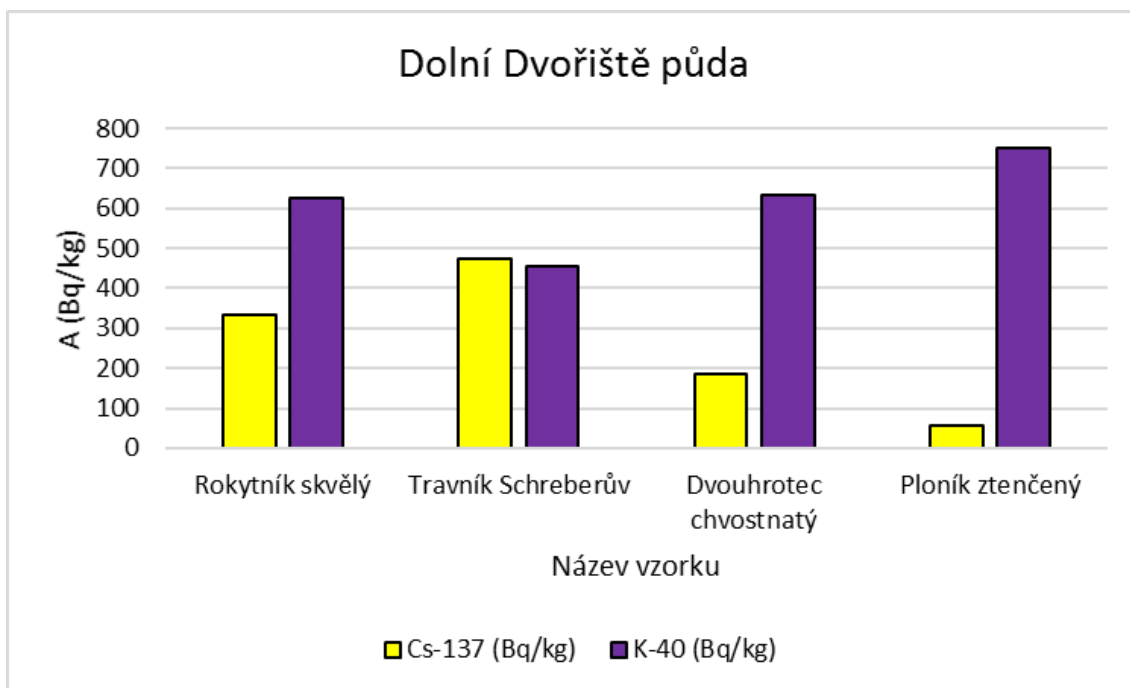


Obrázek 24: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Čertova stěna

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 24 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Čertova stěna. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku půdy pod Travníkem Schreberovým (249 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (163 Bq/kg). U K-40 byla nejvyšší hodnota naměřena u vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (915 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 ve vzorku půdy pod Dvouhrotnatcem chvostnatým (449 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity půd z třetí lokality Dolní Dvořiště jsou uvedeny na Obrázku 25.

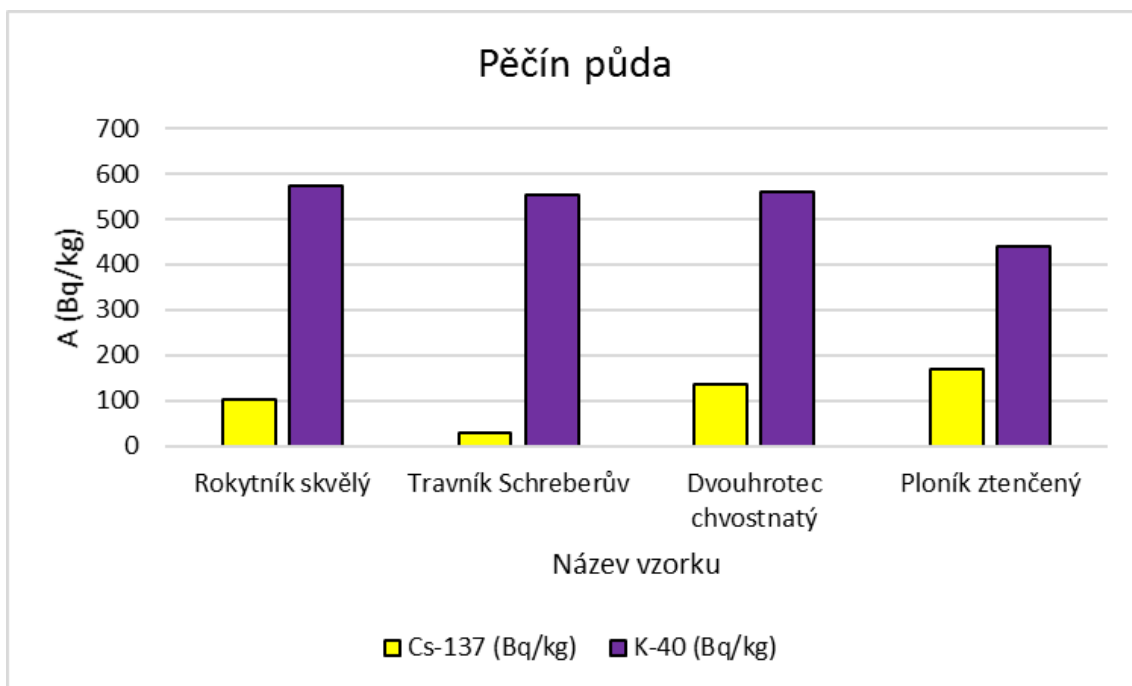


Obrázek 25: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 25 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku půdy pod Travníkem Schreberovým (475 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (55,1 Bq/kg). U K-40 byla nejvyšší hodnota naměřena u vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (751 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 ve vzorku půdy pod Travníkem Schreberovým (456 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity půd z čtvrté lokality Pěčín jsou uvedeny na Obrázku 26.

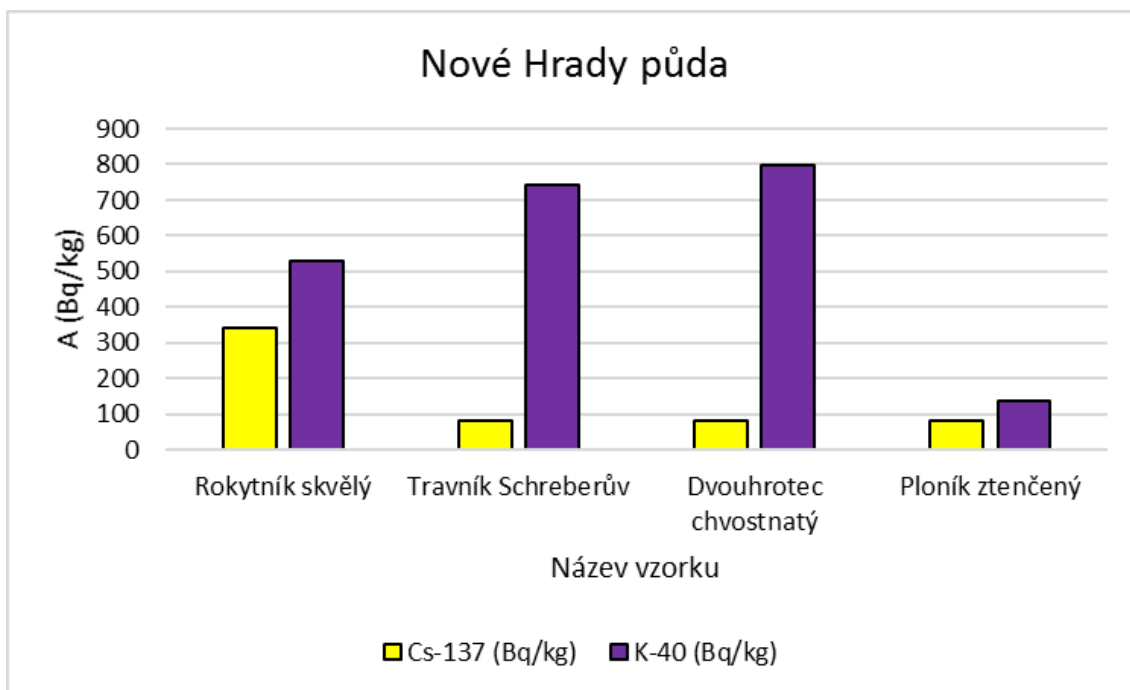


Obrázek 26: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Pěčín

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 26 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Pěčín. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (168 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku půdy pod Travníkem Schreberovým (27,9 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena u vzorku půdy pod Rokytníkem skvělým (573 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (441 Bq/kg).

