

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra aplikované ekologie**



**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí  
v oblasti ETE a přestupový koeficient do  
experimentálních rostlin.**

**Diplomová práce**

**Autor: Bc. Klára Šestáková**

**Obor: Krajinné inženýrství regionální environmentální  
správa kombinovaná**

**Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.**

**© 2020-2021 ČZU v Praze**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Klára Šestáková

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin.**

Název anglicky

**Transport of cesium and strontium by fluvisols profile of the NPP area Temelín and transfer coefficient to experimental plants.**

### Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je získat data která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě – fluvizemě v havarijní zóně ETE – se známou charakteristikou (pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu), přičemž budou vzaty v úvahu i chemická forma radionuklidu a klimatické podmínky růstu bioty. Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SURO v Hradci Králové. Výsledky budou aplikovány na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR – oblasti s výskytem fluvizemí českého krystalinika.

### Metodika

Filozofie experimentu je založena na simulaci přestupových podmínek z půdy kontaminované buď v důsledku mokré kontaminované depozice (srážky) nebo kontaminace půdy v důsledku aplikace kontaminované závlahy. Oba scénáře mohou v případě havarijního úniku z JE nastat v krátkém časovém horizontu po události a následně ovlivňovat zemědělskou produkci v dlouhém časovém horizontu, zejména v případě radionuklidu cesia.

Půdní typ a množství živin patří mezi základní činitele, ovlivňující přestup radionuklidů do rostlin. Testování nejčastěji se vyskytujících typů půd z rozšířené havarijní zóny, tak umožní identifikovat nejen typ půdy, který může představovat největší riziko pro přestup radionuklidů do potravního řetězce, ale také identifikuje vhodné dávky draselných hnojiv, které mohou omezit přestup RN z půdy do potravního řetězce.

V průběhu experimentu budou otestovány různé druhy plodin, tak aby bylo možné identifikovat rostliny s malým přestupovým koeficientem, které je možné na kontaminované půdě pěstovat s minimálním rizikem kontaminace potravního řetězce a rostliny, které mají vyšší přestupové koeficienty, hrozí u nich tedy možnost kontaminace potravního řetězce při jejich konzumaci, nebo mohou být využity k fytoremediaci kontaminované půdy s následnou likvidací kontaminované biomasy např. v bioplynové stanici.

V přípravné fázi experimentu bude odebrána půda typu fluvizem z oblasti rozšířené ZHP ETE, zemědělsky obhospodařované, tj. orné. Proto není potřebné odebrat půdy po vrstvách. U zvolené lokality bude předem projednáno odebrání vzorků půd pro experiment s majitelem, resp. hospodařícím subjektem.

Bude odebráno 25 15-ti litrových nádob půdy (24 pro experiment, jedna pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr). Nádobky budou převezeny na pracoviště SURO v Hradci Králové, kde budou umístěny na dřevěné palety (vyloučení kontaktu se substrátem) pod tzv. nůžkové stany (zamezení vyplavení dešťovými srážkami, omezení vlivu větru).

Nádobky budou kontaminovány v průběhu prvního čtvrtletí 2020 (po sesednutí půdního substrátu) a v součinnosti s pracovníky Ústavu radioekologie – Bělorusko, Gomel osázeny experimentálními rostlinami – cibule kuchyňská (*Allium cepa*), locika salátová/salát (*Lactuca sativa*), ředkev setá ředkvička (*Raphanus sativus*).

Podrobná metodika je zpracována v materiálu: Design poloprovozního experimentu autorů Pecharová et al., který je součástí projektu MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.

## Doporučený rozsah práce

40

## Klíčová slova

Pohyb cesia a stroncia půdním profilem, fluvizem, zemědělské plodiny, biomasa

---

## Doporučené zdroje informací

- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V. (2018). Optimising the safety of contaminated plant biomass manipulation in case of nuclear power plant accident. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 47-58
- Kozak, J. (ed.). (2010). *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO. Praha.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguenet, J., Pecharová, E. (2017). Stable cesium (<sup>133</sup>Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 301-307.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of <sup>137</sup>Cs in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 59-64.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L. (2020). Uptake of <sup>133</sup>Cs and <sup>134</sup>Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.
- 

## Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

## Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

## Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 10. 3. 2021

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 22. 03. 2021

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin“ – Poloprovodní experiment vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 23.3.2021

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc., vedoucí mé práce, za vedení, spolupráci a rady, které mi poskytovala při psaní této práce. Mému manželovi Kamilovi a synům Filipovi a Vítovi za obrovskou podporu a pomoc po dobu mých studií. Mým kolegům, se kterými jsme se podíleli na výzkumu a sdíleli společně cenné poznatky a rady. Majitelům pozemků, na kterých jsem prováděla odběry půd. A v neposlední řadě i všem zaměstnancům Státního ústavu radiační ochrany, v.v.i. Praha – Nusle a Hradec Králové, za skvělou spolupráci.

