



Zdravotně
sociální fakulta
Faculty of Health
and Social Sciences

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

Korelace obsahu Cs-137 mezi půdou a houbou Jelenkou obecnou

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Studijní program: **OCHRANA OBYVATELSTVA**

Autor: Vladan Džurný

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Havránek

České Budějovice 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci s názvem „*Korelace obsahu Cs-137 mezi půdou a houbou Jelenkou obecnou*“ jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích dne 3. 5. 2019

.....

Vladan Džurný

Poděkování

Tímto mnohokrát děkuji panu Mgr. Jiřímu Havránkovi za odborné vedení, cenné rady a pomoc při zpracování této práce.

Korelace obsahu Cs-137 mezi půdou a houbou Jelenkou obecnou

Abstrakt

Během posledních let se dostává do popředí otázka zvýšené kontaminace masa divokých prasat Cs-137. Jako jeden z dominantních původců této kontaminace je označována houba Jelenka obecná pro svoji schopnost akumulovat Cs-137 ve velkém množství. Posoudit míru schopnosti, s jakou je Jelenka obecná schopna Cs-137 přijímat, nám umožňuje tzv. transferový faktor (dále jen „TF“).

Cílem práce je zjistit TF Cs-137 do houby Jelenky obecné a porovnat jej s TF pro jiné druhy hub. Za účelem vypočítání TF byla stanovena hmotnostní aktivita Cs-137 v jednotlivých vzorcích (Jelenka obecná a půda, ve které se nachází). Hmotnostní aktivita Cs-137 byla měřena v laboratoři Regionálního centra SÚJB v Českých Budějovicích pomocí HPGe detektoru gama záření a následně stanovena v programu Gamwin. Celkem bylo měřeno 6 vzorků z území Jihočeského kraje. Nejvyšší naměřená hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 byla u vzorku Okrouhlá I (půda: 105 Bq.kg^{-1}), (Jelenka obecná: 2030 Bq.kg^{-1}). Největší vypočítaný TF = 19,3 (Okrouhlá I) byl porovnán s TF 26 druhů hub z vybrané publikace.

Byla zjištěna velmi silná korelace mezi množstvím Cs-137 v půdě a Jelence obecné. Zjištěný TF je výrazně větší než TF porovnávaných hub. Silná korelace a výrazná hodnota TF představuje potenciál Jelenky obecné absorbovat mnohem větší množství Cs-137 než porovnávané druhy hub, což potvrzuje hypotézu práce.

Výsledky práce mohou přispět k objasnění původu vysokého obsahu Cs-137 v mase divokých prasat a také mohou představovat základ pro další zkoumání této problematiky.

Klíčová slova

Jelenka obecná; cesium Cs-137; hmotnostní aktivita; transferový faktor; korelace

Correlation of Cs-137 content between soil and sponge Deer truffle

Abstract

In recent years, the issue of increased contamination of Cs-137 wild boar meat has come to the fore. One of the dominant agents of this contamination is Deer truffle because of its ability to accumulate Cs-137 in large quantities. The so-called transfer factor (hereinafter referred to as "TF") allows us to assess the ability of Deer truffle to absorb Cs-137.

The aim of this work is to measure TF Cs-137 in the fungus Deer truffle and compare it with TF for other fungi. In order to calculate TF, the weight activity of Cs-137 in the individual samples was determined (Deer truffle and the soil in which it was found). The Cs-137 mass activity was measured in the laboratory of the SÚJB Regional Center in České Budějovice using the HPG gamma detector and subsequently determined in the Gamwin program. A total of 6 samples from the South Bohemian Region were measured. The highest measured value of Cs-137 activity was found in Okrouhlá I (soil: 105 Bq.kg⁻¹), (Deer truffle: 2030 Bq.kg⁻¹). The largest calculated TF = 19.3 (Okrouhlá I) was compared to the TF of 26 fungal species from the selected publication.

A very strong correlation was found between the amount of Cs-137 in the soil and the Deer truffle. The observed TF is significantly greater than the TF of the compared fungi. The strong correlation and significant TF value represent the potential of Deer truffle to absorb much larger amounts of Cs-137 than the fungal species compared, confirming the work hypothesis.

The results of the work can help to clarify the origin of the high content of Cs-137 in the meat of wild boars and can also provide a basis for further investigation of this issue.

Key words

Deer truffle; cesium Cs-137; weight activity; transfer factor; correlation

Obsah

Úvod.....	8
1 Teoretická část	9
1.1 Radioaktivita	9
1.1.1 Vnitřní a vnější kontaminace	10
1.1.2 Radioaktivní spad	11
1.1.3 Ionizující záření.....	12
1.1.3.1 Deterministické a stochastické účinky ionizujícího záření.....	13
1.1.3.2 Zdroje ionizujícího záření	15
1.1.3.3 Vybrané veličiny v oblasti ionizující záření	15
1.2 Radiační situace v ČR.....	17
1.2.1 Radioaktivita přírodních zdrojů	17
1.2.2 Radioaktivita umělých zdrojů	19
1.3 Draslík.....	19
1.3.1 Draslík K-40	20
1.4 Cesium	21
1.4.1 Cesium Cs-137	21
1.4.2 Cs-137 v životním prostředí.....	22
1.4.3 Původ Cs-137 v životním prostředí na našem území	22
1.4.3.1 Jaderné testy.....	22
1.4.3.2 Černobylská havárie	24
1.4.4 Cs-137 v lesním ekosystému.....	29
1.5 Houby (Funghi)	31
1.5.1 Systematika hub	32
1.5.2 Stavba houby	32
1.5.3 Rozmnožování.....	33
1.5.4 Význam hub	33

1.5.5	Příjem živin	33
1.5.6	Obsah látek.....	34
1.6	Elaphomyces – Jelenky.....	34
1.6.1	Elaphomyces granulatus – Jelenka obecná	35
1.6.2	Elaphomyces muricatus – Jelenka pestrá.....	37
1.6.3	Elaphomycetes asperulus – Jelenka draslavá.....	38
1.7	Cs-137 v houbách.....	38
1.7.1	Cs-137 v Jelence obecné.....	39
1.8	Polovodičová spektrometrie záření gama	41
2	Cíl práce a hypotéza	43
3	Metodika výzkumu.....	43
3.1	Výběr lokality.....	44
3.2	Přehled lokalit odebraných vzorků.....	45
3.3	Metodika odběru a zpracování vzorků	46
3.4	Stanovení hmotnostní aktivity a transferového faktoru.....	50
4	Výsledky	52
5	Diskuze	57
5.1	Porovnání transferového faktoru Jelenky obecné s vybranými druhy hub.....	57
5.2	Zhodnocení hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve zkoumaných vzorcích.....	60
6	Závěr.....	63
7	Seznam použitých zdrojů.....	64
8	Seznam obrázků a tabulek	76
8.1	Seznam obrázků	76
8.2	Seznam tabulek	77
9	Seznam zkratk	77

Úvod

Následkem testování jaderných zbraní v atmosféře, a především radiační havárie v Černobylu, která se odehrála před 30 lety, byly některé části České republiky značně kontaminovány Cs-137. Mezi nejvíce zasažená území patří především Šumava a Jeseníky. Lesní porosty v zasaženém prostředí mají tendenci absorbovat radionuklidy, a to zejména právě Cs-137. Les díky své stavbě přirozeně zachytává aerosoly radioaktivních látek v ovzduší, a tak došlo k usazování Cs-137 v lesním ekosystému, které podporuje i samotný životní cyklus lesa. Mezi nejvýznamnější absorbenty Cs-137 v lesním ekosystému patří lesní plody, mechy a houby. Vysoká úroveň radioaktivity některých druhů hub a složek lesního ekosystému byla pozorována již v šedesátých letech minulého století, ale až nehoda jaderné elektrárny Černobyl odstartovala rozsáhlý výzkum životního prostředí včetně hub. Lesní plody a houby obsahující Cs-137 jsou součástí stravy divoké zvěře žijící na zasaženém území. Zvláště v posledních letech se dostává do popředí otázka zvýšené kontaminace masa divokých prasat Cs-137. Podle Státní veterinární správy až polovina ulovených divokých prasat dosahuje nadlimitní úrovně radioaktivity. Jako jeden z dominantních původců této kontaminace je označována Jelenka obecná pro svoji schopnost akumulovat Cs-137 ve velkém množství. Jelenka obecná patří mezi oblíbené pochutiny, které divoká prasata vyhledávají. Více než tři čtvrtiny aktivity Cs-137 obsažené v jejich mase jsou připisovány právě této houbě. Jelenku obecnou bychom v lese při houbaření našli velmi stěží, protože roste v podzemí. Na povrchu ji můžeme najít v případě, že ji vyhrabe divoké prase a na místě ji zanechá. Divoké prase ji najde podle její vůně. Tuto vůni ovšem člověk necítí. Požitím silně kontaminovaných Jelenek obecných divokými prasaty dojde primárně ke kontaminaci jejich masa (svaloviny) a v případě konzumace tohoto masa člověkem může představovat významný zdroj vnitřní kontaminace.

Tato práce má za cíl zjistit transferový faktor Cs-137 do houby Jelenky obecné a porovnat jej s transferovými faktory pro jiné druhy hub. Na základě transferového faktoru a jeho porovnáním s transferovými faktory pro jiné druhy hub můžeme posoudit míru absorpce Cs-137 Jelenkou obecnou. Teoretická část této práce objasňuje důvody kontaminace našeho území a obsahuje základní informace nutné k pochopení zkoumané problematiky.

1 Teoretická část

1.1 Radioaktivita

V roce 1896, rok po objevu Rentgenového záření, francouzský fyzik Henri Becquerel při sledování fluorescence uranových solí na fotografické desce bez přístupu světla objevil neviditelné záření, které nazval uranové záření (Sodomka, 2004). Později polská fyzička Marie Curie-Sklodovská spolu se svým manželem Pierrem Curie toto záření pojmenovali jako „radioaktivita“, když ho sami objevili při zkoumání smolince. Během následujících let další fyzici pokračovali ve zkoumání radioaktivity a došli ke zjištění, že při emitování záření prvkem dochází ke změně chemické povahy tohoto prvku – přeměně jader atomů jednoho prvku na prvek jiný. Radioaktivita je tedy jev, při kterém dochází ke změně složení jádra atomu nebo ke změně jeho energetického stavu zpravidla při současném uvolnění energie ve formě záření (Ullmann, 2010) z důvodu vybočení jádra atomů z optimálního poměru počtu protonů a neutronů v jádře kvůli dosažení stability jádra (Konečný, 2006). Takto přeměněná jádra se změní na jádra jiná, která mohou být již stabilní nebo stále nestabilní. Během radioaktivní přeměny nestabilních jader, která obsahují nadbytek energie, dojde k uvolnění emise částice, zachycení elektronu z elektronového obalu nebo vyzáření kvanta elektromagnetického záření. Rozlišujeme tři druhy radioaktivní přeměny: alfa, beta a gama. V případě nestability jádra radioaktivní přeměna probíhá dál (Navrátil et al., 2014a). Radioaktivní přeměna je děj nahodilý a jsme schopni pouze predikovat na základě matematických vztahů, které jádro se v určitý čas přemění (Beneš et al., 2015). Doba, za kterou se polovina celkového počtu jader atomů přemění, se nazývá **poločas přeměny** (rozpadu), označovaný jako $T_{1/2}$. Některá se přemění během několika sekund, jiná za tisíce let. Počet radioaktivních jader při přeměně klesá exponenciálně s časem (Ullmann, 2010). Známe přes dva tisíce nuklidů, ale jen 266 z nich je stálých (Konečný, 2006). Nejtěžší z nuklidů, tvořící hranici schopnosti udržet jádro stabilní, je Vizmut Bi-209. Další těžší jádra jsou nestabilní a dochází u nich k samovolnému rozpadu na lehčí jádra – tento jev je nazýván **přirozená radioaktivita** (Havránková et al., 2018). Nestabilita jader, která je vyvolána uměle, je označována jako **umělá radioaktivita**. Umělé radioaktivity můžeme dosáhnout například jadernou reakcí (Navrátil et al., 2014a).

Radioaktivní přeměna souvisí s vnitřní strukturou atomových jader a atomů. Jádro atomu je tvořeno protony a neutrony. Obal atomu je tvořen elektrony. Celkový počet protonů a neutronů v jádře udává **nukleonové číslo A** (hmotnostní číslo). Počet protonů v jádře udává **protonové číslo Z**. Vzájemný rozdíl A a Z pak určuje počet neutronů v jádře. Nukleonové číslo se zapisuje před chemickou značkou prvku jako horní index. Do dolního indexu se píše číslo protonové (Havránková et al., 2018).

Např.: ^{137}Cs , $_{55}\text{Cs}$

Možná varianta zápisu používaná v odborné literatuře je také zapsání nukleonového čísla za chemickou značku prvku (Cs-137). Tato varianta zápisu je používaná v této práci.

Nestabilní nuklidy nazýváme **radionuklidy**. Nuklidem označujeme látku, která je tvořena z atomů ze stejného prvku a mají totožná nukleonová čísla. Nuklidy, které mají v jádře stejný počet protonů, nazýváme **izotopy** (Havránková et al., 2018). Podle zákona č. 263/2016 Sb. (Atomový zákon) je jakákoliv látka, která obsahuje radionuklid nebo je jím kontaminovaná v míře, která z hlediska možného ozáření vyžaduje regulaci (podle uvedeného zákona) je označována jako **radioaktivní látka**.

1.1.1 Vnitřní a vnější kontaminace

V případě výskytu radioaktivních látek uvnitř organismu nebo na jeho povrchu, dochází k tzv. **kontaminaci radioaktivními látkami**, kterou dále dělíme podle místa působení na kontaminaci **vnitřní** a **vnější**. Kdekoliv a jakýmkoliv způsobem dochází k práci nebo jen ke kontaktu s radioaktivními látky, může dojít ke kontaminaci. Příkladem kontaminace může být **radioaktivní spad**. Míra závažnosti kontaminace závisí na vlastnostech konkrétní radioaktivní látky, jako je například chemická forma, typ zářiče, aktivita a způsob distribuce v organismu (Havránková et al., 2018).

Ingescí, inhalací nebo **penetrací** přes pokožku dochází k vnitřní kontaminaci. Požitím (**ingescí**) kontaminované potravy se radionuklidy dostávají do gastrointestinálního traktu (GIT). Následná resorpce radionuklidů v GIT závisí na jejich rozpustnosti. Rozpustné se vstřebávají v tenkém střevě a nerozpustné v tlustém střevě. Vzácné prvky se nevstřebávají vůbec. Největší vstřebatelností se vyznačují radiojód a **radiocesium**. Pokud dojde ke kontaminaci ovzduší, mohou se radionuklidy ve formě aerosolů nebo radioaktivních plynů dostat do organismu **inhalací** (vdechnutím) a tak pronikat do dýchací soustavy, odkud mohou přejít do krevního řečiště. Poslední možností vstupu radionuklidu

do organismu je **penetrací** skrze porušenou pokožku. Radionuklid tak může vstoupit do krevního řečiště nebo v ráně zůstat a komplikovat hojení (Havránková, 2018).

Za nejvýznamnějšími radionuklidy z hlediska vnitřního ozáření se považují tzv. **kritické radionuklidy** (radioaktivní izotopy jódu, **cesia** a stroncia). Radionuklidy jsou z těla vylučovány hlavně močí a stolicí (Havránková, 2018).

1.1.2 Radioaktivní spad

Během výbuchu jaderných zbraní v atmosféře nebo jaderných havárií dochází k uvolnění radioaktivních látek do okolního prostředí. Radioaktivní látky, které se uvolní do ovzduší, jsou unášeny větrnými proudy a mohou být tak přenášeny na obrovské vzdálenosti v závislosti na meteorologických podmínkách a velikosti částic. Větrnými proudy do stratosféry jsou odnášeny nejmenší částice, jejichž velikost je menší než 20 μm a tvoří tzv. globální spad. Částice o velikosti 20-40 μm vypadávají kolem epicentra události a jsou označovány jako lokální spad (Havránková, 2018).

Poté se radioaktivní látky usazují v životním prostředí a jejich osud je ovlivněn chemicko – fyzikálními vlastnostmi konkrétního radionuklidu a prostředím, ve kterém se nachází. V průběhu času se radionuklidy mísí s okolním prostředím a dochází k jejich rozpadu dle poločasu přeměny pro konkrétní radionuklid. Mohou kontaminovat všechny složky životního prostředí a stát se tak součástí potravního řetězce. Díky tomu může dojít ke kontaminaci lidí (Havránková, 2018).

Spektrum radionuklidů v radioaktivním spadu závisí na konkrétním typu jaderné zbraně a v případě havárií jaderně energetických zařízení na typu reaktoru. Zpravidla je spad tvořen směsicí štěpných produktů, která je převážně zastoupena beta a gama zářiči **ionizujícího záření** (Havránková, 2018). Radioaktivní spad může také obsahovat části jaderné zbraně nebo fragmenty reaktoru – například křemičitany z betonu (Drábová et al., 2001).

1.1.3 Ionizující záření

Ionizující záření tvoří tok hmotných částic nebo fotonů (Havránková et al., 2018) a je schopno ionizovat atomy nebo excitovat jejich jádra. Ionizující záření můžeme rozdělit na přímo a nepřímo ionizující záření. Přímo ionizující záření je tvořeno částicemi s dostatečnou kinetickou energií, které nesou elektrický náboj a jsou tak schopny přímo interagovat s atomem a vyvolat ionizaci. Do kategorie přímo ionizujícího záření řadíme elektrony, pozitrony, protony, částice alfa a beta. Nepřímo ionizující záření je tvořeno nenabitými částicemi, které nejsou sami schopny ionizovat prostředí. Jedná se o neutrony a fotony. Tyto částice interagují s prostředím a tím uvolňují sekundární, již přímo ionizující částice (Navrátil et al., 2014b). Průchodem látkou ztrácí ionizující záření svou energii v závislosti na druhu ionizujícího záření a fyzikálních vlastnostech látky. Základními druhy záření jsou: **alfa**, **beta**, **gama**, **rentgenové** a **neutronové** záření (Havránková et al., 2018).

Záření alfa

Je tvořeno proudem jader helia (alfa částice), která jsou tvořena dvěma protony a neutrony a vzniká při radioaktivní přeměně alfa. Alfa částice se vyznačují velmi krátkým doletem (několik cm v plynech, několik mm v kapalinách a pevných látkách), neboť průchodem látkou ztrácejí velké množství energie. Interagují s atomy prostředím tak, že je ionizují a excitují. Dopadem na kůži se částice alfa absorbují v horních vrstvách kůže. Tudíž není alfa záření v případě vnějšího ozáření nebezpečné, s výjimkou oka. Nebezpečné je zejména v případě vnitřní kontaminace, kdy dochází v malém množství k absorpci přímo do tkáně. Mezi zástupce alfa zářičů patří např.: uran, radon, radium, atd. K odstínění alfa záření stačí tenký materiál – např.: list papíru (Navrátil et al., 2014c).

Záření Beta

Jedná se o proud rychlých pozitronů nebo elektronů podle toho, o jaký druh beta záření se jedná. Rozlišujeme záření β^+ , β^- (Havránková et al., 2018). Během **přeměny β^-** dochází k samovolné přeměně neutronu na proton za současné emise elektronu a antineutrína. Protonové číslo se zvětší o 1 a tím se prvek v periodické tabulce posune o jedno místo do prava. Nukleonové číslo se nezmění. V případě **přeměny β^+** se proton samovolně přemění na neutron za současného vyzáření pozitronu a neutrína. Nukleonové číslo zůstává stejné,

zatímco protonové číslo se zmenší o 1 a tím pádem se prvek v periodické soustavě prvku přesune o jedno místo doleva (Navrátil et al., 2014d).

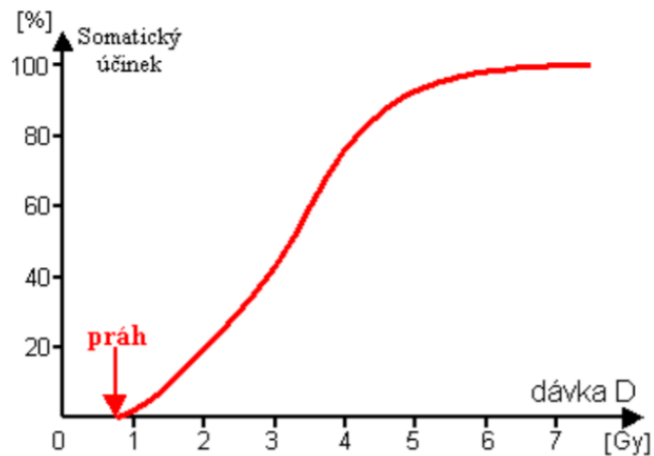
Dolet beta částic závisí na hustotě a tloušťce látky. Díky malé hmotnosti a velikosti jsou beta částice rozptylovány jen s malými energetickými ztrátami, proto je jejich dráha hodně klikatá. Pokud dojde k vnější kontaminaci, tak záření proniká do hloubky několika milimetrů a může tak způsobit radiační dermatitidu. Ochranu v případě záření β^- zajistíme lehkým materiálem (plexisklem) v kombinaci s vrstvou olova, a to kvůli odstínění vzniklého brzdného záření. K odstínění pozitronové záření β^+ postupujeme stejně, jen navíc musíme použít tlustší vrstvu olova. Zářiče beta jsou podstatnou částí radioaktivních odpadů z jaderně energetických zařízení (Klener et al., 2000). Mezi zářiče beta řadíme například: **Cs-137**, Y-90, Sr-89, I-131, atd. (Konečný, 2006).

Záření gama

Záření gama je vysoce energetické elektromagnetické záření, které vzniká při přechodu nukleonů z vyšších vrstev atomového jádra do vrstev nižších (Konečný, 2006). Je tomu tak proto, že jádro bylo ve vzbuzeném (neboli excitovaném) stavu. Hmotnostní i protonové číslo přitom zůstávají stejné (Navrátil et al., 2014d). Gama záření se díky své vysoké energii vyznačuje vysokou pronikavostí. Jako ochranu před zářením gama je nutné použít látky s vysokou hustotou, a tedy vyšším nukleonovým číslem. Takovou látkou je například wolfram, baryt nebo olovo (Klener et al., 2000).