Výsledky měření hmotnostní aktivity půd z poslední lokality Nové Hrady jsou uvedeny na Obrázku 27.

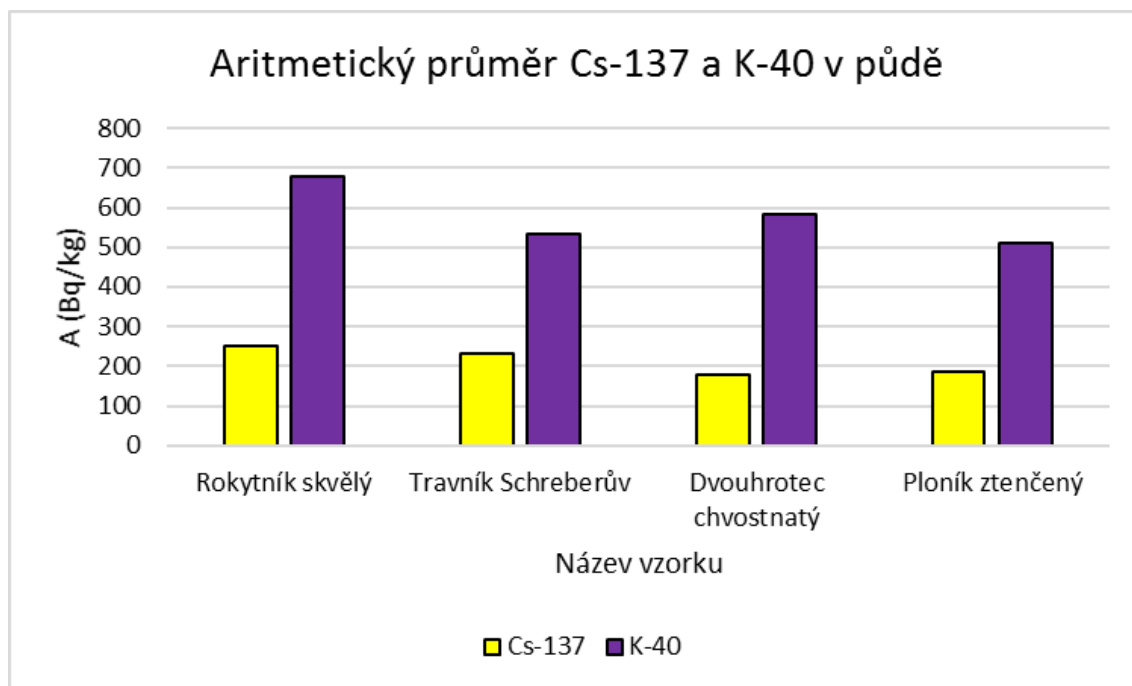


Obrázek 27: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Nove Hrady

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 27 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Nové Hrady. Nejvyšší hodnota Cs-137 byla naměřena ve vzorku půdy pod Rokytníkem skvělým (340 Bq/kg). Nejnižší hodnota byla naměřena ve vzorku půdy pod Dvouhrotnatcem chvostnatým (80,5 Bq/kg). U K-40 byla nevyšší hodnota naměřena u vzorku půdy pod Dvouhrotnatcem chvostnatým (798 Bq/kg) a nejnižší hodnota K-40 ve vzorku půdy pod Ploníkem ztenčeným (138 Bq/kg).

Z grafů je patrné, že hodnoty hmotnostní aktivity jak Cs-137, tak K-40 jsou velice proměnlivé. V některých lokalitách dokonce vzorky s nejnižším obsahem Cs-137 vykazovaly nejvyšší hodnoty K-40 a naopak. Pro lepší přehlednost byl vypracován Obrázek 28 s aritmetickým průměrem hodnot Cs-137 a K-40 pro jednotlivé vzorky půd.

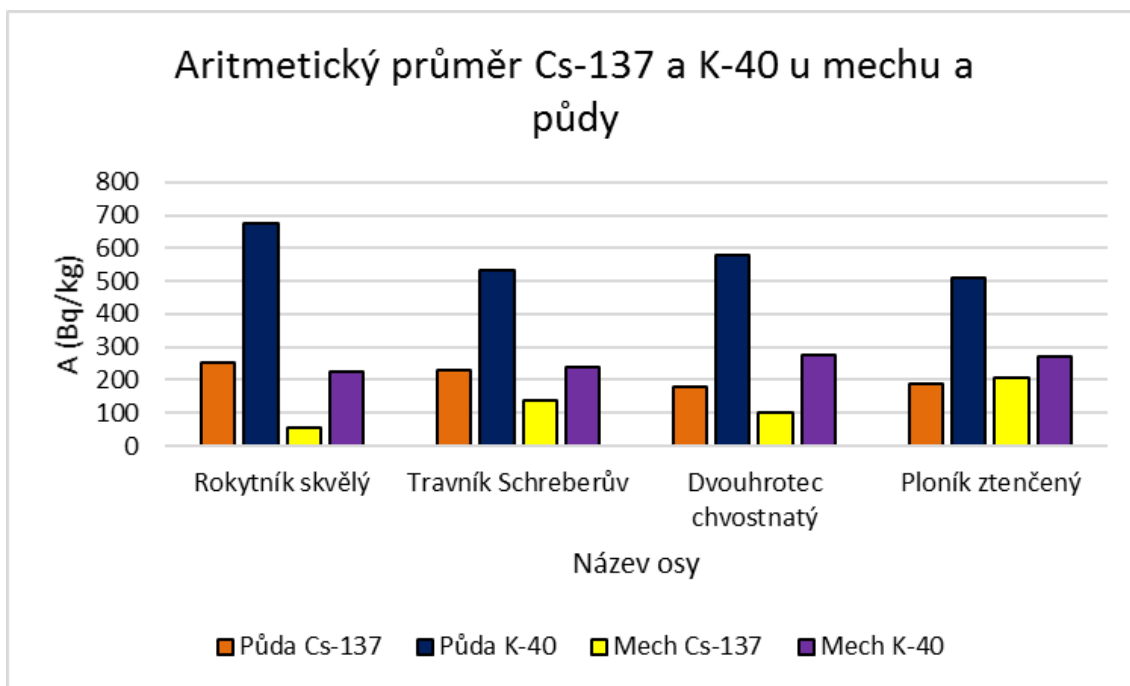


Obrázek 28: Aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) v jednotlivých vzorcích půd

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 28 vidíme aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) u jednotlivých vzorků půd, odebraných pod daným druhem mechu. Průměrně nejvyšší hodnoty Cs-137 vyšly ve vzorku půdy nacházející se pod Rokytníkem skvělým (230,8 Bq/kg). Nejnižší hodnoty Cs-137 vykazují vzorky půdy odebrané pod Dvouhrotnatcem chvostnatým (177,9 Bq/kg). U K-40 nejvyšší průměrné hodnoty opět vyšly u vzorků odebraných pod Rokytníkem skvělým (677 Bq/kg). Nejnižší průměrná hodnota K-40 byla naměřena u vzorků půd odebraných pod Ploníkem ztenčeným (511,4 Bq/kg).

Zda se liší průměrný obsah Cs-137 a K-40 u jednotlivých druhů mechu a půd nacházejících se v jejich podloží, je souhrnně zobrazeno na Obrázku 29.