## Abstrakt

Diplomová práce se zabývá akumulací a pohybem Cs a Sr půdním profilem a přestupovým koeficientem z půdy do experimentálních rostlin, které by mohly být způsobeny vlivem antropogenní činnosti lidstva (havárie JE Temelín). V havarijní zóně elektrárny Temelín (ETE) byly odebrány vzorky půd typu fluvizem glejová, následně kontaminovány a došlo k postupnému pěstování experimentálních rostlin (salát, cibule, ředkvička). Odběry proběhly díky ostatním řešitelům na více lokalitách v rámci JE Temelín a JE Dukovany, tudíž mohl být experiment kompletní v rámci havarijních zón obou JE. Celý experiment probíhal v Státním ústavu radiační ochrany (SÚRO) Hradec Králové a následná měření také v SÚRO Praha – Nusle. Získaná data byla následně vyhodnocena a vzájemně porovnána. Zároveň se v rámci diplomové práce řeší vliv přidaného draslíku na pohyb Cs a Sr půdním profilem a přestupový koeficient do experimentálních rostlin.

**Klíčová slova:** radioekologie, transferový koeficient, cesium, stroncium, zemědělské plodiny (salát, cibule, ředkvičky), fluvizem glejová

## Abstract

The thesis deals with the accumulation and movement of Cs and Sr soil profile and the transfer coefficient from the soil to experimental plants, which could be caused by the influence of the anthropogenic activity of humankind (the accident NNP Temelín). In the emergency zone of the Temelín nuclear power plant, soil samples were taken with fluvizem glejová, subsequently contaminated and experimental plants (lettuce, onions, radishes) were gradually grown. Thanks to the other investigators at several locations within the NNP Temelín and NNP Dukovany, the experiment could be completed within the emergency zones of both NNP. The whole experiment took place in the State Institute of Radiation Protection (SÚRO) Hradec Králové and subsequent measurements also in SÚRO Praha – Nusle. The data obtained were subsequently evaluated and compared with each other. The thesis also deals with the influence of added potassium on the movement of Cs and Sr by the soil profile and the transfer coefficient to the experimental plants.

**Keywords:** radioecology, transfer coefficient, caesium, strontium, agricultural crops (lettuce, onion, radishes), fluvizem glejová

<b>1</b>	<b>Obsah</b>	
<b>2</b>	<b>Úvod</b>	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>Cíl práce</b>	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>Literární rešerše</b>	<b>11</b>
<b>4.1</b>	<b>Geomorfologický a pedologický popis odběrového místa, typ půdy</b>	<b>11</b>
<b>4.2</b>	<b>Fluvizem glejová</b>	<b>11</b>
<b>4.3</b>	<b>Základní pojmy</b>	<b>13</b>
<b>4.4</b>	<b>Akumulace a pohyb Cs, Sr půdním profilem a akumulace v plodinách</b>	<b>16</b>
<b>5</b>	<b>Metodika</b>	<b>19</b>
<b>5.1</b>	<b>Lokalizace zájmových území</b>	<b>19</b>
<b>5.2</b>	<b>Metodika odběru půd</b>	<b>19</b>
5.2.1.	Plán vzorkování pro odběr půd a biomasy	19
5.2.2.	Protokolární záznam o odběru vzorků půd	20
5.2.3.	Dílčí vzorek	20
5.2.4.	Reprezentativní vzorek	20
5.2.5.	Metodika odběru půdy - fluvizem glejová	20
<b>5.3</b>	<b>Metodika založení pokusu, kontaminace půd, zalévání a rotace</b>	<b>21</b>
5.3.1.	Metodika založení pokusu	21
5.3.2.	Metodika kontaminace	23
5.3.3.	Metodika zálivky	28
<b>5.4</b>	<b>Metodika setí rostlin, následná zálivka a rotace nádob</b>	<b>29</b>
5.4.1.	Metodika setí rostlin	29
5.4.2.	Metodika následné zálivky a rotace nádob	29
<b>5.5</b>	<b>Sklizeň salátů, cibule, ředkviček</b>	<b>30</b>
5.5.1.	Sklizeň salátů	30
5.5.2.	Sklizeň cibule	32
5.5.3.	Sklizeň ředkviček	34
<b>5.6</b>	<b>Metodika měření</b>	<b>36</b>
<b>6</b>	<b>Výsledky</b>	<b>38</b>
<b>6.1</b>	<b>Vyhodnocení poloprovozního experimentu pro jednotlivé plodiny</b>	<b>38</b>
<b>6.2</b>	<b>Transferový koeficient</b>	<b>47</b>
<b>7</b>	<b>Diskuze</b>	<b>50</b>
<b>7.1</b>	<b>Porovnání přestupových koeficientů</b>	<b>50</b>
<b>7.2</b>	<b>Vliv přidaného draslíku na transferový koeficient</b>	<b>55</b>
<b>7.3</b>	<b>Aplikace výsledků na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR – oblasti s výskytem fluvizemí českého krystalinika.</b>	<b>56</b>
<b>8</b>	<b>Závěr</b>	<b>57</b>
<b>9</b>	<b>Seznam citací</b>	<b>58</b>
<b>10</b>	<b>Seznam příloh:</b>	<b>62</b>