1.1.3.1 Deterministické a stochastické účinky ionizujícího záření

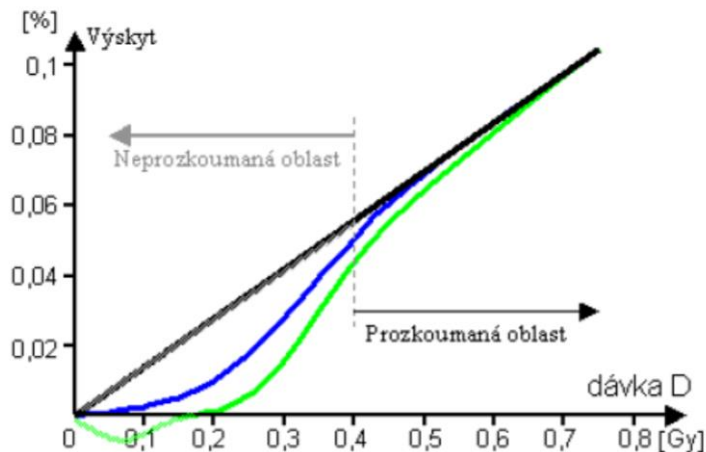
Biologické účinky ionizujícího záření můžeme rozdělit na účinky deterministické a stochastické. **Deterministické účinky** nastávají v případě překročení určité **prahové dávky**, která je pro každou tkáň jiná. Nejvíce **radiorezistentní** jsou tkáně, jejichž buňky se dělí málo nebo k dělení nedochází vůbec. Naopak **radiosenzitivní** tkáně mají mnoho rychle dělících se buněk a jsou málo diferenciovány (Ullmann, 2010). Mezi deterministické účinky patří akutní nemoc z ozáření, pozdní nenádorová poškození, akutní lokální změny a poškození plodu v děloze. Každý z deterministických účinků se vyznačuje charakteristickým klinickým obrazem, který se mění v závislosti na dávce – se vzrůstající dávkou roste zdravotní závažnost (Stručný přehled biologických účinků záření, © 2019). Vztah účinku a dávky vidíme obrázku č. 1.



Obrázek 1: Vztah účinku a dávky – deterministický účinek

Zdroj: Vašnovský, 2013

Pro **stochastické účinky** se nepředpokládá určitá prahová dávka. Mezi dávkou a účinkem existuje lineární vztah, odvozený z epidemiologických studií, který má statistický charakter. Se vzrůstající dávkou zároveň roste pravděpodobnost poškození, které spočívá ve vzniku genetických změn v buňce. Do této skupiny řadíme zhoubné nádory, mutace. Projevy stochastických účinků nemají charakteristický obraz a nelze je tak odlišit od spontánně vzniklých případů (Klener et al., 2000). Vyjádření stochastických účinků grafem je možné vidět na obrázku č. 2.



Obrázek 2: Stochastický účinek

Zdroj: Vašnovský, 2013

1.1.3.2 Zdroje ionizujícího záření

Zdrojem ionizujícího záření se rozumí každá látka, přístroj nebo předmět, který emituje ionizující záření. Tyto „emitory“ ionizujícího záření můžeme označit jako zářiče. (Ullmann, 2010). Zdroje ionizujícího záření dělíme do dvou skupin – **přírodní zdroje** a **umělé zdroje**. Člověk a ostatní organismy jsou víceméně nevyhnutelně ozařovány z přírodních zdrojů odpradáвна, a to nerovnoměrně v závislosti na zeměpisné šířce a geologickém prostředí. Přírodní ozáření je způsobeno **kosmickým zářením** a výskytem **přírodních radionuklidů** v životním prostředí (Havránková et al., 2018).

Kosmické záření zahrnuje tři složky: galaktické záření, sluneční záření a záření radiačních pásů země. Tyto složky jsou tvořeny především protony (Kuna, Navrátil, 2005) a nejvíce ozařuje osoby cestující v letadlech a vesmírných lodí (Havránková et al., 2018).

Jadernými reakcemi spolu s kosmickým zářením ve vnějším obalu Země vznikají tzv. **kosmogenní radionuklidy**, mezi které řadíme například uhlík C-14, sodík Na-22, tritium H-3 (Havránková et al., 2018) a spolu s terestriálním zářením tvoří tzv. **přírodní radionuklidy**. Do skupiny terestriálního záření patří radionuklidy, které se staly součástí Země během vzniku vesmíru. Tyto radionuklidy nazýváme primordiální. Díky dlouhému poločasu rozpadu jsou tyto radionuklidy stále součástí planety Země a řadíme sem například uran U-238, draslík K-40, thorium Th-232. Mezi přírodní radionuklidy patří také radionuklidy, které vznikají v rozpadových řadách. Nejvýznamnějším zastupitelem je radium Ra-226, rozpadající se na radon Rn-222, který se spolu s jeho dceřinými produkty značně podílí na ozáření osob (Navrátil et al., 2014c).

1.1.3.3 Vybrané veličiny v oblasti ionizujícího záření

Veličiny používané v oblasti ionizujícího záření popisují zdroj a pole záření. Dále také charakterizují působení ionizujícího záření na látky a na člověka (Švec, 2005). Z hlediska působení záření na člověka rozlišuje veličiny pro zevní a vnitřní ozáření (Kuna, Navrátil, 2005). Pro účely práce byly vybrány jen některé.

Počet radioaktivních přeměn v radionuklidu za čas charakterizuje veličina označovaná **aktivita**, která klesá exponenciálně s časem, a tudíž není konstantní. Jednotkou je Becquerel (Bq) a označuje se písmenem **A**. Jedna přeměna radionuklidu za sekundu je jeden Bq a to je velmi malá jednotka, proto používáme v praxi násobky (MBq, GBq, atd.). Vztah pro výpočet aktivity je uveden níže (Kuna, Navrátil, 2005).

$$A = \frac{dN}{dt}$$

dN = počet přeměn

dt = interval času

Aktivitu můžeme také vztáhnout na konkrétní jednotku. Pokud vztáhneme aktivitu zářiče na jeho hmotnost, dostaneme **hmotnostní aktivitu** (jednotka Bq/kg). Vztažením aktivity na jednotku plochy získáme **plošnou aktivitu** (jednotka Bq/m²). V případě vztažení aktivity na jednotku objemu dostaneme **objemovou aktivitu** (jednotka Bq/m³ nebo Bq/l) (Kuna, Navrátil, 2005).

Absorbovaná dávka (D) je energie ionizujícího záření, kterou hmotné prostředí absorbuje – vyjadřuje míru účinků ionizujícího záření. Jednotkou dávky je Grey (Gy). Vztah pro výpočet absorbované dávky je uveden níže (Kuna, Navrátil, 2005).

$$D = \frac{dE}{dm}$$

dE – střední energie

dm – hmotnost

Ekvivalentní dávka (H_T) je dávka (D_{T,R}) v tkáni nebo orgánu T pro konkrétní ionizující záření R násobená radiačním váhovým faktorem (W_R). Jednotkou je Sievert (Sv). Vztah pro výpočet ekvivalentní dávky je uveden níže (Kuna, Navrátil, 2005).

$$H_T = W_R D_{T,R}$$

Efektivní dávka (E) je součet součinů příslušných tkáňových váhových faktorů W_T a ekvivalentních dávek H_T. Jednotlivé tkáně mají různou radiosenzitivitu, a proto jsou tkáňové váhové faktory různé. Pravděpodobnost vzniku stochastických účinků je přímo úměrná velikosti efektivní dávky. Výpočet je uveden níže (Kuna, Navrátil, 2005).

$$E = \sum_T w_T H_T$$

1.2 Radiační situace v ČR

Radiační situaci v České republice sleduje Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB) společně se Státním ústavem radiační ochrany (SÚRO). Pravidelně je v okolním prostředí sledována úroveň ionizujícího záření. Měří se také obsah radioaktivních látek ve složkách životního prostředí, lidském těle a v potravě. Monitoring je zajišťován především skrze **radiační monitorovací síť** (RMS), která je tvořena stovkami měřících a odběrových míst po celé České republice a dostáváme tak přehled o radiační zátěži na našem území (Informace o funkci a organizaci RMS, © 2019). Na ozáření obyvatel se podílí jak přírodní, tak umělé zdroje radioaktivity (Přírodní radioaktivita a problematika radonu, © 2019). Konkrétní rozložení podílu dávek záření v ČR je znázorněno na obrázku č. 3.



Obrázek 3: Rozdělení dávek obyvatelstvu

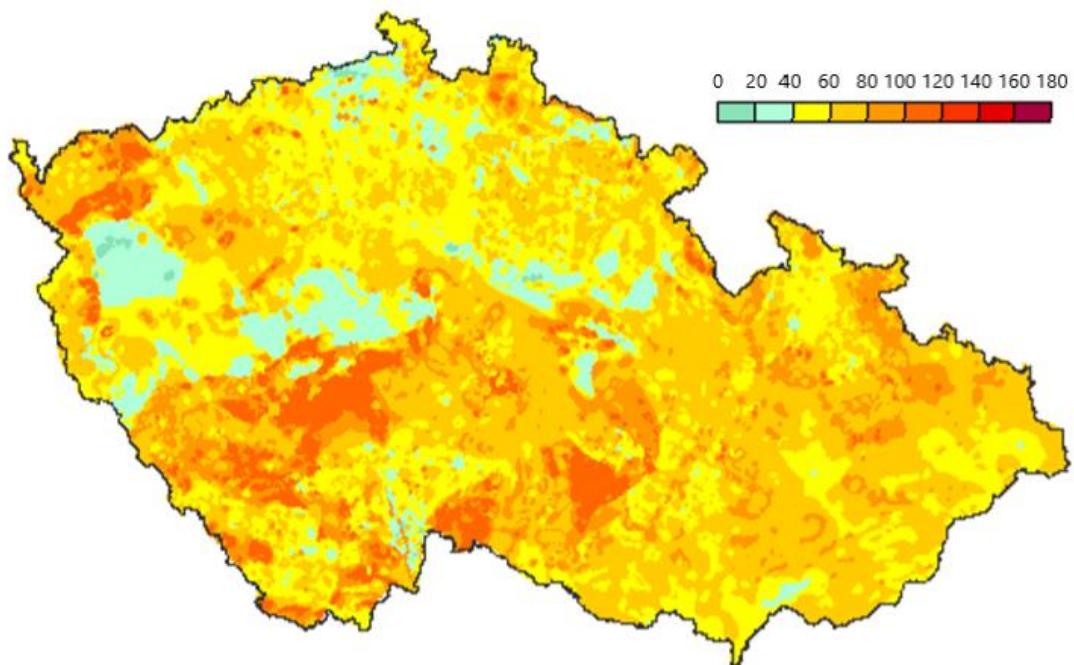
Zdroj: Přírodní radioaktivita a problematika radonu, © 2019

1.2.1 Radioaktivita přírodních zdrojů

Mezi přírodní zdroje radioaktivity řadíme přírodní radionuklidy. Přírodními radionuklidy rozumíme kosmogenní radionuklidy (např.: C-14, H-3, Be-7, Na-22) a terestriální radionuklidy (např.: K-40 a Ra-226 – zejména jeho dceřiné produkty Rn-222 a Rn-220) (Přírodní radioaktivita a problematika radonu, © 2019). Česká republika, která je tvořena z největší části Českým masivem (Štelcl, Vávra, 2007), obsahuje ve svém podloží celou řadou terestriálních radionuklidů. Magmatické (vyvřelé) horniny Českého masivu obecně

vykazují větší hodnotu aktivity, a to v závislosti na kyselosti horniny. Se vzrůstající kyselostí vzrůstá i aktivita. Hodnota aktivity terestriálních radionuklidů závisí na konkrétním typu půdy nebo horniny a jejich migrace je ovlivňována teplotou půdy, hornin a atmosféry, přítomnosti vody, propustností hornin (Matolín, 1970).

Největší podíl z přírodních radionuklidů na ozáření obyvatelstva na našem území má **radon a jeho dceřiné produkty** v ovzduší budov, a to až ze 49 % z celkové dávky ozáření obyvatelstva (Přírodní radioaktivita a problematika radonu, © 2019). Ovšem během roku můžeme sledovat mírné kolísání aktivity radonu díky změnám teploty (v zimě nárůst, v létě pokles) (Musil, 2010). Úroveň přirozené radioaktivity na našem území můžeme vidět na obrázku č. 4. Uvedené hodnoty jsou nGy/h



Obrázek 4: Radiometrická mapa ČR

Zdroj: Matolín, Manová, 1995

Jedním z významných přírodních radionuklidů je také **draslík K-40**. Naše tělo ho homeostaticky udržuje, jelikož je nezbytný pro naše zdraví. Z toho důvodu je jeho koncentrace víceméně stejná u všech osob. V našem těle dosahuje koncentrace přibližně kolem 55 Bq/kg (Přírodní radioaktivita a problematika radonu, © 2019).

Kosmogenní radionuklidy dosahují zanedbatelných hodnot z pohledu možnosti ozáření obyvatelstva (Havránková et al., 2018). **Kosmické záření** nabývá významu v případě osob cestujících letadlem (Ploc, 2017).

1.2.2 Radioaktivita umělých zdrojů

Menší měrou se na ozáření obyvatelstva a celkovém radioaktivním pozadí životního prostředí podílejí zdroje, které jsou vytvořeny člověkem. Nejvýznamnější podíl na ozáření člověka z umělých zdrojů má lékařské ozáření (radiodiagnostika, počítačová tomografie). Během jednoho vyšetření můžeme obdržet desítky až stovky mSv. V průměru pak celková efektivní dávka způsobena lékařským ozáření dosahuje přibližně 1 mSv osoba/rok (Přírodní radioaktivita, © 2019).

Mezi jeden z největších umělých zdrojů radionuklidů na našem území řadíme také popílek z tepelných elektráren vznikající spalováním uhlí. Tento popílek je tvořen směsí uranu a thoria, a ty spolu s radiem, radonem a poloniem přecházejí do atmosféry (Přírodní radioaktivita, © 2019).

Významným zdrojem jsou také radionuklidy uvolněné do atmosféry vlivem jaderných havárií a zkoušek jaderných zbraní v 50. a 60. letech. Dodnes se díky těmto událostem v životním prostředí na našem území nachází především cesium **Cs-137** ale i tritium H-3, stroncium Sr-90, uhlík C-14, plutonium Pu-238, Pu-239, Pu-240 a krypton Kr-85 (Monitorování radiační situace, © 2019).

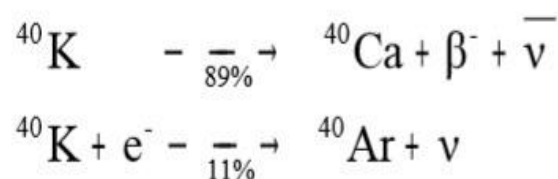
1.3 Draslík

Draslík značící se písmenem K je měkký, lehký stříbrolesklý kov (Peterson et al., 2007), který se řadí mezi alkalické kovy. V periodické tabulce ho najdeme v 1. skupině společně s Li, Na, Rb a Cs (K-Potassium, © 2019). Při kontaktu se vzduchem podléhá rychle oxidaci. Jeho nižší hustota oproti hustotě vody mu umožňuje plavat na jejím povrchu. Jeho rozpustnost ve vodě závisí na teplotě vody a konkrétní sloučenině, kterou tvoří. Ve většině sloučenin je draslík ve vodě velmi dobře rozpustný. Jelikož je draslík velice reaktivní, tak se vyskytuje pouze ve sloučeninách. Jeho koncentrace v zemské kůře se odhaduje až na 2,35 %. Největších koncentrací v přírodě dosahuje v těchto nerostech: karobit (KF), sylvit (KCl) a arkanit (K₂SO₄) (Draslík, © 2019). Během zvětrávání těchto nerostů se draslík uvolňuje do půdy. Z půd je draslík nejvíce obsažen v půdách jílovitých, protože jíl vzhledem k jeho struktuře draslík v půdě zadržuje. Se vzrůstající vlhkostí půdy je draslík v půdě dostupnější (Jelínek, 2015). V přírodě se vyskytuje pouze v jednom oxidačním stavu, a to jako draselný ion K⁺ (K-Potassium, © 2019). Draslík lze vyrobit také uměle. V praxi se používá například k výrobě pyrotechniky, hnojiv, čistících prostředků nebo ve zdravotnictví a farmaceutickém průmyslu (Draslík, © 2019).

Draslík je nezbytným prvkem pro všechny organismy. Je zastoupen ve všech rostlinných a živočišných tkáních (Význam biogenních prvků v rostlině, © 2019). U člověka je jeho hlavní role jako elektrolyt v regulaci krevního tlaku a zajišťování svalových kontrakcí. Draslík je také zásadní pro správné fungování nervů, ledvin a řady dalších tělesných procesů (Biologický význam draslíku, © 2019). Pro rostliny je draslík nezbytnou živinou. Zajišťuje správný růst, reprodukci a příjem vody přes kořeny. Podílí se na syntéze bílkovin a hospodaření se sacharidy. Rostliny dokáží draslík zadržovat i několik let, a to na vysoké úrovni. Jelikož spolu s dusíkem a fosforem je draslík hlavní půdní výživa, tak je do půdy uměle přidáván zemědělci ve formě dusičnanu draselného KNO_3 , takže hladiny draslíku v půdách jsou silně ovlivněny tímto hnojivem (Význam biogenních prvků v rostlině, © 2019).

1.3.1 Draslík K-40

V přírodě se draslík přirozeně vyskytuje také jako radioizotop (draslík K-40) s poločasem přeměny $1,25 \cdot 10^9$ let. Draslík K-40 se v životním prostředí chová stejně jako jiné izotopy draslíku. Pomocí normálních biologických procesů je asimilován ve všech organismech, kde tvoří převládající radioaktivní složku (Peterson et al., 2007). Během radioaktivní přeměny draslíku K-40 dochází zhruba z 89 % k přeměně na vápník Ca-40 za současného vyzáření elektronu a antineutrína (přeměna beta mínus). Ve zbývajících 11 procentech dojde k záchytu elektronu za současného vyzáření gama fotonu a neutrína a vzniku argonu Ar-40. Ve velmi vzácných případech (0,017 %) dochází k přeměně beta plus na Ar-40 za emise pozitronu a neutrína (Potassium-40, 2010). Na obrázku č. 5 je znázorněna přeměna K-40 na Ca-40 a K-40 na Ar-40.



Obrázek 5: Přeměna draslíku

Zdroj: Potassium-40, 2010

1.4 Cesium

Cesium je měkký, lehký a stříbrozlatý alkalický kov vyznačující se vysokou reaktivitou. Značí se Cs. V periodické tabulce ho najdeme v 1. skupině společně s ostatními alkalickými kovy (Li, Na, K a Rb), z nichž je nejtěžší. Z celé periodické soustavy prvku je zároveň nejměkčí. Je dobrým vodičem tepla a elektrického proudu (Cesium, © 2019). Vyznačuje se také nízkým bodem tání. Již při teplotě 28 °C dojde k jeho zkapalnění. Na rozdíl od draslíku má větší hustotu než voda. Ve vodě jsou skoro všechny sloučeniny cesia rozpustné (Peterson et al., 2007).

Využívá se například jako katalyzátor chemických reakcí, při výrobě pyrotechniky, k léčbě rakoviny (radioterapie), defektoskopii a v elektronice (Cesium, © 2019).

Cesium se jako takové v přírodě nenalézá, ale tvoří sloučeniny, ve kterých se vyskytuje pouze jako kationt Cs⁺. V České republice jsou největší ložiska Cs v Krušných horách v okolí Cínovce (Cesium, © 2019). Cesium se řadí mezi méně mobilní radioaktivní kovy v půdě a dobře se váže na půdní částice (Peterson et al., 2007). V zemské kůře je Cs zastoupené nejvíce v minerálech pautovitu, polucitu a avogadritu, a to ve formě izotopu Cs-133 (Cesium, © 2019). Izotop Cs-133 je jediný stálý. Většina z dalších 40 známých radioizotopů cesia se přemění do 2 minut, nanejvýš do 14 dnů. Vzhledem k poločasům přeměny jsou tak nejvýznamnější jen radioizotopy Cs-134 (2,1 roku), Cs-135 (2,3 milionů roku) a Cs-137 (30 let). Tyto uvedené radioizotopy jsou produktem štěpení jádra v jaderném reaktoru (Peterson et al., 2007).

1.4.1 Cesium Cs-137

V přírodě se přirozeně nevyskytuje. Je výhradně antropogenního původu. Vzniká během jaderného štěpení uranu U-235 přeměnou beta mínus na baryum Ba-137 metastabilní, které je v excitovaném stavu. Během zhruba 2,6 minut se metastabilní Ba-137 přemění na již stabilní Ba-137 za současného uvolnění gama záření o energii 661,7 keV (Peterson et al., 2007).

Kontaminací životního prostředí se Cs-137 může stát součástí potravního řetězce a dostat se tak do lidského těla. Požití Cs-137 je stejně jako většina radioizotopů cesia vstřebáváno do krevního řečiště ze střev a poté se jeho značné množství kumuluje v měkkých tkáních, primárně ve svalech, kvůli jejich relativně velké hmotnosti. Vzhledem k jeho afinitě k draslíku se distribuuje po těle rovnoměrně. Vystavením

měkkých tkáních beta částicím a gama záření může dojít ke zvýšení rizika rakoviny. Během několika měsíců pak dojde k jeho vylučování stolicí a močí, pokud byl zastaven jeho příjem. Při externím vystavení velkého množství může v závislosti na dávce způsobit popáleniny, akutní nemoc z ozáření, a dokonce i smrt (Peterson et al., 2007).

1.4.2 Cs-137 v životním prostředí

Vzhledem k dlouhému poločasu přeměny a rozsahu kontaminace v Evropě nabývá Cs-137 významu pro životní prostředí (Tucaković et al., 2018). Částice Cs-137, uvolněné do atmosféry, jsou unášeny vzdušnými proudy a postupně začnou vypadávat na zem v závislosti na meteorologických podmínkách. Největší měrou se na vypadávání podílejí dešťové srážky, které strhávají částice Cs-137 na zem a dochází tak ke kontaminaci lesů, rostlin, půdy, vody, ale i obytných oblastí (Landmann et al., 2011). Cs-137 spadlé na půdu se většinou zachytává v horních vrstvách půdy kde migruje ve vertikálním nebo horizontálním směru. Migrace je ovlivněna kapilárními jevy působícími v dané půdě, difuzí, kořenovým systémem a činnostmi zvířat a lidí. Cs-137 prostupuje do hloubky půdy v průměru 0,3-0,5 cm ročně. Jeho množství v půdě je ovlivněno jak mírou kontaminace daného prostředí, tak především pohybem vody, rozsáhlostí kořenového systému rostlin a schopností adsorpce půdy. Pohyb vody v půdě závisí na množství srážek, pórovitosti půdy a sklonu terénu. Adsorpční vlastnosti půdy jsou určeny jejím pH, poměrem minerálů a mírou zastoupení organických látek. Tyto parametry se mění v závislosti na konkrétní lokalitě, což znemožňuje generalizaci působení Cs-137 v půdě (Shevchuk, Gurachevsky, 2006).

