Zdravotně sociální fakulta
Faculty of Health and Social Sciences

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

Monitorování obsahu Cs-137 spektrometrickým měřením v půdě

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Studijní program:
OCHRANA OBYVATELSTVA

Autor: Bc. Daniel Lepič

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci s názvem Monitorování obsahu Cs-137 spektrometrickým měřením v půdě jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 12. 8. 2019 .....

Bc. Daniel Lepič

Poděkování

Rád bych zde poděkoval vedoucímu diplomové práce Mgr. Jiřímu Havránkovi za jeho cenné rady a čas, které mi věnoval při řešení dané problematiky. Také zde chci poděkovat Mgr. Josefu Kaňkovskému za konzultaci výsledků mé práce. Poděkování patří i kolegům ze Školicího střediska a laboratoře HZS ČR v Třemošné, kteří mi pomohli při terénní práci. V neposlední řadě také děkuji své rodině, která mě při studiu podporovala.

Monitorování obsahu Cs-137 spektrometrickým měřením v půdě

Abstrakt

Cílem diplomové práce bylo porovnat výsledky z in-situ spektrometrie a laboratorního stanovení plošné aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích v neobdělávaných půdách. Pro účely naplnění cíle byla stanovena výzkumná otázka: Jsou výsledky z in-situ měření plošné aktivity Cs-137 v neobdělávaných půdách srovnatelné s výsledky z laboratorního měření odebraných vzorků půd?

Teoretická část práce byla sepsána na základě rešerší knižních publikací, zahraničních vědeckých článků a elektronických zdrojů, které se zabývaly problematikou radioaktivity, jejího působení na životní prostředí a principem polovodičové spektrometrie gama.

Praktická část práce se zabývala spektrometrickým měřením metodou in-situ a laboratorním stanovením plošné aktivity Cs-137 ve vzorcích půdy pomocí polovodičového spektrometru gama. Měření a odběr vzorků půdy probíhalo na území Národního parku Šumava a v jeho přilehlých oblastech v Plzeňském kraji. Bylo vybráno pět lokalit (Nová Hůrka, Prášily, Srní, Nový Brunst a Hadí vrh). Spektrometrickým měřením metodou in-situ byly zjištěny nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 v lokalitě Nová Hůrka (19526 Bq/m^2) a nejnižší v lokalitě Hadí vrh (5398 Bq/m^2). Spektrometrickým měřením vzorků půdy v laboratoři byly zjištěny nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 ve vzorku z lokality Nová Hůrka (10000 Bq/m^2) a nejnižší hodnoty Cs-137 v lokalitě Hadí vrh (2060 Bq/m^2).

Přínosem práce je porovnání spektrometrického měření metodou in-situ s měřením odebraných vzorků půdy na polovodičovém spektrometru gama. Výsledky tohoto monitorování mohou poskytnout data o radiační situaci v jednotlivých lokalitách na Šumavě.

Srovnáním výsledků plošné aktivity Cs-137 bylo zjištěno, že existuje závislost mezi spektrometrickým měřením metodou in-situ a měřením vzorků půdy v laboratoři. Výsledky plošné aktivity Cs-137 jsou řádové srovnatelné. Rozdíly mezi výsledky jsou pravděpodobně způsobeny podmínkami měření.

Klíčová slova: spektrometrie, měření in-situ, půda, cesium, plošná aktivita

Cs-137 content monitoring by spectrometric measurement in soil

Abstract

The aim of the thesis is to compare the results from in situ spectrometry and laboratory determination of the area activity of Cs-137 in samples taken from uncultivated soils. To fulfil the goal, the research question has been determined: Are the results from in situ measurement of the area activity of Cs-137 in uncultivated soil comparable with the results from laboratory measurement of collected soil samples?

The theoretical part of the work has been written based on research of book publications, foreign scientific articles and electronic sources, which deal with the issue of radioactivity and its impact on the environment and the principle of semiconductor gamma spectrometry.

The practical part of the work deals with the spectrometric measurement using in situ method and the laboratory determination of the area activity of Cs-137 in the soil samples using a semiconductor gamma spectrometer. The measurement and the soil sampling took place in the territory of the Šumava National Park and its adjacent areas in Pilsen Region. There were selected five locations (Nová Hůrka, Prášily, Srní, Nový Brunst and Hadí vrh). By in situ spectrometric measurement the highest values were determined of the area activity of Cs-137 in the location Nová Hůrka (19526 Bq / m^2) and the lowest in the location Hadí vrh (5398 Bq / m^2). The spectrometric measurements of the soil samples in the laboratory revealed the highest values of the area activity of Cs-137 in the sample from the location Nová Hůrka (10000 Bq / m^2) and the lowest values of Cs-137 in the location Hadí vrh (2060 Bq / m^2).

The contribution of this work is the comparison of in situ spectrometric measurement with the measurement of taken soil samples using the gamma semiconductor spectrometer. The results of this monitoring can provide data on the radiation situation in individual locations in Šumava.

By the comparison of the results of the area activity of Cs-137, there has been found a correlation between in situ spectrometric measurements and the laboratory measurements of the soil samples. The results of the area activity of Cs-137 are in an order of magnitude comparable. The differences between the results are probably caused by the measurement conditions.

Keywords: spectrometry, in situ measurement, soil, cesium, area activity

Obsah

ÚVOD 7
1 TEORETICKÁ ČÁST 8
1.1 Radioaktivita 8
1.1.1 Radioaktivní přeměna 11
1.1.2 Druhy radioaktivní přeměny 13
1.2 Zdroje ionizujícího záření v životním prostředí 16
1.2.1 Jaderné zbraně 17
1.2.2 Havárie v jaderné elektrárně Černobyl 19
1.3 Radionuklidy a jejich cesta v životním prostředí 21
1.3.1 Draslík 23
1.3.2 Cesium 24
1.4 Kontaminace půdy Cs-137 v České republice 28
1.5 Detekce ionizujícího záření 30
1.5.1 Polovodičová spektrometrie gama (polovodičový detektor) 30
2 CÍL PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA 32
2.1 Cíl práce 32
2.2 Výzkumná otázka 32
3 METODIKA 33
3.1 Spektrometrické měření metodou in-situ 34
3.1.1 Záznamy spektrometrického měření 36
3.2 Odběr a úprava vzorků půdy 38
3.3 Měření vzorků půdy 40
4 VÝSLEDKY 41
4.1 Výsledky ze spektrometrického měření metodou in-situ 41
4.2 Výsledky ze spektrometrického měření vzorků půdy v laboratoři 48
4.3 Výsledky ze spektrometrického měření metodou in-situ a vzorků půdy v laboratoři 55
5 DISKUZE 57
6 ZÁVĚR 66
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ 67
SEZNAM OBRÁZKŮ 72
SEZNAM TABULEK 73
SEZNAM ZKRATEK 74

ÚVOD

Radioaktivita je nedílnou součástí našeho životního prostředí. V životním prostředí se setkáváme s radioaktivitou v podobě přírodních a umělých radionuklidů. Přírodní radionuklidy vznikaly a vznikají přírodními procesy. Umělé radionuklidy se do životního prostředí dostaly především jadernými testy v atmosféře a haváriemi jaderných zařízeních. Jaderné testy v atmosféře a havárie v jaderné elektrárně Černobyl způsobily významnou kontaminaci území České republiky radionuklidem Cs-137. Nejvíce došlo ke kontaminaci území v oblasti Šumavy a Jeseníků. Vzhledem k poločasu rozpadu radionuklidu Cs-137 došlo ke kontaminaci životního prostředí na dlouhá léta. Kontaminace půdy nejdéle setrvává v neobdělávaných půdách. Stanovení obsahu radionuklidu Cs-137 v půdě na povrchu se provádí spektrometrickým měřením půdy na místě (in-situ). Tímto způsobem je měřena plošná aktivita. K spektrometrickému měření půdy na místě se provádí ještě měření odebraných vzorků půdy. V odebraných vzorcích se stanovuje hmotnostní aktivita nebo plošná aktivita. Pokud by došlo k radiační havárii, lze tímto způsobem zjistit množství a složení radioaktivního spadu, a tak zmapovat kontaminaci území.

1 TEORETICKÁ ČÁST

V teoretické části diplomové práce je popsána problematika radioaktivity a jejího působení na životní prostředí. První kapitola definuje radioaktivitu a popisuje její historii objevu. Ve druhé kapitole jsou popsány zdroje ionizujího záření v životním prostředí, především se zaměřením na umělé zdroje, které znečišťují nebo znečišťovaly životní prostředí. Třetí kapitola popisuje cestu radionuklidů v životním prostředí a charakterizuje draslík a cesium. Čtvrtá kapitola pojednává o kontaminaci území České republiky. Pátá kapitola definuje polovodičovou spektrometrii gama.

1.1 Radioaktivita

Název radioaktivita pochází z latinských názvů radius (paprsek) a activitas (činnost). Radioaktivita (radioaktivní přeměna) je samovolná přeměna jader atomů některých prvků na atomy prvků jiného. Přeměna je doprovázena ionizujícím zářením (hmotné částice nebo elektromagnetické záření), které je schopné ionizovat atomy okolního prostředí, nebo excitovat jejich jádra. Jádra atomů, která nejsou v čase stabilní, nazýváme radioaktivní. Radioaktivní přeměnou může vzniknout další radioaktivní nebo již stabilní jádro. Spontánně se měnící jádra, která se vyskytují v přírodě, jsou přirozeně radioaktivní. Jádra, která byla vytvořena jadernými reakcemi v urychlovačích částic nebo ozařováním v jaderných reaktorech, jsou uměle radioaktivní. (Beneš et al., 2015)

Historie

Profesor univerzity ve Würzburgu W. C. Röntgen v roce 1895 představil objev, který významně ovlivnil tehdejší fyziku. Záření X (rentgenové záření), které je jeho objevem, bylo prvním poznáním ionizujícího záření. Záření X se dostalo do centra pozornosti fyziků i lékařů, i když nebyla známa jeho podstata. Rentgenka, která je zdrojem záření X, se stala součástí vybavení mnoha laboratoří a ordinací. Ve formě, kterou zdokonalil W. D. Coolidgem v roce 1913, je patrně dodnes nejrozšířenějším zdrojem ionizujícího záření. U lékařských rentgenů se poprvé sledovaly účinky ionizujího záření a také potřeba radiační ochrany. Jediným a dostupným zdrojem však rentgenka dlouho nezůstala. (Klener et al., 2000)

Radioaktivita byla objevena po objevu rentgenového záření. Francouzský fyzik A. H. Becquerel v roce 1896 tento jev objevil při pokusech s luminiscencí minerálů a krystalů. Při těchto pokusech zjistil, že i bez ozáření vnějším světlem dochází u některých minerálů (uranové sloučeniny) k vysílání neviditelného záření. Poprvé toto záření pojmenoval jako záření uranové. Za svůj objev získal Nobelovu cenu v roce 1903. A. H. Becquerel nebyl jediný, který uranové sloučeniny zkoumal. V uranové rudě objevili M. Curie-Sklodowská, její manžel P. Curie a G. Bémont další radioaktivní prvky, kterými byly radium a polonium. (Klener et al., 2000; Cídlová et al., 2018)

E. Rutheford se v roce 1899 zabýval vlastnostmi radioaktivního záření. Zjistil, že v záření se nachází dvě rozdílné složky, kterými jsou záření alfa (α) a záření beta (β). P. Villard objevil v roce 1900 při zkoumání rádia záření gama (γ), což je podstatně pronikavější záření. (Beneš et al., 2015) V roce 1918 E. Rutheford identifikoval částici uvnitř jádra helia a objevil proton. V roce 1919 provedl první umělou jadernou přeměnu. Následně v roce 1932 J. Chadwick studiem jaderných reakcí přispěl k objevu neutronů a F. a I. Joliot Curieovi v roce 1934 k objevu umělé radioaktivity. Prvním umělým radionuklidem se stal izotop fosforu. (Dušek, Píšala, 2006) Manželé Joliot Curieovi objevili při experimentech pozitron, a tím přispěli k poznaní dalšího neznámého typu radioaktivní přeměny. (Klener et al., 2000)

V roce 1934 E. Fermi studoval účinky neutronů při ostřelování atomů uranu. O. Hahnovi se povedlo jádro uranu rozštěpit, když uran ostřeloval neutrony. Roku 1939 O. Hahn a F. Strassmann dokazují štěpení jader uranu, při kterém se uvolňují neutrony (neutrální částice). Téhož roku je informován americký prezident F. D. Roosevelt o možné konstrukci velmi účinné zbraně a zároveň o potencionálním nebezpečí ze strany fašistického Německa, které provádělo experimenty podobného charakteru. V roce 1941 Spojené státy americké v úplné tajnosti zahajují projekt Manhattan, který má za cíl vývoj první jaderné nálože. V roce 1945 explodovala první jaderná zbraň na střelnici Alamogordo v Novém Mexiku ve Spojených státech amerických. (Dušek, Píšala, 2006) Téhož roku došlo ke svržení atomové bomby na dvě japonská města, dne 6. srpna na Hirošimu a dne 9. srpna na Nagasaki. Pří těchto událostech došlo k úmrtí 130 000 lidí. Jedná se o jediné případy válečného použití jaderných zbraní v historii. Po roce 1945 byla řada jaderných výbuchů testována v atmosféře, zejména v severní polokouli. Mezi nejaktivnější období testování jaderných zbraní v atmosféře řadíme roky 1952 až 1962. (UNEP, 2016)

Celkem bylo provedeno přes 500 testů s celkovým ekvivalentem trinitrotoluenu 430 megatun, poslední z nich v roce 1980. V důsledků testů jaderných zbraní v atmosféře došlo k radioaktivnímu spadu, který vedl k expozici obyvatel na světě. V roce 1963 byla podepsána smlouva o částečném zákazu pokusů jaderných zbraní v atmosféře, vesmíru a pod vodou. Po podepsání úmluvy bylo každý rok až do roku 1990 prováděno okolo 50 podzemních testů. I po roce 1990 se ještě pár testů uskutečnilo. (UNEP, 2016)

Pod vedením E. Fermi je roku 1942 spuštěn první jaderný reaktor na světě, první řízená štěpná řetězová reakce (Dušek, Píšala, 2006). Začátek jaderné energetiky se datuje od roku 1954, kdy v Obninsku u Moskvy byla uvedena do provozu malá jaderná elektrárna. Od této doby prošla jaderná energetika dlouhým vývojem, který dosáhl vysokého stupně technické dokonalosti. (Reichl, Všetička, 2019) Došlo však i k závažným nehodám a haváriím, kterým se dostalo mimořádné pozornosti. Jako příklad si můžeme uvést havárii jaderné elektrárny Windscale ve Velké Británii v roce 1957, nehodu výzkumného reaktoru ve Vinči v dřívější Jugoslávii v roce 1958, únik radioaktivních látek z jaderné elektrárny Three Mile Island v USA v roce 1979 a nehodu na přepracování jaderného paliva v Tokai-Mura v Japonsku v roce 1999. Nejzávažnější však byla havárie v jaderné elektrárně Černobyl v roce 1986 a v Japonsku v jaderné elektrárně Fukušima Daiichi v roce 2011. (UNEP, 2016)

1.1.1 Radioaktivní přeměna

Radioaktivní přeměna je děj nahodilý. Pro každý prvek je stálá rychlost, kterou se přeměňuje. Rychlost přeměny je přímo charakteristická pro každý radioaktivní izotop a nelze ji jakýmkoliv způsobem zpomalit nebo urychlit. Atomy radioaktivních izotopů se chemicky neliší od ostatních izotopů. Vstupují do chemických reakcí stejně jako atomy v klidovém stavu, pouze v případě přeměny dochází k uvolnění ionizujícího záření. (Andrysek, 1984)

Nelze odhadnout, jaké jádro se v danou dobu přemění, protože radioaktivní přeměna je děj nahodilý. Pokud je počet jader uspokojivě velký, můžeme počet radioaktivních přeměn vyjádřit matematicky: (Fremuth, 1981)

$$N = N_0 e^{-\lambda t}, \quad (1)$$

N_o vyjadřuje původní počet radioaktivních jader v čase ($t = 0$). N vyjadřuje počet radioaktivních přeměn jader v čase t u doposud nepřeměněných radioaktivních jader, e je Eulerovo číslo a přeměnová konstanta (λ). Počet radioaktivních jader klesá exponenciálně s časem. (Fremuth, 1981)

Veličina, která souvisí s radioaktivní přeměnou, je také aktivita (A). Charakterizuje počet radioaktivních přeměn za jednu sekundu, tedy rychlost přeměny. Aktivitu lze vyjádřit matematicky jako: (Beneš et al., 2015)

$$A = \lambda \cdot N \quad (2)$$

Jednotkou aktivity je Becquerel (Bq). Aktivita 1 Bq znamená, že za 1 sekundu se přemění jeden atom. (Atominfo, 2012)

Pro přesnější charakterizaci radionuklidu lze vztáhnout aktivitu k vhodné hmotnostní (Bq/kg), objemové (Bq/m^3) nebo plošné jednotce (Bq/m^2). (Prouza, Švec, 2008)

Přeměnová konstanta (λ)

Charakterizuje rychlost radioaktivní přeměny. Základní zákon radioaktivní přeměny spočívá v tom, že za určitý časový úsek se přemění konstantní část z celkového počtu atomů radioaktivního prvku. Přeměnová konstanta se označuje jako λ. (Spicyn et al., 1957) Každý radionuklid má určitou charakteristickou hodnotu přeměnové konstanty. Doposud nebyly zjištěny dva radionuklidy se stejnou hodnotou přeměnové konstanty. (Beneš et al., 2015)

Fyzikální poločas (T_f)

Charakterizuje přeměnu právě jedné poloviny všech přítomných atomů radionuklidu za určitou dobu. Tento vztah lze vyjádřit matematicky jako: (Kovář et al., 1984)

$$T_f = \frac{\ln 2}{\lambda} \tag{3}$$

Jednotkou je čas udávaný v nejvhodnějších časových jednotkách v závislosti na daném radionuklidu. (Beneš et al., 2015)

Střední doba života (τ)

Charakterizuje dobu života atomu radionuklidu, kterou se průměrně dožije. Přeměnová konstanta (λ) úzce souvisí se střední dobou života radionuklidu. Je relativně blízká fyzikálnímu poločasu, ale není přesně stejná. Matematicky je vyjádřena jako převrácená hodnota přeměnové konstanty (λ): (Reichl, Všetička, 2019)

$$\tau = \frac{1}{\lambda} \tag{4}$$

Biologický poločas (T_b)

Charakterizuje dobu, za kterou se vyloučí z organismu polovina množství radionuklidu. (Fremuth, 1981)

Efektivní poločas (T_{ef})

Charakterizuje dobu setrvání radionuklidu v organismu. Efektivní poločas je vyjádřený fyzikálním poločasem (T_f) a biologickým poločasem (T_b) daného radionuklidu: (Kubinyi, 2018)

$$\frac{1}{T_{ef}} = \frac{1}{T_f} + \frac{1}{T_b} \tag{5}$$

1.1.2 Druhy radioaktivní přeměny

Při přeměně jádra radionuklidu dochází k emisi částic a eventuelně ještě k emisi kvanta elektromagnetického záření. Radioaktivní přeměna probíhá v závislosti na energetických podmínkách v daném jádru a počtu protonů a neutronů. Při radioaktivní přeměně je vždy zachován elektrický náboj, počet nukleonů, hybnost a energie. (Beneš et al., 2015)

Alfa přeměna

K emitaci částice alfa dochází při přeměně jádra těžkých přirozených radionuklidů. Jde o jádra helia, která se skládají ze dvou protonů a dvou neutronů. Díky velké vazebné energii se tato částice chová jako jedna částice. Pokud dojde k emisi částice alfa, dojde ke změně mateřského jádra dle rovnice: (Beneš et al., 2015)

$$ {}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{4}_{2}He + {}^{A-4}_{Z-2}X' . \qquad (6) $$