## 2 Úvod

Cesium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) - radioizotop cesia, jeden z hlavních produktů, který vzniká štěpením jader uranu-235 a ostatních štěpitelných nuklidů v jaderných reaktorech a jaderných zbraních. V přírodě se nevyskytuje přirozeně, ale vlivem antropogenních činností. Jeho poločas přeměny je 30,2 let.

Stroncium (Sr) - stabilní izotopy stroncia se běžně vyskytují v přírodních vodách i půdách, kdežto radioaktivní izotopy, jako například  $^{90}\text{Sr}$ , jsou složkami radioaktivního odpadu kapalného a znečišťujících látek v životním prostředí (Pathak et al., 2020). Mimo stabilní izotopy známe také řadu radioaktivních izotopů stroncia od  $^{73}\text{Sr}$  do  $^{107}\text{Sr}$ .  $^{90}\text{Sr}$  – radioaktivní izotop s poločasem rozpadu 28,9 let je jedním z největších kontaminantů životního prostředí jako následek jaderných havárií (Semenishchev et al., 2020).

Je předpoklad navýšení výroby české jaderné energie o přibližně 37 % do roku 2040. Vláda ČR se snaží o vyšší energetickou bezpečnost a podporuje zlepšení informovanosti veřejnosti o bezpečném provozu jaderných elektráren (Kašparová et al., 2018). Spolupráce na poloprovozním experimentu - projektu MV VI20192022153 - Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, vedla k získání dat pro podporu vývoje uživatelského softwaru. Tento software by měl umožnit předpověď obsahu radionuklidů u jednotlivých druhů bioty v návaznosti na obsah radionuklidů v půdách se známou charakteristikou (druh půdy, pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu), kde budou brány v úvahu i chemická forma radionuklidu a klimatické podmínky růstu bioty. Na tomto experimentu se podílelo více řešitelů, a to zejména při odběrech vzorků půd, kontaminacích a následných sklizních daných plodin. V rámci těchto činností probíhala týmová spolupráce. Rozsah všech prací byl tak velký, že by nebylo v silách jednotlivce zvládnout vše samostatně. Nicméně každý zpracovatel řeší svou vybranou lokalitu, půdní typ a experimentální plodiny.

Na základě všech naměřených hodnot bylo možné vyhodnotit pohyb sledovaných radionuklidů Cs a Sr půdním profilem a transferové koeficienty z půdy do experimentálních plodin a vliv přidaného draslíku.

### **3 Cíl práce**

Cílem poloprovozního experimentu je získat data, která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích zemědělských plodin v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě – fluvizemě v havarijní zóně ETE – se známou charakteristikou (pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu), přičemž budou vzaty v úvahu i chemická forma radionuklidu a klimatické podmínky růstu bioty. Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SURO v Hradci Králové. Výsledky budou aplikovány na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR – oblasti s výskytem fluvizemí českého krystalinika.

