



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

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

Vertikální migrace Cs-137 v půdním profilu do hloubky 1 m

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Studijní program: [OCHRANA OBYVATELSTVA](#)

Autor: Jana Nováčková

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci s názvem „Vertikální migrace Cs-137 v půdním profilu do hloubky 1m“ jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 1.8.2021

Jana Nováčková

Poděkování

Tímto děkuji vedoucímu práce, Mgr. Jiřímu Havránkovi, za odborné vedení, konzultace, technickou podporu a čas spojený s přípravou bakalářské práce a také p. Václavu Křídovi za technické zajištění.

Vertikální migrace Cs-137 v půdním profilu do hloubky 1 m

Abstrakt

Z pohledu dlouhodobé kontaminace životního prostředí je nejvýznamnějším prvkem cesium-137, protože se vstřebává do lidského organismu, ale také do kořenového systému rostlin, mechů, hub, lesních plodů a masa divoké zvěře. Především však zůstává v různých vrstvách půdy. Několik hlavních faktorů ovlivňuje distribuci radionuklidů v půdě, a to dešťové srážky – vstup vody do půdy, difúze, migrace kořenovými systémy, činnost lidí, zvířat atd. Monitorace jeho výskytu v životním prostředí je důležitá a spočívá v interferenci cesia-137 s draslíkem. Vstřebává se v lidském těle (asi 80 %) a vylučuje se močí. Nejvíce zůstává v měkkých tkáních a jeho biologický poločas je 110 dní. Z přírodních zdrojů i z činnosti člověka jsme vystaveni působení ionizujícího záření. Činnost člověka způsobuje umělou radioaktivitu, která je v porovnání s přirozenou poměrně malá, ale dopad na zdraví lidí může být obrovský.

První část bakalářské práce se vztahuje k dané problematice s využitím teoretických a vědeckých informací, norem, zákonů. Další část zahrnuje metodiku a výsledky praktického měření vzorků půdy. Cílem bylo zjistit, jaká vrstva půdy deponuje nejvíce radioaktivního cesia, protože se předpokládá, že je stále její součástí. Vzorky půdy byly odebrány v chráněné krajinné oblasti Šumava, ve 2. zóně Národního parku, v oblasti Železnorudsko, lokalita Nová Hůrka (Kuchyně). Výběr místa prezentoval distribuci radioaktivního spadu na našem území. Půdní vzorky byly odebrány po 1 cm do hloubky 1 m, sušeny, vyčištěny a připraveny pro měření. Odebrané vzorky byly měřeny standardním způsobem na Regionálním centru Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) v Českých Budějovicích. Spektra získaná měřeními byla vyhodnocena pomocí softwaru GAMWIN.

V praktické části byly odebrány vrstvy půdy o tloušťce 1 cm do hloubky 1 m a po jejich zpracování a přípravě na měření byla změřena aktivita cesia-137 ve vzorcích půd pomocí polovodičové gama spektrometrie. Naměřené výsledky se porovnávaly s výsledky minulých odběrů vzorků půdy, byly vyhodnoceny a interpretovány v bakalářské práci. Výsledky měření prokázaly, v jaké hloubce se nachází v současné době maximum cesia-137, které pochází z testování jaderných zbraní, a především z radiační havárie v Černobylu. Cílem práce bylo zjistit, jaká je hloubková distribuce cesia-137 v neobdělávaných půdách a jestli stále probíhá jeho migrace půdním profilem, a potvrdit

nebo vyvrátit hypotézu, jaké maximální množství se stále vyskytuje v dosahu kořenového systému rostlin.

Klíčová slova

Cesium, distribuce cesia, kontaminace, polovodičová gamaspektrometrie, půdní profil, radiační havárie, radionuklidy, vertikální migrace

Vertical migration of Cs-137 in the soil profile into the 1 meter depth.

Abstract

From the point of view of long-term environmental contamination, cesium-137 is the most important element because it is absorbed into the human body, but also into the root system of plants, mosses, fungi, wild berries and wild game meat. Above all, however, it remains in different layers of the soil. Several main factors affect the distribution of radionuclides in the soil, namely rainfall, water entry into the soil, diffusion, migration through root systems, human, animal activity, etc. Monitoring its occurrence in the environment is important and involves the interference of cesium-137 with potassium. It is absorbed in the human body (about 80%) and excreted in the urine. It remains most in soft tissues and its biological half-life is 110 days. We are exposed to ionizing radiation from natural sources and human activities. Human activity causes artificial radioactivity, which is relatively small, compared to natural radioactivity, but the impact on human health can be huge.

The first part of the bachelor thesis relates to the issue with the use of theoretical and scientific information, standards, law. The next part includes the methodology and results of practical measurement of soil samples. The aim was to find out which layer of soil deposits the most radioactive cesium, because it is assumed that it is still a part of it. Soil samples were taken in the protected landscape area of Šumava, in the 2nd zone of the National Park, in the Železnorudsko area, locality Nová Hůrka (Kuchyně). The site choice presented the distribution of radioactive fallout in our territory. Soil samples were taken in 1 cm increments to a depth of 1 m, dried, cleaned and prepared for measurement. The samples taken were measured in the standard way at the Regional Center of the State Office for Nuclear Safety (SÚJB) in České Budějovice. The spectra obtained by measurement were evaluated using GAMWIN software.

In the practical part, soil layers with a thickness of 1 cm to a depth of 1 m were taken and after their processing and preparation for measurement, the activity of cesium - 137 in soil samples was measured by semiconductor gamma spectrometry. The measured results were compared with the results of previous soil samples and they were evaluated and interpreted in the bachelor's thesis. The results of the measurements showed the depth to which the maximum of cesium - 137, which comes from nuclear weapons testing, and especially from the radiation accident at Chernobyl, is currently located. The aim of

the work was to find out what is the depth distribution of cesium - 137 in uncultivated soils and whether its migration through the soil profile is still ongoing and to confirm or refute the hypothesis of what maximum amount still occurs in the range of plant root system.

Key words: Cesium, cesium distribution, contamination, semiconductor gamma spectrometry, soil profile, radiation accidents, radionuclides, vertical migration

Obsah

1. Teoretická část	12
1.1. Prvky obecně.....	12
2. Základní pojmy	14
2.1. Pojmy a veličiny	14
3. Současná situace	16
3.1. Životní prostředí.....	16
3.2. Radioaktivita	17
3.3. Aktivita radionuklidů v půdě	17
3.4. Vertikální migrace umělých radionuklidů v půdním profilu	18
3.5. Lesní ekosystém	19
4. Radiační nehody a havárie	19
4.1. Radiační mimořádné události	19
4.2. Kontaminace radioaktivními látkami	20
5. Černobyl.....	22
5.1. Radiační havárie jaderné elektrárny	22
5.2. Ekologické následky Černobylu.....	22
6. Cíl práce a hypotéza	23
6.1. Cíl práce	23
6.2. Hypotéza	23
7. Metodika	23
7.1. Odběr a příprava vzorků	24
7.2. Měření.....	26
8. Výsledky měření.....	27
8.1. Tabulky	29
8.2. Grafy	33

9. Diskuse	40
10. Závěr	43
11. Seznam literatury	45
12. Elektronické zdroje	46
13. Přílohy	49
13.1. Seznam tabulek	49
13.2. Seznam grafů	49
14. Fotodokumentace	50
15. Mapy	56
16. Seznam zkratk	59

Úvod

Člověk je během svého života neustále ozařován z přírodních i umělých zdrojů ionizujícího záření, přijímá do svého těla radioaktivní látky obsažené v potravinách a vdechuje radioaktivní látky ze vzduchu. Jakkoliv byly ionizující záření a radioaktivita objeveny teprve až na sklonku 19. století, jsou tu přítomny od počátku vzniku naší planety. Právě neuchopitelnost ionizujícího záření našimi smysly (není vidět, slyšet, cítit, ozáření nebolí) je příčinou velmi rozšířeného strachu z ionizujícího záření.

Ve druhé polovině 20. století dochází k obrovskému rozmachu vědy a techniky, jsou vynalezeny a použity jaderné zbraně a jsou budovány jaderné elektrárny. Právě atmosférické zkoušky jaderných zbraní a havárie na jaderných elektrárnách se staly zdrojem kontaminace životního prostředí umělými radionuklidy. Zvláště následky atmosférických testů jaderných zbraní vedly v šedesátých letech k zákazu těchto zkoušek. Dosud největším zdrojem kontaminace České republiky umělými radionuklidy se stala radiační havárie jaderné elektrárny v Černobylu v roce 1986 v tehdejší Sovětskému svazu, nyní Ukrajině. Radioaktivní látky, které unikly z havarovaného reaktoru, významně kontaminovaly území Evropy. Nejvýznamnějšími kontaminanty byly a vzhledem ke svému dlouhému poločasu přeměny stále ještě jsou stroncium-89 a cesium-137. Havárie černobylské jaderné elektrárny spustila rozsáhlý průzkum kontaminace životního prostředí a potravních řetězců. Radioaktivní cesium se v naší, ale i v zahraniční populaci prokázalo okamžitě po radiační havárii v Černobylu. Pomocí potravinového řetězce se dostalo a dostává do lidského organismu a ukládá se v měkkých tkáních. Velice snadno ho lidské tělo vstřebává a vylučuje močí až z 80 %. Biologický poločas přeměny cesia-137, tj. potřebná doba k vyloučení jedné poloviny z těla, je 110 dnů, není-li doplňováno po dobu několika biologických poločasů, a je postupně z lidského organismu je vyloučeno.

Počátkem systematického plošného monitorování, které v tehdejší Československu vyústilo ve zřízení Radiační monitorovací sítě, byl rok 1986. Již několik dní po havárii černobylské jaderné elektrárny bylo možné detekovat zvýšenou úroveň aktivity, způsobené touto havárií, na rozsáhlém území Evropy, tedy i tehdejšího Československa. Distribuce cesia-137 nebyla po této havárii na území Československa

homogenní. Nehomogenita byla způsobena jednak lokálními srážkami, které podporují vypadávání radionuklidů z kontaminovaného mraku, a jednak několika průchody kontaminovaných vzdušných mas v různých směrech. Vyšší úroveň kontaminace byla nalezena v oblasti Severomoravského a Jihočeského kraje. V červnu 1986 bylo provedeno na celém území státu podrobné stanovení povrchové aktivity radionuklidů deponovaných v půdě. Další celoplošné průzkumy byly provedeny v letech 1995 a 2005. Tyto následné průzkumy už byly zaměřeny na lesní ekosystémy, jelikož v zemědělsky obdělávaných půdách dochází k homogenizaci obsahu cesia-137 v půdním profilu orbou.

Bakalářská práce je zaměřena na distribuci cesia-137 v půdním profilu neobdělávaných půd. Cílem bakalářské práce bylo zjistit, jaká je hloubková distribuce cesia-137 v neobdělávaných půdách a potvrdit či vyvrátit hypotézu, zda se maximum cesia-137 nachází v dosahu kořenového systému rostlin. Výsledky práce poskytnou informace o tom, v jaké hloubce se v současné době nachází maximum aktivity cesia-137 pocházejícího z radiační havárie v Černobylu.

1. Teoretická část

1.1. Prvky obecně

Prvky

Znalost chemických prvků se často omezuje jen na jejich značku. Ale tvoří naši potravu, těla, všechny věci a předměty. Objevování, výroba a používání prvků má velmi zajímavou historii i současnost. Jsou všude kolem nás, občas i tam kde je vůbec nečekáme. Kolují živou i neživou přírodou. A život prvků je nezničitelný. Z potřeby prvky třídit vznikla nejzajímavější kapitola z jejich života, cesta k periodické soustavě prvků (2, 11).

Cesium

Objeveno bylo roku 1860 německým chemikem R. W. Bunurem a německým fyzikem G. R. Kirchoffem. Kovové cesium poprvé získal Carl Setterberg v roce 1882. Chemická značka Cs, atomové číslo 55, v periodické tabulce prvků je tedy na 55. místě v 6. periodě. Latinsky caesius – nebeská modř – modravý. Chemický prvek z řady alkalických kovů, je jedním z nejreaktivnějších. Jedná se o velmi měkký, lehký, zlatožlutý kov, který lze krájet nožem. Je těžší než voda, velmi dobře vede elektrický proud a teplo. Velmi explozivně reaguje při kontaktu se studenou vodou. Přestože je kovem, taje při relativně nízké teplotě asi 28°C. Je obsaženo v minerálu poluritu, jehož bohatý zdroj se nalézá u Bernicových jezer v Manitobě, USA.

V přírodě se setkáváme pouze se sloučeninami cesia, a to díky jeho velké reaktivitě. Izotop Cs-133 se vyskytuje vzácně na Zemi i ve vesmíru. Do životního prostředí se dostává z různých zdrojů, nejčastěji přesunem z vyšších vrstev atmosféry a resuspenzí původního spadu z půdního povrchu. Má 11 hlavních radioaktivních izotopů, ale jen tři mají dlouhý poločas rozpadu: cesium-134, cesium-135, cesium-137. Radioaktivní izotopy vznikají jaderným štěpením (25, 29).

Cesium-137

Jedná se o radioizotop cesia, který vzniká štěpením jader uranu-235 v jaderných reaktorech a jaderných zbraních. Cesium-137 má poločas přeměny – rozpadu – 30,08 let. V přírodě se snadno šíří díky dobré rozpustnosti většiny solí cesia ve vodě. Tato látka, která se v těle chová jako draslík a zaujímá jeho místo se ukládá do měkkých tkání a

orgánů. Biologický poločas je poměrně krátký, asi 110 dnů. Při náhodném pozření cesia lze podpořit jeho vylučování z organismu požitím berlínské modři. Tento radionuklid má velmi širokou škálu využití. V průmyslu se používá ke kalibraci přístrojů měřících ionizující záření, je součástí zařízení na měření průtoku či tloušťky a vlhkoměrů. V lékařství se využívá v radioterapii, v geologii se používá jako radioaktivní značkovací za účelem měření eroze a ukládání půdy. (19, 25).

Draslík

Chemická značka K (kalium), atomové číslo 19, přírodní radionuklid, měkký, stříbřitý kov. Je součástí našeho životního prostředí, nalézá se v zemské kůře, mořích a oceánech, ve všech organických materiálech. Předpokládá se, že zemská kůra obsahuje 2,0 – 2,4 % draslíku, čímž se řadí na 6. místo ve výskytu prvků na zemi. Přírodní draslík obsahuje i radioaktivní draslík-40. Tento izotop má velmi dlouhý poločas rozpadu a je nejrozšířenějším přírodním radionuklidem. Je významným přírodním zdrojem záření, protože je obsažen v těle každého člověka. Potraviny, které konzumujeme, draslík obsahují, a proto je koncentrace v organismu vysoká. Důležitý je pro fungování našeho těla jako přenašeč signálu v buňkách. Biologický poločas vylučování draslíku z těla je 30 dnů (39, 41).

2. Základní pojmy

2.1. Pojmy a veličiny

Tato kapitola nás seznamuje s některými základními pojmy a veličinami, které jsou důležité pro pochopení daného tématu. Setkáváme se s nimi v různých vědních oborech, např. radiologie, radiobiologie, radiační ochrana apod.

Aktivita (A)

Počet jaderných přeměn za jednotku času. Měření počtu přeměn za sekundu, vyjadřuje se v jednotkách becquerel (Bq).

Becquerel (Bq)

Základní jednotka v jaderné fyzice a dozimetrii. Počet radioaktivních přeměn za jednotku času, které probíhají v radioaktivním zdroji, matematicky 1 částice/ 1 s. Odvozená jednotka soustavy SI s malým rozměrem používající násobky kilo, mega, giga, jejíž veličinou je aktivita.