Při radioaktivní přeměně alfa se zmenší hmota jádra prvků. Jádro prvku se při emisi částice alfa změní v dceřiné jádro a v periodické soustavě prvků se nachází o dvě místa vlevo od mateřského jádra. (Beneš et al., 2015)

Přeměna alfa je energeticky možná pro nuklidy, jejichž hmotnostní číslo je větší než 140. Pro nuklidy s hmotnostním číslem menším něž 180 jsou přeměny alfa těžko experimentálně dokazatelné. Přibližně 200 nuklidů, většinou umělých, se samovolně přeměňují alfa přeměnou. Především se jedná o izotopy prvků těžších než polonium. (Navrátil, 1985)

Obecně platí, že čím větší energie částic alfa, tím je větší i přeměnová konstanta, to znamená, že se daný radionuklid přeměňuje rychleji. (Navrátil, 1985)

Beta přeměna

Přeměny beta jsou samovolné přeměny jader nuklidu, kdy nedochází k přeměně celkového množství nukleonů v jádře. Jádra atomu si upravují poměr protonového a neutronového čísla tak, aby vyhovoval stabilnějšímu stavu pro dané nukleonové číslo. Asi 80 % všech radionuklidů podléhá přeměně beta. Izotopy prakticky všech chemických prvků jsou zářiče beta. (Navrátil, 1985)

Elektronové přeměny (přeměny β^-)

K elektronové přeměně dochází při nadbytku neutronu v jádře atomu. Neutron se v jádře přeměňuje na proton. Současně dochází k uvolnění záporného elektronu (částice β^-) a elektronového antineutrina ($\bar{v}_e$). (Navrátil, 1985)

$$({}^1_0n)v\ jádře\ \rightarrow ({}^1_1p)v\ jádře + {}^1_0\beta^- + \bar{v}_e, \tag{7}$$

$${}^A_ZX \rightarrow {}_{Z+1}{}^AY^+ + {}_{-0}{}^1\beta^- + \bar{v}_e. \tag{8}$$

Pozitronové přeměny (přeměny β^+)

K pozitronové přeměně dochází při nadbytku protonu v jádře atomu. Proton se v jádře přeměňuje na neutron. Současně dochází k uvolnění kladného elektronu (částice β^+) a neutrina (v_e). (Navrátil, 1985)

$$({}^1_1p)v\ jádře\ \rightarrow ({}^1_0n)v\ jádře + {}^0_1\beta^+ + v_e, \tag{9}$$

$${}^A_ZX \rightarrow {}_{Z-1}{}^AY^- + {}^1_0\beta^+ + v_e. \tag{10}$$

Pozitron je antičásticí elektronu. Při srážce pozitronu s elektronem dochází k tzv. anihilaci jejich klidových hmotností a současně dochází k vyzáření fotonu gama, z nichž každý má energii 0,51 MeV. (Navrátil, 1985)

Elektronový záchyt

Proces, při kterém dochází k přeměně protonu v jádře na neutron tak, že dochází k reakci mezi protonem a elektronem zachyceným jádrem z elektronového obalu atomu a jádro vysílá jen neutrino. (Navrátil, 1985)

$$({}^1_1p)v\ jádře\ + (e^-)z\ obalu \rightarrow ({}^1_0n)v\ jádře + v_e, \tag{11}$$

$${}^A_ZX \overset{EZ}{\rightarrow} {}_{Z-1}{}^AY + v_e. \tag{12}$$

Elektronový záchyt se uplatňuje především u těžších nuklidů s nadbytkem protonů. Při elektronovém záchytu se vzniklý atom nachází ve vzbuzeném stavu. Elektronový záchyt je doprovázen deexcitačními procesy, především se jedná o vysílání charakteristického rentgenového záření, což může vést k emisi Augerových elektronů. (Navrátil, 1985)

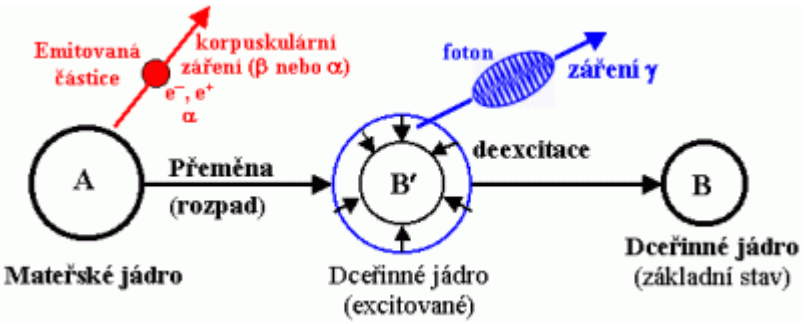
Po jednoduchých přeměnách beta u tzv. čistých beta zářičů vzniká konečné jádro v základním energetickém stavu. Při přeměně některých nuklidů emisí elektronu se jádra atomů nacházejí ve vzbuzeném stavu a přeměna beta je doprovázena přechodem gama. Jsou známé případy nuklidů, které se přeměňují všemi typy přeměny beta. (Navrátil, 1985)

Přeměny gama

Jadernou reakcí kteréhokoliv typu obvykle nevzniká jádro ve svém základním energetickém stavu. Jádro většinou po vynucené i spontánní přeměně zůstává ve stavu energeticky vybuzeném. Přebytečná energie se při návratu do základního stavu zbavuje, kromě emise částice, také emisí jednoho nebo několika fotonů záření gama. Doba existence excitovaného jádra je velmi krátká. K emisi fotonu gama dochází prakticky současně s emisí částice. (Radiobiologie)

Záření gama je velice blízké rentgenovému záření a světlu. Záření gama je elektromagnetické vlnění s vlnovou délkou značně kratší, než má světlo. Na rozdíl od rentgenového záření vzniká gama záření v jádře atomu. Kvůli velmi krátkým vlnovým délkám má záření gama velkou energii, a proto vysokou pronikavost. U přirozeně radioaktivního prvku častokrát doprovází přechod excitovaného dceřiného jádra do stabilnějšího stavu při přeměně alfa a beta. Protonové a hmotnostní číslo prvku se při přeměně gama nemění. (Radiobiologie, Králová)

Za daných podmínek může nabýt doba života vzbuzené formy atomu dostatečně velké měřitelné hodnoty. Mluvíme o jádře, které jeví vlastní radioaktivitu gama o určitém charakteristickém poločasu. Především se jedná o izomerii jádra a přechod metastabilní formy v nižší nebo základní stav, který se nazývá izomerický přechod. (Radiobiologie)



Obrázek 1 Schéma přeměny gama

Zdroj: Radiobiologie

1.2 Zdroje ionizujícího záření v životním prostředí

Všechny látky v přírodě byly, jsou a budou vystaveny ionizujícímu záření. Z vesmíru a Slunce jsou emitovány částice, které nazýváme kosmické záření. Jsou to částice s vysokou energií, jejichž tok je časově a místně nestálý a jejich velikost roste s nadmořskou výškou. Kosmické záření nezpůsobuje pouze přímé ozařování, ale vytváří vzájemným působením s jádry atomů v atmosféře, půdě a vodě některé tzv. kosmogenní radionuklidy. Přibližně 340 nuklidů bylo nalezeno v přírodě, z nichž přibližně 70 je radioaktivních. Prvky, které mají protonové číslo vyšší než 80, tvoří přirozené radioaktivní nuklidy, které mohou být součástí některých ze tří v přírodě existujících přeměnových řad. Jsou to radionuklidy, která vznikly při tvoření Sluneční soustavy před 4 až 6 miliardy let, nazýváme je primordiálními radionuklidy. Tyto radionuklidy podléhají radioaktivní přeměně, k níž dochází do té doby, dokud se z nestabilních nuklidů stanou nuklidy stabilní, které nejsou radioaktivní. S vývojem civilizace dochází ke zpracování řady nerostných surovin, z nichž se vyrábí stavební materiály, staví budovy, vyrábí umělá hnojiva, nástroje a přístroje a také zajišťuje energetická potřeba. Těmito procesy člověk zasahuje uměle do původní distribuce přirozených radionuklidů v přírodě a vytváří nové zdroje přirozené radioaktivity. Především se jedná o radionuklid radonu, který má význam ze zdravotního hlediska. Vývoj v oblasti radionuklidů postoupil až do fáze, kdy člověk dovedl vyrobit umělé radionuklidy, které se dříve v přírodě nevyskytovaly. V roce 1945 bylo v Novém Mexiku uskutečněno první zkušební odpálení jaderné zbraně a až do roku 1963, kdy se zkoušky jaderných zbraní v atmosféře zastavily, byly do biosféry zavlečeny štěpné produkty, které byly sice především významné na místě exploze, ale prostřednictvím celosvětovému spadu byly rozšířeny skoro po celé zeměkouli. Umělé radionuklidy vznikají také v jaderných zařízeních. S rozvojem jaderné energetiky souvisí také těžba a zpracování uranové rudy, výroba palivových článků, přepracování vyhořelého paliva a také likvidace jaderných odpadů. Umělé radionuklidy našly svůj význam také ve zdravotnictví, kde jsou využívány k diagnostickým a terapeutickým účelům. Zdroje ionizujícího záření v životním prostředí nás zajímají z hlediska dávky, kterou obdrží populace a pro zdravotní riziko, které s tímto ozářením souvisí. (Jandl, Petr, 1988)

1.2.1 Jaderné zbraně

Jaderné zbraně řadíme mezi zbraně hromadného ničení. Účinky jaderných zbraní jsou založené na využití energie, která se uvolňuje při jaderných přeměnách. K uvolňování energie dochází při štěpení jader těžkých prvků (uran, plutonium) nebo při syntéze jader lehkých prvků (deuterium, tritium, lithium). První případ představuje štěpnou reakci, druhý reakci termonukleární. Jaderný výbuch je charakterizován uvolněním obrovského množství energie v určitém prostoru za krátkou dobu. Mezi ničivé účinky jaderného výbuchu patří vzdušná tlaková vlna, seizmické účinky, pronikavá radiace, světelné a teplené záření, elektromagnetický impuls a radioaktivní kontaminace. Účinky se projevují na živých organismech, životním prostředí, materiálu a technice. Podle typu jaderného výbuchu se jednotlivé účinky liší. (Matoušek et al., 2007; Dušek, Píšala, 2006) Nejdůležitější ničivý účinek pro problematiku této práce je radioaktivní kontaminace.

Štěpné zbraně

Jsou založené na principu vytvoření nadkritického množství samovolně se štěpící náplně (U-235, Pu-239). Při výbuchu dochází ke spuštění řetězové reakce štěpného materiálu. U štěpného materiálu dochází ke štěpení každého jádra a vznikají dva jaderné fragmenty s nukleovým číslem 70 až 160, 2 až 3 neutrony a současně jsou emitovány fotony celého elektromagnetického spektra včetně gama záření a radiových vln. Výbuch charakterizuje tvorba hřibovitého mraku. Mohutnost štěpné zbraně se pohybuje v ekvivalentu od desítek po stovky kilotun TNT. (Österreicher, Vávrová, 2003)

Termonukleární zbraně

Označované jsou také jako vodíková bomba. Při výbuchu dochází ke spuštění jaderné syntézy, která je podobná jako v jádrech hvězd. Principem je syntéza lehkých jader (deuteria, tritia z deuteridu lithia). V první fázi dojde k výbuchu klasické trhaviny, což má za následek vytvoření nadkritického stavu štěpného materiálu a posléze spontánní štěpení, které vytváří podmínky pro jadernou syntézu. V druhá fází dochází k syntéze deuteria a tritia. Mohutnost termonukleární zbraně se pohybuje v ekvivalentu do řádu megatun TNT. (Österreicher, Vávrová, 2003)

Neutronové zbraně

Jsou kombinací předchozích dvou typů zbraní. Skládají se z malé štěpné nálože o mohutnosti ekvivalentu asi 0,1 kilotun TNT, kde je jako štěpný materiál používáno americium či californium. Druhou složkou je pak zbraň založená na jaderné syntéze o malé mohutnosti ekvivalentu 1 kilotuna TNT. Štěpná zbraň slouží jako roznětka termonukleární zbraně. U takového druhu detonace se v počáteční fázi uvolňuje energie převážně ve formě ionizujího záření s převahou neutronů o energii asi 14 MeV. (Österreicher, Vávrová, 2003)

Izotopické zbraně (špinavá bomba)

Způsobují kontaminaci prostředí radioaktivní látkami bez jaderného výbuchu. Jedná se o dvousložkové zařízení, které je tvořené konvenční výbušninou a jakoukoliv radioaktivní látkou. Při výbuchu dochází k rozptýlení radioaktivních látek do životního prostředí. Mohutnost určuje množství konvenční výbušniny, to se pohybuje v řádech kilogramů TNT. Nejvíce nebezpečné radioaktivní látky, které by mohly být zneužity k výrobě izotopické zbraně jsou Cs-137, Sr-90, Co-60. Jedná se o látky s dlouhým poločasem rozpadu a většinou vstřebatelné do organismu. Lze je získat v celé řadě lékařských zařízeních, průmyslových podniků a také z jaderného odpadu. (Österreicher, Vávrová, 2003)

Radioaktivní kontaminace

Radioaktivní kontaminaci způsobenou jaderným výbuchem lze nazvat jako raný nebo lokální radioaktivní spad. Intenzita a složení radioaktivního spadu odpovídá typu jaderné zbraně, druhu a také mohutnosti výbuchu. Každý jaderný výbuch, kromě podzemních zkoušek jaderných zbraní, v různé míře kontaminuje vyšší vrstvy atmosféry, které roznesou složky výbuchu na velké vzdálenosti. Tento proces můžeme nazvat jako globální jaderný (radioaktivní) spad. (Matoušek et al., 2007)

Účinek radioaktivního zamoření je dlouhodobá záležitost, zatímco pronikavá radiace trvá v řádu milisekund. Při vzdušném výbuchu a nad vodní hladinou má význam jen v prostoru epicentra, a to po dobu několika minut. Při nízkých vzdušných, pozemních a podhladinových explozích je radioaktivní kontaminace velice významná. Dochází ke kontaminaci terénu na rozlehlých plochách s vysokými úrovněmi radiace a relativně na dlouhou dobu. Lze říct, že dávka obdržená z radioaktivní kontaminace, má stejný význam jako dávka způsobená pronikavou radiací. (Matoušek et al., 2007)

Radioaktivní kontaminaci tvoří jednak nezreagované štěpné materiály a zplodiny výbuchu, které jsou výbuchem rozneseny do okolí a jednak radioaktivní materiály sekundárně vzniklé v místě výbuchu jako radioaktivita indukovaná účinkem neutronů. Velikost lokálního spadu má velmi blízký vztah k tepelným a tlakovým poměrům při výbuchu, které se projevují efektem ohnivé koule. (Matoušek et al., 2007)

Když dojde k výbuchu nad terénem, má výška výbuchu a rozměry ohnivé koule podstatný vliv na velikost lokálního spadu. Pokud se ohnivá koule dotkne terénu, tak půda a jiné materiály se vypaří a jsou pohlceny do koule. Silný pohyb vzduchu způsobí, že se dovnitř koule dostane velké množství prachu a úlomků. Kombinace těchto materiálů a radioaktivních fragmentů pumy vede k vytváření částic různých velikostí, které se pohybují ve směru tlakové vlny a rozptylují se. V průběhu dochází k vypadávání těchto částic působením gravitačních sil v závislosti na velikosti částic a rychlosti vzdušného proudění. (Matoušek et al., 2007)

1.2.2 Havárie v jaderné elektrárně Černobyl

Jaderná elektrárna Černobyl se nachází asi 130 km od hlavního města Ukrajiny. Měla čtyři provozní bloky, kde pracovaly jaderné reaktory RBMK 1000. Dne 25. dubna 1986 bylo zahájeno odstavení 4. bloku z provozního výkonu s ohledem na plánovanou opravu. Před odstavením reaktoru měl být proveden celkem běžný test, který měl vyzkoušet funkci nového regulátoru magnetického pole rotoru a ověřit, jestli bude turbo generátor po rychlém uzavření přívodu páry do turbíny schopen při svém setrvačném doběhu ještě zhruba 40 vteřin napájet proudem čerpadla havarijního chlazení. Sled postupů při technické zkoušce dne 26. dubna 1986 v ranních hodinách místního času vedl k historicky největší havárii jaderného zařízení na 4. bloku jaderné elektrárny Černobyl. Došlo k explozi reaktoru a k následnému požáru, který trval až do 10. května 1986. Do životního prostředí uniklo velké množství radionuklidů. (Kolektiv SÚJB, 2001)

Šíření radioaktivních látek atmosférou

Švédsko zachytilo první signály úniku radionuklidů v atmosféře dne 27. dubna 1986. S mírným opožděním byly radionuklidy zaznamenány i na monitorovacích stanicích ve Finsku. Po vyšetřování bylo usouzeno, že se nejedná o jadernou elektrárnu ve Švédsku, a tím byla pozornost přesunuta na sovětské elektrárny. V podezření byla jaderná elektrárna Ignalino v Litvě. Až vyhodnocením snímků americké družice bylo zjištěno, že se jedná o jadernou elektrárnu Černobyl. Podle směru proudění vzduchu bylo očekáváno, že se radioaktivní mrak dostane na východ, a že se v severní a západní Evropě havárie neprojeví. V době havárie byl vítr velmi slabý a jeho rychlost se stále měnila. Výbuch způsobil vynesení radionuklidů až do výšky asi 1500 m, ve které proudil vzduch z jihovýchodu rychlostí 8 až 10 m/s. Vlivem výbuchu a vysokých teplot se do výšky dostaly i radionuklidy, které byly unášeny přes západní část SSSR směrem na Finsko a Švédsko. Dne 30. dubna 1986 došlo ke změně směru větru a vzduch proudil ze severovýchodu. Do střední Evropy se dostaly kontaminované vzdušné masy z více směrů. Severní směr se nakonec obrátil a se zpožděním zasáhl naše území. (SÚJB, SÚRO, 1995)

Do atmosféry unikly všechny vzácné plyny - izotopy xenonu a kryptonu, radioizotopy jódu v plynné fázi, ve formě aerosolů a v organické formě. Další těkavé látky jako cesium a telur byly vzduchem transportovány ve formě aerosolů. V menším zastoupení se do atmosféry dostaly štěpné produkty - cer, zirkonium, baryum a stroncium. S rozprášeným palivem se do ovzduší dostaly i aktinidy. Jejich podíl byl nejvýznamnější v okolí elektrárny, ale v menším množství se dostaly i na velké vzdálenosti, a to i na území České republiky. Částečky rozprášeného paliva obsahovaly netěkavé štěpné produkty tzv. horké částice, které byly nejvíce v okolí elektrárny, nicméně se objevily i ve Skandinávii a v jihovýchodní Evropě. Jiný druh tzv. horkých částic obsahoval částice cesia nebo ruthenia. Některé obsahovaly křemičitany a také produkty aktivační (Co-60), které jsou v materiálu reaktoru a ve vlastní stavbě. (Kolektiv SÚJB, 2001)

Vlivem meteorologických podmínek se kontaminované vzdušné masy dostaly do různých částí Evropy. Velikost depozice nejvíce ovlivňovaly dešťové srážky. Nerovnoměrné rozložení spadu je nejvýznamnější na území Ukrajiny, Běloruska a Ruské federace. Měřitelná povrchová kontaminace se projevila na celém území Evropy. (Kolektiv SÚJB, 2001)