## 4 Literární rešerše

### 4.1 Geomorfologický a pedologický popis odběrového místa, typ půdy

Posuzovaným zájmovým územím byly havarijní zóny JE Temelín a JE Dukovany. Obě tyto lokality spadají do jižní části Českého masivu a jsou tvořené moldanubikem. Metamorfity jsou převládající horniny s vysokým stupněm metamorfózy a plutonické horniny (moldanubický a středočeský pluton). Moldanubikum na našem území tvoří především Českomoravskou vrchovinu, Šumavu a Český les (Petránek, 2016).

Vybraným zájmovým územím pro výzkum, kterým jsem se v této práci zabývala, byla oblast havarijní zóny JE Temelín, zde se na moldanubiku nacházejí zbytky pánevní výplně, takzvaná jihočeská pánev. Vyskytující se zejména mezi městem Vodňany a dolním tokem Lužnice. Tato výplň je tvořena jezerními a říčními sedimenty (pískovce a jílovce) svrchní křídý (santon). Díky paleontologickým nálezům můžeme doložit jejich stáří. Na křídových sedimentech jsou sedimenty terciérní - štěrkopísky, uhelné a diatomové jíly, lignit (Chamra et al., 2005). Mocnost křídových sedimentů je až 300 m, terciérních až 200 m.

Kvartérní uloženiny jsou původu říčního štěrky a písky na říčních terasách, eluvia podél vodních toků, dále jsou zastoupeny spraše a sprašové hlíny (Pecharová et al., 2019).

