

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy
do mokřadní vegetace v oblasti Slavkovského lesa

Bakalářská práce

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

Bakalant: Radek Hrůza

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Radek Hruža

Územní technická a správní služba

Název práce

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

Název anglicky

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

Cíle práce

Cílem práce je odebrat reálné vzorky půdy a mokřadní 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 mokřadní vegetace 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 černobylským 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

radioekologie, transferový koeficient, cesium, mokřadní vegetace, 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 19. 3. 2019

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 14. 04. 2019

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do mokřadní vegetace v oblasti Slavkovského lesa vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 23. 3. 2020

Radek Hrůza

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval všem, kteří mi při zpracování této bakalářské práce pomohli. Zejména pak paní Doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc. za odborné vedení a poskytnutí cenných rad a informací. Dále děkuji paní Mgr. Janě Rolkové z AOPK, panu Ing. Machalu Balvárimu z Lesů ČR a manželům Kofroňovým za svolení s odběrem vzorků v daných lokalitách. Děkuji i Státnímu ústavu radiační ochrany za výsledky z analýz dodaných vzorků. V neposlední řadě a s největší vděčností, bych chtěl poděkovat své manželce Lence pro její trpělivost.

V Praze dne 23. 3. 2020

Radek Hrůza

Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do mokřadní vegetace v oblasti Slavkovského lesa

Abstrakt

Za celý život je lidské tělo vystaveno ionizujícímu záření jak z přírodních zdrojů, tak záření, které je způsobeno antropogenní činností. Přírodními zdroji je hlavně záření z kosmu, slunce a nitra planety Země. Hlavními zdroji umělé radioaktivity jsou spady po testech jaderných zbraní, odpady z jaderných zařízení a užití radioaktivních látek pro lékařské účely. Tato bakalářská práce je zaměřena na vliv radioaktivního spadu ^{137}Cs po jaderné havárii v Černobylu na půdy a mokřadní vegetaci v oblasti Slavkovského lesa. Vliv zamoření ^{137}Cs po havárii v Černobylu na půdy byl hodně závislý na meteorologických podmínkách. Proudění větru přeneslo kontaminovaná mračna napříč celou Evropou a nerovnoměrnými srážkami způsobilo i zamoření půd v ČR. Cesium je uloženo v horní vrstvě půdy v blízkosti kořenového systému rostlin a hub. Tato práce také analyzuje dostupné cesty ^{137}Cs v potravním řetězci a jeho vliv na organismus člověka.

Klíčová slova: radioekologie, transferový koeficient, cesium, mokřadní vegetace, LU/LC, biomasa

Survey of transfer coefficients ^{137}Cs from wetland vegetation in Slavkovský les area

Abstract

The human body has been exposed to ionizing radiation from natural sources and radiation caused by anthropogenic activity throughout life. The Earth is the nature source of the cosmic, solar, and planet core radiation. The main sources of anthropogenic radioactivity are a radioactive fallout related to nuclear weapons, nuclear waste and radioactive substances for medical purposes. The bachelor thesis is focused on the impact of radiocaesium (^{137}Cs) fallout after the Chernobyl nuclear accident on land and wetland vegetation in the Slavkov Forest. The effect of radiocaesium (^{137}Cs) contamination after the Chernobyl accident in the soil was highly dependent on meteorological conditions. Wind flow has transmitted contaminated clouds across Europe, causing uneven rainfall to cause soil contamination in the Czech Republic. Cesium is deposited in the top soil layer near the root system of the plants and mushrooms. The thesis analysed a the pathways radiocaesium (^{137}Cs) by the food chain and his effect in the human body.

Key words: radioecology, transfer coefficient, cesium, wetland vegetation, LU / LC, biomass

OBSAH

1. ÚVOD.....	1
2. RADIOAKTIVITA.....	2
2.1 RADIONUKLIDY	2
3. CESIUM.....	5
3.1 ¹³⁷ CS.....	6
3.1.1 ¹³⁷ CS V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ	7
4. HAVÁRIE V JADERNÉ ELEKTRÁRNĚ ČERNOBYL	9
4.1 ŠÍŘENÍ RADIOAKTIVITY PO HAVÁRII	9
4.2 DOPAD HAVÁRIE NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ	11
4.2.1 KONTAMINACE PŮD ¹³⁷ CS	12
4.2.2 KONTAMINACE ZVĚŘE ¹³⁷ CS	15
4.2.3 KONTAMINACE POTRAVIN ¹³⁷ CS.....	16
5. MOKŘADY.....	18
5.1 MOKŘADNÍ VEGETACE.....	19
5.2 TRANSFER RADIONUKLIDŮ DO BIOMASY MOKŘADNÍCH ROSTLIN.....	20
6. REGULACE RADIONUKLIDU Z PŮDY	22
6.1 FYTOSANACE.....	23
6.2 BIOSANACE	24
7. METODIKA	26
7.1 POSTUP ODBĚRU VZORKŮ	27
7.2 ÚPRAVA VZORKŮ	28
7.3 VYHODNOCENÍ VZORKŮ	28
7.4 TRANSFEROVÉ KOEFICIENTY	29
8. VÝSLEDKY.....	30
8.1 LOKALITA UPOLÍNOVÁ LOUKA	30
8.2 LOKALITA MOKŘADY POD VLČKEM	31
8.3 LOKALITA KLADSKÉ RAŠELINY ČÁST TAJGA	32
8.4 LOKALITA KLADSKÉ RAŠELINY ČÁST TAJGA 2019.....	33
8.5 LOKALITA MOČÁL U BYSTRĚNY	34
9. DISKUSE	36
9.1 LOKALITA UPOLÍNOVÁ LOUKA	36
9.2 LOKALITA MOKŘADY POD VLČKEM	37
9.3 LOKALITA KLADSKÉ RAŠELINY	38
9.4 LOKALITA KLADSKÉ RAŠELINY 2019	39
9.5 LOKALITA MOČÁL U BYSTRĚNY	39
10. ZÁVĚR.....	40
11. POUŽITÉ ZDROJE	41
11.1 LITERÁRNÍ ZDROJE.....	41
11.2 ELEKTRONICKÉ ZDROJE	49
12. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....	50
13. SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK	51

1. ÚVOD

Přibližně 6 % zemského povrchu je pokryto mokřadem. Tato hodnota je však považována pouze za polovinu původního stavu před zásahem člověka. Mokřady vykazují vysokou biodiverzitu, sekvestraci uhlíku, regulaci koloběhu živin a mnoho dalších. Jednou z důležitých funkcí mokřadů je protipovodňová ochrana. V tomto ohledu je známo, že mokřady „fungují jako houba“, což snižuje nárůst vody (Gulbin, et al., 2019). Pro ekosystémové funkce mokřadů, které jsou životně důležité, existují dva druhy organismů. Jsou to rostliny a půdní mikroorganismy, konkrétněji bakterie spojené s kořeny mokřadních rostlin (Clairmont et al., 2019). Jedním z hlavních zdrojů je antropogenní činnost, která je spojená s jaderným průmyslem. Tato práce se zaměřuje na půdy Slavkovského lesa, které byly ovlivněny havárií v jaderné elektrárně Černobyl.

Havárie v Černobylu v roce 1986 vedla k největšímu uvolnění radioaktivity do suchozemského prostředí za přibližně 60 let výroby jaderné energie (Beresford et al., 2019). V uplynulých letech byl značný zájem věnován osudu a transportu radionuklidů v suchozemském ekosystému, zejména po lesních ekosystémech Ruské federace a Ukrajiny, které byly zasaženy touto katastrofou. Tyta nehoda vedla k uvolnění velkého množství radionuklidů do suchozemských a vodních ekosystémů (Ashraf et al., 2014).

Práce se také zaměřila na dostupné metody dekontaminace půd, díky fytosanaci a biosanaci. V rámci diskuze jsou výsledky dále porovnávány s výsledky z jiných oblastí zkoumání.

Cílem této práce je zjištění hodnot radionuklidu ^{137}Cs v půdních vzorcích a mokřadní vegetaci, na vybraných lokalitách v oblasti Slavkovského lesa.

2. RADIOAKTIVITA

Radioaktivita je děj, při kterém dochází k samovolné přeměně atomových jader. Při radioaktivním rozpadu látky se mění její chemická podstata bez vnějších vlivů za přítomnosti emise záření alfa, beta či gama (Švec, 2005). Těžba kovů může také působit jako faktor při zvyšování radioaktivity životního prostředí v důsledku mobilizace přírodních radioaktivních izotopů obsažených v kovových rudách (Belyaeva a kol., 2019).

Radioaktivita je měřitelná v Becquerelech (1 Becquerel(1Bq) = 1rozpad/1sekunda), v jednotce nazvané podle francouzského fyzika Henri Becquerela. Radioaktivní záření je intenzivnější, čím více jader je vysláno z jádra za jednotku času. Nestabilní těžká jádra se bez vnějšího vlivu rozpadají na lehčí a stabilnější (Hála, 1998). Dalšími významnými vědci v oblasti radioaktivity byla M. Curie Sklodovská s manželem P. Curie, kteří si připsali objevy několika radioaktivních prvků. Dcera manželů Curie, F. Joliot Curie a její manžel I. Joliot Curie byli další generací vědců, kterým se podařil světový objev. Jejich výzkumem došlo k vytvoření první umělé radioaktivity (Ullmann, 2002).

Při alfa záření dochází k emitaci ^4He z rozpadajících se prvků, toto záření je lehce odstínitelné i listem papíru. Nebezpečnost je jen na velmi krátkou vzdálenost, hlavně při vnějším požití či vdechnutí. Beta záření vyzařuje z prvku elektrony, nebo pozitrony o nižší váze než alfa záření. Záření beta je odstínitelné například sklem, plastem či kovem. Nebezpečí je při větší emisi, poleptání kůže či nebezpečí při vnitřním užití. Při gama záření dochází k vyzáření fotonů z jádra (většinou při beta záření) je stínitelné jen silnější vrstvou hustých materiálů (olovo, ocel). Dokáže poškodit vnitřní orgány i bez vnitřního požití (IAEA, 2004).

2.1 Radionuklidy

Radionuklidy jsou prvky, které emitují různé typy částic a nakonec se stávají stabilními. S objevem radioaktivity na konci 19. století a s nástupem technik umožňujících detekci částic spojených s radioaktivitou byla v mnoha oblastech věd, zabývajících se přírodními procesy Země, otevřena nová hranice, protože tyto radionuklidy mohou být použity jako indikátory pro fyzikální, chemické a biologické procesy (Ferreira et al., 2016).

Radionuklidy jsou klasifikovány jako přírodní, nebo antropogenní prvky vytvořené radiačním zářením. Tyto prvky se vždy vyskytovaly v životním prostředí Země. Primární a dlouhodobé radionuklidy, které zůstaly po vytvoření Země, jsou hlavními přispěvateli radiačního prostředí (Khandaker et al., 2012).

Zdroje radionuklidů lze dělit na:

- **přírodní**

Od vzniku Země existují v ekosystémech Země přirozeně se vyskytující radionuklidy. Tyto radionuklidy emitují ionizující záření, kterému mohou být vystaveni lidé a bioty žijící na Zemi (Liu a Lin, 2018). Nejrozšířenějšími přírodními radionuklidy jsou uran (^{238}U) a thorium (^{232}Th) (Belyaeva a kol., 2019).

- **antropogenní**

Hlavním zdrojem antropogenních radionuklidů patří program jaderných zbraní, zkoušení jaderných zbraní, jaderné elektrárny, těžba a mletí uranu, komerční přepracování paliva, geologické úložiště jaderných odpadů, které zahrnují radionuklidy, jaderné havárie a také radioaktivní odpad (Hu et al., 2010). Antropogenní radionuklidy pocházející z globálního spadu nebo uvolňované z jaderných zařízení byly široce využívány v radioekologických hodnoceních a jako indikátory pro studium procesů v řekách a vodních útvech. Aktivita a izotopové (atomové) poměry umělých radionuklidů, jakož i izotopových poměrů na stabilních prvcích, poskytují cenné informace o původu znečištění v životním prostředí (Marčiulionienė, et al., 2017). Uměle vytvořené radionuklidy, jako například ^{241}Am a ^{137}Cs , které jsou provozně vypouštěny z jaderných zařízení do životního prostředí, lze akumulovat do lesních půd. Ty by mohly být zase re-mobilizovány do jiných složek životního prostředí, včetně podzemních a povrchových vod, vegetace, díky akumulaci rostlinou a atmosférou přes částice re-suspendováním a těkavostí při požárech (WU et al., 2018).

Znečištění životního prostředí radionuklidy je považováno za pokračující veřejný problém v důsledku jejich radiologické toxicity. S rostoucí poptávkou po jaderné energii, roste ročně míra produkce radionuklidových kontaminantů, což představuje potenciální hrozbu pro lidské zdraví a ekosystémy. Dopad radionuklidů na lidské zdraví je navíc zhoršen s ohledem na jejich dlouhý poločas rozpadu, kdy se radionuklidy zdržují po dlouhou dobu v životním prostředí. Bezpečné odstranění radioaktivních znečišťujících látek se proto v posledních letech stalo nezbytnější.

Jeden z nejškodlivějších radionuklidů s ohledem na lidské zdraví a ekosystém je uran (Zhang et al., 2018).

Radionuklidy se mohou přenášet z půdy na člověka různými cestami. Bez ohledu na cestu přenosu, jakmile jsou radionuklidy umístěny uvnitř těla, buňky, tkáně a hostitelské orgány jsou neustále vystaveny emitovaným energetickým a částicovým formám záření. Na základě množství přijaté, nebo exponované energie se může exponovaná buňka poškodit, struktura exponované DNA se může změnit a nakonec se může objevit mnoho nežádoucích biologických účinků. Znalosti o úrovních radioaktivity v parametrech bydlení, jako jsou půda, životní prostředí, potraviny, lidská strava atd. Ze strany veřejnosti, jsou zvláště důležité pro odhad možného radiologického nebezpečí pro lidské zdraví. Je tedy důležité stanovit koncentrace primárních radionuklidů v půdách, zelenině, vegetaci, rostlinách, potravinách a různých oblastí této zeměkoule, protože prostorové rozložení těchto radionuklidů se liší s ohledem na původní půdy z regionu do regionu (Khandaker et al., 2012).

3. CESIUM

Cesium je stříbrozlatý kov, který taje při pokojové teplotě (28 °C) (obrázek č. 1). Objeven byl v roce 1860 dvěma německými chemiky Bunsenem a Kirchhofem v minerálních vodách. Největší naleziště cesia jsou v severní Americe a Africe, zde je ve formě polucitu, minerálu průzračného až mléčného zbarvení (obrázek č. 2) a dalších jiných minerálů (Avery, 1996).