1.3 Radionuklidy a jejich cesta v životním prostředí

Cesty radionuklidů v životním prostředí jsou velmi složité a jsou ovlivněny mnoha faktory. Na radionuklidy působí dva základní vlivy, kterými jsou rozptyl a akumulace. Rozptyl způsobuje redistribuci uvolněných radionuklidů ve složkách životního prostředí kolem zdroje radionuklidů. Prostřednictvím akumulace se rozptýlené radionuklidy ukládají v jiných složkách životního prostředí. Skoro všechny složky životního prostředí obsahují alespoň náznak přirozených nebo umělých radionuklidů. Studium migračních procesů radionuklidů v životním prostředí přispělo ke zvýšení poznatků o proudění atmosféry, mořských proudech a transportu minerálů, neboť kontaminací ovzduší radioaktivním spadem vznikl radioaktivní indikátor, který slouží pro získání informací o těchto jevech. (Jandl, Petr, 1988)

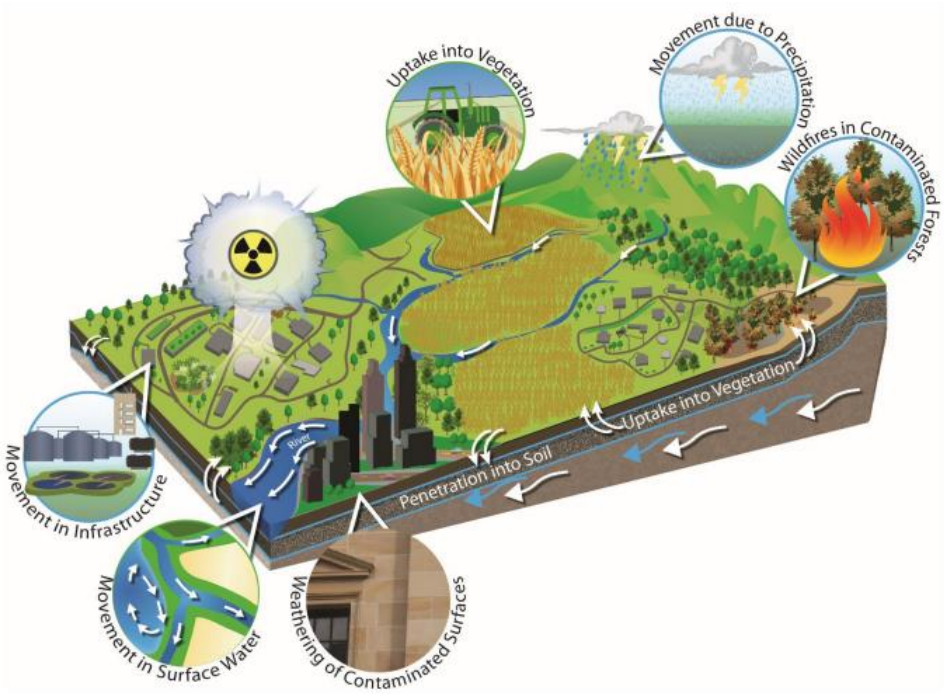
Vlivem turbulentní a molekulární difúze se radionuklidy uvolněné do atmosféry nebo do vody rozptylují do okolního prostředí. Tím koncentrace radionuklidů klesá se vzdáleností od zdroje. Na uvolněné radionuklidy nepůsobí pouze difúze, ale také opačný jev, kterým je usazování. Usazování závisí na fyzikálně chemických pochodech (gravitace, srážky, chemická sorpce a další). Jestliže atmosféra nebo vodní prostředí obsahující radionuklidy se dostane do kontaktu s pevným materiálem (půda, vegetace, plankton a jiné), tak dochází k zachytávání částic s radionuklidy na těchto površích. Všeobecně lze říct, že povrchy pevných materiálů kumulují většinu radionuklidů. (Jandl, Petr, 1988)

Distribuce radionuklidů v životním prostředí závisí na terénních podmínkách a meteorologických vlivech. V lokalitách se zvýšeným množstvím srážek dochází k většímu usazování radionuklidů oproti oblastem, kde se srážky objevují vzácně. Také povětrnostní podmínky způsobují rozptylování radionuklidů. V horách výrazně ovlivňuje množství radionuklidů tající sníh, který transportuje radionuklidy k vegetaci. Po jarním tání může vegetace vykazovat relativně vysoké koncentrace radionuklidů. (Jandl, Petr, 1988)

Osudy radionuklidů v životním prostředí jsou především dány vlastnostmi radionuklidů. Obecně je koncentrace radionuklidů v životním prostředí dána jejich rychlostí příjmu a ztrát. Tyto vlastnosti jsou zase závislé na fyzikálních a chemických vlastnostech radionuklidů. Například dobře rozpustné sloučeniny radionuklidů jsou více a rychleji transportovány v životním prostředí. (Jandl, Petr, 1988)

Chování radionuklidu v půdě, stejně jako jeho migrační rychlost, je poněkud složitý jev a závisí na fyzikálních, chemických a biologických vlastnostech půdy, které úzce souvisí s charakteristikou půdy, jako je kyselost, obsah humusu nebo minerálních složek, struktura povrchových horizontů, granulometrické složení, adsorpční schopnost, hojnost mikroorganismů a celkový obsah vody. (Arapis, Karandinos, 2004)

Transport radionuklidů má také vliv na biologický organismus. Organismy s velkým povrchem dobře akumulují radionuklidy ze vzduchu, vody nebo půdy. Například lišejníky dobře akumulují radionuklidy ze vzduchu. Maximální koncentraci radionuklidů za dlouhou dobu budou mít části ekosystému, které mají velký příjem a nízké ztráty. K lidskému organismu se radionuklidy dostávají inhalací, potravinovým řetězcem přes rostlinnou vegetaci, zvěř, dobytek, drůbež, ryby a jiné živočichy anebo jejich produkty. (Jandl, Petr, 1988)



Obrázek 2 Cesty radionuklidů v životním prostředí

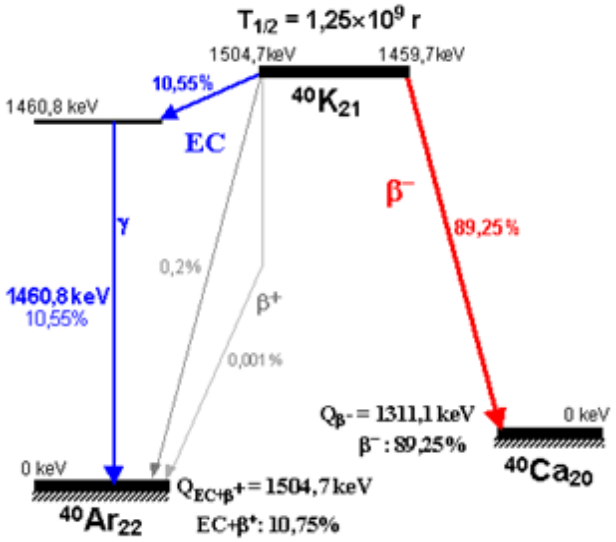
Zdroj: EPA (2018)

1.3.1 Draslík

Prvek z řady alkalických kovů, který je hojně zastoupený v zemské kůře, mořské vodě i v živých organismech. Měkký, lehký, stříbřitě lesklý kov, který je velmi reaktivní. V přírodě se vyskytuje jen ve sloučeninách. (Ullmann) Draslík je sedmým nejhojnějším prvkem v zemské kůře a šestým nejhojnějším v mořské vodě. Je přítomný v různých minerálech (např. živec, ledek). Je důležitou složkou úrodné půdy a nezbytnou živinou rostlin a lidské stravy. K-39 zahrnuje většinu přirozeně se vyskytujícího draslíku (asi 93 %) a K-41 představuje v podstatě zbytek. Radioaktivní K-40 je zastoupen velmi málo (asi 0,012 %). (Peterson et al., 2007)

Draslík má také mnoho komerčního využití. Bromid draselný se používá ve fotografování, rytí a litografii. Chroman draselný a dichroman draselný jsou silná oxidační činidla, která se využívají v lacích, ohňostrojích a k barvení textilií. Jodid draselný je velmi rozpustný ve vodě a používá se při fotografování. Využívá se také v medicíně k léčbě revmatismu a hyperaktivních štítných žláz. Dusičnan draselný je bílá pevná látka používaná v zápalkách, výbušninách a ohňostrojích a používá se také k nakládání masa. Manganistan draselný se používá jako dezinfekční prostředek a germicid a jako oxidační činidlo při různých chemických reakcích. Uhličitan draselný se používá pro výrobu skla a měkkého mýdla. Síran draselný a chlorid draselný se používají k hnojení půdy. Draslík je také důležitý pro lidský organismus, je nezbytný pro správnou činnost kardiovaskulárního systému. (Peterson et al., 2007)

Draslík (K-40) je přírodní (primární) radionuklid s dlouhým poločasem rozpadu $1{,}25 \cdot 10^9$ roků. Radioaktivní rozpad K-40 probíhá beta přeměnou z 89 % na vápník Ca-40 a elektronovým záchytem z 11 % na argon Ar-40. Oba izotopy jsou stabilní, k dalšímu rozpadu dále nedochází. K-40 charakterizuje energie 1460 keV, která je dobře patrná ve všech spektrometrických měřeních přírodních vzorků. (Ullmann)



Obrázek 3 Radioaktivní rozpad draslíku K-40

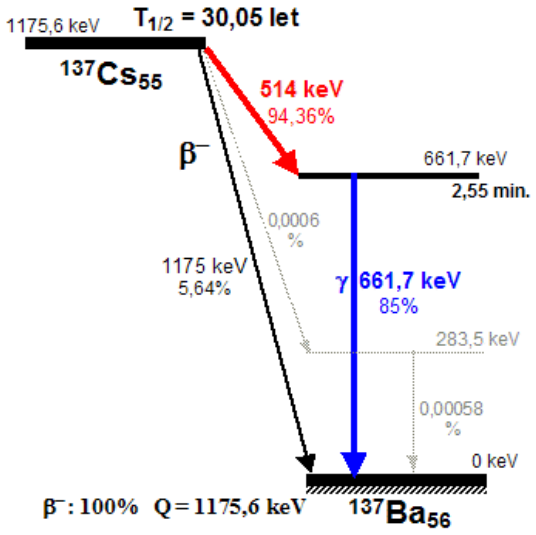
Zdroj: upraveno dle Ullmanna

1.3.2 Cesium

Lehký, měkký, stříbřitě nažloutlý prvek z řady alkalických kovů, který je snadno tavitelný a velmi reaktivní. V přírodě se vyskytuje pouze ve sloučeninách, a to poměrně vzácně. Přírodní zdroj poskytující největší množství cesia je vzácný minerál polucit. Americké rudy polucitu, nalezené v Maine a v Jižní Dakotě, obsahují asi 13 % oxidu cesného. (Peterson et al., 2007) Cesium se využívá v atomové a jaderné fyzice ve fotoelektrických součástkách jako fotonásobiče. Také našel využití ve velmi přesných tzv. atomových hodinách. Jediným stabilním izotopem cesia je Cs-133. (Ullmann)

Nejznámější a nejpoužívanější cesium je Cs-137. Jedná se o smíšený zářič (beta + gama) s jedinou energii záření gama 661,6 keV. Cs-137 má dlouhý poločas rozpadu 30,05 let. Přeměňuje se beta rozpadem na stabilní baryum Ba-137 (v 5,6 % na základní stav, 94,4 % na excitovanou hladinu 661,6 keV). Hladina 661,6 keV je metastabilní s poločasem rozpadu 2,55 minuty. Cs-137 se využívá jako etalon pro spektrometrii gama a k ozařování v radiooterapii, v defektoskopii a v dalších odvětvích. (Ullmann)

Vzniká při neutronovém štěpení uranu U-235 (popř. plutonia Pu-239) v jaderných reaktorech z primárního produktu jódu I-137 dvěma beta rozpady. (Ullmann)



Obrázek 4 Radioaktivní rozpad cesia Cs-137

Zdroj: upraveno dle Ullmanna

Radioaktivní cesium je přítomné v půdě po celém světě, převážně v důsledku radioaktivního spadu z testů jaderných zbraní v atmosféře. Také je přítomné jako kontaminant v určitých lokalitách v oblasti jaderných zařízeních. (Peterson et al., 2007)

Chování Cs-137 v životním prostředí

Všechny druhy štěpení uranu jsou zdrojem Cs-137. Důsledkem testů jaderných zbraní v atmosféře došlo k široké distribuci Cs-137 v biosféře. Nyní se vyskytuje v detekovatelných koncentracích, které se vyskytují v podstatě ve všech organismech, tím výrazně přispívá k ozáření lidského organismu. Přítomnost Cs-137 v atmosféře je způsobena radioaktivním spadem, který je kromě teritoriálních fluktuací podřízen i sezónním fluktuacím. (Jandl, Petr, 1988)

V půdě se Cs-137 chová v závislosti na řadě faktorech (pH, koncentrace půdních roztoků, humusu, množství mikroelementů atd.), které řídí transport Cs-137 vertikálně v půdě i transport z půdy do vegetace. Časová změna aktivity kontaminované plochy půdy se může lišit od časové závislosti aktivity spadu. Vertikální distribuce v půdě nejčastěji vykazuje exponenciální pokles s hloubkou. (Jandl, Petr, 1988)

Nejvíce Cs-137 se nachází v hloubkách 4 až 6 cm pod povrchem. V orných půdách dochází každoročně k transportování Cs-137 do větších hloubek, něž je pro Cs-137 typické. Při zemědělském využívání půdy dochází k přechodu Cs-137 do zemědělských plodin. (Danielová et al., 2001) V přírodních ekosystémech se jedná všeobecně o půdu s vysokým obsahem organických látek, kde se Cs-137 udržuje v dostupné formě pro přestup do kořenového systému. Obvykle se jedná o tenkou vrstvu půdy na žulovém podkladě, což znamená, že Cs-137 nemigruje do hloubky. Úbytek Cs-137 nastává pouze fyzikální přeměnou a přestupem Cs-137 do vegetace, která však zůstává v přírodním ekosystému. (SÚRO, 2012)

Koncentrace Cs-137 v rostlinách závisí na jeho koncentraci v půdě, na přímé kontaminaci rostlin spadem a na rychlosti příjmu kořenovým systémem rostlin. Tyto faktory jsou dále závislé na druhu a stáří rostliny. Při vnější kontaminaci rostliny dochází k průniku iontů Cs-137 do rostliny difuzí, kdy pak dochází k transportu rostlinou do kořenů a do půdy. (Jandl, Petr, 1988) Pokud dojde k zachycení a vstřebání listy, dojde ke kontaminaci plodiny a pastviny po dobu týdnů nebo měsíců (do sklizně), zatímco při příjmu z půdy prostřednictví kořenů může kontaminace trvat desetiletí. (Wright et al., 2003)

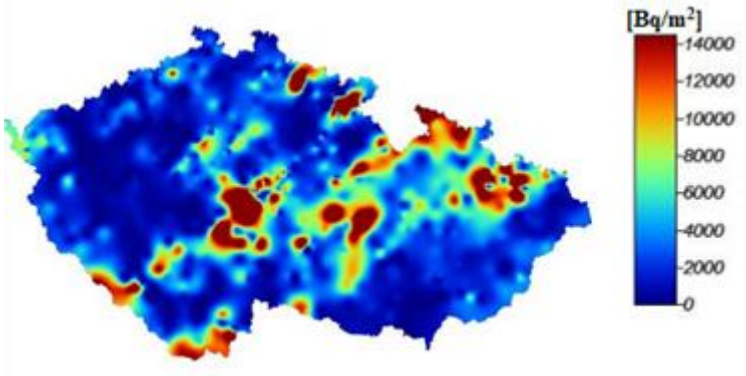
U chovných zvířat se Cs-137 ukládá ve svalovině, podobně jako u člověka. Méně dochází k akumulaci u přežvýkavců a nejméně u ovcí. Vysokou akumulací se vyznačují ryby. Také se velmi rychle po požití potravy objevuje Cs-137 v mléce laktujících zvířat (mléko kozy za 10 minut, mléko hovězího dobytka za 9 až 40 h). (Jandl, Petr, 1988)

Do lidského organismu se Cs-137 dostává potravou, pitnou vodou a inhalací. V organismu se lehce vstřebává v gastrointestinálním traktu. Krví je transportován do celého těla, kde postupně dochází k akumulaci ve svalstvu a měkkých tkáních. Cs-137 je chemickým analogem draslíku, zvýšením koncentrace draslíku lze snížit koncentraci Cs-137. V případě lidského organismu platí, že dochází k akumulaci Cs-137 ve svalech, pokud je strava chudá na draslík. Kromě svaloviny se také Cs-137 akumuluje v kostech. (Jandl, Petr, 1988) Cs-137 představuje vnější i vnitřní nebezpečí pro zdraví. Při vnitřním ozáření je tělo ohroženo gama i beta zářením. Hlavním zdravotním problém spojeným s Cs-137 je zvýšená pravděpodobnost vzniku nádorového onemocnění. (Peterson et al., 2007)

1.4 Kontaminace půdy Cs-137 v České republice

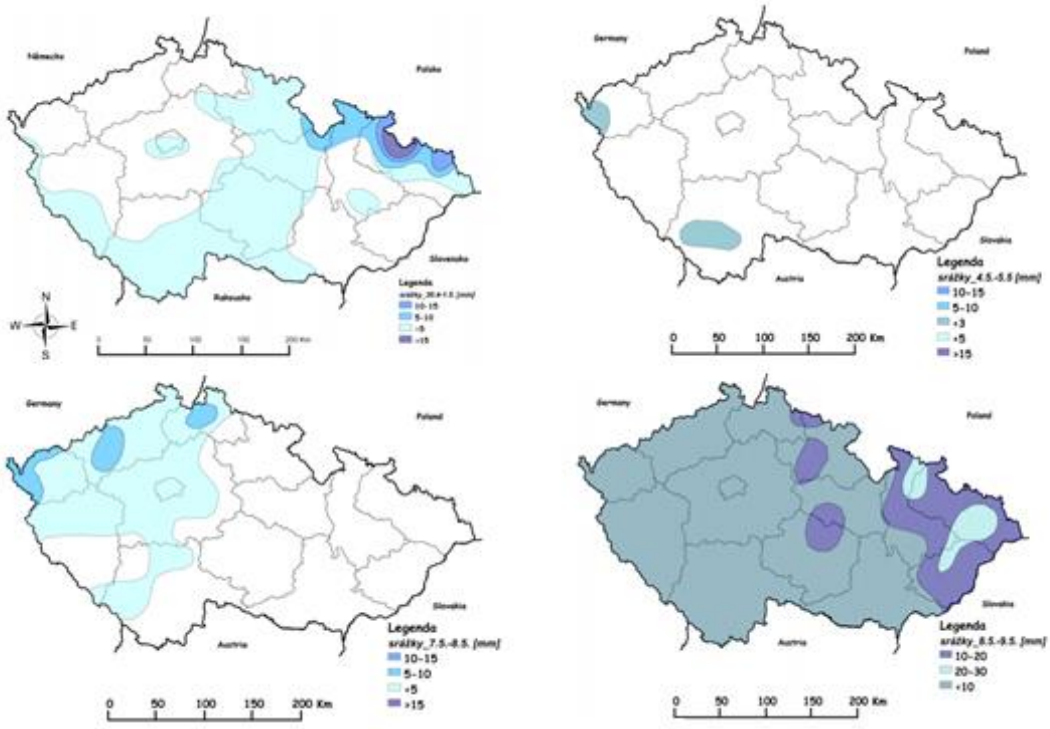
Životní prostředí v České republice obsahuje řadu umělých radionuklidů (např. Cs-137, Cs-134, Sr-90, H-3, C-14, I-131 atd.) Do životního prostředí se dostaly v minulosti ze zkoušek jaderných zbraní, z havárie v jaderné elektrárně v Černobylu a ve Fukušimě. (Gajdašová, 2013) V roce 1986 došlo v jaderné elektrárně v Černobylu k havárii. Tato událost odstartovala rozsáhlé monitorování složek životního prostředí, tedy i půdy. (Danielová et al., 2001) Byl proveden celostátní jednorázový odběr vzorků kontaminované půdy ve dnech 16. až 18. 6. 1986. Bylo odebráno přibližně 1300 vzorků půdy na území bývalé ČSSR. V ČR bylo odebráno celkem 900 vzorků půdy. Vzorky byly odebírány podle jednotné metodiky (nezastíněná místa keři, stromy nebo budovami, bez travního porostu, se sklonem menším než 3° a s půdou propustnou pro vodu). Odebírání vzorků proběhlo do hloubky 3 cm. Aritmetický průměr Cs-137 v České republice z naměřených hodnot měl hodnotu 6,5 kBq/m^2 a maximální nalezená hodnota byla 95 kBq/m^2. (SÚJB, SÚRO, 1995) Lze říct, že na území České republiky je rozložení aktivity Cs-137 asymetrické. Intenzita spadu, a tím způsobená kontaminace terénu, byla ovlivněna meteorologickými podmínky nad jednotlivými lokalitami v době průchodu kontaminované masy ovzduší. (Danielová et al., 2001)

Již v šedesátých letech bylo zjištěno, že Cs-137 a jiné radionuklidy se udržují v povrchové vrstvě půd v přírodních ekosystémech (SÚRO, 2012). V České republice byly zasaženy vyšším spadem z Černobylské havárie některé rozsáhlejší přírodní ekosystémy, protože v době přechodu kontaminované masy ovzduší přes dané území došlo k padání srážek. Nejvíce byly zasaženy oblasti Jeseníků a Šumavy. Při prvním celostátním průzkumu nebylo možné provést dostatečný průzkum půdy na Šumavě, protože se dříve jednalo o hraniční pásmo. V 90. letech bylo provedeno mapování, které bylo doplněno leteckým i pozemním monitorováním, a tím byla zjištěna místa, která měla plošnou aktivitu rovnou zatím nejvyšším hodnotám na Opavsku, jednalo se o lokalitu Prášily v NP Šumava. (SÚRO, 2012)



Obrázek 5 Plošná kontaminace České republiky Cs-137 po havárii JE Černobylu v roce 1986

Zdroj: upraveno dle Rulíka, Helebranta (2011)



Obrázek 6 Dešťové srážky na území ČR v době průchodu kontaminovaného mraku po havárii v JE Černobyl v období od 30. 4. do 9. 5. 1986.