Dávka

Absorbovaná dávka (D) je podíl energie, kterou ionizující záření předá látce o určité hmotnosti. Jednotka je Gray (Gy).

Expozice (ozáření)

Vystavení ionizujícímu záření. Rozlišujeme zevní nebo vnitřní.

Expoziční cesty

Cesty, jimiž radioaktivní látka může ozářit člověka.

Gray (Gy)

Je jednotkou veličiny dávka, patřící mezi jednotky SI, fyzikální rozměr je joule na kilogram (J/kg). Jeden gray znamená energii 1 J předanou látce o hmotnosti 1 kg.

Ionizující záření

Záření, které doprovází radioaktivní přeměnu látek. Přenos energie v podobě částic nebo elektromagnetických vln vlnové délky nižší nebo rovnající se 100 n. m. s., frekvencí vyšší nebo rovnající se 3×10^{15} Hz, který je schopen vytvářet ionty. Záření, jehož kvanta mají tak vysokou energii, že jsou schopna vyřádit elektrony z atomového obalu a tím látku ionizují.

Nuklid

Název pro atomy mající v jádře vždy stejný počet protonů i neutronů.

Poločas přeměny

Poločas přeměny – rozpadu ($T_{1/2}$) označuje dobu, za kterou se rozpadne polovina z celkového množství radionuklidu.

Radioaktivní prvek

Nestabilní prvek podléhající radioaktivní přeměně.

Radioaktivita

Schopnost některých atomů (radionuklidů) se samovolně přeměňovat na jiné atomy (nuklidy/radionuklidy). Přeměna je doprovázena emisí radioaktivního záření (alfa, beta, gama), štěpných produktů, protonů nebo záchytem elektronu.

Radionuklid

Radioaktivní nuklid, jehož jádra nejsou stálá a vysílají záření beta (elektrony), gama (fotony), alfa (jádra helia), čímž se přeměňuje na jiný nuklid.

Sievert

Jednotka pro dávkový ekvivalent v soustavě SI. Dřívější jednotkou byl rem (1 rem = 0,01 Sv).

Vnější kontaminace

Povrchová kontaminace, znečištění ploch nebo povrchu předmětů, rostlin, zvířat, půdy, osob atd. radioaktivními látkami.

Vnitřní kontaminace

Příjem radioaktivní látky do těla vdechnutím, požitím nebo přes povrch těla.

3. Současná situace

3.1. Životní prostředí

V současné době stále přetrvává kontaminace půdy cesiem-137, ke které přispěly testy jaderných zbraní v atmosféře probíhající v 50. až 70. letech minulého století a dominantně jaderná havárie jaderné elektrárny Černobyl. Závažnost kontaminace závisela na meteorologických podmínkách při průchodu kontaminovaných vzdušných mas přes naše území a následných dešťových srážkách. Cesium-137 se vstřebává do rostlin prostřednictvím jejich kořenového systému, je přítomno ve svrchních i hlubších vrstvách půdy a přes potravní řetězce se dostává i do lidského organismu. Obsah cesia-137 v životním prostředí se v různých lokalitách liší. Je to již více jak 34 let od jaderné havárie v Černobylu, cesium-137 postupně ubývá ze životního prostředí pomocí vlastní radioaktivní přeměny, tzv. poločasu rozpadu – přeměny, která trvá 30,08 let, ale i pomalou vertikální migrací do hloubky půdního profilu.

Na území České republiky se v současnosti nachází řada umělých radionuklidů v životním prostředí. Mezi nejvýznamnější patří cesium (Cs-137), jód (I-131), uhlík (C-14), tritium (H-3), stroncium (Sr-90), krypton (Kr-85). Zdroje kontaminace v současné době jsou již zmíněné zkoušky jaderných zbraní v 50. až 70. letech minulého století, radiační havárie jaderných elektráren v Černobylu 26. dubna 1986, ve Fukušimě 11. března 2011 a dále jsou to radioaktivní látky uvolňované z průmyslových a lékařských provozů pracujících s radioaktivními látkami (6, 32).

3.2. Radioaktivita

V životním prostředí, které nás obklopuje, jsou radioaktivní látky a radioaktivita stále přítomny. To se projevuje i v obsahu radionuklidů v potravinách, výrobcích a přírodních materiálech. Obsah radionuklidů je vyjádřený v hmotnostní či objemové aktivitě a liší se podle různých druhů komodit. Obecně platí, že aktivity cesia-137 v základních potravinách a pitné vodě se pohybují převážně v setinách až desetínách Bq/kg, resp. Bq/l, většinou je však jejich obsah tak malý, že je nelze spolehlivě detekovat, tzn., jsou pod mezí detekovatelnosti. Relativně vyšší obsah cesia-137 je stále pozorován v mase divoké zvěře (především divokých prasat), v houbách a lesních plodech. Hmotnostní aktivity cesia-137 v těchto produktech dosahuje jednotek až stovek Bq/kg. Je to dáno tím, že migrace cesia-137 v lesním ekosystému je malá. Pokles aktivity je v nich velmi pomalý, ovlivňuje jej charakter ekosystému, fyzikální zákony a poločas přeměny – rozpadu (26).

3.3. Aktivita radionuklidů v půdě

První celostátní průzkum půd na území tehdejšího Československa byl proveden mezi 16. až 18. červnem 1986. Odebráno bylo asi 1300 vzorků půdy na různých místech tak, aby reprezentovaly distribuci radioaktivního spadu na území ČSSR s počtem cca 10 vzorků na jeden okres. Vybrána byla místa nezastíněná budovami, stromy ani keři, bez travního porostu. Nejvhodnější byla zemědělsky neobdělávaná půda od 26. dubna 1986, propustná pro vodu, ale ne půda písčité. Vzorky byly odebrány z hloubky 3 cm a více, z plochy 0,09 m². Před měřením byla půda vysušena, odstraněny nečistoty a vzorky byly homogenizovány. Měření plošné aktivity radionuklidů v půdě bylo provedeno gama spektrometrií. Vzorky půdy a jejich měření posloužily pro podrobné zhodnocení spadu a kontaminace našeho území.

Distribuce radionuklidů a jejich plošné aktivity v půdě byla v různých oblastech velmi různorodá. Je zde zřejmá vazba na oblast, úroveň spadu a srážkovou činnost. Vzorky půdy byly odebírány a měřeny také v dalších letech 1993-2003 z 258 míst na území České republiky. Vzorky půdy a vegetace obsahovaly všechny typy půd a byly odebrány z převážně neobdělávané půdy mimo písčité. Z každého místa vždy jeden vzorek porostu (plocha asi 1 m²) a dva vzorky půdních vrstev (první vrstva 0-5 cm hloubky, druhá vrstva 5-20 cm hloubky, obě z plochy 0,04 m²).

Po vysušení a homogenizaci bylo v laboratoři provedeno stanovení hmotnostní aktivity a vypočtena plošná aktivita cesia-137 pomocí polovodičové gama spektrometrie.

Pouze dva odběry vertikálního půdního profilu proběhly do stejné hloubky a stejné síly, o které pojednává tato bakalářská práce, a to v lokalitě Lišov, první v roce 1995 a druhý v roce 2015. Profil byl odebrán do hloubky 1 m v 1 cm silné vrstvě. Vzorky byly vysušeny v laboratoři, vyčištěny a poté měřeny s vyhodnocením obsahu přírodních i umělých radionuklidů, především aktivita cesia-137. Měření probíhalo pomocí polovodičové gama spektrometrie. Je to však důležité pro další sledování aktivity radionuklidů v půdě, a to hlavně cesia-137 z důvodu dlouhého poločasu rozpadu. Průměrná hodnota depozice cesia-137 ze spadu z radiální havárie v Černobylu byla 7,6 kBq/m². Po více jak 34 letech od této havárie se neustále se mění v závislosti na meteorologických podmínkách, životním prostředí, činnosti člověka atd. (26, 29, 32, 42).

3.4. Vertikální migrace umělých radionuklidů v půdním profilu

Pro kontaminaci pedosféry měly velký význam atmosférické testy jaderných zbraní, které byly prováděny v 50. až 70. letech minulého století. Uskutečnilo se velké množství těchto testů s globálním únikem radionuklidů do ovzduší. Největší vliv na naše území měla jaderná havárie jaderné elektrárny v Černobylu 26. dubna 1986. Z radionuklidů, které tehdy z havarovaného reaktoru unikly, je do dnešních dnů důležité díky svému dlouhému poločasu přeměny cesium-137. Kontaminovalo především půdu a stále migruje půdním profilem a ovlivňuje naše životní prostředí (19, 23).

Počáteční fází ekologického cyklu, která zajišťuje samotný přenos radionuklidů do lidského organismu, je půda. Podíl mezi jednotlivými složkami půdy, ale i složení půdy má na tento proces velký vliv. Hlavní faktory, které ovlivňují distribuci a migraci radionuklidů v půdním profilu jsou dešťové srážky a jejich vstup do půdy, difúze, kapilární jevy, migrace kořenovými systémy rostlin, činnost zvířat a člověka. Cesium-137 je zastoupeno rovnoměrně v každé vrstvě zemědělsky obdělávané půdy, ale vysoké množství obsahují neobdělávané půdy, kde je v jednotlivých vrstvách zastoupeno nerovnoměrně (26, 32).

3.5. Lesní ekosystém

Lesní ekosystém velmi dobře zachycuje situaci po kontaminaci. Je to soustava živých a neživých složek, která zahrnuje všechny organismy žijící na určitém území. Fungují ve vzájemných vztazích, předávají si informace a mají mezi sebou různé vazby. Ovlivňuje je prostředí, ve kterém žijí, působení slunce, vody, tepla, chladu apod. Pro lesní ekosystém je jeho vývoj a možnosti samoregulace velmi důležitým článkem a pokud se propojí všechny jeho složky vznikne a neustále probíhá koloběh látek. Tak si každý ekosystém zachovává svoji jedinečnou podobu a plní svou funkci v životním prostředí. Zasaženy byly i ekosystémy v severní Evropě, kde se nachází tenká vrstva chudých půd na skalním podloží. Cesium se zde těžko váže a nemůže do hloubky difundovat. V těchto přírodních ekosystémech naměříme vyšší aktivitu všech složek životního prostředí a tím i větší kontaminaci lesních plodů a hub, rostlinné vegetace a lesní zvěře. Rychlost ubývání cesia ze životního prostředí, někdy také označována jako radioekologický poločas je delší pro přírodní ekosystémy než pro obdělávanou půdu, která je již promíchaná. Oblasti s touto půdou jsou v České republice v Jeseníkách a na Šumavě (29, 39).

4. Radiační nehody a havárie

4.1. Radiační mimořádné události

Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, ve znění zákona č. 183/2017 Sb., definuje radiační mimořádnou událost jako událost, která vede nebo může vést k překročení limitů ozáření a vyžaduje opatření, která by zabránila jejich překročení nebo zhoršování situace z pohledu zajištění radiační ochrany. Radiační mimořádné události jsou podle závažnosti rozděleny do tří úrovní:

- radiační mimořádná událost prvního stupně
- radiační nehoda
- radiační havárie.

Radiační mimořádná událost prvního stupně: je zvládnutelná silami a prostředky obsluhy a pracovníky pracujícími v aktuální směně.

Radiační nehoda: je mimořádná událost nezvládnutelná silami a prostředky obsluhy a pracovníky pracujícími v aktuální směně a nevyžaduje zavedení neodkladných ochranných opatření pro obyvatelstvo.

Radiační havárie: je mimořádná událost nezvládnutelná silami a prostředky obsluhy a pracovníky pracujícími v aktuální směně a vyžaduje zavedení neodkladných ochranných opatření pro obyvatelstvo.

Atomový zákon zavádí další pojem, a to radiologickou událost. Je to událost při lékařském ozáření a způsobuje chybné ozáření pacienta (8).

4.2. Kontaminace radioaktivními látkami

Kontaminace radioaktivními látkami je definována jako přítomnost radionuklidů na povrchu nebo uvnitř organismu. Rozlišujeme zevní a vnitřní kontaminaci. Zevní kontaminace-jedná se o znečištění nekrytého tělesného povrchu, kůže a sliznic radionuklidy. K vnitřní kontaminaci dochází při jejich vdechnutí, požitím kontaminované vody a potravy či vstřebáním z poraněné kůže a sliznic.

Nejrůznější formy radiačního poškození závisí na vlastnostech kontaminujících radioaktivních látek. Stupeň závažnosti určuje absorbovaná dávka záření. Může vzniknout celotělové (celkové) a místní (lokální) radiační poškození. Celotělové radiační poškození vzniká důsledkem rovnoměrného i nerovnoměrného ozáření organismu ionizujícím zářením. Lokální radiační poškození je místní ozáření náhodnými radionuklidy. Sdružené radiační poškození vzniká kombinací zevního ozáření a zevní i vnitřní kontaminace radionuklidy. Pokud je člověk ozářen a současně má neradiační poškození (popáleniny, traumata, jiná poranění), vzniká kombinované radiační poškození (mixty). Z časového hlediska máme radiační poškození akutní a chronické. Z pohledu účinků ionizujícího záření jsou účinky deterministické a stochastické (7, 38).

4.3. Účinky ionizujícího záření

Ionizující záření je záření, které má energii k odtržení elektronů z jejich elektronového obalu. Doprovází ho radioaktivní přeměna látek. Rozlišujeme tyto druhy záření: elektromagnetické vlnění-gama, X záření a tok částic – alfa, beta, neutronové.

Alfa záření je složeno z jader helia, částice alfa. Obsahuje dva protony a dva neutrony, má dva kladné náboje. Dosah alfa částic je krátký, desítky mikrometrů v tkáni a několik centimetrů ve vzduchu.

Beta záření: elektrony nebo pozitrony jsou vyslány při přeměně beta radioaktivními jádry prvků. Pohyb částic může ovlivňovat elektrické pole a nesou si kladný nebo záporný elektrický náboj. Jejich pronikavost – dosah je kolem jednoho metru ve vzduchu.

Gama záření – elektromagnetické záření se skládá z proudu fotonů. V tkáni proniká do hloubky několika centimetrů, ve vzduchu dosahuje i více kilometrů. Je výrazně pronikavější než záření alfa a beta. K jeho odstínění je potřeba vysokohustotní materiál (beton, kov). Energie tohoto záření, která vede k poškození zdraví nebo usmrcení člověka je relativně velmi malá ve srovnání s jinou formou energie. Množství předané energie ovlivňuje biologickou účinnost ionizujícího záření. Patologicky působí na člověka, vyvolává různé chorobné změny, které se projevují ve dnech, týdnech, letech, ale i v mnohem delším časovém období. Časně a pozdní následky ozáření člověka dnes nahradil základní typ vztahu dávky a účinku. Popis a prozkoumání tohoto vztahu je hlavní cíl všech studií, které se zaměřují na ochranu před tímto zářením. Účinky ionizujícího záření se dělí na *deterministické*, kdy zákonitě nastává efekt při dosažení určité dávky záření a na *stochastické*, kdy se zvyšuje pravděpodobnost poškození se stoupající dávkou.

Deterministické účinky mají prahovou závislost na dávce. Důležitá je změna klinického obrazu při zvyšující se dávce. Zdravotní následky a síla jejich projevů jsou přímo závislé na dávce záření.

Stochastické účinky jsou náhodné biologické změny v buňkách, které přežily ozáření. Buňky se změní a mohou se v delším časovém odstupu vyvinout v nádor. Pravděpodobnost rakovinového bujení a vzniku nádoru vzrůstá s dávkou záření a není ovlivněna stupněm účinku ani intenzitou.

Zdrojem ionizujícího záření je radioaktivní látka, předmět, zařízení ji obsahující či uvolňující nebo generátor zařízení, kterým je zařízení způsobilé generovat ionizující záření (23, 32, 40).