1.4.3 Původ Cs-137 v životním prostředí na našem území

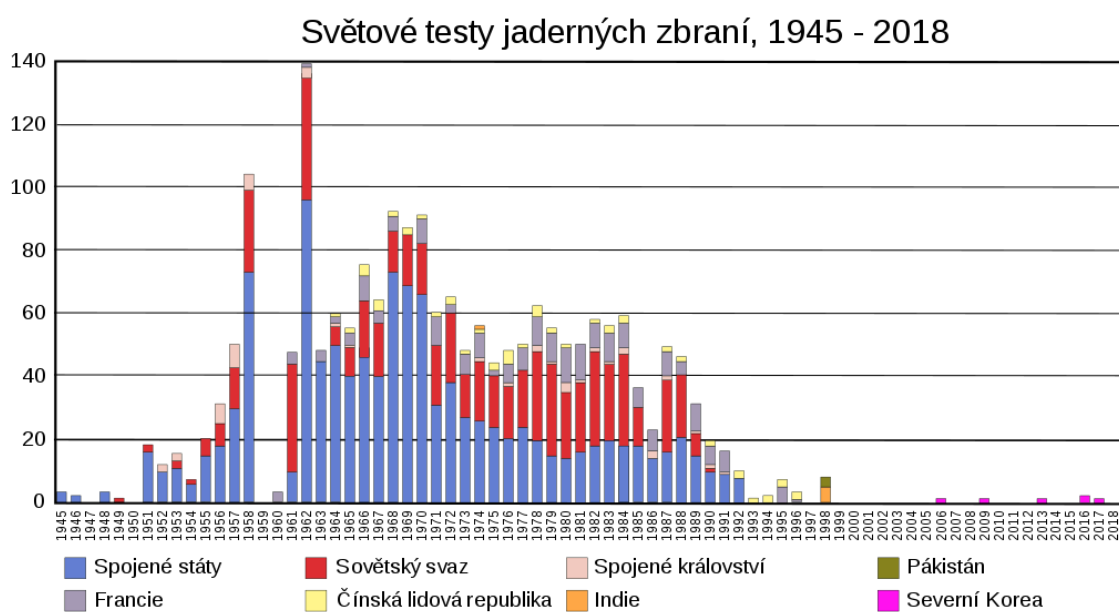
Testování jaderných zbraní v 50. a 60 letech a havárie jaderných elektráren způsobily uvolnění Cs-137 do životního prostředí na našem území (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení, 1996).

1.4.3.1 Jaderné testy

Mezi lety 1945 a 1996 bylo provedeno více než 500 atmosférických, podzemních a podmořských jaderných testů (Ferreira et al., 2016). Z toho přibližně 90 procent bylo provedeno na severní polokouli. Hlavními aktéry ve zkouškách jaderných zbraní byly Spojené státy a SSSR (Práválie, 2014). V důsledku testování jaderných zbraní došlo k významnému rozptýlení antropogenních radionuklidů, včetně značného množství

Cs-137, do životního prostředí. Nejvíce Cs-137 bylo uvolněno na severní polokouli (76 %) (Payne, Edis, 2012).

Odhaduje se, že 60 % z celkového spadu skončilo v oceánech (Føyn, 2001). Přehled počtu prováděných jaderných testů mezi lety 1945 až 2018 můžeme vidět na grafu na obrázku č. 6.



Obrázek 6: Světové testy jaderných zbraní, 1945-2018

Zdroj: Světové testy jaderných zbraní, © 2019

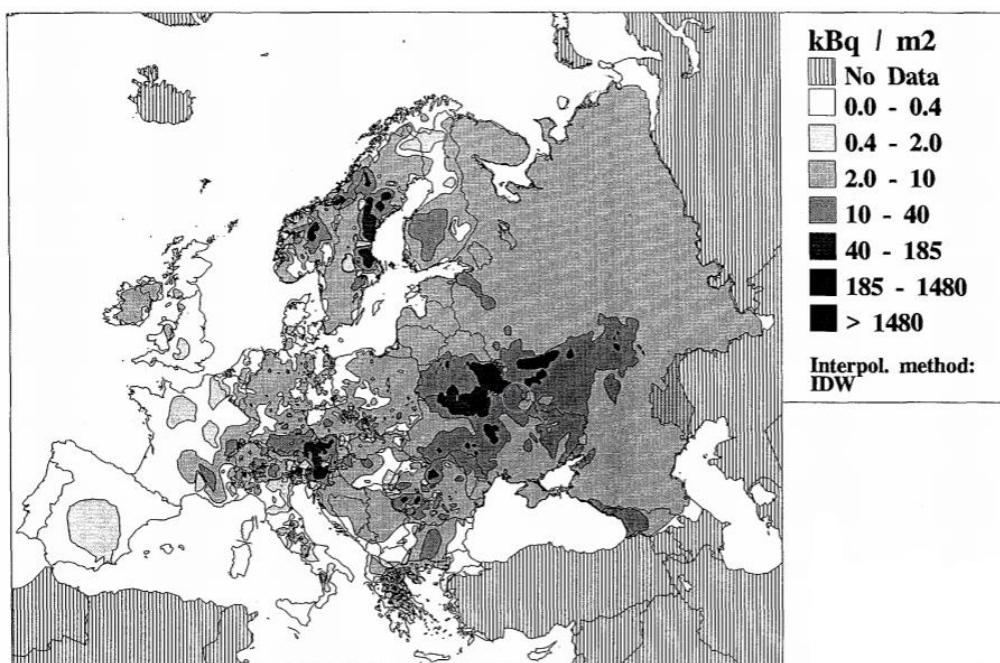
První test jaderných zbraní, nazvaný Trinity, byl proveden na ocelové věži v Alamogordu v Novém Mexiku 16. července 1945 (Yang et al., 2003). Nejintenzivnější testy jaderných zbraní se uskutečnily před rokem 1963, kdy vstoupila v platnost smlouva o zákazu zkoušek podepsaná Spojeným královstvím, USA a SSSR. Francie a Čína smlouvu nepodepsaly a pokračovaly ve zkouškách (Føyn, 2001). Poslední jaderné testy byly provedeny Severní Koreou v období od roku 2006 až do roku 2017. Tyto testy byly provedeny v podzemí a nebyl detekován únik Cs-137 do atmosféry (McInnis et al., 2017).

Množství deponovaného Cs-137 v životním prostředí, pocházející z testů jaderných zbraní je zhruba desetinásobně menší než jeho množství deponované vlivem Černobylské havárie (Eden et al., 2017).

1.4.3.2 Černobylská havárie

Za největší zdroj Cs-137 v životním prostředí na našem území je považována havárie černobylské jaderné elektrárny (Helebrant, Rulík, 2011). Černobylská havárie rozsahem emise Cs-137 (cca $3,716^{10}$ Bq) překročila ostatní jaderné havárie, mezi které patří například nehoda ve Windscale (Británie, 1957) a Majak (SSSR, 1957) (Shevchuk, Gurachevsky, 2006).

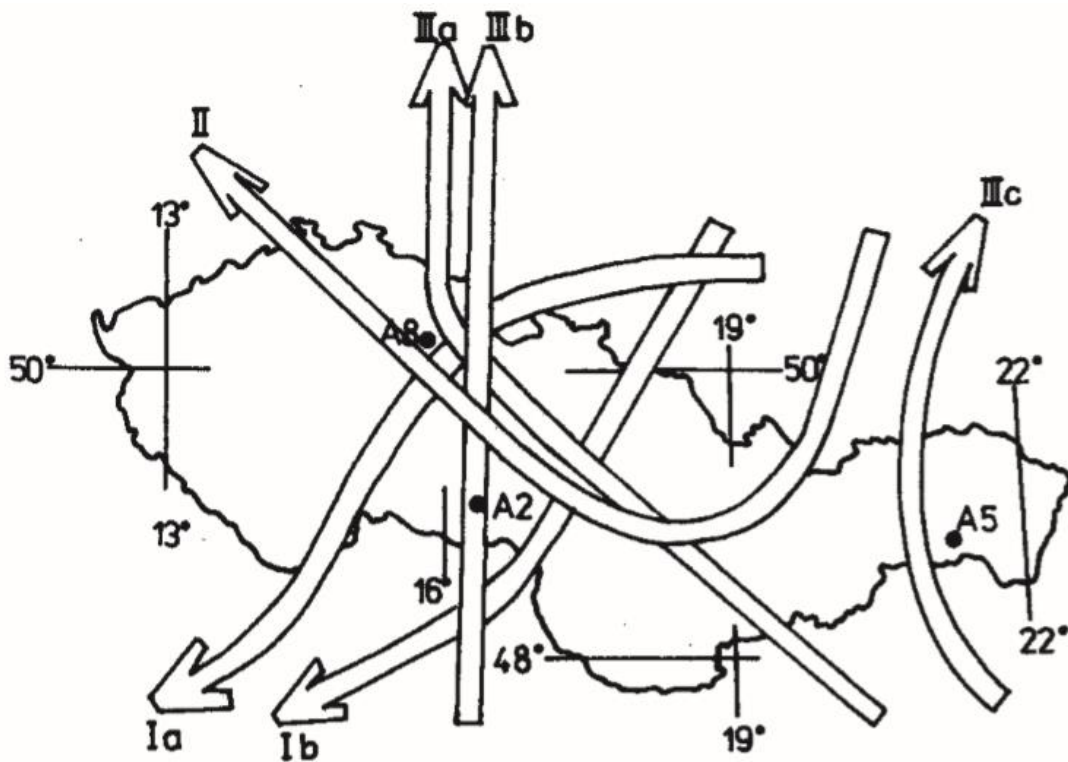
26. dubna 1986 došlo k havárii sovětské jaderné elektrárny Černobyl na Ukrajině. Byla zapříčiněna experimentem určeným k otestování bezpečnostních opatření reaktoru RBMK-1000 čtvrtého bloku. Experimentem se mělo ozkoušet, zda nový turbogenerátor bude schopen v případě výpadku elektrické energie napájet záložní čerpadla určená k havarijnímu ochlazování (Ragheb, 2018). Reaktor byl přetlakován a došlo k výbuchu. Exploze odsunula betonový kryt reaktoru (Drábová et al., 2001) a z reaktoru tak začaly unikat radionuklidy včetně Cs-137 do vysokých nadmořských výšek, kde vytvořily oblak, který byl větrem unášen na velké vzdálenosti. Radioaktivní mrak postupem času kontaminoval většinu Evropy. Zejména byly spadem postiženy oblasti Ukrajiny, Běloruska a Ruska. Významně byly kontaminovány i skandinávské státy (Landmann et al., 2011). Rozsah kontaminace Evropy je vidět na obrázku č. 7.



Obrázek 7: Rozsah kontaminace Evropy Cs-137

Zdroj: Izrael et al., 1996

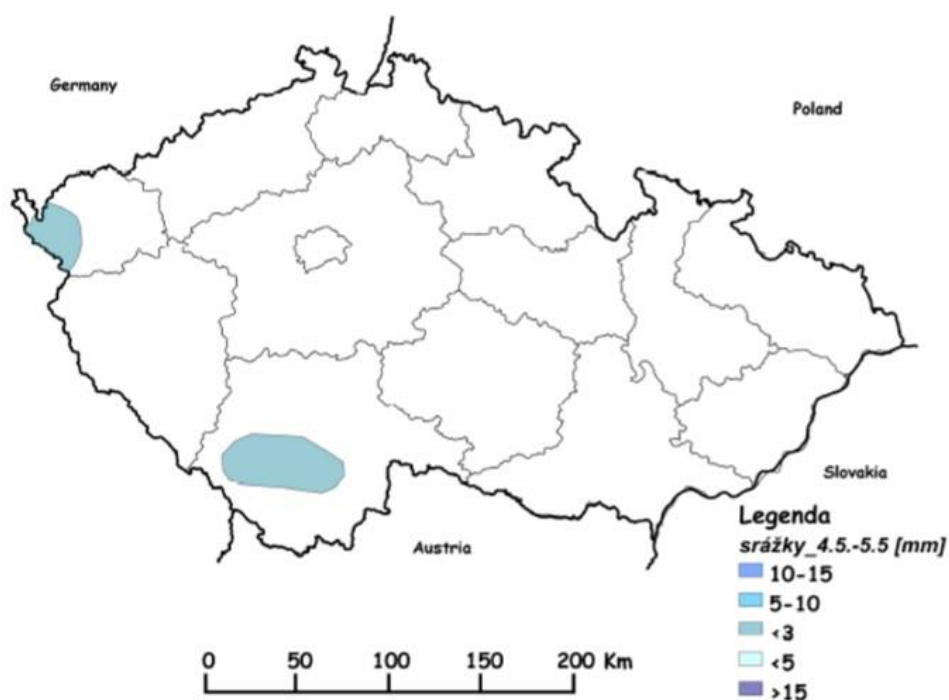
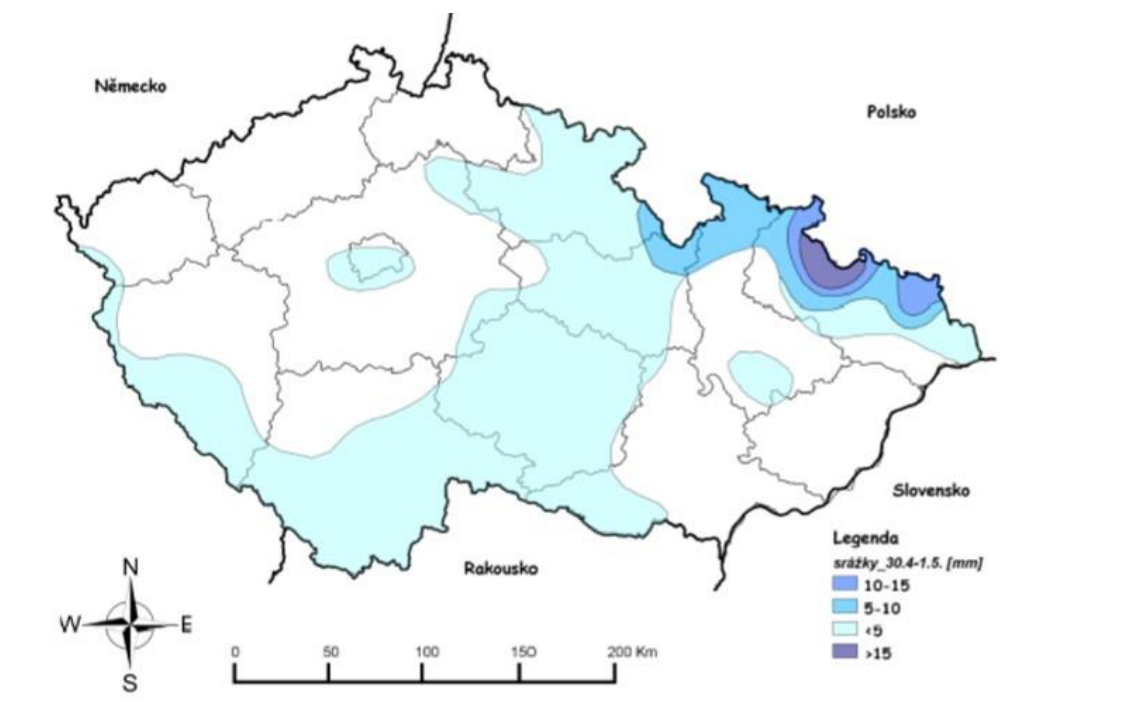
Krátce po havárii začalo Centrum hygieny záření Státního zdravotního ústavu v Praze na našem území odebrat vzorky aerosolů radioaktivních částic v atmosféře, které následně proměřily polovodičovou gama spektrofotometrií. Na základě měření ve spolupráci se Slovenským hydrometeorologickým ústavem tak došlo k modelaci map, která nám dávají představu o rozsahu kontaminace Cs-137 na našem území vlivem černobylské havárie. Byly zaznamenány celkem tři průchody radioaktivního mraku v rozmezí od 30. 4. do 8. 5. 1986 (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení, 1996), které jsou znázorněny na obrázku č. 8. Zejména prvním a druhým průchodem radioaktivního mraku došlo k intenzivní depozici Cs-137 (Havránek, Havránková, 2005). Od 10. května 1986 po přechodu tří hlavních kontaminovaných mas dochází k dlouhodobému poklesu objemové aktivity Cs-137 (Bučina et al., 1988).



Obrázek 8: Trajektorie kontaminovaných hmot nad územím ČSSR

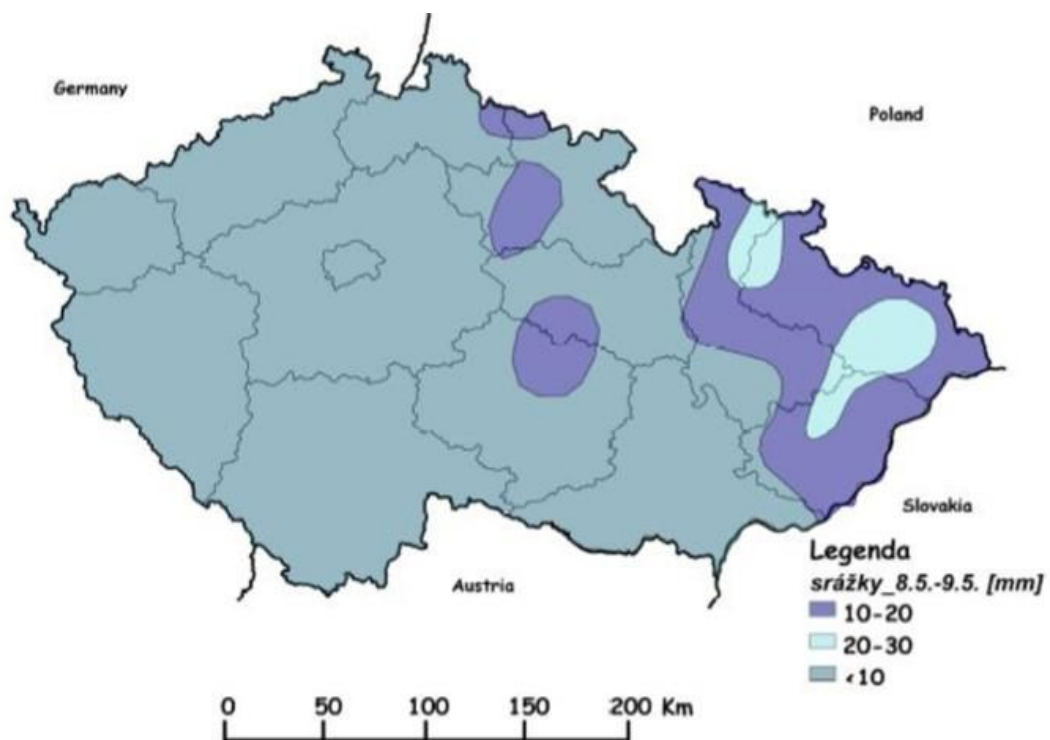
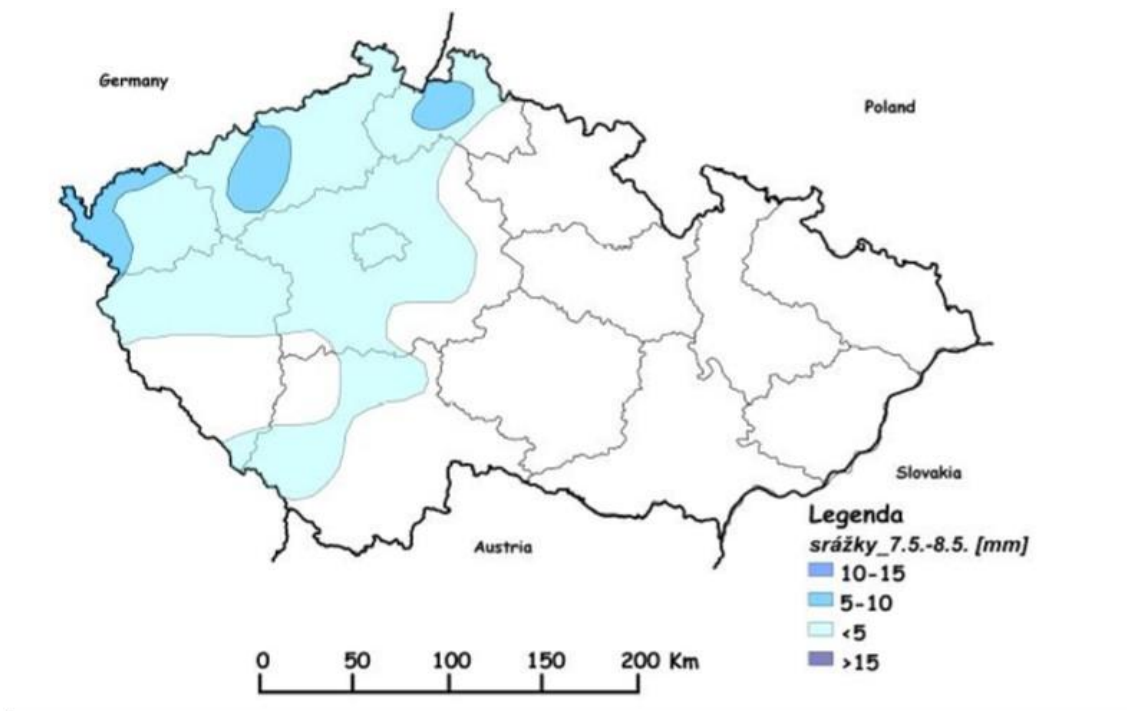
Zdroj: Bučina et al., 1988

Vlivem dešťových srážek došlo k vypadávání Cs-137 z radioaktivního mraku. Přehled dešťových srážek po havárii v roce 1986 v období od 30. 4. do 9. 5. je vidět na obrázcích č. 9 a č. 10. Je třeba podotknout, že depozici Cs-137 podle podrobnějších výzkumů mohla ovlivnit i rosa nebo srážky pod 1 mm (Havránek, Havránková, 2005).



Obrázek 9: Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4.-1. 5. a 4. 5.-5. 5. 1986

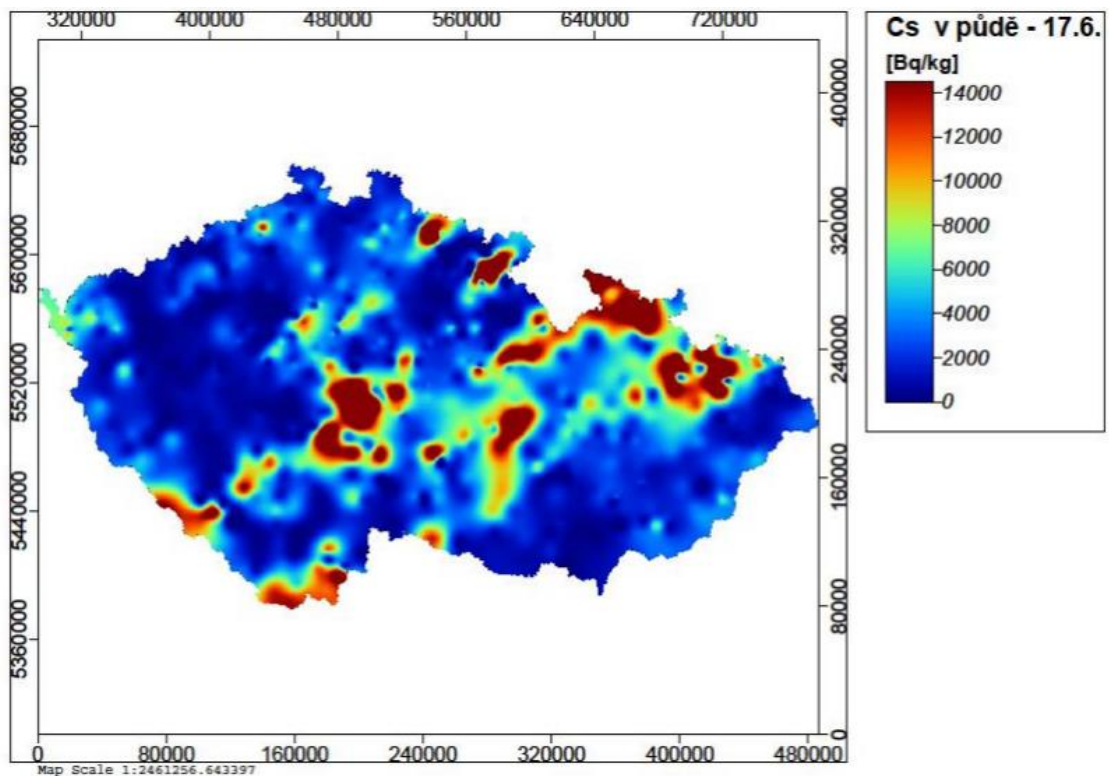
Zdroj: Helebrant, Rulík, 2011



Obrázek 10: Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 7. 5.-8. 5. a 8. 5.-9. 5. 1986

Zdroj: Helebrant, Rulík, 2011

Mezi 16. a 18. červnem 1986 byl proveden celostátní odběr vzorků půdy. Na území dnešní České republiky bylo odebráno přibližně 900 vzorků (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení, 1996). Vzorky půdy byly odebírány na základně jednotné metodiky. Odebrala se méně propustná půda do hloubky 3 cm z volného prostranství nezastíněného stromy, keři ani domy. Po zbavení vzorků půdy od kamenů, dřeva a jiných „nečistot“ byl vzorek vysušen a stanovena hmotnostní aktivita Cs-137 (Helebrant, Rulík, 2011). Výsledky měření na našem území jsou znázorněné na obrázku č. 11. Díky nehomogenitě dešťových srážek nebylo Cs-137 rozloženo rovnoměrně po celém území (Havránek, Havránková, 2008). K nejvíce kontaminovaným oblastem patří Jeseníky v Olomouckém kraji a Šumava v Jihočeském kraji (Hůlka, Malátová, 2006).