Zdroj: Rulík, Helebrant (2011)

1.5 Detekce ionizujícího záření

Základní jednotkou detekčního systému je detektor ionizujícího zářením, který určuje charakteristiky měřícího procesu. Výchozím bodem pro danou detekční metodu je interakce ionizujícího záření s materiálem detektoru. Podle druhu ionizujícího záření a materiálu detektoru jsou k dispozici různé druhy výstupního měřitelného signálu (elektrický náboj, proud, scintilace, chemické a fyzikální změny). Detekce ionizujího záření v životním prostředí je specifická především vzhledem k obvykle velmi nízké úrovni radioaktivity, a tím i nízké úrovni měřitelného signálu. Tím vyplývá požadavek na vysokou citlivost detekční metody. (Jandl, Petr, 1988)

1.5.1 Polovodičová spektrometrie gama (polovodičový detektor)

Princip detekce záření polovodičovými detektory spočívá na vlastnostech polovodičových materiálů. Detektor je tvořen nejčastěji germaniem a křemíkem. Tyto materiály se stanou vodivé pouze v případě, kdy elektrony z valenčního pásu jsou energeticky vybuzeny do pásu vodivostního. Zde se mohou elektrony stát zápornými nosiči elektrického náboje. Podobně jako tzv. díry, které jsou kladně nabité nosiče elektrického náboje, vznikly absencí vybuzeného elektronu ve valenčním pásu. (Matzner 2004; Blažková, 2003) Pohyb elektronu a díry se musí uskutečnit ve stejný čas. Na jednu stranu se vždy pohybuje záporný elektron, na druhou stranu kladná díra. (Kekule, 2014)

Polovodičové detektory jsou obvykle vyrobeny z monokrystalů germania, někdy i se stopovým množstvím lithia, nebo s verzí superčistého germania HPGe (High Purity) nebo křemíku. Detektor má strukturu podobnou polovodičové diodě. Koaxiálním provedením detektoru je jednou elektrodou vnitřní plocha krystalického materiálu typu P, která je ochuzena o elektrony a druhou elektrodou je vnější plocha, která je vodivostně typu N. (Matzner, 2004; Ullmann)

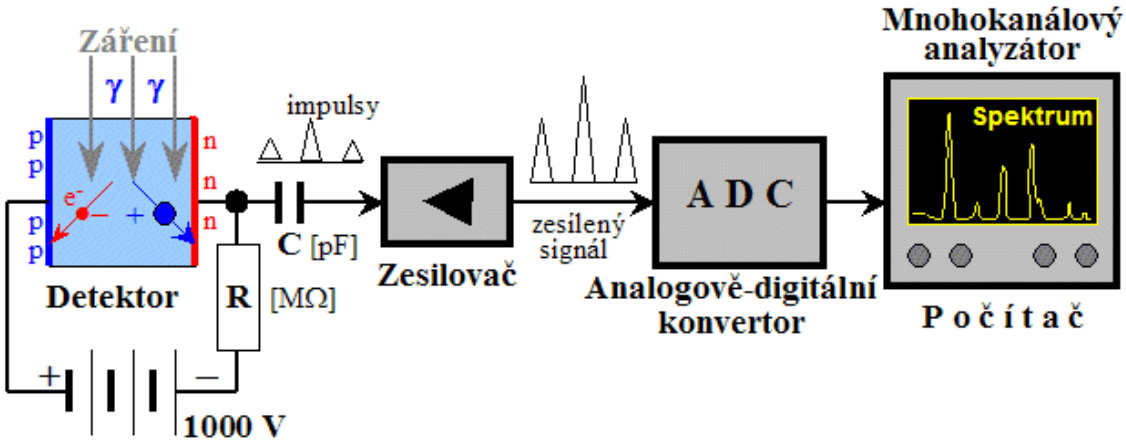
Pro správnou funkci je potřeba chlazení celého detektoru na teplotu kapalného dusíku (77 °K = -196 °C), aby se zamezilo uvolnění elektronu v důsledku přijaté tepelné energie. Vnější zdroj poskytuje vysoké napětí, které zajišťuje na elektrodách spád řádově několik kV. Některé polovodičové detektory se chladí za použití kapalného dusíku, některé elektrickým chladícím systémem a některé už dnes pracují při pokojové teplotě. (Matzner, 2004; Ullmann)

Energie fotonu gama absorbovaná v citlivé části detektoru vytváří nosiče kladného a záporného elektrického náboje, které v důsledku potencionálního spádu vytváří na elektrodách opačný náboj, ten je pak přeměněn na napěťový impulz. Čím má absorbovaný foton větší energii, tím se uvolní více nosičů náboje a vznikne impulz o vyšším napětí (amplitudě). Počet absorbovaných fotonů za jednotku času je úměrný počtu zaznamenaných impulzů za jednotku času. Z toho vyplívá, že amplituda detekovatelných impulzů je přímo úměrná počtu fotonů emitovaných zdrojem. (Matzner, 2004)

Energie gama charakterizuje konkrétní radionuklid a intenzita záření jistým způsobem svědčí o koncentraci radionuklidu. Polovodičový spektrometr umožňuje kvalitativní, a i kvantitativní analýzu radionuklidů emitující záření gama. (Matoušek et al., 2008)

V laboratorních podmínkách je potřeba detektor umístit do stínění, které snižuje odezvu detektoru na fotony gama, které se nacházejí v okolí detektoru. Stínění je obvykle vyrobeno ze železa nebo olova. (Matzner, 2004)

Přenosný typ lze využívat také k načítání spekter na otevřeném terénu pro detailní monitorování terénu nebo kontaminovaných předmětů. Takové měření označujeme jako in-situ spektrometrie gama. (Matoušek et al., 2008)



Obrázek 7 Schéma polovodičového spektrometru gama

Zdroj: Ullmann

2 CÍL PRÁCE A VÝZKUMNÁ OTÁZKA

2.1 Cíl práce

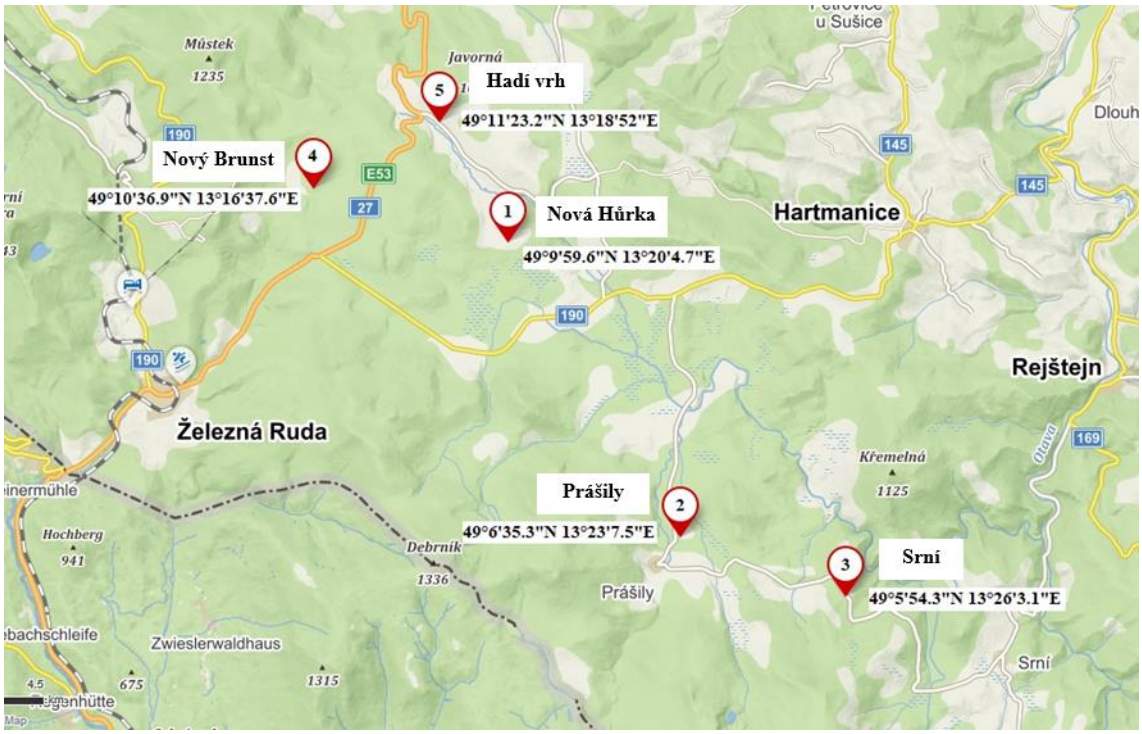
Porovnání výsledků z in-situ spektrometrie a laboratorního stanovení plošné aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích v neobdělávaných půdách.

2.2 Výzkumná otázka

Jsou výsledky z in-situ měření plošné aktivity Cs-137 v neobdělávaných půdách srovnatelné s výsledky z laboratorního měření odebraných vzorků půd?

3 METODIKA

Před započetím výzkumu byla provedena rešerše literárních, zahraničních odborných článků a elektronických zdrojů, které mají souvislost s problematikou výzkumu. Cílem výzkumné části diplomové práce bylo porovnat výsledky z in-situ spektrometrie a laboratorního stanovení plošné aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích v neobdělávaných půdách. Na území České republiky došlo k nerovnoměrnému radioaktivnímu spadu v důsledku testování jaderných zbraní v atmosféře a havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Radioaktivním spadem z Černobylské havárie došlo k významné kontaminaci lokality Šumava na území České republiky radionuklidem Cs-137. Vzhledem k následkům havárie, byl NP Šumava zajímavým místem pro provedení výzkumu, protože zde byla vysoká pravděpodobnost přítomnosti radionuklidu Cs-137. Na základě těchto skutečností jsem provedl monitorování obsahu Cs-137 v půdě v NP Šumava a v jeho přilehlých oblastech na území Plzeňského kraje. Celkem bylo provedeno pět spektrometrických měření v pěti lokalitách. V každé této lokalitě bylo odebráno a zpracováno pět vzorků půdy. Jednalo se o lokality Nová Hůrka, Prášily, Srní, Nový Brunst a Hadí vrh. Měření probíhalo ve dnech 30. a 31. října 2018.



Obrázek 8 Mapa lokalit měření a odběrů vzorků

Zdroj: upraveno dle mapy.cz

Před uskutečněním terénní práce v NP Šumava byla oslovena Správa NP Šumava, která ochotně poskytla potřebné informace a umožnila vstup na místa, která nejsou běžně přístupná automobilům. Místa měření byla vybrána na základě informací od Státního ústavu pro radiační ochranu, který prováděl monitorování radionuklidů na tomto území. Také toto území bylo vybráno na základě postupu radioaktivního mraku z období, kdy došlo k havárii na jaderném zařízení v Černobylu. Spektrometrické měření se uskutečnilo pomocí přístrojového vybavení Školicího střediska a laboratoře HZS ČR v Třemošné, které mi bylo umožněno v rámci výzkumu použít. Také díky SÚJB v Českých Budějovicích bylo možné změřit vzorky půdy, které byly na místech měření odebrány.

3.1 Spektrometrické měření metodou in-situ

Pro spektrometrické měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama Falcon 5000 bylo vybráno vhodné místo. Místo bylo nezastíněné stromy, keři nebo budovami, jednalo se o travnatý povrch na rovině nebo s mírným svahem, půda v místě měření byla propustná pro vodu, nebyla písčitá. Jednalo se o zemědělsky neobdělávanou půdu. Přístroj byl usazen do stojanu ve vzdálenosti 1 metr nad terénem. Před měřením bylo provedeno měření dávkového příkonu ve výšce 1 metr nad terénem a geografických souřadnic místa měření. Měření probíhalo po dobu 1 hodiny. Po změření bylo spektrum uloženo do paměti notebooku pro následné vyhodnocení. Analýza spektra byla provedena pomocí softwaru Genie 2000 v podmínkách laboratoře. Výstupem z měření a analýzy byla plošná aktivita Cs-137 a K-40 v Bq/m^2. Po měření in-situ byl proveden odběr vzorku půdy v místě měření.

Falcon 5000

Přenosný elektricky chlazený HPGe spektrometr, který provádí radiační sledování, identifikaci a kvantifikaci radionuklidů. Využívá vysoce čistý germaniový detektor s chlazením pulsní trubice s ultranízkým šumem a sofistikovaným spektrometrickým algoritmem, který poskytuje nejvyšší přesnost identifikace radionuklidů.

Poskytuje čtyři režimy provozu:

- měření dávky a četností,
- vyhledávání radioaktivních materiálu nebo radiačně „horkých“ míst,
- identifikace radionuklidů s měřením aktivity,
- nabírání a analýza spektra.

Součástí přístroje je software Genie 2000 pro spektroskopii a gama analýzu. (Uživatelský manuál Falcon 5000)

Přístroj Falcon 5000 je využíván v laboratořích Hasičského záchranného sboru ČR pro výjezdovou činnost. Pro měření byl použitý Falcon 5000 z laboratoře HZS ČR v Třemošné, který je ověřeným měřidlem dle ČMI.

Obrázek 9 Gamaspektrometr Falcon 5000

Zdroj: vlastní výzkum

3.1.1 Záznamy spektrometrického měření

Lokalita, na které probíhalo měření a odběr vzorku půdy, byla pojmenována dle nejbližšího bodu na mapě, jedná se především o názvy nejbližších obcí nebo geografických bodů v mapách. V místě měření byly zjištěny GPS souřadnice a také byla zjištěna nadmořská výška pomocí GPS navigace firmy Garmin verze Dakota 10. Pro lepší znázornění místa měření byla pořízena fotodokumentace pomocí mobilního fotoaparátu.

Lokalita měření: Nová Hůrka
Datum: 30. 10. 2018
GPS souřadnice:
49°09´59.6´´ N
13°20´04.7´´ E
Nadmořská výška: 927 m. n. m
Dávkový příkon: 0,20 µSv/h

Obrázek 10 Nová Hůrka

Zdroj: vlastní výzkum

Lokalita měření: Prášily
Datum: 30. 10. 2018
GPS souřadnice:
49°06´35.3´´ N
13°23´07.5´´ E
Nadmořská výška: 876 m. n. m
Dávkový příkon: 0,28 µSv/h

Obrázek 11 Prášily

Zdroj: vlastní výzkum

Lokalita měření: Srní

Datum: 30. 10. 2018

GPS souřadnice:

49°05´54.3´´ N

13°26´03.1´´ E

Nadmořská výška: 907 m. n. m

Dávkový příkon: 0,27 µSv/h

Obrázek 12 Srní

Zdroj: vlastní výzkum

Lokalita měření: Nový Brunst

Datum: 31. 10. 2018

GPS souřadnice:

49°10´36.9´´ N

13°16´37.6´´ E

Nadmořská výška: 975 m. n. m

Dávkový příkon: 0,20 µSv/h

Obrázek 13 Nový Brunst

Zdroj: vlastní výzkum

Lokalita měření: Hadí vrh

Datum: 31. 10. 2018

GPS souřadnice:

49°11´23.2´´ N

13°18´52.0´´ E

Nadmořská výška: 937 m. n. m

Dávkový příkon: 0,15 µSv/h

Obrázek 14 Hadí vrh

Zdroj: vlastní výzkum

3.2 Odběr a úprava vzorků půdy

Celkem bylo odebráno pět vzorků půdy dle stejné metodiky na každém místě. Pro odběr bylo použito odběrové zařízení o ploše 0,04 m^2, které bylo pomocí palice zapuštěno do hloubky 5 cm. Následně bylo odběrové zařízení vyjmuto a pomocí lopaty byl vzorek odebrán do polypropylenového sáčku. Každý z odebraných vzorků byl pečli vě popsán.

Obrázek 15 Odběru vzorku půdy

Zdroj: vlastní výzkum

Jednotlivé vzorky půdy byly odebrány po měření in-situ v místě, kde byl ustaven spektrometr. Po příjezdu do laboratoře byly vzorky na vahách zváženy a hmotnost byla zaznamenána. Po dobu jednoho měsíce byly vzorky uloženy na plastové misce, kde při laboratorní teplotě 20 °C došlo k jejich samovolnému vysušení.

Tabulka 1 Váhy vzorků před vysušením

Lokalita	*Hmotnost [kg]*
Nová Hůrka	2,360
Prášily	1,885
Srní	2,065
Nový Brunst	1,705
Hadí vrch	2,090

Zdroj: vlastní výzkum

Po vysušení byly jednotlivé vzorky upraveny, aby mohlo dojít k jejich měření na polovodičovém spektrometru gama. U každého ze vzorků byla provedena jeho homogenizace. Došlo k odstranění kořínků rostlin, travnaté části a kamenů.

Obrázek 16 Úprava a homogenizace vzorků půd

Zdroj: vlastní výzkum

Před plněním Marinelliho nádob, ve kterých byl vzorek měřen, bylo provedeno zvážení upraveného vysušeného vzorku. Tím se získaly váhy vzorků z celé odebrané půdy (0,04 m^2), kdy dané hmotnosti posloužily k dalšímu postupu při vyhodnocení výsledků.

Tabulka 2 Hmotnost vzorků půdy po vysušení a homogenizaci

Lokalita	*Hmotnost [kg]*
Nová Hůrka	0,925
Prášily	0,785
Srní	0,850
Nový Brunst	0,725
Hadí vrch	0,890

Zdroj: vlastní výzkum

Po zvážení vzorků se jednotlivé vzorky půd umístily do Marinelliho nádob, které byly určeny pro měření. Nádoby byly naplněny po okraj. Došlo k zvážení jednotlivých vzorků a hodnoty vah byly zaznamenány. Jelikož nebylo možné do nádoby pro měření uložit celé množství vzorku půdy (0,04 m^2), tak bylo potřeba upravit plochu odběru vůči hmotnosti vzorku, který byl měřen.

