

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do
zemědělských plodin v oblasti Slavkovského lesa

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Bakalantka: Lenka Hrůzová

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Lenka Hružová

Územní technická a správní služba

Název práce

Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do zemědělských plodin v oblasti Slavkovského lesa.

Název anglicky

Survey of transfer coefficients ^{137}Cs from soil to crops in Slavkovský les area.

Cíle práce

Cílem práce je odebrat reálné vzorky půdy a zemědělských plodin ev. vegetace v oblasti Slavkovského lesa pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina. Projekt vznikl ve spolupráci se Státním ústavem radiální ochrany jako pilotní projekt pro hodnocení rezidua ^{137}Cs po havarii v Černobylu. Predikce vývoje radiální situace je možné založit na extenzivním průzkumu půd a následně vyhodnotit přestupy ^{137}Cs z půd do rostlin.

Metodika

Z každého typu biotopu budou odebrány 3 směsné vzorky (rýčem). Celkem bude k měření

$3 \times 3(4) = 9$ (max. 12) vzorků půd z jednoho typu biotopu.

- Cílem je odebrat reálné vzorky orné půdy a zemědělských plodin (ppř. TTP) pro stanovení transferových koeficientů přestupu z půdy do rostlin pro budoucí projekty SÚRO v oblasti radioekologie.

- Odběry orné půdy se provádějí zpravidla z plochy 20 x 20 cm do hloubky 20 cm homogenně

- Odběry biomasy se budou provádět v době sklizně – před sečí.

-

- Množství odebrané půdy je dáno rozměrem odběru, množství biomasy možnostmi na konkrétním poli („kolik dovolí majitel“), nejvhodnější je takové množství, aby výsledný vzorek měl objem 3000 ml. Biomasa bude sušena při 60 °C nebo na slunci,

- U biomasy bude stanovována hmotnost:

o Celková hmotnost odebraného nativního vzorku

o Celková hmotnost vysušeného vzorku

- -

- Při odběrech bude zaznamenána GPS a odběr zakreslen do katastrální mapy (fotografie ze všech odběrů není nutné pořizovat, stačí pár ilustračních s popisem)
- Majiteli pole bude v případě potřeby zajištěna anonymita, v případě publikace (zpráva, práce, článek) bude odběr z jeho pole dán do souvislosti s černobylyským spadem, nebude uveřejněna přesná poloha pole
- Plochu odběru biomasy není nutné zaznamenávat, u většiny odběrů biomasy to ani nebude možné.
- Stanovovat se bude ^{137}Cs (Bq/kg)

U sledovaných pozemků bude provedena analýza historického vývoje obhospodařování na základě studia historických map a informací pamětníků.

Doporučený rozsah práce

35 stran

Klíčová slova

dioekologie, transferový koeficient, cesium, zemědělské plodiny, LU/LC, biomasa

Doporučené zdroje informací

Databáze SÚRO – Kontaminace půdy ČR 137Cs ČR po havárii JE Černobyl (v excelu) (poskytnutá SURO)

Rulík, P., Helebrant, J.: Mapa kontaminace půdy České republiky 137Cs po havárii JE Černobyl. Zpráva SÚRO č. 22 / 2011 Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. 2011

Zpráva o Radiační situaci na území ČSSR po havárii JE Černobyl, Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření, Praha 10, Šrobárova 48, 1987

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 17. 2. 2019

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 2. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 14. 04. 2019

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci " Průzkum transferových koeficientů ¹³⁷Cs z půdy do zemědělských plodin v oblasti Slavkovského lesa " jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne 25. 4. 2019

Lenka Hružová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala paní doc. RNDr. Pecharové, CSc. za rady, velkou ochotu, čas a cennou pomoc při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat mému manželovi a rodině za trpělivost při mém studiu.

V Praze dne 25. 4. 2019

Lenka Hřůzová

Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do zemědělských plodin v oblasti Slavkovského lesa

Abstrakt

Bakalářská práce s názvem Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do zemědělských plodin v oblasti Slavkovského lesa se zabývá zjišťováním, zda ještě a v jaké míře je na zemědělských půdách v obcích Horní Slavkov, Krásno a Rovná obsah radioaktivního nuklidu ^{137}Cs . Lokality v současnosti nejsou zemědělsky obdělávanou půdou, ovšem v minulosti tomu tak nebylo. Horní Slavkov byl vždy využíván jako trvalý travní porost a biomasa byla v této oblasti využívána ke krmení hospodářských zvířat. V lokalitě Krásno bylo v minulosti pěstováno obilí, kukuřice nebo směs obilí s jetelem. V posledních letech je tento pozemek ladem. Pozemek v lokalitě Rovná byl využíván k pěstování obilí, kukuřice. V současnosti je pozemek využíván jako pastviny. Samotné měření obsahu radiocesia probíhalo na SURO (Státní ústav radiační ochrany). Vzorky půdy v daných lokalitách byly měřeny ve třech vrstvách. Nejhlubší vrstva se nacházela v hloubce do 20 cm. Tato práce je zaměřena na zjištění radiocesia v půdě, ale také v biomase. Od katastrofy v jaderné elektrárně v Černobylu uplynulo již 33 let, přesto jsou radionuklidy stále v půdě ČR přítomny, pro svůj střednědobý poločas rozpadu.

Klíčová slova: radioekologie, transferový koeficient, cesium, zemědělské plodiny, LU/LC, biomasa

Survey of transfer coefficients ^{137}Cs from soil to agricultural crops in the Slavkovský les area

Abstrakt

The bachelor thesis entitled "Survey of ^{137}Cs transfer coefficients from soil to agricultural crops in the Slavkovský les" deals with the determination of the content of radioactive nuclide ^{137}Cs on agricultural land in Horní Slavkov, Krásno and Rovná. Locations are currently not farmed land, but this was not the case in the past. Horní Slavkov has always been used as a permanent grassland and biomass has been used in this area to feed farm animals. In the past, grain, corn or a mixture of grain and clover were grown in the Krásno site. In recent years, this land has been fallow. Land in the locality Rovná was used for growing corn, corn. At present, the land is used as pasture. The measurement of radiocesium content itself took place at SURO (National Radiation Protection Institute). Soil samples in the localities were measured in three layers. The deepest layer was at a depth of 20 cm. This work is focused on finding radiocesium in soil but also in biomass. 33 years have passed since the Chernobyl nuclear disaster, but radionuclides are still present in the Czech Republic due to their medium-term half-life.

Klíčová slova: radioecology, transfer coefficient, cesium, crops, LU / LC, biomass

Obsah

1	ÚVOD	10
2	LITERÁRNÍ REŠERŠE	12
2.1	CESIUM	12
2.2	ÚČINKY ¹³⁷ Cs NA ČLOVĚKA	13
2.3	CO SE S CESIEM DĚJE PO DOPADU	14
2.4	PŘENOS ¹³⁷ Cs Z PŮDY DO ROSTLIN ČI HUB	15
2.5	MOŽNOSTI ODBOURÁVÁNÍ	16
2.6	HAVÁRIE V ČERNOBYLU	17
2.7	DOPADY HAVÁRIE ČERNOBYLU NA PŘÍRODU	18
2.8	SLEDOVÁNÍ ¹³⁷ Cs VE SVĚTĚ	19
2.8.1	HOUBY	19
2.8.2	ROSTLINY	19
2.8.3	ŽIVOČICHOVÉ	21
2.9	SLEDOVÁNÍ ¹³⁷ Cs V ČR	21
2.9.1	HOUBY	21
2.9.2	ROSTLINY	22
2.9.3	ŽIVOČICHOVÉ	23
2.10	SLEDOVÁNÍ ¹³⁷ Cs V PŮDĚ	23
2.10.1	VE SVĚTĚ	23
2.10.2	V ČESKÉ REPUBLICĚ	24
2.11	HISTORIE ZEMĚDĚLSTVÍ VE ZKOUMANÝCH OBLASTECH SLAVKOVSKÉHO LESA	25
3	METODIKA	28
3.1	PLÁN ODBĚRU	28
3.1.1	LOKALITA HORNÍ SLAVKOV	28
3.1.2	LOKALITA KRÁSNO	29
3.1.3	LOKALITA ROVNÁ	30
3.2	POSTUP ODBĚRU VZORKŮ	31
3.3	ÚPRAVA VZORKŮ	32
3.4	TRANSFEROVÝ KOEFICIENT	33
4	VÝSLEDKY	34
4.1	HORNÍ SLAVKOV	35
4.2	KRÁSNO	35
4.3	ROVNÁ	36
5	DISKUZE	38
6	ZÁVĚR	40
7	SEZNAM LITERATURY	41

1 Úvod

Již dávní řeční filozofové prohlásili, že se svět skládá z atomů. V této práci se zaměřím na atomy, které jsou pro naše zdraví nebezpečné. Tyto atomy se nazývají radionuklidy, jsou nestabilní a v mnoha případech a určitém množství jsou pro živé organismy a zejména člověka škodlivé. Z hlediska člověka jsou to zvláště nebezpečné kontaminanty životního prostředí, které se uvolňují během mimořádných situací. Antropogenní radionuklidy nalézající se v prostředí okolo nás jsou tu po testech jaderných zbraní, které probíhaly od poválečného roku 1945. Poslední zkoušky jaderných zbraní probíhaly okolo roku 1980 i přes dohody podepsané o zákazu těchto zkoušek v atmosféře. Další stopa radionuklidů v našem prostředí byla způsobena jadernou havárií v Černobylu. Tato jaderná havárie byla nejzávažnější v celé jaderné energetice. Na škále závažnosti stejně závažná, ale díky včasné informovanosti s mnohem menšími následky na zdraví a žádnými následky na životech proběhla v roce 2011 havárie v jaderné elektrárně Fukušima. Havárie ve Fukušimě byla způsobena zemětřesením s následnou vlnou tsunami.

Vzhledem k velkému odstupu od poválečných zkoušek jaderných zbraní a minimálnímu dopadu jaderné havárie ve Fukušimě, se v této práci zaměřím na radioaktivní spad z havárie v jaderné elektrárně v Černobylu. Ta proběhla v brzkých ranních hodinách dne 26.4.1986, došlo k ní díky konstrukčním nevýhodám daného reaktoru a mnoha obslužným chybám. Díky pomalým zajišťovacím a záchranným pracím probíhal únik radioaktivních látek po dobu deseti dnů. Postižené oblasti byly zasaženy zejména radioizotopy jodu, cesia, stroncia a plutonia. Tyto radionuklidy se šířily prostředím, z této mimořádné události, díky povětrnostním podmínkám, radioaktivními mračky. Černobylským spadem byly nejvíce zasaženy okolní státy Ukrajina, Bělorusko a Rusko, spad je ale měřitelný po celé severní polokouli.

Česká republika byla zasažena několika přechody zamořených mračen, z nichž se uvolňoval suchý spad a místy i mokrý spad, který způsobil nerovnoměrné rozložení zamořených oblastí. Vzhledem k poločas rozpadu nejvýznamnějších radionuklidů a jejich množství ve spadu, se výzkum v ČR zaměřuje hlavně na ^{137}Cs . Největší zásobárnou je samozřejmě půda, která je jako první v potravním řetězci. Touto prací

bych chtěla zjistit nové informace o skutečném aktuálním stavu kontaminace zemědělské půdy a biomasy v současnosti.

2 Literární rešerše

2.1 Cesium

Cesium patří mezi alkalické kovy. Je to měkký, lehký a stříbrolesklý kov, který se vyznačuje vysokou reaktivitou. Velmi rychle reaguje s kyslíkem i vodou, proto je v přírodě pouze ve formě sloučenin. V nich má vždy mocenství Cs^+ . Elementární cesium se vyrábí elektrolýzou taveniny chloridu cesného na železné anodě. Samotné kovové cesium má jen minimální využití (Kaňková, 2006). Přesto, že se jedná o kov, má cesium nízkou teplotu tání, a to pouhých 28°C (Human Health Fact Sheet, 2005).