5. Černobyl

5.1. Radiační havárie jaderné elektrárny

Elektrárna leží asi 130 km severně od hlavního města Ukrajiny, Kyjeva. V této elektrárně se stala největší radiační havárie v bývalém Sovětském svazu. V časných ranních hodinách (01:23:40) 26. dubna 1986 došlo k výbuchu reaktoru 4. bloku jaderné elektrárny a následnému požáru. Požár trval až do 10. května 1986 a do okolního prostředí uniklo velké množství radioaktivních látek. Evropu, její velkou část zasáhl radioaktivní spad a kontaminace radionuklidy jodu, cesia a stroncia.

Jod-131 s poločasem rozpadu 8 dní ovlivnil radiační situaci v prvních dnech. Stroncium-90 s poločasem rozpadu 28 let a cesium-137 s poločasem rozpadu více než 30 let jsou velmi důležité z pohledu času, po který zůstávají v okolním prostředí a ovlivňují naše životní prostředí dodnes. Při záchranných a likvidačních pracích zahynulo bezprostředně 31 lidí, z toho 28 lidí na nemoc z ozáření. Další úmrtí a nemoci s trvalými následky, ke kterým došlo a dochází s odstupem času, jsou také důsledkem této havárie (4, 8, 15, 27).

5.2. Ekologické následky Černobylu

Největší únik radioaktivity při havárii nastal během prvních deseti dnů. Unikly radioaktivní plyny, kondenzované aerosoly a množství částic z jaderného paliva. Bezprostředně po výbuchu byl dominantním kontaminantem jód-131. Ten však vzhledem ke svému krátkému poločasu přestal být důležitý po cca 3 měsících, po následující desetiletí je převažujícím prvkem cesium-137. Kontaminace zasáhla zemědělskou půdu, lesy, ale také města. Největší přísun radionuklidů byl z půdy a kořenů rostlin. Opět hlavní viník cesium-134 a cesium-137. Vliv meteorologických podmínek se projevil v radioaktivním zamoření zasažených území. Vymývání radionuklidů z atmosféry ovlivňovaly dešťové srážky, místa, kde přelo, vykazovaly větší radioaktivní spad (15, 27).

6. Cíl práce a hypotéza

6.1. Cíl práce

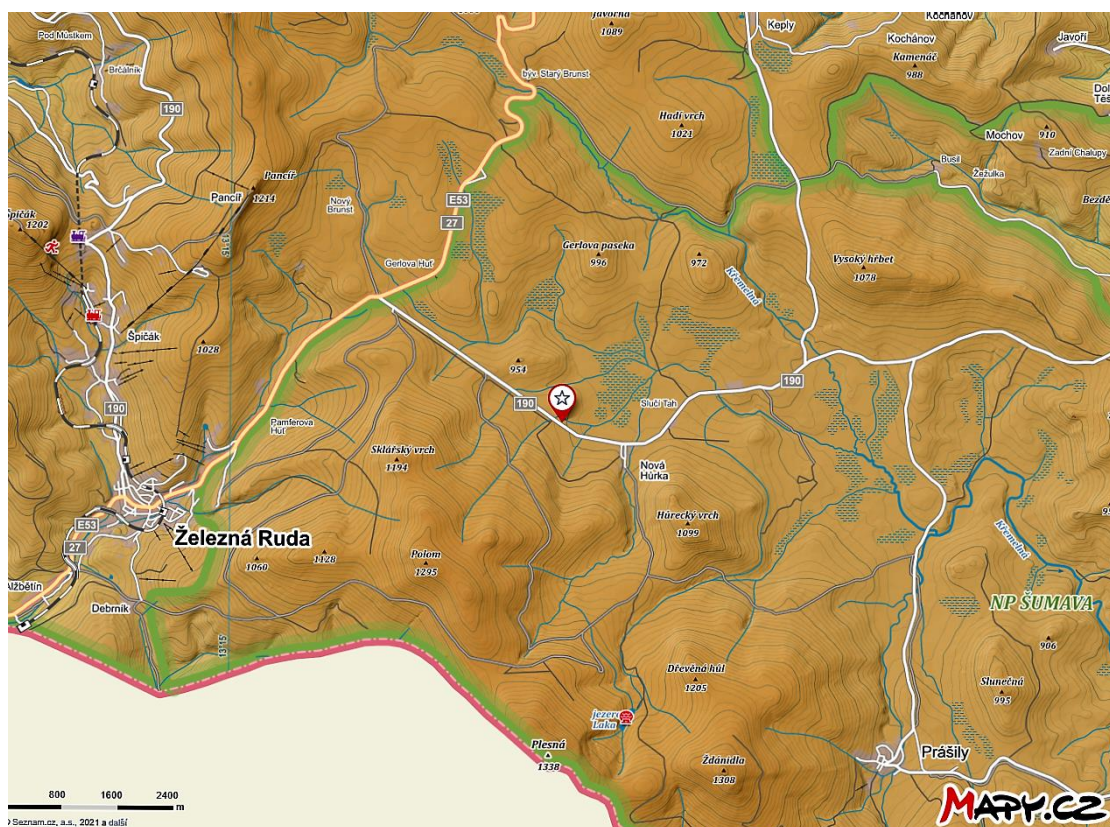
Cílem práce je zjistit, jaká je hloubková distribuce cesia-137 v neobdělávaných půdách.

6.2. Hypotéza

Maximum cesia-137 se v neobdělávaných půdách stále vyskytuje v dosahu kořenového systému rostlin.

7. Metodika

Metodiku jsem rozdělila na odběr, přípravu vzorků půdy a jejich měření. Z dostupné literatury a po konzultacích s vedoucím práce se jako nejlepší lokalita ukázal Národní park Šumava, region Železnorudsko, obec Nová Hůrka (Kuchyně) 904 m. n. m., GPS souřadnice 49°8'54.649 N, 13°18'53.939'' E.



Mapa odběrového místa.

Zdroj: <https://mapy.cz/zemepisna?x=13.2944695&y=49.1521662&z=12&q=49%20%20B08%C2%B454.649%20N%2013%20%20B018%C2%B453.939%C2%B4%20%20B4%20E&source=coord&id=13.314983055555556%2049.14851361111111>

Podle mapy a z informačních zdrojů Národního parku Šumava se jednalo o neobdělávanou půdu, kde se předpokládala významná kontaminace. Protože se daná lokalita nachází ve 2. zóně Národního parku Šumava byl kontaktován s žádostí o umožnění odběru vzorků půdy. Nejdříve proběhl osobní kontakt, a poté i osobní jednání s p. Šrailem, náměstkem Správy Národního parku, který byl velmi vstřícný.

Přesný výběr místa pro odběr vzorků půdy z vybrané lokality jsme provedli společně, kdy jsme danou oblast projeli a určili nejlepší místo z pohledu zaměření mé bakalářské práce. Vybraná lokalita splňovala podmínky pro odběr vzorků půdy, a to prokázanou kontaminací cesiem-137 při průchodu srážkových mraků nad naším územím po radiační havárii v Černobyli, zemědělsky nevyužívanou, neobdělávanou půdu s vysokou kontaminací způsobenou radiačním spadem. Od havárie jaderné elektrárny v roce 1986 do současnosti byla tato půda bez zásahu člověka, ovlivňována jen povětrnostními vlivy a zvěří. Přestože daná lokalita leží ve 2. zóně Národního parku Šumava, byl odběr vzorků umožněn a domluven přibližný termín jejich odběru. Následovala přípravná část, nákup pomůcek a náradí, jejich využití, zkušební kopání a odběry vzorků, testování metod a postupů při odběru, zvážení časové náročnosti, výroba vlastního odměřovacího zařízení. Vše bylo pečlivě dokumentováno a konzultováno s vedoucím mé bakalářské práce. Celý průběh odběru vzorků půdy byl fotograficky zdokumentován. Výběr vhodné lokality, teoretické plánování postupů, přípravná část, vše bylo velmi důležité pro úspěšné odebrání vzorků půdy z půdního profilu. Pro splnění cíle této práce byl proveden podrobný průzkum a pečlivé odebrání vzorků půdy v půdním profilu po 1 cm do hloubky 1 m v lokalitě zasažené radiačním spadem vybrané na podkladě map, které zobrazují průchody radiačních mraků při radiační havárii jaderné elektrárny v Černobyli.

7.1. Odběr a příprava vzorků

Odběru vzorků půdy předcházela dlouhá a pečlivá příprava s vybráním vhodné oblasti a místa. Hledala jsem oblast, kde prokazatelně proběhl radioaktivní spad na našem území a místo, které nebylo zemědělsky využíváno a neprobíhala zde žádná jiná aktivní činnost. Nejlépe tedy půdu neobdělávanou, původní, nedotčenou od roku 1986, kde bude jasně patrný vliv radiační havárie v Černobyli. Na vlastní odběry vzorků půdy jsem se

připravovala zkušebním kopáním do hloubky 1 metru, vyzkoušením pomůcek, nářadí a postupů, zjištěním časové náročnosti.

Po provedení a vyzkoušení všech metod a postupů jsem přípravu ukončila a vybrala místo, lokalitu Nová Hůrka (Kuchyně), oblast Železnorudsko, 2. zóna Národního parku Šumava. Odběr vzorků půdy byl proveden v srpnu 2019 podle jednotné metodiky. Vzhledem k umístění dané lokality se musí dodržovat zákony a vyhlášky s ní související. Po celou dobu práce na odběrech půdních vzorků byl přítomen správce Národního parku Šumava, který nám byl přidělen a zajišťoval dodržování pravidel, kontroloval naši činnost, ale také nám pomáhal s dopravou na lokalitu, přepravou věcí a materiálu.

Po příjezdu na místo odběru půdních vzorků jsme naplánovali, jak bude probíhat celý odběrový den, vyznačili přesné místo odběru a stanovili pohyb na něm. Cílem bylo vykopání jámy více jak metr hluboké a široké tak, aby umožnila bezpečný a správný odběr vzorků půdy. Jednotlivé vzorky, vrstvy půdy byly odebírány po 1 centimetru pečlivě, co nejpřesněji. Je zde patrná různá homogenita ve vrstvách půdy, nepravidelný výskyt kořenů, kamenů a nečistot.

Prvním krokem bylo odkrytí vrchní vrstvy půdy tzv. drnů do hloubky cca 5 cm a začalo postupné kopání a hloubení jámy o rozměrech 30 x 100 cm pro přesný odběr vzorků půdy po 1 cm do hloubky 1 m. Následovala instalace a seřízení vlastního odměřovacího zařízení, které zabezpečilo přesnost odběrů vzorků na centimetry. Po nainstalování začal samotný odběr půdních vzorků podle přesně naplánovaného postupu s dodržáním jednotné metodiky, přesně stanoveného postupu, který jsem připravila před samotným odběrem půdních vzorků.

Z každého centimetru bylo získáno a uloženo do polyethylenových sáčků 200-250 gramů půdy. Každý odebraný půdní vzorek byl pečlivě vyčištěn, zvážen a uložen do předem označených sáčků. Po dosažení stanovené hloubky 1 m a naplnění všech 100 sáčků jsme místo odběru uvedli do původního stavu dle pokynů správce Národního parku Šumava. Vyhloubená jáma se zpět zaházela vykopanou zeminou a povrch se opět překryl drny, které jsme na začátku kopání opatrně odstranili. Po ukončení všech prací jsme danou lokalitu opustili opět v doprovodu a s pomocí správce Národního parku. Celý

odběrový den jsme zakončili u náměstka Národního parku p. Šraila, kde jsem všem poděkovala za spolupráci a umožnění odběru vzorků půdy pro moji bakalářskou práci.

Odebrané půdní vzorky jsme převezli domů, kde začalo jejich sušení, které probíhalo při pokojové teplotě po dobu 3 měsíců a posléze, když už jejich hmotnost neklesala a byla konstantní, byly připravené pro samotné měření. Posledním krokem bylo konečné vyčištění vzorků, odstranění kamínků, kořínků rostlin a dalších nečistot. Následně byly půdní vzorky rozmělněním a prosetím přes síta s různě velkými oky homogenizovány.

7.2. Měření

Posléze byly půdní vzorky změřeny polovodičovou gama spektrometrií. Výsledkem byla hmotnostní aktivita cesia-137. Pro srovnání také byla měřena aktivita draslíku-40, který je přírodním radionuklidem a přirozenou součástí našeho životního prostředí.

Měření probíhalo na Regionálním centru (RC) Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (SÚJB) v Českých Budějovicích. Půdní vzorky byly vloženy do polyethylenových (PET) nádob o objemu 250 ml, zváženy a poté měřeny standardním způsobem. Měření probíhá tak, že měřicí nádoba je usazena v dané geometrii na detektor a je zahájen sběr dat. Uplynutím zadané měřicí doby bylo měření zastaveno a pomocí softwaru GAMWIN byla naměřená spektra vyhodnocena. Doba měření byla 12 až 24 hodin. Analýzou spektra a výstupem měření byla hmotnostní aktivita vybraných radionuklidů (Bq/kg) v daném vzorku půdy. Pro přesné stanovení aktivity cesia-137 v půdních vzorcích byla použita polovodičová gama spektrometrie. Ta se využívá ke kvalitativnímu a kvantitativnímu určení radionuklidů přírodních i umělých, emitujících gama záření.

Větší část radionuklidů má alespoň jednu dobře stanovitelnou čáru gama záření v energetickém rozsahu od 50 do 3000 keV. Polovodičová gama spektrometrie přináší velké výhody, protože už není nutné provést další náročné chemické nebo jiné zpracování vzorků. Manipulace s měřeným materiálem se zaměří na jeho zpracování tak, aby bylo možné ho umístit do příslušné měřicí nádoby a určit jeho objem nebo váhu.

Měřicí trasa se skládá z několika částí. První je polovodičový detektor s předzesilovačem chlazeným tekutým dusíkem a umístěný ve vhodném stínění. Druhou částí je zesilovač, analogově digitální převodník a multikanálový analyzátor.

V současnosti se používají polovodičové detektory z velmi čistého germania, tzv. HPGe detektory (High Purity Germanium).

8. Výsledky měření

Výsledky jsou zpracovány a shrnuty do tabulek a grafů pro jejich větší přehlednost. V tabulce 1 jsou shrnuty výsledky hmotnostních aktivit cesia-137 a draslíku-40 v jednotlivých vrstvách půdy (označeny podle své hloubky čísly 1-100). Spolu s hmotnostní aktivitou je udávána i chyba měření, taktéž v Bq/kg. Pro každou vrstvu je zde uvedena hmotnost půdy, která byla zjištěna po zpracování a přípravě k měření. Tato hmotnost se shoduje s měřenou hmotností vzorku, to znamená, že měřena byla veškerá odebraná půda v dané vrstvě. V obrázku 2 jsou znázorněny výsledky měření hmotnostní aktivity cesia-137, je patrné že maximum se nachází ve vrstvě číslo 3 (427 Bq/kg) a od vrstvy číslo 8 aktivita cesia-137 strmě klesá, od vrstvy číslo 24 už hmotnostní aktivita cesia-137 nepřesahuje 10 Bq/kg. Nejmenší hodnota hmotnostní aktivity se nachází v poslední vrstvě číslo 100 v hloubce 1 metru (0,7 Bq/kg).

Pro větší přehlednost výsledků jsou výsledky znázorněny v obrázku 1 v logaritmickém měřítku, kde jsou potlačeny řádové rozdíly v naměřených hmotnostních aktivitách. Z tohoto grafu je zřetelně vidět, že v půdním profilu jsou ještě další dvě maxima, a to ve vrstvě 51 (9,9 Bq/kg) a vrstvě 89 (11,3 Bq/kg) Tato maxima (peaky) jsou sice řádově nižší, ale v logaritmickém měřítku grafu naprosto zřetelná. Pokud bychom uvažovali celkovou aktivitu cesia-137 ve všech vrstvách rovnu 100 %, pak aktivita jedné vrstvy je určité procento celkové aktivity.