Tabulka 3 Hmotnost a plocha vzorků půdy měřených na spektrometru gama

Lokalita	*Hmotnost [kg]*	*Plocha [m^2]*
Nová Hůrka	0,408	0,0176
Prášily	0,407	0,0207
Srní	0,406	0,0191
Nový Brunst	0,410	0,0226
Hadí vrch	0,406	0,0183

Zdroj: vlastní výzkum

3.3 Měření vzorků půdy

Odebrané vzorky půdy z jednotlivých lokalit byly změřeny na Regionálním centru Státního úřadu pro jadernou bezpečnost v Českých Budějovicích. Měření bylo uskutečněno na polovodičovém spektrometru gama, který byl umístěn v kobce. Připravené vzorky půdy byly vloženy do Marinelliho nádoby a po dobu 24 hodin byly měřeny. Měření probíhalo za podmínek, že Marinelliho nádoba byla umístěna na detektoru. Získaná spektra z měření byla vyhodnocena pomocí softwaru GAMWIN. Výstupem z měření a analýzy byla plošná aktivita Cs-137 a K-40 v Bq/m^2 v daném vzorku.

Obrázek 17 Marinelliho nádoba

Zdroj: vlastní výzkum

4 VÝSLEDKY

V této kapitole se seznámíme s výsledky plošné aktivity K-40 a Cs-137 spektrometrickým měřením metodou in-situ a stanovením plošné aktivity ve vzorcích půdy v laboratoři pomocí polovodičového spektrometru gama.

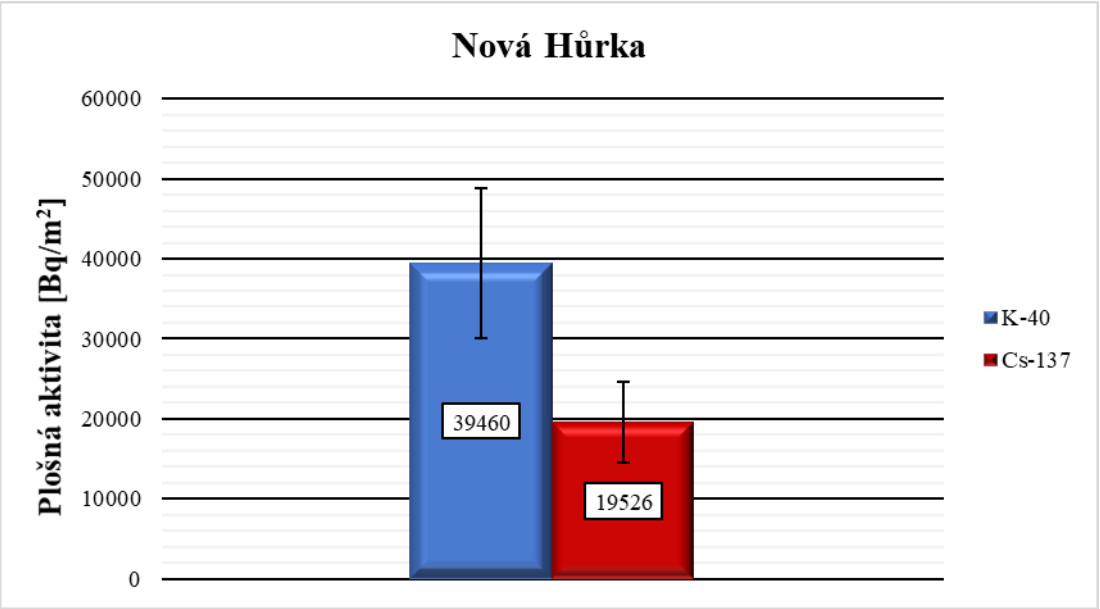
4.1 Výsledky ze spektrometrického měření metodou in-situ

Jedna z částí výzkumu je provedení spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama. Měření metodou in-situ bylo provedeno v pěti lokalitách NP Šumava. Tabulka a grafické znázornění usnadní orientaci ve výsledcích plošné aktivity K-40 a Cs-137 v jednotlivých lokalitách.

Tabulka 4 Plošná aktivita K-40 a Cs-137 v jednotlivých lokalitách

	Plošná aktivita	
Lokalita	**K-40**	**Cs-137**
Nová Hůrka	39460 ± 9374 Bq/m^2	19526 ± 5025 Bq/m^2
Prášily	30875 ± 6215 Bq/m^2	5575 ± 1263 Bq/m^2
Srní	41019 ± 8143 Bq/m^2	7005 ± 1546 Bq/m^2
Nový Brunst	29830 ± 6006 Bq/m^2	10039 ± 2202 Bq/m^2
Hadí vrh	42850 ± 8484 Bq/m^2	5398 ± 1069 Bq/m^2

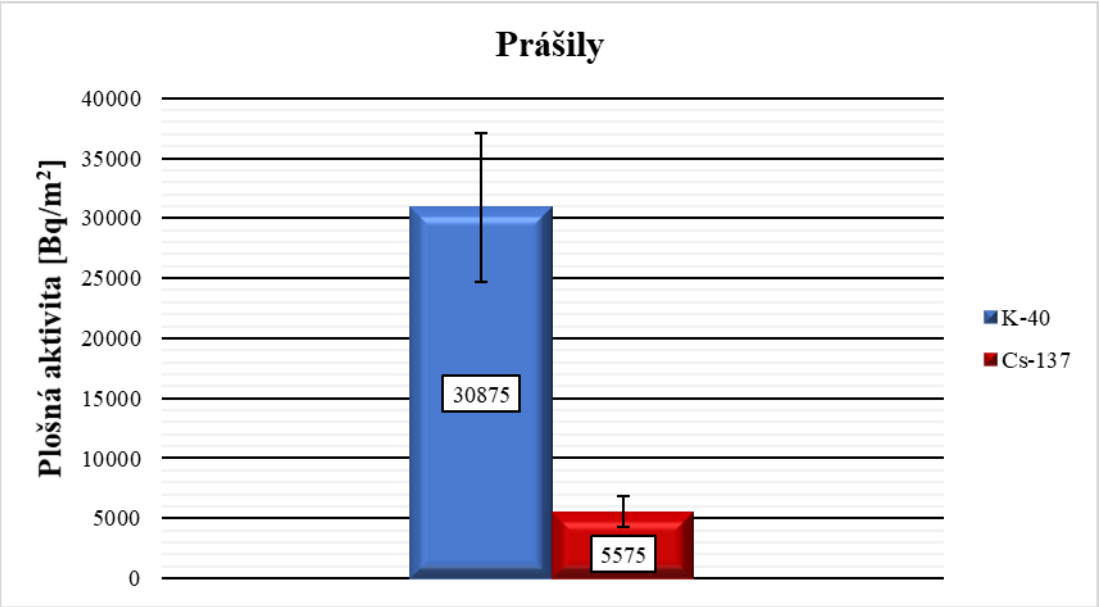
Zdroj: vlastní výzkum



Obrázek 18 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Nová Hůrka

Zdroj: vlastní výzkum

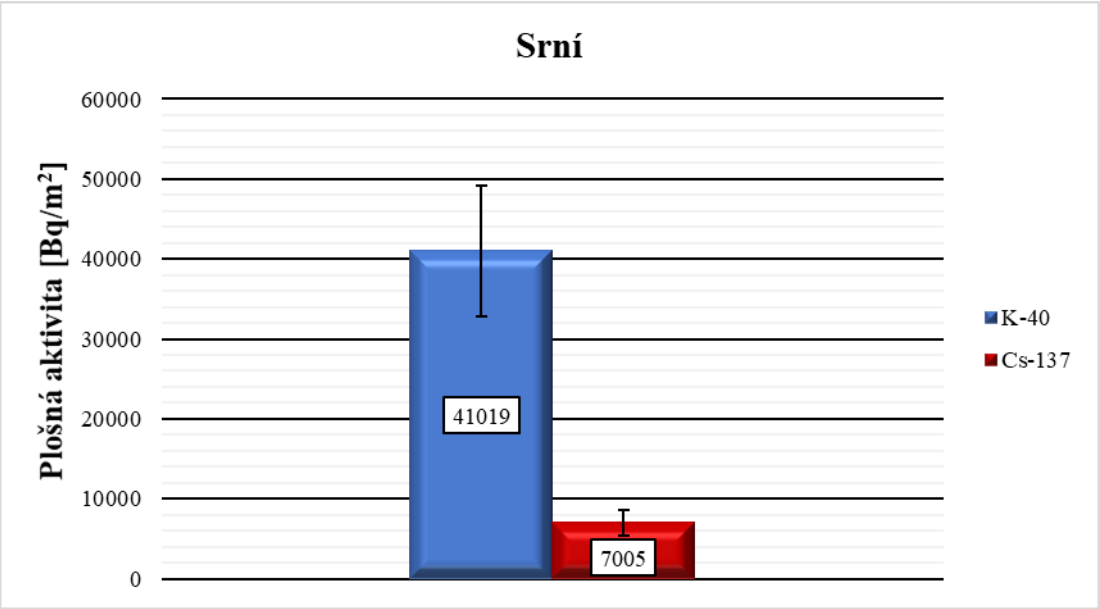
Obrázek 18 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v lokalitě Nová Hůrka. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 39460 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 19526 Bq/m^2.



Obrázek 19 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Prášily

Zdroj: vlastní výzkum

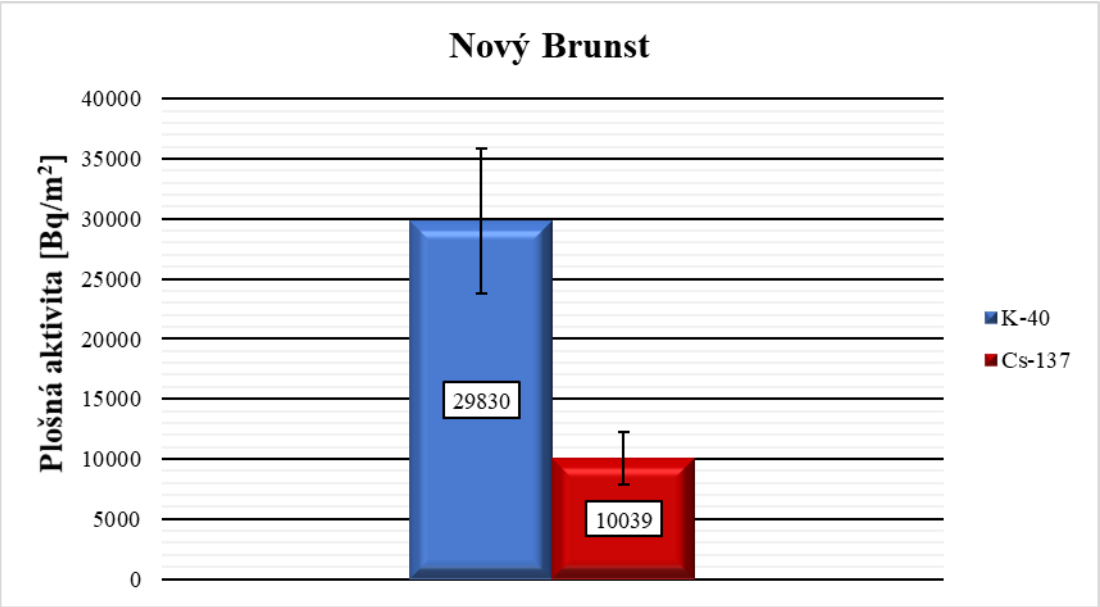
Obrázek 19 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v lokalitě Prášily. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 30875 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 5575 Bq/m^2.



Obrázek 20 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Srní

Zdroj: vlastní výzkum

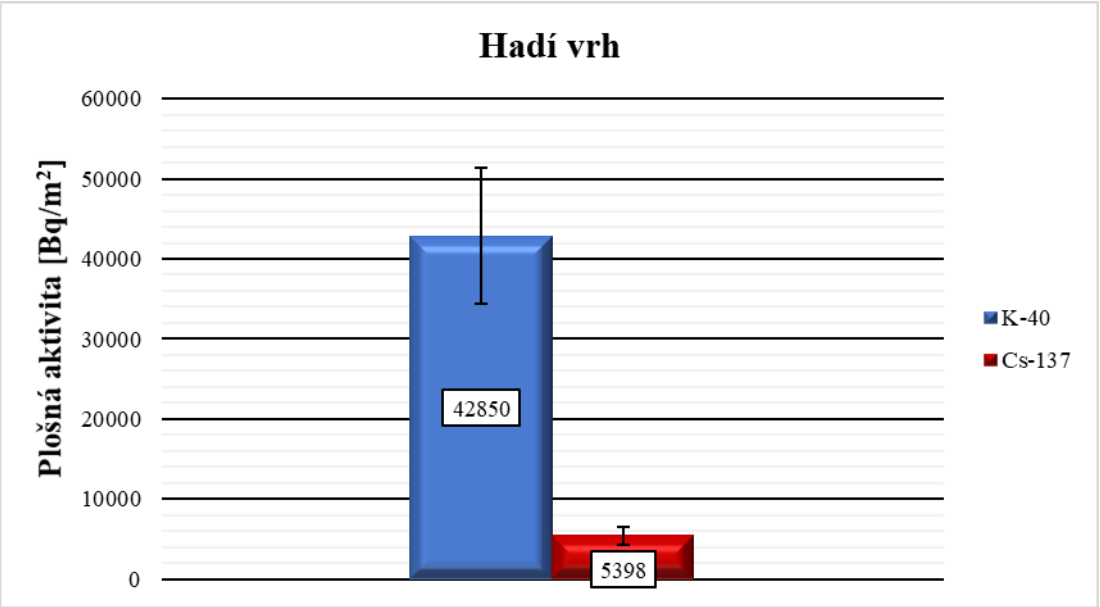
Obrázek 20 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v lokalitě Srní. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 41019 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 7005 Bq/m^2.



Obrázek 21 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Nový Brunst

Zdroj: vlastní výzkum

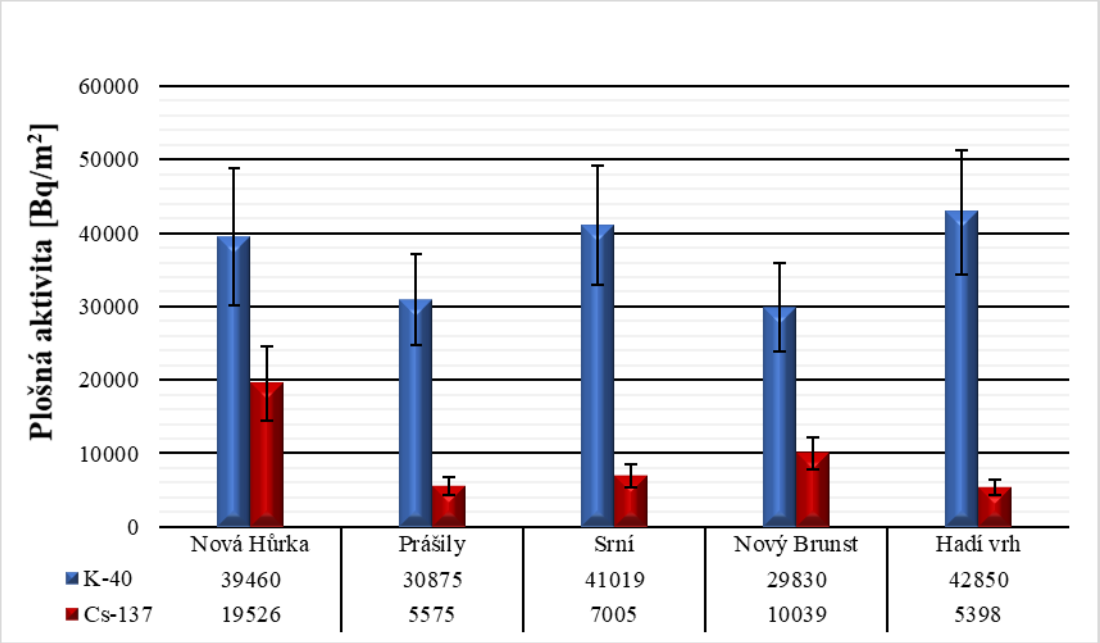
Obrázek 21 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v lokalitě Nový Brunst. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 29830 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 10039 Bq/m^2.



Obrázek 22 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Hadí vrh

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 22 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v lokalitě Hadí vrh. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 42850 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 5398 Bq/m^2.



Obrázek 23 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v oblasti NP Šumava

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 23 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ pomocí polovodičového spektrometru gama v oblasti NP Šumava. V lokalitě Nová Hůrka plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 39460 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 19526 Bq/m^2. V lokalitě Prášily plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 30875 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 5575 Bq/m^2. V lokalitě Srní plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 41019 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 7005 Bq/m^2. V lokalitě Nový Brunst plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 29830 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 10039 Bq/m^2. V lokalitě Hadí vrh plošná K-40 nabývá hodnoty 42850 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 5398 Bq/m^2. Nejvyšší hodnota plošné aktivity K-40 byla zaznamenána v lokalitě Hadí vrh a nejnižší hodnota v lokalitě Nový Brunst. Nejvyšší hodnota plošné aktivity Cs-137 byla zaznamenána v lokalitě Nová Hůrka a nejnižší hodnota v lokalitě Hadí vrh.

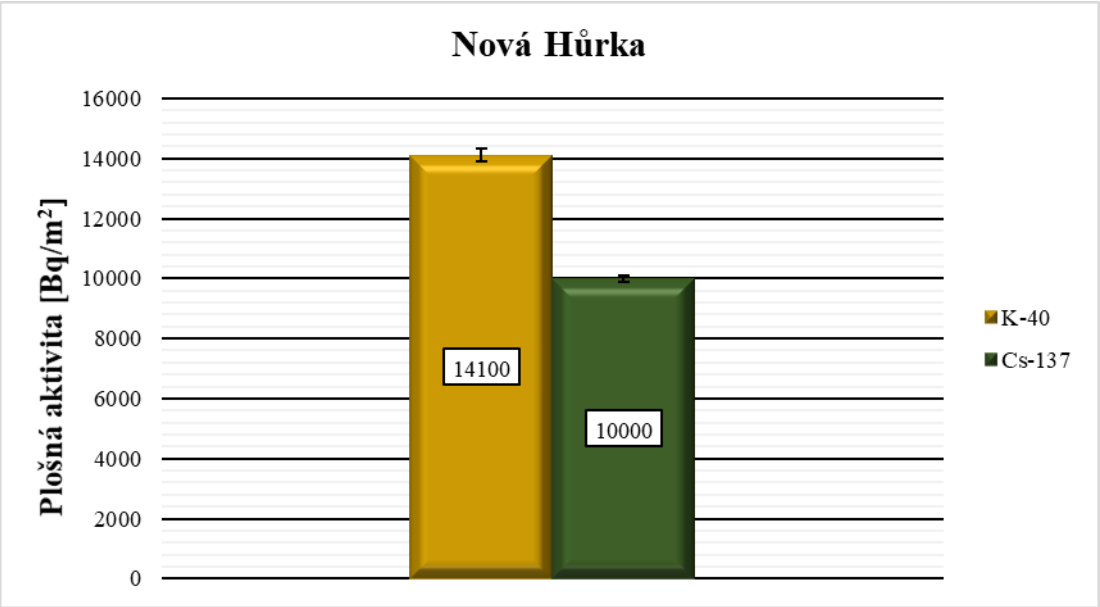
4.2 Výsledky ze spektrometrického měření vzorků půdy v laboratoři

Druhou částí výzkumu je provedení spektrometrického měření vzorků půdy pomocí polovodičového spektrometru gama. Bylo provedeno měření pěti vzorků půdy z pěti lokalit NP Šumava. Tabulka a grafické znázornění usnadní orientaci ve výsledcích plošné aktivity K-40 a Cs-137 v jednotlivých lokalitách.