Obrázek č. 1 cesium, č. 2 minerál polucit



Zdroj: (youtube.com)

Cesium existuje v prostředí v oxidačním stavu 1^+ . Stabilní cesium je všudypřítomné v prostředí s hojností kůry přibližně 3,2 mg/kg, v půdách se koncentrace cesia pohybují mezi 0,3 a 25 mg/kg. Příjem cesia z půdy jednou plodinou je menší než 0,1 % na 1m² půdy. Trávy koncentrují cesium faktory 0,02 až 5,0, v závislosti na půdních podmínkách a travních druzích (Robertson et al., 2003).

V přírodě se přírodní cesium nachází jen jako stabilní izotop ^{133}Cs v sloučeninách. Čisté cesium je silně reaktivní na vzduchu i ve vodě, proto se v přírodě nevyskytuje. Radioaktivní izotopy cesia jsou produktem štěpení uranu. Nejznámějšími radioaktivními cesii je ^{134}Cs s poločasem rozpadu přibližně 2 roky a ^{137}Cs s poločasem rozpadu 30 let. Oba se poté rozpadnou na neradioaktivní. ^{134}Cs se přemění na Baryum či Xenon, ^{137}Cs se přemění na Baryum (ATSDR, 2004).

3.1 ^{137}Cs

^{137}Cs je radionuklid vzniklý činností člověka (Borovička et al., 2012). ^{137}Cs je jedním z produktů štěpné reakce uranu, jeho poločas rozpadu je 30,07 let (Borovička et al., 2012). V atmosféře ^{137}Cs buď „visí“ ve vzduchu nebo se za pomoci spadu dostane na povrch země (Nguyen et al., 2018). Široká povaha ^{137}Cs a rizika s ní spojená, představují pro lidské zdraví hrozbu jako výsledek kombinace fyzikálních a chemických vlastností. Především je to jeden z hojnějších produktů štěpení vznikající při jaderné řetězové reakci a mající relativně nízkou teplotu tání (670,8 °C), což mu umožňuje snadno se rozptýlit do atmosféry např. po výbuchu jaderné bomby (Varley et al., 2018).

V období 50 a 60 let bylo prováděno mnoho testů jaderných zbraní v atmosféře s následným spadem ^{137}Cs se srážkami (Borovička et al., 2012). Bylo provedeno více než 500 testů až do roku 1963. V tomto roce bylo přijato moratorium o zákazu testů jaderných zbraní pod vodou, ve vesmíru a v atmosféře. Dohodu nepodepsala Francie a Čína, které dále testovali. V podezření byl i Izrael a JAR (Šáro et al., 1985).

V polovině 50. let 20. století byl zahájen výzkum působení stabilního a radioaktivního cesia v živých organismech a zejména v rostlinách. To bylo způsobeno především vývojem nulového průmyslu a testováním jaderných zbraní, což vyústilo ve velké oblasti s radioaktivními izotopy jako ^{137}Cs a ^{134}Cs . Související výzkum byl rozšířen po dramatických událostech v jaderných elektrárnách, jako je Černobyl (Ukrajina) v roce 1986 a Fukušima (Japonsko) v roce 2011. ^{137}Cs a ^{134}Cs ovlivňují živé orgány externě beta a gama zářením v oblastech s vysokou kontaminací a způsobují chemické a radiotoxické účinky, když jsou přijímány např. výživou. První a nejdůležitější elementy potravního řetězce jsou rostliny, interakcí s půdními složkami poskytují svou biomasou jak užitečné, tak toxické prvky včetně cesia, které se dostává do krmiv zvířat a následně lidí. Snížení toxicity cesia vyžaduje kontrolu radionuklidů rostlin a také dle půdních vlastností. Alternativně může být akumulace ^{137}Cs do rostlin použita ke snížení cesia v prostředí, zejména ve vodě, je to technologie, která může být užitečná v malých oblastech (Burger et Lichtscheidl, 2018).

3.1.1 ^{137}Cs v životním prostředí

Osud ^{137}Cs je v různých typech prostředí zcela odlišný. Na povrchu půdy je mnoho procesů (např. rostlinné pochody, loužení a eroze) odpovědných za snížení aktivity ^{137}Cs . Množství tohoto radionuklidu je také ovlivněno půdními vlastnostmi, jako je obsah jílu, obsah organického materiálu, pH, obsah amonných a draselných iontů (Nguyen et al., 2018). Půda je pro člověka prvním stupněm potravního řetězce. Pěstují se na ní potravinové složky pro přímou lidskou spotřebu, nebo jako krmení pro hospodářská zvířata. Na půdě se také pase dobytek a je s půdou v přímém kontaktu. Problémem je, že cesium a draslík mají podobné nutriční vlastnosti, tudíž při nedostatku draslíku, organismus přijme ^{137}Cs díky jeho chování k nutričním vlastnostem (Provazník et al, 2004).

Také rychlost migrace ^{137}Cs v půdách, která vykazuje velkou rozmanitost, komplikuje monitoring. Existuje několik modelů, které se snaží tuto migraci popsat. Nejčastěji používaným modelem je tzv. konvekčně-difuzní model. V tomto modelu je časová závislost rozložení hloubky ^{137}Cs popsána třemi parametry: velikostí koncentrace, účinným difúzním koeficientem a efektivní konvekční rychlostí (Szabó et al., 2012).

Tento radionuklid je vysoce rozpustný, proto má tendenci reagovat s environmentálními médii, zejména (jak již bylo zmíněno) jílovými minerály. Může také snadno vstoupit do potravinového řetězce, protože je snadno přemístěn do rostlinného materiálu nahrazujícího přirozeně se vyskytující draslík (Varley et al., 2018). Vstup radionuklidů do půd představuje vážné ohrožení lidského zdraví jak z chemického, tak z radiologického hlediska. Z radiologického hlediska může záření působit na lidské tělo ve dvou hlavních směrech: vnitřní a vnější expozicí. Hlavní aktivita ^{137}Cs se nachází v ornici (4,5 cm) a dosahuje až do hloubky 84 cm (Nguyen et al., 2018).

Jediným jednoznačným radiologickým efektem havárie v Černobylu na lidské zdraví je nárůst rakoviny štítné žlázy osob, které byly vystaveny v dětství nebo v raném dospívání ozářením. V reakci na vědecký zájem o studium molekulární biologie rakoviny štítné žlázy po havárii v Černobylu byla založena Černobylská tkáňová banka. Projekt je podporován vládami Ukrajiny a Ruska a finančně podporován (celkem kolem 3 milionů USD) Evropskou komisí, Národním institutem

pro rakovinu USA a Japonskou pamětní nadací Sasakawa Memorial (Thomas et al., 2011).

Nejpodstatnější vliv na zamoření ^{137}Cs v Evropě, zůstává havárie v jaderné elektrárně Černobyl. Dle odhadu došlo k úniku 7×10^{16} Bq ^{137}Cs (Avery, 1996).

4. HAVÁRIE V JADERNÉ ELEKTRÁRNĚ ČERNOBYL

Na území dnešní Ukrajiny asi 130 km severně od Kyjeva je Černobylská jaderná elektrárna. V roce 1986 v ní byly funkční čtyři jaderné bloky a další dva rozestavěné. Dne 25. 4. 1986 01:00 byl započat experiment pro otestování havarijního systému na čtvrtém jaderném reaktoru. Krátce po třinácté hodině, za polovičního výkonu odstavili první turbogenerátor a bylo odstaveno havarijní chlazení, aby nenarušilo experiment. Na žádost energetických dispečerů je experiment od 14:00 do 23:10 pozastaven. O půlnoci nastupuje méně zkušená a na experiment nepřipravená noční směna (Beresford et al., 2019).

Díky chybě unaveného provozního zástupce hlavního inženýra Djatlova je proveden 26. 4. 1986 v 00:31 test při nízkém výkonu. Nevhodný provoz reaktoru při nízké úrovni výkonu vedl k „otravě xenonem“ reaktoru, který nebyl řádně rozpoznán personálem reaktoru a způsobil nesprávný provoz řídicích tyčí reaktoru. Následně v 00:38 chybou Toptunova, který byl jako starší inženýr řízení reaktoru zodpovědný za regulační tyče, nastal další prudký pokles výkonu a tím úplné zastavení výkonu. V 00:42 nařizuje Djatlov vysunutí regulačních tyčí pro zvýšení výkonu. Po vypsání stavu reaktoru v 01:22 o nedostatečném počtu regulačních tyčí v reaktoru mohli ještě havárii nejspíše odvrátit, ale rozhodli o pokračování experimentu. Test pokračuje v 01:23 uzavřením přívodu páry, asi poslední chyba. V reaktoru dochází k nárůstu teploty a tlaku chladicí vody. Tato provozní chyba vedla k tepelné destrukci reaktoru RBMK-1000 náhlým výbojem energie, který nakonec způsobil alespoň jednu explozi a zapálení moderátorů grafitu. Reaktor díky zvýšené reaktivitě vybuchuje do necelé minuty. Radionuklidy uvolněné z výbuchu zahrnovaly velmi krátké produkty štěpení, což vedlo k velmi vysokým dávkám v přilehlých oblastech. Po počátečním maximálním uvolnění došlo k dalšímu uvolnění radionuklidů během 10 dnů v důsledku požáru grafitu (100+1, 2014 a Steinhauser et al., 2014).

4.1 Šíření radioaktivity po havárii

V důsledku výbuchu a následujících požárů dochází k rozptýlení radioaktivních látek po blízkém okolí. Mnoho radioaktivních látek bylo vymrštěno výbuchem až do výšky 1,5 kilometru. Švédské monitorovací stanice byli první, z důvodu jihovýchodního proudění vzdušných mas, kdo upozornil veřejnost na neznámý radioaktivní únik. Vyloučením úniku z elektráren Švédských, směřovalo

podezření, na únik z Litevské elektrárny Ignalino. S družicových snímků, byla odhalena jako zdroj Černobylská jaderná elektrárna a zároveň z těchto snímků a výpočtů švédských odborníků byla odhadnuta závažnost nehody (SÚJB, 10let, 1996).

Radioaktivní mrak po nehodě obsahoval velké množství různých radioaktivních izotopů v různých fyzikálně-chemických formách. Teplo a oheň z výbuchu odpařily těkavé prvky (například ^{137}Cs) a ty se přesunuly do troposféry. V závislosti na povětrnostních podmínkách se rozšířily po celé Evropě. Hlavním způsobem depozice ^{137}Cs je mokrá srážka, proto je koncentrace ^{137}Cs silně závislá na srážkách (Szabó et al., 2012).

V průběhu hasebních prací docházelo k fyzikálně chemickým změnám při úniku z místa havárie. Vzhledem k času uvolnění a k změnám směru větrů v této výšce došlo k rozptylu radioaktivních látek napříč celou Evropou s nerovnoměrným zasažením. Nejvýznamnější následky jsou na území Ukrajiny, Běloruska a Ruska, kde bylo rozhodnuto o evakuaci kontaminované oblasti, nebo vytvoření přírodních rezervací. Československá republika byla zasažena celkem třemi přechody radioaktivních vzdušných mas v rozmezí mezi 29. dubnem a 7. květnem. Druhý přechod, který proběhl 3. a 4. května byl z monitorování zřetelnější nejvíce na západě Slovenska (Hůlka, 2006).

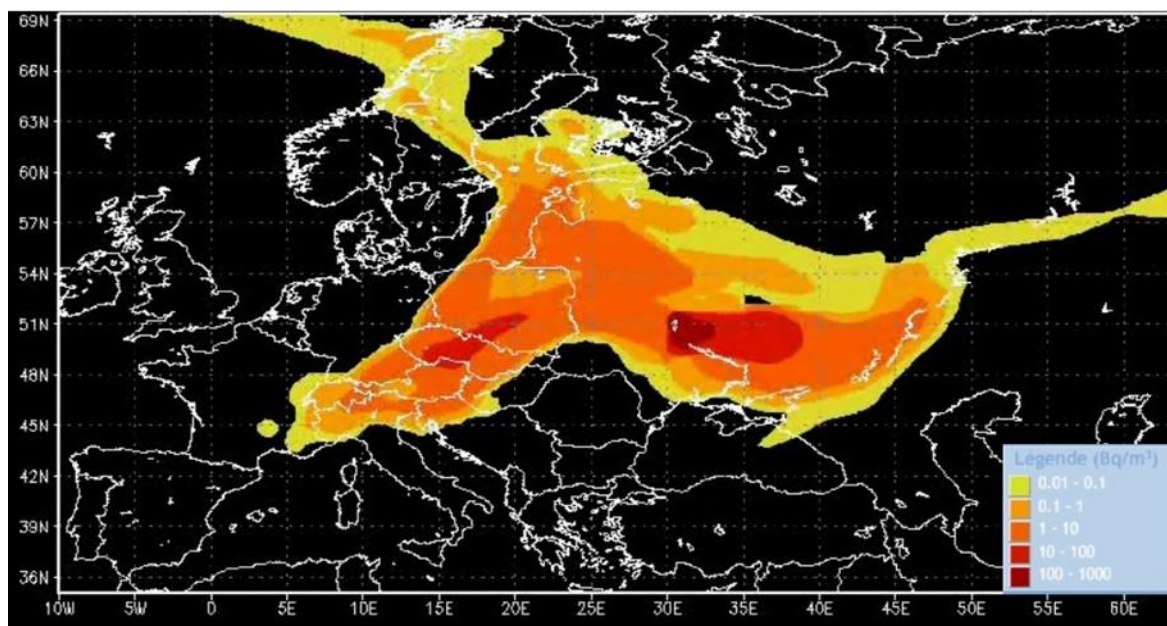
V týdnech následujících po nehodě byli obyvatelé a hospodářská zvířata evakuována z prostoru přibližně 3500 km² kolem reaktoru. Tato plocha byla následně zvětšena na 4760 km². Přibližně 2600 km² této opuštěné oblasti je na Ukrajině a je známá jako ČEZ [Černobylská vylučovací („explosive“) zóna], zbytek se nachází v Bělorusku. Tato oblast je vysoce heterogenně kontaminována řadou radionuklidů, včetně ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am izotopů. Nicméně dávky v ČEZ zůstávají stále dostatečně vysoké, že na základě našeho dosavadního chápání bychom předpokládali radiačně indukované účinky na mnoho volně žijících druhů živočichů, které mohou potenciálně ovlivnit populace (Beresford et al., 2019).