Obrázek 29: Aritmetický průměr hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích mechu (v sušině) a v půdě z jejich podloží (v sušině)

Zdroj: Vlastní výzkum

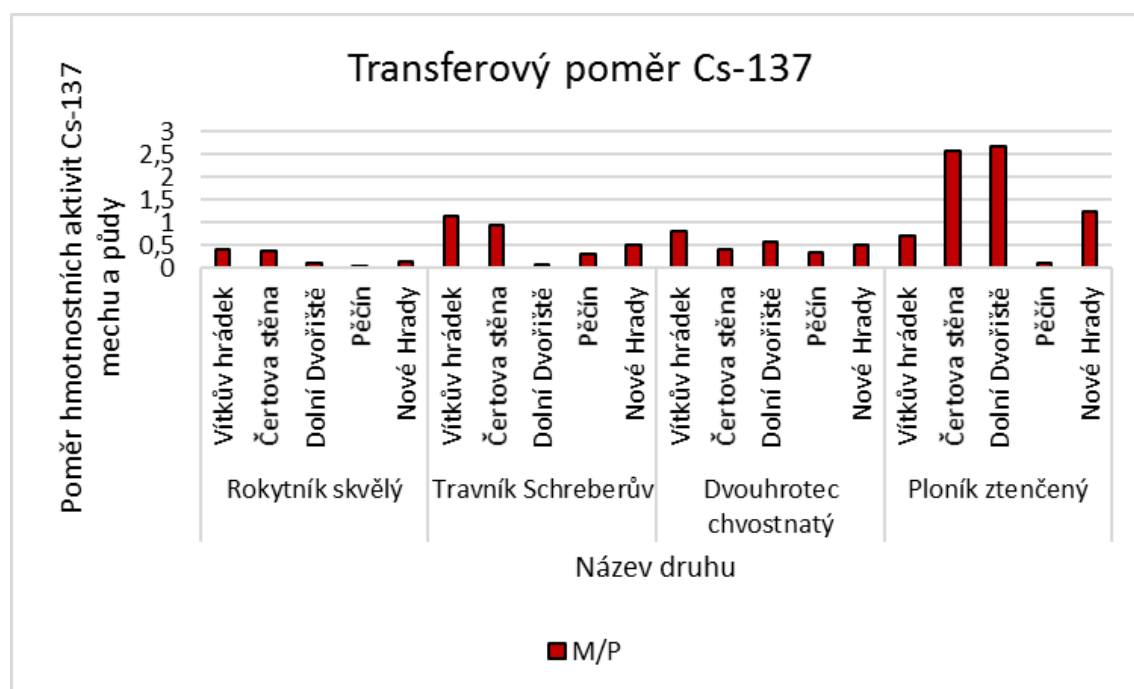
Na Obrázku 29 vidíme aritmetický průměr hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích mechu (v sušině) i půd z jejich podloží (v sušině). Průměrně nejvyšší hodnoty jak Cs-137 (251 Bq/kg), tak i K-40 (677 Bq/kg) byly naměřeny u Rokytníku skvělého. Ovšem u vzorků mechu byly u tohoto druhu naměřeny jak u Cs-137 (55,04 Bq/kg), tak u K-40 (223,6 Bq/kg) průměrné hodnoty, které jsou ze všech vzorků nejnižší.

Nejvyšší průměrná hodnota Cs-137 v mechu byla naměřena u vzorků Ploníku ztenčeného (205,7 Bq/kg). U vzorků půd odebraných pod Ploníkem ztenčeným byla naměřena nejnižší průměrná hmotnostní aktivita K-40 ze všech vzorků půd.

Nejvyšší průměrná hodnota K-40 v mechu byla naměřena u vzorku Dvouhrotnatce chvostnatého (276,6 Bq/kg). u vzorků půd odebraných pod Dvouhrotnatcem chvostnatým byla naměřena průměrně nejnižší hodnota Cs-137 ze všech vzorků půd.

4.3 Transferový poměr

Zda hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 u vzorků mechu mohou být ovlivněny tím, kolik Cs-137 se nachází v půdě pod daným vzorkem zjistíme vypočtením transferového poměru. Ten vypočítáme tak, že hodnotu hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu (v sušině) vydělíme hodnotou hmotnostní aktivity Cs-137 v půdě (v sušině). Výsledné poměry jsou znázorněny na Obrázku 30.



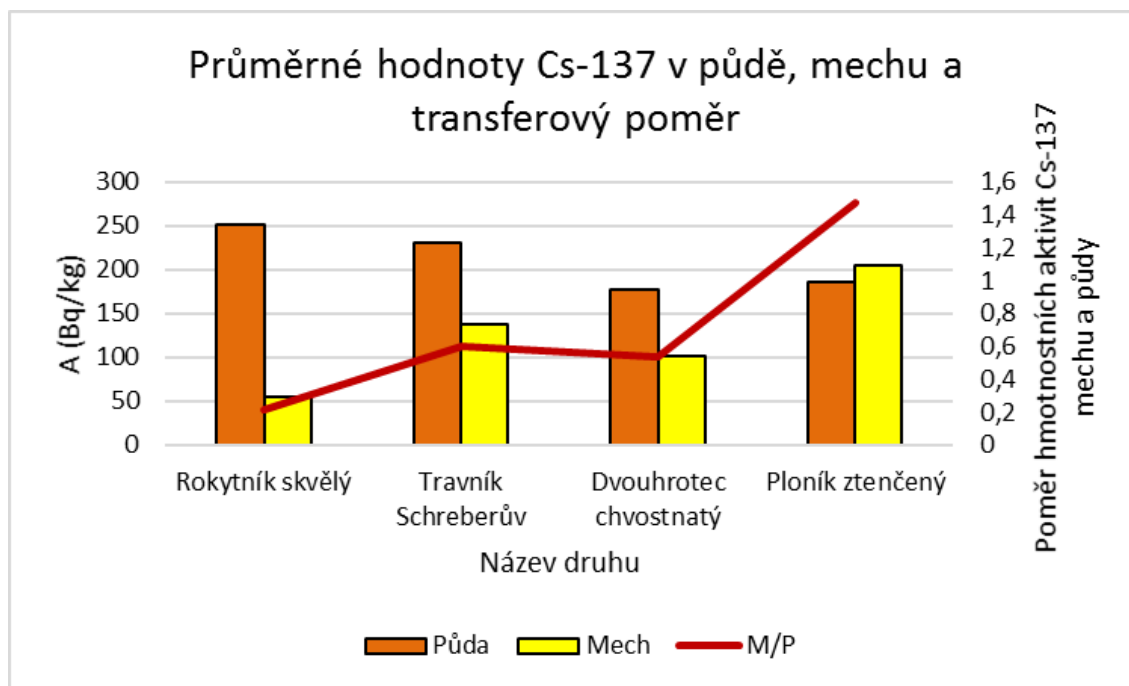
Obrázek 30: Transferový poměr Cs-137 mechu a půdy

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 30 vidíme výsledky transferového poměru Cs-137 mechu a půdy. U vzorků Rokytníku skvělého vidíme, že jako jediný ze všech vzorků, u žádné z lokalit transferový poměr půdy a mechu nepřesáhl hranici 0,5. U vzorků Travníku Schreberova vidíme tři hodnoty transferového poměru pohybující se pod, nebo těsně kolem hranice 0,5. Jedna hodnota ovšem dosahuje hodnoty 1 a poslední hodnota jí dokonce přesahuje. Hodnoty Travníku Schreberova se příliš neliší od hodnot Dvouhrotnatce chvostnatého, které se také pohybují kolem hodnoty 0,5. Ovšem u Ploníku ztenčeného dvě výsledné hodnoty překračují dokonce až hranici 2,5. To znamená, že v těchto vzorcích mechu byla naměřena více jak dvojnásobná hodnota Cs-137 než ve vzorku půdy odebrané z jejich podloží. Další dvě hodnoty se pohybují kolem hranice čísla jedna. U jednoho

vzorku si můžeme všimnout velice nízké hodnoty, jde o lokalitu Pěčín. U této lokality je však tato hodnota u všech vzorků zcela běžná.

Na následujícím Obrázku 31 jsou zobrazeny průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích půd (v sušině), dále ve vzorcích mechu (v sušině) a grafem je proložena křivka průměrného transferového poměru půdy a mechu u jednotlivých druhů mechu a půdy z jejich podloží.



Obrázek 31: Průměrné hodnoty Cs-137 v půdě (v sušině), v mechu (v sušině) a transferový poměr

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 31 vidíme průměrné výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 u jednotlivých druhů mechu (v sušině), půd z jejich podloží (v sušině) a křivku transferového poměru. Ta zobrazuje tendenci daného druhu mechu absorbovat Cs-137 z půdy nacházející se pod ním. Prvním druhem mechu je Rokytník skvělý. Ačkoli u půd odebraných z jeho podloží byly naměřeny průměrně nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 ze všech vzorků, v samotném mechu byla průměrná hmotnostní aktivita Cs-137 nejnižší ze všech zkoumaných druhů. Výpočet poměru hmotnostních aktivit Cs-137 mechu a půdy jen prokázal, že tento druh mechu má průměrně nejnižší tendenci absorbovat Cs-137. Úplný opak můžeme vidět u posledního vzorku, kterým je Ploník ztenčený. U půd odebraných z jeho podloží byly naměřeny průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137, které dokonce ani nepřesahují průměrné hodnoty naměřené v samotných vzorcích mechu.