Tabulka 5 Plošná aktivita K-40 a Cs-137 ve vzorcích půdy v jednotlivých lokalitách

	Plošná aktivita	
Lokalita	**K-40**	**Cs-137**
Nová Hůrka	14100 ± 214 Bq/m^2	10000 ± 119 Bq/m^2
Prášily	10800 ± 153 Bq/m^2	2650 ± 31,4 Bq/m^2
Srní	12200 ± 180 Bq/m^2	3820 ± 49,4 Bq/m^2
Nový Brunst	7370 ± 99,2 Bq/m^2	3600 ± 39,5 Bq/m^2
Hadí vrh	12500 ± 215 Bq/m^2	2060 ± 28,8 Bq/m^2

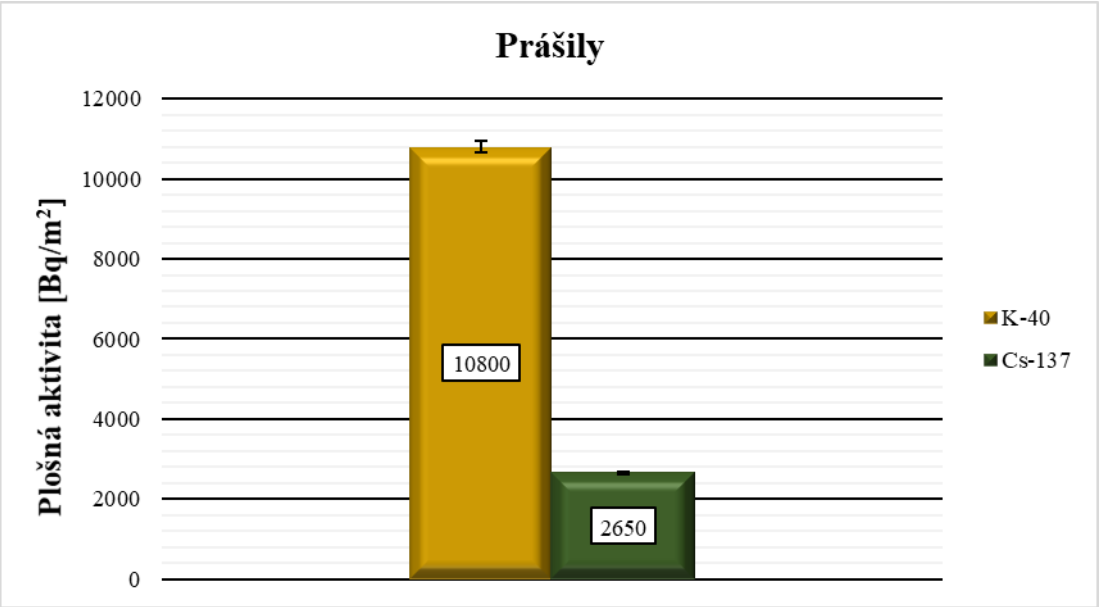
Zdroj: vlastní výzkum



Obrázek 24 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nová Hůrka

Zdroj: vlastní výzkum

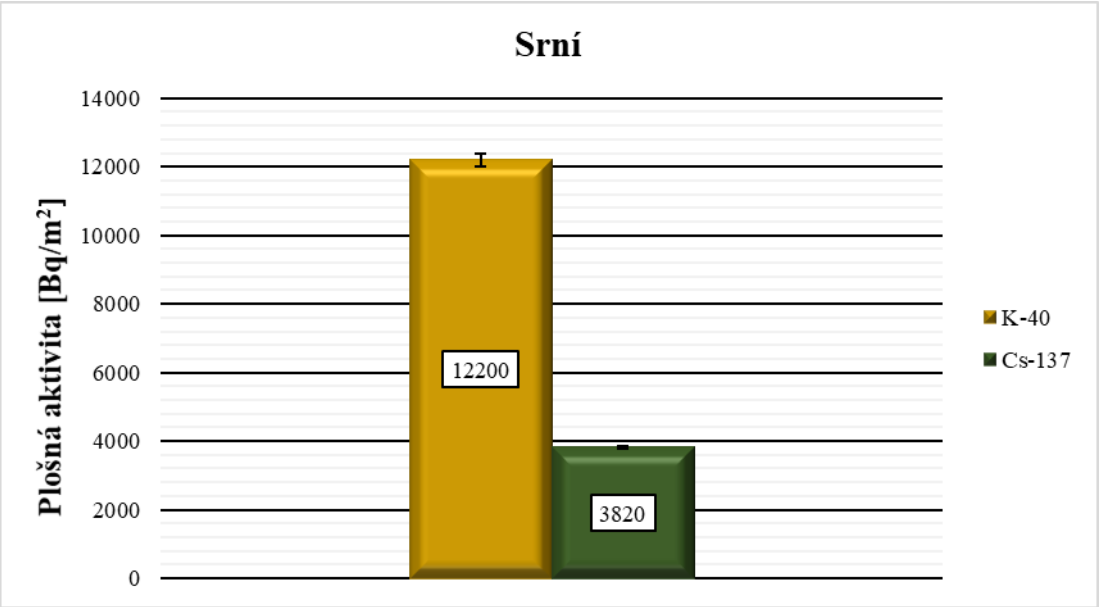
Obrázek 24 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorku půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z lokality Nová Hůrka. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 14100 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 10000 Bq/m^2.



Obrázek 25 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Prášily

Zdroj: vlastní výzkum

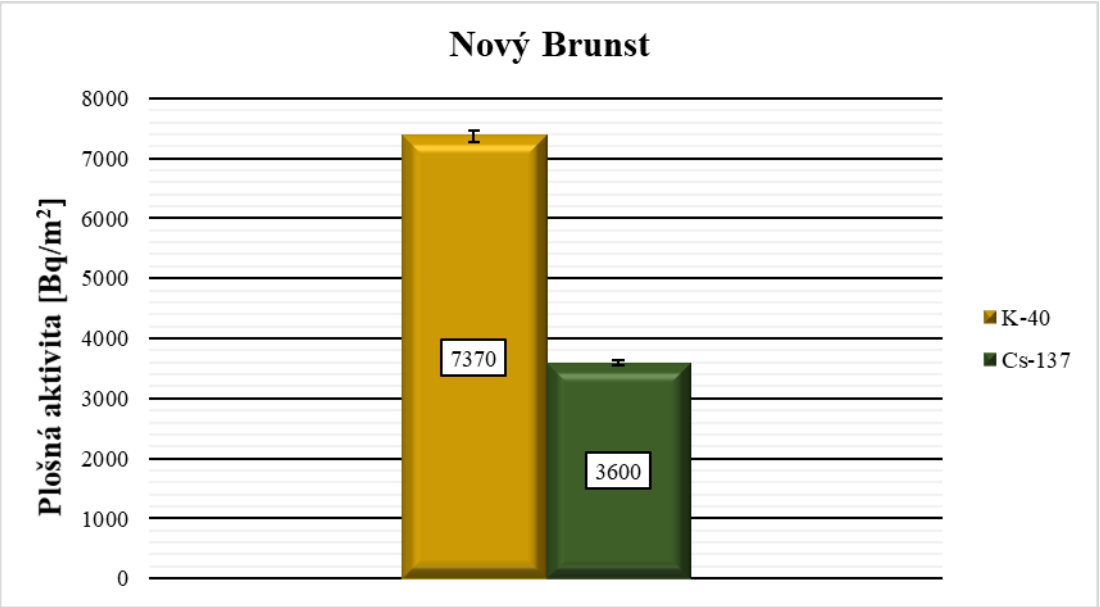
Obrázek 25 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorku půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z lokality Prášily. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 10800 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 2650 Bq/m^2.



Obrázek 26 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nová Hůrka

Zdroj: vlastní výzkum

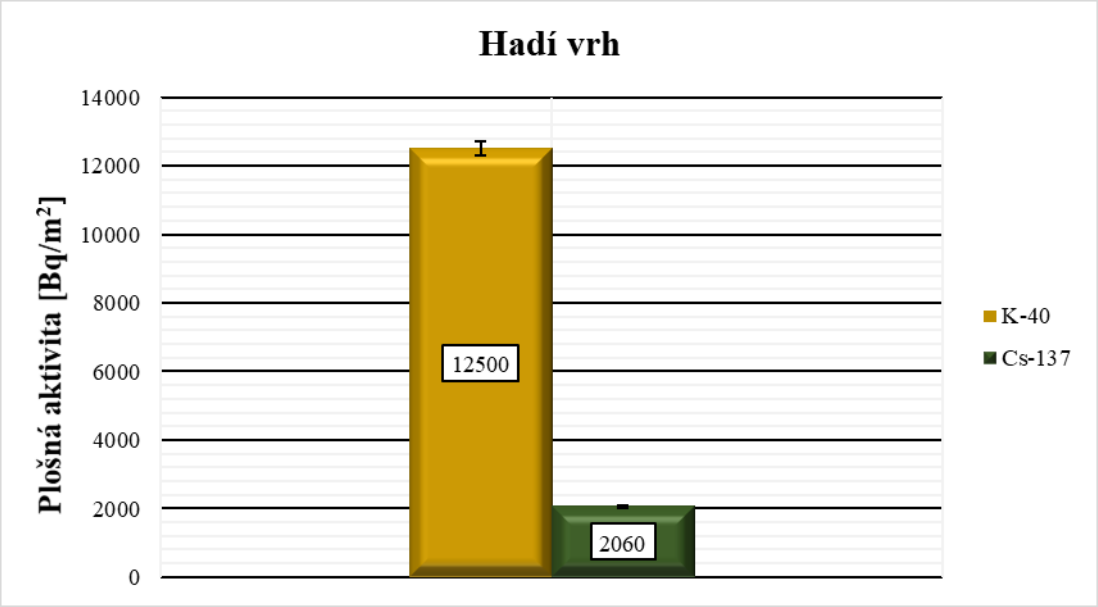
Obrázek 26 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorku půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z lokality Srní. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 12200 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 3820 Bq/m^2.



Obrázek 27 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nový Brunst

Zdroj: vlastní výzkum

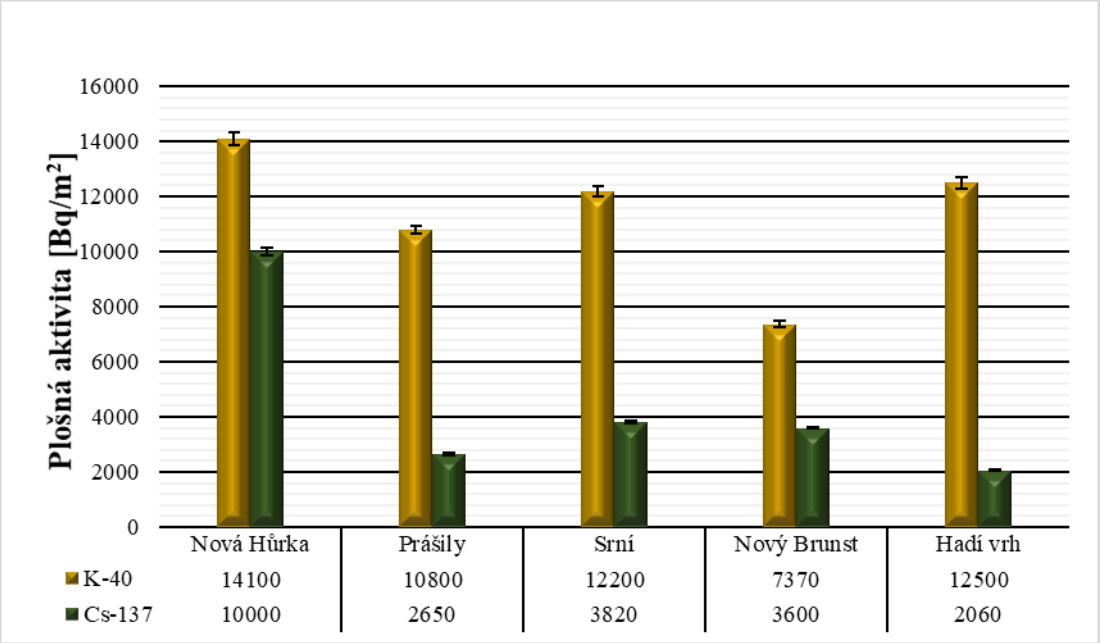
Obrázek 27 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorku půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z lokality Nový Brunst. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 7370 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 3600 Bq/m^2.



Obrázek 28 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Hadí vrh

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 28 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorku půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z lokality Hadí vrh. Plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 12500 Bq/m^2. Plošná aktivita Cs-137 nabývá hodnoty 2060 Bq/m^2.



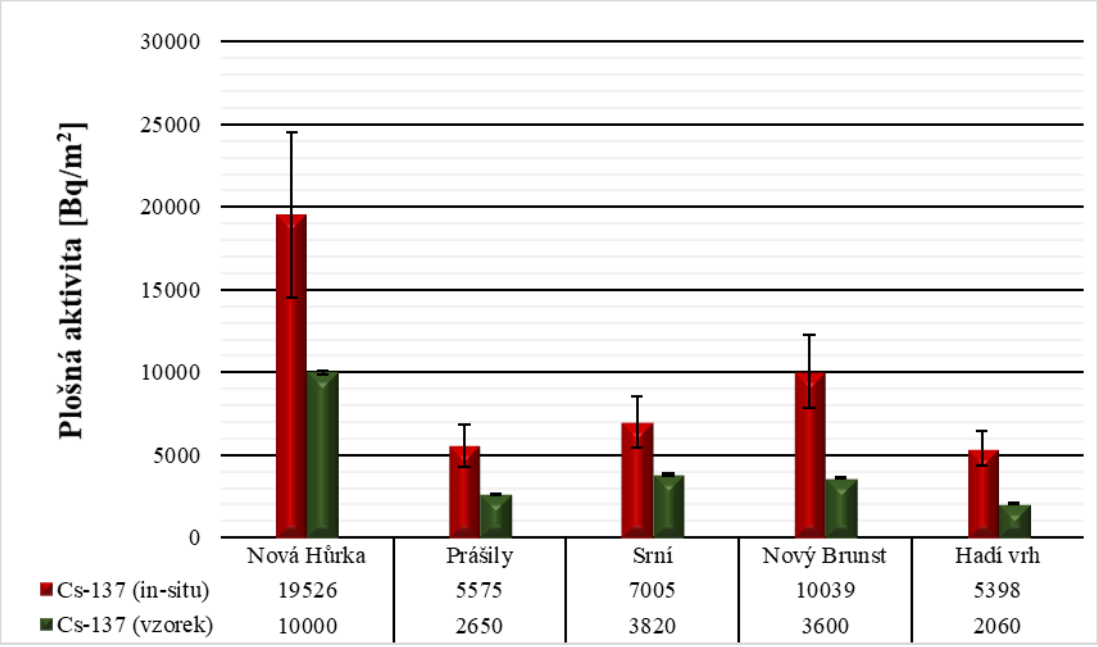
Obrázek 29 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorcích půdy v oblasti NP Šumava

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 29 znázorňuje výsledky spektrometrického měření vzorků půdy pomocí polovodičového spektrometru gama v oblasti NP Šumava. V lokalitě Nová Hůrka plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 14100 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 10000 Bq/m^2. V lokalitě Prášily plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 10800 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 2650 Bq/m^2. V lokalitě Srní plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 12200 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 3820 Bq/m^2. V lokalitě Nový Brunst plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 7370 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 3600 Bq/m^2. V lokalitě Hadí vrh plošná aktivita K-40 nabývá hodnoty 12500 Bq/m^2 a Cs-137 hodnoty 2060 Bq/m^2. Nejvyšší hodnota plošné aktivity K-40 byla zaznamenána v lokalitě Nová Hůrka a nejnižší hodnota v lokalitě Nový Brunst. Nejvyšší hodnota plošné aktivity Cs-137 byla zaznamenána v lokalitě Nová Hůrka a nejnižší hodnota v lokalitě Hadí vrh.

4.3 Výsledky ze spektrometrického měření metodou in-situ a vzorků půdy v laboratoři

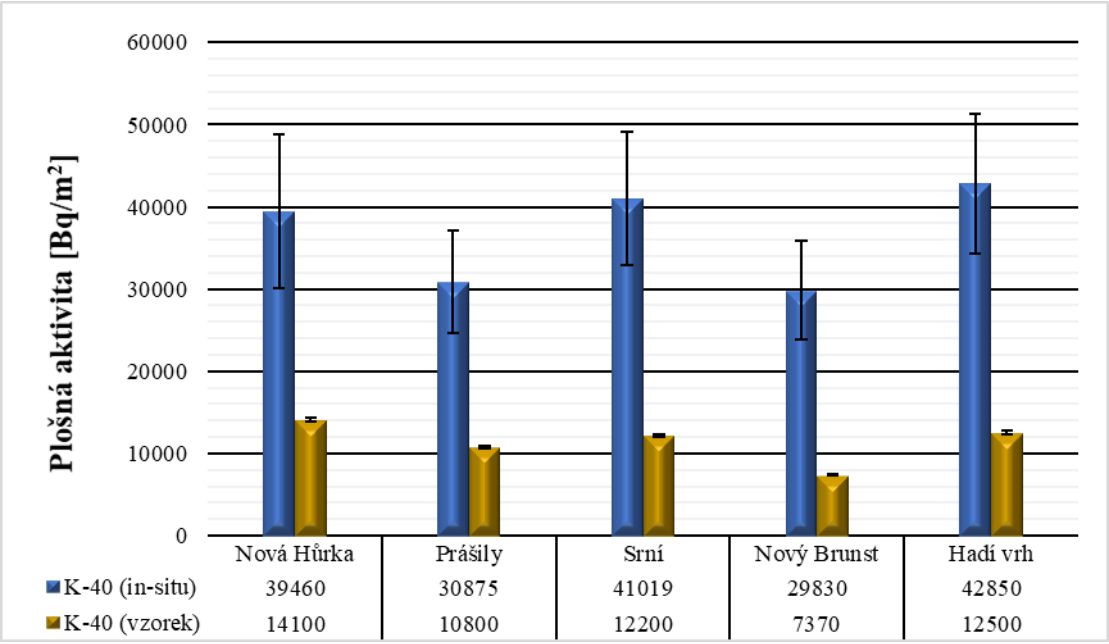
Porovnání výsledků plošné aktivity K-40 a Cs-137 ze spektrometrického měření metodou in-situ a vzorků půdy pomocí polovodičového spektrometru gama z pěti lokalit NP Šumava. Grafické znázornění usnadní orientaci ve výsledcích plošné aktivity K-40 a Cs-137 v jednotlivých lokalitách.



Obrázek 30 Grafické znázornění plošné aktivity Cs-137 v oblasti NP Šumava

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 30 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ a vzorků půdy pomocí polovodičového spektrometru gama v oblasti NP Šumava. V lokalitě Nová Hůrka plošná aktivita Cs-137 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 19526 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 10000 Bq/m^2. V lokalitě Prášily plošná aktivita Cs-137 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 5575 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 2650 Bq/m^2. V lokalitě Srní plošná aktivita Cs-137 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 7005 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 3820 Bq/m^2. V lokalitě Nový Brunst plošná aktivita Cs-137 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 10039 Bq/m^2 a z měření vzorků půdu hodnoty 3600 Bq/m^2. V lokalitě Hadí vrh plošná aktivita Cs-137 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 5398 Bq/m^2 a z měření vzorků půdu hodnoty 2060 Bq/m^2. Nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 byly zaznamenány u lokality Nová Hůrka a nejnižší hodnoty u lokality Hadí vrh.