Jakmile se SSSR v roce 1991 zhroutil, muselo Bělorusko realizovat svou vlastní politiku pro řízení environmentálních a ekonomických rizik spojených s následky Černobyli a bylo třeba vytvořit celou výzkumnou infrastrukturu, která bude informovat o jejích politických a řídicích činnostech. Koncem 90. let se Černobylským otázkám začalo dostávat čím dál menší pozornosti veřejnosti a byly odstraněny z národní politické agendy. Od počátku roku 2010 byly každoročně

snížovány monitorovací rozpočty pro výzkum radioaktivity, zatímco několik výzkumných oddělení a celé organizace byly uzavřeny (Shkaruba et Skryhan, 2019).

Francouzský Ústav radiační ochrany a jaderné bezpečnosti již v roce 2005 nechal vytvořit simulaci pohybu radioaktivních mas po havárii v jaderné elektrárně Černobyl (obrázek č. 3).

Obrázek č. 3 Rozsah zamoření večer 30. 4. 1986



Zdroj: (<https://irsn.fr/popup/pages/tchernobyl-video-nuage.aspx>)

4.2 Dopad havárie na životní prostředí

Uvádí se, že ekologické dopady havárie jaderné elektrárny Černobyl jsou vyšší, než se původně předpokládalo, nebo než by se dalo předpokládat na základě stanovených kritérií pro dopady na biotu. Radioaktivní kontaminace v Černobylu má nepřímý vliv na ekologii okolního regionu, například změny v mikrobiologickém složení půdy vedly k posunu směrem k travinám, keřům a mladým listnatým stromům v Rudém lese, i když tyto účinky mohou být ještě zhoršeny i změnami ve využívání půdy. To komplikuje posouzení rizika (Omar-Nazir et al., 2018).

Úniky z havárie v Černobylu zahrnovaly také radionuklidy s velmi krátkým poločasem rozpadu v rozmezí sekund a minut, které se vyznačují enormními specifickými aktivitami. To vedlo k masivnímu radiačnímu poškození v tzv. „rudém lese“, kde byly v důsledku radiačně vyvolané destrukce rostlinné tkáně v časných následcích nehody zasaženy dřeviny borovice. Název „rudý les“ pochází ze zázvorohnědé barvy jehličí, které získalo po zasažení radiací. Hynoucí borovice

v noci vyzařovaly radiační záření a tím „svítily“. Vzhledem k mnohem vyššímu stupni kontaminace a uvolňování částic paliva v blízkosti jaderné elektrárny Černobylu, byly hlášeny radiačně indukované mutace rostlin například u ozimé pšenice (Steinhauser et al., 2015).

Jedním z hlavních uvolněných radionuklidů je sledovaný ^{137}Cs . Dlouhodobé studie provedené po havárii v Černobylu ukázaly, že cyklus ^{137}Cs závisí na mnoha faktorech, jako je typ spadu, typ krajiny, produktivita ekosystému a vlastnosti půdy (Tsvetnova et al., 2018).

Přestože uplynulo od Černobylské havárie přes 30 let, její následky ve formě ^{137}Cs , jsou u nás měřitelné stále. Již v roce 1986 těsně po havárii bylo provedeno plošné měření v celé republice. Plošné výsledky zamoření se tehdy pohybovaly od neměřitelných hodnot pár desítek becquerelů na metr čtvereční až po několik desítek kilobecquerelů. Největší tehdy naměřená hodnota byla na Náchodsku v lokalitě Hoříčky a to $80,8 \text{ kBq/m}^2$. V Karlovarském kraji byla tehdy nejvyšší naměřená hodnota na Chebsku v lokalitě Cheb $9,61 \text{ kBq/m}^2$. V okolí obce Prameny, kde probíhalo mé měření, nebyly prováděny v roce 1986 žádné odběry vzorků. Nejbližší obci Prameny byly v roce 1986 odebírány vzorky v lokalitě Nová ves, kde bylo naměřeno $3,15 \text{ kBq/m}^2$, dále pak v lokalitě Mnichov, kde bylo naměřeno $1,21 \text{ kBq/m}^2$ a lokalitě Mariánské Lázně, kde bylo naměřeno $0,93 \text{ kBq/m}^2$. Z provedeného vzorkování je zřetelné nerovnoměrné rozložení kontaminace po celé republice způsobené s největší pravděpodobností nerovnoměrnými dešťovými srážkami (Rulík a Helebrant. 2011).

4.2.1 Kontaminace půd ^{137}Cs

Kontaminace ^{137}Cs v 30 Km okruhu havárie jaderné elektrárny Černobyl byla na půdách až 10^{10} Bq/m^2 (Avery, 1996). Vzhledem k přirozenému rozpadu ^{137}Cs se jeho aktivita v půdách snížila dvojnásobně oproti hodnotám zaznamenaným bezprostředně po havárii, zatímco v potravinách se aktivity snížily o faktory mezi deseti a sto, částečně v důsledku imobilizace půdním matrixem a částečně prostřednictvím různých nápravných opatření a přijatých protiopatření (Labunksa et al., 2018).

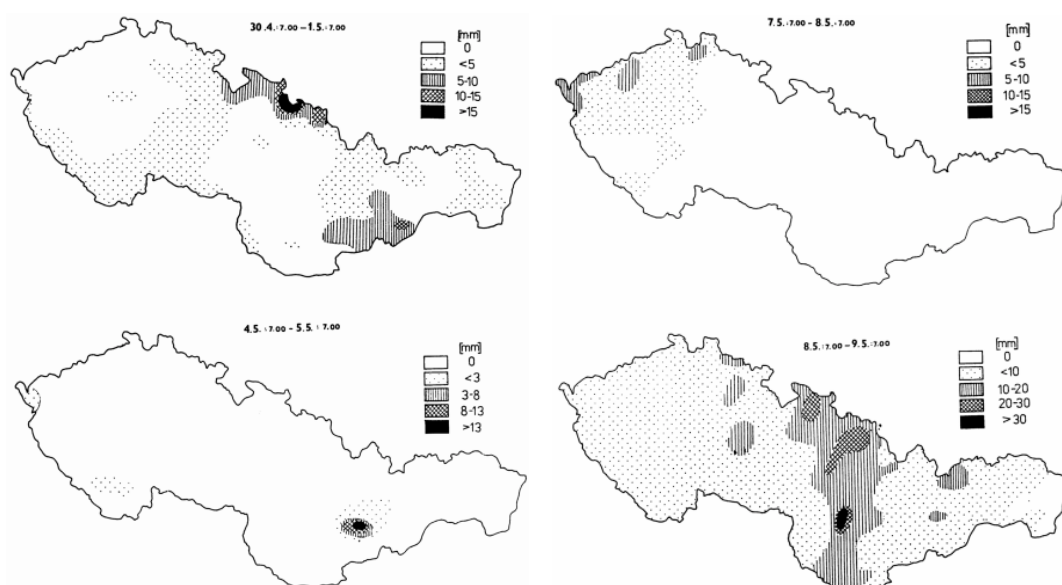
Jelikož je půda hlavním médiem pro velké množství organismů, měla tato havárie výrazné odpady na jejich společenstva. S počátečním spadem z jaderné havárie, migrují radionuklidy z povrchu země do půdního profilu, a to jak pomocí

fyzikálně-chemickým vyluhováním, tak přes biologické pochody v půdě. Půdní biota aktivně přispívá k tomuto procesu prostřednictvím bioturbace a mikrobiální imobilizace. Po určitém časovém období je většina radioaktivních izotopů pohřbena v půdě a je obtížnější je detekovat z povrchu. Nicméně, relativně pomalu se rozkládají izotopy ^{137}Cs a ^{90}Sr ozařující rostliny a půdní faunu po celá desetiletí. Radionuklidy ovlivňují půdní živočichy různými způsoby, včetně poškození jejich DNA, radiačních popálenin tkání a toxickými účinky určitých prvků (zejména potenciálně toxických prvků, jako je kobalt nebo uran), které se vyskytují během zkrmování kontaminovaných rostlin, nebo přímého kontaktu s integumentem (Zaitsev et al., 2014).

Bezprostředně po havárii v Černobylu v roce 1986 došlo v Černobylu k výraznému snížení hojnosti, rozmanitosti a reprodukčních poměrů půdních bezobratlých a tyto účinky byly dlouhodobé a geograficky rozsáhlé. Účinky byly jasně viditelnými ještě po mnoho let od nehody. Nedávné průzkumy hojnosti bezobratlých na povrchu půdy s použitím nástražných pastí ukázaly, že v nejméně kontaminovaných oblastech došlo k poklesu počtu brouků, chvostoskoků, vos a jiného druhu hmyzu (Møller a Mousseau 2018).

V České republice byla kontaminace půd ovlivněna suchým a mokřím spadem. Nerovnoměrná kontaminace je zapříčiněna vymýváním vzdušných mas v období od 30. 4. 1986 do 9. 5. 1986 (obrázek č. 4-7)(SURO, 1987).

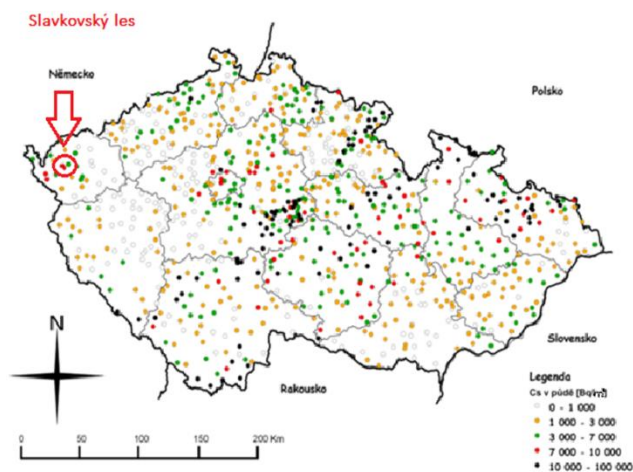
Obrázek č. 4-7 Srážkové úhrny z období 30. 4. 1986 – 9. 5. 1986



Zdroj: SURO, 1987

Kontaminace cesia v oblasti Slavkovského lesa byla 1. 5. 1986 mezi 3000 – 10 000 Bq/m², tedy střední až zvýšené hodnoty v rámci celé České republiky (obrázek č. 8).

Obrázek č. 8 Kontaminace v oblasti Slavkovského lesa



Zdroj: Rulík a Helebrant. 2011

Některými organismy může být ¹³⁷Cs akumulováno ve větším množství, takové to cesium se nakonec může hromadit ve vyšších organismech, jakožto i lidech. Biologický poločas je obecně kratší než 1 rok (Tabulka č. 1). Za tuto dobu může v organismu způsobit subletální až letální následky (Avery, 1996).

Tabulka č. 1 Biologický a environmentální poločas ¹³⁷Cs

Biologický a environmentální poločas Cesia			
	Organismus / prostředí	poločas rozpadu	odkaz
biologický	mech	4 - 5 let	Daróczy et al. (1994)
	lišejník	5 - 8 let	Ellis, Smith (1987)
	tráva	14 dní	Cambray et al. (1987)
	povrch rostliny	14 dní	Komarov, Bennett (1983)
	slepice	1 - 5 dní	Ekman (1961)
	kráva	3 dni	Cragle (1961)
	ryba	70 - 300 dní	Koulikov, Ryabov (1992)
	Dítě	57 dní	Lloyd (1973)
	žena	84 dní	Lloyd (1973)
	muž	105 dní	Lloyd (1973)
prostředí	monomiktické jezero	1 - 2 roky	Dominik, Span (1992)
	meromické jezero	6 - 7 let	Dominik, Span (1992)
	tekoucí řeka	1 - 4 roky	Conkic et al. (1990)
	vzdušný prach	270 dní	Allott et al. (1992)

Zdroj: (Avery, 1996)

4.2.2 Kontaminace zvěře ¹³⁷Cs

Některé studie, které se zabývaly volně se pohybující zvěří, po jaderné havárii Černobyl, došly k závěru, že radiační účinky byly vysoké, proto došlo k úbytku této zvěře. Dlouhodobé empirické studie Deryabina et al., 2015 naopak neprokázaly negativní vliv radiace na hojnost volně se pohybujících se savců. Relativní množství losů, srnců, jelenů a divokých prasat v rámci Černobylské zóny je obdobné jako ve čtyřech (nekontaminovaných) přírodních rezervacích v regionu a hojnost vlků je více než 7 krát vyšší. Dřívější údaje z průzkumu vrtulníků navíc ukazují rostoucí tendence v hojnosti losů, srnců a divokých prasat od jednoho do deseti let po nehodě. Tyto výsledky poprvé ukazují, že bez ohledu na potenciální radiační účinky na jednotlivá zvířata podporuje Černobylská vylučovací zóna hojnou komunitu savců po téměř třech desetiletích chronického ozáření. Extrémně vysoké dávky během prvních šesti měsíců po nehodě významně ovlivnily zdraví a reprodukci zvířat v Černobylu, avšak jakékoliv potenciální dlouhodobé radiační poškození populací však není z této analýzy trendů množství savců zřejmé. K nárůstu populací losů a divokých prasat v Černobylu došlo v době (počátkem 90. let), kdy tyto druhy procházely rychlým poklesem v zemích bývalého Sovětského svazu v důsledku velkých socioekonomických změn (což vedlo ke zvýšení chudoby na venkově a oslabení divoké zvěře). Tyto data představují důkaz odolnosti divoké zvěře vůči chronickému stresu.

Další studie, která se zaměřila na použití bezobratlých druhů Bezrukov et al. (2015), prokázala, že změny, které byly ovlivněny jadernou havárií v Černobylu, probíhají v rámci těchto druhů již na úrovni taxonů. Určité taxony vykazují významné pozitivní vztahy, jiné významné negativní vztahy a jiné nevýznamné vztahy. Vztah mezi hojností a ozářením byl konzistentní ve srovnání odhadů založených na nástražných pastech a odhadech založených na zvířatech nalezených pod plátky borovicového dřeva ukládané na 20 místech přes radiační gradient v Černobylu. Tato zjištění naznačují, že pečlivý výběr specifických taxonů se silným negativním vztahem mezi hojností a úrovní záření pozadí, poskytne nejcitlivější hodnocení biologických účinků záření.

Dlouhodobé ekologické důsledky volně žijících živočichů vystavených ionizujícímu záření při chronicky nízké dávce v důsledku černobylské katastrofy jsou

bohužel stále nejasné, zejména pokud jde o vlivy na hojnost a druhovou biodiverzitu rostlin a živočichů. Například 17 let po nehodě bylo odhaleno, že neexistuje žádný vztah mezi dávkami záření, které se pohybovaly od 0,1 do 30 $\mu\text{Gy h}^{-1}$ a hojností nebo rozmanitostí vodních bezobratlých společenstev v jezerech kontaminovaných černobylyskou vodou. Podobné nálezy byly pozorovány již na některých místech v USA, kde bylo stanoveno množství radioaktivní kontaminace, které je spojeno se změnami ve struktuře vodních společenstev bezobratlých v rozmezí od pozadí, více než 22.500 $\mu\text{Gy h}^{-1}$ (Lecomte-Pradines et al., 2018).