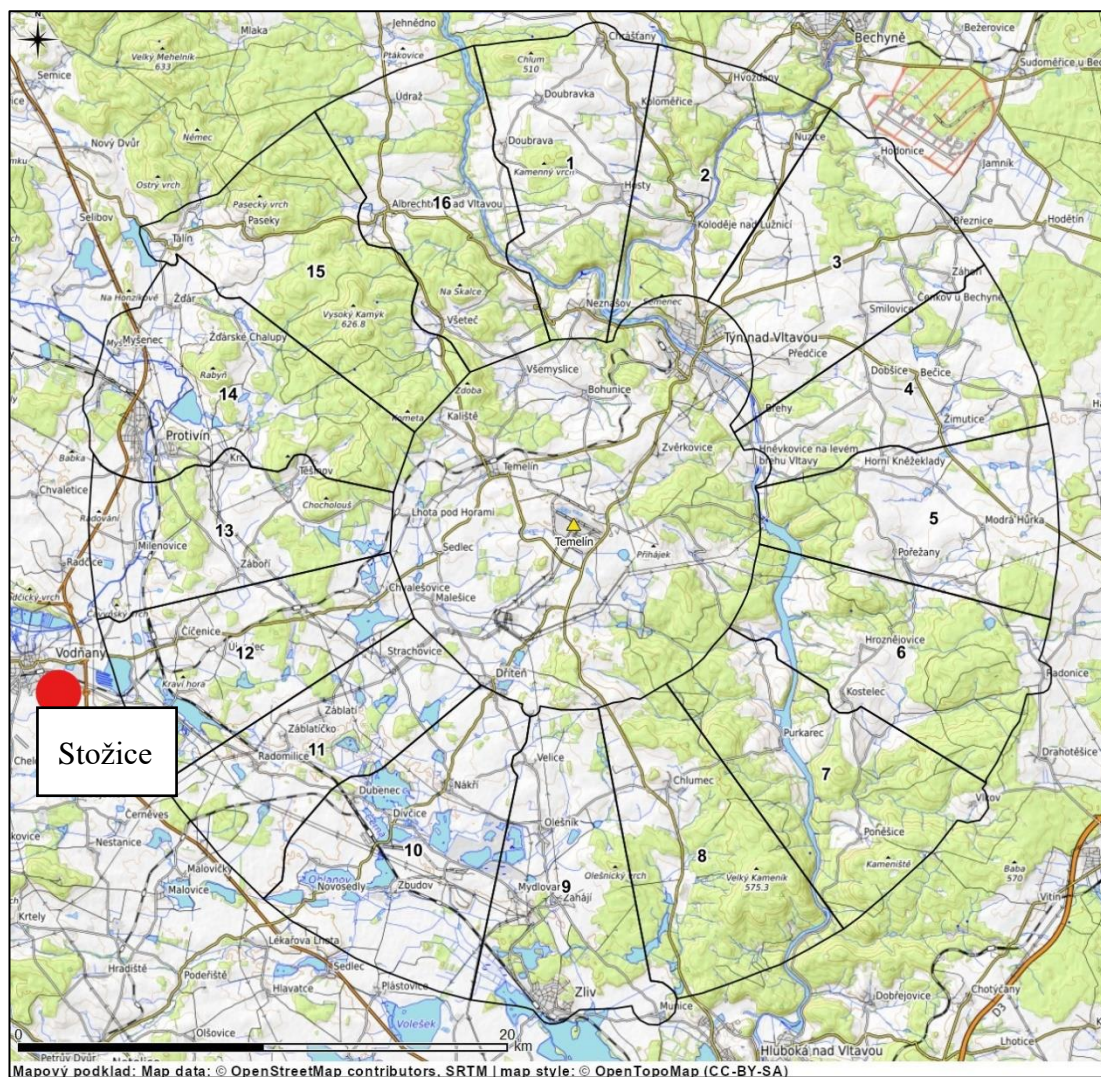
### 4.2 Fluvizem glejová

Vybraným půdním typem pro mou práci byla orná půda fluvizem glejová, která byla odebrána v havarijní zóně JE Temelín, a to v katastrálním území obce Stožice vzdálené cca 16 km od JE Temelín (obr. č. 1).

FLUVIZEM – FL, odvozeno od latinského názvu fluvius – řeka, jedná se o půdy se stratigrafií O–Ah nebo Ap–M–C, jsou charakterizovány jen fluvickými znaky (vrstevnatost, nepravidelnost rozložení organických látek s obsahem až i > 0,3 % do hloubky 0,6 m). Tvorbu kambického horizontu je obtížné prokazovat, v profilu můžeme nalézt i novotvary, které jsou podobné argilanům, vznikajícím při vsakování vody při záplavě. K vytváření těchto půd dochází v nivách řek a potoků z povodňových sedimentů. Fluvizem glejová – je výraznější, reduktomorfní znaky jsou níže 0,6 m, těžká až středně těžká půda (Němeček et al., 2001).

Fluvizem je v ČR rozšířena na větších plochách, zejména pak v nižších polohách. Půdotvorným substrátem pak jsou výhradně nivní uloženiny. Podložím je nivní nezpevněný sediment (Vopravil, 2010).

V případě havarijní zóny JE Temelín se jedná o modální fluvizem, vzniklou ze zrnitostně středně těžkých substrátů.



Obr. č. 1: Lokalizace zájmového území  
Zdroj: (Helebrant, SÚRO 2020)



Obr. č. 2: Lokalizace odběrového místa

Zdroj: (Design poloprovozního experimentu, technická zpráva 1.3.2019)

### 4.3 Základní pojmy

#### Radioaktivita

Radioaktivita je jev, kdy dochází k vnitřní přeměně složení, nebo energetického stavu atomových jader, přičemž je zpravidla emitováno vysokoenergetické ionizující záření. Radioaktivita je jedna ze základních fyzikálních vlastností, objevena na konci 19. století H. Becquerelem, francouzským fyzikem, který díky svým pokusům s luminiscencí zaznamenal zabarvení fotografické desky do červena, což bylo způsobeno některými minerály, které vysílaly neznámé, neviditelné záření. Za objev radioaktivity získal Nobelovu cenu za fyziku. Dále se v tomto oboru výrazně zasloužili manželé Pierre a Marie Curie – francouzští fyzikové, Ti odhalili v uranové rudě další zářící prvky radium a polonium (Huňadyová, 2017). Radioaktivní záření a jeho vlastnosti zkoumal také E. Rutherford, ten objevil dvě rozlišné složky – měkkou  $\alpha$  a tvrdší složku  $\beta$ . Krátce na to P. Villard zjistil, že radium emituje podstatně pronikavější záření, a to označil jako záření  $\gamma$  (Ullman, 2009). Umělou radioaktivitu objevili v roce 1934 manželé I. Curie a F. Joliot, Ti zjistili, že bombardováním atomů hliníku  $\alpha$  částicemi vzniká radioaktivní fosfor (Šrámek, 2005).

## **Dávka**

Fyzikální veličina, energie  $E$ , která je předána ionizujícím zářením elementu látky s hmotností  $m$ . Velikost této dávky ovlivňuje rozsah radiačního poškození a dobu přežití organismu po ozáření. Velikost dávky a plocha organismu, která byla postižena, má výrazný vliv na projevy akutní nemoci z ozáření (Kaňková, 2007).