V obrázku 3 je znázorněno procentuální zastoupení hmotnostní aktivity cesia-137 kumulativně, to znamená, že každá předchozí procentuálně vyjádřená aktivita vrstvy půdy je přičtena k následující. Z grafu je patrné, že v prvních pěti centimetrech půdy je obsaženo 37,6 % celkové aktivity cesia-137, v deseti centimetrech už 68,3 % v patnácti 87,1 % a ve dvaceti centimetrech je to už 93,8 %. Další přírůstky aktivity jsou již malé, do hloubky 25 centimetrů se nachází 95% celkové aktivity cesia-137. To znamená, že většina cesia-137 se stále nachází ve svrchních vrstvách půdy, do hloubky difundovalo pouze malé procento aktivity.

V tabulce 2 jsou výsledné hmotnostní aktivity zprůměrovány po 5 vrstvách a výsledek je pro větší přehlednost zobrazen v obrázku 4 který je, kvůli řádovým rozdílům hodnot, opět v logaritmickém měřítku. Hmotnostní aktivita cesia-137 zvolna klesá do hloubky 15 cm, kde si ještě drží aktivitu 200 Bq/kg, potom je pokles prudký na úroveň jednotek Bq/kg.

I v tomto grafu jsou patrná 3 maxima, první ve vrstvě 1-5 (396,6 Bq/kg), druhé ve vrstvě 51-55 (6,3 Bq/kg) a třetí ve vrstvě 86-90 (7,5 Bq/kg).

V obrázku 5 jsou znázorněny hmotnostní aktivity cesia-137 ve vrstvách 1-20, z grafu je zřetelně vidět maximum ve vrstvě číslo 3 a strmý pokles aktivity od vrstvy číslo 8. Obrázek 6 ukazuje v detailu vrstvy 21-40, zde je vidět počáteční pokles aktivity cesia-137, která od vrstvy 26 nepřesahuje 5 Bq/kg. Na obrázku 7 jsou vrstvy 41-60, tady můžeme pozorovat pozvolný vzestup hodnot hmotnostních aktivit cesia-137 až ke druhému maximu ve vrstvě 51 (9,9 Bq/kg) a poté pokles hodnot na úroveň pod 5 Bq/kg.

Obrázek 8 prezentuje vrstvy 61-80, zde jsou hodnoty rozkolísané od 0,8 Bq/kg až do 3,7 Bq/kg, není zřejmý žádný trend vzestupu nebo poklesu naměřených hodnot. Obrázek 9 znázorňuje posledních 20 vrstev, 81-100 cm, kde je jednoznačně vidět pozvolný vzestup k třetímu maximu ve vrstvě 89 (11,3 Bq/kg) a poté pokles k poslední vrstvě na naměřené minimum ve vrstvě 100 (0,7 Bq/kg). Na obrázku 10 jsou znázorněny hmotnostní aktivity draslíku-40, minimum se nachází ve vrstvě číslo 3 (750 Bq/kg), maximum ve vrstvě číslo 93 (1440 Bq/kg). Průběh hmotnostních aktivit draslíku-40 v půdním profilu má zpočátku mírně vzestupný trend, kdy od vrstvy číslo 1 do vrstvy 58 se aktivity pohybují mezi 750-1000 Bq/kg, poté se aktivita začíná zvyšovat na 1310 Bq/kg ve vrstvě 67, posléze mírně klesá a osciluje mezi hodnotami 1150 až 1340 Bq/kg, následuje prudký vzestup na maximum ve vrstvě 93 a potom už pozvolný pokles na hodnotu 1190 Bq/kg ve vrstvě 100.

8.1. Tabulky

Tabulka č.1. Hodnoty aktivity Cs-137 a K-40 v jednotlivých vrstvách

vrstva číslo	měřená hmotnost (g)	Cs-137		K-40	
		aktivi ta (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)	aktivit a (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)
1	202	404	7,56	806	34,7
2	203	421	5,2	788	15,1
3	201	427	6,03	755	21,1
4	200	409	4,73	795	11,7
5	201	322	4,66	758	19,9
6	202	245	3,22	808	15,1
7	199	340	5,14	782	22,4
8	202	416	5,65	780	19,4
9	201	349	4,38	798	15
10	201	267	4,02	822	20,6
11	200	310	3,95	821	15,4
12	200	274	4,06	788	19,7
13	199	215	2,89	802	15,1
14	201	78,1	1,73	862	20,7
15	199	123	1,87	877	16,2
16	200	108	2,24	855	22,3
17	200	86,2	1,81	862	20,4
18	203	59,7	1,13	859	15,8
19	200	47,1	1,38	880	21,8
20	200	52,3	1,04	919	16,6
21	202	28,3	1,04	871	20,6
22	201	11,8	0,556	883	16,3
23	210	6,36	0,622	815	19,2
24	203	11,1	0,539	858	15,9
25	206	9	0,673	897	19,9
26	207	3,3	0,42	893	16,6
27	208	2,12	0,49	854	18
28	201	2,02	0,39	956	18,2
29	204	3,76	0,339	918	14,8
30	205	3,7	0,296	912	14,3
31	202	1,93	0,319	888	14,8
32	203	2,86	0,592	920	21,4
33	201	2,79	0,43	896	16,6
34	212	2,38	0,313	873	14,1
35	212	1,36	0,273	848	13,8
36	208	1,59	0,28	896	14,4

vrstva číslo	měřená hmotnost (g)	Cs-137		K-40	
		aktivi ta (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)	aktivit a (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)
37	203	1,85	0,385	916	16,1
38	211	2,86	0,741	921	28,5
39	211	1,78	0,395	897	16,1
40	208	3,16	0,309	921	14,8
41	212	1,58	0,345	901	15
42	212	1,79	0,318	901	14,5
43	210	3,42	0,596	933	21,3
44	208	2,79	0,381	944	16,7
45	208	3,08	0,581	952	21,7
46	212	3,05	0,355	951	16,7
47	212	3,19	0,59	912	21,3
48	210	4,67	0,324	941	15
49	209	6,12	0,784	949	28,3
50	209	3,45	0,421	955	16,9
51	211	9,88	0,688	959	21,6
52	212	4,84	0,428	968	16,8
53	212	7,92	0,374	993	15,5
54	217	3,34	0,314	924	14,8
55	211	5,57	0,283	913	12,4
56	215	3,48	0,38	941	14,9
57	213	2,67	0,217	974	13,1
58	212	2,95	0,356	1020	15,8
59	211	4,09	0,239	981	13,2
60	219	3,68	0,371	1070	16,4
61	206	1,61	0,53	1140	24,7
62	207	3,21	0,626	1190	24,7
63	210	1,88	0,417	1220	19,9
64	207	1,31	0,282	1240	18,5
65	206	3,5	0,471	1270	20,9
66	211	1,74	0,313	1250	18,6
67	205	0,757	0,206	1310	16,6
68	212	0,955	0,203	1290	20,5
69	208	1,04	0,278	1270	18,9
70	211	2,45	0,437	1260	20,2
71	211	0,905	0,186	1187	18,6
72	214	3,41	0,427	1220	19,7
73	203	3,09	0,345	1270	19,9
74	204	3,74	0,332	1270	18,5
75	209	2,22	0,307	1240	18,5

vrstva číslo	měřená hmotnost (g)	Cs-137		K-40	
		aktivi ta (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)	aktivit a (Bq/kg)	chyb a (Bq/kg)
76	208	3,34	0,353	1270	19,2
77	208	3,23	0,383	1230	19,8
78	208	2,14	0,22	1210	15,6
79	213	2,11	0,309	1340	19,8
80	205	2,83	0,279	1240	20,6
81	220	2,39	0,306	1240	18,2
82	206	4,15	0,337	1270	18,5
83	211	3,96	0,359	1240	18,9
84	210	5,02	0,352	1210	18,1
85	220	5,37	0,323	1330	19
86	218	7,21	0,421	1230	19,1
87	222	5,14	0,359	1170	17,8
88	225	6,8	0,243	1200	14,9
89	223	11,3	0,529	1170	19
90	229	6,88	0,287	1170	15,8
91	232	5,64	0,235	1150	14,4
92	219	6,16	0,296	1200	19,7
93	231	2,61	0,228	1440	19,6
94	224	2,85	0,242	1040	17,1
95	224	1,68	0,198	1230	15,1
96	226	1,15	0,29	1190	19,4
97	224	1,14	0,169	1190	14,6
98	225	0,904	0,165	1180	14,4
99	231	0,87	0,11	1128	15,6
100	233	0,724	0,296	1190	19

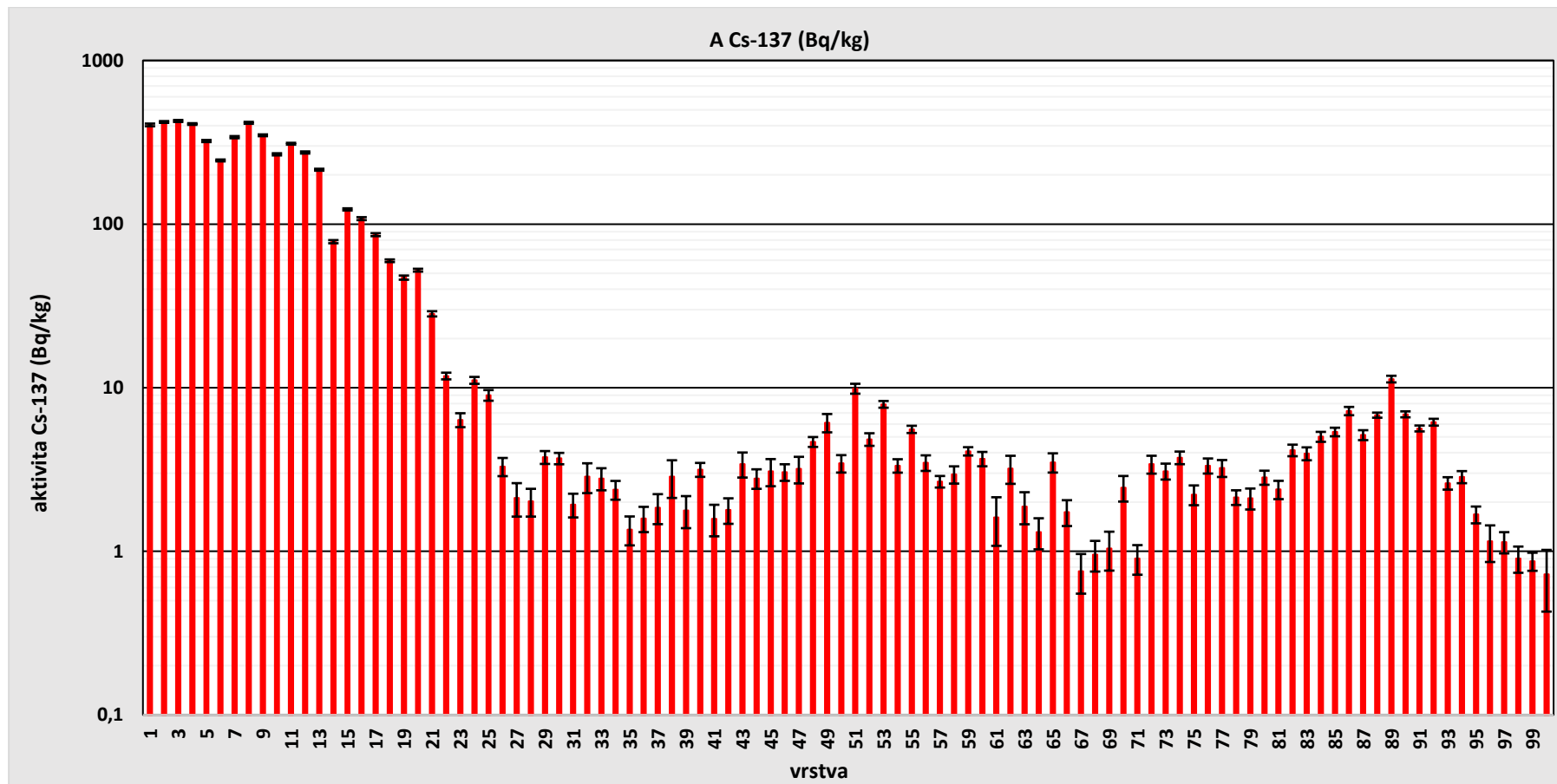
Zdroj: autor

Tabulka č.2. Hodnoty aktivity Cs-137 a K-40 ve vrstvách po 5 cm

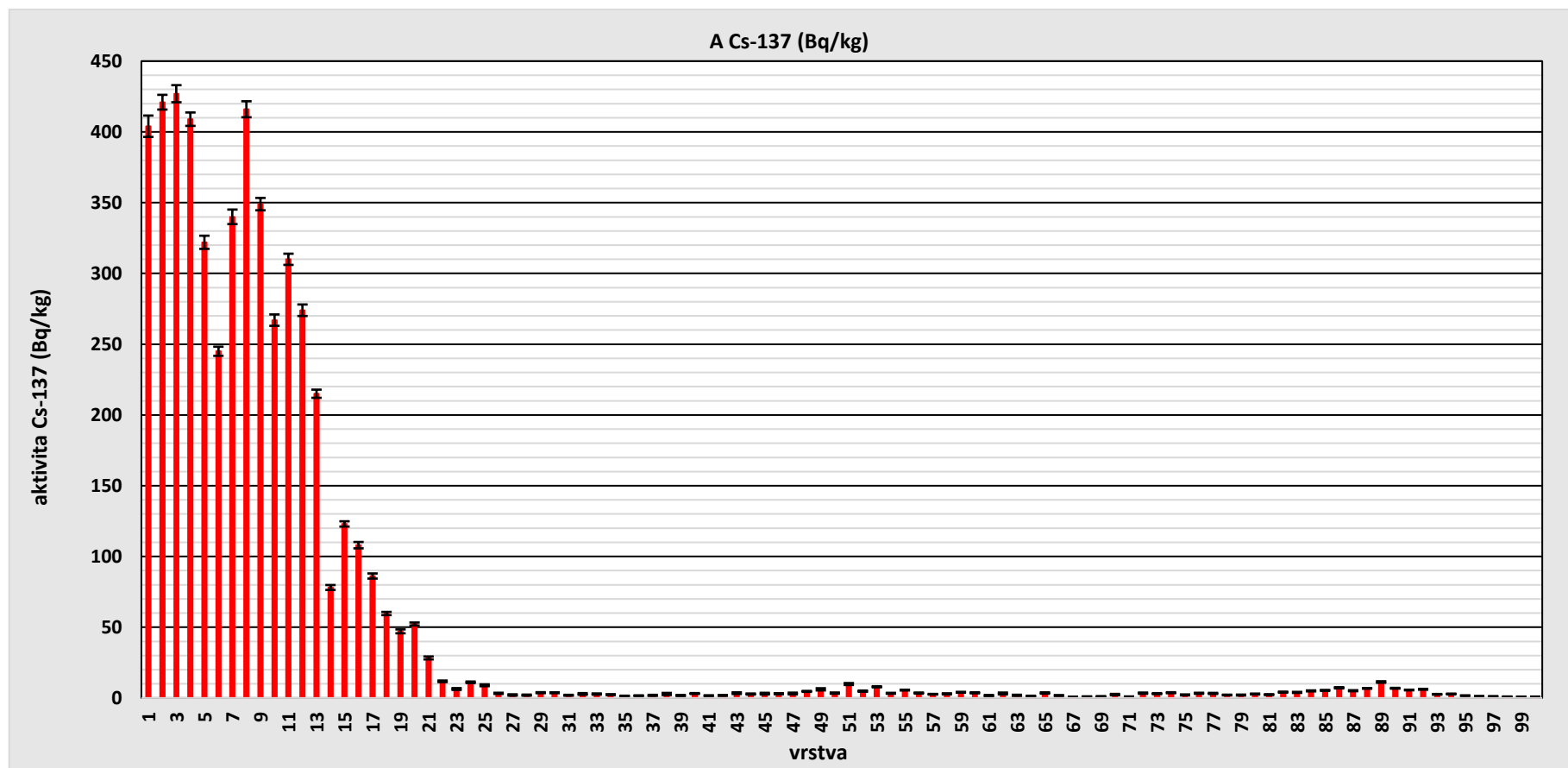
vrstvy číslo	Cs-137		K-40	
	aktivita (Bq/kg)	chyba (Bq/kg)	aktivita (Bq/kg)	chyba (Bq/kg)
0-5	396,6	5,6	780,4	20,5
6-10	323,4	4,5	798,0	18,5
11-15	200,0	2,9	830,0	17,4
16-20	70,7	1,5	875,0	19,4
21-25	13,3	0,7	864,8	18,4
26-30	3,0	0,4	906,6	16,4
31-35	2,3	0,4	885,0	16,1
36-40	2,2	0,4	910,2	18,0
41-45	2,5	0,4	926,2	17,8
46-50	4,1	0,5	941,6	19,6
51-55	6,3	0,4	951,4	16,2
56-60	3,4	0,3	997,2	14,7
61-65	2,3	0,5	1212,0	21,7
66-70	1,4	0,3	1276,0	19,0
71-75	2,7	0,3	1237,4	19,0
76-80	2,7	0,3	1258,0	19,0
81-85	4,2	0,3	1258,0	18,5
86-90	7,5	0,4	1188,0	17,3
91-95	3,8	0,2	1212,0	17,2
96-100	1,0	0,2	1175,6	16,6