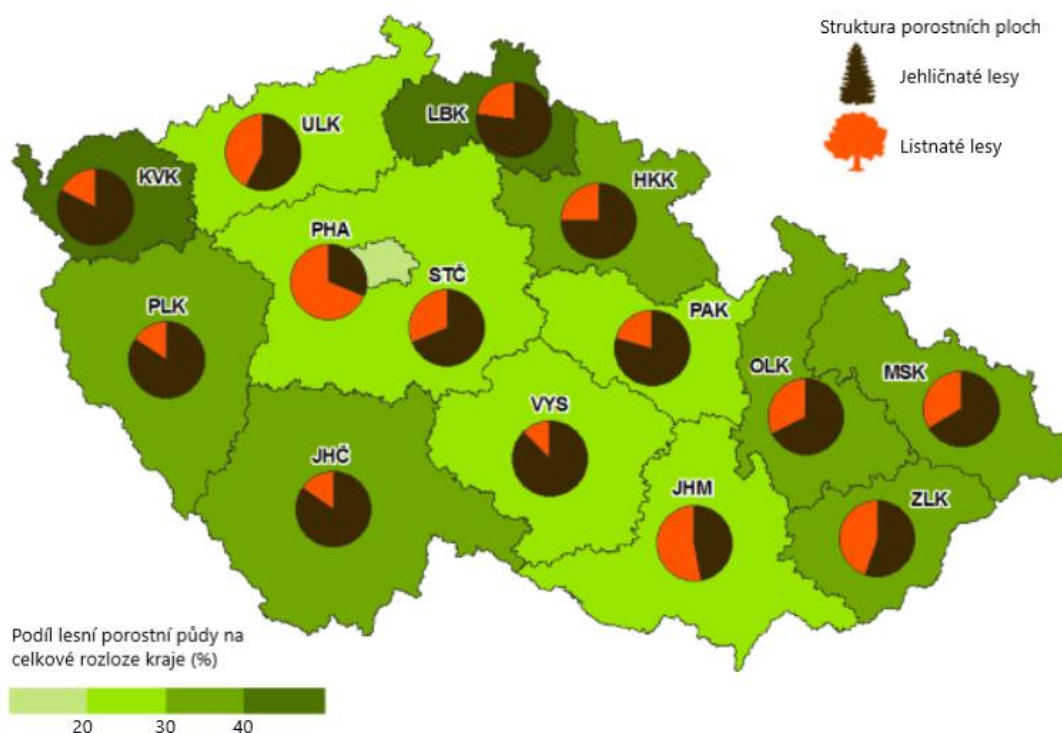


Obrázek 11: Plošné kontaminace ČR ^{137}Cs v důsledku havárie JE Černobyl

Zdroj: Helebrant, Rulík, 2011

1.4.4 Cs-137 v lesním ekosystému

Lesní ekosystém tvoří soubor komplexně propojených složitých procesů, ve kterých neustále dochází ke koloběhu látek a energie (Blanco, Lo, 2012). V České republice se lesy rozprostírají skoro na jedné třetině celé plochy našeho území. Rozloha lesů u nás dosahuje přibližně 2,6 milionů hektarů. Les má v přírodě nezastupitelnou roli s celou řadou ekologických funkcí. Zachovává biologickou rozrůzněnost, tvoří biomasu, zadržuje vodu, zabraňuje erozi, poskytuje úkryt pro živočichy, působí jako ochrana před větrem a je také zdrojem dřeva. Lesní zákon rozděluje lesy do tří kategorií na lesy hospodářské, ochranné a zvláštního určení. V jihočeském kraji je nevíce hospodářských lesů (91 %). Jihočeské lesy zaujímá rozlohu přibližně 420 000 hektarů a jsou tvořeny převážně jehličnany (90 %). Zbylých 10 % tvoří stromy listnaté. Hlavní dřevinou je smrk (56 %) a borovice (30 %). Zbytek tvoří ostatní jehličnany. Největší zalesněnou oblast v Jihočeském kraji představuje Šumava (Jiráček, 1998). Podíl lesních porostů na našem území můžeme vidět na obrázku č. 12.



Obrázek 12: Lesnatost a struktura porostních ploch podle krajů ČR k 31. 12. 2016

Zdroj: Lesnictví v Pardubickém kraji v roce 2016, © 2019

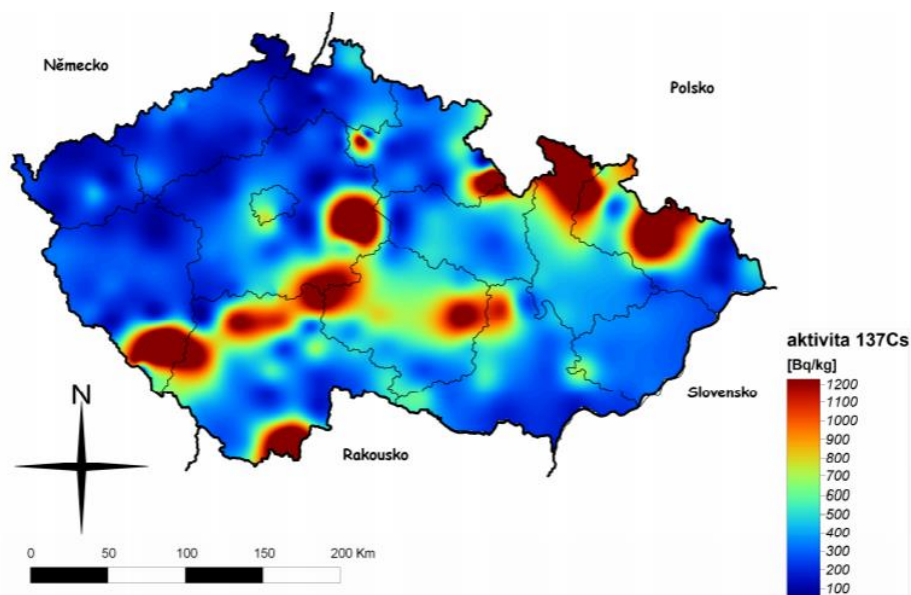
Les díky své stavbě přirozeně zachytává aerosoly radioaktivních látek v ovzduší, a tak dochází k usazování Cs-137 v lesním ekosystému, které podporuje i samotný životní cyklus lesa. Velmi náchylné na zachycení aerosolů jsou obzvláště listy a jehličí na stromech (Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems, 2002). Skrze kořenový systém se Cs-137 absorbuje do dřevní hmoty stromů v závislosti na druhu stromu (Havránek, Havránková, 2005). Opadáváním listů a jehličí na lesní půdu se díky cyklické výměně mezi horními vrstvami půdy a vegetací se Cs-137 udržuje v lesním ekosystému dlouhou dobu (Belli, 2000). V této cirkulaci figuruje Cs-137 kvůli své afinitě k K-40 (Yoshihara, 2017) a podílí se na ní především rozsáhlý kořenový systém rostlin spolu s podhoubím (Steiner, Linkov, Yoshida, 2002). Téměř všechny lesní rostliny a většina stromů přebírají své živiny ze svrchních 10 cm půdy (Migration and Dynamics of Cs-137 in Forest Soils, © 2019). To odpovídá vrstvě, ve které je Cs-137 dlouhodobě uloženo (Pilátová et al., 2011). Cirkulace Cs-137 v lesním ekosystému je znázorněna na obrázku č. 13. Jsou tak kontaminovány veškeré složky lesa. Díky této cirkulaci a dlouhému poločasu přeměny se Cs-137 drží v lesním ekosystému dlouhou dobu (Yoshihara, 2017).



Obrázek 13: Cirkulace Cs-137 v lesním ekosystému

Zdroj: Yoshihara, 2017.

V Jihočeském kraji byla kontaminována především Šumava a její severní část. Skalnaté podloží Šumavy znemožňuje Cs-137 migrovat do hloubky a jeho neustálá cirkulace v lese umocňuje jeho dlouhodobé setrvání v této oblasti (10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobylu – důsledky a poučení, 1996). Objemovou aktivitu Cs-137 v lesním humusu v České republice zobrazuje obrázek č. 14. Údaje jsou z roku 1995.



Obrázek 14: Hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs v humusu odebraném v roce 1995

Zdroj: Pilátová et al., 2011

1.5 Houby (*Funghi*)

Velmi náchylné na absorpci **radionuklidů**, ale i těžkých kovů v lesním ekosystému jsou houby. Proto jsou považovány za vynikající bioindikátory míry znečištění životního prostředí (Belmusto, Caridi, 2017). Houby jsou samostatná, velmi rozmanitá skupina jednobuněčných i mnohobuněčných organismů tvořící vlastní říši (*Funghi*). Vědní obor, zabývající se problematikou hub, se nazývá mykologie. Soubor hub vyskytujících se na daném území označujeme jako **mykoflóra** (Kalina, Váňa, 2005). Mykoflóru ovlivňuje skladba substrátu, poloha stanoviště a klimatické podmínky (Ekologie hub, © 2019). Odhaduje se, že na celém světě se vyskytuje 300-400 tisíc druhů hub od velikostí přesahující jeden metr a vážících několik kilogramů až po pouze mikroskopicky viditelné (Hagara, Antonín, Baier, 2004). Je odhadováno, že na území České republiky se vyskytuje asi 10 000 druhů hub (Houby, © 2019). Houby patří mezi oblíbené pochutiny části obyvatelstva, ovšem některé druhy hub mohou být pro člověka jedovaté (Papoušek, 2004).

1.5.1 Systematika hub

Houby vřeckovýtrusé – *Ascomycetes*.

Nižší houby stopkovýtrusé – *Heterobasidiomycetes*.

Vyšší houby stopkovýtrusé – *Homobasidiomycetes*.

Houby nelupenaté – *Aphyllophorales*.

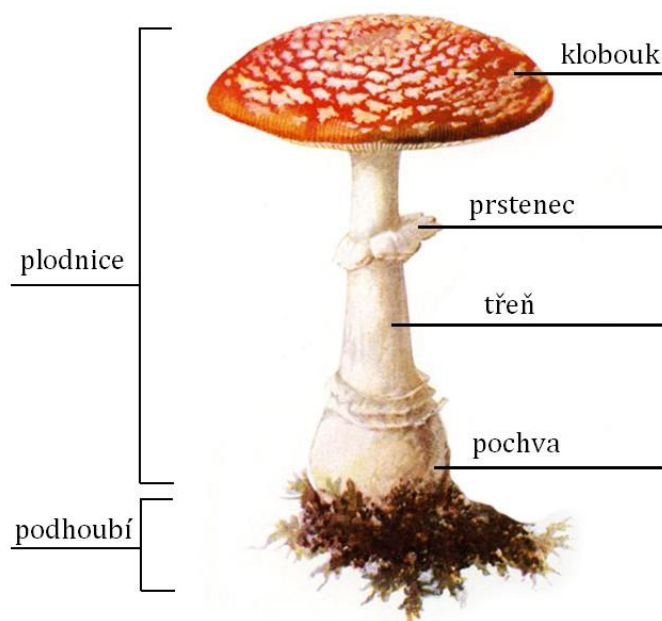
Houby lupenaté – *Agaricales*.

Houby hříbovité – *Boletales*.

Houby břichatkovité – *Gasterales* (Papoušek, 2004).

1.5.2 Stavba houby

Tělo hub se nazývá stélka a ta je tvořená rozsáhlými sítěmi mnohobuněčných houbovitých vláken nazývané **hyfy**. Tyto hyfy prorůstají v **podhoubí (mycelium)**, ze kterého vyrůstá **plodnice** (Svrček, Vančura, 1987). Plodnice je chráněna vnější vrstvou, která se nazývá **okrovka (peridium)** (Peridium, © 2019). Podoba plodnice je pro konkrétní druh hub charakteristická (tvar, barva, velikost, atd.). Například u většiny stopkovýtrusných hub navíc plodnice tvoří třen a klobouk. Některé specifické druhy mohou mít navíc i prsten a pochvu (Svrček, Vančura, 1987). Stavba těla houby je znázorněna na obrázku č. 15.



Obrázek 15: Stavba těla houby

Zdroj: Loňková, 2014.

1.5.3 Rozmnožování

Plodnice ve svém nitru obsahuje **výtrusy (spory)**, pomocí nichž dochází k rozmnožování. Tento způsob rozmnožování může být pohlavní nebo nepohlavní (Svrček, Vančura, 1987). Výtrusy jsou ve velkém množství unášeny větrem na obrovské vzdálenosti a po dosažení vhodných podmínek, které jsou pro některé druhy velmi specifické, vyklíčí. Mnoho výtrusů přijde během tohoto procesu nazmar – proto houby obsahují velmi velké množství výtrusů. Například pýchavka obrovská obsahuje až 1500 bilionů výtrusů (Papoušek, 2004). Houby se mohou také rozmnožovat fragmentací vláken mycelia, což je nejjednodušší způsob rozmnožování. Některé houby se rozmnožují několikrát během vegetačního období, jiné jednou během roku (Svrček, Vančura, 1987).

1.5.4 Význam hub

Houby se vyskytují v lesních i mimolesních ekosystémech, kde hrají nezastupitelnou roli. Podílejí se na tlení a rozkladu organických látek a tím přispívají k udržení přírodní rovnováhy. Díky rozsáhlosti mycelia hub v lesní půdě mohou rostliny prorůst i do míst, kde by sami nebyly schopné vegetovat a přijímat z hub minerální látky (Svrček, Vančura, 1987). Některé druhy hub také slouží jako **potrava pro lesní živočichy**. Spousta druhů hub se využívá také v potravinářském, farmaceutickém a chemickém průmyslu. Houby také mohou být **součástí potravy lidí** (Papoušek, 2004).

1.5.5 Příjem živin

Houby se vyznačují specifickým, tzv. heterotrofním způsobem přijímání živin (Hrouda, 2015a). Živiny houby přijímají absorpcí ve formě roztoků (Leitner, © 2019). Na rozdíl od zelených rostlin nejsou houby schopné fotosyntézy, a tudíž nedokáží sami přetvářet organické látky na látky anorganické (Hrouda, 2015a). Jsou odkázány na přijímání organických látek z odumřelých rostlinných, živočišných organismů (**saprofytismus**) nebo parazitování na živých organismech (**parazitismus**). Houby se saprofytickým způsobem výživy se nazývají rozkladače (saprofyty, dekompozitoři). Získané živiny pak houby rozkládají mimo tělo (za pomoci trávicích enzymů) a následně je absorbují podhoubím (myceliem). Posledním způsobem přijímání živin je život houby v **symbióze** se svým hostitelem. Jednou z forem symbiózy je **mykorrhiza**. Mykorrhizou se označuje vzájemné soužití houby s kořeny stromů. Houba ovine svým myceliem kořeny stromu a dochází tak k vzájemné výměně živin, která je pro oba velmi prospěšná.

Houba dodává stromu vodu spolu s minerálními látky a strom houbě organické látky (Hrouda, 2015b).

1.5.6 Obsah látek

Stejně jako pro všechny organismy tak i pro houby je klíčová přítomnost vody. Dostatek vody zabezpečuje difuzi živin a správnou činnost enzymů. Voda je pro houby také zdrojem kyslíku, vodíku a **draslíku**, který je nutný pro metabolismus buněk. Důležité je také množství vody v atmosféře v prostředí houby. Ovzduší v okolí houby musí dosahovat alespoň 70% vlhkosti. Houby přirozeně obsahují také uhlík, dusík, fosfor, síru, hořčík, některé vitamíny (zpravidla ze skupiny B) a stopové prvky, mezi které patří **kovy** včetně těch těžkých (Cd, Pb, Hg, Ag, As). Mohou hromadit extrémně vysoké koncentrace těchto kovových prvků i při výskytu v půdách s nízkým obsahem těchto kovů (Hrouda, 2015a). Houby také významně přispívají k hromadění a cyklování radionuklidů v lesním ekosystému (Vinichuk, 2003). Z radionuklidů je v houbách hojně obsažen **draslík K-40** a **cesium Cs-137**. Koncentrace Cs-137 v mnoha houbách je 10 až 100krát vyšší než u ostatních rostlin (Vinichuk, Dahlberg, Rosén, 2011). Mykorrhózní houby jsou jeho významným absorbátorem (Tucaković et al., 2018). Mezi tyto houby patří **Jelenky** – *Elaphomyces* (Völkle et al., 2004)

1.6 Elaphomyces – Jelenky

Název *Elaphomyces* (Jelenky) vznikl z řeckého *elapho* – jelen a *myces* – houba (Cs-137 in *Elaphomyces granulatus*, © 2019). Rod *Jelenek* patří mezi houby rostoucí pod zemí (Völkle et al., 2004). Často jsou houbaři považovány za lanýžovité houby vzhledem k jejich kulovitému tvaru a výskytu v podzemí. S lanýži ovšem *Jelenky* nemají dále nic společného a patří mezi houby vřeckovýtrusé (*ascomycetes*) (Svrček, Vančura, 1987), jejichž společným znakem je tvorba vřecek, která obsahují speciální orgán, v němž se vytváří výtrusy. V Evropě je známo více než 20 druhů *Jelenek* (Papoušek, 2004). Většina z nich ještě není dobře prozkoumána (Paz et al., 2017). V České republice se vyskytují tři druhy *Jelenek*. Pro člověka jsou všechny nejedlé. Bezpečně je od sebe odlišíme až mikroskopicky (Papoušek, 2004). Všechny druhy *Jelenek* jsou schopné absorbovat mnohem více Cs-137 než ostatní houby a rostliny (Völkle et al., 2004).

1.6.1 Elaphomyces granulatus – Jelenka obecná

Jelenka obecná patří mezi nejrozšířenější druhy Jelenek ve střední Evropě. Poměrně rozšířená je také v jižní Skandinávii a ve Velké Británii na území Walesu a Skotska (Lawrynowicz, 1989). Na našem území je ze všech Jelenek nejhojnější právě Jelenka obecná. (Laštůvka, © 2019). Vyskytuje se od podzimu do jara zejména v jehličnatých, převážně smrkových a borovicových lesích (Tejkal, © 2019) od 1 až do 16 cm pod povrchem půdy (Steiner, Fielitz, 2009). Upřednostňuje půdy s pH 4-5 (Lawrynowicz, 1989). V mládí se bílá dužnina uvnitř plodnice mění v černý výtrusný prach (Papoušek, 2004). Plodnice jsou kulovitého nebo vejčitého tvaru o velikosti 15 až 40 mm. Povrch dospělých plodnic je dosti tvrdý, skořicově hnědé až okrové barvy (Hagara, Antonín, Baier, 2004) a hustě bradavičitý (Cs-137 in *Elaphomyces granulatus*, © 2019). Vzhledem k tvrdosti povrchu plodnice vydrží na stanovišti značně dlouhou dobu. Jelenku obecnou může napadnout parazitická houba Housenice cizopasná, jejíž mycelium do jelenky prostupuje a ničí ji. Podle Housenice cizopasně tak můžeme lokalizovat její výskyt. Lze si ji ovšem splést i s jinými housenicemi, které parazitují především na larvách hmyzu. Parazitující Housenice cizopasná na Jelence obecné je na obrázku č. 16. Někdy lze Jelenku obecnou také najít pod vyvrácenými stromy. Většinou ji ovšem najdeme náhodně zapomenutou v rozryté půdě po divokých prasatech, pro které je velmi vyhledávanou pochoutkou. Mladé plodnice se nalézají velmi zřídka (Svrček, Vančura, 1987). V mládí je plodnice měkká, šťavnatá, bělavá a je příjemně vůně. Není proto divu, že je divokými prasaty vyhledávána (Laštůvka, © 2019). Díky tomu, že Jelenka obecná má v mládí charakteristickou vůni, lze ji najít pomocí vycvičených psů (Hohmann, Huckschlag, 2005). Jelenka obecná je snadno zaměnitelná s ostatními druhy Jelenek a většinou ji rozlišíme až mikroskopicky (Papoušek, 2004; Laštůvka, © 2019). Můžeme ji vidět na obrázku č. 17.



Obrázek 16: Parazitující Housenice cizopasná na Jelence obecné

Zdroj: Mlčoch, © 2019a



Obrázek 17: Jelenka obecná

Zdroj: Mlčoch, 2016

1.6.2 *Elaphomyces muricatus* – Jelenka pestrá

Jelenka pestrá je známa také pod názvem Jelenka drsná. Vyskytuje se velmi vzácně od května do listopadu v listnatých lesích (Jelenka drsná, © 2019), ale nálezy jsou známe i z lesů jehličnatých (Chaluš, © 2019a). V jehličnatých lesích ji velmi často najdeme společně s Jelenkou obecnou (Lawrynowicz, 1989). Od Jelenky obecné se výrazně liší řezem pokožky plodnice. Vnitřní část pokožky je tmavě modrá až černá (Jelenka drsná, © 2019). Na rozdíl od Jelenky obecné má také menší výtrusy (Mlčoch, © 2019b) a světlejší, oranžovo hnědou barvu povrchu plodnice (Jelenka drsná, © 2019). Jelenku pestrou můžeme vidět na obrázku č. 18.