## **Aktivita**

Všechny radioaktivní látky jsou definovány konkrétním počtem atomů, ty jsou přeměněny za jednotku času. Tento počet je závislý na poločase přeměny a také na celkovém počtu radioaktivních atomů. Tudiž můžeme říci, že čím vyšší je počet radioaktivních atomů, tím vyšší je intenzita záření, tedy aktivita ( $A$ ). Ta se analogicky zvyšuje u nově vznikajících radioaktivních látek a naopak snižuje radioaktivní přeměnou dle časového exponenciálního zákona (Šimon, 1961). Okamžité hodnoty -  $A(t)$  aktivit v čase  $t$  jsou tedy určeny vztahem:  $A(t) = - d N(t) / d t$ , kde  $N(t)$  je počet do té doby nepřeměněných jader za daný čas  $t$ . Této aktivitě jsou poté úměrné i počty eliminovaných částic za jednotku času. Vzhledem k tomu, že radioaktivita je jev, při kterém se v čase přeměňují atomová jádra jednoho prvku na jádra jiného prvku, kdy je čas měřen v sekundách, je tedy přirozenou jednotkou aktivity 1 přeměna za 1 sekundu. Tato jednotka se nazývá 1 Becquerel: 1 Bq = 1přeměna/1sekundu (Ullman, 2009).

## **Poločas přeměny**

Používá se i výraz poločas rozpadu, ale ne vždy radioaktivní přeměna musí představovat rozpad. Poločas přeměny je důležitou veličinou, jedná se o hodnotu času, za kterou se přemění právě polovina původního množství jader, označuje se jako  $T_{1/2}$  (Ullman, 2009). Hodnota poločasu přeměny se pohybuje od zlomků sekund až po miliony let (Šrámek, 2005).

## **Cesium 137 - $^{137}\text{Cs}$**

Radioizotop cesia, jeden z hlavních produktů, který vzniká štěpením jader uranu-235 a ostatních štěpitelných nuklidů v jaderných reaktorech a jaderných zbraních. V přírodě se nevyskytuje přirozeně, ale vlivem antropogenních činností (jaderné havárie, pokusy a testy jaderných zbraní). Má vysoké zastoupení ve vyhořelém palivu jaderných reaktorů (vysoké riziko kontaminace životního prostředí). Jeho poločas

přeměny je 30,2 let. Stabilní cesium se vyskytuje v půdě v koncentracích od 0,3 – 25 mg/kg (IAEA, 2009). Mezi ostatní izotopy, které produkují jaderné elektrárny, patří:  $^{134}\text{Cs}$  (2,1 let),  $^{135}\text{Cs}$  ( $2,3 \times 10^6$  let) a  $^{137}\text{Cs}$  (30,2 let).  $^{134}\text{Cs}$  je aktivačním produktem,  $^{135}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  jsou štěpné trosky.

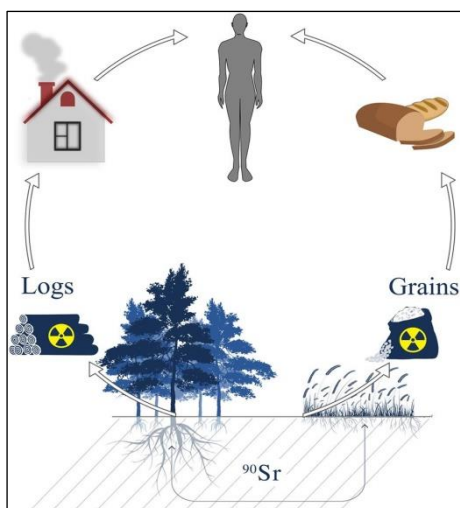
$^{137}\text{Cs}$ , které se nachází v životním prostředí, má původ především z globálního spadu následkem testů jaderných zbraní, které probíhaly během padesátých až sedmdesátých let 20. století (Ritchie a McHenry, 1990) a dále nese podobný podíl i havárie JE Černobyl. Vzhledem k časové prodlevě je podíl havárie JE Černobyl momentálně jistě větší (Tesařová et al., 2018).