Obrázek 31 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 v oblasti NP Šumava

Zdroj: vlastní výzkum

Obrázek 31 znázorňuje výsledky spektrometrického měření metodou in-situ a vzorků půdy pomocí polovodičového spektrometru gama v oblasti NP Šumava. V lokalitě Nová Hůrka plošná aktivita K-40 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 39460 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 14100 Bq/m^2. V lokalitě Prášily plošná aktivita K-40 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 30875 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 10800 Bq/m^2. V lokalitě Srní plošná aktivita K-40 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 41019 Bq/m^2 a z měření vzorku půdu hodnoty 12200 Bq/m^2. V lokalitě Nový Brunst plošná aktivita K-40 z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 29830 Bq/m^2 a z měření vzorků půdu hodnoty 7370 Bq/m^2. V lokalitě Hadí vrh plošná aktivita draslíku z měření metodou in-situ nabývá hodnoty 42850 Bq/m^2 a z měření vzorků půdu hodnoty 12500 Bq/m^2. Nejvyšší hodnota plošné aktivity K-40 z měření metodou in-situ byla zaznamenána u lokality Hadí vrh a nejnižší hodnota u lokality Nový Brunst. Nejvyšší hodnota plošné aktivity K-40 z měření vzorku půdy byla zaznamenána u lokality Nová Hůrka a nejnižší hodnota u lokality Nový Brunst.

5 DISKUZE

V této kapitole diplomové práce jsou zhodnocené výsledky plošné aktivity K-40 a Cs-137 v neobdělávaných půdách. Cílem diplomové práce bylo porovnání výsledků z in-situ spektrometrie a laboratorního stanovení plošné aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích v neobdělávaných půdách. Byla položena výzkumná otázka: Jsou výsledky z in-situ měření plošné aktivity Cs-137 v neobdělávaných půdách srovnatelné s výsledky z laboratorního měření odebraných vzorků půd?

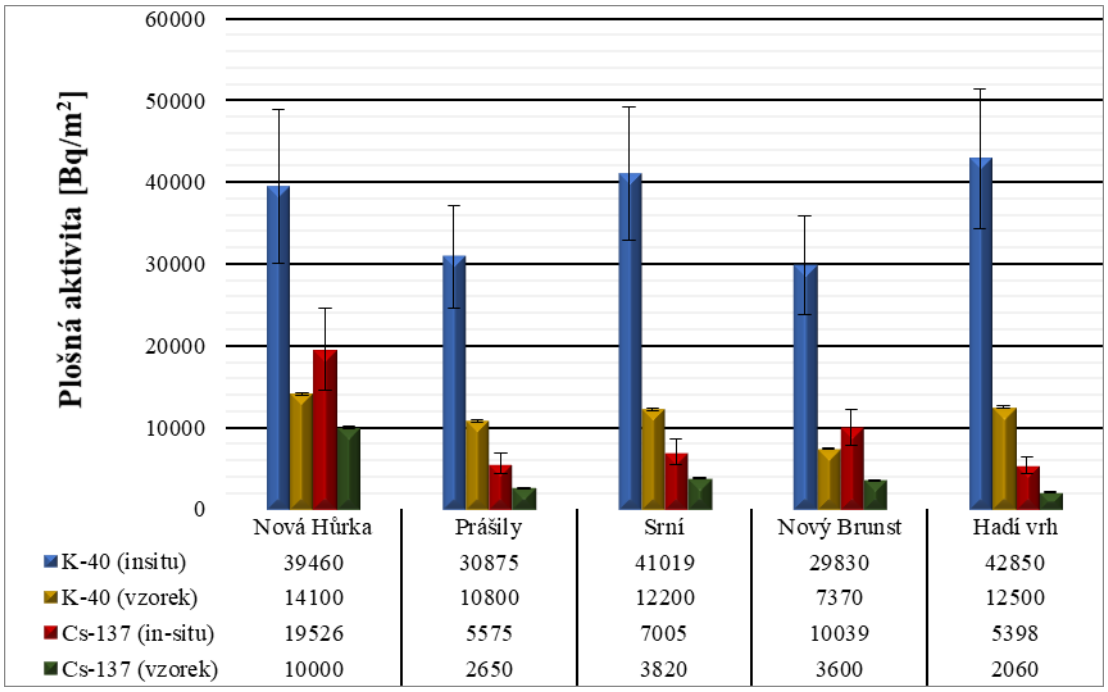
V důsledku testování jaderných zbraní v atmosféře a havárie v jaderné elektrárně Černobyl došlo k radioaktivnímu spadu na území Šumavy. Provedl jsem proto monitorování obsahu Cs-137 v půdě v NP Šumava a v jeho přilehlých oblastech na území Plzeňského kraje. Byly vybrány lokality, kde se s vysokou pravděpodobností předpokládal výskyt Cs-137. V jednotlivých lokalitách byla zjištěna přítomnost Cs-137 a z toho vyplývá, že výběr lokalit byl správný. Můžeme potvrdit, že vlivem výše uvedených skutečností se Cs-137 stále nachází na území Šumavy.

Celkem bylo provedeno pět spektrometrických měření metodou in-situ v pěti lokalitách. V každé této lokalitě bylo odebráno a zpracováno pět vzorků půdy. Jednalo se o lokality Nová Hůrka, Prášily, Srní, Nový Brunst a Hadí vrh.

Tabulka 6 Plošná aktivita Cs-137 a K-40 z měření metodou in-situ a vzorků půdy

	Plošná aktivita Cs-137 [Bq/m^2]		**Plošná aktivita K-40 [Bq/m^2]**	
Lokalita	**Metoda in-situ**	**Vzorky půdy**	**Metoda in-situ**	**Vzorky půdy**
Nová Hůrka	19526 ± 5025	10000 ± 119	39460 ± 9374	14100 ± 214
Prášily	5575 ± 1263	2650 ± 31,4	30875 ± 6215	10800 ± 153
Srní	7005 ± 1546	3820 ± 49,4	41019 ± 8143	12200 ± 180
Nový Brunst	10039 ± 2202	3600 ± 39,5	29830 ± 6006	7370 ± 99,2
Hadí vrh	5398 ± 1069	2060 ± 28,8	42850 ± 8484	12500 ± 215

Zdroj: vlastní výzkum



Obrázek 32 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 z měření metodou in-situ a vzorků půdy v oblasti NP Šumava

Zdroj: vlastní výzkum

Spektrometrickým měřením metodou in-situ byly zaznamenány nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 (19526 Bq/m^2) v lokalitě Nová Hůrka a nejvyšší hodnoty plošné aktivity K-40 (42850 Bq/m^2) v lokalitě Hadí vrh. Nejnižší hodnoty plošné aktivity Cs-137 (5398 Bq/m^2) byly zaznamenány v lokalitě Hadí vrh a nejnižší hodnoty plošné aktivity K-40 (29830 Bq/m^2) v lokalitě Nový Brunst.

Spektrometrickým měřením vzorků půdy v laboratorních podmínkách byly zjištěny nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 (10000 Bq/m^2) a K-40 (14100 Bq/m^2) ve vzorku z lokality Nová Hůrka. Nejnižší hodnoty plošné aktivity Cs-137 (2060 Bq/m^2) byly zaznamenány ve vzorku z lokality Hadí vrh a nejnižší hodnoty plošné aktivity K-40 (7370 Bq/m^2) ve vzorku z lokality Nový Brunst.

Srovnáním hodnot plošné aktivity Cs-137 mezi spektrometrickým měřením vzorků půdy v laboratoři a metodou in-situ zjistíme, že v jednotlivých lokalitách se velmi blížíme k poměru (1:2). Při vyhodnocení plošné aktivity Cs-137 byly současně vyhodnoceny i plošné aktivity K-40. Srovnáním hodnot jako u Cs-137 zjistíme, že i hodnoty plošné aktivity K-40 vykazují určitý poměr (1:3). Tato skutečnost dokazuje, že existuje určitá závislost mezi spektrometrickým měřením vzorků půdy v laboratoři a metodou in-situ.

Tabulka 7 Poměr spektrometrického měření vzorků půdy a metodou in-situ

Lokalita	Cs-137	K-40
Nová Hůrka	0,51	0,35
Prášily	0,48	0,35
Srní	0,54	0,30
Nový Brunst	0,36	0,25
Hadí vrh	0,38	0,29
	∅ = 0,45	**∅ = 0,31**

Zdroj: vlastní výzkum

Vztah mezi spektrometrickým měřením metodou in-situ a měřením vzorků půdy v laboratoři byl posouzen korelačním koeficientem. Cílem výpočtu korelačního koeficientu je určit sílu závislosti mezi veličinami. Výpočet byl proveden softwarem Microsoft Excel. Byla zjištěna velmi silná korelace v případě výsledků plošné aktivity Cs-137 (r = 0,98). U K-40 byla také zjištěna velmi silná korelace (r = 0,80) Výpočtem korelačního koeficientu byla zjištěna závislost mezi spektrometrickým měřením metodou in-situ a měřením vzorků půdy v laboratoři.

Korelační koeficient vyjadřuje rovnice: (Škaloudová, 2018)

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2}}. \qquad (13)$$

Míru korelace vyjadřuje korelační koeficient, který může nabývat hodnot $-1 \leq r \leq 1$. Hodnota korelačního faktoru -1 vyjadřuje nepřímou závislost (nepřímá korelace). Hodnota korelačního koeficientu 0 vyjadřuje, že veličiny jsou nezávislé (nekoreluje). Hodnota +1 vyjadřuje přímou závislost (přímá korelace). (Škaloudová, 2018)

Sílu korelace lze vyjádřit i verbálně. Evans (1996) navrhnul vyjádření pro hodnotu r: 0,00 - 0,19 (velmi slabá); 0,20 - 0,39 (slabá); 0,40 - 0,59 (střední); 0,60 - 0,79 (silná); 0,80 - 1,00 (velmi silná).

Výsledky plošné aktivity Cs-137 ze spektrometrického měření metodou in-situ a laboratorního stanovení pomocí polovodičového spektrometru gama jsou řádově srovnatelné. Rozdíl mezi nimi je dán řadou faktorů.

Důležitým faktorem, který má na svědomí rozdílné hodnoty je způsob výpočtu. Zatímco spektrometrické měření metodou in-situ počítá s maximálním množstvím radionuklidů na povrchu s exponenciálním poklesem do hloubky 3 cm, tak spektrometrie vzorků půdy změří jen vrstvu, kterou jsme odebrali. To znamená, že hodnoty ze spektrometrického měření metodou in-situ jsou vyšší. Homogenita kontaminace, i na poměrně malé ploše, může být velmi rozdílná, což metoda in-situ dokáže i rozdílně homogenní kontaminaci do určité míry homogenizovat. Odebraný vzorek půdy se může vůči okolní aktivitě lišit, hodnoty odebraného vzorku mohou být hodnoty vyšší i nižší.

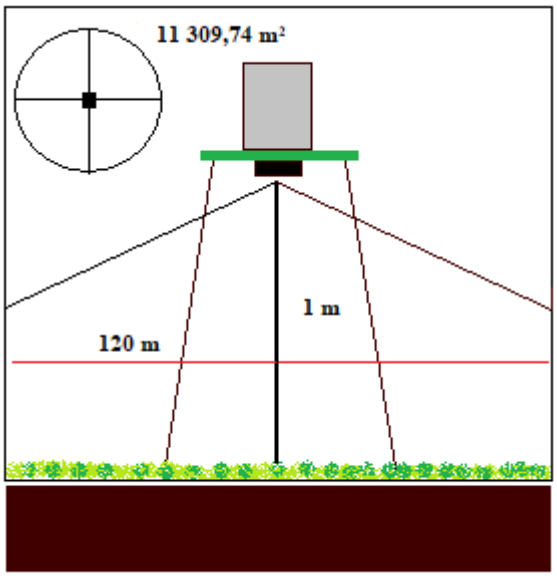
Spektrometrické měření metodou in-situ

Spektrometrické měření metodou in-situ bylo provedeno pomocí přenosného polovodičového spektrometru gama (Falcon 5000). V případě metody in-situ byl použitý přenosný přístroj, v případě měření vzorků půdy to byl přístroj používaný v laboratorních podmínkách. I když tyto přístroje pracují na stejném principu, tak měření probíhá u každého z nich za jiných podmínek, rozdíly jsou např. v geometrii měření, účinnosti detektoru, době měření, velikosti a typu detektoru, v prostředí, ve kterém probíhalo měření.

Přenosný polovodičový spektrometr gama ustavený do stojanu v 1 metru nad terénem měřil kruhovou plochu o průměru až 120 m a velikosti plochy až 11 309,74 m^2, se vrůstající vzdáleností klesala intenzita měření. Při měření nebyl použitý kolimátor na detektoru, detektor byl překrytý pouze plastovým krytem, tím nebyla usměrněna určitá plocha měření. Pro vyhodnocení analýzy byla použita kalibrace, která předpokládala maximální množství radionuklidu na povrchu s exponenciálním poklesem do hloubky 3 cm. Kalibrace byla matematicky modelována a poskytnuta MV-GŘ HZS IOO Lázně Bohdaneč.

Byla vybrána tato kalibrace, protože se nejvíce blížila metodice odběru vzorku půdy. A předpokládáme, že v případě neobdělávaných půd je nejvíce Cs-137 ve vrchní vrstvě půdy.

Jelikož spektrometrické měření metodou in-situ není z technických důvodů možné měřit 24 hodin, tak výsledky nejsou tak přesné (vyšší nejistoty měření) jako výsledky plošné aktivity vzorků půdy (nižší nejistoty měření).



Obrázek 33 Ilustrace měření s polovodičovým spektrometrem gama

Zdroj: vlastní výzkum

V metodice práce byly stanoveny podmínky pro spektrometrické měření metodou in-situ. Jelikož NP Šumava je zalesněná oblast, je zde velké množství vegetace, byly podmínky pro in-situ měření ztíženy. Byly vybrány louky, které nebyly zemědělsky obdělávané. V případě vybraných lokalit byly jednotlivé louky ohraničeny stromy, a tak plocha měření byla menší. Povrch v jednotlivých lokalitách byl rovinatý, travnatý, propustný pro vodu, nebyl písčitý, ale vykazoval určité terénní nerovnosti a mírný svah. V lokalitě Nový Brunst byla v prostoru měření jedna budova, která se v ploše měření nacházela.

Výše uvedené faktory měření mohly přispět k rozdílům mezi výsledky.

Spektrometrické měření vzorků půdy

Při spektrometrii vzorků půdy v laboratorních podmínkách mohlo dojít k rozdílům ve výsledcích jejich odběrem, zpracováním, připravením k měření a jejich vyhodnocením.

V jednotlivých lokalitách v místě měření byly vzorky odebrány pod detektorem přístroje. Vzorek půdy byl odebrán o ploše 0,04 m^2 a hloubce 5 cm. Může se stát, že v místě odebrání vzorku půdy odebereme vzorek, který obsahuje menší nebo naopak větší množství Cs-137, než je zaznamenáno měřením metodu in-situ. To má souvislost s rozptýlením radionuklidů v životním prostředí. Především závisí na terénních podmínkách a meteorologických vlivech. Dále také na meteorologických podmínkách, kdy přes území Šumavy procházel radioaktivní mrak z havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Některé místa mohla být narušena činností divoké zvěře, a tím mohlo dojít k pohybu Cs-137 v životním prostředí. Jak živočichové, tak i vegetace zadržuje Cs-137 ve svých organismech. Můžeme předpokládat, že při měření in-situ bylo zachyceno i Cs-137 ve vegetaci. U vzorku půdy byla provedena homogenizace a odstranění organických částí, kde se také Cs-137 mohlo nacházet.

Odběr vzorku byl proveden pomocí speciálně určeného odběrového zařízení, které by mělo eliminovat chybu ručního odběru, ale i přesto nelze vyloučit, že při odběru nedošlo k chybě odebraného množství vzorku. To může být způsobeno složením odebírané půdy a také lidským faktorem.

Při zpracování vzorků půdy byly půdy uloženy na laboratorní misky, kde došlo k jejich samovolnému vysušení po dobu 1 měsíce. Mohlo dojít k zanechání určitého množství radionuklidů v laboratorních miskách. V případě úpravy vzorků před měřením byla provedena jejich homogenizace a odstranění organických částí. Mohlo dojít ke ztrátě radionuklidů, které byly součástí odstraněných částí. Při úpravě vzorku došlo ke ztrátě menšího množství zeminy.

Vzorek připravený v Marinelliho nádobě má jinou hmotnost a jinou plochu oproti původnímu vzorku. Může se stát, že Marinelliho nádoba je naplněna zeminou, kde je zrovna větší nebo menší množství radionuklidů, tak jako v případě odběru půdy po měření v dané lokalitě. Původní vzorek měl plochu 0,04 m^2 a pokud má dojít k jeho měření v laboratoři, tak z těch 0,04 m^2 použijeme ještě menší plochu.

Vyhodnocení plošné aktivity Cs-137 a K-40 v půdě bylo provedeno v programu GAMWIN, kde byl proveden matematický výpočet plošné aktivity.

Monitorování Cs-137 ve světě

Stručný přehled monitorování Cs-137 v místech, které zasáhly testy jaderných zbraní v atmosféře a havárie v Černobylu. Jsou zde uvedeny příklady monitorování Cs-137 v životním prostředí, které jsou uváděny ze zahraničních odborných článků. Cílem je poukázat na to, že i ve světě probíhá monitorování Cs-137 a zkoumání jeho chování v životním prostředí.

V Norsku byl proveden průzkum pomocí spektrometrického měření z paluby vrtulníku v rozlehlé horské oblasti v Norsku, kde kontaminace z havárie v Černobylu v roce 1986 stále ovlivňuje chov zvířat. Současně k leteckému průzkumu byla provedena spektrometrie metodou in-situ v 1 m nad terénem a byl proveden odběr vzorků půdy. Byly prokázány silné korelace mezi leteckými a pozemními měřeními. (Thørring et al., 2019)

V Maďarsku proběhl výzkum, který se zabýval migrací Cs-137 v půdě. Byly odebrány vzorky půdy ve vrstvách až do hloubky 20 cm. Výsledky výzkumu ukázaly, že Cs-137 migruje ve zkoumaných půdách velmi pomalu. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v horní vrstvě půdy. Bylo také zjištěno, že distribuce v půdě je odlišná. V závislosti na přírodních procesech vznikly profily místní specifické distribuce radionuklidů. Na základě těchto dat byl vytvořen model, který znázorňuje dlouhodobou predikci migrace Cs-137 v půdě. (Szerbin et al., 1999)

Po havárii v Černobylu bylo ve Švédsku uloženo Cs-137 s nejvyšší aktivitou v obci Gävle. Od roku 1986 jsme (Tondel et al. 2017) v obci Gävle porovnávali vzdušná měření Cs-137 na zemi v čase. K analýze poklesu aktivity Cs-137 byly použity mapy typů a využití půdy. Byl zjištěn pokles aktivity v písčité půdě než v organické půdě. Dle využití půdy byl pokles v městských částech vyšší než v lesních, přičemž mezi nimi byla zemědělská půda. Množství Cs-137 závisí nejen na poločasu rozpadu, ale také nepřímo na geologii.