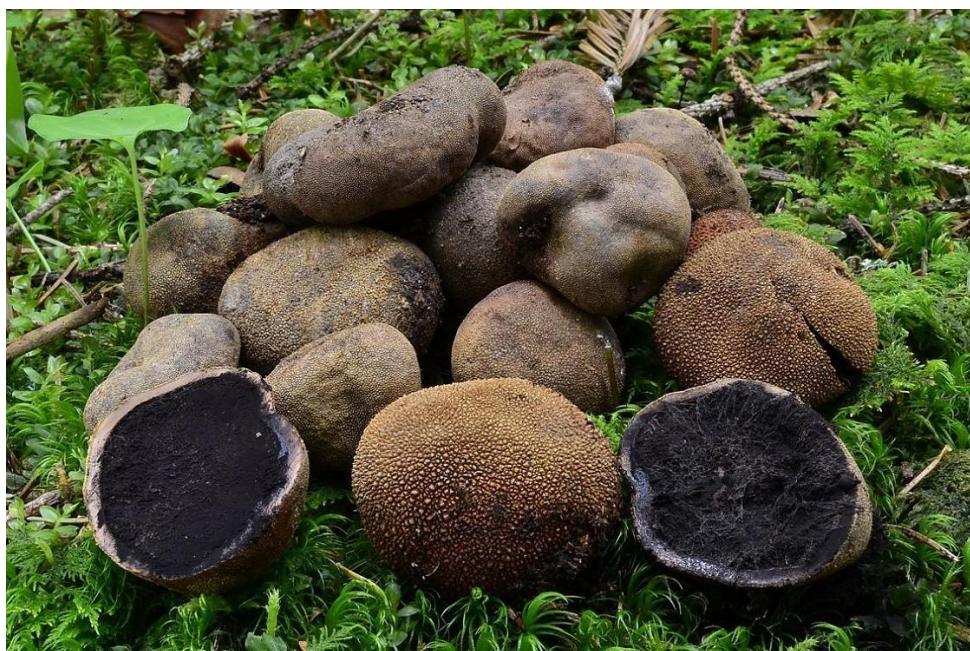


Obrázek 18: Jelenka pestrá

Zdroj: *Elaphomyces muricatus*, © 2019

1.6.3 Elaphomyces asperulus – Jelenka draslavá

Roste vzácně (Chaluš, © 2019b) od dubna do listopadu zejména v jehličnatých lesích (Elaphomyces asperulus, © 2019.) V řezu povrchu plodnice se liší od Jelenky obecné svou šedavě hnědou až šedavě namodralou barvou (Chaluš, © 2019b). Jelenku draslavou můžeme vidět na obrázku č. 19.



Obrázek 19: Jelenka draslavá

Zdroj: Elaphomyces asperulus, © 2019

1.7 Cs-137 v houbách

Vysoká úroveň radioaktivity některých divoce rostoucích druhů hub byla pozorována již v šedesátých letech. Nehoda jaderné elektrárny v Černobylu odstartovala rozsáhlý výzkum životního prostředí včetně hub (Kalač, 2001).

Pravděpodobně nejvíce zodpovědné za dlouhodobou depozici Cs-137 v lesním ekosystému jsou právě houby (Steiner, Linkov, Yoshida, 2002). Mezi **hlavní faktory ovlivňující absorpci Cs-137** houbami patří **geochemie podloží** (pH a složení půdy). Dalším faktorem je míra **kontaminace prostředí Cs-137**, **druh houby** a **způsob přijímání živin** houbou (Belmusto, Caridi, 2017). Houby, které živiny přijímají mykorrhizním způsobem, jsou ze všech hub schopné akumulovat největší množství Cs-137 (Baeza et al., 2004). Významným faktorem, který ovlivňuje množství Cs-137

v houbách je také rozsáhlost a hloubka mycelií hub (Belmusto, Caridi, 2017). O absorpci a retenci Cs-137 houbovými myceliemi je známo relativně málo (Vinichuk, 2003).

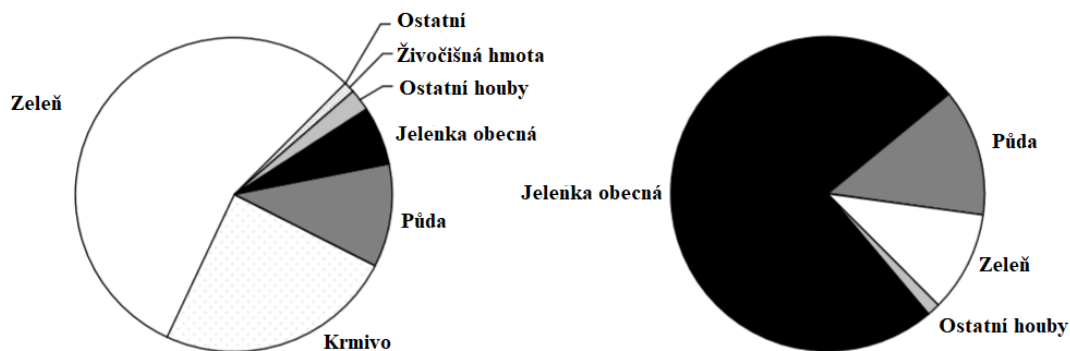
Mycelium a kořenový systém je především ve svrchních částech lesní půdy, která je tvořena organickou hmotou (humusem), na kterou se Cs-137 nejvíce váže. Ve spodních částech lesní půdy, která je více mineralizovaná, obsah Cs-137 klesá. Největších koncentrací v lesní půdě dosahuje v hloubce od 0 do 5 cm a je tak dostupné pro mycelium hub (Yoshida et al., 2004). Se snižujícím se pH lesní půdy roste množství Cs-137 v houbách, protože v kyselých podmínkách je cesium pro houby dostupnější. Kyselější lesní půdy bývají především v horských oblastech (Duff, Ramsey, 2008).

Jednotlivé části houby mohou obsahovat různé množství radionuklidů (Aumann et al, 1989; Vinichuk, Dahlberg, Rosén, 2011). Například plodnice obsahují více Cs-137 než mycelium (Vinichuk, Dahlberg, Rosén, 2011). Co se týče souvislosti jednotlivých částí plodnice s mírou radioaktivity, tak příkladem je hřib hnědý, který vykazuje větší úroveň radioaktivity v jeho klobouku, oproti jiným částem plodnice (Aumann et al, 1989).

Jak velké množství Cs-137 je houba schopna z půdy přijmout vyjadřuje transferový faktor (TF), který je založen na podílu hmotnostní aktivity usušené houby a hmotnostní aktivity určitého množství usušené půdy (Kalač, 2012). Transferové faktory Cs-137 z půdy do houby závisí na konkrétním druhu hub a rozsahu kontaminace daného prostředí (Kaduka et al., 2006).

1.7.1 Cs-137 v Jelence obecné

Jelenky obecně vykazují vysokou aktivitu Cs-137 (Völkle et al., 2004). Studií prováděnou v sousedním Německu od května 2002 do srpna 2004, cesiem Cs-137 kontaminovaných bavorských lesích, bylo rozborem 102 žaludků divokých prasat zjištěno, že klíčový podíl na vysokou úroveň radioaktivity v mase divokých prasat má právě Jelenka obecná. Na obrázku č. 20 v levém grafu je znázorněno zastoupení složek potravy v žaludku divokého prasete. I přesto, že obsah Jelenky obecné v žaludcích odpovídá průměrně šesti procentům, tak má největší podíl na celkové radioaktivitě žaludku, a to až ze tří čtvrtin, jak můžeme vidět na levém grafu obrázku č. 20. Jelenka obecná tak překonala ostatní houby, které tvoří jen nepatrný zlomek celkové radioaktivity žaludku. Vzhledem k způsobu vyhledávání potravy divokých prasat a tomu, že Jelenka obecná roste v podzemí, je v jejich žaludku obsažena i poměrně značná část půdy. Půda k celkové radioaktivitě žaludku přispěla přibližně z jedenácti procent (Steiner, Fielitz, 2009).



Obrázek 20: Zastoupení složek potravy v žaludku divokého prasete a její radioaktivita

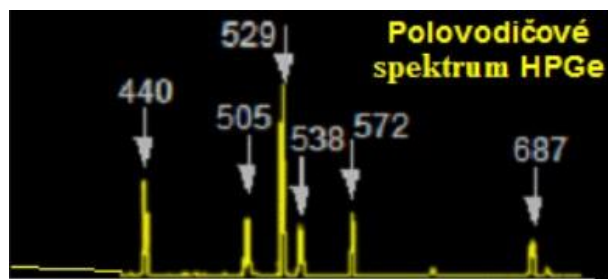
Zdroj: Steiner, Fielitz, 2009

Požítím radioaktivní potravy je tak kontaminováno maso divokých prasat. Úroveň radioaktivity v mase divokých prasat kolísá v závislosti na ročním období. Na podzim a v zimě dosahuje maso divokých prasat vyšších hodnot, protože se nemohou napást, a tak rytím vyhledávají potravu v půdě. Hledání Jelenek obecných pomocí psů dokázalo, jak snadné je pro divoké prase najít několik set gramů této houby denně (Hohmann, Huckschlag, 2005). V roce 2004 se naměřené hodnoty hmotností aktivity vzorků masa divokých prasat v bavorských lesích v sousedním Německu pohybovaly v rozmezí od 82 až do 40 000 Bq.kg⁻¹ (Steiner, Fielitz, 2009). Aktuálně (2018) v České republice byla naměřena maximální hodnota 11 987 Bq.kg⁻¹ ve vzorku z okolí Horní Stropnice na Šumavě (Monitorování radiační situace, © 2019).

1.8 Polovodičová spektrometrie záření gama

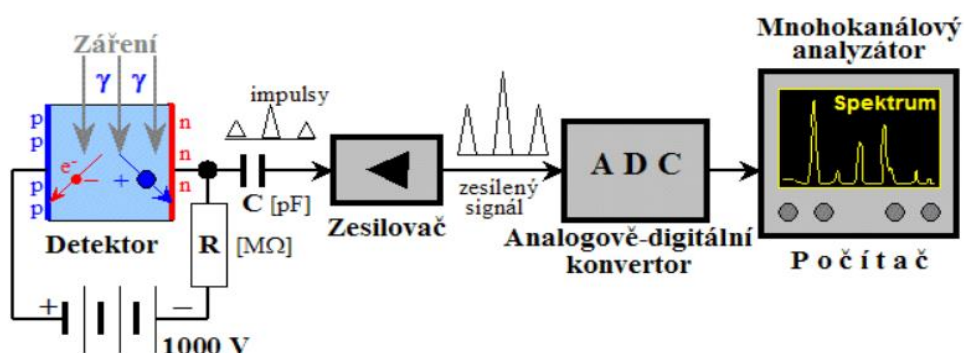
Gama záření má velmi vysokou pronikavost a díky tomu se relativně snadno detekuje. Nejčastěji se detekce gama záření provádí pomocí scintilačních a polovodičových detektorů. Cílem je stanovit energii a intenzitu jednotlivých diskrétních skupin fotonů gama záření zkoumaného radionuklidu (Ullmann, 2010).

Princip fungování polovodičových gama detektorů je založen na vlastnostech polovodičových materiálů, jako je především germanium a křemík. Jako polovodiče vedou elektrický proud jen za určitých podmínek. Podmínkou je energetické vybuzení valenčních elektronů přes tzv. zakázaný pás do pásu vodivostního, kde se mohou změnit na záporný nosič náboje. Absencí vybuzeného elektronu ve valenčním pásmu obdobně vznikají tzv. díry (kladně nabitě nosiče náboje) (Matzner, 2004). Polovodičový gama detektor je z elektronického hlediska dioda v závěrném směru, která je udržována pod vysokým napětím od 1000 až 2000 V přes velký ohmický odpor. Tím, že je zapojena v závěrném směru, tak v klidovém stavu nedochází k průchodu elektrického proudu. Proniknutím ionizujícího záření do aktivní vrstvy detektoru (oblast bez volných nosičů náboje) dojde vlivem ionizační energie v polovodiči k přeskočení ekvivalentního množství elektronů do pásma vodivostního, kde vzniknou elektron-děrové páry. Děrové páry jsou následně přitahovány k záporně elektrodě (katoda), zatímco elektrony jsou přitahovány kladnou elektrodou (anoda). Obvodem začne procházet krátký elektrický impuls. Průchodem impulsu poklesne na pracovním odporu napětí a díky kondenzátoru pokračuje impuls k citlivému předzesilovači a zesilovači, který tento příchozí elektrický impuls zesílí. Amplituda zesíleného elektrického impulsu je přímo úměrná energii záření, které jsme detekovali, respektive nechali proniknout do aktivní vrstvy detektoru. Poté je zesílený analogový impuls převeden do digitální podoby v digitálním konvertoru a je k dispozici ke zpracování počítačem (Ullmann, 2010). Software v počítači nám umožňuje vidět specifickou energii záření pro daný radionuklid ve formě tzv. fotopíku (Matzner, 2004). Stejně jako u jiných metod, je přesnost určení závislé na kalibraci detektoru. Jak může vypadat zobrazení fotopíku na obrazovce počítače, je vidět na obrázku č. 21. Úplná měřicí trasa polovodičového gama detektoru je znázorněna na obrázku č. 22. Celý obvod je vakuově uzavřen a chlazen tekutým dusíkem z důvodu zamezení uvolnění detektoru (Matzner, 2004).



Obrázek 21: Polovodičové spektrum HPGe

Zdroj: Ullmann, 2010



Obrázek 22: Základní blokové schéma měřící trasy polovodičového gama detektoru

Zdroj: Ullmann, 2010

Detektor zhotovený z velmi čistého germania, označovaný jako HPGe detektor, patří mezi nejčastěji používané polovodičové detektory gama (Matzner, 2004). Jak vypadá HPGe detektor můžeme vidět na obrázku č. 23.



Obrázek 23: HPGe detektor

Zdroj: Matzner, 2004

2 Cíl práce a hypotéza

2.1 Cíl práce

Cílem práce je zjistit transferový faktor Cs-137 do houby Jelenky obecné a porovnat jej s transferovými faktory pro jiné druhy hub.

2.2 Hypotéza

Jelenka obecná je schopna absorbovat významně větší množství Cs-137 z půdy než jiné houby.

3 Metodika výzkumu

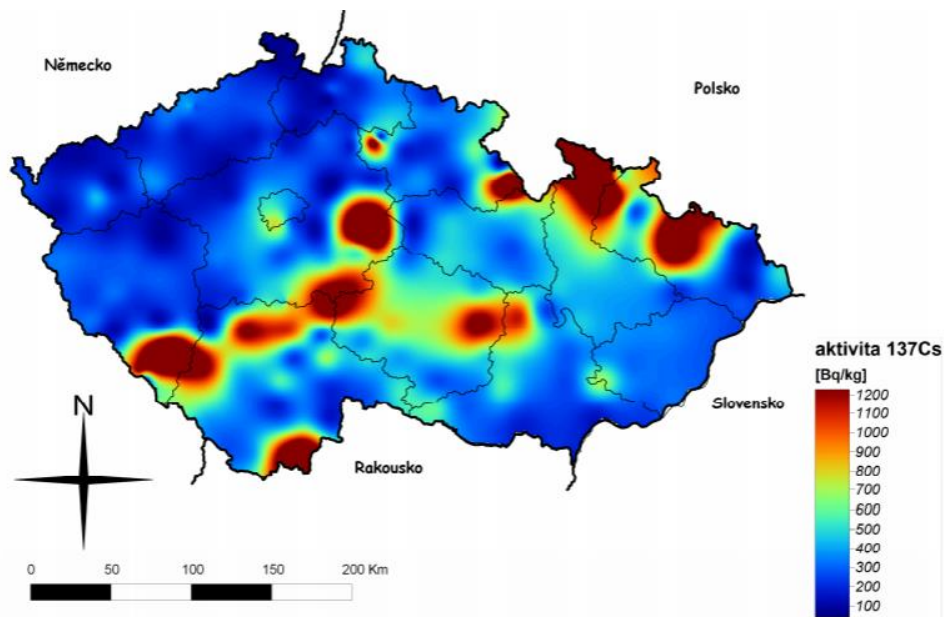
Nejprve byla provedena rešerše dostupné literatury a elektronických zdrojů řešící zkoumanou problematiku. Samotný výzkum spočíval v odběru Jelenky obecné a půdy, ve které se nachází, a následném stanovení jejich hmotnostní aktivity pomocí polovodičové gamaspektrometrie. Poté byl určen (vypočítán) transferový faktor mezi houbou a půdou. Konzultací s vedoucím práce byl vymezen jednotný postup při odběru, zpracování vzorků Jelenky obecné a půdy. Vyhledávání plodnic Jelenky obecné probíhalo od poloviny dubna 2018 až do poloviny března 2019. Veškeré nalezené plodnice byly ve velmi pokročilém stádiu vývoje, respektive stáří. Vyhledávání bylo prováděno na základě konzultací s Mykologickým klubem Jihočeského muzea, mykologickou poradnou na sociální síti Facebook, odborníky z oblasti mykologie, studováním literatury zabývající se Jelenkou obecnou a vlastního aktivního hledání plodnic.

Konkrétní postupy během realizace výzkumu jsou blíže specifikovány v následujících samostatných kapitolách.

3.1 Výběr lokality

Za účelem získání co nejlepších výsledků byly vybrány lokality, které jsou nejvíce postiženy depozicí Cs-137, protože je zde předpokládána jeho vyšší, nebo alespoň střední aktivita.

Vzhledem k tomu, že v Jihočeském kraji patří k nejvíce zasaženým Šumava a sever jižních Čech, byly jako primární oblasti zájmu stanoveny tyto lokace. Tyto lokace byly Státním úřadem pro jadernou bezpečnost ještě blíže upřesněny na základě mapy depozice Cs-137 (viz. Obrázek 24) a předchozích studií.



Obrázek 24: Hmotnostní aktivita ¹³⁷Cs v humusu odebraném v roce 1995

Zdroj: Pilátová et al., 2011

Jelikož Jelenka obecná patří mezi houby rostoucí v podzemí, jsou možnosti její lokalizace velmi omezeny (viz. teoretická část práce). Proto byl kontaktován Mykologický klub Jihočeského muzea, který poskytl rady, jak vyhledat houbu a zároveň souřadnice tří nalezišť Jelenek obecných (lokalita Černá v Pošumaví, Munice a Vrábče), z nichž se nález potvrdil na dvou (lokalita Černá v Pošumaví a Munice). Další konzultace proběhly v mykologické poradně na sociální síti facebook (MYKOLOGICKÁ PORADNA – Mycological counseling), která má přes 14 tisíc členů, mezi něž patří i odborníci. Zde mi byl poskytnut tip na lokalitu možného výskytu na základě přechozích nálezů plodnic. Jednalo se o les jihovýchodně od Českého Krumlova (lokalita Český Krumlov).

Dále bylo provedeno vlastní aktivní hledání plodnic na základě literatury zabývající se Jelenkou obecnou a konzultací s odborníky z oboru mykologie, a to především na severu jižních Čech na Písecku, kde byly objeveny 3 naleziště v lesích nedaleko obce Milevsko a Okrouhlá (lokalita Milevsko, Okrouhlá I a Okrouhlá II).

3.2 Přehled lokalit odebraných vzorků

Vzorky (Jelenka obecná a půda) byly odebrané celkem na šesti lokalitách v Jihočeském kraji. Přehled těchto lokalit je uveden v tabulce č. 1. V tabulce jsou lokality označeny arabskou číslicí 1 až 5 a doplněny o GPS souřadnice konkrétního místa odběru. V tabulce č. 2 jsou u jednotlivých lokalit také uvedeny nadmořské výšky. Pro zpřehlednění jsou lokality vyznačeny na mapě Jihočeského kraje, viz. obrázek č. 25.

Tabulka 1: Přehled lokalit

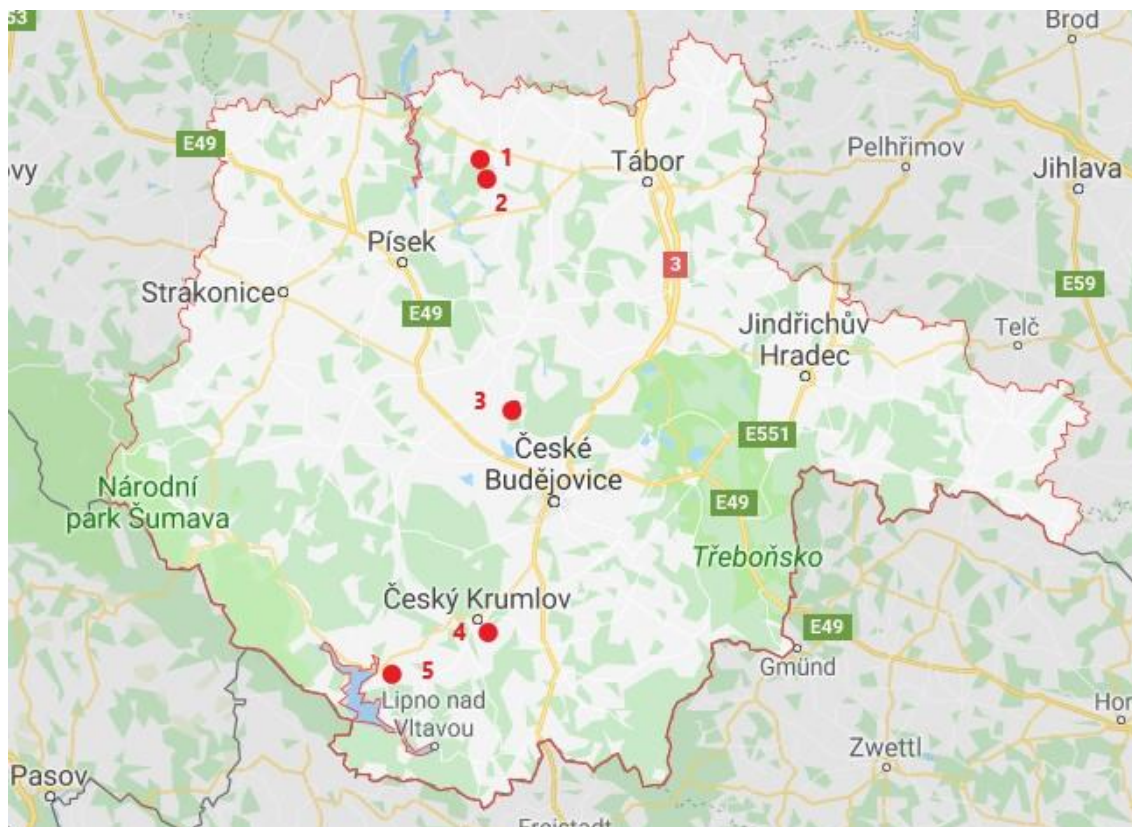
Číslo	Lokalita	GPS souřadnice
1	Milevsko	49.439218, 14.340636
2	Okrouhlá I a Okrouhlá II	49.416826, 14.349643 / 49.414209, 14.355537
3	Munice	49.084056, 14.407029
4	Český Krumlov	48.782684, 14.330050
5	Černá v Pošumaví	48.733822, 14.126445

Zdroj: Vlastní výzkum

Tabulka 2: Nadmořská výška lokalit

Číslo	Lokalita	Nadmořská výška (m n. m.)
1	Milevsko	526
2	Okrouhlá I a Okrouhlá II	494 / 488
3	Munice	407
4	Český Krumlov	741
5	Černá v Pošumaví	753

Zdroj: Vlastní výzkum



Obrázek 25: Mapa lokalit

Zdroj: Google, © 2009-2019

3.3 Metodika odběru a zpracování vzorků

Konzultací s vedoucím práce byla ujednocena metodika odběru a zpracování Jelenky obecné a půdy, ve které se nachází (dále jen „vzorek“). Odběrové místo se nesmělo nacházet ve svahu a půda byla odebírána rovnoměrně v okolí plodnice. Plocha odběru půdy odpovídala transportní nádobě, kterou byla polyetylenová krabička o rozměrech 18 x 12 x 7 cm.