Výpočet poměru hmotnostních aktivit Cs-137 mechu a půdy prokázal, že tento druh mechu má průměrně nejvyšší tendenci absorbovat Cs-137 ze všech zkoumaných druhů. U zbývajících dvou vzorků se průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu a v půdě pohybují někde mezi již zmíněnými vzorky a rozdíly nejsou tak neobvyklé, ale i tak z výsledků můžeme říci, že tendence absorbovat Cs-137 se u nich liší. Travník Schreberův má vyšší tendenci absorbovat Cs-137 než Dvouhrotec chvostnatý. Tento graf tedy přehledně zobrazuje, že Ploník ztenčený jednoznačně vykazuje nejvyšší tendenci absorbovat Cs-137, dále následuje Travník Schreberův, u něž byl transferový poměr o kousek vyšší než u Dvouhrotce chvostnatého. Druhem s absolutně nejnižší tendencí absorbovat Cs-137 je jednoznačně Rokytník skvělý.

4.4 Vzorky mechů z Ruské federace

V Tabulce 5 jsou uvedeny druhy mechu odebraných na ostrově Valaam, hmotnost mechu po usušení (m²), hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 a hmotnostní aktivita K-40.

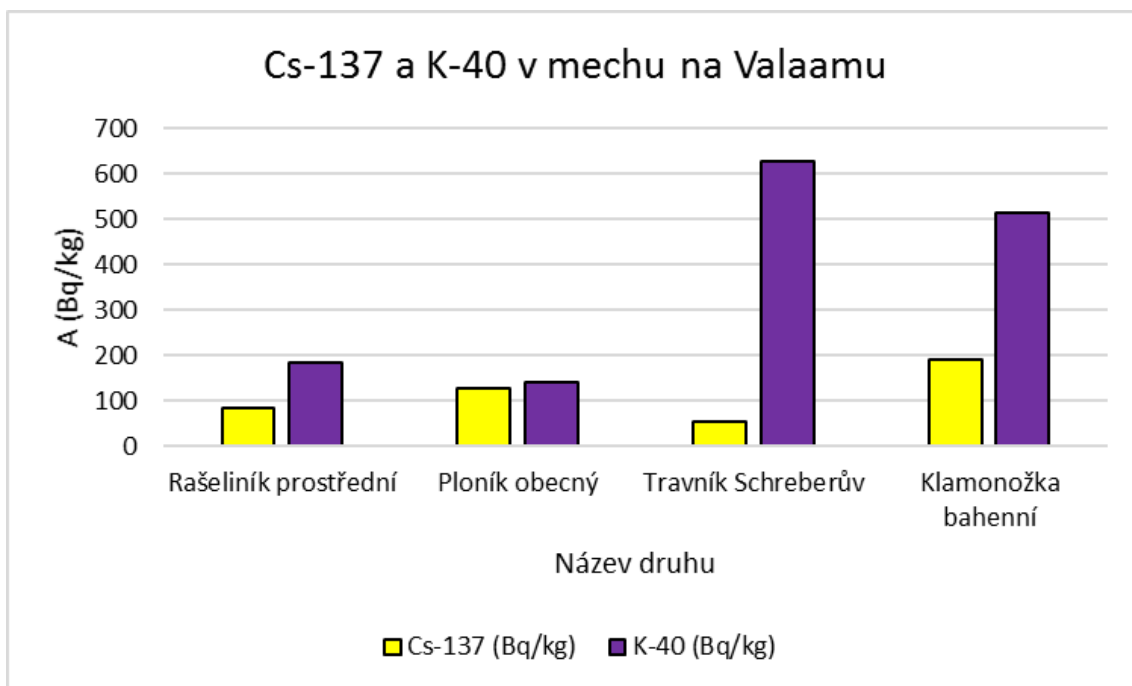
Tabulka 5: Mech Ruská federace (druh, m², Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)

Druh	m ² (kg)	Cs-137 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
Rašeliník prostřední	0,024	81,7	185
Ploník obecný	0,031	126	140
Travník Schreberův	0,024	53	629
Klamonožka bahenní	0,025	189	513

Zdroj: Vlastní výzkum

Hmotnostní aktivita Cs-137 ve vzorcích mechu se pohybuje v rozmezí 53 Bq/kg (Travník Schreberův) až 189 Bq/kg (Klamonožka bahenní). U K-40 se hodnoty pohybovaly od 140 Bq/kg (Ploník obecný) do 629 Bq/kg (Travník Schreberův).

Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 z lokality Valaam jsou zobrazeny na Obrázku 32.

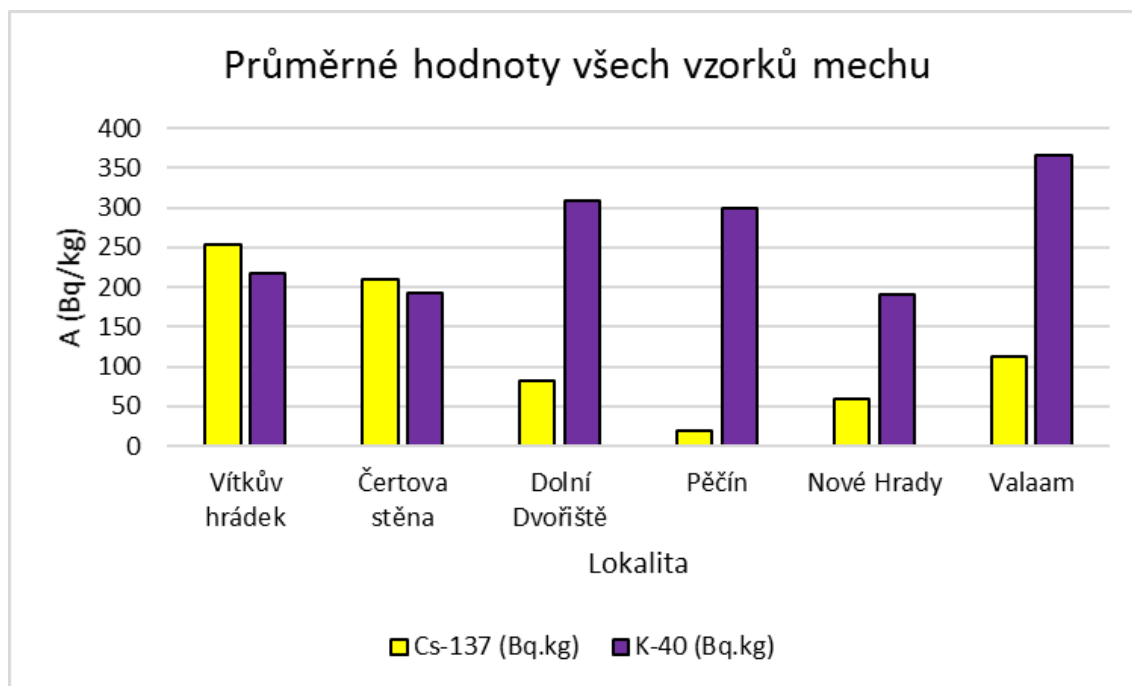


Obrázek 32: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Valaam

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 32 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Valaam. Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 byla naměřena u vzorku Klamonožky bahenní (189 Bq/kg). Nejnižší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 byla naměřena u vzorku Travníku Schreberova (53 Bq/kg). U vzorku Travníku Schreberova byla naopak naměřena nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity u K-40 (629 Bq/kg). Nejnižší hodnota hmotnostní aktivity K-40 byla naměřena u vzorku Ploníku obecného (140 Bq/kg).

Na Obrázku 33 je zobrazen aritmetický průměr hodnot měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) u všech lokalit, kde byly vzorky odebrány. Jsou to výsledky z lokalit na území ČR i na území Ruské federace.