4.2.3 Kontaminace potravin ^{137}Cs

V případě ^{137}Cs , jeho vysoká rozpustnost ve vodě, jeho silná afinita k látce v suspenzi a sedimentech, jakož i její specifické interakce a mobilita v rostlinných a živočišných tkáních, činí tento izotop snadno přenosným, při vnějších nebo vnitřních expozicích na lidské tělo, kde se snadno a rychle distribuuje v tělních tekutinách a měkkých tkáních. V důsledku jeho beta-rozpadu uvnitř lidského těla může vystavení vysokým dávkám záření gama nebo příjem aktivního ^{137}Cs způsobit poškození nebo smrt buněk a rakoviny (Alby, 2018).

Jedním ze zdrojů, kterým se dostává ^{137}Cs do lidského těla jsou potraviny, které byly vystaveny účinkům ^{137}Cs v půdě, nebo v atmosféře. Cesta „půda-rostlina“ je považována za hlavní přenos radionuklidů na člověka. Radioaktivita vzorků životního prostředí z míst a produktů, u nichž existuje podezření na kontaminaci, musí být vyšetřena dříve, než bude veřejnosti poskytnut volný přístup. Rutinní i havarijní uvolňování jaderného odpadu, může mít za následek přesun radionuklidů do životního prostředí a do půdy. Rostliny získávají ukládané radionuklidy z půdy, pojmenované jako půdně-rostlinný přenosový faktor, který je široce používán pro výpočet radiologické dávky pro lidi prostřednictvím požití. Půdně-rostlinný přenosový faktor je považován za jeden z nejdůležitějších parametrů při posuzování environmentální bezpečnosti jaderných zařízení. Tento faktor je nezbytný pro modely přenosu v životním prostředí, které jsou užitečné při predikci koncentrace radionuklidů v zemědělských plodinách a pro odhad dopadu dávky na člověka. Radionuklidy v půdách jsou často přenášeny do různých rostlinných tkání přímým přenosem přes kořenový systém, nebo spádem radionuklidů a resuspendováním kontaminované půdy s následnou depozicí na listy rostlin. Příjem radionuklidů

z půdy do rostliny je charakterizován faktorem přenosu: poměr koncentrace radionuklidů v rostlině k půdě na jednotku hmotnosti (Haque et Ferdous, 2017).

Jedním z příkladů jsou ovocné stromy. Pochopení zachytávání radionuklidů ovocnými dřevinami z atmosféry a půdy vyžaduje pochopení fenologického vývoje nadzemních a podzemních orgánů různých druhů plodů a způsob, jakým je tento vývoj ovlivněn klimatickými, edafickými a řídicími faktory. Celkový potenciální příjem ovocného stromu jeho listy bude ovlivněn počtem listů na stromě v různých obdobích roku, jakož i faktory souvisejícími s vývojem listů, jako jsou charakteristiky povrchu listů a struktura kůžičky. Faktory prostředí, jako je teplota a vlhkost, také změny permeability povrchů listů změnou složení kutikulárních vosků. Environmentální a klimatické faktory mohou také ovlivňovat příjem radionuklidů listy. Tyto faktory zahrnují stav vlhkosti stromů, množství stínění listů a vlhkost povrchu, následnou pravděpodobnost srážek a teplotu vzduchu. Potenciální příjem ovocného stromu přes půdu bude ovlivněn nejen rozsahem depozice na povrchu půdy, ale také stabilitou metabolitů štěpení z opadavých listů nebo řezaných výhonků a rychlostí a účinností jejich inkorporace do půdy (IAEA, 2003).

Bezprostředně po havárii začaly na území České republiky celostátní průzkumy o obsahu radionuklidů ve všech složkách životního prostředí. Nejdůležitější radionuklidy byly ^{134}Cs a ^{137}Cs . Od nehody byly měřeny i vzorky masa a dalších důležitých potravin (Bučina et al., 1994). Současná studie Labunské et al. (2018) poprvé uvádí časové trendy ^{137}Cs v kravském mléku pocházejícím ze soukromých domácností a farem umístěných v radioaktivně kontaminovaných oblastech Ukrajiny za období 2011–2016. Výsledky ukazují, že v tomto období 14 ukrajinských osad s celkem 18 000 obyvateli nadále konzumovalo kravské mléko kontaminované ^{137}Cs , které překročilo ukrajinské přípustné hodnoty až 6 krát pro dospělé a 14 krát pro děti.

5. MOKŘADY

Mokřady jsou dle Ramsarské úmluvy území spojená s vodním prostředím sladkých, brakických a slaných vod až do hloubky 6 metrů. Přihlášenu k této úmluvě je 169 států, každý stát musí zařadit alespoň jeden mokřad ze svého území a přiřadit mu mezinárodní význam. Česká republika má celkem na seznamu 14 mokřadů. Mezi posledními v ČR byly zařazeny mokřady Slavkovského lesa (AOPK, 2019).

Mokřady patří mezi ohrožené ekosystémy z důvodu jejich přeměny na zemědělskou půdu. Z pevniny zabírají rozlohu asi 6,5 %. Mokřadní půdy mají vysokou produkci pro dostatek živin a vláhy. Společnými rysy pro české mokřady je, že hladina spodní vody se pohybuje okolo povrchu půdy, půda trpí nedostatkem kyslíku a rostliny jsou daným podmínkám prostředí přizpůsobeny (Kender, 2000).

Mokřady poskytují četné, nenahraditelné hydrologické a ekologické funkce, včetně stabilizace dodávek vody, snižování povodní, čištění vody, kontroly eroze, doplňování podzemních vod a akvizice uhlíku. Přes tyto výhody, historicky byly mokřady viděny jako nevhledné odpadní oblasti, a byla zde často odčerpána voda a následně vzniklá plocha sloužila k zemědělským účelům (O'Reilly, et al., 2010).

Jak již výše uvedené definice naznačují, patří mokřady mezi nejproduktivnější a nejhodnotnější ekosystémy na světě. Poskytují širokou škálu ekonomických, sociálních, environmentálních a kulturních výhod, v poslední době klasifikovaných jako ekosystémové služby (Clarkson et al., 2013). Pojem ekosystémové služby popisuje relativně nový přístup, který přímo spojuje životní prostředí s poskytováním lidského blahobytu (Espécie et al., 2019). Tyto služby zahrnují udržování kvality vody a zásobování, regulaci atmosférických plynů, sekvestraci uhlíku, ochranu břehů, udržení jedinečné původní bioty a poskytování kulturních, rekreačních a vzdělávacích zdrojů. Navzdory pokrytí pouze 1,5 % zemského povrchu poskytují mokřady nepřiměřeně 40 % globálních ekosystémových služeb. Hrají zásadní roli v místních a globálních vodních cyklech a jsou jádrem spojení mezi vodou, jídlem a energií a také výzvou pro naši společnost v kontextu udržitelného řízení. Ekonomika ekosystémů a biologické rozmanitosti pro vodu a mokřady byla nedávno publikována, aby pomohla osobám s rozhodovací pravomocí upřednostnit řízení a ochranu. Převedením hodnoty ekosystémových

služeb na dolary, by byly mokřady oceněny na 44 000 USD na hektar půdy ročně (Clarkson et al., 2013).

5.1 Mokřadní vegetace

Mokřadní vegetace je základní složkou mokřadních ekosystémů a hraje důležitou roli v ekologických funkcích mokřadů. Proto je kvantitativní charakteristika struktury mokřadní vegetace rozhodující pro udržitelné řízení ekosystémů a zachování biologické rozmanitosti (Nie et al., 2018).

Různé druhy mokřadních rostlin mají odlišné životní nároky. Některé druhy potřebují nepřetržitě množství vody, některé potřebují občasné ponoření a jiné tolerují jen velice nízkou hladinu ponoření. Tento rozsah tolerancí, nebo požadavků na vlhkost stanoviště se vztahuje na jednotlivce i v rámci jednoho druhu. Každá rostlina má jedinečný rozsah tolerancí k vlhkostním podmínkám (Ogle, 1994).

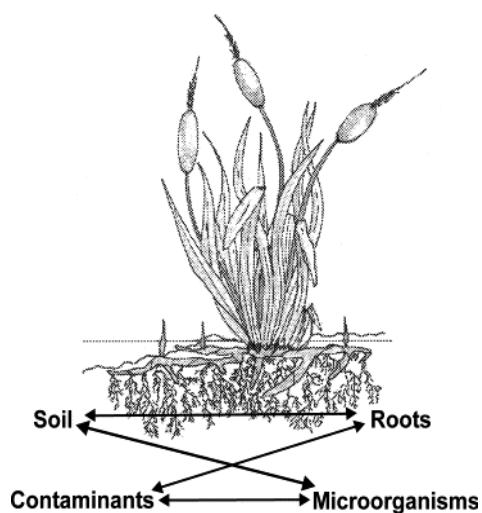
Větší vodní rostliny rostoucí v mokřadech se obvykle nazývají makrofyty. Termín zahrnuje vodní cévnaté rostliny (krytosemenné rostliny a kapradiny), vodní mechy a některé větší řasy, které mají tkáň. Makrofyty, stejně jako všechny ostatní foto-autotrofní organismy, využívají sluneční energii k asimilaci anorganického uhlíku z atmosféry za vzniku organické hmoty, která poskytuje zdroj energie pro heterotrofy (zvířata, bakterie a houby). V důsledku dostatečného množství světla, vody a živin v mokřadech dominuje primární produktivita ekosystémů mokřadních rostlin mezi nejvýraznějšími na světě. S touto vysokou produktivitou je obvykle spojena vysoká heterotrofní aktivita, tzn. vysoká schopnost rozložit a transformovat organické látky (Brix, 2003).

Mokřadní vegetace je také závislá na půdních podmínkách okolních ploch, které těsně přiléhají k mokřadu. Některé typy využití půdy v oblasti okolních mokřadů mohou buďto zmírnit negativní efekty, které mohou ovlivnit společenstva mokřadních rostlin, zatímco jiné působí samy o sobě škodlivě. Například lesy obklopující vznikající mokřad mohou zmírnit negativní působení nadbytečného půdního fosforu, jejímž zdrojem je splach ze zemědělské činnosti. Naproti tomu jiné využití půdy může poskytovat koridory pro rozptylující semena, které zvyšují invazi nepůvodních druhů rostlin do mokřadních společenstev rostlin (Stapanian et al., 2018).

5.2 Transfer radionuklidů do biomasy mokřadních rostlin

Bylo provedeno mnoho studií s cílem zhodnotit radiologický stav různých mokřadních ekosystémů, včetně studií sladkých vod, zálivů, pobřežních lagun, vodních nádrží, a bažin. Významná část těchto studií byla uskutečněna na místech, jako jsou: doly, místa jaderného odpadu a místa jaderné havárie. Jedná se o lokality, u nichž se předpokládá zasažení radionuklidy. Některé z těchto studií se pokusily vysvětlit vztah koncentrací aktivity mezi různými složkami ekosystému. Tyto studie se opíraly zejména o analýzy, kdy byly sledovány koeficienty přenosu ze sedimentů do rostlin s cílem posoudit příjem do potravinového řetězce (Luque et al., 2015).

Obrázek č. 9 Aktivní reakční zóna mokřadních rostlin



Zdroj: (Stottmeister et al., 2003)

Na obrázku č. 9 je vidět aktivní reakční zóna mokřadních rostlin. Jedná se o kořenovou zónu, nebo také rhizosféru. Zde probíhají fyzikálně-chemické a biologické procesy, které jsou indukovány interakcí rostlin, mikroorganismů, půdy a znečišťujících látek. Původně byl tento termín rhizosféra vytvořený Hiltnerem a Störmerem v roce 1903. Tento termín může být rozdělen na endorhizosféru (vnitřek kořene) a ectorhizosféru (okolí kořene). V oblasti, ve které se tyto dvě oblasti setkávají, se očekává nejintenzivnější interakce mezi rostlinou a mikroorganismy (Stottmeister et al., 2003).

Například roční příjem kořenů ^{137}Cs v rostlinách rostoucích v mokřadech s organickými půdami brzy vstoupí do kvazi-ustáleného stavu s jeho každoročním návratem do půdy přes spád. V prvním desetiletí po havárii roční návratnost ^{137}Cs do

půdy překročila jeho příjem kořenů, a to díky přirozeným dekontaminačním procesům a uvolnění radionuklidů původně zadržovaných v exponovaných částech stromů (Tsvetnova et al., 2018).

6. REGULACE RADIONUKLIDU Z PŮDY

Čištění půdy a podzemních vod je náročným problémem kvůli sérii technických a ekonomických důvodů. I když bylo vyvinuto několik metod čištění, rozsah a typy kontaminovaných prostředí jsou prakticky neomezené. Je proto nutné zavést metody specifické pro danou situaci, které umožní optimální dekontaminaci při co nejnižších nákladech a s nejmenšími vedlejšími účinky. Tradiční metody dekontaminace půd se opírají o technologie s vysokým dopadem, jako je spalování půdy nebo tepelná desorpce (k odstranění organických nebo těkavých kontaminantů z půdy), separace velikosti částic (k odstranění frakce půdy, která drží větší část kontaminantů), promývání půdy vybranými chemikáliemi (pro odstraňování organických nebo anorganických kontaminantů, vedlejších produktů laboratorních procesů) nebo jako poslední možnost úplné odstranění kontaminovaného materiálu, který je zabalen a odeslán na skládku. Tyto technologie však vedou k dalším obtížím. Výkop kontaminovaného materiálu a nutnost jeho likvidace na vhodných skládkách způsobuje narušení životního prostředí. Systémy, které ošetřují půdu, obvykle vytvářejí druhotný odpad (např. promývací roztok) a produkují půdu, která ztratila svou úrodnost spolu s odstraněnými kontaminanty. Tyto systémy jsou navíc zpravidla drahé (více se zvyšuje rozsah kontaminace), energeticky náročné a náchylné k poruchám zařízení (Cristina-Negri a Hinchman, 1996).

Výběr vhodné technologie pro sanaci půdních a vodních toků kontaminovaných radionuklidy je tedy založen na chemii každého prvku, charakteru depozice a rychlosti radioaktivního rozpadu. Odstranění horní vrstvy zeminy nebo vytěžování zeminy a její přemístění do určených úložišť zůstává hlavní metodou, která je často považována za nejúčinnější způsob očištění kontaminované půdy. Řady fyzikálně-chemických metod, které jsou využívány pro dekontaminaci radionuklidů, zahrnují: promývání půdy, výměnu iontů, louhování a flokulaci chelatačních činidel a ultrafiltraci reverzní osmózou. V poslední době roste zájem o biologické metody odstraňování radionuklidů (Dushenkov, 2003).