Plodnice na vytipovaných lokalitách byly vyhledávány na místech, která se jevila jako potenciální naleziště, a to dle popisu v odborné literatuře, nebo na základě doporučení odborníků, ale také v rytinách po divokých prasatech. Průzkum půdy za účelem zjištění, zda se v půdě plodnice nachází, byl prováděn pomocí kopání rýčem nebo ručním hrabáním pomocí prstů v rozryté půdě po divokých prasatech. Jelenky obecné se nacházely v hloubce od 0 do 10 cm. V případě nálezů plodnice byl z místa nálezů odstraněn svrchní povrch tvořený mechem nebo spadaným jehličím.

Takto připravené místo bylo označeno kolem nalezené plodnice dřevěnými tyčkami, jejichž umístění odpovídalo rozměrům transportní nádoby určené pro odběr. Za využití zahradnického lopatky při současném přeměřování rozměrů odběrového místa, byla odebraná půda přesunuta do připravené transportní nádoby.

Půda byla poté zvážena na analytické váze a potom sušena při pokojové teplotě přibližně 21 °C do konstantní hmotnosti. Následně byla půda zhomogenizována odstraněním kamenů a nerozložených biologických zbytků, jako je listí, jehličí, kůra, dřevo, rostliny za pomoci síta (velikost oka 5 mm) a opět zvážena.

Nalezené plodnice Jelenky obecné byly očištěny od zbytků půdy a zváženy na analytické váze. Stejně jako v případě půdy byly plodnice sušeny při pokojové teplotě přibližně 21 °C do konstantní hmotnosti a opět zváženy. Poté byly plodnice odevzdány k přezkoumání Mykologickému klubu Jihočeského muzea za účelem potvrzení, zda se jedná o Jelenku obecnou nebo o jiný druh Jelenek. Pro ilustraci jsou nalezené Jelenky obecné zobrazené obrázkem č. 26. Vážení Jelenek obecných na analytické váze je na obrázkem č. 27.



Obrázek 26: Nalezené Jelenky obecné

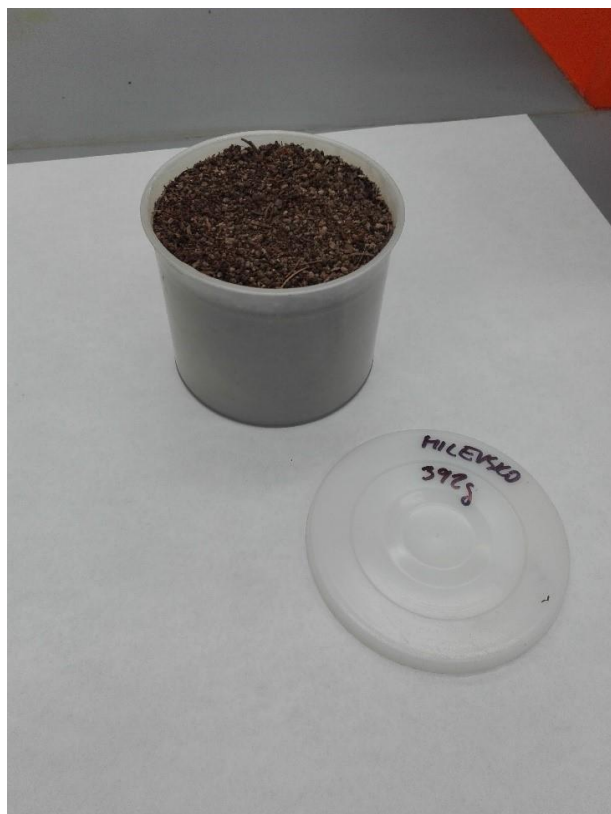
Zdroj: Vlastní výzkum



Obrázek 27: Vážení Jelenek obecných

Zdroj: Vlastní výzkum

Připravené, zvážené vzorky byly umístěny do měřících nádob a popsány (místo nálezu, hmotnost) a předány do laboratoře Státního úřadu pro jadernou bezpečnost na Regionálním centru v Českých Budějovicích ke stanovení hmotnostní aktivity Cs-137. Jelenka obecná byla do měřících nádob umístěna pro lepší homogenitu v rozdrčeném stavu. Připravená půda v měřící nádobě je na obrázku č. 28. Připravená Jelenka obecná v měřící nádobě je na obrázku č. 29.



Obrázek 28: Připravená půda v měřicí nádobě

Zdroj: Vlastní výzkum



Obrázek 29: Připravená Jelenka obecná v měřicí nádobě

Zdroj: Vlastní výzkum

Během jednotlivých kroků v průběhu zpracování vzorků byly zaznamenávány jejich hmotnosti. Přehled hmotností vzorků jsou uvedeny v tabulce č. 3.

Tabulka 3: Přehled hmotností vzorků

Lokalita	Vzorek	m_1 (kg)	m_2 (kg)	Měřená hmotnost (kg)
Munice	půda	0,302	0,276	0,065
	Jelenka obecná	0,0025	0,0025	0,0025
Černá v Pošumaví	půda	0,433	0,385	0,262
	Jelenka obecná	0,0025	0,0025	0,0025
Milevsko	půda	0,634	0,565	0,392
	Jelenka obecná	0,045	0,045	0,045
Okrouhlá I	půda	0,572	0,471	0,319
	Jelenka obecná	0,013	0,013	0,013
Český Krumlov	půda	0,436	0,255	0,173
	Jelenka obecná	0,021	0,021	0,012
Okrouhlá II	půda	0,504	0,352	0,120
	Jelenka obecná	0,0175	0,0175	0,0135

Zdroj: Vlastní výzkum

Označení m_1 vyjadřuje v případě půdy její hmotnost po odběru v referenční nádobě bez zbavení „nečistot“. Hmotnost m_2 označuje hmotnost již proseté, do konstantní hmotnosti usušené půdy. V případě vzorků Jelenky obecné označuje m_1 její hmotnost po odběru, ale již zbavenou zbytků půdy. Hmotnost m_2 je pak její hmotnost po usušení. Měřená hmotnost vyjadřuje hmotnost vzorku v měřicí nádobě. Vzhledem k velikosti měřících nádob se finální měřená hmotnost vzorků v některých případech může lišit od hmotnosti m_2 .

3.4 Stanovení hmotnostní aktivity a transferového faktoru

Hmotnostní aktivita jednotlivých vzorků byla měřena na základě polovodičové spektrometrie záření gama (viz. teoretická část práce) v laboratoři Regionálního centra Státního úřadu pro jadernou bezpečnost v Českých Budějovicích pomocí HPGe detektoru gama záření a následně byla stanovena mnohokanálovým analyzátozem v programu Gamwin. Vzhledem k afinitě cesia Cs-137 k draslíku K-40 byla zároveň stanovena hmotnostní aktivita draslíku K-40. Měřený vzorek byl umístěn na HPGe detektor gama v přesné geometrii. Doba měření se pohybovala v rozmezí 24 až 48 hodin.

Měřicí nádobu s Jelenkou obecnou umístěnou v HPGe detektoru gama záření můžeme vidět na obrázku č. 30. Výsledky měření (hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 jednotlivých vzorků půdy a Jelenky obecné) byly průběžně zaznamenány do připravené tabulky v programu Excel, včetně chyby měření.



Obrázek 30: Měřicí nádoba v HPGe detektoru

Zdroj: Vlastní výzkum

Z výsledků měření vzorků byly určeny transferové faktory pro jednotlivé vzorky, a ty byly poté zaznamenány do připravené tabulky v programu Excel. Transferový faktor (TF) se určil na základě podílu hmotnostní aktivity Cs-137 mezi půdou a Jelenkou obecnou.

$$TF = \frac{\text{Hmotnostní aktivita půdy}}{\text{Hmotnostní aktivita Jelenky obecné}}$$

K porovnání transferových faktorů Jelenky obecné s transferovými faktory jiných, vybraných druhů hub byla použita publikace: Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms (Heinrich, 1992).

4 Výsledky

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 vzorků v jednotlivých lokalitách, včetně chyby měření (\pm), jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Tabulka 4: Přehled hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích

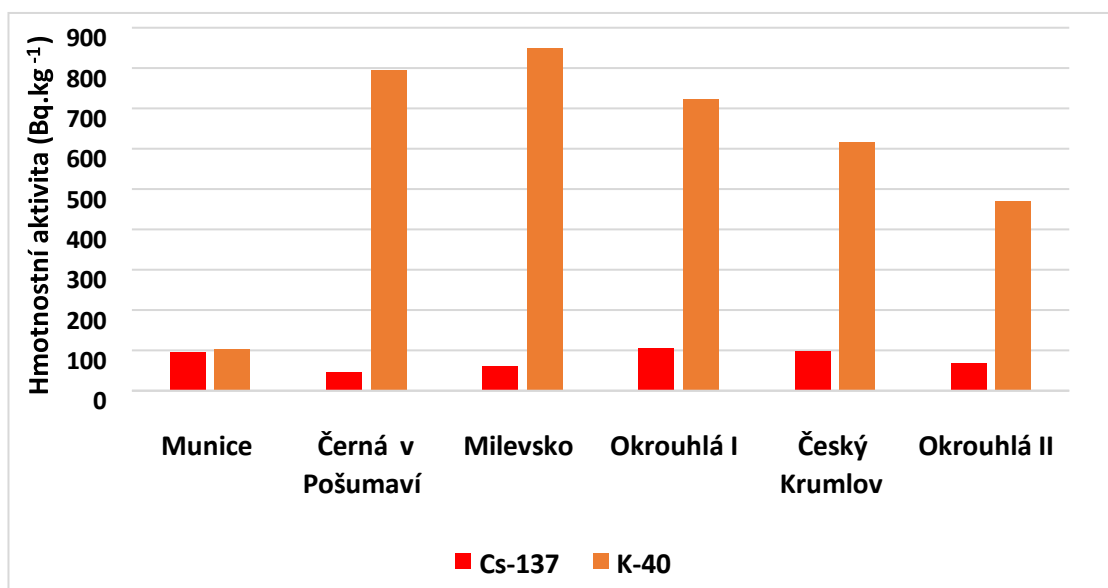
Lokalita	Vzorek	Cs-137 (Bq.kg ⁻¹)	\pm	K-40 (Bq.kg ⁻¹)	\pm
Munice	půda	95,5	1,5	102	5,27
	Jelenka obecná	1510	29,3	291	9,07
Černá v Pošumaví	půda	44,7	1,32	794	21,2
	Jelenka obecná	513	13	3070	120
Milevsko	půda	61,1	1,06	849	15,1
	Jelenka obecná	826	16,3	1300	63,6
Okrouhlá I	půda	105	1,53	722	13
	Jelenka obecná	2030	28,4	614	22,8
Český Krumlov	půda	98,2	2,15	615	19,4
	Jelenka obecná	1640	23,4	736	26,7
Okrouhlá II	půda	67,2	2,8	469	27,4
	Jelenka obecná	1080	15,4	716	21,5

Zdroj: Vlastní výzkum

Největší hodnoty hmotnostní aktivity Cs-137 dosahuje vzorek v lokalitě Okrouhlá I. Zatímco hmotnostní aktivita K-40 je nejvyšší u vzorku v lokalitě Černá v Pošumaví, ale zároveň vzorek v této lokalitě má nejnižší hmotnostní aktivitu Cs-137 ze všech zkoumaných vzorků.

Veškeré hodnoty z tabulky č. 4 jsou znázorněny v grafu na obrázcích č. 31 a č. 32.

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě jsou znázorněny v grafu na obrázku č. 31.

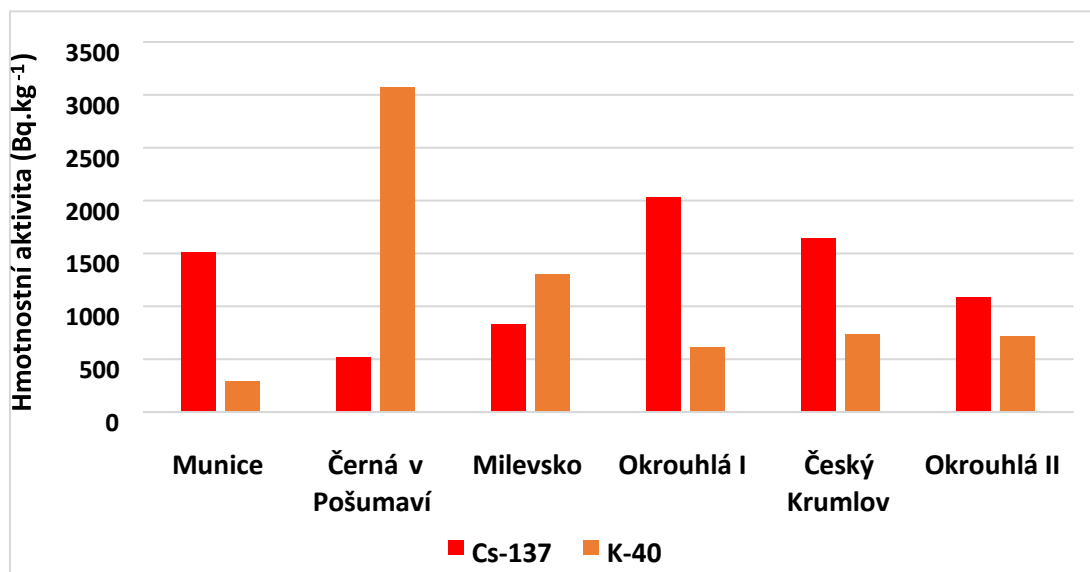


Obrázek 31: Graf hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě

Zdroj: Vlastní výzkum

Červené sloupce znázorňují hmotnostní aktivitu Cs-137, oranžové hmotnostní aktivitu K-40. V lokalitě Munice byla naměřena přibližně stejná hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 (95,5 Bq.Kg⁻¹) a K-40 (102 Bq.kg⁻¹). V ostatních lokalitách množství K-40 výrazně převyšuje množství Cs-137. Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity K-40 byla naměřena v lokalitě Milevsko (849 Bq.kg⁻¹). V lokalitě Munice byla zjištěna nejnižší hodnota hmotnostní aktivity K-40 (102 Bq.kg⁻¹). Nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 byla naměřena v lokalitě Okrouhlá I (105 Bq.kg⁻¹) a naopak nejnižší v lokalitě Černá v Pošumaví (44,7 Bq.kg⁻¹).

Výsledky měření hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v Jelence obecné jsou znázorněny v grafu na obrázku č. 32.



Obrázek 32: Graf hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v Jelence obecné

Zdroj: Vlastní výzkum

Červené sloupce znázorňují hmotnostní aktivitu Cs-137, oranžové hmotnostní aktivitu K-40. V lokalitě Okrouhlá I byla naměřena největší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 (2030 Bq.kg⁻¹). Nejnižší hodnota Cs-137 byla naměřena v lokalitě Černá v Pošumaví (513 Bq.kg⁻¹), ale zároveň zde také byla naměřena nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity K-40 (3070 Bq.kg⁻¹). Nejnižší hodnota hmotnostní aktivity K-40 byla naměřena v lokalitě Munice (291 Bq.kg⁻¹).

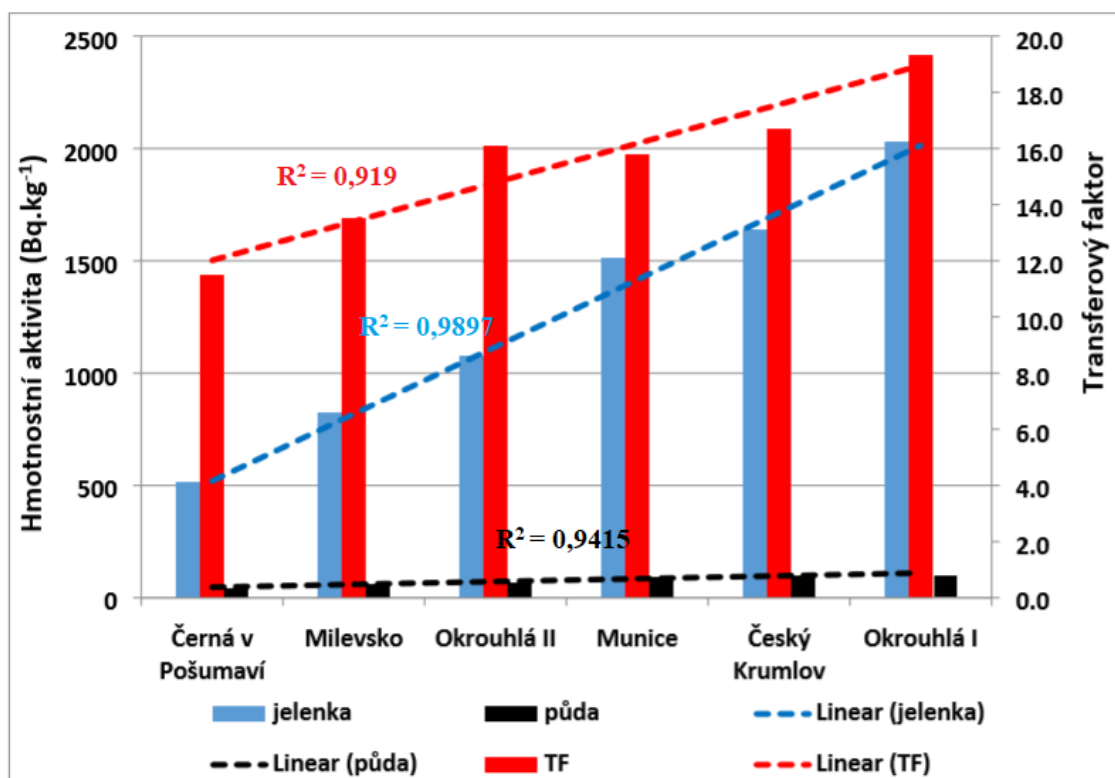
V tabulce č. 5 jsou uvedeny vzestupně seřazené výsledky hmotnostní aktivity Cs-137 v půdě a Jelence obecné v jednotlivých lokalitách. V tabulce jsou také uvedené vypočítané hodnoty transferových faktorů pro jednotlivé vzorky.

Tabulka 5: Vzestupně seřazený přehled hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích a transferových faktorů

Lokalita	Jelenka obecná (Bq.kg⁻¹)	Půda (Bq.kg⁻¹)	TF
Černá v Pošumaví	513	44,7	11,5
Milevsko	826	61,1	13,5
Okrouhlá II	1080	67,2	16,1
Munice	1510	95,5	15,8
Český Krumlov	1640	98,2	16,7
Okrouhlá I	2030	105	19,3

Zdroj: Vlastní výzkum

Transferové faktory (TF) dosahují hodnot v rozmezí od 11,5 až 19,3. Nejvyšší hodnoty dosahuje vzorek z lokality Okrouhlá I, a naopak nejnižší v lokalitě Černá v Pošumaví. Velikost transferové faktoru koresponduje s množstvím Cs-137 v houbě a půdě ve které se nachází. Veškeré uvedené hodnoty z tabulky č. 5 jsou znázorněny grafem na obrázku č. 33.



Obrázek 33: Graf výsledků měření

Zdroj: Vlastní výzkum

Na vodorovné ose grafu jsou seřazeny vzorky Jelenky obecné od nejnižší po nejvyšší naměřenou hmotnostní aktivitu (modré sloupce). Stejně tomu tak je v případě půdy (černé sloupce). Vypočítaný transferový faktor je potom sloupec červený. Z grafu je patrné, že se zvyšující se hmotnostní aktivitou půdy (obsahem Cs-137 v půdě) se zvyšuje hmotnostní aktivita Jelenky obecné (obsah Cs-137 v Jelence obecné) s tím, že zároveň se zvyšující se hmotnostní aktivitou půdy také roste transferový faktor (TF). To znamená, že čím vyšší je aktivita Cs-137 v půdě, tím více je Jelenka obecná schopná jej absorbovat. To potvrzuje spojnice trendu vzrůstající s významným koeficientem determinace R^2 (pro půdu $R^2 = 0,9415$, pro Jelenku obecnou $R^2 = 0,9897$, pro transferový faktor $R^2 = 0,919$), který se velmi přibližuje k hodnotě 1, což poukazuje na velmi silnou závislost. Za účelem zjištění míry korelace obsahu Cs-137 mezi půdou a houbou Jelenkou obecnou byla také spočítána hodnota Pearsonova korelačního koeficientu r , která se velmi blíží hodnotě 1 ($r = 0,9811$). Jedná se tedy o velmi silnou korelaci. Můžeme na základě výsledku měření říci, že množství Cs-137 v půdě silně ovlivňuje množství Cs-137 v Jelence obecné a zároveň, že je Jelenka obecná schopna se vzrůstajícím množstvím Cs-137 v půdě významně absorbovat jeho množství. Jak významná je míra této absorpce je posouzeno mmj. v následující kapitole.

5 Diskuze

V této části práce je zhodnocena výsledná hmotnostní aktivita Cs-137 a K-40 zkoumaných vzorků a porovnány transferové faktory ostatních hub z vybrané publikace s největší hodnotou transferového faktoru Jelenky obecné, který byl zjištěn vlastním výzkumem.

5.1 Porovnání transferového faktoru Jelenky obecné s vybranými druhy hub

Z výsledku měření je patrné, že Jelenka obecná je schopna významně absorbovat Cs-137 z půdy, ve které se nachází. Aby bylo možné posoudit míru absorpce s jakou je Jelenka obecná schopna Cs-137 přijímat, je největší transferový faktor získaný vlastním výzkumem porovnaný s transferovými faktory ostatních hub. Pro porovnání transferových faktorů byla použita rakouská publikace: Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms (Heinrich, 1992). Tato publikace byla vybrána z toho důvodu, že míra kontaminace půd, ze kterých byly plodnice odebírané, není výrazně vyšší než kontaminace zkoumaných půd ve vlastním výzkumu a z důvodu podobnosti rakouského lesního ekosystému s českým.