### **Stroncium**

Stabilní izotopy stroncia se běžně vyskytují v přírodních vodách i půdách, kdežto radioaktivní izotopy, jako například  $^{90}\text{Sr}$ , jsou složkami radioaktivního odpadu kapalného a znečišťujících látek v životním prostředí (Pathak et al., 2020). Přírodní stroncium je složeno ze čtyř stabilních izotopů:  $^{84}\text{Sr}$  (0,56%),  $^{86}\text{Sr}$  (9,86%),  $^{87}\text{Sr}$  (7,00%) a  $^{88}\text{Sr}$  (82,58%).  $^{87}\text{Sr}$  je radiogenní izotop, který vzniká při rozpadu přirozeného beta-emitujícího izotopu  $^{87}\text{Rb}$ , hojně se používá v geologii při datování hornin a minerálů, ale také při systematizaci původu různých skalních útvarů. Poměr Sr v různých regionech se stal nástrojem při sledování geografického původu vody, archeologických artefaktů, ale i potravin. Mimo stabilní izotopy známe také řadu radioaktivních izotopů stroncia od  $^{73}\text{Sr}$  do  $^{107}\text{Sr}$ .  $^{90}\text{Sr}$  – radioaktivní izotop s poločasem rozpadu 28,9 let je jedním z největších kontaminantů životního prostředí jako následek jaderných havárií (Semenishchev et al., 2020).

$^{90}\text{Sr}$  je produktem jaderného štěpení a nachází se v jaderném spadu. Po havárii JE Černobyl bylo  $^{90}\text{Sr}$  kontaminováno velké množství půdy. Usazuje se v kostech místo vápníku, čímž nezvratně poškozuje zdraví. Stroncium je transportováno krví prostřednictvím vazby na sérové proteiny, které normálně přenášejí Ca (Olehy et al., 1966) a v podstatě soutěží Sr a Ca ve střevech a ledvinách o absorpci (Omdahl a DeLuca, 1972).

Vysoké koncentrace aktivit  $^{90}\text{Sr}$  byly zaznamenány v oblasti, která se nachází přibližně 50 km jižně od Černobylu. Zde se nachází důležité zemědělské oblasti. Analýza 116 vzorků obilí z 13 osad tohoto regionu, shromážděných v letech 2011 až 2019,



Obr. č. 3.: *Transfěr  $^{90}\text{Sr}$*   
 Zdroj: (Labunska at al., 2020)

ukázala vysoké koncentrace aktivit  $^{90}\text{Sr}$  a  $^{137}\text{Cs}$ , téměř polovina vzorků překročila povolené limity v této oblasti. Analýza vzorků půd ukázala třikrát vyšší přenos  $^{90}\text{Sr}$  z půd na zrna, než stanoví IAEA. Zrovna tak vzorky palivového dřeva ukázaly až čtyřikrát vyšší koncentrace  $^{90}\text{Sr}$  než jaké povolují ukrajinské limity pro palivové dřevo (Labunska at al., 2020). Ukázalo se, že čím vyšší pH, tím vyšší sorpce tohoto radionuklidu (Khan, 2003).

## Draslík – K

Prvek z řady alkalických kovů, vyskytuje se na Zemi i ve vesmíru, hojně zastoupen v zemské kůře, dále v mořské vodě a podzemních minerálních vodách. Draslík plní velmi důležitou funkci při fotosyntéze a vodnímu režimu rostlin, napomáhá zvyšovat odolnost rostlin vůči chorobám a škůdcům, zpevňuje pletiva (Smetanová, 2019).

Koncentrace draslíku v zemské kůře je průměrně 1,8%. (Rudnick, 2004). Radioaktivní izotop  $^{40}\text{K}$  se podílí na skladbě draslíku 0,0117%. Dochází k přeměně beta rozpadem na  $^{40}\text{Ca}$  (88,8 %) a záchytem elektronů na  $^{40}\text{Ar}$  (11,2 %), které jsou stabilní. Izotop  $^{40}\text{K}$  je zdrojem beta a gama záření. U 1 g přírodního draslíku emitujeme 3,3 kvant gama záření za 1 sekundu (Zimák et al., 2003). Draslík se v litosféře vyskytuje často. Draslík dosahuje nejvyššího množství v horninách draselného živce, leucit, biotit, muskovit, sericit, flogopit a illit (Matolín, Chlupáčová, 1997).

### 4.4 Akumulace a pohyb Cs, Sr půdním profilem a akumulace v plodinách

Při dešťových srážkách, ale i za sucha dochází díky atmosférické depozici ke spadu Cs, ale i Sr a následnému výskytu v půdách. Velkou část spadu zachycuje vegetace a díky dešťovým srážkám se následně dostává do půd. Chování těchto radionuklidů je poměrně specifické, a to i díky vysokému poločasu rozpadu. Mobilita těchto prvků je ovlivněna i pH (Mihalík, 2012). Cs je rostlinami přijímáno z vody, půdy a vzduchu.