6.1 Fytosanace

Tradiční způsoby odklizení a deponování, vymývání kyselinou, nebo sanace ohněm jsou technicky i finančně náročné a zatížené závažným nedostatkem: půda se jimi umrtví. Metoda fytosanace kontaminované půdy s využitím solární energie by proto byla elegantním řešením. Fytosanace je specifická oblast biologické sanace, kdy se jedná o ekologicky mimořádně vhodnou techniku, která využívá rostliny jakožto dekontaminátory zemin, nebo podzemních vod. Tato metoda je vhodná pro odstraňování:

- potenciálně toxických prvků
- pesticidů
- rozpouštědel
- polycyklických aromatických uhlovodíků
- látek vyluhovaných ze skládek odpadů (Vaníček, 2012).

Hlavní předpoklad pro správnou fytosancii, je výběr vhodných druhů rostlin. Určovacím kritériem pro daný druh je akumulace vysokého množství zejména potenciálně toxických prvků, které nedokážou akumulovat jiné druhy rostlin. Celosvětově se jedná o cca 400 druhů rostlin, které touto schopností disponují. Řadí se sem zejména rostliny čeledi brukvovitých a bobovitých. Dalším důležitým předpokladem je rychlost růstu rostliny. Rychle rostoucí druhy rostlin jsou schopny produkovat značnou biomasu. Tato biomasa poté slouží jako „ukládací prostor“ pro největší množství kontaminantů. Nepopíratelnou výhodou je také to, že tyto druhy rostlin omezují vymývání škodlivin do spodních vrstev půdy a do podzemních vod.

Rostliny jako je vojtěška, jetel, topoly, okřehek, nebo kostřava, byly již úspěšně využity pro tuto metodu dekontaminace půd. Tyto rostliny jsou schopny kontaminující látky ukládat, nebo rozložit. Tato metoda je vhodná pro lokality s nízkou mírou koncentrace kontaminantů, které se nacházejí v menších hloubkách (Vaníček, 2002). Výzkumy, které probíhaly na počátku objevení této metody, také prokázaly vhodné vlastnosti vrby jívy. Tento druh dřeviny vykázal vysokou jímavost škodlivin (116 mg kadmia a 439 mg olova). Dalším zástupcem dřevin je topol osika, který je schopný pojmout až 3668 mg zinku. Shodnou vlastností disponuje také topol černý a některé hybridy topolů. Výhodou dřevin je také ukládání kontaminantů v listech. Také prokořenění půdy pozitivně ovlivňuje dekontaminaci půd (AGRIS, 2002).

Fytosanační technologie lze rozdělit na:

- **Fytodegradaci**

Zahrnuje mikrobiální degradaci kontaminantů v rhizosféře a jejich absorpci jejich vedlejších produktů systémem kořenů rostlin.

- **Rhizodegradaci**

Jedná se o proces, kdy rostlina využívá mikroorganismů, které jsou umístěny na kořenech. Následně jsou využívány jako dekontaminanty.

- **Fytoakumulaci**

Kontaminant je přijímán kořeny rostliny a ukládán do tkání. Fytoakumulace je využívána zejména pro dekontaminaci potenciálně toxických prvků. Následně musí být rostlinný materiál odstraněn a dochází k celkové dekontaminaci prostředí.

- **Rhizofiltraci**

Tato metoda je využívána pro splaškové a odpadní vody, kdy je kontaminant absorbován rostlinou pomocí precipitace, nebo absorpce do kořenového systému.

- **Fytovalitilizaci**

Při této metodě je kontaminant absorbován kořenovým systémem a následně vyloučen za pomoci nadzemních částí rostliny. Tato metoda však jen předává kontaminant z jedné složky životního prostředí do druhé (Geršl et al., 2015).

6.2 Biosanace

Některé druhy mikroorganismů dokážou přežít v různých extrémních podmínkách v průběhu času, proto jsou v dnešní době využívány k sanaci z radioaktivního odpadu. Díky svým vlastnostem: šetrnost k životnímu prostředí, specifčnost druhů, přizpůsobivost, snadné namnožení a také schopnost vytvářet reakce a procesy, kde nevytváří další znečišťující látky, je tato skupina organismů vhodná pro metodu biosanací. Je známo, že mikrobiální biomasa má relativně větší afinitu vůči prvkům U, Cs a Pu. Tím je zajištěna jejich aplikace při odstraňování radionuklidů z prostředí. Je zajímavé poznamenat, že skutečné mechanismy interakce bakterií s radionuklidy jsou v mnoha ohledech podobné mechanismům potenciálně toxických kovů (Nikitin et al., 2018).

Mikroorganismy, které dokázaly přežít různé extrémní podmínky na Zemi, jsou dnes využívány při sanaci radioaktivního odpadu. Výhodou těchto

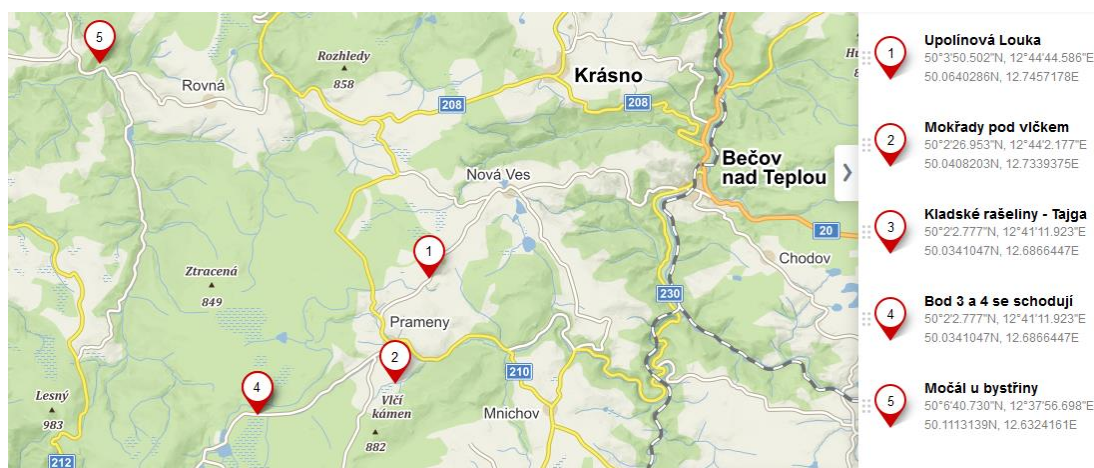
mikroorganismů je šetrnost k životnímu prostředí, snadné pěstování, přizpůsobivost, specifická, schopnost provádět žádoucí reakce a procesy s tvorbou žádných, nebo minimálních znečišťujících vedlejších produktů. Nejvíce radioresistentní bakterie jsou *Deinococcus radiodurans*, které byly předmětem mnoha studií. Letální dávka (LD10) pro *D. radiodurans* byla vypočtena jako 10×10^3 Sv. Bylo zjištěno, že několik druhů *Deinococcus* a *Rubrobacter* přežije gama záření větší, než 25×10^3 Sv. Také bylo popsáno, že některé druhy *Chroococcidiopsis* jsou schopny přežít na 15×10^3 Sv. Dalšími rezistentními bakteriemi je rod *Micrococcus*, které však vykazují skromnější radiační rezistenci (Shukla et al., 2017).

V rámci dekontaminace ^{137}Cs byly provedeny experimenty na absorpci v bakteriích *E. coli*, sinicích, eukaryotických řasách a houbách. V současné době je ^{137}Cs dekontaminováno zeolity (hlinitokřemičitany), protože mikrobiální biosorbent nabízí nízkou absorpci Cs a ve srovnání se zeolity nedochází ke zlepšení (Simonoff et al., 2007).

7. METODIKA

Studováním map jsem vybral lokality mokřadů v CHKO Slavkovský les a po konzultaci s vedoucím práce jsem oslovil majitele pozemků s dotazem na možný výzkum na jejich pozemcích. Po obdržení souhlasného stanoviska od všech majitelů, jsem vypracoval vzorkovací plán (příloha č. 1, 2, 3, 4 a 5). Všechny lokality odběrů jsou na obrázku č. 10. Lokalita, kterou jsem vybral jako první, byla v katastrálním území obce Prameny pod katastrálním číslem pozemku: 2360/1. Jedná se o mokřadní louku Národní přírodní památku Upolínová louka pod Křížky a zároveň je tento mokřad součástí Evropsky významné lokality Upolínová louka-Křížky. Další lokalita odběru vzorků byla vybrána opět v katastrálním území obce Prameny v opačném, jižním směru pod katastrálním číslem pozemku: 1064/1. Tento pozemek je znám jako Mokřady pod Vlčkem, které jsou Přírodní rezervací. Poslední lokalita u které se provádělo vzorkování v roce 2018, byla vybrána v Národní přírodní rezervaci Kladské rašeliny. Ta je rozdělena do pěti částí: Tajga, Paterák, Lysina, Husí les a Malé rašeliniště. Vzorek byl naplánován v části Tajga, která je ze všech nejrozsáhlejší. Část Tajga je v katastrálním území města Mariánské lázně pod katastrálním číslem pozemku: 2165/1. Jako čtvrtý vzorek byl proveden kontrolní odběr po více jak roce, na stejném místě jako u vzorku třetího. Pátý vzorek byl odebrán v katastrálním území obce Kostelní Bříza, na pozemku pod katastrálním číslem 110/1. Tento mokřadní pozemek je v blízkosti Evropsky významné lokality zahrnuté do soustavy Natura 2000 pod názvem Močál u Bystřiny.

Obrázek č. 10 Lokality odběru vzorků



Zdroj: <https://mapy.cz>

7.1 Postup odběru vzorků

Na vše plánovaných odběrových místech jsem se musel řídit nařízením majitelů. Z důvodu dodržení všech přesně stanovených míst odběru, byly vypracovány plány vzorkování s GPS souřadnicemi. Odběr mohl být proveden ve vytýčené oblasti, abych nenarušil kořenové systémy zde zvláště chráněných rostlin. Na každé odběrové lokalitě jsem dle GPS souřadnic v aplikaci Where I am? vyhledal místo povoleného odběru. Nad každým odběrným místem jsem sklídl biomasu, tu uložil do papírového pytle. Pytle jsem vždy označil štítky s popisem odběrového místa. Dále jsem pokračoval v odběru půdy. Zarytím rýče jsem si naznačil strany odběru vzorku o rozměru 20x20 cm, odebral první vzorek půdy až do hloubky asi 6–7 cm a uložil jej do připravené kartonové krabice. Druhý vzorek půdy jsem odebral do hloubky asi 13–14 cm a opět uložil do připravené kartonové krabice. Poslední vzorek jsem odebral do hloubky 20 cm a uložil do kartonové krabice. Všechny vzorky jsem řádně označil, aby nedošlo k záměně. Postup odběru vzorků a jejich značení je zdokumentován na obrázku č. 11-14.

Obrázek č. 11 - po odběru biomasy, č. 12 - po odběru první vrstvy půdy



Obrázek č. 13 - při třetí vrstvě, č. 14 - značení



Zdroj: vlastní foto

7.2 Úprava vzorků

Vzorky byly uloženy na uzavřeném, větraném balkoně při slunných srpnových dnech po dobu třech týdnů. Vzorky půdy z jedné lokality, pro svou nadměrnou vlhkost, byly dosušovány po dobu šesti hodin v elektrické troubě při 60°C. Biomasu jsem z pomoci nůžek nastříhal na části menší než tři centimetry a uložil do papírového pytle, řádně označil štítkem označujícím odběr vzorku. Všechny vzorky půdy jsem za pomoci cedníku na nudle přesil a tím se zbavil nechtěných částí větších než 2 mm. Vzorky půdy jsem uložil do plastových kontejnerů o objemu jeden litr a řádně označil štítkem označujícím odběr vzorku. Značení vzorků je nastíněno v následujícím obrázku č. 15. Vzorku biomasy bylo vždy přiřazeno A, dále se řadily vzorky půdy chronologicky směrem dolů. První jako B, až nejspodnější D. Upravené a vhodně zabalené vzorky byly dopraveny na Státní ústav radiační ochrany k vyhodnocení.

Obrázek č. 15 Značení vzorků

Kú. Prameny Upolín A GPS: 50,0640N 12,7457E	Kú. Prameny Upolín B GPS: 50,0640N 12,7457E	Kú. Prameny Upolín C GPS: 50,0640N 12,7457E	Kú. Prameny Upolín D GPS: 50,0640N 12,7457E
Kú. Prameny Vlček A GPS: 50,0408N 12,7339E	Kú. Prameny Vlček B GPS: 50,0408N 12,7339E	Kú. Prameny Vlček C GPS: 50,0408N 12,7339E	Kú. Prameny Vlček D GPS: 50,0408N 12,7339E
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny A GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny B GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny D GPS: 50,0341N 12,6866E
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny A GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny B GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny D GPS: 50,0341N 12,6866E
Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny A GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny B GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny C GPS: 50,0341N 12,6866E	Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny D GPS: 50,0341N 12,6866E

Zdroj: Vlastní

7.3 Vyhodnocení vzorků

V Státním ústavu radiační ochrany byly vzorky zaknihovány a přiřazena jim čísla dle knihy analýz. Za pomoci detektorů fotonového záření byly podrobeny analýze na obsah ^{137}Cs . K analýze bylo použito detektoru HPGe (s vysokou čistotou Germania) s velmi nízkým pozadím v GAMA AUTOMATU – automatický měnič vzorků na gama spektroskopii s vysokým rozlišením (obr. č. 16 str. 29). Gama automat pracuje s analyzovaným materiálem uloženým v 600ml Marinelliho

nádobách, či 200ml válcových nádobách. Do velkokapacitního zásobníku se vejde až šedesát 200ml nádob, které jsou vybírány čtecím zařízením dle QR kódů.