Obrázek 33: Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) ze všech lokalit odběru vzorků

Zdroj: Vlastní výzkum

Na Obrázku 33 vidíme výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) ze všech lokalit odběru vzorků. Hodnoty Cs-137 u lokality Valaam se pohybují kolem hranice 100 Bq/kg. Lokality z ČR ve dvou případech tuto hodnotu převyšují, ve třech případech jsou naopak ještě nižší. Hodnota hmotnostní aktivity přirozeně se vyskytujícího radionuklidu K-40 ovšem v této lokalitě přesáhla hranici 350 Bq/kg, proto lze konstatovat, že byla ze všech lokalit nejvyšší.

Hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích mechu (v sušině) odebraných z lokality Valaam, přes kterou prošla třetí vlna radioaktivního mraku po jaderné havárii v Černobylu, jsou srovnatelné s hodnotami naměřenými v lokalitách na území ČR. To ukazuje srovnatelnost zamoření těchto dvou území, ačkoli jejich vzdálenost přesahuje 2000 km.

5 Diskuse

Cílem bakalářské práce bylo změření obsahu cesia 137 v různých druzích mechu na území zasaženém radiačním spadem a porovnání, zda různé druhy mechů mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy. Za tímto účelem bylo potřeba potvrdit, nebo vyvrátit výzkumnou otázku: „*Obsahují různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem rozdílné množství cesia 137?*“

Za účelem dosažení cíle této práce byl proveden výzkum. Při něm byly na základě map zobrazujících průchody radiačních mraků po havárii jaderné elektrárny Černobyl nebo map zobrazující výsledky již dříve provedených měření radiačního spadu vybrány lokality zasažené radiačním spadem. V těchto lokalitách byly odebrány vzorky mechů a pokud to bylo možné i vzorky půd nacházejících se v jejich podloží. Tyto vzorky byly následně změřeny pomocí gamaspektrometrické analýzy na SÚJB v Českých Budějovicích.

Výsledky měření hmotnostní aktivity jsou souhrnně zobrazeny na Obrázku 15. Pro lepší přehlednost byly výsledky nejdříve rozděleny na výsledky vzorků mechu, které jsou zaznamenány v Tabulce 3. Ve výsledcích hmotnostní aktivity Cs-137 je patrný značný rozptyl naměřených hodnot (4,4 Bq/kg-422 Bq/kg). Zásadní vliv na tuto skutečnost má vliv obsahu Cs-137 v půdě, ze které mechy čerpají živiny. V další kapitole proto byly do Tabulky 4 zaznamenány výsledky vzorků půd. I u nich se ve výsledcích hmotnostní aktivity Cs-137 projevil veliký rozptyl naměřených hodnot (27,9 Bq/kg-475 Bq/kg). Nerovnoměrné rozložení obsahu Cs-137 v půdě je způsobeno faktory, které ovlivnily zachycení radioaktivního spadu na zasaženém území. Šlo například o množství srážek, směr větru, či hustotu lesního porostu, přes který se částice musely dostat, než se usadily v půdě. Následně byl vypočítán transferový poměr mechu a půdy, který ukázal, jakou tendenci má každý jednotlivý druh mechu absorbovat Cs-137. Na závěr jsou uvedeny ještě výsledky vzorků mechu z Ruské federace, které nalezneme v Tabulce 5.

Měření výsledků hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích mechu jednoznačně neprokázalo, že by jednotlivé druhy měly rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy. Proto byla porovnávána také hmotnostní aktivita Cs-137 ve vzorcích půd odebraných přímo pod jednotlivými vzorky mechu. Aby se dalo jednoznačně určit, zda obsah Cs-137 ve vzorcích mechu byl ovlivněn množstvím Cs-137 nacházejícího se v půdě pod

nimi, byl vypočítán ještě transferový poměr mechu a půdy. Tento poměr, především po porovnání s hodnotami obsahu Cs-137 jak v mechu, tak v půdě na Obrázku 31 jasně odpovídal na výzkumnou otázku a to tak, že různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem obsahují rozdílné množství Cs-137.

Z výsledků tedy jednoznačně vyplývá, že obsah Cs-137 v mechu není závislý na obsahu Cs-137 v půdě pod ním, ale že je to způsobeno rozdílnou tendencí mechu absorbovat radionuklidy. Takže ačkoli se v půdě pod mechem v jedné lokalitě nachází méně Cs-137, než v lokalitě druhé, mech z první lokality může obsahovat větší množství Cs-137, protože má větší tendenci absorbovat radionuklidy. Tímto závěrem je splněn cíl práce.

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu jsou srovnatelné s výzkumem prováděným na území Rakouska a Bavorska, který měl za cíl zmapovat dlouhodobý vývoj kontaminace půdy, vegetace a divokého prasete třicet let od jaderné havárie v Černobylu. Ten prokázal, že 70-97 % obsahu Cs v půdě je stále akumulováno v hloubce 0-10 cm. To je svrchní vrstva půdy, ze které čerpají živiny mechy. V rámci tohoto výzkumu byl měřen obsah Cs-137 i v mechu. Vzorky byly odebírány v několika lokalitách na území Rakouska a Bavorska, což jsou lokality velice blízko lokalitám odběru vzorků v tomto v této práci. Jednalo se konkrétně o druh Travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*). Výsledky tohoto měření (Obrázek 34) se v závislosti na lokalitě lišily až o několik řádů. (Kocadag, ©2017)

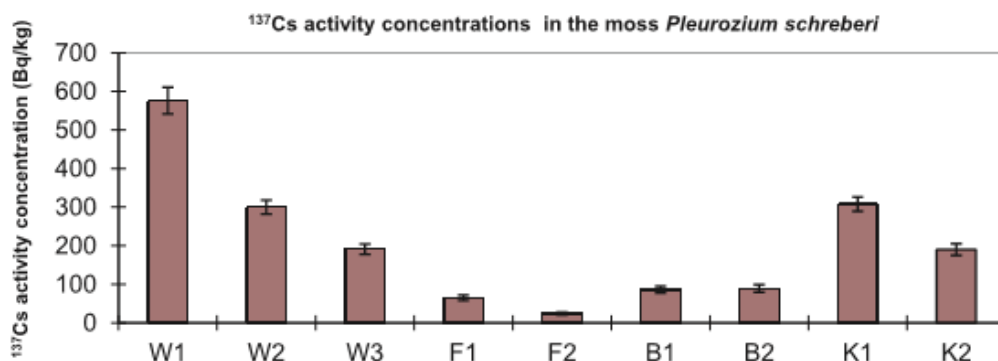
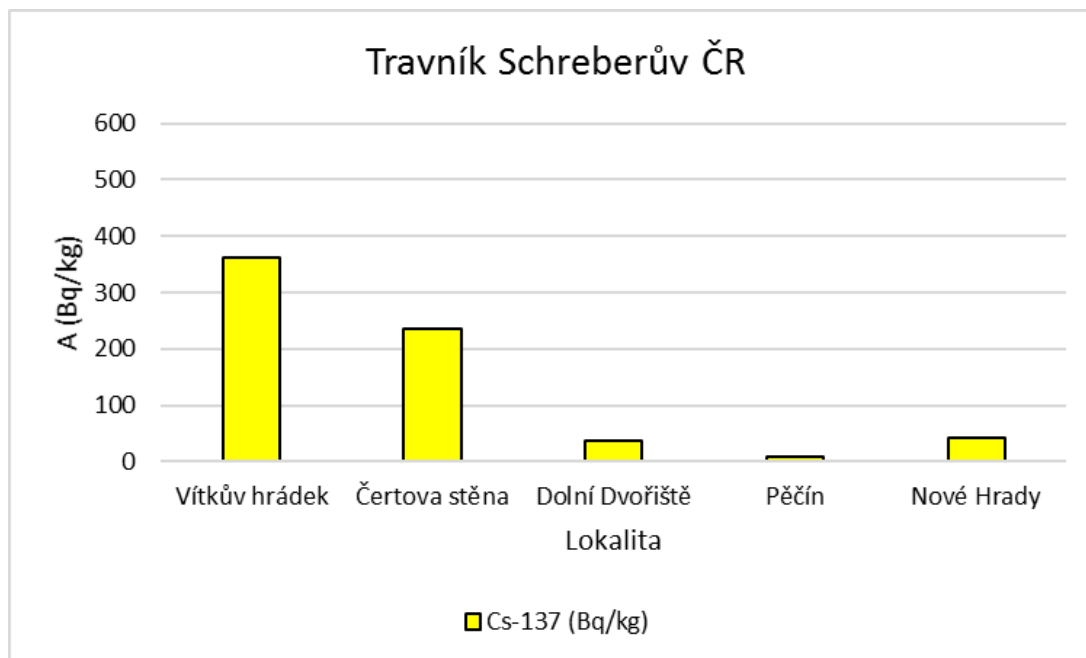


Fig. 6. ¹³⁷Cs activity concentrations in the moss *Pleurozium schreberi*, error bars represent the gamma-ray spectrometry uncertainty. W...Weinsberger forest, F...Wunsiedel, B...Aichach, K...Kobernausser forest.