Existuje 11 izotopů cesia (Human Health Fact Sheet, 2005), ovšem v přírodě je možné nalézt jediný stabilní izotop ^{133}Cs (Danielová et al., 2001). Ten je obsažen ve vzácném minerálu pollucitu (Human Health Fact Sheet, 2005). Nejvýznamnějším radioizotopem je však ^{137}Cs . Ten má poločas radioaktivní přeměny 30 let (Danielová et al., 2001).

Cesium je tzv. kongenerem draslíku. Díky své výměnné schopnosti může nahradit draslík tam, kde je ho nedostatek. Takže přítomnost ^{137}Cs v rostlinách může být způsobena jeho vychytáváním skrze půdu a také pomocí potřeby příjmu draslíku (Papastefanou et al., 1999). Kořeny rostlin neumí rozlišovat mezi chemickými kongenery v procesu vychytávání (Eisenbud, 1973). Bylo zjištěno, že koncentrace ^{137}Cs je nepřímo úměrná koncentraci ^{40}K nebo obsahu draslíku v půdě (Papastefanou et al., 1988).

Hlavními zdroji cesia v životním prostředí ČR byly testy jaderných zbraní v atmosféře (uskutečněné do konce 60. let) a nehoda jaderné elektrárny Černobyl (Danielová et al., 2001; Škrkal et al., 2012). Jandl et Procházka (1995) uvádějí více než 400 jaderných explozí v atmosféře. Distribuce izotopu po havárii Černobylu nebyla na území České republiky stejnoměrná. To bylo způsobeno lokálními srážkami a průchodem kontaminovaného mraku. Vyšší hodnoty byly nalezeny v oblasti Jihočeského kraje a bývalého Severomoravského kraje (Pilátová et al., 2011; Pilátová et al., 2011a). Hilton et al. (1992) uvádějí, že radiocesium z černobylského spadu bylo mobilnější než radiocesium ze starších zdrojů. Jackson et al. (1987) dodávají, že bylo více dostupné pro absorpci rostlinami.

2.2 Účinky ^{137}Cs na člověka

Povaha radionuklidu je jednou z věcí, které ukazují na rizika pro člověka a další organismy. Dále pak samozřejmě úroveň kontaminace radionuklidem a tím, jak se kontaminace rozšiřuje (Pöschl et Nollet, 2006). Radionuklidy všeobecně emitují ionizující záření, které může být proudem fotonů nebo částic. Toto záření vyvolává změny chemické povahy, které se projeví u všech typů organismů. Závažnost těchto účinků je závislá na druhu organismu, druhu a dávce ionizujícího záření, ale i na místě, kde ke změně dojde. Nejzávažnějšími změnami jsou změny ve struktuře a biosyntéze DNA (Hála, 1998).

Z hlediska vztahu dávky záření a biologických účinků se účinky dělí na dva typy, deterministický a stochastický. Deterministický účinek je spojen se zánikem buněk a ztrátou funkce tkáně či orgánu a nastává až po dosažení určité dávky. Pokud dávka roste, funkce orgánu se zhoršuje, až přestane fungovat. Ochrana proti deterministickým účinkům spočívá v bránění dosažení prahových dávek, k čemuž jsou stanovovány limity. Druhým typem účinku jsou stochastické účinky, které jsou důsledkem změn v ozářených buňkách, které přežily ozáření. Taková buňka se může po čase přeměnit v nádorovou. Zde se nedají stanovit žádné limity, karcinogenní účinek se může projevit kdykoli (Podškubková, 2015).

Radiocesium ^{137}Cs představuje pro organismy nebezpečí vnější i vnitřní. Při manipulaci s materiálem obsahujícím radiocesium je nutné stínění, protože v důsledku gama záření vzniká baryum. Pro lidské tělo je nebezpečná jak radiace gama, tak beta. Oba typy mohou vést ke zvýšení pravděpodobnosti vzniku rakoviny. Radiocesium se může do organismu člověka (ale i jiného živočicha) dostat v potravě, vodě nebo inhalací ze vzduchu (Human Health Fact Sheet, 2005). Jak již bylo zmíněno výše, cesium je kongenerem draslíku (Papastefanou et al., 1999), takže se po příjmu rozptýlí po těle. Gastrointestinální absorpce z potravy a vody je hlavním zdrojem vnitřně uloženého cesia v těle. Téměř veškeré požití cesium je přes stěny střeva vstřebáno do krve a má tendenci se soustředit ve svalech. Z těla je cesium vylučováno poměrně rychle. U dospělých je 10 % vyloučeno s biologickým poločasem 2 dny, zbytek pak s poločasem 110 dní. U dětí a mladistvých je vylučování ještě o něco rychlejší (Human Health Fact Sheet, 2005).

2.3 Co se s cesiem děje po dopadu

Příjem radionuklidů s dlouhou životností rostlinami závisí do značné míry na tom, zda zůstávají v dosahu kořenů rostlin a do jaké míry jsou chemicky dostupné (Papastefanou et al., 1999). Měsíc po spadu radionuklidů po černobylské havárii byl proveden celostátní průzkum a odebráno 1300 vzorků půdy v lokalitách náhodně rozmístěných po republice. Byla identifikována místa, kde depozice radiocesia převyšovala 30 kBq/m². Tato místa byla shodná s územími s nejvyššími srážkami na počátku května po havárii (Drábová et al., 1998). Většina radiocesia byly v agrárních půdách nalezena zejména v organických vrstvách půdy (Ipatyev et al., 1999).

Radionuklidy migrují v půdě a velmi významně ovlivňují kontaminaci potravního řetězce a spodních vod. Zároveň mají vliv i na resuspezi do atmosféry. Radiocesium bylo sledováno v neporušených vertikálních profilech orných půd při jejich zalévání dešťovou vodou za laboratorních podmínek po dobu jednoho roku. Zároveň byl zkoumán i vliv travnatého porostu a zeolitů v půdě. Vzorky pro tento výzkum pocházely z okolí jaderných elektráren Jaslovské Bohunice a Dukovany. Byla stanovena rychlost vertikální migrace. Ta klesá s časem. Dosahuje hodnot 1,4–8,1 cm/rok podle typu orných půd. U travnatého povrchu pak 1,2–2,1 cm/rok a u půd se zeolitem 1,0–3,5 cm/rok (Palágyi, 1998).

U lesního systému je ¹³⁷Cs uchováváno uvnitř cyklické výměny mezi svrchními vrstvami půdy, bakteriemi, mikrofaunou, mikroflórou a vegetací po velmi dlouhou dobu. U hub je schopnost akumulace radiocesia ovlivněna hlavně druhem houby, druhem půdy, vlhkostí, mírou kontaminace a dobou uplynulou od kontaminování půdy a vertikální distribuce radiocesia (Škrkal et al., 2012).

V rostlinách může docházet k různému příjmu radiocesia v závislosti na různých faktorech. Coughtrey et Thorne (1983) uvádějí individualitu rostliny – její růstové fáze, mechanismy kořenového příjmu, hloubku kořenění, možnost mykorhizy či metabolická aktivita. Důvodem však podle Caputa et al. (1990) mohou být i vlastnosti půdy, zejména půdní reakce. Beňová et al. (2015) uvádějí, že sem patří vlhkost půdy, přítomnost chemických homologů s vlastnostmi blízkými iontům podmiňujícím výměnu v půdě, kyselost půdy, obsah humusu i teplota. Alkalické půdy obecně příjem radiocesia rostlinou snižují. Beňová et al. (2006) uvádějí též změnu vlastností

vznikajících sloučenin radiocesia, která ovlivňuje obsah a výskyt v rostlinách či houbách.

2.4 Přenos ^{137}Cs z půdy do rostlin či hub

Přenos radioaktivních prvků z kontaminované půdy do rostlin byl studován již od 60. let intenzivně po celém světě. Množství pokusů v laboratořích i v terénu vedly k základnímu pochopení procesů a faktorů, jimiž se řídí spotřeba radiocesia a také radiostroncium rostlinami. Zvláštní důraz byl kladen na trend dlouhodobé dostupnosti radionuklidů v rostlinách (Krouglov et al., 1997). Změny přenosu mezi půdou a rostlinou závisí na interakcích velkého počtu faktorů působících na úrovni fyziologie rostlin i chemismu půdy. Je zde zahrnuta povaha samotného radionuklidu a jeho chování v různých typech půdy, rozdíly v typech vegetace a specifických půdních a klimatických podmínkách dané lokality (Coughtrey et Thorne, 1983; Alexahkin et Korneev, 1992). Hlavními půdními faktory jsou jílová frakce a typ jejích minerálů, obsah organických látek, pH a množství výměnného vápníku a draslíku (Alexahkin, 1993; Konoplev et al., 1993). Radionuklidy se všeobecně vyznačují pohyblivostí v půdě (Gadd, 1996). Koloběh radiocesia je mnohem významnější v ekosystémech lesních než agrárních (Nimis, 1996). U agrárních ekosystémů závisí přenos mezi půdou a rostlinou také na hospodářských opatřeních, jako je hnojení, vápnění, zavlažovací systémy a další způsoby obrábění půdy (Alexahkin, 1993; Konoplev et al., 1993). Kuhn et al. (1984) předkládají, že cesium je silněji fixováno v neutrálnějších půdách, zatímco kyselá půdy s vyšším obsahem organických látek mají radiocesium snáze dostupné pro přenos kořeny do rostlin.

Radiocesium je součástí biologického cyklu půda – rostlina – opad – mikrobiální využití – půda. Díky tomu bude dostupné v půdě dlouhodobě (Ritsie et al., 1970). Mezi tak zvané bioindikátory kontaminace se řadí rostliny, které mají vysokou schopnost vychytávat ^{137}Cs z půdy. Mechy jsou schopné zachytit až 93 % dopadajících radionuklidů (Heinrich et al, 1989). Dále umí ve větší míře kumulovat radioaktivní cesium houby (Heinrich, 1991).

Stálost radiocesia v lesních půdách má několik příčin. První je, že více než 30 % je akumulováno v myceliu hub. Dále pak k jeho zadržování přispívají i půdní bakterie (Tomioka et al., 1992).

2.5 Možnosti odbourávání

Fytoremediace jsou definovány jako využití zelených rostlin a s nimi spojených mikroorganismů, půdních doplňků a agronomických technik k úplnému odstranění či transformaci kontaminantů životního prostředí. U radionuklidů se využívá proces extrakce kontaminantů z půdy a vody. Metoda fytoakumulace je založena na absorpci kontaminantu kořeny rostlin a uložení v nadzemní části. Ta je pak brána jako odpad a je potřeba dopředu vědět, jak s ní bude naloženo (Soudek et al., 2008).

Výhodou fytoremediace je, že není potřeba vytěžit kontaminovanou půdu. Dále pak například aplikace in situ, pasivita metody, využití pouze solární energie pro fotosyntézu či akceptovatelnost veřejným míněním (Soudek et al., 2008).

V Černobylu je k odstranění izotopů Cs a Sr s úspěchem používána metoda rhizofiltrace. Využívá se k odstranění kontaminantů z povrchových, splaškových či podzemních vod za použití kořenového systému rostlin (Miller, 1996 in Soudek et al., 2008). Pro metodu rhizofiltrace jsou vhodné mokřadní rostliny jako orobinec (*Typha*), růžkatec (*Ceratophyllaceae*), rdest uzlinatý (*Potamogeton nodosus*) či maranta třtinová (*Maranta arundinacea*) a vodní rostliny – řasy, parožnatka (*Platycerium bifurcatum*), stolístek vodní (*Myriophyllum aquaticum*) či přeslenice (*Hydrilla*). (Dietz et Schnoor, 2001).

Lupulescu et al. (2015) vyzkoušeli v Rumunsku použít k fytoextrakci dva druhy – jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) a ječmen dvouřadý (*Hordeum distichum*) v laboratorních podmínkách za použití kontaminované půdy. Byly otestovány dvě série výsevů (leden-březen, březen-květen). Ukázalo se, že lepší fytoextrakční kapacitu má jílek vytrvalý. Jeho transferový faktor byl 0,49.