V Rakousku bylo provedeno měření pomocí in-situ spektrometrie gama a vzorkování půdy na celém území. Bylo zjištěno, že průměrná kontaminace v Rakousku činí 21,0 KBq/m^2, z čehož 18,7 KBq/m^2 je způsobeno Černobylským spadem, zbytek tvoří globální spad. Z přibližně 70 PBq Cs-137, které byly vypuštěny z Černobylu okolo dne 1. května 1986, bylo na Rakouském území uloženo přibližně 1,57 PBq (2 %). (Bossew et al., 2001)

V Řecku radioaktivní spad z havárie v Černobylu zatěžoval půdu. Půdu a trávu hlavně zatěžoval mokrou depozicí z května roku 1986, kdy došlo k silným dešťovým srážkám, které dosahovaly až 400 kBq/m^2, z nichž 24 kBq/m^2 bylo způsobeno Cs-137. Hmotnostní aktivita Cs-137 v trávě byla 122,9 Bq/kg (4. září 1986) a klesla na 5,8 mBq/kg (16. října 2001). Došlo ke snižování Cs-137 s časem, který odrážel poločas odstranění 40 měsíců, což je ekologický poločas Cs-137 v travních porostech. (Papastefanou et al., 2005)

V roce 2003 bylo provedeno vzorkování 33 míst v západním Švédsku. Bylo provedeno měření vzorků půdy v jednotlivých hloubkových profilech a jako ekvivalentní měření bylo použito měření in-situ. Vertikální distribuce Cs-137 je velmi pomalá a většina Cs-137 se nachází stále v nejvyšších částech půdy, asi v hloubce 5,4 $\pm$ 2,2 cm. Při srovnání plošné aktivity měřených vzorků a po korekci s ohledem na hloubkové profily byly zaznamenány podobné hodnoty z měření in-situ. (Almgren et al., 2006)

V Rusku byl proveden výzkum, který se zabýval ovlivněním vertikální distribuce Cs-137 vlivem činnosti krtka. Byla vybrána oblast, která byla nejvíce zasažena radioaktivním spadem z havárie v Černobylu. Pro porovnání a vzorkování půdy bylo vybráno osm nenarušených travnatých půd a osm narušených travnatých půd vlivem krtků. Měření na místě probíhalo formou in-situ a současně byl odebrán vzorek půdy. Výsledek výzkumu naznačuje, že vertikální distribuci Cs-137 na travnatých půdách byla zvýšená činností krtků. (Ramzaev, Barkovsky, 2018)

V jižním Rusku byl proveden výzkum, který studoval koncentraci a distribuci Cs-137 v různých půdách. Bylo zjištěno, že podíl absorbovaného Cs-137 v různých půdách se zvyšuje se zvyšujícím se obsahem humusu a klesající hodnotou pH. V půdních profilech je Cs-137 charakterizované maximální koncentrací ve vrstvě půdy 0 až 1 a 1 až 3 cm. Jeho koncentrace s hloubkou klesá. Distribuční vlastnosti souvisejí také s přírodními a klimatickými podmínky. Cs-137 se dostává hlouběji do půdy za výrazných srážek. (Buraeva et al., 2015)

6 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce bylo porovnat výsledky z in-situ spektrometrie a laboratorního stanovení plošné aktivity Cs-137 v odebraných vzorcích v neobdělávaných půdách. Pro účely naplnění cíle byla stanovena výzkumná otázka: Jsou výsledky z in-situ měření plošné aktivity Cs-137 v neobdělávaných půdách srovnatelné s výsledky z laboratorního měření odebraných vzorků půd?

Teoretická část práce byla sepsána na základě rešerší knižních publikací, zahraničních vědeckých článků a elektronických zdrojů. První kapitola definuje radioaktivitu a popisuje její historii objevu. Ve druhé kapitole jsou popsány zdroje ionizujího záření v životním prostředí, především se zaměřením na umělé zdroje, které znečišťují nebo znečišťovaly životní prostředí. Třetí kapitola popisuje cestu radionuklidů v životním prostředí a charakterizuje draslík a cesium. Čtvrtá kapitola pojednává o kontaminaci území České republiky. Pátá kapitola definuje polovodičovou spektrometrii gama.

Praktická část práce se zabývala spektrometrickým měřením metodou in-situ a laboratorním stanovením plošné aktivity Cs-137 ve vzorcích půdy pomocí polovodičového spektrometru gama. Byla zpracována podrobná metodika, která vysvětluje postup celého výzkum. Měření a odběr vzorků půdy probíhalo na území Národního parku Šumava a v jeho přilehlých oblastech v Plzeňském kraji. Bylo vybráno pět lokalit (Nová Hůrka, Prášily, Srní, Nový Brunst a Hadí vrh). Spektrometrickým měřením metodou in-situ byly zjištěny nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 v lokalitě Nová Hůrka (19526 Bq/m^2) a nejnižší v lokalitě Hadí vrh (5398 Bq/m^2). Spektrometrickým měřením vzorků půdy v laboratoři byly zjištěny nejvyšší hodnoty plošné aktivity Cs-137 ve vzorku z lokality Nová Hůrka (10000 Bq/m^2) a nejnižší hodnoty Cs-137 v lokalitě Hadí vrh (2060 Bq/m^2).

Cíl diplomové práce byl naplněn a výzkumná otázka byla zodpovězena. Srovnáním výsledků plošné aktivity Cs-137 bylo zjištěno, že existuje závislost mezi spektrometrickým měřením metodou in-situ a měřením vzorků půdy v laboratoři. Výsledky plošné aktivity Cs-137 jsou řádové srovnatelné. Rozdíly mezi výsledky jsou pravděpodobně způsobeny podmínkami měření.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

1. ALMAHAYNI T., BERESFORD N. A., CROUT N. M. J., SWEECK L., 2019. *Fit-for-purpose modelling of radiocaesium soil-to-plant transfer for nuclear emergencies: a review*. Journal of Environmental Radioactivity, 201, 58-66 s. ISSN 0265-931X, DOI: 10.1016/j.jenvrad.2019.01.006.
2. ALMGREN, S. ISAKSSON, M., 2006. *Vertical migration studies of 137Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident*. Journal of Environmental Radioactivity, 91 (1-2), 90-102 s. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2006.08.008.
3. ANDRYSEK O., 1984. *Radiologická fyzika*. 1 vyd. Praha: AVICENUM - zdravotnické nakladatelství. 244 s.
4. ARAPIS G. D., KARANDINOS M. G., 2004. *Migration of 137Cs in the soil of sloping semi-natural ecosystems in Northern Greece*. Journal of Environmental Radioactivity, 77 (2), 133-142 s. ISSN 0265-931X, DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004. 03.004.
5. ATOMINFO, 2012. *Sievert, becquerel, rentgen. Jak měříme radioaktivitu* [online]. [cit. 24. 2. 2019]. Dostupné z: http://atominfo.cz/2012/05/sievert-becquerel-rentgen-jak-merime-radioaktivitu/
6. BENEŠ J., KYMPLOVÁ J., VÍTEK F., 2015. *Základy fyziky pro lékařské a zdravotnické obory*. 1. vyd. Grada Publishing. 236 s. ISBN 978-80-247-4712-5.
7. BLAŽKOVÁ I., 2003. *Detektory ionizujícího záření* [online]. [cit. 22. 7. 2019]. Dostupné z: http://physics.muni.cz/~blazkova/dp/index.htm
8. BLAŽKOVÁ I., 2003. *Detektory ionizujícího záření* [online]. [cit. 22. 7. 2019]. Dostupné z: http://physics.muni.cz/~blazkova/dp/index.htm
9. BOSSEW P., DITTO M., FALKNER T., HENRICH E., KIENZL K., RAPPELSBERGER U., 2001. *Contamination of Austrian soil with caesium-137*. Journal of Environmental Radioactivity, 55 (2), 187-194 s. DOI: 10.1016/S0265-931X(00)00192-2.
10. BURAEVA E. A., BEZUGLOVA O. S., STASOV V. V., NEFEDOV V. S., DERGACHEVA E. V., GONCHARENKO A. A., MARTYNENKO S. V., GONCHAROVA L. YU., GORBOV S. N., MALYSHEVSKY V. S., VARDUNY T. V., 2015. *Features of 137Cs distribution and dynamics in the main soils of the steppe zone in the southern European Russia*. Geoderma, 259-260, 259-270 s. ISSN 0016-7061. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.06.014.

11. CÍDLOVÁ H. et al., 2018. *5 Jádro atomu, radioaktivita, jaderné reakce*. [online] Katedra fyziky, chemie a odborného vzdělání, Pedagogická fakulta Masarykovy univerzity. [cit. 24. 2. 2019] Dostupné z: https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/js18/obecna_chemie/web/pages/5-jadro-atomu--radioaktivita--jadernereakce.html
12. DANIELOVÁ L., POSCHL M., MATOUŠEK, J. 2001. *Výskyt 137Cs v orných půdách České republiky* [online] VUT v Brně [cit. 24. 7. 2019], Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/34/022/34022403.pdf
13. DUŠEK J., PÍŠALA J., 2006. *Jaderné zbraně.* 1. vyd. Brno: Computer Press, a. s. 88 s. ISBN 80-251-0817-1.
14. EPA, 2018. *Summary of the Transport of Cesium in the Environment* [online]. [cit. 13. 7. 2019] Dostupné z: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=537016&Lab=NHSRC
15. EVANS, J. D., 1996. *Straightforward statistics for the behavioral sciences*. Pacific Grove: Brooks/Cole Pub. Co. 600 s. ISBN 0534231004 9780534231002.
16. FREMUTH F., 1981. *Účinky záření a chemických látek na buňky a organismus.* Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 1. vyd. 272 s.
17. GAJDAŠOVÁ P., 2013. *Měření vzorků ze životního prostředí* [online]. [cit. 25. 7. 2019]. Dostupné z: https://csoz.suro.cz/publikace/dro/2013/at_download/file.
18. JANDL J., PETR I., 1988. *Ionizující záření v životním prostředí*. 1. vyd. Praha: SNTL -Nakladatelství technické literatury. 200 s.
19. KEKULE J., 2014. *Základy polovodičů* [online]. [cit. 29. 7. 2019]. Dostupné z: http://elektross.gjn.cz/vodivost/vlastni_polovodic.html.
20. KLENER V., 2000. *Principy a praxe radiační ochrany*. 1. vyd. Praha: AZIN CZ. 619 s. ISBN 80-238-3703-6.
21. Kolektiv SÚJB, 2001. *Patnáct let od havárie Černobylu - důsledky a poučení* [online]. [cit. 20. 7. 2019] Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/15let_od_havarie_Cernobylu.pdf.
22. KOVÁŘ Z., SPURNÝ F., SPURNÝ Z., NOVOTNÝ J., CEJNAR., 1984. *Pokroky dozimetrie ionizujícího záření*. 1. vyd. Praha: Academica, nakladatelství Československé akademie věd. 328 s.
23. KRÁLOVÁ M. *Záření gama*. [online] © Techmania Science Center, o.p.s. [cit. 22. 7. 2019]. Dostupné z: https://edu.techmania.cz/cs/encyklopedie/fyzika/atomy-castice/prirozena-radioaktivita/zareni-gama.

24. KUBINYI J., SABOL J., VONDRÁK A., 2018. *Principy radiační ochrany v nukleární medicíně*. 1. vyd. Praha: Grada Publishing a. s. 304 s. ISBN 978-80-271-0168-9.
25. MAPY.CZ, 2019. *Vlastní mapa* [online]. [cit. 5. 7. 2019] Dostupné z: https://mapy.cz/zakladni?moje-mapy&x=13.2960981&y=49.1519096&z=11&dim=5c7bda08f d0bcb4d757b4d39&cat=mista-trasy
26. MATOUŠEK, J., ÖSTERREICHER, J., LINHART, P., 2007. *CBRN - jaderné zbraně a radiologické materiály.* 1. vyd. Ostrava: SPBI, 216 s., ISBN 978-80-7385-029-6.
27. MATOUŠEK, J., URBAN, I., LINHART, P., 2008. *CBRN - detekce a monitorování, fyzická ochrana, dekontaminace.* 1. vyd. Ostrava: SPBI, 232 s. ISBN 978-80-7385-048-7.
28. MATZNER J., 2004. *Praktika z dozimetrie*. 1. vyd. České Budějovice: JČU ZSF. ISBN 80-7040-707-7.
29. NAVRÁTIL O. et al., 1985. *Jaderná chemie*. 1. vyd. Praha: Academica, nakladatelství Československé akademie věd. 304 s.
30. ÖSTERREICHER J., VÁVROVÁ J., 2003. *Přednášky z radiobiologie*. 1. vyd. Praha: Manus. 112 s. ISBN 80-86571-01-7.
31. PAPASTEFANOU C., MANOLOPOULOU M., STOULOS S., IOANNIDOU A., GERASOPOULOS E., 2005.*Cesium-137 in grass from Chernobyl fallout*, Journal of Environmental Radioactivity, 83 (2), 253-257 s., ISSN 0265-931X, DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2005.04.001.
32. PETERSON et al., 2007. *Radiological and chemical fact sheets to support health risk analyses for contaminated areas*. [online] Argonne National laboratory environmental science division. [cit. 10.7.2019]. Dostupné z: https://www.remm.nlm.gov/ANL_ContaminantFactSheets_All_070418
33. PROUZA Z., ŠVEC J., 2008. *Zásahy při radiační mimořádné události*. 1. vyd. Ostrava: SPBI, 125 s. ISBN 978-80-7385-046-3.
34. Radiobiologie. *Druhy radioaktivních přeměn*. [online]. [cit. 20. 7. 2019]. Dostupné z: http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/133.html
35. RAMZAEV V., BARKOVSKY A., 2018. *Vertical distribution of 137Cs in grassland soils disturbed by moles (Talpa europaea L.)*. Journal of Environmental Radioactivity, 184-185, 101-108 s. ISSN 0265-931X. DOI: 10.1016 /j.jenvrad.2018.01.011.

36. REICHL, J. VŠETIČKA, M. 2019. *Historie a fakta o jaderných elektrárnách* [online]. [cit. 22. 7. 2019]. Dostupné z: http://fyzika.jreichl.com/main.article /view/833-historie-a-fakta-o-jadernych-elektrarnach.
37. REICHL, J. VŠETIČKA, M., 2019. *Střední doba života*. [online]. [cit. 8. 8. 2019]. Dostupné z: http://fyzika.jreichl.com/main.article/view/808-stredni-doba-zivota.
38. RULÍK P., HELEBRANT J., 2011. *Mapa kontaminace půdy České republiky 137Cs po havárii JE Černobyl*. [online] Praha: Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. [cit. 22. 7. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl /plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud.
39. SPICYN V. J., KODOČIGOV P. N., GOLUTVINA M. M., KUZINA A. F., SOKOLOVA Z. A., 1957. *Methody práce s radioaktivními indikátory*. 1. vyd. Praha: Československé akademie věd. 249 s.
40. SÚJB, SÚRO, 1995. *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu - důsledky a poučení* [online]. Praha. [cit. 24. 7. 2019]. Dostupné z: https://www.sujb.cz /fileadmin/sujb/docs/dokumenty/10let_od_Cernobylu.pdf.
41. SÚRO, 2012. *Problematika kontaminace prasete divokého v ČR* [online]. Praha: SÚRO, v. v. i. [cit. 24. 7. 2019]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/ aktuality/problematika-kontaminace-prasete-divokeho-v-cr-1.
42. SZERBIN P., KOBLINGER-BOKORI E., KOBLINGER L., VÉGVÁRI I., URGON Á., 1999. *Caesium-137 migration in Hungarian soils*. Science of The Total Environment, 227 (2-3), 215-227 s. ISSN 0048-9697.
43. ŠKALOUDOVÁ A. 2018. *Statistika pro pokročilé - Korelační analýza*. [online]. [cit. 5. 8. 2019]. Dostupné z: http://kps.pedf.cuni.cz/skalouda/pokrocili/ korelacni. htm.
44. THØRRING H., BARANWAL V. C., YTRE-EIDE, M. A., RØNNING J. S., MAURING A., STAMPOLIDIS A., DREFVELIN J., WATSON R. J., SKUTERUD L., 2019. *Airborne radiometric survey of a Chernobyl-contaminated mountain area in Norway - using ground-level measurements for validation.* Journal of Environmental Radioactivity, art. no. 106004, 208-209 s. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2019.106004.
45. TONDEL M., GRANATH G., WALINDER R., 2017. *137Cs activity in Sweden after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident in relation to quaternary geology and land use.* Applied Geochemistry, (87), 38-43 s. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2017.10.012

46. ULLMAN. *Cesium* [online]. [cit. 8. 7. 2019]. Dostupné z: http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm#Cesium.
47. ULLMAN. *Draslík* [online]. [cit. 8. 7. 2019]. Dostupné z: http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm#Sodik-Draslik.
48. ULLMAN. *Polovodičové detektory* [online]. [cit. 10. 7. 2019]. Dostupné z: http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm#5.
49. UNEP, 2016. *Ionizující záření: účinky a zdroje*. 1. vyd. Program na ochranu životního prostředí. 64 s. ISBN: 978-92-807-3600-7.
50. UŽIVATELSKÝ MANUÁL *Falcon 5000*.
51. WRIGHT S. M., SMITH J. T., BERESFORD N. A., SCOTT W. A., 2003. *Monte-Carlo prediction of changes in areas of west Cumbria requiring restrictions on sheep following the Chernobyl accident*. Radiat. Environ. Biophys., 42, 41-47 s., DOI: 10.1007/s00411-003-0187-6.

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Schéma přeměny gama 15
Obrázek 2 Cesty radionuklidů v životním prostředí 22
Obrázek 3 Radioaktivní rozpad draslíku K-40 24
Obrázek 4 Radioaktivní rozpad cesia Cs-137 25
Obrázek 5 Plošná kontaminace České republiky Cs-137 po havárii JE Černobylu v roce 1986 29
Obrázek 6 Dešťové srážky na území ČR v době průchodu kontaminovaného mraku po havárii v JE Černobyl v období od 30. 4. do 9. 5. 1986. 29
Obrázek 7 Schéma polovodičového spektrometru gama 31
Obrázek 8 Mapa lokalit měření a odběrů vzorků 33
Obrázek 9 Gamaspektrometr Falcon 5000 35
Obrázek 10 Nová Hůrka 36
Obrázek 11 Prášily 36
Obrázek 12 Srní 37
Obrázek 13 Nový Brunst 37
Obrázek 14 Hadí vrh 37
Obrázek 15 Odběru vzorku půdy 38
Obrázek 16 Úprava a homogenizace vzorků půd 39
Obrázek 17 Marinelliho nádoba 40
Obrázek 18 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Nová Hůrka 42
Obrázek 19 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Prášily 43
Obrázek 20 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Srní 44
Obrázek 21 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Nový Brunst 45
Obrázek 22 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v lokalitě Hadí vrh 46
Obrázek 23 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 v oblasti NP Šumava 47
Obrázek 24 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nová Hůrka 49
Obrázek 25 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Prášily 50
Obrázek 26 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nová Hůrka 51
Obrázek 27 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Nový Brunst 52
Obrázek 28 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorku půdy z lokality Hadí vrh 53

Obrázek 29 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 ve vzorcích půdy v oblasti NP Šumava 54
Obrázek 30 Grafické znázornění plošné aktivity Cs-137 v oblasti NP Šumava 55
Obrázek 31 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 v oblasti NP Šumava 56
Obrázek 32 Grafické znázornění plošné aktivity K-40 a Cs-137 z měření metodou in-situ a vzorků půdy v oblasti NP Šumava 58
Obrázek 33 Ilustrace měření s polovodičovým spektrometrem gama 61

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Váhy vzorků před vysušením 38
Tabulka 2 Hmotnost vzorků půdy po vysušení a homogenizaci 39
Tabulka 3 Hmotnost a plocha vzorků půdy měřených na spektrometru gama 40
Tabulka 4 Plošná aktivita K-40 a Cs-137 v jednotlivých lokalitách 41
Tabulka 5 Plošná aktivita K-40 a Cs-137 ve vzorcích půdy v jednotlivých lokalitách 48
Tabulka 6 Plošná aktivita Cs-137 a K-40 z měření metodou in-situ a vzorků půdy 57
Tabulka 7 Poměr spektrometrického měření vzorků půdy a metodou in-situ 59

SEZNAM ZKRATEK

ČMI	Český metrologický institut
ČR	Česká republika
ČSSR	Československá socialistická republika
GPS	Global positioning systém
HZS ČR	Hasičský záchranný sbor České republiky
IOO	Institut ochrany obyvatelstva
MV-GŘ HZS ČR	Ministerstvo vnitra - generální ředitelství hasičského záchranného sboru České republiky
NP	Národní park
RBMK	Reaktor bolšoj moščnosti kanalnyj
SSSR	Svaz sovětských socialistických republik
SÚJB	Statní úřad pro jaderné bezpečnosti
TNT	Trinitrotoluen