Obrázek 34: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích Travníku Schreberova (v sušině) na území Rakouska a Bavorska

Zdroj: Kocadag, ©2017

Mnou provedená měření prokázala, že mechy na našem území stejně jako v Bavorsku vykazují stejné výkyvy hodnot a minima i maxima naměřených hodnot jsou srovnatelné (Obrázek 35).



Obrázek 35: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích Travníku Schreberova (v sušině) na území ČR

Zdroj: Vlastní výzkum

To, že výsledky měření vykazují jasnou nehomogenitu uložení radionuklidů v životním prostředí je podepřeno také výzkumem z Běloruska a Slovenska. Na Slovensku byly zaznamenávány hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích mechu a následně vypočítán medián naměřených hodnot. Výsledky měření na Slovensku se pohybovaly v rozmezí 0,7 Bq/kg-103 Bq/kg a stejně jako v mém výzkumu, kde bylo rozmezí 4,4Bq/kg-422 Bq/kg, jde o rozdíl několika řádů. Medián hodnot na Slovensku v roce 2000 byl 30 Bq/kg, v roce 2006 byl 16 Bq/kg a v roce 2009 byl 11 Bq/kg. Medián hodnot Cs-137 z mých měření je 91,9 Bq/kg, což je více než osmkrát vyšší hodnota než hodnota posledních měření na Slovensku. Při výzkumu na Slovensku i v Bělorusku byly ovšem odebírány jen dva druhy mechu, které již později nebyly rozlišovány a půda pod nimi nebyla odebírána vůbec. Proto nelze určit, v jaké lokalitě bylo největší zamoření radionuklidů, neboť každý druh absorbuje radionuklidů v rozdílném množství. Výsledky měření na území Běloruska se pohybovaly v rozmezí 4,83 Bq/kg-6827 Bq/kg, což je dokonce ještě o řád větší rozdíl než v mém výzkumu. (Aleksiayenak, 2013)

Kontaminací ekosystému radionuklidů se zabýval i Park (2013), který mapoval situaci po jaderné havárii ve Fukušimě, která se stala v roce 2011. Jedna z nich je zaměřená na Cs-134 a C-137 ve vzorcích půdy a mechu na ostrově Čedžu v Jižní Koreji. Výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích svrchních vrstev půd se v něm pohybují v rozmezí 12,1 Bq/kg až 108 Bq/kg. Hodnoty Cs-137 ve vzorcích půdy naměřených v rámci výzkumu této práce se pohybovaly v rozmezí 27,9 Bq/kg až 475 Bq/kg. Spodní hranice naměřených hodnot je srovnatelná s hodnotami z ostrova Čedžu, ovšem horní hranice je téměř čtyřikrát vyšší. Ve vzorcích mechu na ostrově Čedžu se hodnoty Cs-137 pohybovaly v rozmezí od 15,04 Bq/kg do 40,91 Bq/kg. Na území ČR se hodnoty Cs-137 ve vzorcích mechu pohybovaly v rozmezí od 4,4 Bq/kg do 422 Bq/kg. Můžeme si všimnout, že spodní hranice naměřených hodnot je v ČR dokonce nižší než na Čedžu, ovšem horní hranice je nesrovnatelně vyšší. Takto razantní rozdíl je způsoben tím, že vzorky mechu odebrané na ostrově Čedžu byly odebírány z povrchu kamenů. Takže obsah Cs-137 ve vzorcích mechu nebyl ovlivněn přestupem z Cs-137 nacházejícího se v půdě pod ním.

Zajímavým faktem je, že hodnoty na našem území jsou vyšší, i když měření proběhlo až třicet let po havárii v Černobylu a na ostrově Čedžu proběhlo jen osm měsíců po havárii ve Fukušimě. Některé zdroje uvádějí, že aktivita uvolněná po havárii ve Fukušimě dosahuje pouze 10 % aktivity z Černobylu, a navíc došlo k uvolňování postupnému, bez

vzniku „komínového“ efektu, který by radioaktivní částice vynesl do vyšších vrstev atmosféry, což by mělo větší vliv na vzdálenější lokace, jako je právě ostrov Čedžu (Kobylka, 2011). Osm měsíců dělicích havárii ve Fukušimě a výzkum na ostrově Čedžu není dostatečně dlouhá doba na to, aby se radionuklidy stihly dostat do vrstev půdy, odkud by je mohly absorbovat mechy. Navíc byly vzorky mechů odebírány i z kamenů, odkud k půdě ani nemají přístup. Jedinou cestou kontaminace mechů tedy byla jejich zelená nadzemní část. Z mého výzkumu také vyplynulo, že obsah radionuklidů je závislý na druhu mechu, bohužel u výzkumu na ostrově Čedžu nebyly druhy mechu rozlišovány.

Mezinárodní agentura pro atomovou energii (dále jen „IAEA“) vydala v roce 2014 Příručku s hodnotami parametrů pro předpoklad transferu radionuklidů do volně žijící zvěře a rostlin. Tato publikace se zaměřuje na transferové poměry, které jsou jedním z klíčových hodnot pro určení přenosu radionuklidů ze složek životního prostředí, kterými jsou například voda, vzduch nebo půda do rostlin a zvěře.

Vzorci pro určení poměru transferového poměru jsou v příručce pro jednotlivé složky prostředí definovány způsobem, který je jasně odlišuje od modelu potravního řetězce u lidí. Ze vzorce je tedy jasné, o kterou složku se jedná ($CR_{wo-media}$). Pro půdy je tento vzorec následující:

$$CR_{wo-soil} = \frac{\text{hmotnostní aktivita v daném organismu (Bq/kg, váha v nativním stavu)}}{\text{Hmotnostní aktivita v půdě (Bq/kg suchá váha)}}$$

Hodnoty transferového poměru různých složek prostředí jsou pak uvedeny v tabulkách. V Tabulce 6 jsou uvedeny hodnoty transferového poměru půd a lišejníků s mechorosty podle IAEA a hodnoty dopočítané na základě hodnot naměřených na území ČR.

Tabulka 6: Hodnoty transferového poměru půd a mechorostů podle IARC a hodnot naměřených na území ČR.

	Aritmetický průměr	Geometrický průměr	Směrodatná odchylka	Minimum	Maximum	Počet zkoumaných vzorků
Lišejníky a mechorosty	4,1	3	2,2	0,03	14	142
Vlastní výzkum	0,425	0,184	0,591	0,010	2,58	40

Zdroj: Vlastní výzkum

V Tabulce 6 jsou uvedeny hodnoty transferového poměru z publikace IAEA v porovnání s výsledky měření v tomto výzkumu. Všechny výsledné hodnoty pro vzorky pocházející z ČR jsou o jeden řád nižší, než hodnoty uvedeny v tabulce publikace IAEA. Musíme ovšem přihlídnout k tomu, že v publikaci IAEA bylo měření provedeno u více než trojnásobku vzorků. Zajímavým faktem také je, že kromě ostatních hodnot se také o jeden celý řád liší směrodatná odchylka, což může mít výrazný vliv na skutečné výsledky. Musí se také přihlídnout k tomu, že maximální (a minimální) hodnoty uvedené v tabulkách IAEA pro CR_{wo-media} jsou často maximální průměrné hodnoty z jednotlivé studie vložené do databáze, ne z maximálního individuálního měření.

6 Závěr

Cílem práce bylo změřit obsah cesia 137 v různých druzích mechu na území zasaženém radiačním spadem a porovnat, zda různé druhy mechu mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy.