Obrázek č. 16 Gama automat v SURO



Zdroj: <https://www.suro.cz/cz/publikace/zpravy-o-cinnosti-suro/vyrocní-zprava-suro-v-v-i-za-rok-2013/view>

7.4 Transferové koeficienty

Výpočet transferových koeficientů je definován jako poměr hmotnostní aktivity radionuklidu ve vysušené biomase a hmotnostní aktivity radionuklidu ve vysušené půdě.

$$\text{Transferový koeficient} = \frac{\text{hmot. aktivita } ^{137}\text{Cs v biomase}}{\text{hmot. aktivita } ^{137}\text{Cs v půdě.}}$$

V lokalitě Upolínová louka byl výpočtem stanoven transferový koeficient 0,070, pro lokalitu Mokřady pod Vlčkem byl stanoven transferový koeficient 0,483. Nejvyšší transferový koeficient byl vypočítán v lokalitě Kladské rašeliny a to 4,729. V roce 2019 byl pro lokalitu Kladské rašeliny výpočtem stanoven transferový koeficient 4,959 a pro lokalitu Močál u Bystřiny to byl transferový koeficient 0,069. Všechny výpočty jsou dány hodnotami vzorků, dodaných ze SURO.

8. VÝSLEDKY

Měřením na mnou zkoumaných lokalitách bylo prokázáno, že i zde došlo ke kontaminaci ^{137}Cs . Kontaminace proběhla před více jak 30 lety z havárie v jaderné elektrárně v Černobylu a možná byla ovlivněna i spadem po testech jaderných zbraní z 50 a 60 let minulého století. ^{137}Cs je zde ještě v měřitelných hodnotách vzhledem k svému poločasů rozpadu.

8.1 Lokalita Upolínová louka

Tato lokalita byla při mém zkoumání z krajinného hlediska nejkrásnější. Nalézají se mezi obcemi Prameny a obcí Nová Ves. Můj výzkum probíhal na katastrálním pozemku obce Prameny s číslem: 2360/1. Jeho součástí je mokřadní louka Národní přírodní památka Upolínová louka pod Křížky a zároveň je tento mokřad součástí Evropsky významné lokality Upolínová louka-Křížky. Vzhledem k tomu, že tento mokřad nebyl do roku 1989 využíván zemědělsky, docházelo zde k náletům dřevin. V roce 1990 přesně 30. srpna zde bylo vyhlášeno zvláště chráněné území. Od tohoto roku bylo prováděno vyřezávání náletových dřevin, jednou za tři roky byla posekána třetina území, a to vždy jen ručně za pomoci křovinořezu s odvezením, pokud možno, usušené biomasy. Od roku 1996 do roku 2003 zde byla likvidována invazní rostlina bolševník a v letech 2011 a 2012 byl likvidován vlčí bob mnoholistý. Od roku 2014 je pozemek rozdělen na čtvrtiny a kosení, nebo spásání ovčemi je prováděno jednou za čtyři roky střídavě po čtvrtinách. Výsledky z lokality Upolín (tabulka č. 2).

Tabulka č. 2 Lokalita Upolín

Seznam vzorků:	číslo z knihy analýz	číslo z knihy měření	korekce na sušinu	aktivita ^{137}Cs [Bq/kg suš.]	kombinovaná standardní nejistota ^{137}Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Prameny Upolín biomasa A	4109	3528	0,9252	1,4	0,2
Kú. Prameny Upolín Půda B	4113	3519	0,9689	28	3
Kú. Prameny Upolín Půda C	4114	3521	0,9699	24	2
Kú. Prameny Upolín Půda D	4115	3520	0,9839	7,5	0,8

Zdroj: vlastní, zpracovatel SURO

Při porovnání map současných a map historických z padesátých let této lokality (obr. č. 17 a 18 str. 31) je jasně zřetelné, že byla půda v padesátých letech zemědělsky obhospodařovaná a to minimálně pro biomasu. Půdu však nebylo možno

obhospodařovat s těžkou technikou a proto se od obhospodařování ustoupilo. Od náletových dřevin byla lokalita upravena do nynějšího rázu až po roce 1990.

Obrázek č. 17 a 18 mapa současná, historická Upolín



Zdroj: <https://kontaminace.cenia.cz>

8.2 Lokalita Mokřady pod Vlčkem

Asi 800 metrů jižně od obce Prameny, také na katastrálním území obce Prameny, se nachází pozemek s katastrálním číslem: 1064/1, jeho součástí je přírodní rezervace Mokřady pod Vlčkem. Můj výzkum byl povolen ve střední části této přírodní rezervace, dle přesných GPS souřadnic, z důvodu ochrany zvláště chráněných rostlin. Pozemek v této části nebyl nikdy zemědělsky využíván. Od roku 1990 se zde provádělo vyřezávání náletových dřevin a kosení mokřadů včetně rákosin. Pro omezení rákosin, muselo být jejich kosení prováděno dvakrát ročně. Od roku 2011 mohlo být po ústupu rákosu, přistoupeno k seči jedenkrát ročně. Od roku 2014 je povoleno provádět, ve střední části, seč jednou za 3-4 roky na většině území, nikdy na celé střední části.

Při odběru vzorků na této lokalitě jsem si všimnul, že i přes loňské velmi suché léto, byla lokalita silně podmáčená. Odebraná půda byla rašelinového typu a ve spodní části vzorku byla částečně nerozložená dřevní hmota, druhá a třetí vrstva vypadaly podobně. Z mého pohledu nemohla být tato část pozemku pro své podmáčení nikdy pravidelně kosena. To se také následně potvrdilo ve výsledcích (tabulka č. 3 str. 32), kde druhá a třetí vrstva měla shodné výsledky. První vrstva v této lokalitě měla ze všech mých vzorků půd nejvyšší hodnoty, a to 130 Bq/kg sušiny.

Tabulka č. 3 Lokalita Vlček

Seznam vzorků:	číslo z knihy analýz	číslo z knihy měření	korekce na sušinu	aktivita 137Cs [Bq/kg suš.]	kombinovaná standardní nejistota 137Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Prameny Vlček biomasa A	4143	3750	0,9305	39	4
Kú. Prameny Vlček Půda B	4144	3539	0,6552	130	10
Kú. Prameny Vlček Půda C	4145	3540	0,8893	56	6
Kú. Prameny Vlček Půda D	4146	3564	0,8251	56	6

Zdroj: vlastní, zpracovatel SURO

I při porovnání map současných a map historických z padesátých let z této lokality (obr. č. 19 a 20) je jasně zřetelné, že byla půda v padesátých letech zemědělsky obhospodařovaná a to minimálně pro biomasu. Lokalita je ale natolik podmáčená, že obhospodařování těžkou technikou nebylo možné a proto se od něj ustoupilo.

Obrázek č. 19 a 20 mapa současná, historická Vlček



Zdroj: <https://kontaminace.cenia.cz>

8.3 Lokalita Kladské rašeliny část Tajga

Poslední odběr vzorků v roce 2018 probíhal v katastrálním území Mariánské Lázně na pozemku pod katastrálním číslem: 2165/1. Odběr vzorku byl proveden na hranici Národní přírodní rezervace Kladské rašeliny, neboť přímo do ní je vstup zakázán a povolení na odběr vzorku byl jen na její hranici. Vzorek byl naplánován na severní hranici části Tajga, která je z Národní přírodní rezervace Kladské rašeliny nejrozsáhlejší. Vzorek byl odebrán v blízkosti Pramenského potoka, který kopíruje severní hranici části Tajga.

U tohoto vzorku byly nejrozporupnější výsledky, které mohli být ovlivněny mnoha faktory. Výsledky lokalita Kladské rašeliny část Tajga (tabulka č. 4 str. 33).

Tabulka č. 4 Lokalita Kladské rašeliny

Seznam vzorků:	číslo z knihy analýz	číslo z knihy měření	korekce na sušinu	aktivita 137Cs [Bq/kg suš.]	kombinovaná standardní nejistota 137Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny biomasa A	4159	3714	0,9339	160	20
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda B	4160	3559	0,9607	39	4
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda C	4161	3562	0,9665	55	6
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda D	4162	3551	0,9654	16	2

Zdroj: vlastní, zpracovatel SURO

8.4 Lokalita Kladské rašeliny část Tajga 2019

První odběr vzorků v roce 2019, probíhal pro rozporuplné výsledky z předešlého roku v katastrálním území Mariánské Lázně na pozemku pod katastrálním číslem: 2165/1. Odběr vzorku byl proveden na hranici Národní přírodní rezervace Kladské rašeliny, neboť přímo do ní je vstup zakázán a povolení na odběr vzorku byl jen na její hranici. Vzorek byl naplánován na téměř shodném místě jak před víc jak rokem na severní hranici části Tajga, která je z Národní přírodní rezervace Kladské rašeliny nejrozsáhlejší. Vzorek byl odebrán v blízkosti Pramenského potoka, který kopíruje severní hranici části Tajga.

Výsledky z roku 2019 potvrdily předcházející zkoumání (tabulka č. 5).

Tabulka č. 5 Lokalita Kladské rašeliny 2019

Seznam vzorků:	číslo z knihy analýz	číslo z knihy měření	korekce na sušinu	aktivita 137Cs [Bq/kg suš.]	kombinovaná standardní nejistota 137Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny biomasa A	4088	3474	0,9092	208	11
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda B	4089	3460	0,9502	44	2,4
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda C	4090	3466	0,9027	48,5	2,5
Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny půda D	4091	3472	0,9604	30,9	1,6

Zdroj: vlastní, zpracovatel SURO

Porovnáním současných a historických map (obr. č. 21 a 22 str. 34) této lokality, nejsou zřetelné žádné významné změny. Důvodem je, že lokalita je vyhlášena již od roku 1933 národní přírodní rezervací a proto je obhospodařována konzervativně.

Obrázek č. 21 a 22 mapa současná, historická Kladské rašeliny



Zdroj: <https://kontaminace.cenia.cz>

8.5 Lokalita Močál u Bystřiny

Druhý odběr vzorků v roce 2019 probíhal v katastrálním území obce Kostelní Bříza na pozemku pod katastrálním číslem 110/1. Od obce Kostelní Bříza je pozemek vzdálen přibližně 1 kilometr. Odběr vzorku byl proveden přibližně ve středu uvedeného pozemku. Tento mokřadní pozemek sousedí s Močálem u Bystřiny, Evropsky významnou lokalitou, která je od roku 2016 zahrnuta do soustavy Natura 2000. Na tomto pozemku nebyla žádná omezení pro odběr vzorků, ale chtěl jsem zachovat systém odběru pro všechny vzorky. Výsledky lokality Močál u Bystřiny (tabulka č. 6).

Tabulka č. 6 Lokalita Močál u Bystřiny

Seznam vzorků:	číslo z knihy analýz	číslo z knihy měření	korekce na sušinu	aktivita 137Cs [Bq/kg suš.]	kombinovaná standartní nejistota 137Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny biomasa A	4084	3475	0,9202	1,9	0,27
Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny půda B	4085	3401	0,9606	40,1	2,1
Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny půda C	4086	3403	0,9604	12,1	0,6
Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny půda D	4087	3453	0,9692	31	1,7

Zdroj: vlastní, zpracovatel SURO

Porovnáním současných a historických map (obr. č. 23 a 24) této lokality, nejsou zřetelné žádné významné změny. Lokalita byla obhospodařována zemědělsky, dle vyprávění majitele pozemku pana Kofroně pro biomasu, až do konce předchozího století. Již víc než patnáct let je ladem.

Obrázek č. 23 a 24 mapa současná, historická Močál u Bystřiny



Zdroj: <https://kontaminace.cenia.cz>

9. DISKUSE

Výsledky hmotnostní aktivity ze všech lokalit byly stanoveny na SURO za pomoci detektorů fotonového záření. Výsledky se nevymykají podobným výsledkům z prací zaměřených na hmotnostní aktivitu ^{137}Cs .

9.1 Lokalita Upolínová louka

Z mého pohledu výsledky z lokality Upolín (tabulka č. 2 str. 31) odpovídají podmínkám na daném pozemku. Transferový koeficient je v lokalitě Upolínová louka 0,070. Pozemek nebyl od roku 1986 nikdy orán, biomasa je zde ovšem spásána, nebo kosena a sklízena. ^{137}Cs migruje částečně do nižších vrstev, ale stále je ho nejvíce ve svrchní vrstvě půdy.

Souběžný výzkum, který prováděla Hrůzová (2019), probíhal na zemědělských půdách. Jeden ze vzorků, a to v lokalitě Horní Slavkov, měl hodně podobné výsledky, a to nejspíše z důvodu, že pozemek byl ladem, nebyl nikdy orán a biomasa zde byla pravidelně sekána pro konzumaci hospodářskými zvířaty. Výsledky vzorků z lokality Horní Slavkov (tabulka č. 7). Transferový koeficient z těchto výsledků je 0,013.

Tabulka č. 7 Lokalita Horní Slavkov

Seznam vzorků:	korekce na sušinu	aktivita 137Cs Bq/kg suš.	Kombinovaná standartní nejistota 137Cs [Bq/kg suš.]
Kú. Horní Slavkov biomasa A	0,9366	0,3	0,08
Kú. Horní Slavkov půda B	0,958	30	3
Kú. Horní Slavkov půda C	0,9834	23	2
Kú. Horní Slavkov půda D	0,9715	18	2

Zdroj: Hrůzová, zpracovatel SURO

Přesto, že jsou lokality od sebe dostatečně vzdáleny, aby na nich mohla být rozdílná počáteční hodnota zamoření, vykazují podobné výsledky, a to hlavně v migraci ^{137}Cs do nižších vrstev půdního profilu. I v porovnání hodnot transferového koeficientu, jsou si lokality Horní Slavkov a Upolínová louka hodně podobné.

9.2 Lokalita Mokřady pod Vlčkem

V této lokalitě byly odebrány vzorky, které vykazovaly nejvyšší hodnoty hmotnostní aktivity v půdě (tabulka č. 3 str. 33). To mohlo být způsobeno prvotní kontaminací, ale dle mého úsudku hlavně neobděláváním daného pozemku, a to žádným způsobem. Rašelinové složení půd a biomasa mohli mít také vysoký vliv na držení ^{137}Cs v koloběhu půda rostlina. Transferový koeficient je v této lokalitě mírně zvýšený 0,483.

Úplně odlišné výsledky byly zaznamenány ve vzorcích Hrůzová (2019) na zemědělských půdách lokality Krásno, u kterých byla výjimečně v této oblasti prováděna pravidelná orba ještě krátce po roce 2000. Díky orbě je zřetelné rovnoměrné rozložení cesia ve všech vrstvách odběru půdy. Dokonce v první vrstvě jsou výsledky s drobně nižší hodnotou, to nejspíše způsobenou vymytím do nižších vrstev, nebo způsobenou transferem do biomasy kořenovým systémem a následným sklizením. Výsledky vzorků z lokality Krásno (tabulce č. 8). Transferový koeficient z těchto výsledků je 0,055.