Jako další možná varianta fytoextrakce byla autory Watt et al. (2002) zkoumána řepa obecná (*Beta vulgaris*). Bylo prokázáno, že je schopna odstraňovat radiocesium z polního substrátu jílového charakteru. Tento způsob by podle autorů mohl být zkoumán ještě podrobněji. Další výzkum by měl být zaměřen na další podobné rostliny a optimalizaci jejich sklizně. Před zaváděním do praxe musí být ještě konzultovány možné ekologické dopady likvidace oné rostlinné biomasy s absorbovaným radiocesiem.

2.6 Havárie v Černobylu

26. dubna 1986 v 1:23 ráno byl dvěma výbuchy zničen reaktor 4. bloku jaderné elektrárny. Výbuchy páry a 10 dní trvající požár grafitového moderátoru uvolnily do ovzduší asi 5 % celkového inventáře radionuklidů z aktivní zóny (Drábová, 2006). Výbuchy proběhly přímo v reaktoru, který neměl kontejnment, a část paliva byla rozmetána po okolí. Radioaktivita se tak dostala do velkých výšek a vzdáleností (Wagner, 2011). Vše se odehrálo v rámci pokusu k ověření dodávek elektřiny pro čerpadla primárního okruhu reaktoru po odstavení turbín a úplném výpadku vnějšího napájení (Drábová, 2006). Bylo naplánováno snížení výkonu reaktoru z 1000 MW na 700 MW (nejnižší povolený výkon provozu). Chybnou obsluhou byl ale výkon snížen až na 30 MW. Reaktor měli okamžitě odstavit, ale nestalo se tak a experiment pokračoval samotným odpojením turbogenerátoru. Poklesl průtok chladicí kapaliny, reaktor se dostal do nestabilního stavu a jeho výkon a teplota začaly rapidně růst. Automatika, která měla v takovém případě zajistit okamžité zasunutí havarijních tyčí, byla vypnuta, aby nerušila experiment. Byl tedy proveden pokus o zastavení reaktoru manuálním zasunutím tyčí, což se nepodařilo, protože se zkroutily a dál než do 1/3 zasunout nešly. Štěpná reakce se nezastavila, naopak její rychlost rostla až na stonásobek výkonu. V reaktoru se vytvořil obrovský přetlak, který způsobil explozi a vyvržení paliva (Tvrдый, 2013).

Situace v Černobylu je spojena s mnoha faktory. Jedním z nich je i typ jaderného reaktoru, který byl v elektrárně v provozu. Byl to typ RBMK (reaktor bolšoj moščnosti-kanalnyj), navržený Sovětským svazem, moderovaný grafitem a chlazený lehkou vodou. Má několik nebezpečných rysů. Nejzávažnějším je, že mohou mít výrazný vliv proměnné vlastnosti chladiva – může to vést ke kladné zpětné vazbě, nadkritičnosti a havárii systému. Reaktor má též špatně navrženou soustavu havarijní ochrany a řízení reaktoru. Operátoři musí při nízkých výkonech rozhodovat „naslepo“. Má též velikou aktivní zónu, která umí ztrácet souvislost a jednotlivé části si mohou „žít vlastním životem“. Poslední důležitá možnost je vyřazení částí ochrany reaktoru z provozu (Marková, 1996; Drábová, 2006). Drábová (2006) dodává ještě nedostatečnou rychlost zasouvání řídicích tyčí a také to, že řídicí tyče jsou z karbidu bóru s grafitovým koncem a vnáší kladnou reaktivitu na počátku dráhy.

Drábová (2006) kromě samotného reaktoru uvádí jako příčiny havárie i nízkou kulturu bezpečnosti na všech stupních (projekt, výstavba, provoz), politické souvislosti a tlak prostředí v Sovětském svazu a chyby operátorů, které všechno dokonaly. Marková (1996) dodává, že první informace o úniku radioaktivity hlásila jaderná elektrárna Forsmark ve Švédsku, kam se radioaktivní mrak dostal. Sovětský svaz v té době žádné informace ještě nezveřejnil.

Kvůli nedostatku zdrojů elektřiny fungovala jaderná elektrárna Černobyl ještě řadu let po havárii, poslední reaktor byl odstaven až v roce 2000. Ihned po odklizení radioaktivních trosk byl pro čtvrtý blok postaven sarkofág, který bránil úniku radioaktivity a pronikání vody dovnitř. Jelikož byl tento sarkofág stavěn narychlo, bylo jasné, že nemůže fungovat dlouho. Proto byl navržen nový kryt, jehož stavba začala v roce 2012 a velkou část financí na něj dala Evropská unie (Wagner, 2012).

2.7 Dopady havárie Černobylu na přírodu

Při havárii došlo k úniku velkého množství štěpných produktů. Uniklo asi $1,4 \times 10^{19}$ Bq. Nejdůležitějšími radionuklidy byly ^{131}I a ^{137}Cs (Drábová, 2006). Během úniku se radionuklidy rozšířily směrem na sever a západ, v mnoha zemích byly vysoké depozice v důsledku deště (Drábová, 2006). V době od 30.4. do 8.5. 1986 byly zaregistrovány celkem tři průchody vzdušných mas (Drábová et al., 1998). Bylo kontaminováno 200 000 km² radionuklidem ^{137}Cs nad úroveň 37 EBq/m², kdy 70 % území se nacházelo v Rusku, Bělorusku a na Ukrajině. Ve městech byly nejvíce kontaminovány otevřené plochy, docházelo ke kumulaci částic deštěm a lidskou činností (sekundární kontaminace kanalizací a odpadních vod). V zemědělství byl prvotně problém v usazování ^{131}I , který se při pastvě rychle absorboval do mléka krav. Z půdy byl pro změnu rostlinami nejvíce přijímán radionuklid ^{137}Cs . V lesích vykazovala vysokou koncentraci ^{137}Cs zvěř a rostliny, hlavně houby, bobule a zvěřina. Cesium se postupně propadá hlouběji do půdy, rozpadá se a v lesích je tak v některých místech radioaktivita i teď (The Chernobyl Forum, 2006). Ještě v dnešní době zůstává problémem, obsah radioaktivního cesia u zvěřiny a hlavně u hub, které jsou na koncentrování náchylné. Dodnes se objevuje také v mase divočáků (Wagner, 2012). Díky vysoké úrovni přenosu cesia v řetězci lišejník-sob-člověk měli velké problémy Laponci. Co se vodních systémů týče, byl problém s pitnou vodou jen

zpočátku, radioaktivita klesala zředěním a usazováním v jímkách. Nejhorší účinky byly zaznamenány do 30 km od elektrárny (např. odumírání buněk). Nejvíce trpěly jehličnany, bezobratlí a savci. Docházelo ke ztrátě reprodukční schopnosti (The Chernobyl Forum, 2006).

Byla provedena řada protiopatření – dekontaminace osad, vyloučení kontaminované trávy z pastvin, vyřazení mléka, krmení čistým krmivem, byl omezen přístup do lesů, konzumace zvěřiny, hub a bobulí veřejností a omezený sběr dřeva na zátop (The Chernobyl Forum, 2006). V souvislosti s opatřeními bylo těsně po černobylyské havárii rozhodnuto o ustavení celostátní radiační monitorovací sítě v naší republice (Drábová et al., 1998). Dnes je situace již příznivá, příroda se vzpamatovala. Její regenerace byla možná ještě urychlena vyloučením lidské činnosti vyhlášením uzavřené zóny, která se stala jedinečnou rezervací pro biodiverzitu (The Chernobyl Forum, 2006).

2.8 Sledování ^{137}Cs ve světě

2.8.1 Houby

Slovenská republika

Beňová et al. (2006) měřili hodnoty v sušených houbách nasbíraných na různých lokalitách po celém Slovensku. Povolný limit 600 Bq/kg převyšovaly jen houby z lokalit Senice, Zlatá Idka, Štrbské a Popradské pleso. V lokalitách Senice a Štrbské a Popradské pleso se jednalo o druhy klouzek obecný a hřib hnědý. V poslední lokalitě pak o dva druhy – hřib smrkový a suchohřib hnědý. Nejvyšší naměřenou hodnotu měl klouzek obecný ze Senice, a to 966 Bq/kg. Všechny zmíněné sběry byly provedeny v září 2001.

2.8.2 Rostliny

Řecko

Papastefanou et al. (1999) zkoumali obsah radiocesiumu v trávě. V univerzitním kampusu Aristotle University of Thessaloniki byla v letech 1986–1997 naměřena koncentrace v rozmezí 0,4–334,9 Bq/kg. Byl jimi zaznamenán klesající trend. Píky

byly pozorovány vždy během jara a léta kvůli vychytávání radiocesie kořenovým systémem, které se dostalo zpět do půdy rozpadem podzimního listí.

Ukrajina

Krouglov et al. (1997) zkoumali koncentrace ^{137}Cs , ^{134}Cs a ^{90}Sr v obilninách pěstovaných v terénních experimentech na různých půdách. Pokusy začaly v roce 1987, kdy se přenos z půdy do rostlin stal nejvýznamnější cestou kontaminace. Počátkem června 1987 byly v zakázané zóně kolem jaderné elektrárny v Černobylu vybrány experimentální zemědělské pozemky. Dva byly na bývalých trvale obdělávaných travních porostech. Vyznačovaly se radionuklidovou kompozicí a hrubým množstvím radionuklidů regenerovaných v půdě. Dva další pozemky byly na přírodních loukách, obdělávaná naposledy 30 let před jadernou havárií. Oba typy pozemků jsou charakterizovány malým obsahem jílu a organické hmoty. Bývalá zemědělská půda byla naposledy hnojena 3 roky před začátkem pokusů. Obilniny žito, pšenice, ječmen a oves zde byly pěstovány v letech 1987–1994 s využitím běžných, zde využívaných zemědělských postupů. Odběry vzorků byly prováděny každoročně pro vyhodnocení transferu ^{137}Cs . Úroveň ukládání radiocesie a radiostroncium na experimentálních místech byla velmi vysoká. Přesné měření aktivity těchto půd bylo komplikované přítomností velkého množství palivových částic a standardní odchylka dosahovala až 40 %. Bylo odhadováno, že imobilizované radiocesium představuje 50 % celkového cesia uloženého v plochách 2 a 3, ale přibližně 70 % pro plochy 1 a 4. To znamená, že radiocesium v půdě bylo méně obsazeno v nejvíce znečištěných plochách. Nejvíce kontaminovanou plodinou je oves. Přenos cesia do slámy je dvakrát vyšší než do zrna. Příjem radiocesie rostlinami je 15–40× vyšší na rašelínových glejích než sodných podzolích.

Japonsko

Tsukada et Nakamura (1999) měřili koncentrace ^{137}Cs a stabilního cesia a draslíku v půdách a bramborách z 26 polí v Aomori v Japonsku. Koncentrace radiocesie ze spadu a stabilního cesia v půdách byly 1–37 Bq/kg a 1–11 mg/kg. Izotopy byly homogenně namíchány v kořenové vrstvě v horních 20 cm půdy v polích. Koncentrace u brambor byly 50–2000 mBq/kg suché hmotnosti a 0,004–0,13 mg/kg sušiny. Faktor přenosu radiocesie z půdy do brambor byl v rozmezí $0,0037 \pm 0,16$, což

bylo vyšší než u stabilního cesia. Uměle vyrobené radioaktivní cesium je mobilnější a rostlinami snadněji absorbované. Přenosové faktory obou cesií poklesly, pokud se zvýšila koncentrace draslíku v půdě, které se do půd dostávalo zejména z hnojiv.

2.8.3 Živočichové

Ve Skandinávii byla velká pozornost věnovaná losímu masu (Palo et al., 2003) a sobímu masu (Skuterund et al., 2004). V Severním Irsku se výzkumy věnovaly i mořským živočichům, jako krabům (Copplesone et al., 2004).