Měření vzorků, které bylo provedeno pomocí polovodičové spektrometrie gama, prokázalo, že odebrané vzorky mechů i půd jsou kontaminovány radionuklidem Cs-137, ale v porovnání s ostatními zdroji IZ je vliv kontaminace zanedbatelný.

U zkoumaných lokalit byla největší hmotnostní aktivita Cs-137 v mechu naměřena v lokalitě Čertova stěna. Lokalita s nejvyšší naměřenou hmotnostní aktivitou Cs-137 v půdě byla Dolní Dvořiště. Proto byly výsledky měření zprůměrovány a rozlišeny podle druhu mechu. Nejvyšší průměrnou měrnou aktivitu Cs-137 u mechů vykazoval Ploník ztenčený, u půd ovšem nejvyšší průměrnou měrnou aktivitu vykazovaly vzorky odebrané pod Rokytníkem skvělým. Tím se prokázalo, že obsah Cs-137 v mechu není závislý na obsahu Cs-137 v půdě pod ním. Následně byl tedy vypočítán transferový poměr mechu a půdy. Až ten jednoznačně potvrdil výzkumnou otázku, která zněla „*Obsahují různé druhy mechu na území zasaženém radiačním spadem rozdílné množství cesia 137?*“ Výpočet tohoto poměru prokázal, že ačkoli půda pod Rokytníkem skvělým obsahovala nejvyšší množství Cs-137 ze všech půd, u samotného mechu rostoucího na ní byla hmotnostní aktivita Cs-137 ze všech mechů nejnižší a že tento mech má nejnižší tendenci absorbovat radionuklidy.

Cíl práce byl tedy splněn. Fakt, že různé druhy mechů na území zasaženém radiačním spadem mají rozdílnou tendenci absorbovat radionuklidy, může mít zásadní vliv na řadu studií, ve kterých byl mech použit jako bioindikátor kontaminace. V těchto studiích nejsou většinou rozlišovány druhy mechu a nebyla odebírána ani půda nacházející se pod nimi.

Bakalářskou práci je možné využít jako studijní materiál, nebo při dalším výzkumu v oblasti této problematiky. Jedná se o velice obsáhlé téma a zjištěná fakta mohou být zásadní pro další výzkumy, které budou mapovat současný stav kontaminace a používat mech jako bioindikátor.

7 Seznam použitých zdrojů

- 1) 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu-důsledky a poučení, 1996. In: *Státní ústav radiační ochrany: National Radiation Protection Institute* [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl>
- 2) ALEKSIAYENAK, Y. V., et al., 2013. Distributions of ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb in moss collected from Belarus and Slovakia. *Journal of Environmental Radioactivity: Elsevier Science Pub.* (117), 19-24. ISSN 0265-931X.
- 3) BŘÍŽĎALA, J. ©2016. Radioaktivita. In: *E-ChemBook: Multimediální učebnice chemie* [online]. [cit. 2016-11-28]. Dostupné z: <http://e-chembook.eu/radioaktivita#index>
- 4) BUČINA, I. et al., 1988. Některé výsledky monitorování havárie v ČSSR, Československá komise pro atomovou energii, Praha
- 5) ČUČULOVIC, A. et al., 2012. NATURAL RADIONUCLIDES AND ¹³⁷Cs IN MOSS AND LICHEN IN EASTERN SERBIA. *Nuclear Technology & Radiation Protection.* **27. ročník** (1), 44-51
- 6) DEBERTIN, K. a R. G. HELMER, 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 04-448-7107-1
- 7) *Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007: publikace ICRP 103.* 2009. Přeložil Vladislav KLENER, přeložil Josef THOMAS, přeložil Ladislav TOMÁŠEK. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. Publikace ICRP
- 8) DUFF M. C., RAMSEY M.L. 2008: Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review. *Journal of Environmental Radioactivity* , 99: 912-932.
- 9) Google: Google maps, 2017. Dostupné také z: <https://www.google.cz/maps/@48.7463032,14.3050158,11z>
- 10) Google: Google maps, 2017. Dostupné také z: <https://www.google.cz/maps/@59.2188835,26.9392931,5z>

- 11) HAVRÁNEK, J. a R. HAVRÁNKOVÁ, 2005. Kinetika cesia-137 v lesním ekosystému. *KONTAKT – časopis pro ošetrovatelství a sociální vědy ve zdraví a nemoci* [online]. **1. ročník** (3-4) [cit. 2016-12-06]. ISSN 1804-7122. Dostupné z: <http://casopis-zsfju.zsf.jcu.cz/kontakt/administrace/clankyfile/20120322143218385163.pdf>
- 12) HAVRÁNEK, J. a R. HAVRÁNKOVÁ. 2008. Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *KONTAKT – časopis pro ošetrovatelství a sociální vědy ve zdraví a nemoci*. **4. ročník** (2). ISSN 1212-4117.
- 13) HELMENSTINE, Anne Marie. 2016. Isotopes definition and examples. In: *About education* [online]. [cit. 2016-11-28]. Dostupné z: <http://chemistry.about.com/od/chemistryglossary/a/isotopedef.htm>
- 14) HÖLGYE, Z. a M. MALÝ. 2000. Sources, vertical distribution, and migration rates of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , and ^{137}Cs in grassland soil in three localities of central Bohemia. *Journal of Environmental Radioactivity*. **47**(2), 135-147.
- 15) Chernobyl Accident 1986. 2016. In: *World nuclear association* [online]. United Kingdom: World Nuclear Association [cit. 2016-12-07]. Dostupné z: <http://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/chernobyl-accident.aspx>
- 16) KLENER, V. 2000. Principy a praxe radiační ochrany. 1.vydání. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost. ISBN 80-238-3703-6
- 17) KOBYLKA, D., 2011. Výhody vleklé katastrofy aneb proč Fukušima není Černobyl. In: *Technet.cz* [online]. Praha 5: Mafra [cit. 2017-04-17]. Dostupné z: http://technet.idnes.cz/vyhody-vlekle-katastrofy-aneb-proc-fukusima-neni-chernobyl-pam-/tec_technika.aspx?c=A110429_141312_tec_technika_mla
- 18) KOCADAG, M., et al., ©2017. Environmental radioactivity study of Austrian and Bavarian forest ecosystems: Long-term behaviour of contamination of soil, vegetation and wild boar and its radioecological coherences. *Applied Radiation and Isotopes: Elsevier Science Pub*. ISSN 0969-8043.

- 19) KONEČNÝ, J. et al., 2001: Sledování radioaktivity lesních ekosystémů na některých místech jižních Čech po havárii jaderné elektrárny Černobyl, Ústav krajinné ekologie ČSAV, České Budějovice.
- 20) KOSTKA, T., 2016. *Havárie v jaderné elektrárně ČERNOBYL* [online]. In: . [cit. 2016-12-05]. Dostupné z: <http://chernobyl.euweb.cz/#Nasledky>
- 21) KREMER, B. a H. MUHLE, 1998. Lišejníky, mechorosty, kaprad'orosty: evropské druhy: [spolehlivý a obsáhlý kapesní atlas pro milovníky přírody]. Praha: Ikar. Průvodce přírodou (Ikar). ISBN 80-720-2356-X.
- 22) LALLANILLA, M. 2013. Chernobyl: Facts About the Nuclear Disaster. In: *LiveScience* [online]. [cit. 2016-12-03]. Dostupné z: <http://www.livescience.com/39961-chernobyl.html>
- 23) MATZNER, J. 2004. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta. ISBN 80-704-0707-7
- 24) MIETELSKI, J.W. et al., 1994. Radioactive contamination of Polish mushrooms. *The science of the Total Environment*. (157), 243-258.
- 25) MIKA, O. et al., 2011. *Ochrana obyvatelstva před následky použití zbraní hromadného ničení: Pokusy s jadernými zbraněmi*. Praha: Námořní akademie České republiky. ISBN 978-80-87103-31-9.
- 26) MILÉŘ, T. et al., 2015. Možné planetární dopady jaderné války. In: STROHMANN, J. et al., *HISTORIE A SOUČASNOST CHEMICKÝCH ZBRANÍ*. Zlín: UTB ve Zlíně, s. 190-194. ISBN 978-80-7454-491-0.
- 27) MonRaS: Radioaktivita v lidském těle, 2017. In: *SÚJB: Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Praha 1: SÚJB [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/aplikace/monras/?lng=cs_CZ
- 28) NAVRÁTIL, L. et al., 2016. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2016-12-01]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/>
- 29) ÖSTERREICHER, J. et al., 2003. *Přednášky z radiobiologie*. Praha: Manus. ISBN 80-865-7101-7.