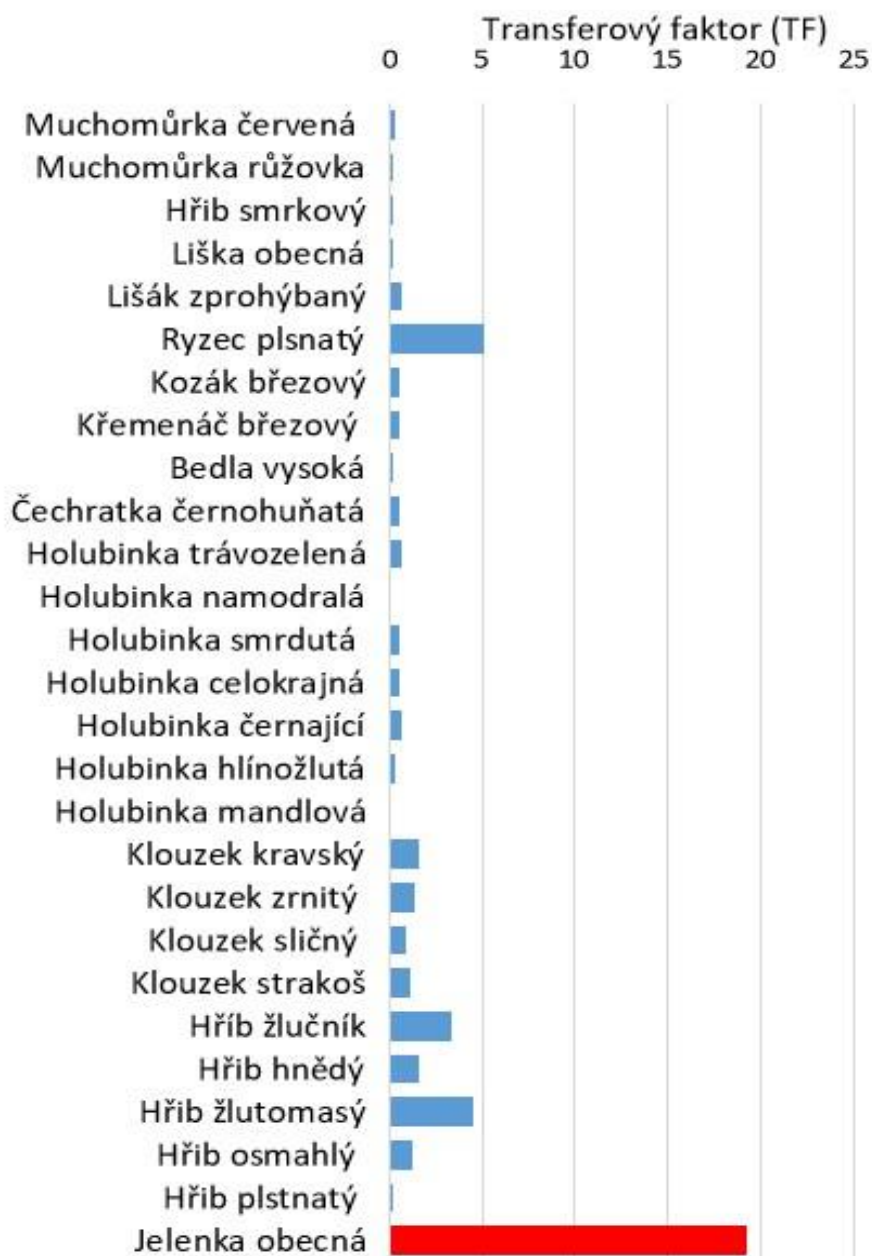
V publikaci Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms jsou uvedeny transferové faktory pro 118 druhů hub. Zkoumané plodnice byly sbírány ve třech lokalitách spolkové země Štýrska v Rakousku (Heinrich, 1992). Pro účely práce byly vybrány pouze houby, které dosahovaly vyšších hodnot TF. Bylo tedy vybráno 26 druhů hub z uvedené publikace. Vybrané houby včetně jejich transferových faktorů jsou uvedeny v tabulce č. 6.

Houba	TF
Muchomůrka červená	0,29
Muchomůrka růžovka	0,2
Hřib smrkový	0,2
Liška obecná	0,2
Lišák zprohýbaný	0,7
Ryzec plsnatý	5,05
Kozák březový	0,48
Křemenáč březový	0,48
Bedla vysoká	0,19
Čechratka černoňatá	0,55
Holubinka trávovělná	0,6
Holubinka namodralá	0,1
Holubinka smrdutá	0,5
Holubinka celokrajná	0,48
Holubinka černající	0,65
Holubinka hlínořlutá	0,28
Holubinka mandlová	0,1
Klouzek kravský	1,6
Klouzek zrnitý	1,4
Klouzek sličný	0,84
Klouzek strakoš	1,1
Hřib žlučník	3,3
Hřib hnědý	1,61
Hřib žlutomasý	4,5
Hřib osmahlý	1,2
Hřib plstnatý	0,16

Tabulka 6: Přehled TF 26 vybraných hub

Zdroj: Heinrich, 1992

Transferové faktory z tabulky č. 6 jsou znázorněny v grafu na obrázku č. 34, kde jsou porovnány s transferovým faktorem Jelenky obecné (červený sloupec) získaný vlastním výzkumem. Do grafu byla použita největší hodnota transferové faktoru zkoumaných Jelenek obecných, a tou je transferový faktor plodnice z lokality Okrouhlá I (TF = 19,3).



Obrázek 34: Porovnání TF vybraných hub s TF Jelenky obecné

Zdroj: Vlastní výzkum; Heinrich, 1992

Z grafu je patrné, že transferový faktor Jelenky obecné je výrazně vyšší než pro ostatní uvedené houby. Míra absorpce Cs-137 Jelenkou obecnou je tak značná. Můžeme tedy říci, že výsledky výzkumu potvrzují hypotézu, že Jelenka obecná je schopna absorbovat významně větší množství Cs-137 z půdy než jiné druhy hub.

5.2 Zhodnocení hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve zkoumaných vzorcích

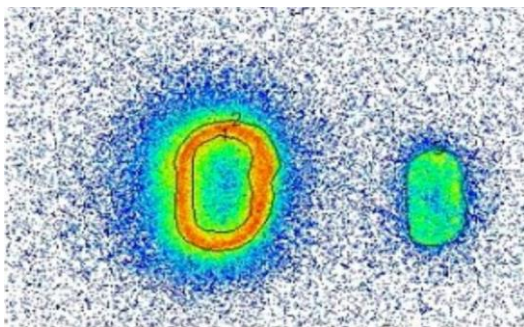
Jednotlivé zkoumané vzorky vykazovaly různou úroveň hmotnostní aktivity Cs-137. To mohlo být způsobeno různou mírou rozsahu kontaminace dané lokality. Rozdílná hmotnostní aktivita Cs-137 v jednotlivých lokalitách v Jelence obecné nemusí být primárně ovlivněna množstvím Cs-137 v půdě, ve které se houba nachází. Podle Baeza et al. (2006) obsah Cs-137 v houbách může být také ovlivněn jejich stářím, respektive fází vývoje, protože během vývoje hub dochází ke změně jejich požadavků na množství přijímaných živin. Podle Heinricha (1993) houby odebrané z oblastí s vyšší nadmořskou výškou vykazují vyšší hodnoty aktivity Cs-137 oproti níže položeným oblastem. To může být způsobeno tím, že horské skalnaté podloží neumožňuje migraci Cs-137 do hloubky, jak je uvedeno v publikaci 10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli – důsledky a poučení (1996) anebo různé pH půdy. S nižším pH lesní půdy roste množství Cs-137 v houbách. V kyselých půdách je totiž cesium pro houby dostupnější, a právě kyselější lesní půdy bývají především ve vyšších oblastech (Duff, Ramsey, 2008). Nadmořská výška lokalit se nejeví jako faktor, který by nějak ovlivnil naměřené hodnoty. Podotýkám, že Jelenka obecná upřednostňuje půdy mírně kyselé s pH 4-5 (Lawrynowicz, 1989). Obsah Cs-137 ve zkoumaných vzorcích mohl být také ovlivněn přítomností uhličitanu vápenatého, který snižuje příjem Cs-137 rostlinou (houbou) z půdy (Belli, 2000). V lokalitě Munice byl vzorek odebrán nedaleko Návesného rybníka (cca 10 m) v blízkosti potůčku napojeného na tento rybník. Do rybníků se uhličitan vápenatý uměle přidává (Metody obnovy eutrofizovaných nádrží, © 2019). Tudíž mohl být přítomný a ovlivnit tak výsledek měření.

V této práci byla naměřena nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 v Jelence obecné v lokalitě Okrouhlá I, jenž činila 2030 Bq.kg⁻¹. Ve studii Teneur en ¹³⁷Cs de trois espèces de Elaphomyces provenant de huit forêts de Suisse, která byla prováděna ve Švýcarsku, kde byla kromě Jelenky obecné zkoumaná také Jelenka draslavá a pestrá, nejvyšší hodnota hmotnostní aktivity Cs-137 u Jelenky obecné dosahovala 17 400 Bq.kg⁻¹. Ostatní druhy Jelenek dosahovaly podobných hodnot. Jelenky jsou tak významným absorbátorem

Cs-137 bez ohledu na to, zda se jedná o Jelenku obecnou, draslavou nebo pestrou (Völkle et al., 2004). Dr. Fielitz Umweltanalysen ve studii prováděné v roce 2005 uvádí, že průměrná hmotnostní aktivita Cs-137 ve zkoumaných Jelenkách obecných dosahuje 26 800 Bq.kg⁻¹. Největší naměřená hmotnostní aktivita Cs-137 v Jelence obecné v uvedené studii činila dokonce 61 488 Bq.kg⁻¹ (Umweltanalysen, 2005).

Podle Völkle et al. (2004) jsou obecně Jelenky významným absorbátorem Cs-137 pravděpodobně kvůli tomu, že jejich povrch obsahuje značné množství hnědého barviva norbadion A. Schopnost norbadionu A vázat na sebe cesium potvrzuje Korovitch et al. (2010) a Garaudée et. al. (2002). Již v minulosti bylo předpokládáno, že toto barvivo se významně podílí na vázání cesia v houbách a je tak zodpovědné za vysokou úroveň radioaktivity hub. Aumann et al. (1989) uvádí, že klobouk hříbu hnědého vykazuje vyšší hodnoty aktivity Cs-137 oproti jiným částem této houby, pravděpodobně právě kvůli tomuto barvivu.

Jednotlivé části hub mohou obsahovat různé množství Cs-137 (Aumann et al, 1989; Vinichuk, Dahlberg, Rosén, 2011). V případě Jelenky obecné dosahuje z celé plodnice nejvyšších hodnot její okrovka (peridium). Bylo zjištěno, že u zkoumané jedenácti gramové plodnice dosahovala její 2 mm tlustá okrovka hmotnostní aktivity 17 560 Bq.kg⁻¹. Zatímco její vnitřní prašná část s výtrusy dosahovala hmotnostní aktivity 2 050 Bq.kg⁻¹. Na obrázku č. 35 je znázorněno detekované gama záření zkoumané plodnice. Vlevo na obrázku je celá plodnice. Černé linie označeny číslicí 1 a 2 tvoří hranici okrovky. Vpravo na obrázku je pak pouze vnitřní část Jelenky obecné, která je zbavena okrovky. Oranžová barva znázorňuje největší detekovanou úroveň gama záření, a naopak modrá tu nejnižší. Z obrázku je patrné, že největší úroveň gama záření dosahuje právě okrovka (Cs-137 in *Elaphomyces granulatus*, © 2019).



Obrázek 35: Detekované gama záření v Jelence obecné

Zdroj: Cs-137 in *Elaphomyces granulatus*, © 2019

Otázkou je, zda se nějak liší absorpce Cs-137 Jelenkou obecnou během jejího růstu, protože divoká prasata vyhledávají mladé, dužnaté plodnice bez výtrusné části. Nároky na množství přijímaných látek se totiž mění v průběhu vývoje houby, jak uvádí Baeza et al. (2006).

Vzhledem k tomu, že Jelenka obecná je nezanedbatelným absorbátorem Cs-137 a roste v podzemí jako lanýžovitá houba, tak byla mezi lety 2010 a 2014 měřena hmotnostní aktivita Cs-137 v burgundských lanýžích. Lanýže jsou u mnoha lidí vyhledávanou pochoutkou a mohlo by tak dojít k případné vnitřní kontaminaci osob. Lanýže mohou ale také být i potravou divokých prasat. Výzkumníci analyzovali hmotnostní aktivitu Cs-137 u 82 burgundských lanýžů nalezených ve Švýcarsku, Německu, Francii, Itálii a Maďarsku. Ovšem všechny vzorky vykazovaly zanedbatelnou hmotnostní aktivitu Cs-137, která byla pod hranicí detekce $2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Práce došla k závěru, že i přes podobnost lanýžovitých hub k Jelence obecné a růstem v podzemí nejsou tyto houby schopny absorbovat výrazné množství Cs-137 (Büntgen et al., 2016). Nutno podotknout, že podobnost lanýžů s Jelenkou obecnou spočívá pouze v jejich vzhledu a růstem v podzemí, protože Jelenka obecná patří do jiného řádu hub (Ascomycetes) (Svrček, Vančura, 1987). Pravděpodobně Jelenka obecná akumuluje mnohem více Cs-137 než lanýže kvůli rozdílné povaze symbiotické interakce s kořeny stromů (Büntgen et al., 2016).

Ve zkoumaných vzorcích obsah Cs-137 nekoreluje s obsahem K-40. To je v souladu se studií Yoshidy a Muramatsa (1998), kteří zároveň navrhnou, že mechanismus absorpce cesia je odlišný od mechanismu absorpce draslíku. Rozdílné množství K-40 ve vzorcích půdy mohlo být, podle mého názoru, způsobené rozdílným množstvím tlejících rostlinných zbytků obsažených v odebrané půdě. Podle Jelínka (2015) s vyšší vlhkostí půdy roste i dostupnost draslíku. Vlhkost půdy, ve které se Jelenka obecná nacházela tak mohla ovlivnit množství absorbovaného K-40. Hnojiva s obsahem draslíku (tedy i K-40) pravděpodobně neměla vliv na množství K-40 ve vzorcích, protože lokality, odkud byly vzorky odebírané, nejsou v blízkosti zemědělských ploch.

6 Závěr

Došel jsem k závěru, že na základě výsledků měření lze považovat Jelenku obecnou za významného absorbátora Cs-137. To potvrzuje mimo jiné její výrazně vyšší transferový faktor oproti transferovým faktorům porovnávaných hub. Z výsledků je také patrné, že obsah Cs-137 v Jelence obecné roste s vyšším obsahem Cs-137 v půdě. Čím více půda Cs-137 obsahuje, tím více je ho Jelenka obecná schopna přijímat. Tato závislost je velmi významná, což potvrzuje hodnota koeficientu determinace R^2 (pro půdu $R^2 = 0,9415$, pro Jelenku obecnou $R^2 = 0,9897$, pro transferový faktor $R^2 = 0,919$) a Pearsonova korelačního koeficientu pro půdu a Jelenku obecnou ($r = 0,9811$). Vysoké hodnoty koeficientu determinace R^2 a vysoká hodnota Pearsonova korelačního koeficientu, blížící se k hodnotě 1, poukazují na velmi silnou korelaci mezi množstvím Cs-137 v půdě a v houbě Jelence obecné. Tato silná korelace představuje potenciál, že v případě silné kontaminace půdy Cs-137 může Jelenka obecná absorbovat opravdu velké množství Cs-137. Jelenka obecná tak může být i na našem území považována za primární zdroj kontaminace divokých prasat.

Bohužel vzhledem k náročnosti vyhledávání Jelenek obecných se podařilo shromáždit pouze šest vzorků a žádný z nich nebyl z významně kontaminované oblasti, ale i tak je na základě měření zřejmé, že v případě silné kontaminace půdy může být množství Cs-137 v Jelence obecné opravdu velké. To potvrzují i studie prováděné v sousedním Německu, kde jeden z měřených vzorků dosahoval hmotnostní aktivity $61\,488\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Výsledky měření potvrzují hypotézu, že Jelenka obecná je schopna absorbovat významně větší množství Cs-137 z půdy než porovnávané druhy hub. Výsledky měření této práce mohou přispět k objasnění původu vysokého obsahu Cs-137 v mase divokých prasat a také mohou představovat základ pro další zkoumání této problematiky. Stále ještě není zcela jasné, proč tato houba je tak významným absorbátorem Cs-137.

Zkoumání znečištění životního prostředí Cs-137 zůstává stále aktuální a je nezbytné i nadále monitorovat všechny složky životního prostředí a zkoumat jejich působení na okolí.

7 Seznam použitých zdrojů

1. Anon., © 2019. Biologický význam draslíku. In: *Periodická tabulka*. [online]. [cit. 2019-01-25]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/draslik-potraviny.html>
2. Anon., © 2019. Cesium. In: *Periodická tabulka*. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/55.html>
3. Anon., © 2019. Cs-137 in *Elaphomyces granulatus*. In: *Environmental studies*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: http://www.environmental-studies.de/Radioecology/Radiocesium/Cs_E5/Truffle/DT1.html
4. Anon., © 2019. Draslík. In: *Periodická tabulka*. [online]. [cit. 2019-01-25]. Dostupné z: <http://www.prvky.com/19.html>
5. Anon., © 2019. *Ekologie hub*. [online]. České Budějovice: Katedra rostlinné výroby a agroekologie, ZF, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. [cit. 2019-02-21]. Dostupné z: <http://rl.zf.jcu.cz/docs/ruzne/ruz-MYK-ekologie-6fb7038566.pdf>
6. Anon., © 2019. *Elaphomyces asperulus*. In: *Houbaření*. [online]. [cit. 2019-03-20]. Dostupné z: https://www.houbareni.cz/houba/jelenka_draslava
7. Anon., © 2019. *Elaphomyces muricatus*. In: *Houbaření*. [online]. [cit. 2019-03-20]. Dostupné z: https://www.houbareni.cz/houba/jelenka_drsna
8. Anon., © 2019. Houby. In: *Předmětová komise biologie a chemie*. [online]. [cit. 2019-02-20]. Dostupné z: http://www.giobio.tode.cz/dokumenty/rambousek/biologie/HOUBY_LISEJNIK_Y_prima_1112.pdf
9. Anon., © 2019. Informace o funkci a organizaci RMS. In: *Státní ústav radiační ochrany*. [online]. Praha: SÚRO. [cit. 2019-01-15]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/rms>
10. Anon., © 2019. Jelenka drsná. In: *Houbaření*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: https://www.houbareni.cz/houba/jelenka_drsna
11. Anon., © 2019. K-Potassium. In: *FOREGS – Geochemical Baseline Database: Instructions*. [online]. [cit. 2019-01-02]. Dostupné z: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/text/K.pdf>
12. Anon., © 2019. Lesnictví v Pardubickém kraji v roce 2016. In: *Český statistický úřad*. [online]. [cit. 2019-02-07]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/x/lesnictvi-v-pardubickem-kraji-v-roce-2016>

13. Anon., © 2019. Migration and Dynamics of Cs-137 in Forest Soils. In: *Environmental studies*. [online]. [cit. 2019-02-12]. Dostupné z: http://www.environmental-studies.de/Radioecology/Radiocesium/Cs_E3/cs_e3.html
14. Anon., © 2019. Monitorování radiační situace. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-01-21]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiacni-situace/>
15. Anon., © 2019. Metody obnovy eutrofizovaných nádrží. In: *Hornická – geologická fakulta*. [online]. Ostrava: Technická univerzita Ostrava, HGF. [cit. 2019-03-25]. Dostupné z: http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/cviceni/cviceni_lenticky/obnovy_eutro_nadrzi.htm
16. Anon., © 2019. Peridium. In: *Agromanual*. [online]. [cit. 2019-02-21]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/atlas/vykladovy-slovník/peridium&asort=O>
17. Anon., © 2019. Přírodní radioaktivita a problematika radonu. In: *Státní ústav radiační ochrany*. [online]. Praha: SÚRO. [cit. 2019-01-15]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/prirodnioz>
18. Anon., © 2019. Přírodní radioaktivita. In: *Česká nukleární společnost*. [online]. [cit. 2019-01-21]. Dostupné z: <http://spolky.csvts.cz/cns/news11/radio2.pdf>
19. Anon., © 2019. Stručný přehled biologických účinků záření. In: *Státní úřad pro jadernou bezpečnost* [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-02-22]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/radiacni-ochrana/oznameni-a-informace/strucny-prehled-biologickych-ucinku-zareni/>
20. Anon., © 2019. Světové testy jaderných zbraní, 1945-2018. In: *Wikipedie*. [online]. [cit. 2019-02-02]. Dostupné z: https://cs.wikipedia.org/wiki/Jadern%C3%BD_test#/media/File:Worldwide_nuclear_testing_multilang.svg
21. Anon., © 2019. Význam biogenních prvků v rostlině. In: *Univerzitní informační systém MENDELU*. [online]. [cit. 2019-01-23]. Dostupné z: https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=71342

22. Anon., 1996. *10 let od havárie jaderného reaktoru v Černobyli – důsledky a poučení*. [online]. Praha: Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Státní ústav radiační ochrany. [cit. 2019-01-13]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/10let_od_Cernobyli.pdf
23. Anon., 2002. *Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems*. [online]. Vídeň: IAEA. [cit. 2019-02-05]. ISBN 92-0-114902-6. Dostupné z: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Biomass1_web.pdf
24. Anon., 2010. *Potassium-40*. [online]. Canadian Nuclear Society. [cit. 2019-01-25]. Dostupné z: https://cns-snc.ca/media/uploads/teachers/K40_4pg_10_06.pdf
25. AUMANN C. D., STEFFAN, B., CLOOTH, G., STEGLICH, W. Complexation of Cesium 137 by the Cap Pigments of the Bay Boletus (*Xerocomus badius*). *Angewandte Chemie International Edition*. [online]. Wiley-VCH. Volume 28, 1989. [cit. 2019-02-26]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1002/anie.198904531.
26. BAEZA, A., HERNANDEZ, S., GUILLEN, J., MORENO, G., MANJON, J. L., PASCUAL, R. Radiocaesium and Natural Gamma Emitters in Mushrooms Collected in Spain. *Science of the total environment*. [online]. Volume 318, 2004. [cit. 2019-03-15]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00363-2.
27. BAEZA, A., GUILLEN, F., J., SALAS, A., MANJON, J., L. Distribution of Radionuclides in Different Parts of a Mushroom: Influence of the Degree of Maturity. *Science of The Total Environment*, [online]. Elsevier. Volume 359, 2006. [cit. 2019-03-28]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.05.015.
28. BELLI, M., 2000. *Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environ-ments: Derivation of Parameters and Modelling*. [online]. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Rome. [cit. 2019-01-23]. ISBN 88-448-0286-4. Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/32/007/32007842.pdf?f?r=1&r=1

29. BELMUSTO, G., CARIDI, F. Radioactivity in Wild-Growing Mushrooms of the Calabria Region, South of Italy. *Cogent Physics*. [online]. Cogentoa. 2017. [cit. 2019-02-11]. Dostupné prostřednictvím Cogentoa. DOI: 10.1080/23311940.2017.1354957.
30. BENEŠ, J., KYMPLOVÁ J., VÍTEK F., 2015. *Základy fyziky pro lékařské a zdravotnické obory: pro studium i praxi*. Praha: Grada. ISBN 978-80-247-4712-5.
31. BLANCO, J., LO, I-H., 2012. *Forest Ecosystems – more than just trees*. [online]. Rijeka: InTech. [cit. 2019-02-07]. ISBN 978-953-51-0202-1. Dostupné z: https://www.researchgate.net/profile/Juan_Blanco9/publication/243971866_Forest_Ecosystems_more_than_just_trees/links/0deec51d2a338f2edc000000/Forest-Ecosystems-more-than-just-trees.pdf
32. BUČINA, I. et al., 1988. Radionuklidy z černobylské havárie v půdě na území ČSSR: jejich původ, depozice a distribuce. In: *Některé výsledky monitorování následků černobylské havárie v ČSSR*. Praha: Československá komise pro atomovou energii. Ústřední informační středisko pro jaderný program.
33. BÜNTGEN et al. All-Clear for Gourmets: Truffles not Radioactive. *Biogeosciences*. [online]. EGU. Volume 13, 2016. [cit. 2019-03-01]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.5194/bg-13-1145-2016.
34. DRÁBOVÁ, D. et al., 2001. *Patnáct let od havárie Černobylu – důsledky a poučení*. [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-01-20]. Dostupné z: https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/dokumenty/15let_od_havarie_Cernobyl_u.pdf
35. DUFF, M. C., RAMSEY M. L. Accumulation of Radiocesium by Mushrooms in the Environment: a Literature Review. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 99, 2008. [cit. 2019-02-23]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2007.11.017.
36. EDEN, M. et al. Vertical Distribution of ¹³⁷Cs in the Contaminated Soil of a Spruce Forest in Southern Germany 12 Years after Regeneration Cutting. *Forest ecology and management*. [online]. Elsevier. Volume 406, 2017. [cit. 2019-02-11]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.060.