V jižním Německu bylo analyzováno maso ze 656 divokých prasat zastřelených v letech 1998–2008. Aktivita radiocesie byla velmi variabilní od 5 do 8266 Bq/kg. Svou závislost zde projevilo roční období, povětrnostní podmínky, změny stravovacích návyků i dostupnost potravy (Semizhon et al., 2009). V Chorvatsku bylo také analyzováno maso divokých prasat z několika oblastí. Vzorky masa pocházely z let 2000–2002. Koncentrace radiocesie se pohybovala od 0,4 do 611,5 Bq/kg. Hlavní příčinou vysokých koncentrací je dle autorů potrava konzumovaná kanci a pouze sekundárně i úroveň kontaminace areálu, kde žijí. Jedním z faktorů může být i intenzivní konzumace hub během podzimu. Dávka radiocesie v mase byla pod normou, pouze v oblasti Fužine může být konzumace radiocesie vyšší, ovšem pouze u lidí, kteří jedí během roku více zvěřiny, zejména u lovců a jejich rodin (Vilic et al., 2005).

2.9 Sledování ^{137}Cs v ČR

2.9.1 Houby

Situace u hub byla sledována v České republice několika studii. Kunová et al. (2006) zkoumali houby z lokality Staré Ransko (Havlíčkovobrodsko) sbíraných v letech 2000–2004. významnou aktivitu našli u hřibovitých hub v sušeném stavu, a to 400–6243 Bq/kg. Naproti tomu u lupenatých hub václavka obecná a ryze pravý byla hodnota silně podlimitní. I Kalač (2001) tvrdí, že václavka obecná je jedna z hub, které kumulují radiocesium pouze velmi málo. Škrkal et al. (2012) se zabývali zkoumáním cesia v lupenatých houbách v letech 2004–2011 ve všech tehdejších sedmi hlavních regionech ČR. V 60. letech po testech jaderných zbraní byly aktivity cesia v houbách jednotky kBq/kg. Od roku 1970 do roku 1985 se aktivita zvýšila na desítky až tisíce Bq/kg. Havárie Černobyli však přinesla skok

v růstu aktivity až na desítky kBq/kg. U lupenatých hub bylo zkoumáno 164 vzorků a maximální naměřené aktivity dosahovaly 598 Bq/kg. Tyto nejvyšší hodnoty byly naměřeny

u pečárkotvarých a muchomůrkovitých hub. Stejní autoři zkoumali u kontaminaci hřibotvarých hub. Celkem bylo testováno 455 vzorků, do kterých se zařadily houby klouzkovité a hřibovité. U klouzkovitých hub byla nejvyšší naměřená aktivita radiocesia 322 Bq/kg. U hřibovitých pak 1180 Bq/kg, která se objevila u hříbu smrkového. I ostatní zkoumané hřibovité houby – hřib hnědý, hřib žlutomasý a hřib kovář – vykazovaly aktivity vyšší než 650 Bq/kg. Nejmenší aktivity byly zaznamenány u kozáků a křemenáčů, pouze 106 Bq/kg. Nejvyšší průměrné aktivity byly naměřeny pro region Střední Morava, nejnižší pro Prahu a Střední Čechy (Škrkal et al., 2012a).

2.9.2 Rostliny

Pilátová et al. (2011) zkoumali obsah radioaktivního cesia ve smrkových kůrách lesních ekosystémů. Testovali celkem 194 vzorků, které byly sebrány v roce 1995 na celém území ČR. Vzorky kůry byly odebrány ze vzrostlých smrků stáří 60–80 let. Průměr hodnot pro celou Českou republiku je 32 Bq/kg. Jihočeský a Severomoravský kraj pak obsahoval 43 Bq/kg ^{137}Cs v kůrách.

V humusu lesního ekosystému byly testy také provedeny. Vzorky byly odebrány na celém území ČR v roce 2005. Zkoumán byl převážně H/(F) horizont celkem z 265 vzorků. V rámci celé republiky byl průměrný obsah radiocesia ve vzorcích 236 Bq/kg. Jihočeský kraj a Severomoravský kraj měl hodnoty vyšší, 408 Bq/kg (Pilátová et al., 2011a).

V Jeseníkách probíhal výzkum na plodech lesních malin a ostružin. Červinková et Pöschl (2012) odebírali plody a svrchní vrstvu půdy ostružiníku křovitého a ostružiníku maliníku a stanovovali u nich aktivitu ^{137}Cs . Hmotnostní aktivita radiocesia u plodů ostružiny dosahovala 0,828 Bq/kg, u malin pak 0,445 Bq/kg. Zmíněné hodnoty jsou poměrně nízké, nepředstavují tedy zdravotní riziko ani environmentální problém. Ve vzorcích půdy však byly hodnoty vyšší. Pod ostružinami bylo naměřeno 139,7 Bq/kg a pod malinami 177,2 Bq/kg. Obě naměřené hodnoty překračují přípustnou maximální hodnotu v půdách v ČR, která činí 100 Bq/kg, ovšem je stanovena pro zemědělskou půdu, nikoli pro lesní půdu.

2.9.3 Živočichové

V našich podmínkách bylo nejvíce kontaminováno radiocesiumem maso lovné zvěře. Dvořák et al. (2010) uvádí, že do masa divokých prasat se radioaktivita dostává konzumací houby jelenka obecná (*Elaphomyces granulatus*). Tato houba roste pod zemí a ve svých plodničkách dokáže akumulovat celkem velké množství radioaktivního cesia (Cibulová Vokatá et Šťastná, 2017). I když došlo v 90. letech k poklesu aktivity v mase, tak po povodních na Moravě v roce 1997 došlo k nečekanému nárůstu aktivity. V mase divočáků byly nalezeny hodnoty přesahující povolených 600 Bq/kg, obzvláště u divočáků do 1 roku věku. Po roce 2000 se stav aktivity opět snížil (Obzina, 2002 in Beňová et al., 2015). Latini (2011) uvádí nadlimitní hodnoty zjištěné u divokých prasat na Šumavě, a to až 10 699 Bq/kg. Každý ulovený kus musí být poslán nejprve ke kontrole do Státního veterinárního ústavu, a pokud převyšuje hodnotu 600 Bq/kg, pak je likvidován v asanačních podnicích (Cibulová Vokatá et Šťastná, 2017).

2.10 Sledování ¹³⁷Cs v půdě

2.10.1 Ve světě

Řecko

Papastefanou et al. (1999) sledovali obsah radioaktivního cesia (a draslíku a berrylia) v kampusu Aristotle University of Thessaloniki v Řecku během jedenácti let (1986–1997). Koncentrace radiocesia kolísala mezi 3,73 a 1307 Bq/kg. Vysoké hodnoty byly pozorovány v zimě a na podzim každého roku. Nárůst byl způsoben dešťovými srážkami a odvodněními, stejně jako opadem podzimních listů. Neobvykle vysoké hodnoty koncentrací byly měřeny obzvláště ve dnech 17.10.1988 (1307 Bq/kg), 8.5.1992 (809 Bq/kg), 20.3.1995 (582 Bq/kg) a 11.10.1996 (573 Bq/kg). Toto zvýšení mohlo být způsobeno resuspendováním půdy z okolních oblastí.

Ukrajina, Rusko, Bělorusko

Ivanov et al. (1997) sledovali vertikální transport a migraci radionuklidů po černobylské havárii na různých experimentálních místech ve třech státech: Bělorusko (1 plocha), Ukrajina (26 ploch) a Ukrajina/Rusko (7 ploch). Některé plochy byly přímo v zakázané zóně jaderné elektrárny Černobyl. Vzorke byly odebírány v letech 1987–1990 do hloubky 0–20 cm a v letech 1990–1993 do hloubky až 40 cm. Ukázalo se, že velká část radionuklidů byla uložena v povrchových vrstvách půdy. Na nenarušených územích byly radionuklidy i po 7 letech po spadu omezeny především na nejvyšší vrstvu půdy (5 cm). V mokřích organických půdách však postupně došlo k výraznému poklesu pohybu. Typ půdy a obsah vody v půdě měly významný vliv na rozložení radionuklidů v půdním profilu. V nenarušených a dobře odvodněných písčitých a písčito-hlinitých půdách byly radionuklidy uloženy v horních vrstvách půdy. V rašelinných mokřích půdách a zaplavovaných loukách došlo k migraci směrem do hloubky. Ve vyčištěných půdách byly radionuklidy distribuovány celkem homogenně v kultivované půdní vrstvě. Hloubka a homogenita distribuce závisela na struktuře a způsobu obdělávání půdy. Radioaktivní stroncium ve všech půdách migrovalo více než radiocesium. Co se týče rychlosti, radiostroncium migrovalo nejrychleji v písčitých typech půd, zatímco radiocesium v rašeliništních mokřích typech půd.

2.10.2 V České republice

Jandl et Procházka (1995) uvádějí výzkum kontaminace orných půd jako počátku potravního řetězce. Celkem bylo prozkoumáno 163 vzorků z různých míst ČR. Měrná aktivita radiocesia se pohybovala v desítkách Bq/kg. Odlišnou situaci zjistili u neobdělávaných půd a na nich rostoucí vegetaci. Obzvláště v horských oblastech byly hodnoty odlišné – v rostlinách byly naměřeny řádově kBq/kg radiocesia.

V letech 1999 a 2000 byly provedeny nové analýzy vzorků půd, které ukázaly, že intenzita aktivity radiocesia od roku 1992, kdy se zemědělská půda začala monitorovat, poklesla. Tento pokles byl způsoben především úbytkem podle zákona radioaktivní přeměny a způsobem nakládání s půdou. Každoročním obděláváním půdy se radiocesium stěhuje do větších hloubek. Nejvíce se ho nacházelo v hloubce 4–6 cm

pod povrchem. Vlivem pěstování se také dostává do zemědělských plodin. Míra tohoto přechodu je závislá na mnoha faktorech, jako chemické formě radionuklidu, distribučním koeficientu v půdě, metabolismu rostliny a vlastnostech půdy (Danielová et al., 2001).

Hanák et al. (2007) zkoumali kontaminaci půd v horských oblastech Severní Moravy. Výzkumy v oblastech Jeseníků, Králického Sněžníku a Orlických hor ukázaly, že je důležité radiocesium stále sledovat, protože stále může představovat zdravotní rizika. V rámci CHKO Moravskoslezské Beskydy bylo prozkoumáno 230 lokalit, v Jesenících 193 a v oblasti Králického Sněžníku 89. Nejnižší zátěž radioaktivním spadem byla zjištěna v CHKO Moravskoslezské Beskydy. Nepatrně vyšší koncentrace byly nalezeny na polích, loukách a lesních půdách Králického Sněžníku. V rámci Jeseníků a Orlických hor však existují místa riziková svým obsahem radionuklidu. Nejvyšší koncentrace byla zjištěna na výše položených loukách a v lesních půdách. Hodnoty se pohybovaly i přes 50 kBq/m².

2.11 Historie zemědělství ve zkoumaných oblastech Slavkovského lesa

Všechny zkoumané lokality jsou nyní ladem. Na přelomu osmdesátých a devadesátých let byly pozemky obhospodařovány. Postupem doby a nejspíše z ekonomických důvodů se postupně od obhospodařování ustupuje. Nyní je na daných pozemcích biomasa buď spásána dobyt看em, nebo je sklízena pro uskladnění.

Horní Slavkov

Dle vyprávění pana Miroslava Vondryse (ústní sdělení), který pracoval u Státních statků Sokolov, odštěpného závodu Nová Ves jako hlavní zootechnik a je dlouhodobě žijícím v této oblasti, byl daný pozemek od 80 let vždy využíván jako trvalý travní porost. Biomasa z tohoto pozemku byla a je využívána ke krmení hospodářských zvířat. Toto odpovídá i výsledkům, neboť je dle nich vidět, že pozemek pravděpodobně od kontaminace ¹³⁷Cs v roce 1986 nebyl nikdy orán.

Podle mapových podkladů z roku 1952, byl již tehdy pozemek zemědělsky využíván. Pozemky v okolí dané lokality byly zalesněny, nebo z nich vytvořeny zahrádkářské kolonie. Na obrázku 1 a 2 je k porovnání pozemek a jeho okolí z roku 1952 a 2016.