Zdroj: autor

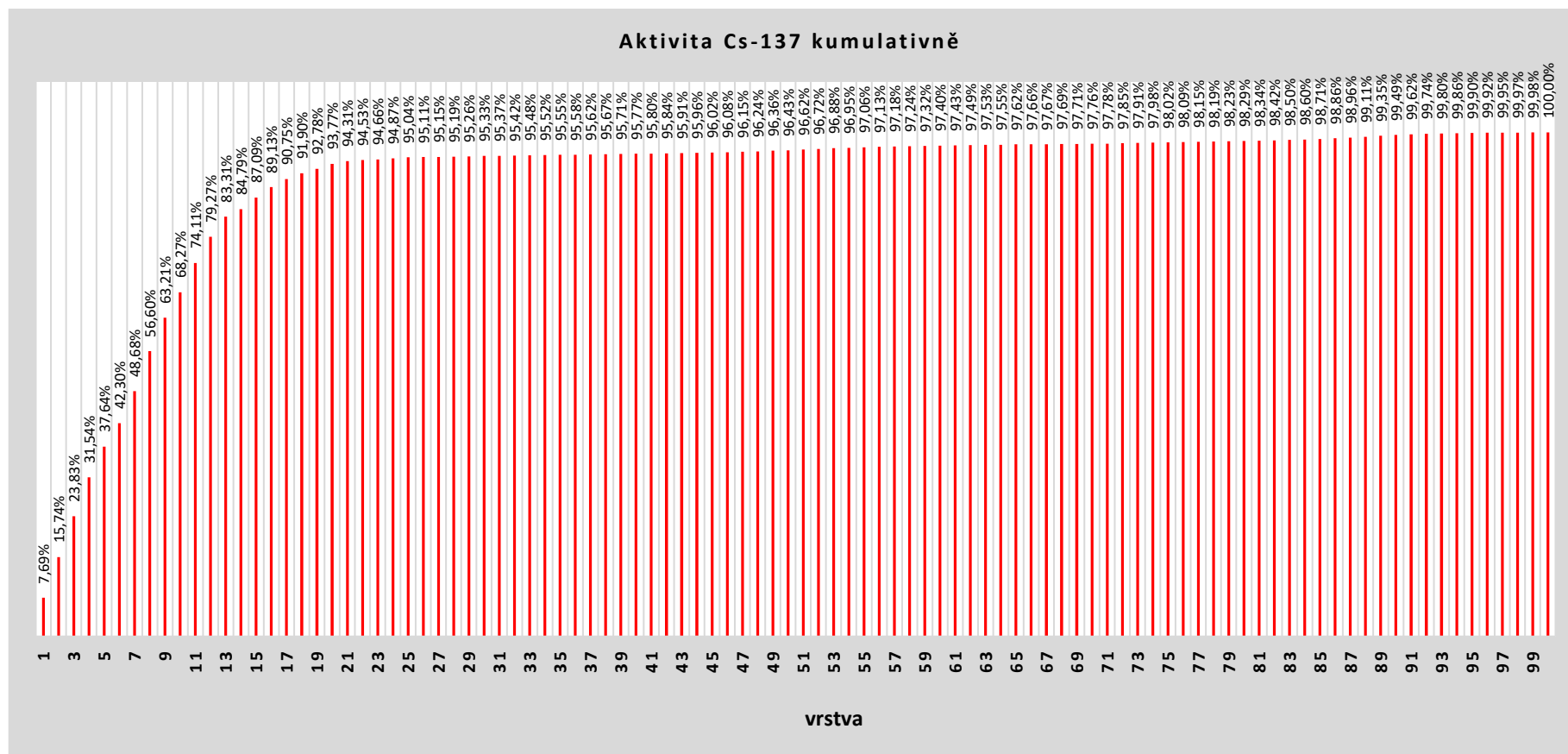
8.2.Grafy



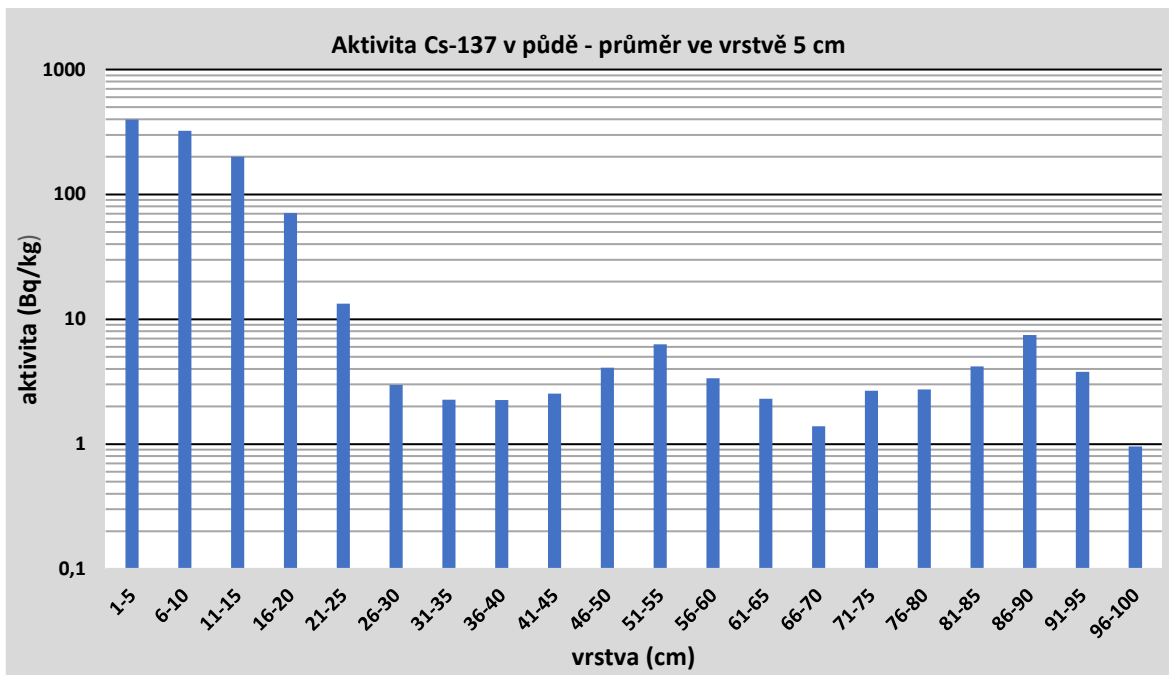
Obrázek č.1. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách



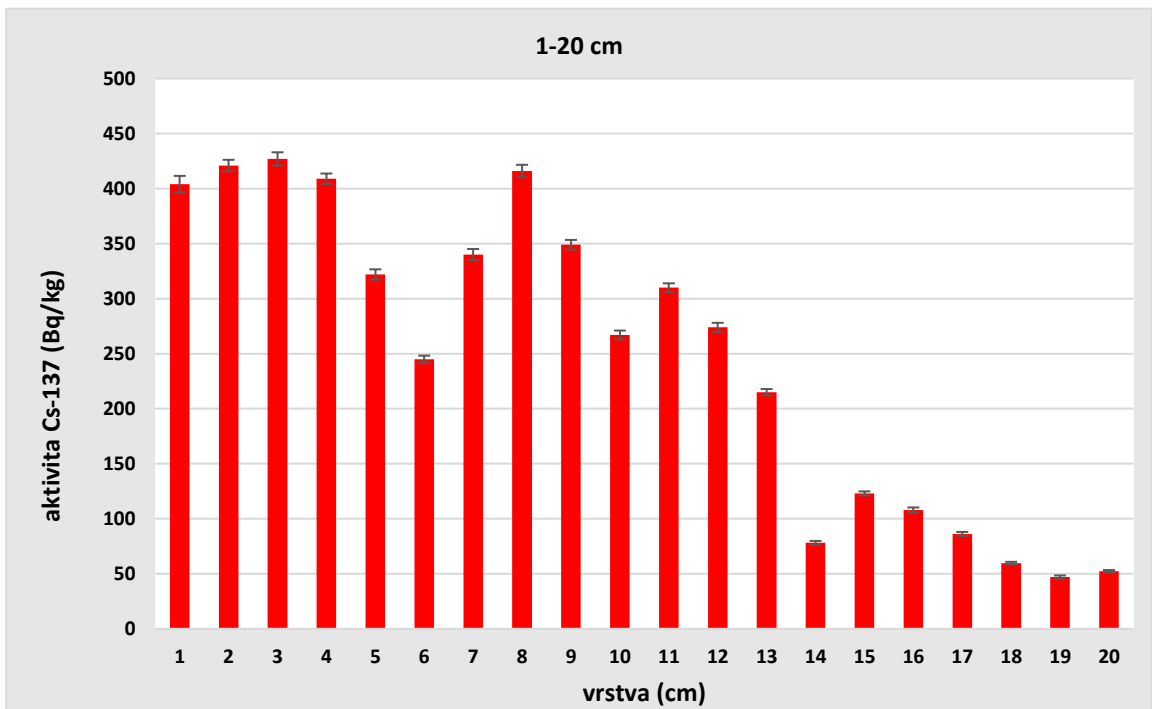
Obrázek č.2. Nejvyšší hodnoty aktivity cesia-137 v jednotlivých vrstvách



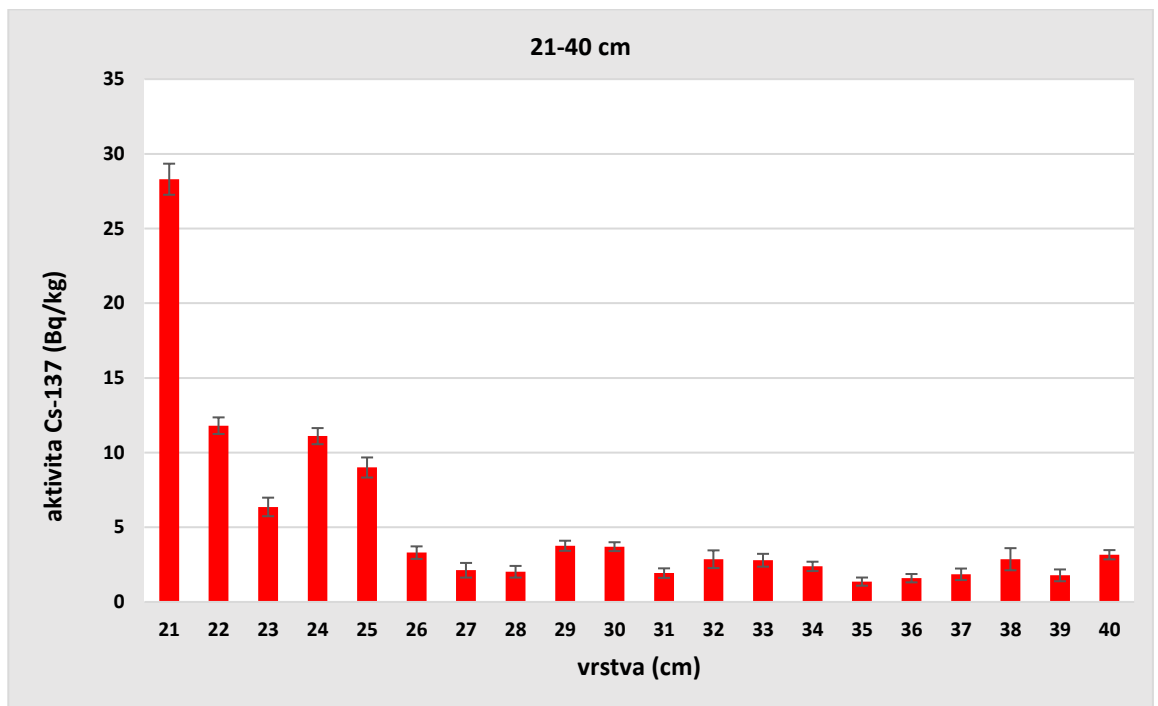
Obrázek č.3. Kumulativní aktivita cesia-137



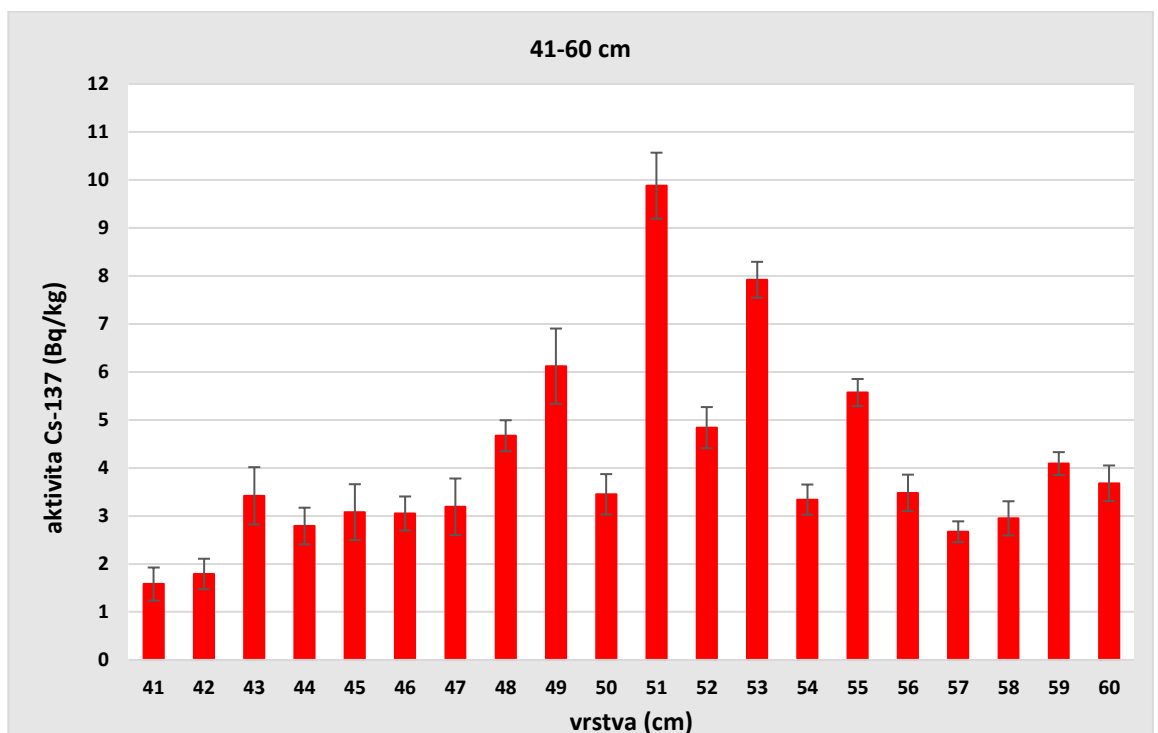
Obrázek č.4. Aktivita Cs - 137 průměrné hodnoty po 5 cm