37. FERREIRA, L. A. P. et al. Using a Cesium-137 (^{137}Cs) Sedimentary Fallout Record in the South Atlantic Ocean as a Supporting Tool for Defining the Anthropocene. *Anthropocene*. [online]. Elsevier. Volume 14, 2016. [cit. 2019-02-05]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.ancene.2016.06.002.
38. FØYN L., 2001. Fallout from Nuclear Weapon Tests and Nuclear Accidents. In: *ScienceDirect*. [online]. [cit. 2019-02-04]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/nuclear-weapon>
39. GARAUDÉE, S. et. al. Allosteric Effects in Norbadione A. A Clue for the Accumulation Process of ^{137}Cs in mushrooms? *Chemical Communications*. [online]. RSC. Volume 9(9), 2002. [cit. 2019-03-20]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1039/B201929A.
40. GOOGLE. Jihočeský kraj. In: *Google Maps*. [online]. © 2009-2019 [cit. 2019-03-28]. Dostupné z: <https://www.google.com/maps/place/Jiho%C4%8Desk%C3%BD+kraj/@49.0524205,14.4060958,8.52z/data=!4m5!3m4!1s0x47734d284c976667:0x100af0f6614a840!8m2!3d48.9457789!4d14.4416055>
41. HAGARA, L., ANTONÍN, V., BAIER, J., 2004. *Houby*. Praha: Aventinum. ISBN 9788071512363.
42. HAVRÁNKOVÁ, R. *Radiotoxikologie*. [powerpoint přednáška]. České Budějovice: Ústav radiologie, toxikologie a ochrany obyvatelstva, ZSF, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018.
43. HAVRÁNEK, J., HAVRÁNKOVÁ R., 2005. Kinetika cesia-137 v lesním ekosystému. *Kontakt*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISSN 1212-4117.
44. HAVRÁNEK, J., HAVRÁNKOVÁ R., 2008. Obsah cesia-137 v lesním ekosystému v lokalitě Újezd. *Kontakt*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISSN 1212-4117.
45. HAVRÁNKOVÁ, R., FREITINGER SKALICKÁ, Z., HAVRÁNEK, J., ZÖLZER, F., KUNA, P., 2018. *Základy radiobiologie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISBN 978-80-739-4696-8.

46. HEINRICH, G. Distribution of Radiocesium in the Different Part of Mushrooms. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 18(3), 1993. [cit. 2019-03-15]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/0265-931X(93)90029-7.
47. HEINRICH, G. Uptake and Transfer Factors of ^{137}Cs by Mushrooms. *Radiation and Environmental Biophysics*. [online]. Volume 31(1), 1992. [cit. 2019-03-15]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1007/BF01211511..
48. HELEBRANT, J., RULÍK, P., 2011. *Mapa kontaminace půdy České republiky ^{137}Cs po havárii JE Černobyl*. [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-02-06]. Dostupné z: <https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/plosna-aktivita-radionuklidu-zjistena-ve-vzorcich-odebranych-pud/Zprava%202011%20-%202022%20-%20Kontaminace%20pudy%20Ceske%20republiky%20137Cs%20-%20Mapa.pdf>
49. HOHMANN, U., HUCKSCHLAG, D. Investigations on the Radiocaesium Contamination of Wild Boar (*Sus scrofa*) Meat in Rhineland-Palatinate: A Stomach Content Analysis. *European Journal of Wildlife research*. [online]. Springer Verlag. Volume 51, 2005. [cit. 2019-02-23]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1007/s10344-005-0108-X.
50. HROUDA, P., 2015a. Obecná mykologie. In: *Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita*. [online]. Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie. [cit. 2019-02-15]. Dostupné z: <http://www.sci.muni.cz/botany/mycology/mykolog.htm>
51. HROUDA, P., 2015b. Ekologie a význam hub. In: *Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita*. [online]. Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie. [cit. 2019-02-17]. Dostupné z: <http://www.sci.muni.cz/botany/mycology/ekolhub.htm>
52. HŮLKA, J., MALÁTOVÁ, I., 2006. *Radiační situace v České republice, přehled hlavních výsledků měření a opatření*. [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-02-07] Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/radiacni_situace_v_cr_po_cernobylu.pdf
53. CHALUŠ, T., © 2019a. Jelenka pestrá. In: *Mykoweb*. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <http://www.mykoweb.cz/houba/elaphomyces-muricatus>

54. CHALUŠ, T., © 2019b. Jelenka draslavá. In: *Mykoweb*. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <http://www.mykoweb.cz/houba/elaphomyces-asperulus>
55. IZRAEL, Y. A. et al., 1996. *The Atlas of Caesium-137 Contamination of Europe after the Chernobyl Accident*. [online]. IAEA. [cit. 2019-02-06]. Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/31/056/31056824.pdf
56. JELÍNEK, J., 2015. *Účinek hnojení na obsah vybraných forem draslíku v půdě*. Brno. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně, AF.
57. JIRÁČEK, J., 1998. *Průvodce lesy jižních Čech*. České Budějovice: Kopp. ISBN 80-7232-008-4.
58. KADUKA, M. V. et al. Soil-Dependent Uptake of ¹³⁷Cs by Mushrooms: Experimental Study in the Chernobyl Accident Areas. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 89, 2006. [cit. 2019-02-24]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2006.05.001.
59. KALÁČ, P. A. Review of Edible Mushroom Radioactivity. *Food Chemistry*. [online]. Elsevier. Volume 75, 2001. [cit. 2019-02-12]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/S0308-8146(01)00171-6.
60. KALÁČ, P., 2012. *Radioactivity of European wild growing edible mushrooms*. [online]. [cit. 2019-03-22]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/286050636_Radioactivity_of_European_wild_growing_edible_mushrooms
61. KALINA, T., VÁŇA, J., 2005. *Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii*. 1. vydání. Praha: Univerzita Karlova. ISBN 80-246-1036-1.
62. KLENER, V. et al., 2000. *Principy a praxe radiační ochrany*. Praha: AZIN CZ. ISBN 80238-3703-6.
63. KONEČNÝ, J., 2006. *Radiační fyzika*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ZSF. ISBN 80-7040-843-X.
64. KOROVITCH, et. al. Norbadione A: Kinetics and Thermodynamics of Cesium Uptake in Aqueous and Alcoholic Media. *The Journal of Physical Chemistry B*. [online]. ACS Publications. Volume 114(39), 2010. [cit. 2019-02-24]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1021/jp1060232.
65. KUNA, P., NAVRÁTIL, L., 2005. *Klinická radiobiologie*. 1. vydání. Praha: Manus. ISBN 80-86571-09-2.

66. LANDMANN, P. et al., 2011. *Chernobyl 25 years on*. [online]. IRSN. [cit. 2019-01-25]. Dostupné z: https://www.irsn.fr/EN/publications/thematic-safety/chernobyl/Documents/irsn_booklet_chernobyl_2011.pdf
67. LAŠTŮVKA, J., © 2019. Jelenka obecná – *Elaphomyces granulatus*. In: *Houby na Hlinecku*. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <http://www.kudlacek.estranky.cz/clanky/kudluv-atlas-hub/jelenka-obecna---elaphomyces-granulatus-.html>
68. LAWRYNOWICZ, M. Chorology of the European hypogeous Ascomycetes, I. *Elaphomyces*. *Acta Mycologica*. [online]. Polish Botanical Society. Volume 25(1), 1989. [cit. 2019-03-26]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.5586/am.1989.001.
69. LEITNER, L., © 2019. *Houby a houbové organismy – základní charakteristika skupiny*. [online]. České Budějovice: Katedra rostlinné výroby a agroekologie, ZF, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. [cit. 2019-02-21]. Dostupné z: <http://rl.zf.jcu.cz/docs/ruzne/ruz-MYK-zakl.-char.-cfacb70f12.pdf>
70. LOŇKOVÁ, P., 2014. Houby, stavba těla. In: *Pancelino*. [online]. [cit. 2019-02-21]. Dostupné z: <https://pancelino.webnode.cz/prirodoveda/houby/stavba-tela/>
71. MATOLÍN, M., 1970. *Radioaktivita hornin Českého masívu*. Praha: Ústřední ústav geologický. Knihovna Ústředního ústavu geologického.
72. MATOLÍN, M., MANOVÁ, M., 1995. Radonové riziko. In: *Česká geologická služba*. [online]. [cit. 2019-01-22]. Dostupné z: <http://www.geology.cz/extranet/vav/geologicka-rizika/radon>
73. MATZNER, J., 2004. *Praktika z dozimetrie*. 1. vydání. České Budějovice: Zdravotně sociální fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 80-7040-707-7.
74. MCINNIS J. K. et al., 2017. *The North Korean Nuclear Challenge: Military Options and Issues for Congress*. [online]. Congressional Research Service. [cit. 2019-02-05]. Dostupné z: <https://fas.org/sgp/crs/nuke/R44994.pdf>
75. MLČOCH, P. 2016. Jelenka obecná. In: *O houbách*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: <http://www.ohoubach.cz/atlas-hub/detail/1180/Jelenka-obecna/>
76. MLČOCH, P., © 2019a. Housenice cizopasná. In: *O houbách*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: <http://www.ohoubach.cz/atlas-hub/detail/298/Housenice-cizopasna/>

77. MLČOCH, P., © 2019b. Jelenka drsná. In: *O houbách*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: <http://www.ohoubach.cz/atlas-hub/detail/909/Jelenka-drsna/>
78. MUSIL, M., 2010. *Obsahy radonu v půdě a stanovení radonového indexu pozemku*. Brno. Bakalářská práce. Masarykova univerzita, PF.
79. NAVRÁTIL, L. et al., 2014a. Radioaktivita. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/132.html>
80. NAVRÁTIL, L. et al., 2014b. Charakteristika ionizujícího záření. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/131.html>
81. NAVRÁTIL, L. et al., 2014c. Druhy ionizujícího záření a jeho interakce s prostředím. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/14.html>
82. NAVRÁTIL, L. et al., 2014d. Druhy radioaktivních přeměn. In: *Radiobiologie* [online]. [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <http://fbmi.sirdik.org/1-kapitola/13/133.html>
83. PAPOUŠEK, T., 2004. *Velký fotoatlas hub z jižních Čech*. 1. vydání. České Budějovice: T. Papoušek. ISBN 80-239-0070-6.
84. PAYNE E. T., EDIS R., 2012. Radionuclides Derived from Nuclear Weapons Testing. In: *ScienceDirect*. [online]. [cit. 2019-02-03]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/nuclear-weapon-testing>
85. PAZ, A. et al. The Genus *Elaphomyces* (Ascomycota, Eurotiales): a Ribosomal DNA-Based Phylogeny and Revised Systematics of European ‘Deer Truffles’. *Persoonia*. [online]. Naturalis Biodiversity Center. Volume 38, 2017. [cit. 2019-02-23]. Dostupné prostřednictvím The National Center for Biotechnology Information. DOI: 10.3767/003158517X697309.
86. PETERSON, J. et al., 2007. *Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas*. [online]. Argonne National Laboratory, EVS [cit. 2019-01-23]. Dostupné z: https://www.remm.nlm.gov/ANL_ContaminantFactSheets_All_070418.pdf
87. PILÁTOVÁ, H. et al., 2011. *Mapy obsahu ¹³⁷Cs v humusu lesního ekosystému České republiky v roce 1995*. [online]. Praha: SÚJB. [cit. 2019-02-09]. Dostupné z: <file:///C:/Users/uzivatel/Downloads/Zprava%20SURO%2025%20-%202011-%20Mapy%20obsahu%20Cs137%20v%20humusu%20v%201995.pdf>

88. PLOC, P., 2017. *Kosmické záření a jeho vliv na posádky letadel*. Praha. Diplomová práce. České vysoké učení technické v Praze, FD.
89. PRÁVĚLIE R. Nuclear Weapons Tests and Environmental Consequences: A Global Perspective. *A Journal of the Human Environment*. [online]. AMBIO. Volume 43(6), 2014. [cit. 2019-02-02]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1007/s13280-014-0491-1.
90. RAGHEB M., 2018. *Chernobyl accident*. [online]. [cit. 2019-01-25]. Dostupné z: <https://mragheb.com/NPRE%20457%20CSE%20462%20Safety%20Analysis%20of%20Nuclear%20Reactor%20Systems/Chernobyl%20Accident.pdf>
91. SHEVCHUK V. E., GURACHEVSKY V. L., 2006. *20 Years after the Chernobyl Catastrophe: the Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming. National Report*. [online]. Minsk. [cit. 2019-01-23]. ISBN 985-01-0628-X. Dostupné z: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/37/055/37055000.pdf?r=1&r=1
92. SODOMKA, L., SODOMKOVÁ M. 2004. *Kronika Nobelových cen: Nobelovy ceny za fyziku, chemii, fyziologii a medicínu, literaturu, mír a ceny Švédské říšské banky za ekonomii*. 1. vydání. Praha: Knižní klub. ISBN 80-242-1058-4.
93. STEINER, M., FIELITZ, U. Deer truffles – The Dominant Source of Radiocaesium Contamination of Wild Boar. *Radioprotection*. [online]. EDP Sciences. Volume 44, 2009. [cit. 2019-02-23]. Dostupné prostřednictvím ResearchGate. DOI: 10.1051/radiopro/20095108.
94. STEINER, M., LINKOV, I., YOSHIDA, S. The Role of Fungi in the Transfer and Cycling of Radionuclides in Forest Ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 58, 2002. [cit. 2019-02-11]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/S0265-931X(01)00067-4.
95. SVRČEK, M., VANČURA, B., 1987. *Houby*. 1. vydání. Praha: Artia. ISBN 59-037-82.
96. ŠTELCL J., VÁVRA V., 2007. Stručná charakteristika Českého masivu. In: *Multimediální mineralogicko-petrografický exkurzní průvodce po území Čech*. [online]. Brno: Ústav geologický věd, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita. [cit. 2019-01-20]. Dostupné z: http://pruvodce.geol.cechy.sci.muni.cz/regionalni_geol/geologie_CM.htm

97. ŠVEC, J., 2005. *Radioaktivita a ionizující záření*. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství. ISBN 80-86634-62-0.
98. TEJKAL, K., © 2019. *Elaphomyces granulatus*. In: *Česká mykologická společnost*. [online]. [cit. 2019-02-25]. Dostupné z: <https://www.myko.cz/myko-atlas/Elaphomyces-granulatus/>
99. TUCAKOVIĆ, I. et al. ^{137}Cs in Mushrooms from Croatia Sampled 15–30 Years after Chernobyl. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 181, 2018. [cit. 2019-02-01]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2017.11.004.
100. ULLMANN, V., 2010. Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření: Jaderná a radiační fyzika. In: *AstroNuklFyzika* [online]. [cit. 2019-02-10]. Dostupné z: <http://astronuklfyzika.cz/strana2.htm>
101. UMWELTANALYSEN, F. 2005. *Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Walde*. [online]. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. [cit. 2019-03-25]. Dostupné z: https://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/strahlenschutz/schriftenreihe_reaktorsicherheit_strahlenschutz/application/pdf/schriftenreihe_rs675.pdf
102. VAŠŇOVSKÝ, J., 2013. *Fyzická ochrana pracoviště s uzavřenými radionuklidovými zříci*. Ostrava. Diplomová práce. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, FBI.
103. VINICHUK, M., 2003. *Radiocaesium in The Fungal Compartment of Forest Ecosystems*. [online]. Uppsala. [cit. 2019-02-04]. ISBN 91-576-6478-1. Dostupné z: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=0C12EB475FE85D57B694188A0D90398F?doi=10.1.1.630.3700&rep=rep1&type=pdf>
104. VINICHUK, M., DAHLBERG, A., ROSÉN, K., 2011. Cesium (^{137}Cs and ^{133}Cs), Potassium and Rubidium in Macromycete Fungi and Sphagnum Plants. In: *IntechOpen*. [online]. [cit. 2019-02-23]. Dostupné z: <https://www.intechopen.com/books/radioisotopes-applications-in-physical-sciences/cesium-137cs-and-133cs-potassium-and-rubidium-in-macromycete-fungi-and-sphagnum-plants>

105. VÓLKLE, H. et al., 2004. Teneur en ^{137}Cs de trois espèces de *Elaphomyces* provenant de huit forêts de Suisse. In: *Université de Fribourg*. [online]. [cit. 2019-02-20]. Dostupné z: <http://www.unifr.ch/sfsn/pdf/voelklehirschtrueffel.pdf>
106. YANG, X., et al. 2003. International Handbook of Earthquake and Engineering Seismology, Part b. In: *ScienceDirect*. [online]. [cit. 2019-02-04]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/nuclear-test>
107. YOSHIDA, S., MURAMATSU, M. Concentrations of Alkali and Alkaline Earth Elements in Mushrooms and Plants Collected in a Japanese Pine Forest, and their Relationship with Cs-137. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 41(2), 1998. [cit. 2019-03-25]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/S0265-931X(97)00098-2.
108. YOSHIDA, S., MURAMATSU, Y., DVORNIK, A.M., ZHUCHENKO, T.A., LINKOV, I. Equilibrium of Radiocesium with Stable Caesium within the Biological Cycle of Contaminated Forest Ecosystems. *Journal of environmental radioactivity*. [online]. Elsevier. Volume 75, 2004. [cit. 2019-03-15]. Dostupné prostřednictvím ScienceDirect. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2003.12.008.
109. YOSHIHARA, T., 2017. Leaf Ecology and Radiocesium Contamination in Trees/Forests. In: *IntechOpen*. [online]. [cit. 2019-01-23]. Dostupné z: <https://www.intechopen.com/books/plant-ecology-traditional-approaches-to-recent-trends/leaf-ecology-and-radiocesium-contamination-in-trees-forests>
110. Zákon č. 263/2016 Sb., Atomový zákon, v platném znění, 2016. In: Sbíрка zákonů České republiky, částka 102, s. 3938-4072.

8 Seznam obrázků a tabulek

8.1 Seznam obrázků

Obrázek 1: Vztah účinku a dávky – deterministický účinek.....	13
Obrázek 2: Stochastický účinek.....	13
Obrázek 3: Rozdělení dávek obyvatelstvu.....	16
Obrázek 4: Radiometrická mapa ČR.....	17
Obrázek 5: Přeměna draslíku.....	19
Obrázek 6: Světové testy jaderných zbraní, 1945-2018.....	23
Obrázek 7: Rozsah kontaminace Evropy Cs-137.....	23
Obrázek 8: Trajektorie kontaminovaných hmot nad územím ČSSR.....	24
Obrázek 9: Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 30. 4.-1. 5. a 4. 5.-5.5. 1986.....	25
Obrázek 10: Velikost srážek na území ČR v době průchodů kontaminované vzdušiny po havárii JE Černobyl v období 7. 5.-8. 5. a 8. 5.-9.5. 1986.....	26
Obrázek 11: Plošné kontaminace ČR ¹³⁷ Cs v důsledku havárie JE Černobyl.....	27
Obrázek 12: Lesnatost a struktura porostních ploch podle krajů ČR k 31. 12. 2016.....	28
Obrázek 13: Cirkulace Cs-137 v lesním ekosystému.....	29
Obrázek 14: Hmotnostní aktivita ¹³⁷ Cs v humusu odebraném v roce 1995.....	30
Obrázek 15: Stavba těla houby.....	31
Obrázek 16: Parazitující Housenice cizopasná na Jelence obecné.....	35
Obrázek 17: Jelenka obecná.....	35
Obrázek 18: Jelenka pestrá.....	36
Obrázek 19: Jelenka draslová.....	37
Obrázek 20: Zastoupení složek potravy v žaludku divokého prasete a její radioaktivita.....	39
Obrázek 21: Polovodičové spektrum HPGe.....	41
Obrázek 22: Základní blokové schéma měřící trasy polovodičového gama detektoru...41	
Obrázek 23: HPGe detektor.....	41
Obrázek 24: Hmotnostní aktivita ¹³⁷ Cs v humusu odebraném v roce 1995.....	43
Obrázek 25: Mapa lokalit.....	45
Obrázek 26: Nalezené Jelenky obecné.....	46
Obrázek 27: Vážení Jelenek obecných.....	47
Obrázek 28: Připravená půda v měřící nádobě.....	48

Obrázek 29: Připravená Jelenka obecná v měřicí nádobě.....	48
Obrázek 30: Měřicí nádoba v HPGe detektoru.....	50
Obrázek 31: Graf hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v půdě.....	52
Obrázek 32: Graf hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 v Jelence obecné.....	53
Obrázek 33: Graf výsledků měření.....	55
Obrázek 34: Porovnání TF vybraných hub s TF Jelenky obecné.....	58
Obrázek 35: Detekované gama záření v Jelence obecné.....	60

8.2 Seznam tabulek

Tabulka 1: Přehled lokalit.....	44
Tabulka 2: Nadmořská výška lokalit.....	44
Tabulka 3: Přehled hmotností vzorků.....	49
Tabulka 4: Přehled hmotnostní aktivity Cs-137 a K-40 ve vzorcích.....	51
Tabulka 5: Vzestupně seřazený přehled hmotnostní aktivity Cs-137 ve vzorcích a transferových faktorů.....	54
Tabulka 6: Přehled TF 26 vybraných hub.....	57

9 Seznam zkratk

TF – transferový faktor

SÚJB – Státní úřad pro jadernou bezpečnost

SÚRO – Státní ústav radiační ochrany

ČSSR – Československá socialistická republika

SSSR – Svaz sovětských socialistických republik

USA – Spojené státy americké

ČR – Česká republika

RMS – Radiační monitorovací síť