Obr. č. 1, 2 Lokalita Horní Slavkov 1952 a 2016 Zdroj: kontaminace.cenia.cz a mapy.cz

Krásno

Pozemek v lokalitě krásno byl zemědělsky využíván dle vyprávění pana Vondryse (ústní sdělení) od roku 1986 až do roku 1996, bylo zde pěstováno obilí, kukuřice, nebo směs obilí s jetelem. Po roce 2000 se obhospodařovatelé pokoušeli na tomto pozemku pěstovat i řepku, ale pro hospodářské výsledky se od pěstování upustilo. Posledních deset let je pozemek ladem. Biomasa z tohoto pozemku je využívána ke krmení hospodářských zvířat. Překvapení bylo, že si pan Vondrys nepamatuje jakákoli omezení při sklizni či krmení hospodářské zvěře. Jediné, na co si lidé vždy vzpomenou, je extrémní úroda hub.

Na obrázku č. 3 a 4 je zmapována lokalita Krásno v letech 1952 a 2016. Danou oblast velmi pozměnila výstavba silnice první třídy spojující Horní Slavkov a Krásno. Dále je z mapových podkladů zřetelná přeměna zemědělské půdy na lesní pozemky.



Obr. č. 3, 4 Lokalita Krásno 1952 a 2016 Zdroj: kontaminace.cenia.cz a mapy.cz

Rovná

Z vyprávění pana Jana Burala (ústní sdělení), který pracoval u Státních statků Sokolov, odštěpný závod Služby Lítov jako strojník - traktorista a je také dlouho žijící v této oblasti, se na daném pozemku v katastrální území obce Rovná od roku 1986 až do roku 1990 pěstovalo obilí, kukuřice, nebo směs obilí s jetelem. Od roku 1991 se pro hospodářské výsledky od obhospodařování ustoupilo. Nadále je pozemek využíván jako pastviny. V období roku 1986 si nepamatuje, že by byla vyšší potřeba hnojení či jiných zabezpečení zemědělských pozemků. Běžné obyvatelstvo nevědělo, že se něco děje.

V roce 1952 se v blízkosti dané lokality nacházela obec Vranov, nebo alespoň z leteckých snímků zřetelné její pozůstatky. Dnes je na jejím místě jen prázdné zarostlé místo. Dále bylo na dané lokalitě postaveno malé účelové letiště. Rozpoznatelná z obou obrázků 5 a 6 je již jen trasa silnice z Vranova do Rovné.



Obr. č. 5, 6 Lokalita Rovná 1952 a 2016 Zdroj: kontaminace.cenia.cz a mapy.cz

3 Metodika

3.1 Plán odběru.

Dle zadání práce byly vybrány vhodné lokality možného výzkumu. V této práci bylo rozhodnuto pro oblast, která se nachází v Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les. Po výběru dané oblasti bylo kontaktováno město Horní Slavkov, vlastník prvního vybraného vzorku. U druhého vzorku byl vlastník pozemku město Krásno. Římskokatolickou farnost v Lokti bylo nutno kontaktovat u třetího vzorku. Po povolení daných vlastníků nebo uživatelů byly prozkoumány dané pozemky (obr. č. 1) a vypracován plán vzorkování. Poté bylo přikročeno k odběru vzorků.



Obr. č. 7 Lokalizace vzorků

Kú. Horní Slavkov	GPS:50,1447N 12,7934E
Kú. Krásno	GPC:50,1217N 12,7898E
Kú. Rovná	GPS:50,1005N 12,6802E

Tabulka č. 1 GPS souřadnice odběrových lokalit

3.1.1 Lokalita Horní Slavkov

První lokalitou byl pozemek v blízkosti města Horní Slavkov. Pozemek je umístěn severně až severozápadně od města za zahrádkářskou kolonií.

Vzorky č. 1 byly odebrány z pozemku (katastrální číslo 2712/1 o výměře 32 200 m²), jehož majitelem je město Horní Slavkov (viz obr. č. 2). Vzorky byly odebrány

na souřadnicích GPS souřadnice 50,1447 N 12,7934E 630 m n. m. V katastru nemovitostí je pozemek veden jako trvalý travní porost. V době odběru byla půda na pozemku suchá a bez výrazného zamokření. Samotný odběr (obr. č. 3 a 4) probíhal bez větších problémů. Odběr byl proveden dne 4.8.2018 ve 13:13 hod.



Obr. č. 8. Pozemek u Horního Slavkova Zdroj: Katastr nemovitostí



Obr. č. 9, 10 Fotodokumentace odběru vzorků. Zdroj: vlastní

3.1.2 Lokalita Krásno

Druhou lokalitou byl pozemek v blízkosti města Krásno. Pozemek je umístěn severním směrem k průmyslové zóně Horního Slavkova.

Vzorky č. 2 byly odebrány z pozemku (katastrální číslo 914/1 o výměře 156 359 m²), jehož majitelem je město Krásno (viz obr. č. 5). Vzorky byly odebrány na souřadnicích – GPS souřadnice 50,1217N 12,7898E 698 m n. m. V katastru nemovitostí je pozemek veden jako trvalý travní porost. V době odběru byla půda

suchá a bez výrazného zamokření. Samotný odběr (obr. č. 6 a 7) probíhal bez větších problémů. Odběr byl proveden 4.8.2018 ve 13.58 hod.



Obr. č. 11 Pozemek u Krásna Zdroj: Katastr nemovitostí



Obr. č. 12, 13 Fotodokumentace odběru vzorků. Zdroj: vlastní

3.1.3 Lokalita Rovná

Třetí lokalitou byl pozemek v blízkosti obce Rovná. Pozemek je východním směrem za přistávací dráhou pro malá letadla.

Vzorky č. 3 byly odebrány z pozemku (katastrální číslo 1199/21 o výměře 51 666 m²), jehož majitelem je římskokatolická farnost v Lokti (viz obr. č. 8). Vzorky byly odebrány na souřadnicích (GPS souřadnice 50,1005N 12,6802E 820 m n. m) V katastru nemovitostí je pozemek veden jako trvalý travní porost. V době odběru byla půda velmi vysušena, jelikož se jedná o půdu velmi málo produkční. Samotný odběr (obr. č. 9 a 10) probíhal bez větších problémů. Odběr byl proveden 4.8.2018 ve 15:21 hod.



Obr. č. 14 Pozemek u Rovné Zdroj: Katastr nemovitostí



Obr. č. 15, 16 Fotodokumentace odběru vzorků. Zdroj: vlastní

3.2 Postup odběru vzorků.

Odběrná místa vzorků se nachází v chráněné krajinné oblasti, proto bylo nutné postupovat opatrně. V oblasti se nesměly poškodit chráněné rostliny a nesměl být pozměněn krajinný ráz.

U každého vzorku byla odebrána biomasa, která byla uložena do papírového pytle. Následně byl vzorek řádně označen. Poté byl rýčem odebrán první vzorek půdy o rozměru 20×20×20 cm, který se dělí na tři části. První část vzorku byla odebrána z hloubky 0 až 7 cm, řádně označena a uložena v transportním kartonovém boxu. Druhý vzorek půdy byl odebrán z hloubky 7 až 14 cm a opět řádně označen, poté uložen do kartonové krabice. Třetí vzorek půdy byl odebrán z hloubky 14 až 20 cm a poté řádně označen a uložen. Postup odběru vzorků byl stejný na všech třech místech. Byla provedena řádná fotografická dokumentace a zaznamenány GPS souřadnice.

3.3 Úprava vzorků

Vzorky půdy a biomasy byly převezeny na větrané suché místo (balkon). Zhruba tři týdny se půda a biomasa průběžně kontrolovaly, aby nedošlo k znehodnocení vzorků. Poté co byla půda vysušena na balkóně, byla sítem o velikosti oka 2 mm přesáta. Následně byla v elektrické troubě na 60°C dosušena a uložena do plastové nádoby. Vzorek půdy vážil po vysušení zhruba do 1 kg. Vysušená biomasa byla nastříhána na 3 cm dlouhé části a uložena do papírového pytle. Biomasy (vegetace) bylo do objemu 3000 ml. Vzorky půdy a biomasy byly řádně označeny a převezeny do Prahy na SURO (Státní ústav radiační ochrany, v. v. i) ke stanovení hmotnostní aktivity cesia 137 (obr. č. 11 a 12).



Obr. č. 17, 18 Gama automat, Vzorky půdy z mé lokality na SURO Zdroj: vlastní

3.4 Transferový koeficient

Transferový koeficient je dán výpočtem, při kterém dělíme poměr hmotnostní aktivity radionuklidu ve vysušené biomase hmotnostní aktivitou radionuklidu ve vysušené půdě. Transferový koeficient se vyjadřuje jako bezrozměrná hodnota.

Transferový koeficient = hmot. aktivita v biomase / hmot. aktivita v půdě.

$$\mathbf{TK = AB / AP}$$

Z hmotnostních aktivit dodaných SURO byly vypočítány transferové koeficienty pro dané lokality.

4 Výsledky

Veškeré výsledky měření jsou shrnuty do následujících grafů. Tabulky byly vytvořeny podle daných výsledků Státního ústavu radiační ochrany.

Půda je v počáteční fázi ekologického cyklu pro samotný přenos radionuklidů do organismu. Obdělávaná půda obsahuje nízké množství ^{137}Cs , které je v jednotlivých vrstvách zastoupeno rovnoměrně. Množství radionuklidů v půdě je ovlivněno několika hlavními faktory, mezi které patří primární vstup do půdy způsobený dešťovými srážkami a kořenovými systémy rostlin. Velkou roli hraje i samotné složení půdy mezi jednotlivými složkami půdy.

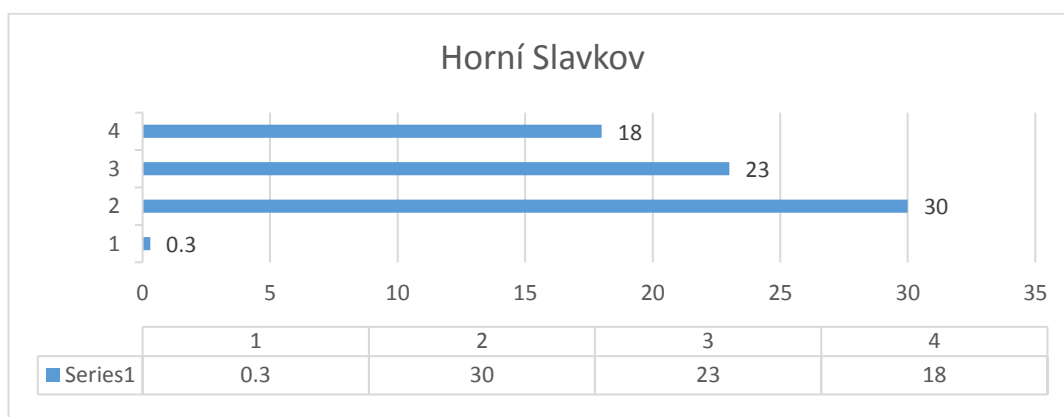
Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v Horním Slavkově byla naměřena ve vrstvě 0–7 cm, a to 30 Bq/Kg. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v Horním Slavkově byla naměřena ve vrstvě 14–20 cm v hodnotě 18 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita v biomase byla naměřena 0,3 Bq/Kg. V této lokalitě je zajímavé, že nejvyšší aktivita byla naměřena v horní vrstvě půdy. V současné době je tato lokalita uvedena na katastrálním úřadu jako trvalý travní porost, ale v 50. letech byla tato oblast obdělávána, pěstovalo se zde obilí.

Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v lokalitě Krásno byla naměřena ve vrstvě 7–14 cm v hodnotě 17 Bq/Kg, ale také ve vrstvě 14–20 cm, a to 17 Bq/Kg. Zajímavé je, že jsou tyto naměřené hodnoty stejné. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v lokalitě Krásno byla naměřena ve 0–7 cm vrstvě v hodnotě 15 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita biomasy byla 0,9 Bq/Kg.

Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v lokalitě Rovná byla naměřena ve vrstvě 0–7 cm v hodnotě 26 Bq/Kg, ale také ve vrstvě 7–14 cm, a to 26 Bq/Kg. Opět je to velmi zajímavé, jelikož jsou naměřeny stejné hodnoty radiace. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v obci Rovná byla naměřena ve vrstvě 14–20 cm v hodnotě 19 Bq /Kg. Hlavním důvodem, proč je rozdíl mezi aktivitou radiace v půdě, je skladba půdy. Půda je na povrchu jemnější a sušší, často se zastoupením biomasy. Půda na povrchu je také propustnější a často s částicemi drobného kamení. Minimální naměřené hodnoty byly převážně v nejspodnější vrstvě půdy, ale ve vzorku půdy z Krásna je to odlišné.

4.1 Horní Slavkov

V této lokalitě byla zjištěna přítomnost ^{137}Cs ve třech vzorcích, které byly odebrány z různých vrstev půdy. Dané vzorky byly porovnány mezi sebou a bylo zjišťováno, která vrstva obsahuje nejvíce ^{137}Cs . Na grafu 1 a v tabulce č. 1 je patrné, že nejvyšší naměřená hodnota ^{137}Cs je v první vrstvě půdy 30 Bq/Kg. Poté následuje druhá vrstva s nižší naměřenou hodnotou ^{137}Cs 23 Bq/Kg. Třetí vrstva půdy má nejnižší množství naměřené hodnoty ^{137}Cs 18 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita naměřené hodnoty ^{137}Cs v biomase je 0,3 Bq/Kg.



Graf 1: Aktivita ^{137}Cs vzorků z Horního Slavkova

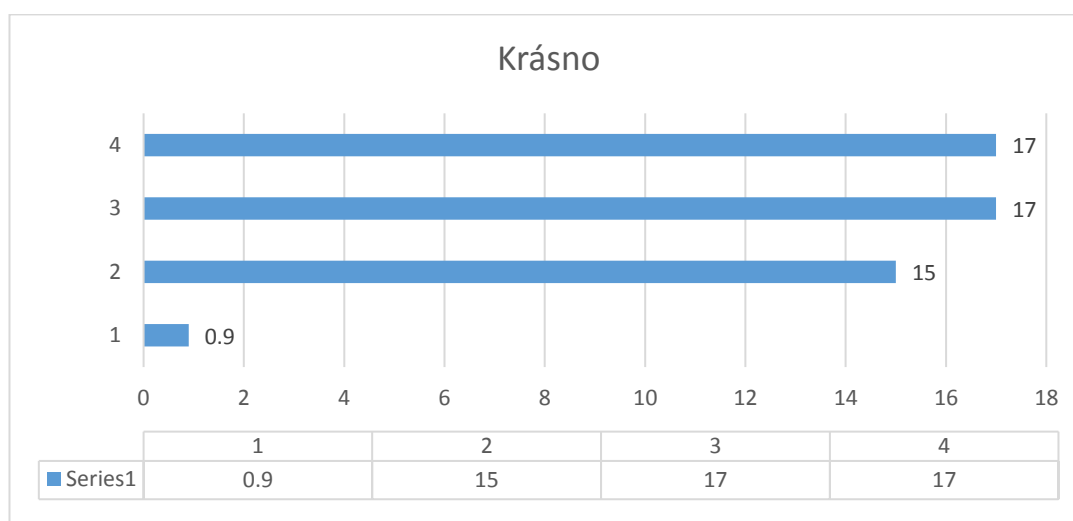
Katastrální úřad Horní Slavkov	Vrstva vzorku	Korekce na sušinu	Aktivita ^{137}Cs [Bq/kg suš]	Kombinovaná standartní nejistota ^{137}Cs [Bq/kg suš]
A Biomasa		0,9366	0,3	0,08
B Půda	0–7	0,958	30	3
C Půda	7–14	0,9834	23	2
D Půda	14–20	0,9715	18	2

Tab. č. 1 Naměřené hodnoty radionuklidů na odběrném místě č. 1 (měřeno v SÚRO, 2018)

4.2 Krásno

V této lokalitě byla zjištěna přítomnost ^{137}Cs také ve všech třech vzorcích, které byly odebrány z různých vrstev půdy. Dané vzorky byly porovnány mezi sebou a bylo zjišťováno, která vrstva obsahuje nejvíce ^{137}Cs . Na grafu 2 a v tabulce č. 2 je patrné, že naměřená hodnota ^{137}Cs je ve druhé a třetí vrstvě stejná. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs

byla 17 Bq/Kg. Třetí vrstva půdy má nejnižší množství naměřené hodnoty ^{137}Cs 15 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita naměřené hodnoty ^{137}Cs v biomase je 0,9 Bq/Kg.



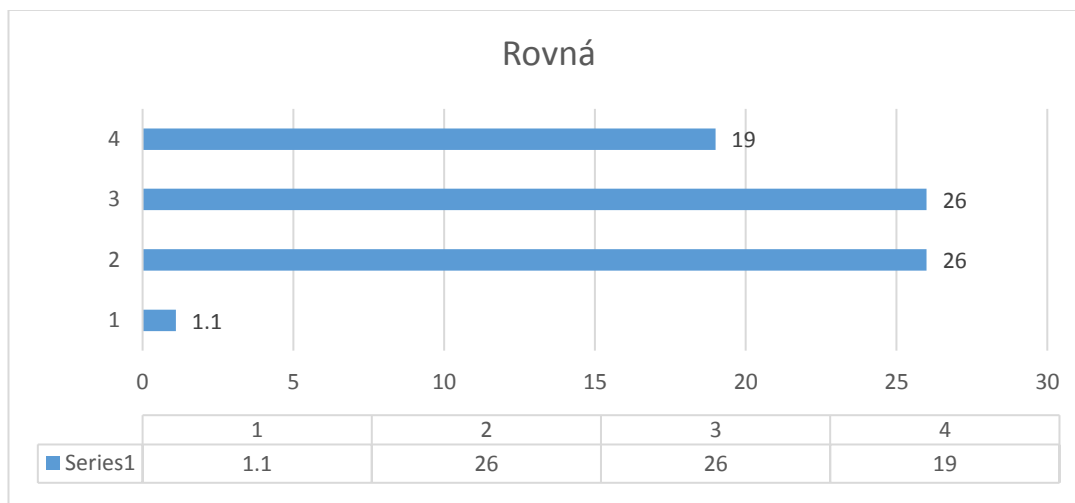
Graf 2: Aktivita ^{137}Cs vzorků z Krásna

Katastrální úřad Krásno	Vrstva vzorku	Korekce na sušinu	Aktivita ^{137}Cs [Bq/kg suš]	Kombinovaná standardní nejistota ^{137}Cs [Bq/kg suš]
A Biomasa		0,9366	0,9	0,18
B Půda	0–7	0,9784	15	2
C Půda	7–14	0,9746	17	2
D Půda	14–20	0,9794	17	2

Tab. č. 2: Naměřené hodnoty radionuklidů na odběrném místě č. 2 (měřeno v SÚRO, 2018)

4.3 Rovná

I v této lokalitě byla zjištěna přítomnost ^{137}Cs , také ve všech třech vzorcích, které byly odebrány z různých vrstev půdy. Dané vzorky byly porovnány mezi sebou a bylo zjišťováno, která vrstva obsahuje nejvíce ^{137}Cs . Na grafu 3 a v tabulce č. 3 je patrné, že naměřená hodnota ^{137}Cs je v první a druhé vrstvě půdy stejná. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs je 26 Bq /Kg. Třetí vrstva půdy má nejnižší množství naměřené hodnoty ^{137}Cs a to 19 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita naměřené hodnoty ^{137}Cs v biomase je <1,1 Bq/Kg. Dle daného měření byla aktivita ^{137}Cs tak malá a minimálně významná že nebylo možné přesné měření daného vzorku.



Graf 3: Aktivita ^{137}Cs vzorků z Rovné

Katastrální úřad Rovná	Vrstva vzorku	Korekce na sušinu	Aktivita ^{137}Cs [Bq/kg suš]	Kombinovaná standartní nejistota ^{137}Cs [Bq/kg suš]
A Biomasa		0,954	<1,1	
B Půda	0–7	0,9528	26	3
C Půda	7–14	0,9607	26	3
D Půda	14–20	0,9614	19	2

Tab. č. 3: Naměřené hodnoty radionuklidů na odběrném místě č. 3 (měřeno v SÚRO, 2018)

Poznámka: Po znaménku <následuje minimální významná aktivita

Všechny transferové koeficienty byly vypočítány z dat dodaných SURO. Pro lokalitu Horní Slavkov byl transferový koeficient 0,013. Transferový koeficient pro lokalitu Krásno byl vypočítán v hodnotě 0,055 a pro lokalitu Rovná byl vypočítán v hodnotě 0,046. Hodnoty jsou si velmi podobny.

5 Diskuze

Při tomto výzkumu jsem porovnávala aktivitu ^{137}Cs v zemědělské půdě v chráněné krajinné oblasti Slavkovský les. Tento výzkum radiace ^{137}Cs v půdě je již prováděn několik let, a to od roku 1986 kdy došlo k jaderné havárii v Černobylské oblasti. Porovnáme-li výsledky měření a mapy kontaminace půdy ^{137}Cs , které hodnotí vývoj situace na našem území od roku 1986, je zřejmý úbytek aktivity ^{137}Cs (SURO, 1986).

V této práci mohu porovnat aktuální výsledky také v jiné oblasti ČR, jelikož se na tomto výzkumu podíleli další studenti. Jedním z výzkumů v chráněné oblasti Slavkovský les byl zaměřen na mokřady (Hrůza, 2019). Tento výzkum probíhal ve stejné oblasti a ve stejnou dobu. První vzorek půdy tohoto výzkumu byl odebrán v oblasti Prameny. Je znám pod názvem Mokřady pod Vlčkem. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v Pramenech byla naměřena ve 7–14 cm vrstvě v hodnotě 56 Bq/Kg, ale také ve vrstvě 14–20 cm, a to 56 Bq/Kg. Opět je tu naměřená stejná hodnota ^{137}Cs . Maximální hmotnostní aktivita cesia ^{137}Cs byla naměřena ve vrstvě 0–7 cm 130 Bq/Kg. Jelikož se jedná o zemědělsky neobdělávanou půdu a v chráněné krajinné oblasti, je nejvíce ^{137}Cs naměřeno v nejvyšší vrstvě půdy. Ve vzorku biomasy byla naměřena aktivita ^{137}Cs 39 Bq/Kg. Mohli bychom se pozastavit nad rozdílnými výsledky horní vrstvy půdy a biomasou. Zde jsou patrné velké rozdíly v naměřené aktivitě ^{137}Cs . Další oblast byla lokalita Kladské rašeliny. Maximální hmotnostní aktivita ^{137}Cs v lokalitě Kladské rašeliny byla naměřena ve vrstvě 7–14 cm v hodnotě 55 Bq/Kg. Minimální hmotnostní aktivita ^{137}Cs byla naměřena ve 14–20 cm vrstvě, a to 16 Bq/Kg. V této oblasti jsou naměřeny rozdílné hodnoty ve všech třech vrstvách půdy. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs ve vrstvě 0–7 cm byla 39 Bq/Kg. Vzorky biomasy mají hmotnostní aktivitu ^{137}Cs 160 Bq/Kg, což je nejvíce naměřená hodnota z této lokality. Třetí hodnocenou lokalitou byla Upolínová louka v Chráněné krajinné oblasti Slavkovský les. Maximální hmotnostní aktivita cesia ^{137}Cs v lokalitě Upolínová louka byla naměřena ve vrstvě 0–7 cm v hodnotě 28 Bq/Kg. Minimální hmotnostní aktivita cesia ^{137}Cs byla naměřena ve vrstvě 14–20 cm, a to 7,5 Bq/Kg. Hmotnostní aktivita ^{137}Cs v biomase obsahuje 1,4 Bq/Kg. Po porovnání vzorků ze zemědělské oblasti a z oblasti mokřad, je patrný výrazný rozdíl v naměřené hmotnostní aktivitě ^{137}Cs .