Tabulka č. 8 Lokalita Krásno

Seznam vzorků:	korekce	aktivita	kombinovaná standardní
	na	^{137}Cs	nejistota ^{137}Cs
	sušinu	[Bq/kg suš.]	[Bq/kg suš.]
Kú. Krásno biomasa A	0,9366	0,9	0,18
Kú. Krásno půda B	0,9784	15	2
Kú. Krásno půda C	0,9746	17	2
Kú. Krásno půda D	0,9794	17	2

Zdroj: Hrůzová, zpracovatel SURO

Z porovnávání výsledných hodnot těchto dvou vzorků je zřetelné, jaký má zemědělský způsob obhospodařování vliv na rozložení ^{137}Cs v jednotlivých vrstvách půdy.

Nepřihlížíme-li k možné rozdílné počáteční kontaminaci, je velký rozdíl u těchto lokalit hlavně v hmotnostní aktivitě ^{137}Cs v biomase. To je zapříčiněno hlavně rozdílnou hmotnostní aktivitou ve svrchní vrstvě půdy a daným druhem biomasy na daných lokalitách.

9.3 Lokalita Kladské rašeliny

U tohoto vzorku byly nejrozporuplnější výsledky, které mohli být ovlivněny mnoha faktory. Výsledky lokalita Kladské rašeliny část Tajga (tabulka č. 4 str. 34).

První z rozporuplných výsledků z této odběrové lokality je v hodnotách hmotnostní aktivity v biomase, jeho hodnota byla 160 Bq/kg sušiny. Ten byl nejspíše ovlivněn odebráním částečně rozložené biomasy z předcházejících sezón, v kterých mohli být části rostlin, v kterých je biologický poločas rozpadu delší než v trávách, nebo vysokým transferovým koeficientem půda rostlina 4,729 a půdními podmínkami v dané lokalitě. Na obrázku č. 17 a 18 je vidět odběrové místo po odebrání biomasy a těsně před odběrem první vrstvy půdy.

Obrázek č. 25 Po odebrání biomasy č. 26 Při odběru prvního vzorku



Zdroj: vlastní

Dále mě na výsledcích zaujalo, že vzorky půdy neměly klesající tendenci, která je sledovatelná u neobdělávaných pozemků. Toto mohlo být nejspíše zapříčiněno vlastnostmi půdy v různých vrstvách. Dalším z možných důvodů, proč je nižší obsah ^{137}Cs ve svrchní vrstvě může být zapříčiněn blízkostí Pramenského potoka. Za posledních víc jak 30 let mohlo dojít k několika událostem s vyšší vodní hladinou, která mohla zanést do oblasti sediment, který má nižší hodnoty kontaminace ^{137}Cs , nebo mohlo dojít k vymytí svrchní vrstvy.

9.4 Lokalita Kladské rašeliny 2019

Výsledky z lokality Kladské rašeliny část Tajga 2019 (tabulka č. 5 str. 34), měly potvrzující charakter pro původní vzorky z roku 2018. Hodnota aktivity ^{137}Cs v biomase 208Bq/kg, byla dokonce vyšší než v předešlém roce. Výsledky tedy potvrzují, že biomasa na této lokalitě by byla vhodná pro svůj transferový koeficient k fytozaci a zasloužila by si další výzkum. Transferový koeficient byl v této lokalitě v roce 2019 ještě vyšší než v předešlém roce 4,959. Z důvodu druhového složení biomasy dochází k snížení hodnot v svrchní vrstvě půdy. Z důvodu ponechání původní biomasy a její rozložení na lokalitě, ale nedochází ke snížení kontaminace půdních vzorků. Redistribuce ^{137}Cs je v tomto prostředí vysoká.

9.5 Lokalita Močál u Bystřiny

Na této lokalitě byl překvapující vzorek střední vrstvy půdy, který měl vůči svrchní i spodní vrstvě nejnižší hodnotu. Toto může být zapříčiněno druhem půd v různých vrstvách a rychlejším transferem přes druhou vrstvu a ukládání v třetí. Transferový koeficient půda – biomasa je v této lokalitě 0,069. Tento výsledek je téměř shodný s výsledkem lokality Upolínová louka (tabulka č. 2 str.30). Pozemek byl v historii obhospodařován pouze pro biomasu, posledních patnáct let leží ladem. Výsledky lokalita Močál u Bystřiny (tabulka č. 6 str. 35).

Srovnání výsledků s podobnými pracemi je velmi složité, neboť není přesně daný postup odběrů půdních vzorků. Odběr půdních vzorků se provádí různými postupy:

- a) půdními sondami do hloubky 1 m a vzorek se rozdělí na tři díly
- b) spirálovitou odběrovou tyčí do hloubky cca 60 cm s dělením na půdní vrstvy
- c) vykopáním odběrové šachty a odebráním půdních vrstev do hloubky 60 cm
- d) odebráním vzorků 20x20x6,6 ve třech vrstvách, které jsem prováděl já

Výsledky aktivity ^{137}Cs v biomase na lokalitě Upolínová louka a Močál u Bystřiny z mojí práce, jsou srovnatelné s výsledky porovnávané v BP práci Doskočilové (2019) a výsledek z lokality mokřady pod Vlčkem jsou mírně zvýšené. Výsledky biomasy v lokalitě Kladské rašeliny převyšují více než trojnásobně nejvyšší výsledky v práci Doskočilové (2019).

10. ZÁVĚR

Výsledky mé práce mohou být použity jako zdroj informace o současném stavu kontaminace ^{137}Cs v půdách a biomase na území České republiky po havárii v jaderné elektrárně Černobyl.

Vzorky půdy byly odebrány o jednotných rozměrech 20x20x20cm a rozděleny do přibližně stejných třech částí o 7 cm a řádně označeny. Dále byly vysušeny a zredukovány na hmotnost do 1 Kg o velikosti zrna maximálně 2 mm. Biomasa byla vysušena a nastříhána na části do 3 cm. Všechny vzorky byly analyzovány v laboratořích Státního ústavu radiační ochrany v Praze. Všech dvanáct vzorků půdy a biomasy z roku 2018 a osm vzorků z roku 2019 bylo z oblasti Slavkovského lesa hodnoceno na obsah ^{137}Cs v půdě a biomase. Z těchto výsledků byly vyhodnoceny transferové koeficienty ^{137}Cs z půdy do biomasy na jednotlivých lokalitách.

11. POUŽITÉ ZDROJE

11.1 Literární zdroje

1. Alby D., Charnay C., Heran M., Prelot B., Zajac J., 2018: Recent developments in nanostructured inorganic materials for sorption of cesium and strontium: Synthesis and shaping, sorption capacity, mechanisms, and selectivity-A review. *Journal of Hazardous Materials*, Volume 344, 511-530. ISSN: 0304-3894
2. Ashraf M. A., Khan A. M., Ahmad M., Akib S., Balkhair K. S., Bakar N. K. A. 2014: RETRACTED ARTICLE: Release, deposition and elimination of radiocesium (^{137}Cs) in the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 1165-1190. ISSN 0269-4042.
3. Avery S. V., 1996: Fate of cesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30, no. 2, 139-171. ISSN 0265-931X
4. Belyaeva O., Pyuskyulyan K., Movsisyan N., Saghatelyan A., Carvalho F. P., 2019: Natural Radioactivity in Urban Soils of Mining Centers in Armenia: Dose Rate and Risk Assessment. *Chemosphere*, Vol. 225, 859-870. ISSN 00456535
5. Beresford N. A., Scott E.M., Copplestone D., 2019: Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt. *Journal of Environmental Radioactivity* 1-10. ISSN 0265931X
6. Bezrukov V., Møller A. P., Milinevsky G., Rushkovsky S., Sobol M., Mousseau T. A., 2015: Heterogeneous relationships between abundance of soil surface invertebrates and radiation from Chernobyl. *Ecological Indicators*, 52, 128-133. ISSN 1470160X

7. Brix H., 2003: Plants used in constructed wetlands and their functions. 1st International Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, 1-30.
8. Borovička J., Kubrová J., Řanda Z., 2012 K radioaktivitě hříbu hnědého. Mykologický sborník 89/4(2012), 92-98. ISSN 0374-9436
9. Bučina J., Malatova I., Drabová D., 1994: Monitoring of post-Chernobyl contamination in the Czech Republic. National Radiation Protection Institute, IAEA, Vídeň 1045-1048.
10. Burger A., Lichtscheidl I., 2018: Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. Science of The Total Environment, 618, 1459-1485. ISSN 00489697
11. Clairmont L. K., Stevens K. J., Slawson R. M., 2019: Site-specific differences in microbial community structure and function within the rhizosphere and rhizoplane of wetland plants is plant species dependent. Rhizosphere, 9, 56-68. ISSN 24522198
12. Clarkson B. R., Ausseil A.G.E., Gerbeaux P., 2013: Wetland ecosystem services. Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends. Manaaki Whenua Press, New Zealand, 192-202.
13. de Assis Espécie M., de Carvalho P. N., Pinheiro M. F. B., Rosenthal V. M., da Silva L. A. F., de Carvalhaes Pinheiro M. R., Espig S. A., Mariani C. F., de Almeida E. M., Sodré F. N. G. A. dos S., 2019: Ecosystem services and renewable power generation: A preliminary literature review. Renewable Energy. Vol. 140, 39-51. ISSN 09601481

14. de Lima Ferreira P. A., Figueira R. C. L., Siegle E., Neto N. E. A., de Castro Martins C., Schettini C. A. F., Augusto C., Muniz M. P., Garcia-Rodriguez F., de Mahiques M., 2016: Using a cesium-137 (^{137}Cs) sedimentary fallout record in the South Atlantic Ocean as a supporting tool for defining the Anthropocene. *Anthropocene* 14, 34-45. ISSN 22133054
15. Deryabina T.G., Kuchmel S.V., Nagorskaya L., Hinton T.G., Basley J. C., Lerebours A., Smith J. T., 2015: Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl. *Current Biology*, 25(19), 824-826. ISSN 09609822
16. Doskočilová V., 2019: Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do zemědělských plodin v k.ú. Vyskytná. ČZU, FŽP, Praha. Bakalářská práce.
17. Dushenkov S., 2003: Trends in phytoremediation of radionuclides. *Plant and Soil*, 249(1), 167-175. ISSN 0032-079X
18. Geršl M., Mareček J., Šotnar M., Koutný T., Kudělka J., Šofrová J., 2015: Možnosti využití rostlin z fytosanačních postupů pro produkci bioplynu v bioplynových stanicích. Mendelova univerzita v Brně, Brno: Ministerstvo zemědělství, 34.
19. Gulbin S., Kirilenko A.P., Kharel G., Zhang X., 2019: Wetland loss impact on long term flood risks in a closed watershed. *Environmental Science & Policy*, 94, 112-122. ISSN 14629011
20. Haque M., Ferdous J., 2017: Transfer of natural radionuclides from soil to plants in Savar Dhaka. *Spanish journal of soil science*, 7(2), 133-145. ISSN: 2253-6574
21. Hála J., 1998: Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie. Nakladatelství Konvoj, spol. s.r.o., Brno, 311 s. ISBN 80-85615-56-8.

22. Hružová L., 2019: Průzkum transferových koeficientů ^{137}Cs z půdy do zemědělských plodin v oblasti slavkovského lesa. ČZU, FŽP, Praha. Bakalářská práce.
23. Hu Q. H., Weng J. Q., Wang J. S., 2010: Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(6), 426-437 ISSN 0265931X
24. Hůlka J., Malátová I., 2006: Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření. Státní ústav radiační ochrany, Praha, 33.
25. IAEA, 2003: Modelling the transfer of radionuclides to fruit. International atomic energy agency. Austria, 1-151. ISSN 92-0-106503-5
26. IAEA, 2004: Radiation, People and the Environment. IAEA, Austria, 1-86. IAEA/PI/A.75/04-00391
27. Kender J., 2000: Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. Ministerstvo životního prostředí ČR et Enigma, Praha, 220. ISBN 80-7212-148-0
28. Khandaker M. U., Jojo P. J., Kassim H. A., 2012: Determination of Primordial Radionuclides in Natural Samples Using HPGe Gamma-Ray Spectrometry. *APCBEE Procedia*, 1, 187-192. ISSN 22126708
29. Labunska I., Kashparov V., Levchuk S., Santillo D., Johnston P., Polishchuk S., Lazsarev N., Khomutinin Y., 2018: Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International*, 117, 250-259. ISSN 01604120

30. Lecomte-Pradines C., Bonzom J.-M., Della-Vedova C., Beaugelin-Seiller K., Villenave C., Gaschak S., Coppin F., Dubourg N., Maksimenko A., Adam-Gullermin C., Garnier-Laplace J., 2014: Soil nematode assemblages as bioindicators of radiation impact in the Chernobyl Exclusion Zone. *Science of The Total Environment*, Vol. 490, 161-170. ISSN 00489697
31. Liu X., Lin W., 2018: Natural radioactivity in the beach sand and soil along the coastline of Guangxi Province, China. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 446-450. ISSN 0025326X
32. Luque C. J., Vaca F., Garcia-Trapote A., Herro A., Bolívar J. P., Castellanos E. M., 2015: Radionuclides transfer into halophytes growing in tidal salt marshes from the Southwest of Spain, *Journal of Environmental Radioactivity*, 150, 179-188. ISSN 0265931X
33. Marčiulionienė D., Lukšienė B., Montvydienė D., Jefanova O., Mažeika J., Taraškevičius R., Stakėnienė R., Petroušius R., Maceika E., Tarasiuk N., Žukauskaitė Z., Kazakevičiūtė L., Volkova M., 2017: ¹³⁷Cs and plutonium isotopes accumulation/retention in bottom sediments and soil in Lithuania: A case study of the activity concentration of anthropogenic radionuclides and their provenance before the start of operation of the Belarusian Nuclear Power Plant (NPP). *Journal of Environmental Radioactivity*, 178-179, 253-264. ISSN 0265931X.
34. Møller A. P., Mousseau T., 2018: Reduced colonization by soil invertebrates to irradiated decomposing wood in Chernobyl. *Science of The Total Environment*, 645, 773-779. ISSN 00489697
35. Negri M. C., Hinchman R. R., 1996: Plants That Remove Contaminants From the Environment. *Laboratory Medicine*, 27(1), 36-40. ISSN 0007-5027

36. Nguyen V. T., Vu N. B., Huynh N. P. T., Le C. H., 2019: Time to crop' for ¹³⁷Cs in the surface soil and its long-term effects to population based on model assessment. *Geoderma*, 341, 100-110. ISSN 00167061
37. Nie S., Cheng W., Xiaohuan X., Shezhou L., Shihua L., Jianlin T., 2018: Estimating the height of wetland vegetation using airborne discrete-return LiDAR data. *Optik*, 154, 267-274. ISSN 00304026
38. Nikitin A. N., Cheslyk I. A., Gutseva G. Z., Tankevich E.A., Shintani M., Okumoto S., 2018: Impact of effective microorganisms on the transfer of radioactive cesium into lettuce and barley biomass. *Journal of Environmental Radioactivity*, 192, 491-497. ISSN 0265931X
39. Ogle, C., 1994: Recognition of Ephemeral Wetlands from Their Plant Species Assemblages, New Zealand: Department of Conservation, 15. ISSN 0113-3713
40. Omar-Nazir L., Shi X., Moller A., Mousseau T., Byun S., Hancock S., Seymour C., Mothersil C., 2018: et al.: Long-term effects of ionizing radiation after the Chernobyl accident: Possible contribution of historic dose. *Environmental Research*, 165, 55-62. ISSN 00139351
41. O'Reilly K., Roy Y., Bowers K., Paudel K., 2010: Monitoring Wetland Integrity within the Credit River Watershed: Wetland Vegetation 2005-2009, Credit Valley Conservation, 102.
42. Provazník K., Rigerová L., Klement V., Beránek K., Malý S., Danielová L., 2004: Kontrola a monitoring cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupu do půdy: Zpráva za rok 2003. Ústřední kontrolní ústav zemědělský v Brně, Odbor agrochemie, půdy a výživy rostlin, Brno, 59.