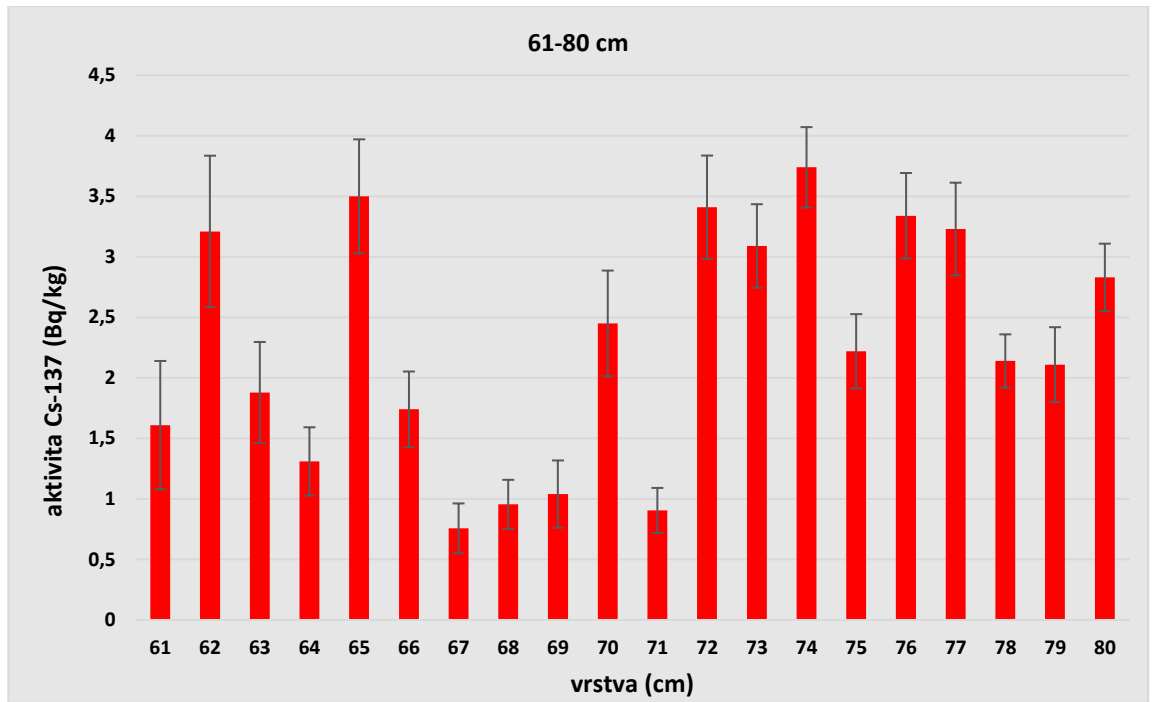
Obrázek č.5. Aktivita Cs-137 v jednotlivých vrstvách 1 až 20 cm



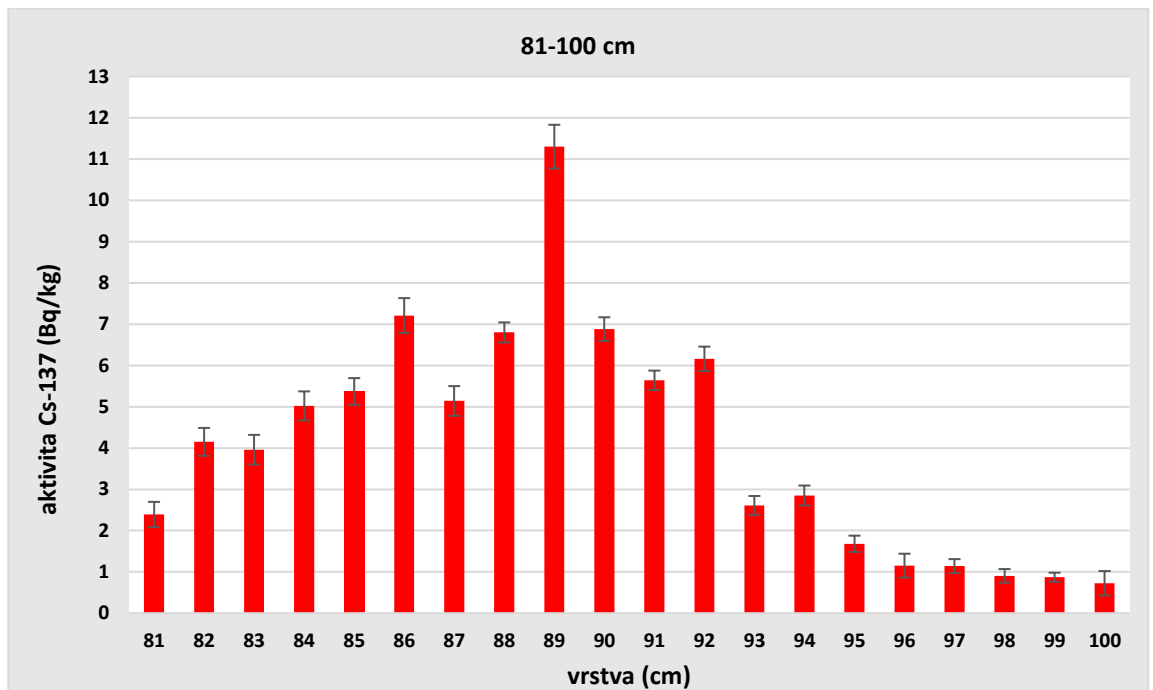
Obrázek č.6. Aktivita Cs-137 v jednotlivých vrstvách 21 až 40 cm



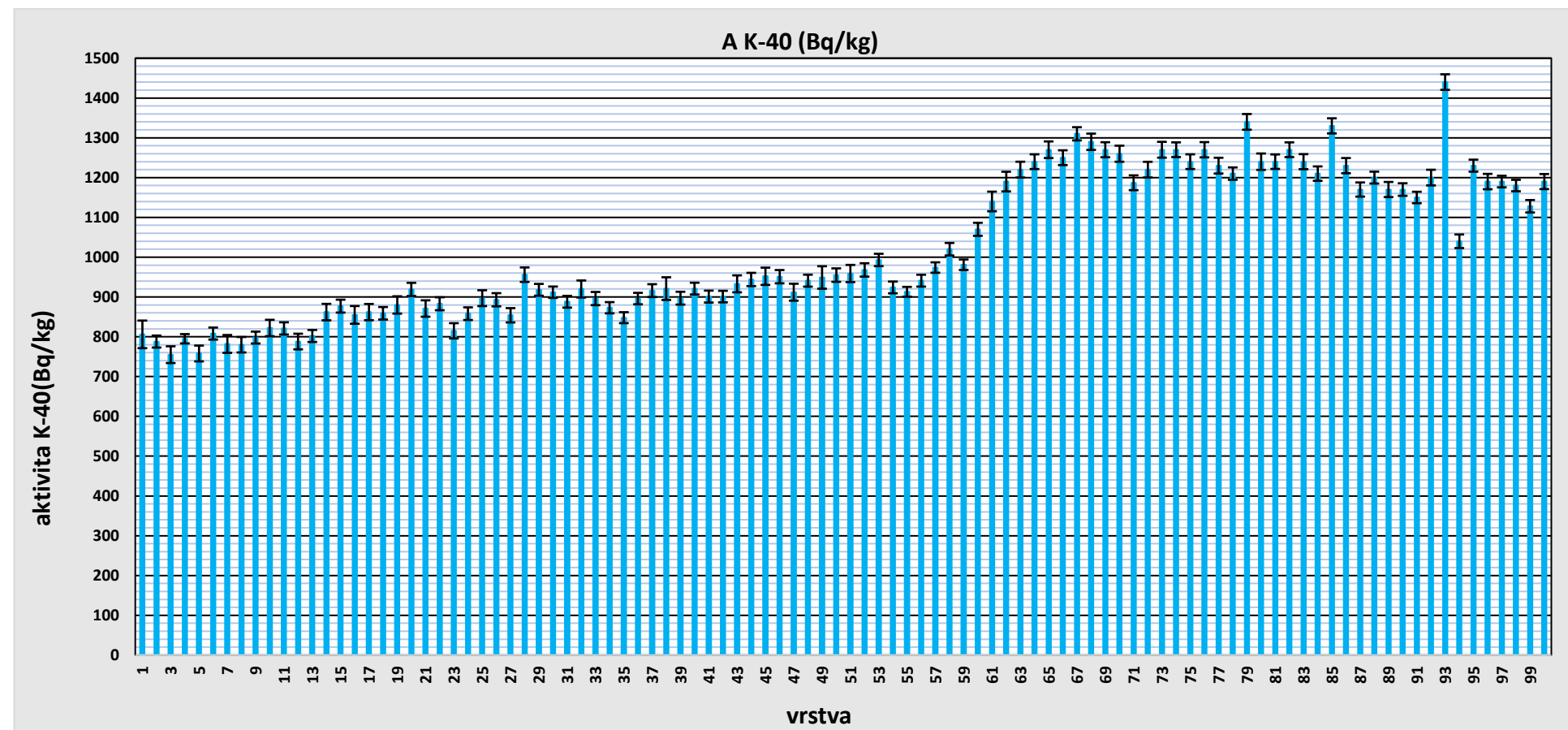
Obrázek č.7. Aktivita Cs-137 v jednotlivých vrstvách 41 až 60 cm



Obrázek č.8. Aktivita Cs-137 v jednotlivých vrstvách 61 až 80 cm



Obrázek č.9. Aktivita Cs-137 v jednotlivých vrstvách 81 až 100 cm



Obrázek č.10. Aktivita draslíku-40 v jednotlivých vrstvách

9. Diskuse

Bezprostředně po radiační havárii v Černobylu se začala monitorovat radiační situace v tehdejší Československu. Byla sestavena monitorovací síť laboratoří a měřeny hodnoty radionuklidů ve složkách životního prostředí a potravních řetězců. Od 29. dubna probíhalo měření příkonu dávkového ekvivalentu, objemové aktivity ovzduší a vody, atmosférický spad. Depozice radionuklidů byla závislá na denním spadu na celém území naší republiky a je spojena s průchodem vzdušných kontaminovaných mas. Prošly celkem tři, z nichž nejsilnější byl první a třetí průchod. Byla ovlivněna a zasažena velká část našeho území.

Pro určení spadu, kontaminace a aktivity radionuklidů v půdě byl proveden celostátní jednorázový odběr vzorků mezi 16. – 18. červnem 1986. Oblasti jihočeského, západočeského a bývalého severomoravského kraje vykazovaly vyšší hodnoty. Po provedeném průzkumu a odběru vzorků bylo v databázi 1172 výsledků měření. Aktivita pod mezí detekce 20 Bq/m^2 byla ve 33 měřeních. To jsou velmi nízké hodnoty, oproti tomu nejvyšší aktivita byla $80\,800 \text{ Bq/m}^2$.

Důležitý vliv na aktivitu radionuklidů měly také srážkové události, při kterých právě proběhla hlavní depozice radionuklidů. Další odběry vzorků půdy a jejich měření probíhaly i v následujících letech, ale jen dva do hloubky půdního profilu jeden metr, a to v roce 1995 a 2015. Výsledky všech měření odebraných vzorků prokázaly přítomnost cesia-137, většinou na hranici detekovatelnosti.

V životním prostředí, jeho složkách, potravních řetězcích i v lidech stále můžeme měřit aktivitu cesia-37. Od černobylské radiační havárie se jeho aktivita mění, pomalu klesá a s postupem času se stabilizovala a nadále nezvyšovala. V současnosti se stále maximum cesia-137 nachází ve povrchových vrstvách půdy, tak jak prokázaly odběry půdních vzorků v minulosti, v oblasti Šumavy v letech 2013-2014, v lokalitě Lišov v roce 1995, 2015 a i v současnosti v lokalitě Nová Hůrka (Kuchyně) v roce 2019. Migrace stále probíhá půdním profilem, a nejen do hloubky 1 metru, ale prostupuje půdou jako celkem v různých hloubkách a lokalitách. V hloubce 1 metru a nižších jsou hodnoty jeho aktivity již minimální.

Výsledky měření jsou zaznamenány a popisovány v různých studiích a od různých autorů. Vzájemné porovnání výsledků měření z různého časového období pomůže k lepšímu pochopení daného tématu a umožní jejich lepší využití v budoucnosti.

Při prvním celostátním odběru vzorků v roce 1986, který prováděly Krajské hygienické stanice – odbory hygieny záření a Centrum hygieny záření bylo odebráno přibližně 1300 vzorků půdy z hloubky 3 centimetrů a více. Následné měření prokázalo nejvyšší aktivitu cesia-137 v povrchových vrstvách půdního profilu. Pro samotné měření odebraných vzorků byly sestaveny monitorovací sítě laboratoří.

Také další odběry vzorků, které provedl v letech 2013–2014 Daniel Hájek, student Jihočeské univerzity, odebral vzorky půdy po 1 centimetru do hloubky 10 centimetrů, prokázaly podobné výsledky. Měření opět potvrdilo nejvyšší aktivitu cesia-137 v povrchových vrstvách, nejvíce v hloubce do 5 centimetrů. Posléze jeho aktivita rychle klesá do hloubky, kde jsou hodnoty již minimální. Podobné výsledky zobrazují a potvrzují i další provedené odběry půdních vzorků.

Při prvním měření v roce 1995 prokázal Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka a jeho pracovníci Eva Juranová, Eduard Hanslík, Barbora Sedlářová nejvyšší aktivitu cesia-137 v půdním profilu v povrchových vrstvách půdy, a to v hloubce 3 až 5 centimetrů, 148 Bq/kg. Kontaminace cesiem-137 postupně ubývala a v hloubce okolo 15 cm se téměř nevyskytovala. Druhé měření v roce 2015 prokázalo, že dochází ke kontaminaci hlubších vrstev půdy až do hloubky 37 centimetrů, a to byla celková kontaminace, která procházela půdním profilem. Maximum cesia-137 se nacházelo ve vrstvě 7 centimetrů, tedy povrchové hloubce, přibližně 26 Bq/kg. Byla prokázána aktivita cesia-137 v povrchových vrstvách půdy a také vertikální migrace půdním profilem do hloubky, kde došlo k posunu oproti prvnímu měření. Z výsledků těchto měření vyplývá, že cesium-137 postupem času migruje půdním profilem do hloubky, ovlivňováno životním prostředím, ale jeho maximální aktivita zůstává v povrchových vrstvách půdy.

Výsledky mých měření odebraných vzorků půdy se shodují s výsledky měření předchozích autorů. V některých vrstvách se projevují odchylky měření, což je způsobeno různým časovým obdobím a vlivy, které na životní prostředí působí.