Pokud porovnáme mé výsledky ze zemědělské oblasti, tak je patrné, že v lokalitě Rovná a Krásno je naměřena stejná hodnota ^{137}Cs u dvou vrstev půdy. V oblasti, kde se vyskytují mokřady, byla zaznamenána pouze jedna lokalita. Prameny pod Vlčkem měly naměřenou stejnou aktivitu ^{137}Cs ve dvou vrstvách. Minimální naměřené hodnoty byly zpravidla v nejspodnější vrstvě půdy.

Tato práce dává detailnější pohled ohledně koloběhu ^{137}Cs v půdě. Jednotlivé vrstvy byly odebrány po 7 cm. Pokud se zaměříme na zjištěné hodnoty všech odebraných vzorků, je patrné, že ^{137}Cs je stále přítomné v půdách Karlovarského kraje. Dále je patrný rozdíl mezi zemědělsky obdělávanou půdou a mokřady. Každá půda v dané lokalitě má rozdílné složení půdy. Otázkou zůstává, proč jsou tak velké rozdíly mezi zemědělsky využívanou půdou, mokřady a lesy.

Tento výzkum byl prováděn se studenty z jiných lokalit v České republice. Má práce byla zaměřena na zemědělskou půdu v chráněné oblasti. Zajímavé výsledky ^{137}Cs byly naměřeny Doskočilové (2019). V lokalitě Vyskytná byla naměřena v travním porostu hodnota ^{137}Cs pouhých 0,36 Bq/Kg. V orné půdě jsou hodnoty ^{137}Cs 0,29 Bq/Kg a v lesním ekosystému byla naměřena aktivita ^{137}Cs 0,65 Bq/Kg. Zjišťujeme, že se v této lokalitě vyskytuje nejvíce ^{137}Cs v lese, jelikož neobdělávaná půda v lesním ekosystému je stálá a bez zásahu lidské činnosti. Zaujaly mě výsledky Šestákové (2019). Naměřené výsledky v lokalitě Rásošky byly v biomase v orné půdě naměřeny pouhých 0,04 Bq/Kg ^{137}Cs . V této lokalitě se nachází velmi malá koncentrace cesia ^{137}Cs . Dle daných zjištění je nejméně naměřené aktivity ^{137}Cs v biomase. V neobdělávané půdě, jako jsou mokřady, je naměřená hodnota ^{137}Cs bohužel ještě stále vysoká.

6 Závěr

V tomto roce to bude již 33 let, kdy došlo k jedné z největších jaderných havárií. Neštěstí, které se stalo v jaderné elektrárně v Černobylu, si vyžádalo mnoho lidských životů v den havárie, ale lidské životy si bralo i mnoho let poté. Lidé byli vystaveni radioaktivnímu záření, které mělo za následek nemoci z ozáření.

V České republice se potýkáme s následky jaderné havárie do současné doby, i přes velkou vzdálenost od místa havárie. Následky radiace, které byly zapříčiněny spadem z radioaktivního mraku po jaderné havárii, byly a stále jsou monitorovány na našem území. O jaderné havárii v Černobylu jsme v roce 1986 nebyli dostatečně informováni. V současnosti je informací více a lidé se začínají zabývat ochranou přírody se vztahem k životnímu prostředí. Začínají myslet ekologicky a zajímají se o následky, které vznikají při nedostatečné ochraně přírody.

V dnešní době si většina z nás myslí, že následky z jaderné havárie v Černobylu jsou již minimální a nemají na nás žádný vliv. Bohužel se mýlí. V této práci jsem si chtěla ověřit přítomnost cesia ¹³⁷ v půdě v chráněné oblasti Slavkovský les. Má práce byla zaměřena na zemědělskou půdu, která je v současné době vedena jako trvalý travní porost. Ze získaných vzorků je patrné, že ve všech vzorcích byla zjištěna přítomnost cesia ¹³⁷.

Nejvyšší koncentrace cesia ¹³⁷ byla naměřena v horních vrstvách půdního profilu. Měli bychom si uvědomit přítomnost cesia ¹³⁷ na naše životy. Pokud se radioaktivita nachází stále v půdě, bude se nacházet také v rostlinách. Zvířata rostlinu spasou a radionuklidy se dostanou do oběhu potravin. Vzhledem k tomu že hlavní potravou pro lidi je maso, můžeme s jistotou říci, jak se do našeho těla dostane cesium¹³⁷.

Osobně si myslím, že by se v České republice měli provádět obdobné výzkumy na zjišťování koncentrace radionuklidů v zemědělské půdě častěji.

7 Seznam literatury

ALEXAHKIN, R. M., KORNEEV, N. A. (eds.), 1992. *Agricultural Radioecology*. Moscow: Ecology Publisher.

CAPUT, C., CAMUS, H., BELOT, Y., 1990. *Observations on the behaviour of radiocesium in permanent pastures after the Chernobyl accident*. In: DESMET, G. *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. London a New York: Elsevier, 283–291.

CIBULOVÁ VOKATÁ, J., ŠŤASTNÁ, T., 2017. *Každý druhý divočák na Šumavě je radioaktivní. Zvířata si pochutnávají na houbách plných cesia*. [online]. iRozhlas.cz [cit. 14.1.2019]. Dostupné z: https://www.irozhlas.cz/veda-technologie-priroda/kazdy-druhy-divocak-na-sumave-je-radioaktivni-zvirata-si-pochutnavaji-na-houbach-plnych-cesia_201701190832_akottova2

COUGHTREY, P. J., THORNE, M. C., 1983. *Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data*. Rotterdam: A.A. Balkema Publishers. 2544 s.

ČERVINKOVÁ, A., PÖSCHL, M., 2012. *Content of radiocaesium in forest blackberry and raspberry fruits. Obsah radicesia v lesních malinách a ostružinách*. MendelNet, 386–391.

DANIELOVÁ, L., MATOUŠEK, J., PÖSCHL, M. *Výskyt ¹³⁷Cs v orných půdách České republiky*. In: XIV Celostátní seminář o separační chemii a analýze toxických látek. Lázně Bohdaneč: XIV Celostátní seminář o separační chemii a analýze toxických látek, 2001. s. 1.

DIETZ, A. C., SCHNOOR, J. L., 2001. *Advances in phytoremediation. Environmental Health Perspectives*, 109 (1), 163–168.

DOSKOČILOVÁ V., 2019: *Průzkum transferových koeficientů¹³⁷Cs z půdy do zemědělských plodin v kú: Vyskytná*. ČZU V Praze, Fakulta životního prostředí.

DRÁBOVÁ, D., 2006. *Černobylská havárie aneb Pravda není nikdy čistá a málokdy bývá jednoduchá*. [online]. Státní úřad pro jadernou bezpečnost [cit. 2018-11-20].

Dostupné z:

https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/cernobyl/cernobylska_havarie.pdf

DRÁBOVÁ, D., BUČINA, I., KUNZ, E., MALÁTOVÁ, I., 1998. *Monitorování počernobylské kontaminace a vznik radiační monitorovací sítě ČR*. [online].

Nukleonika'98. Sborník abstraktů. FJFI ČVUT Praha. Praha. Dostupné z:

https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/30/006/30006836.pdf

DVOŘÁK P., SNÁŠEL, P., BEŇOVÁ, K., 2010. Transfer of radiocesium into wild boar meat. *Acta Veterinaria Brno*, vol. 79, suppl. pp. 85–91.

EISENBUD, M., 1973. *Environmental Radioactivity*. 2. vydání. New York: Academic Press.

GADD, G. M., 1996. Influence of microorganisms on the environmental fate of radionuclides. *Endeavour*, 20, 150–156.

HANÁK, J., MÜLLER, P., MÜLLEROVÁ, H., KAŠPAREC, I., PECINA, V., ABRAHAM, M., VELEBA, B., 2007. *Kontaminace půd v horských oblastech severní Moravy izotopem ¹³⁷Cs*. Geol.výzk.Mor.Slez.v.r.2006, Brno. 105–107.

HÁLA, J., 1998. *Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie*. Brno: Konvoj, 310 s. ISBN 80-85615-56-8.

HEINRICH, G., MÜLLER, H. J., OSWALD, K., GRIESA, 1989. Natural and Artificial Radionuclides in Selected Styrian soils and plants before and after the reactor accident in Chernobyl. *Biochem. Physiol. Pflanzen*, 185, 55–67.

HEINRICH, G., 1991. Uptake and Transfer Factors of ^{137}Cs by Mushrooms. *Radiat Environ Biophys* 31, 39–49.

HILTON, J., CAMBRAY, R. S., GREEN, N., 1992. Chemical fractionating of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fall out and atmospheric material from the Sellafield site. *J. Environ. Radioactivity*, 15, 103–111.

HRŮZA, R., 2019: *Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do mokřadní vegetace v oblasti Slavkovského lesa*. ČZU V Praze. Fakulta životního prostředí.

HUMAN HEALTH FACT SHEET, 2005. *Cesium*. Argonne National Laboratory, EVS [online]. Paya Tabesh Control. 2s. [cit. 6.3.2019]. Dostupné z: <https://paya-tabesh.com/downloads/mja/29%20-%20paya-tabesh-39198-Cesium-137.pdf>

IPATYEV, V., BULAVIK, I., BAGINSKI, V., GONCHARENKO, G., DVORNIK, A., 1999. Forest and Chernobyl. Forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986-1994. *Journal of Environmental Radioactivity*, 42, 9–38.

IVANOV, Y. A., LEWYCKYJ, N., LEVCHUK, S. E., PRISTER, B. S., FIRSAKOVA, S. K., ARKHIPOV, N. P., ARKHIPOV, A. N., KRUGLOV, S. V., ALEXAHKIN, R. M., SANDALLS, J., ASKBRANT, S., 1997. Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl Fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian Soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 35 (1). 1–21.

JACKSON, D., JONES, S. R., FUKKER, M., COVERDALE, N. G. M., 1987. Environmental monitoring in the vicinity of Sellafield following deposition of radioactivity from the Chernobyl accident. *J. Sot. Radiol. Prot.*, 7, 75–87.

JANDL, J., PROCHÁZKA, J., 1995. *Příspěvek k ekologii Cs-137 a Sr-90 vybraných částí životního prostředí České republiky*. In: Zborník příspěvků 2. 49 zjazd chemických spoločností. Bratislava, 323–325. Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/28/004/28004106.pdf

KALACĚ, P., 2001. A review of edible mushrooms radioactivity. *Food chemistry*, 75, 29–35.

KANĚKOVÁ, J., 2006. *Špinavá bomba*. [online]. Toxicology.cz [cit. 17.2.2019].
Dostupné z: <http://toxicology.cz/modules.php?name=News&file=print&sid=31>

KONOPLEV, A. V., VIKTOROVA, N. V., VIRCHENKO, E. P., POPOV, V. E.,
BULGAKOV, A. A., DESMET, G. M., 1993. Influence of agricultural
countermeasures on the ratio of different chemical forms of radionuclides in soil and
soil solution. *Sci. Total Environ.* 137, 147–162.

KROUGLOV, S. V., FILIPAS, A. S., ALEXAHKIN, R. M., ARKHIPOV, N. P.,
1997. Long-Term Study on the Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-
Contaminated Soils to Grain Crops. *J. Environ. Radioactivity*. 34 (3). 267–286.

KUHN, W., HANDL, J., SCHULLER, P., 1984. The influence of soil parameters on
 ^{137}Cs uptake by plants from long-term fallout on forest clearing and grassland.
Health Physic. 46. 1083–1093.

KUNOVÁ, V., DVOŘÁK, P., BEŇOVÁ, K., 2006. *Aktivita radiocesie v houbách
z lokality Staré Ransko*. [online]. International Nuclear Information System (INIS).
[cit. 12.1.2019]. Dostupné z:
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/37/103/37103196.pdf

LATINI, T., 2011. Výskyt radioaktivity u divokých prasat. *Maso*, 5, 24–26.