- 30) PARK, KYUNG-HO et al., 2013. ^{134}Cs and ^{137}Cs radioactivity in soil and moss samples of Jeju Island after Fukushima nuclear reactor accident. *Applied Radiation and Isotopes*: Elsevier Science Pub. (81), 379-382. ISSN 0969-8043.
- 31) PETERSON J. et al., 2007. *Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas*[online]. [cit. 2016-12-02]. Dostupné z: <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/cesium.pdf>
- 32) PETERSON J. et al., 2007. *Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas*[online]. [cit. 2016-12-02]. Dostupné z: <http://people.stfx.ca/tsmithpa/chem361/Labs/radiochem/potassium.pdf>
- 33) Problematika kontaminace prasete divokého v ČR. ©2016. In: *Státní úřad radiální ochrany, v. v. i.: National Radiation Protection Institute* [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2016-12-07]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1ad>
- 34) ROSENBERG, J. ©2016. Chernobyl Nuclear Disaster. In: *Abouteducation* [online]. [cit. 2016-12-03]. Dostupné z: <http://history1900s.about.com/od/horribledisasters/p/Chernobyl.htm>
- 35) ROSS, R. 2016. Facts about Cesium. In: *LiveScience* [online]. [cit. 2016-12-02]. Dostupné z: <http://www.livescience.com/37578-cesium.html>
- 36) RULÍK, P. a J. HELEBRANT, *Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl: Zpráva SÚRO č. 22/2011* [online]. 2-4 [cit. 2017-03-18]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/Zprava%202011%20-%2022%20-%20Kontaminace%20pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20-%20Mapa.pdf>
- 37) STRAKA, J. ©1998-2016. Cesium. In: *Periodická tabulka* [online]. [cit. 2016-12-02]. Dostupné z: <http://www.tabulka.cz/prvky/ukaz.asp?id=55>
- 38) ŠEVČUK, V. J. a V. L. GURAČEVSKIJ, eds. 2006. *20 years after the Chernobyl catastrophe: the consequences in the Republic of Belarus and their overcoming:*

national report. Minsk: Committee on the Problems of the Consequences of the Catastrophe at the Chernobyl NPP under the Belarussian Council of Ministers. ISBN 98-501-0628-X.

- 39) ŠVAMBERK, A., 2014. Na Zemi vybuchlo už přes 2000 atomových bomb. Umělec je znázornil v animaci, z níž mrazí. In: *Novinky.cz* [online]. [cit. 2016-12-03]. Dostupné z: <https://www.novinky.cz/zahranicni/324732-na-zemi-vybuchlo-uz-pres-2000-atomovych-bomb-umelec-je-znazornil-v-animaci-z-niz-mrazi.html>
- 40) TECL, J. a E. SCHLESINGEROVÁ, 2004: Distribuce ^{137}Cs v půdách ČR. XXVI. dny radiační ochrany, Luhačovice, 1.-5. listopadu, 335–338.
- 41) ULLMAN, V. 2016. Radionuklidy. In: *AstroNuklFyzika* [online]. [cit. 2016-12-06]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm>
- 42) ULLMAN, V. 2016. Spektrometrie. In: *AstroNuklFyzika* [online]. [cit. 2016-12-06]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm#6>
- 43) VOKURKA, M. et al. 2015. *Velký lékařský slovník*. 10. vydání. Praha: Maxdorf. ISBN 978-80-7345-456-2.
- 44) *Vyhláška č. 422/2016 Sb., Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje*. In: *Sbírka zákonů České republiky*, ročník 2016, částka 172, s. 6618-6903.
- 45) Výkon kontroly nešíření jaderných zbraní. ©2016. In: *SÚJB: Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Praha 1 [cit. 2016-12-07]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/nesireni-jadernych-zbrani/vykon-kontroly-nesireni-jadernych-zbrani/>
- 46) Zpráva o radiační situaci na území České republiky v roce 2008, 2009. In: *Státní ústav radiační ochrany: National Radiation Protection Institute* [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/radsit/zprava-o-radiacni-situaci-na-uzemi-ceske-republiky-v-roce-2008/view>

47) Zpráva o radiační situaci na území ČSSR: po havárii jaderné elektrárny Černobyl z roku 1987, 1987. In: *Státní ústav radiační ochrany: National Radiation Protection Intitute* [online]. Praha 4: SÚRO [cit. 2017-04-21]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl>

8 Seznam obrázků a tabulek

Obrázek 1: Rozptyl radioaktivních látek v atmosféře po havárii v Černobyli	16
Obrázek 2: Trajektorie vzdušných mas procházejících přes území ČSSR po havárii v Černobyli.....	18
Obrázek 3: Znázornění plošné aktivity Cs-137 na území ČSSR po jaderné havárii v Černobyli.....	19
Obrázek 4: Srážky v období průchodu kontaminovaných mas přes území ČSSR.....	20
Obrázek 5: Výsledky celotělového měření Cs-137 a měření Cs-137 v moči.....	22
Obrázek 6: Kontaminace území ČR v květnu roku 1986	28
Obrázek 7: Lokality odběru vzorků mechů a půd v ČR	29
Obrázek 8: Poloha ostrova Valaam	30
Obrázek 9: Vyměřený čtverec pro odběr vzorku mechu	31
Obrázek 10: Schnoucí mech	32
Obrázek 11: Vzorky mechu umístěné v měřicích nádobách	32
Obrázek 12: Vyměřený čtverec 20x20 cm pro odběr půdy	34
Obrázek 13: Sušení vzorků půd společně se vzorky mechů.....	35
Obrázek 14: Vzorky půd v měřicích nádobách	35
Obrázek 15: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 u všech vzorků mechů i půd (v sušině).....	38
Obrázek 16: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Vítkův hrádek.....	41
Obrázek 17: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Čertova stěna	42
Obrázek 18: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště	43
Obrázek 19: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Pěčín	44
Obrázek 20: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Nové Hrady	45
Obrázek 21: Aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) v jednotlivých druzích mechu	46
Obrázek 22: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 v mechu (v sušině) ze všech lokalit.....	47

Obrázek 23: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Vítkův hrádek	49
Obrázek 24: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Čertova stěna	50
Obrázek 25: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Dolní Dvořiště	51
Obrázek 26: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Pěčín	52
Obrázek 27: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) z lokality Nove Hrady	53
Obrázek 28: Aritmetický průměr výsledků měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě (v sušině) v jednotlivých vzorcích půd	54
Obrázek 29: Aritmetický průměr hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích mechu (v sušině) a v půdě z jejich podloží (v sušině).....	55
Obrázek 30: Transferový poměr Cs-137 mechu a půdy	56
Obrázek 31: Průměrné hodnoty Cs-137 v půdě (v sušině), v mechu (v sušině) a transferový poměr.....	57
Obrázek 32: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) z lokality Valaam	59
Obrázek 33: Průměrné hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v mechu (v sušině) ze všech lokalit odběru vzorků	60
Obrázek 34: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích Travníku Schreberova (v sušině) na území Rakouska a Bavorska	63
Obrázek 35: Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích Travníku Schreberova (v sušině) na území ČR.....	63
Tabulka 1: GPS souřadnice jednotlivých míst odběru vzorků v ČR.	29
Tabulka 2:GPS souřadnice jednotlivých míst odběru vzorků v Ruské federaci.....	30
Tabulka 3: Mechy (lokalita, druh, m1, m2, m1/m2, Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)	40
Tabulka 4: Půdy (lokalita, druh, m1, m2, m1/m2, Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)	48
Tabulka 5: Mech Ruská federace (druh, m2, Cs-137 Bq/kg, K-40 Bq/kg)	58
Tabulka 6: Hodnoty transferového poměru půd a mechorostů podle IARC a hodnot naměřených na území ČR.	66

9 Seznam zkratek

Cs	Cesium
ČR	Česká republika
ČSSR	Československá socialistická republika
IAEA	International atomic energy agency
IZ	Ionizující záření
K	Draslík
SSSR	Svaz sovětských socialistických republik
SÚJB	Státní úřad pro jadernou bezpečnost
USA	United States of America