Maximální je kontaminace povrchových vrstev, kde je největší aktivita cesia-137, a to prokázaly výsledky všech provedených měření. Výsledky mého měření ukázaly, kde je největší aktivita cesia-137, maximum je ve vrstvě 3 centimetrů, 427 Bq/kg. Posléze aktivita cesia-137 rychle klesá od vrstvy 8 centimetrů a od vrstvy 24 centimetrů není větší než 10 Bq/kg. V poslední vrstvě 100 centimetrů, tedy hloubce 1 metru, je aktivita cesia-137 nejslabší, 0,7 Bq/kg. Při porovnání všech výsledků z odběru vzorků půdy vidíme, že maximum cesia-137 se stále vyskytuje v povrchových vrstvách půdy a jen málo procent jeho aktivity migruje půdním profilem do hloubky. Delší časový horizont nám ukazuje, že i v hloubkách 1 metru a nižších je stále v určité koncentraci přítomno. V půdním profilu je migrace cesia-137 pomalá a díky jeho sorpčním vlastnostem je také v půdě vázáno pevně. Všechny výsledky z odběru vzorků půdy a jejich měření prokázaly, že stále je kontaminace půdy cesiem-137 dobře měřitelná.

Společně s cesiem-137 zobrazeným v tabulce, grafu, je v práci zmíněn a měřen draslík-40, který jako přírodní radionuklid je součástí půdního profilu a nalézá se do hloubky 58 cm na nižších hodnotách než v hloubce od 58 cm do 1 m, kde rychle jeho hodnota narůstá.

Základní průzkum půdního profilu v neobdělávaných půdách byl proveden opakovaně a může být přínosem do budoucnosti. Provedené odběry vzorků půdy a jejich měření prokázaly výskyt radionuklidů, především cesia-137 v půdním profilu v maximální koncentraci v povrchových vrstvách a minimální v hlubších vrstvách. Z mých i předchozích měření je zřejmé, že maximum cesia-137 zůstává v povrchových vrstvách okolo 5 centimetrů. Bude zajímavé se opět po určitém časovém období vrátit a zjistit, kam se posunulo a nadále posouvá maximum cesia-137. Zopakovat odběry půdních vzorků a jít ještě hlouběji a prokázat kam až se v určitém časovém horizontu cesium-137 dostalo.

Výsledky měření a získané informace můžeme využít pro další výzkum dané oblasti. V současnosti vidíme úbytek aktivity a distribuce cesia-137 v půdě, ale jeho vertikální migrace půdním profilem do hloubky neustále probíhá. Pro budoucnost bude důležité, ale i zajímavé stále sledovat cestu cesia-137 životním prostředím.

10. Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo zjistit, jaká je hloubková distribuce cesia-137 v neobdělávaných půdách. V lesních ekosystémech a neobdělávaných půdách je omezená možnost migrace, jejímž následkem je zvýšená kontaminace hub, mechů, lišejníků, lesních plodů a masa lesní zvěře v určitých oblastech. Z výsledků měření vzorků půd uvedených v této práci mohu potvrdit, že stále se vyskytuje maximum cesia-137 v neobdělávaných půdách v dosahu kořenového systému rostlin.

Všechna měření a jejich výsledky prokázaly, že se nejvíce cesia-137 nachází v povrchových vrstvách půdního profilu, v hloubce od 1 do 25 centimetrů. Výsledky mých měření jsou v souladu s ostatními autory, kteří se zabývali podobnou tematikou jako já v mé bakalářské práci. Liší se časovým odstupem měření, výběrem lokality pro odběr vzorků, jsou ovlivněny srážkovou činností, při které dochází k postupnému vymývání radionuklidů z půdy, složením a propustností půdy, činností zvířat a člověka.

Pro splnění tohoto cíle byla vybrána lokalita, která byla kontaminována cesiem-137 pocházejícím z atmosférických zkoušek jaderných zbraní a z havárie jaderné elektrárny v Černobylu. Jednalo se o místo, kde nebyla půda obdělávána, nebyla zastíněna stromy a nebyla na svahu. Tyto podmínky splňovala lokalita Nová Hůrka (Kuchyně) v oblasti Železnorudska, chráněná krajinná oblast Šumava. Na tomto místě byly poté odebrány vzorky půdy ve vrstvách o síle 1 cm do hloubky 1 m. Těchto 100 vzorků bylo vysušeno, zpracováno, a nakonec změřeno polovodičovou gama spektrometrií.

Výsledné hmotnostní aktivity cesia-137 ukázaly, že maximum aktivity se nachází ve vrstvě 3 cm pod povrchem (427 Bq/kg) a že většina cesia-137 (95 %) se nachází v hloubce do 25 cm. Naměřené minimum se nachází v poslední vrstvě v hloubce 1 m (0,7 Bq/kg). Pokles aktivity hmotnostní aktivity cesia-137 není rovnoměrný, kromě absolutního maxima ve vrstvě číslo 3 jsou patrné ještě další dva vrcholy, a to ve vrstvách 51 a 89. Tyto dva vrcholy jsou ale oproti maximu řádově nižší. Na rozdíl od toho přírodní radionuklid draslík-40 je obsažen v půdním horizontu do hloubky 58 cm zhruba na úrovni 800 Bq/kg, poté je viditelný nárůst o 50-70 % na úroveň přibližně 1300 Bq/kg.

Na základě těchto zjištění lze tvrdit, že cíl práce byl naplněn, hloubková distribuce cesia-137 byla zjištěna. Výsledky této práce také potvrzují hypotézu, že maximum cesia-137 se v neobdělávaných půdách stále vyskytuje v dosahu kořenového systému rostlin. Tento závěr prokazuje fakt, že i po více než třiceti letech od havárie jaderné elektrárny v Černobylu, která byla nejvýznamnějším zdrojem kontaminace půd cesiem-137, se v neobdělávaných půdách nachází většina aktivity cesia-137 stále v dosahu kořenového systému rostlin a rychlost vertikální migrace je velmi malá. Díky svému dlouhému poločasu přeměny bude cesium-137 vstupovat přes rostliny, lesní plody a houby do potravních řetězců a může v ojedinělých případech způsobit závažnou kontaminaci složek potravních řetězců (houby, prase divoké), která potom vyžaduje regulaci ze strany státních orgánů, nebo významnou vnitřní kontaminaci osob.

11. Seznam literatury

1. BACHER, Pierre. *Energie pro 21. století*. Praha: HZ Editio, 2003. ISBN 80-902403-7-2.
2. BÁRTA, Milan. *Chemické prvky kolem nás*. Brno: Edika, 2019. ISBN 978-80-266-1408-1.
3. BUČINA, I., I. MALÁTOVÁ a Z. DVOŘÁK. Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. Praha: Československá komise pro atomovou energii. Ústřední informační středisko pro jaderný program, 1988, 5-23.
4. DIENSTBIER, Zdeněk. *Hirošima a zrod atomového věku: cesta od atomových zbraní k nukleární medicíně a jaderným elektrárnám*. Praha: Mladá fronta, 2010. Kolumbus. ISBN 978-80-204-2224-8.
5. DUŠEK, Jiří a Jan PÍŠALA. *Jaderné zbraně*. Brno: Computer Press, 2006. Stručná historie. ISBN 80-251-0817-1.
6. HÁJEK, Daniel. *Vertikální distribuce Cs-137 v neobdělávaných půdách*. České Budějovice: ZSF JU. 2014
7. HÁLA, Jiří. *Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie*. Brno: Konvoj, 1998. ISBN 80-85615-56-8.
8. HAVRÁNKOVÁ, Renata, ed. *Klinická radiobiologie*. Praha: Grada Publishing, 2020. ISBN 978-80-247-4098-0.
9. HONZÍK, Miroslav. *Začal to pan Watt*. Praha: Práce, 1981. Kamarád (Práce).
10. HŮLKA, Jiří a Irena MALÁTOVÁ. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření*. Praha: Státní ústav radiační ochrany.
11. JIRKOVSKÝ, Rudolf. *Jak chemikové a fyzikové objevovali a křtili prvky*. Praha: Albatros, 1986. ISBN 13-852-86.
12. KLENER, Vladislav, ed. *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2000. ISBN 80-238-3703-6.
13. KLENER, Vladislav. *Doporučení Mezinárodní komise radiologické ochrany 2007*. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 2009.
14. KUTÍLEK, Miroslav. *Půda planety Země*. Praha: Dokořán, 2012. Bod (Dokořán). ISBN 978-80-7363-212-0.

15. LEATHERBARROW, Andrew. *Černobyl 01:23:40: Neuvěřitelný příběh nejhorší jaderné katastrofy*. Přeložil Radka KNOTKOVÁ. V Brně: C Press, 2020. ISBN 978-80-264-3032-2.
16. LOWE, B. G. a R. A. SAREEN. *Semiconductor X-Ray Detectors*. 1. Boca Raton: CRC Press, 2014. ISBN 978-1-4665-5401-6.
17. MATZNER, Jan. *Praktika z dozimetrie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2004. ISBN 80-7040-707-7.
18. SINGER, Jan a Jindřiška HEŘMANSKÁ. *Principy radiační ochrany*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zdravotně sociální fakulta, 2004. ISBN 80-7040-708-5.
19. STRATHERN, Paul. *Mendělejevův sen: putování po stopách prvků*. Přeložila Lucie ČERNÁ. Praha: BB/art, 2005. ISBN 80-7341-543-7.
20. TŮMA, Jan. *Katastrofy techniky děsící 20. století*. Praha: Academia, 2000. ISBN 80-200-0387-8.

12. Elektronické zdroje

21. Atomový zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon. In: *Zákony pro lidi.cz* [online]. © AION CS 2010-2021 [cit. 6. 4. 2021]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-263#f5854982>
22. *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení* [online]. In: . Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, 1996 [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/10let_od_Cernobylu.pdf
23. COHEN-UNGER, Susan a EVRENSSEL, Ayhan (eds.). *Ionizující záření: účinky a zdroje* [online]. *Program OSN pro ochranu životního prostředí, 2016*. ISBN 978-92-80736007.[Cit.6.4.2021]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/radiacniochrana/dokumenty/Radiation_Czech_27_Dec_2016_Web.pdf
24. Cesium Element. *Softschools* [online]. 2020 [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: https://www.softschools.com/chemistry/periodic_table/elements/cesium.html

25. *Enpedie: Portál na podporu veřejné informovanosti v oblasti jaderné energetiky* [online]. Praha, 2013 [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: http://enpedie.cz/wiki/Hlavn%C3%AD_strana
26. HŮLKA, Jiří a Irena MALÁTOVÁ. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření* [online]. In: . [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf
27. Chernobyl Accident 1986. In: *World Nuclear Association* [online]. London, 2020, 2020 [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: <https://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/chernobyl-accident.aspx>
28. *Jaderná a radiační fyzika* [online]. [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika6.htm>
29. KAŇKOVÁ, Jaroslava. *Cesium 137 v lesním ekosystému* [online]. České Budějovice, 2007 [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://theses.cz/id/k06ksg/>. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zdravotně sociální fakulta. Vedoucí práce Mgr. Jiří Havránek.
30. *Lékařský slovník: Radioizotop* [online]. 1998-2020 [cit. 2020-07-22]. Dostupné z: <http://lekarske.slovniky.cz/pojem/radioizotop>
31. Nový sarkofág. <https://www.chernobylzone.cz> [online]. 28. 11. 2012 [cit. 2020-07-22]. Dostupné z: <https://chernobylzone.cz/novy-sarkofag/>
32. Ozáření z přírodních zdrojů záření. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. 2016 [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/radiacni-ochrana/prirodni-zdroje-ionizujiciho-zareni/ozareni-z-prirodnich-zdroju-zareni/>
33. Plošná aktivita Cs 137, Cs 134 a Ru 103, zjištěná ve vzorcích odebraných půd při celostátním průzkumu dne 17. 6. 1986. In: *Státní ústav radiační ochrany* [online]. [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/chernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/pruzkum_pud_1986.pdf
34. *Radioactivity in Nature* [online]. [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: <https://sites.google.com/isu.edu/health-physics-radinf/radioactivity-in-nature>
35. *Radiobiologie: 1.5.5 VELIČINY POUŽÍVANÉ V RADIAČNÍ OCHRANĚ* [online]. [cit. 2020-07-22]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/15/155.html>
36. SAGA - *System for Automated Geoscientific Analyses* [online]. [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: <http://www.saga-gis.org/en/index.html>

37. Sievert, becquerel, rentgen....Jak měříme radioaktivitu. In: *Atominfo.cz* [online]. 8. května 2012 [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://atominfo.cz/2012/05/sievert-becquerel-rentgen-jak-merime-radioaktivitu/>
38. *Správa úložišť jaderných odpadů* [online]. 2014 [cit. 2020-07-22]. Dostupné z: <http://www.surao.cz/cze/Uloziste-radioaktivnich-odpadu/Radioaktivni-odpady/Co-je-radioaktivita>
39. TRNKOVÁ, Michaela. Srovnání měrných aktivit cesia 137 v různých druzích mechu [online]. České Budějovice, 2017 [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://theses.cz/id/kj2ka4/>. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zdravotně sociální fakulta. Vedoucí práce Mgr. Jiří Havránek.
40. ULLMANN, Vojtěch. Detekce a spektrometrie ionizujícího záření. In: *Astro Nukl Fyzika* [online]. [cit. 2020-07-28]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm>
41. VENČOVSKÁ, Petra. Cesium-137 v mase lesní zvěře na území Šumavy [online]. České Budějovice, 2017 [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://theses.cz/id/8a1o6q/>. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zdravotně sociální fakulta. Vedoucí práce Mgr. Jiří Havránek.
42. *Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl*. Praha: Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření, 1987. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/zprava_1987.pdf

13. Přílohy

13.1. Seznam tabulek

Tabulka č.1. Hodnoty aktivity cesia-137 a draslíku-40 v jednotlivých vrstvách

Tabulka č.2. Hodnoty aktivity cesia-137 a draslíku-40 ve vrstvách po 5 cm

13.2. Seznam grafů

Obrázek č.1. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách

Obrázek č.2. Nejvyšší hodnoty aktivity cesia-137 v jednotlivých vrstvách

Obrázek č.3. Kumulativní aktivita cesia-137

Obrázek č.4. Aktivita cesia-137 - průměrné hodnoty po 5 cm

Obrázek č.5. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách 1 až 20 cm

Obrázek č.6. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách 21 až 40 cm

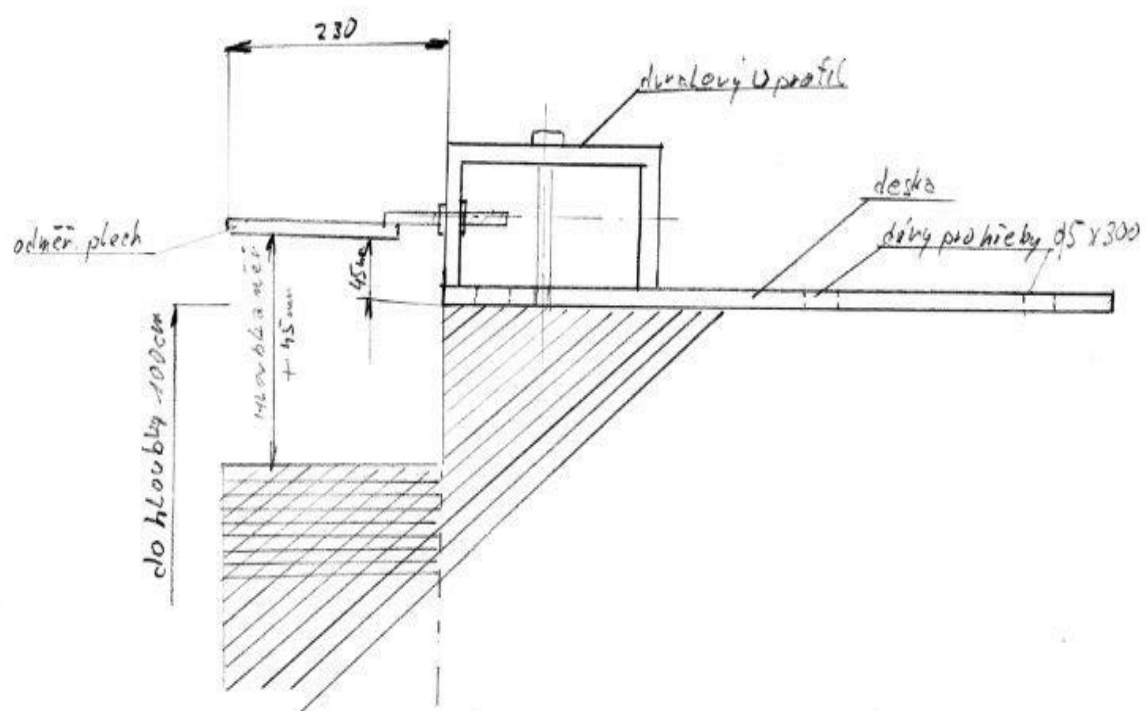
Obrázek č.7. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách 41 až 60 cm