43. Robertson D. E., Cataldo D. A., Napier B.A., Krupka K. M., Sasser L. B., 2003: Literature Review and Assessment of Plant and Animal Transfer Factors Used in Performance Assessment Modeling. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA, United States1, 1-182.
44. Rulík P., H J.,2011: Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl. Zpráva SÚRO 1(22), 1-16.
45. Shkaruba A., Skryhan H., 2019: Chernobyl science and politics in Belarus: The challenges of post-normal science and political transition as a context for science–policy interfacing. *Environmental Science & Policy*, 92, 152-160. ISSN 14629011
46. Stapanian M. A., Gara B., Schumacher W., 2018: Surrounding land cover types as predictors of palustrine wetland vegetation quality in conterminous USA. *Science of The Total Environment*, 619-620, 366-375. ISSN 00489697
47. Steinhauser G., Brandl A., Johnson T.E., 2014: Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: A review of the environmental impacts. *Science of The Total Environment*, 470-471, 800-817. ISSN 00489697
48. Stottmeister U., Weissner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kastner M., Bederski O., Muller R. A., Moormann H., 2003: Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1-2), 93-117. ISSN 07349750
49. SURO, 1987: Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl. Institut hygieny a epidemiologie Centrum hygieny záření, Praha, 168.
50. SURO, 2014: Zpráva o činnosti o činnosti a hospodaření za rok 2013. SURO, Praha, 65

51. SÚJB, 1996: 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli – důsledky a poučení. Státní ústav pro jadernou bezpečnost, Praha, 39.
52. Szabó K. Z., Udvardi B., Horváth A., Bakacsi Z., Pasztor L., Szábó J., Laczkó L., Szabó C., 2012: Cesium-137 concentration of soils in Pest County, Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 110, 38-45. ISSN 0265931X
53. Šáro Š., Tölgyessy J., 1985: Rádioaktivita prostredia. První vydání, Alfa, Vydavateľstvo technickej a ekonomickej literatúry, Bratislava, 303.
54. Švec J., 2005: Radioaktivita, ionizující záření: doplňující učební text pro předměty Bakalářská fyzika, Aplikovaná fyzika, Ochrana před zářením. První vydání, Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, Ostrava, 36. ISBN 80-86634-62-0
55. Thomas G. A., Bethel J. A., Galpine A., Mathieson W., Krznaric M., Unger K., 2011: Integrating Research on Thyroid Cancer after Chernobyl — The Chernobyl Tissue Bank. *Clinical Oncology*, 23(4), 276-281. ISSN 09366555
56. Tsvetnova O., Shcheglov A., Klyashtorin A., 2018 et al.: ¹³⁷Cs and K annual fluxes in a cropland and forest ecosystems twenty-four years after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 195, 79-89. ISSN 0265931X
57. Vaníček I., 2002: Sanace skládek, starých ekologických zátěží. První vydání, Vydavatelství ČVUT, Praha, 247. ISBN 80-01-02438-5.
58. Varley A., Tyler A., Bondar Y., Hosseini A., Zabrotski V., Dowdall M., 2018: Reconstructing the deposition environment and long-term fate of Chernobyl ¹³⁷Cs at the floodplain scale through mobile gamma spectrometry. *Environmental Pollution*, 240, 191-199. ISSN 02697491

59. Wu C. M., Adetona O., Naeher L., Viner B. J., Jannik T., Hepworth A., Doman E., Eddy T., 2018: Radionuclide distribution in soil and undecayed vegetative litter samples in a riparian system at the Savannah River Site, SC. *Journal of Environmental Radioactivity*, 192, 604-620. ISSN 0265931X
60. Zaitsev A. S., Gongalsky K., Nakamori T., Kaneko N., 2014: Ionizing radiation effects on soil biota: Application of lessons learned from Chernobyl accident for radioecological monitoring. *Pedobiologia*, 57(1), 5-14. ISSN 00314056
61. Zhang Z., Liu H., Song W., Ma W., Hu W., Chen T., Liu L., 2018: Accumulation of U(VI) on the *Pantoea* sp. TW18 isolated from radionuclide-contaminated soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 192, 219-226. ISSN 0265931X

11.2 Elektronické zdroje

1. AGRIS, 2002: Rostliny odčerpávající škodliviny z půdy (online) [cit. 2019.03.21], dostupné z: <http://www.agris.cz/clanek/125554>
2. ATSDR, 2004: Cesium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, [cit. 2019.03.13], dostupné z: <https://permanent.access.gpo.gov/gpo48698/tp157-c1-b.pdf>
3. AOPK, 2019: Mokřady. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR [cit. 2019.03.21], dostupné z: <http://mokrady.ochranaprirody.cz/o-mokradech-mokrady/>
4. irsn.fr, 2019: Rozsah zamoření večeř 30.4.1986. [cit. 2019.03.21], dostupné z: https://www.irs.fr/FR/popup/Pages/tchernobyl_video_nuage.aspx

5. Kostka T., 2014: Černobylská havárie: Katastrofa minutu po minutě., 100+1, [cit. 2019-03-19]. dostupné z: <https://www.stoplusjednicka.cz/cernobylska-havarie-katastrofa-minutu-po-minute>
6. Ullmann V., 2002 Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření. Ostrava, Dostupné z: <http://AstroNuklFyzika.cz/Fyzika-NuklMed.htm>
7. Youtube.com, 2019: Cesium – The most active metal on earth. [cit. 2019.03.21], Dostupné z: <https://www.youtube.com/watch?v=ytxx95g-kiA>

12. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

Bq – becquerel

ČEZ - Černobylská vylučovací („explosive“) zóna

DNA – Deoxyribonukleová kyselina

CHKO – Chráněná Krajinná Oblast

HPGe – detektor s vysokou čistotou Germánia

GPS – Globální družicový polohový systém

Gy – Gray – jednotka absolutní dávky

LD – Letální (smrtná) dávka

QR – kód rychlé reakce

RBMK - kanálový reaktor velkého výkonu

SURO – Státní ústav radiační ochrany

13. SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

Obrázek č. 1 cesium, [cit. 2019-03-15] Zdroj: (youtube.com)

Obrázek č. 2 minerál polucit, [cit. 2019-03-15] Zdroj: (youtube.com)

Obrázek č. 3 Rozsah zamoření večer 30.4.1986, [cit. 2019-03-15], Zdroj: <https://irsn.fr/popup/pages/tchernobyl-video-nuage.aspx>

Obrázek č. 4-7 Srážkové úhrny z období 30. 4. 1986 – 9. 5. 1986, Zdroj: (SURO, 1987)

Obrázek č. 8 Kontaminace v oblasti Slavkovského lesa. Zdroj: (Rulík a Helebrant, 2011)

Tabulka č. 1 Biologický a environmentální poločas ^{137}Cs , Zdroj: (Avery, 1996)

Obrázek č. 9 Aktivní reakční zóna mokřadních rostlin, Zdroj: (Stottmeister et al., 2003)

Obrázek č. 10 Lokality odběru vzorků, [cit.2019-03-15] Zdroj: (<https://www.mapy.cz2019>)

Obrázek č. 11 - po odběru biomasy, č. 12 - po odběru první vrstvy půdy, Zdroj: (vlastní)

Obrázek č. 13 - při třetí vrstvě, č. 14 – značení, Zdroj: (vlastní)

Obrázek č. 15 Značení vzorků, Zdroj: (vlastní)

Obrázek č. 16 Gama automat v SURO, Zdroj: (SURO, 2014)

Obrázek č. 17 a 18 mapa současná, historická Upolín[cit.2020-03-05] Zdroj: (<https://www.kontaminaccenia.cz2020>)

Obrázek č. 19 a 20 mapa současná, historická Vlček[cit.2020-03-05] Zdroj: (<https://www.kontaminaccenia.cz2020>)

Obrázek č. 21 a 22 mapa současná, historická Kladské rašeliny[cit.2020-03-05] Zdroj: (<https://www.kontaminaccenia.cz2020>)

Obrázek č. 23 a 24 mapa současná, historická Močál u Bystřiny[cit.2020-03-05] Zdroj: (<https://www.kontaminaccenia.cz2020>)

Tabulka č. 2 Lokalita Upolín, Zdroj: (vlastní , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 3 Lokalita Vlček, Zdroj: (vlastní , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 4 Lokalita Kladské rašeliny, Zdroj: (vlastní , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 5 Lokalita Kladské rašeliny 2019, Zdroj: (vlastní , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 6 Lokalita Močál u Bystřiny, Zdroj: (vlastní , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 7 Lokalita Horní Slavkov, Zdroj: (Hrůzová 2019 , zpracovatel SURO)

Tabulka č. 8 Lokalita Krásno, Zdroj: (Hrůzová 2019 , zpracovatel SURO)

Obrázek č. 25 Po odebrání biomasy č. 26 Při odběru prvního vzorku, Zdroj: (vlastní)

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůza Radek Švabinského 1724 Sokolov Tel: 605964676
Vzorkování bude provádět:	Hrůza Radek
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směsného vzorku horizontů půdního profilu mokřadní půdy a mokřadní vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Prameny Upolínová louka pod křížky katastrální číslo pozemku: 2360/1 o výměře 177706 m ² GPS: 50,0640N 12,7457E 835m n.m.
Vzorkovací schéma:	Odběr vzorku na daném pozemku dle svolení majitele
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 14:35hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen: sestupně Kú. Prameny Upolín A GPS: 50,0640N 12,7457E Kú. Prameny Upolín B GPS: 50,0640N 12,7457E Kú. Prameny Upolín C GPS: 50,0640N 12,7457E Kú. Prameny Upolín D GPS: 50,0640N 12,7457E
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: Hrůza Radek	Dne: 31.7.2018

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůza Radek Švabinského 1724 Sokolov Tel: 605964676
Vzorkování bude provádět:	Hrůza Radek
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směšného vzorku horizontů půdního profilu mokřadní půdy a mokřadní vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Prameny Mokřady pod vlčkem katastrální číslo pozemku: 1064/1 o výměře 341742 m ² GPS: 50,0408N 12,7339E 806m n.m.
Vzorkovací schéma:	Odběr vzorku na daném pozemku dle svolení majitele
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 15:10hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směšný vzorek bude označen: sestupně Kú. Prameny Vlček A GPS: 50,0408N 12,7339E Kú. Prameny Vlček B GPS: 50,0408N 12,7339E Kú. Prameny Vlček C GPS: 50,0408N 12,7339E Kú. Prameny Vlček D GPS: 50,0408N 12,7339E
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 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: Hrůza Radek	Dne: 31.7.2018

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůza Radek Švabinského 1724 Sokolov Tel: 605964676
Vzorkování bude provádět:	Hrůza Radek
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směsného vzorku horizontů půdního profilu mokřadní půdy a mokřadní vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah ¹³⁷ Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Mariánské lázně Kladské rašeliny katastrální číslo pozemku: 2165/1 o výměře 2534717 m ² GPS: 50,0341N 12,6866E 839m n.m.
Vzorkovací schéma:	Odběr vzorku na daném pozemku dle svolení majitele
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 16:09hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen: sestupně Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny A GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny B GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml	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: Hrůza Radek	Dne: 31.7.2018

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůza Radek Švabinského 1724 Sokolov Tel: 605964676
Vzorkování bude provádět:	Hrůza Radek
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směsného vzorku horizontů půdního profilu mokřadní půdy a mokřadní vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah 137Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Mariánské lázně Kladské rašeliny katastrální číslo pozemku: 2165/1 o výměře 2534717 m ² GPS: 50,0341N 12,6866E 839m n.m.
Vzorkovací schéma:	Odběr vzorku na daném pozemku dle svolení majitele
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:	6.9.2019 13:00hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen: sestupně Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny A GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny B GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E Kú. Mariánské lázně Kladské rašeliny C GPS: 50,0341N 12,6866E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml	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 137Cs v zemině v Bq/kg
Plán zpracovala: Hrůza Radek	Dne: 4.9.2019

PLÁN VZORKOVÁNÍ	
Plán vzorkování vytvořila: Kontakt:	Hrůza Radek Švabinského 1724 Sokolov Tel: 605964676
Vzorkování bude provádět:	Hrůza Radek
Účel odběru vzorků:	Odběr reprezentativního směsného vzorku horizontů půdního profilu mokřadní půdy a mokřadní vegetace pro stanovení transferových koeficientů půda – rostlina na obsah 137Cs
Místo odběru vzorků:	Katastrální území: Kostelní Bříza Močál u Bystřiny katastrální číslo pozemku: 110/1 o výměře 16673 m ² GPS: 50,1113N 12,6324E 568m n.m.
Vzorkovací schéma:	Odběr vzorku na daném pozemku dle svolení majitele
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:	6.9.2019 16:18hod.
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zaměření GPS souřadnic daného odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen: sestupně Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny A GPS: 50,1113N 12,6324E Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny B GPS: 50,1113N 12,6324E Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny C GPS: 50,1113N 12,6324E Kú. Kostelní Bříza Močál u Bystřiny D GPS: 50,1113N 12,6324E
Bezpečnostní opatření:	Zabránění kontaminace a záměny vzorků značením
Plánovaná úprava vzorků:	půda: sušení, přesívání na < 2mm (kovové síto) vegetace: sušení, krácení na < 3cm (nůžky)
půda: do 1Kg vegetace: do 3000ml	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 137Cs v zemině v Bq/kg
Plán zpracovala: Hrůza Radek	Dne: 4.9.2019