LUPULESCU, A., MALACHI, D., COSMA, C., 2015. Radionuclides (^{137}Cs)
phytoextraction possibilities within the soil using grass crops (*Lolium perenne* L.,
Hordeum distichum L.). *ECOTERRA – Journal of Environmental Research and
Protection*, 12(4), 90–94.

- MALÁTOVÁ, I., Situace po černobylské havárii. [online]. *Státní ústav radiální ochrany, v.v.i.* [cit. 23.2.2019]. Dostupné z:
https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/situace_po_cernobylske_havarii_v_ceske_republice.pdf
- MARKOVÁ, L., 1996. Černobylská tragédie. [online]. *Vesmír*. 75 (5). Dostupné z:
<https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/1996/cislo-5/cernobylska-tragedie.html>
- MILLER, R., 1996. Technologies Analysis Center, Series O, Vol. 3.
- NIMIS, P. L., 1996. Radiocesium in plants of forest ekosystem. *Stus Geobota*, 15, 3–49.
- OBZINA, J., 2002. *Nálezy radiocesia v mase zvěřiny ulovené v letech 1992-2002 v okrese Šumperk a Jeseník*. Atestační práce. Veterinární a farmaceutická univerzita Brno. 35 s.
- PALÁGYI, Š., 1998. *Migrace ^{85}Sr a ^{137}Cs ve vertikálních půdních profilech*. [online]. Nukleonika'98. Sborník abstraktů. FJFI ČVUT Praha. Praha. Dostupné z:
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/30/006/30006836.pdf
- PALO, R., T., WHITE N., DANELL, K., 2003. Spatial and temporal variations of Cs-137 in moose *Alces alces* and transfer to man in northern Sweden. *Wildlife Biol*, 9, 207–212.
- PAPASTEFANOU, C., MANOPOULOU, M., CHARALAMBOUS, S., 1988. Cesium-137 in soils from Chernobyl fallout. *Health Physics*, 55, 985–987.
- PAPASTEFANOU, C., MANOLOPOULOU, M., STOULOS, S., IOANNIDOU, A., GERASOPOULOS, E., 1999. Soil-to-plant transfer of ^{137}Cs , ^{40}K and ^7Be . *Journal of Environmental Radioactivity*, 45, 59–65.

PILÁTOVÁ, H., SUCHARA, I., RULÍK, P., SUCHAROVÁ, J., HELEBRANT, J., HOLÁ, M., 2011. *Mapy obsahu ^{137}Cs ve smrkových kůrách lesního ekosystému České republiky v roce 1995*. [online]. Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. [cit. 19.11.2018]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotního-prostředí/mapy-obsahu-137cs-ve-smrkových-kurach-v-1995>

PILÁTOVÁ, H., SUCHARA, I., RULÍK, P., SUCHAROVÁ, J., HELEBRANT, J., HOLÁ, M., 2011a. *Mapy obsahu ^{137}Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 2005*. [online]. Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. [cit. 19.11.2018]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms/monitorovani-slozek-zivotního-prostředí/mapy-obsahu-cs137-v-humusu-v-2005>

PODŠKUBKOVÁ, H., 2015. Ionizující záření. In: ŠVÁBOVÁ, K. et al. *Vybrané kapitoly z pracovního lékařství – díl 3. Fyzikální faktory v pracovním prostředí, návykové látky*. Praha: Institut postgraduálního vzdělávání ve zdravotnictví, s. 57–68.

PÖSCHL, M., NOLLET, L. M., 2006. *Radionuclide concentrations in food and the environment*. Boca Raton – London – New York: CRC Press, Taylor & Francis Group. 458 s. ISBN 0-8493-35949.

RITSIE, J. C., CLEBSCH, E. E. C., RUDOLF, W. K., 1970. Distribution of fallout and natural radionuclides in litter, humus and surface mineral soil layer under natural vegetation in the Great Smoky Mountains, North Carolina Tennessee. *Health Physics*, 18, 479–489.

SEMIZHON, T., PUTYRSKAYA, V., ZIBOLD, G., KLEMT, E., 2009. Time-dependency of the ^{137}Cs contamination of wild boar from a region in South Germany in the years 1998 to 2008. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(11), 988–992.

SKUTERUD, L., PEDERSON, O., STAALAND H., ROED, K. H., SALBU, B., LIKEN, A., HOVE, K., 2004. Absorption, retention and tissue distribution of

radiocaesium in reindeer: effects of diet and radiocaesium source. *Radiat Environ Biophys*, 43, 293–301.

SOUDEK, P., PETROVÁ, Š., BENEŠOVÁ, D., KOTYZA, J., VANĚK, T., 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy*, 102, 346–352. ISSN

SURO, 1986: *Průzkum pud 1986*. [online]. SURO [cit. 16.10.2018]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/pruzkum_pud_1986.pdf

ŠESTÁKOVÁ K., 2019: *Průzkum transferových koeficientů ¹³⁷Cs z půdy do zemědělských plodin v ků: Rasošky (739413), Vlkov u Jaroměře (784079] a Černožice nad Labem (620629)*. ČZU V Praze. Fakulta životního prostředí.

ŠKRKAL, J., RULÍK, P., FANTÍNOVÁ, K., HELEBRANT, J., 2012. *Mapa kontaminace lupenatých hub lesního ekosystému České republiky ¹³⁷Cs v letech 2004–2011*. Praha: Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. 10 s.

ŠKRKAL, J., RULÍK, P., FANTÍNOVÁ, K., HELEBRANT, J., 2012a. *Mapa kontaminace hřibotvarých hub lesního ekosystému České republiky ¹³⁷Cs v letech 2004–2011*. Praha: Státní ústav radiační ochrany, v.v.i. 10 s.

The Chernobyl Forum, 2006. *Dědictví Černobylu: Zdravotní, ekologické a sociálně-ekonomické dopady a Doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny*. Vydání 1. ČSVTS v koedici s Českou nukleární společností. ISBN 80-02-01806-0.

TOMIOKA, N., UCHIYAMA, H., YAGI, O., 1992. Isolation and characterization of cesium-accumulation bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 1019–1023.

TSUKADA, H., NAKAMURA, Y., 1999. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from soil to potato in agricultural fields. *The Science of the Total Environment*. 228, 111–120.

TVRDÝ, J., 2013. *Analýza jaderné havárie ve Fukušimě*. Plzeň. Bakalářská práce. Fakulta elektrotechnická.

VILIC, M., BARISIC, D., KRALJEVIC, P., LULIC, S., 2005. ^{137}Cs concentration in meat of wild boars (*Sus scrofa*) in Croatia a decade and half after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 81, 55–62.

WAGNER, V., 2011. *Je Fukušima jako Černobyl?* [online]. OSEL [cit. 20.11.2018]. Dostupné z: <http://www.osel.cz/5663-je-fukusima-jako-ernobyl.html>

WAGNER, V., 2012. *Co nám může říct Černobyl k Fukušimě?* [online]. Ústav jaderné fyziky [cit. 2017-11-20]. Dostupné z: http://hp.ujf.cas.cz/~wagner/popclan/fukusima/Cernobyl_2012.htm

WATT, N. R., WILLEY, N. J., HALL, S. C., COBB, A., 2002. Phytoextraction of ^{137}Cs : The Effect of Soil ^{137}Cs Concentration on ^{137}Cs Uptake by *Beta vulgaris*. *Acta Biotechnol.* 22(1–2), 183–188.

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůzová Lenka Švabinského 1724 Sokolov Tel: 603110895
Vzorkování bude provádět:	Hrůzová Lenka
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směšného vzorku horizontů půdního profilu zemědělské půdy a zemědělské vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Horní Slavkov katastrální číslo pozemku: 2712/1 o výměře 32200m ² GPS: 50,1447N 12,7934E 630m n.m.
Vzorkovací schéma:	Náhodného vzorku na daném pozemku
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě:	Odběr vzorku orné půdy z plochy 20 x 20cm do hloubky 20cm rozděleny do tří přibližně stejných vrstev. Odběr vzorku vegetace z daného místa v potřebném množství.
Typ odběrového zařízení:	rýč, lopatka, metr
Způsob odběru:	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směšný vzorek:	4
Datum a čas odběru:	4.8.2018 13:13hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směšný vzorek bude označen: sestupně Kú. Horní Slavkov A GPS: 50,1447N 12,7934E Kú. Horní Slavkov B GPS: 50,1447N 12,7934E Kú. Horní Slavkov C GPS: 50,1447N 12,7934E Kú. Horní Slavkov D GPS: 50,1447N 12,7934E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
Hmotnost směšného vzorku:	půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml
POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU	
Vzorkovnice, plnění:	půda: PVC kyblík vegetace: papírový pytel
Konzervace:	
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř:	Státní ústav radiální ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 - Nusle
Rozsah požadovaných analýz:	zjištění hodnot ¹³⁷ Cs v zemině a vegetaci v Bq/kg
Plán zpracovala: Hrůzová Lenka	Dne: 31.7.2018

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůzová Lenka Švabinského 1724 Sokolov Tel: 603110895
Vzorkování bude provádět:	Hrůzová Lenka
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směšného vzorku horizontů půdního profilu zemědělské půdy a zemědělské vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Krásno katastrální číslo pozemku: 914/1 o výměře 156359m ² GPS: 50,1217N 12,7898E 698m n.m.
Vzorkovací schéma:	Náhodného vzorku na daném pozemku
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě:	Odběr vzorku orné půdy z plochy 20 x 20cm do hloubky 20cm rozděleny do tří přibližně stejných vrstev. Odběr vzorku vegetace z daného místa v potřebném množství.
Typ odběrového zařízení:	rýč, lopatka, metr
Způsob odběru:	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směšný vzorek:	4
Datum a čas odběru:	4.8.2018 13:58hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směšný vzorek bude označen: sestupně Kú. Krásno A GPS: 50,1217N 12,7898E Kú. Krásno B GPS: 50,1217N 12,7898E Kú. Krásno C GPS: 50,1217N 12,7898E Kú. Krásno D GPS: 50,1217N 12,7898E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
Hmotnost směšného vzorku:	půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml
POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU	
Vzorkovnice, plnění:	půda: PVC kyblík vegetace: papírový pytel
Konzervace:	
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř:	Státní ústav radiální ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 - Nusle
Rozsah požadovaných analýz:	zjištění hodnot ¹³⁷ Cs v zemině v Bq/kg
Plán zpracovala: Hrůzová Lenka	Dne: 31.7.2018

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůzová Lenka Švabinského 1724 Sokolov Tel: 603110895
Vzorkování bude provádět:	Hrůzová Lenka
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směsného vzorku horizontů půdního profilu zemědělské půdy a zemědělské vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Rovná katastrální číslo pozemku: 1199/21 o výměře 51666 m ² GPS: 50,1005N 12,6802E 820m n.m.
Vzorkovací schéma:	Náhodného vzorku na daném pozemku
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě:	Odběr vzorku orné půdy z plochy 20 x 20cm do hloubky 20cm rozděleny do tří přibližně stejných vrstev. Odběr vzorku vegetace z daného místa v potřebném množství.
Typ odběrového zařízení:	rýč, lopatka, metr
Způsob odběru:	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	4
Datum a čas odběru:	4.8.2018 15:21hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen: sestupně Kú. Rovná A GPS: 50,1005N 12,6802E Kú. Rovná B GPS: 50,1005N 12,6802E Kú. Rovná C GPS: 50,1005N 12,6802E Kú. Rovná D GPS: 50,1005N 12,6802E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
Hmotnost směsného vzorku:	půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml
POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU	
Vzorkovnice, plnění:	půda: PVC kyblík vegetace: papírový pytel
Konzervace:	
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř:	Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 - Nusle
Rozsah požadovaných analýz:	zjištění hodnot ¹³⁷ Cs v zemině v Bq/kg
Plán zpracovala: Hrůzová Lenka	Dne: 31.7.2018