Obrázek č.8. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách 61 až 80 cm

Obrázek č.9. Aktivita cesia-137 v jednotlivých vrstvách 81 až 100 cm

Obrázek č.10. Aktivita draslíku-40 v jednotlivých vrstvách

14. Fotodokumentace



Obrázek č.1. Nákres měřicího zařízení



Obrázek č.2. Příprava odběrové jámy



Obrázek č.3. Instalace měřicího zařízení



Obrázek č.4. Odběr vzorků půdy



Obrázek č.5. Odběr vzorků půdy



Obrázek č.6. Kontrola měřicího zařízení



Obrázek č.7. Odběr vzorků půdy



Obrázek č.8. Odběrová jáma

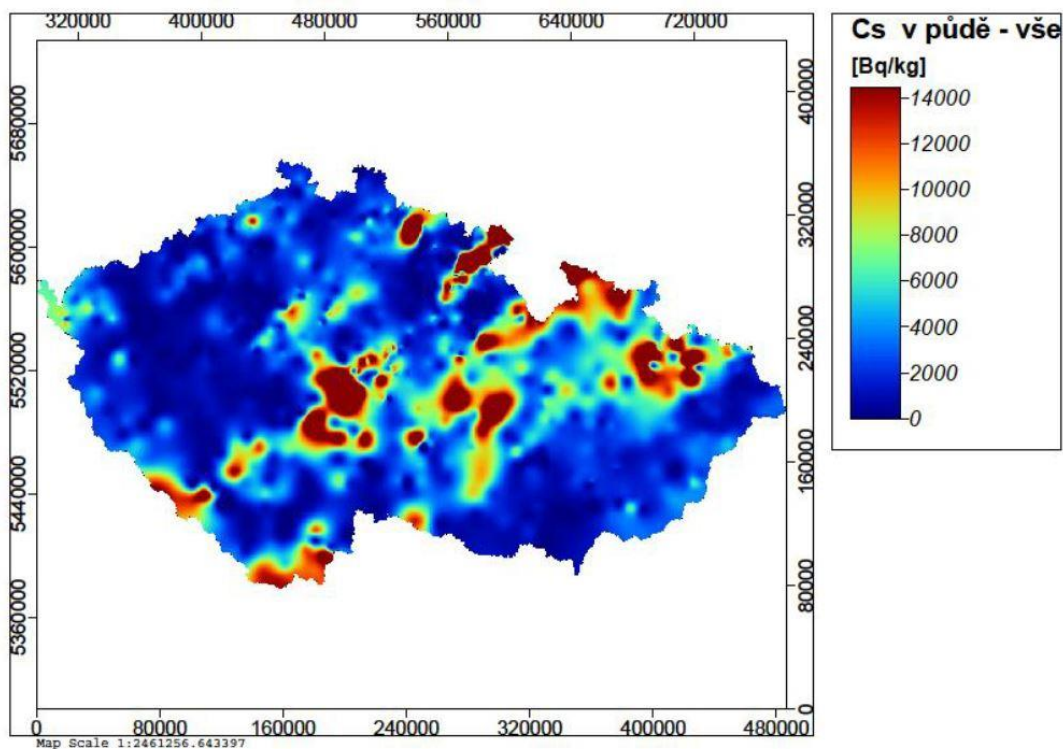


Obrázek č.9. Sušení vzorků půdy



Obrázek č.10. Měření a čištění vzorků půdy

15. Mapy

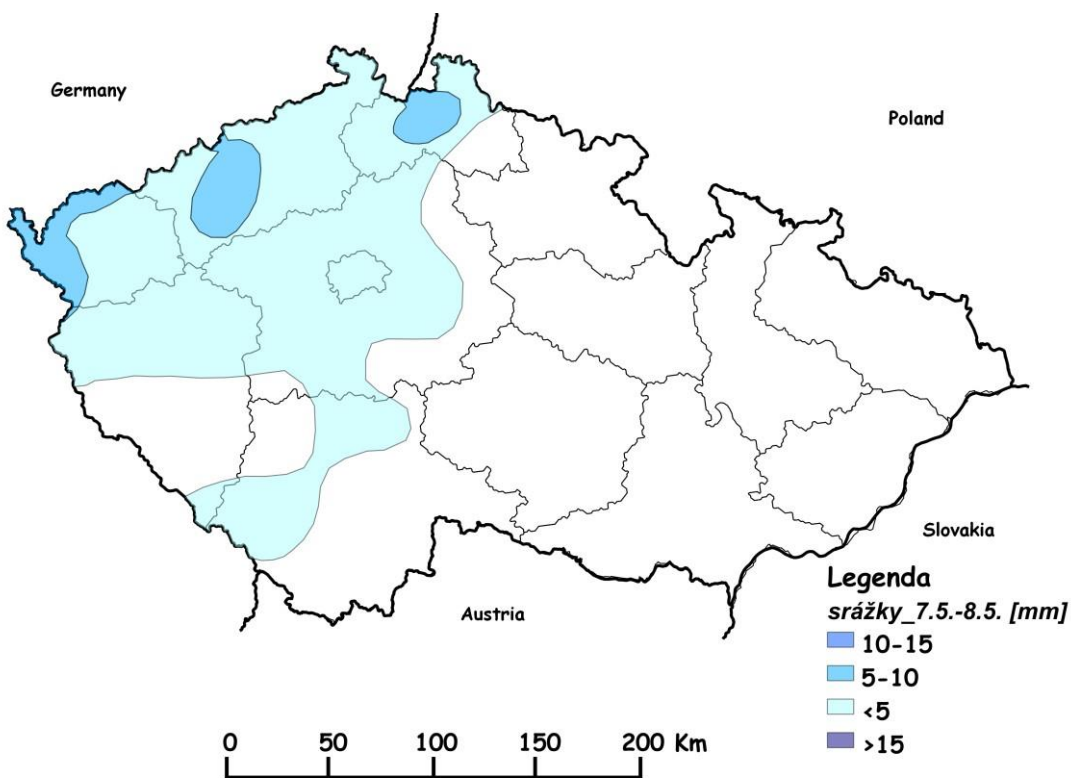
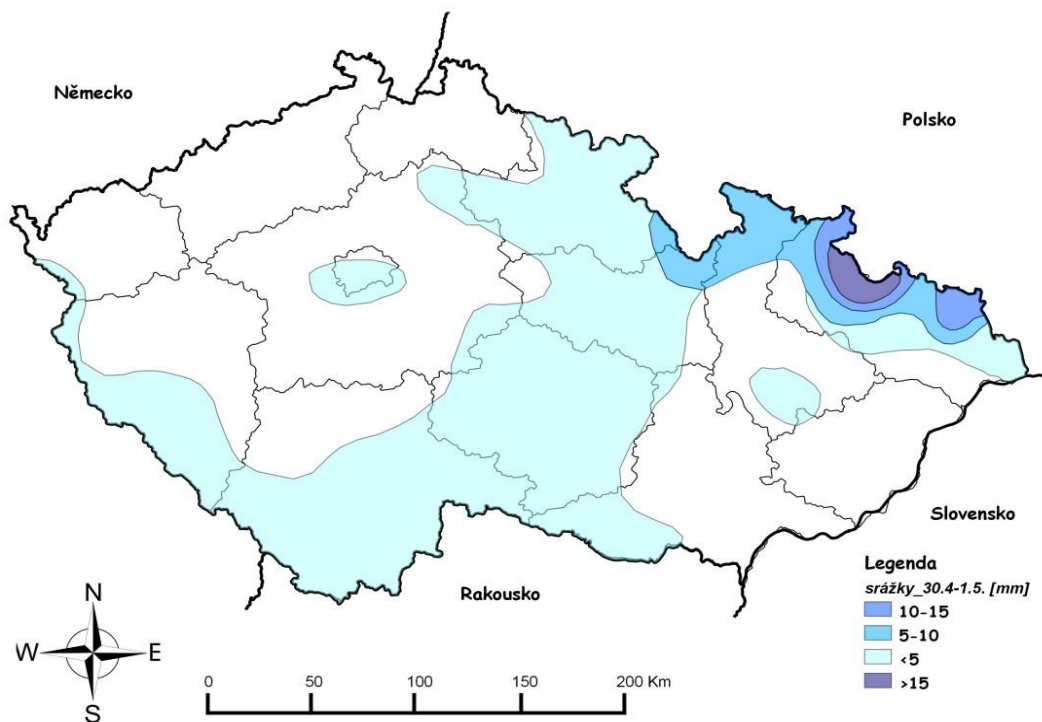


Obrázek č.1.

Plošná kontaminace ČR cesiem-137 v důsledku havárie JE Černobyl.

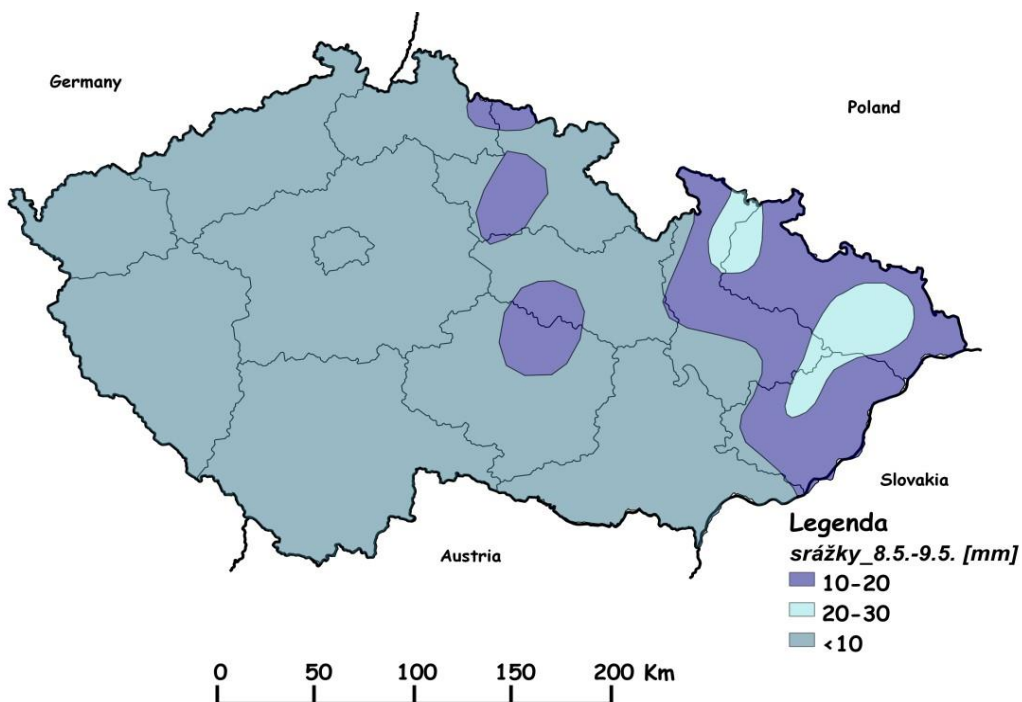
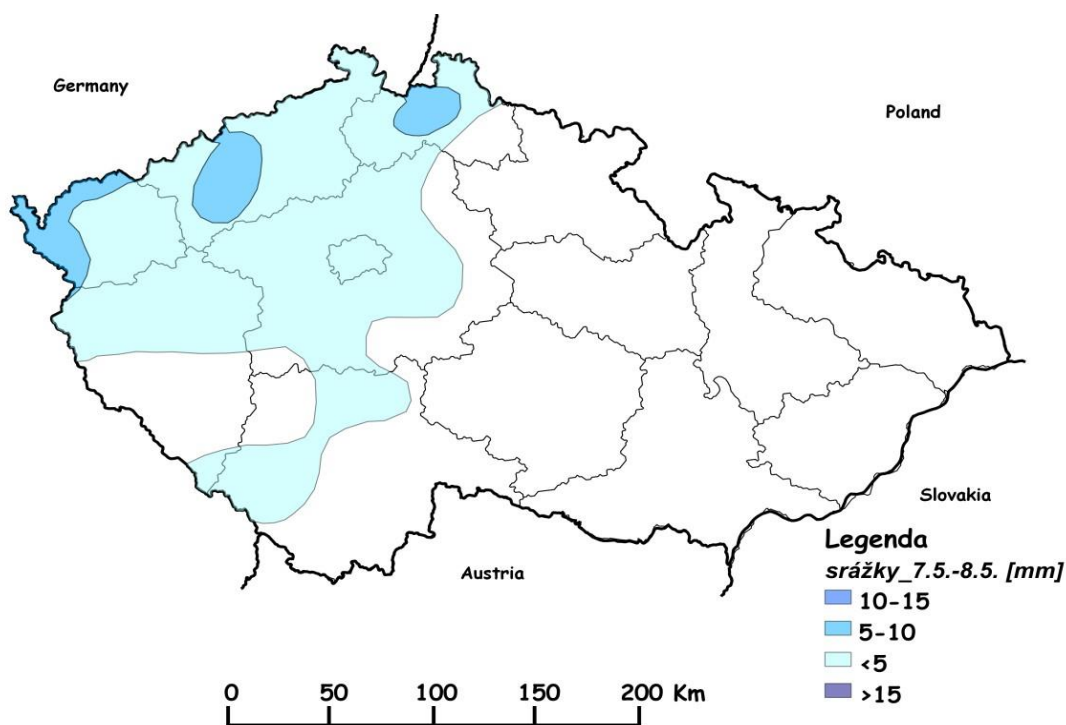
Odběry provedeny v období od 1.5.1986 – plošné zobrazení (909 hodnot).

Zdroj: zpráva SÚRO č.22/2011, mapa kontaminace půdy České republiky cesiem-137 po havárii JE Černobyl, dostupné z WWW: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud>



Obrázek č.2. a č.3. Srážkové mapy

Zdroj: zpráva SÚRO č.22/2011, srážkové mapy po havárii JE Černobyl, dostupné z [www: https://www.suro.cz/cz/publikace/černobyl/plosna-aktivita-radionuklidu](https://www.suro.cz/cz/publikace/černobyl/plosna-aktivita-radionuklidu)



Obrázek č.4. a č.5. Srážkové mapy

Zdroj: zpráva SÚRO č.22/2011, srážkové mapy po havárii JE Černobyl, dostupné z [www: https://www.suro.cz/cz/publikace/černobyl/plosna-aktivita-radionuklidu](https://www.suro.cz/cz/publikace/černobyl/plosna-aktivita-radionuklidu)

16. Seznam zkratk

ČSSR – Československá socialistická republika

GAMWIN – software pro vyhodnocení spekter vzorků měřením

HPGe - High Purity Germanium – polovodičové detektory

PET – polyethylen

RC – Regionální centrum

SÚJB – Státní úřad pro jadernou bezpečnost

SÚRO – Státní úřad radiační ochrany