Absorbce rostlinami závisí na fyzikálně-chemických a biologických faktorech jako, jsou pH, teplota, zpracování půdy a faktorech prostředí, jako jsou půdní mikroorganismy (Burger, Lichtscheidl, 2018) .

Je jisté, že pohyb a akumulace Cs a Sr v půdách je ovlivněn půdním typem, ale i druhem využití pozemku. Jinak se bude Cs a Sr chovat v půdách typu rašelina, jíl. Jinak se bude chovat na trvalých travních pozemcích, pastvinách a loukách oproti pravidelně zemědělsky obhospodařovaným plochám, či v lesních půdách. Vše se odvíjí zejména od míry atmosférického spadu v určité oblasti, od nadmořské výšky, horninového složení, pH. V lesním prostředí bude koeficient transferu Cs a Sr z půdy na rostlinu ovlivněn zejména tím, že kořenová rizosféra stromů, ale i houbové mycelium, disponují velkou retenční schopností těchto radionuklidů, tudíž předpokládáme, že bude vyšší i koeficient transferu (Šestáková, 2019). Izotopy stroncia frakcionují v půdním prostředí, což ovlivňuje vývoj stopových prvků v procesech chemického zvětrávání a pedogeneze (Halicz at al., 2007). Vertikální migrace radionuklidů závisí na typu půdy, na jejím minerálním složení i zastoupení humusu (IAEA, 2010). Díky vlastnostem půdy je ovlivněna akumulace Cs v rostlinách, díky frakci jílu dochází k retenci Cs zejména v horních vrstvách půdy (Forsberg et al., 2000).

Akumulace Cs, Sr v zemědělských plodinách se dosti významně liší v závislosti na typu půdy, kde byly plodiny pěstovány, rozdíl může být až v rozsahu 1-2 řádů. Záleží na mineralogickém složení, obsahu organické hmoty, pH i úrodnosti půdy. Dalším faktorem je i druh pěstované plodiny a samotná vegetační doba, ale i typ hnojení (IAEA, 2010).

Nejvíce výzkumů souvisejících s přenosem Cs a Sr se týkalo obilovin, čím vyšší koncentrace Cs v půdách, tím se snižuje schopnost klíčivosti a následný růst obilovin. Byly provedeny i výzkumy zaměřující se na přenos Cs a Sr z půd na jehličnaté stromy. Vertikální rychlost migrace  $^{137}\text{Cs}$  v půdách (cm/rok) měla tendenci být vyšší pod přístřešky než pod mezerami přístřešku a pod přístřešky borovice než pod přístřešky smrku (Suchara et al., 2016). Dále se ukázalo, že zvyšující se koncentrace draslíku (K) snižuje translokaci Cs z kořenů na listy. Pokud byly aplikovány nadprůměrné hodnoty (20 a 40 mM  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) byla translokace téměř zastavena, toto naznačuje, že při vysokém

množství  $K_2SO_4$  může být potravinový řetězec chráněn před kontaminací Cs (De Medici et al., 2019).

Byly vysazeny rostliny *Calla palustris*, které se ukázaly jako vhodný kandidát na fytořemediaci. Fytořemediace je proces, kdy dochází k extrakci kontaminantů z půdy a vody, hlavně těžkých kovů a radionuklidů (Soudek et al., 2007). Rostliny byly vysazeny jak do vodního prostředí, tak do půdy, keramzitu (hliněný granulát) a vody s přísávkem sloučeniny draslíku, a to vše obohacené o stabilní Cs, protože je předpoklad, že absorpce rostlinami je stejná jako u  $^{137}Cs$ . Nejnížší absorpce Cs byla u rostlin exponovaných v půdě a keramzitu, což potvrdilo fakt, že Cs má tendenci se vázat na částice půdy, čímž se stává méně dostupným rostlinám. Nejvyšší absorpce Cs byla u rostlin ve vodě. U vody obohacené o draslík došlo k předpokládané nižší absorpci, což potvrdilo fakt, že zvýšený výskyt draslíku snižuje přestup Cs z vody, případně substrátu na rostlinu (Rinaldi et al., 2017).

Rhizofiltrace ukazuje, že transfer Cs či Sr z kontaminovaných vod, případně půd, je možný pomocí rostlin, konkrétně díky kořenovému systému. Rhizofiltrace je způsob odstranění kontaminantu, kdy dochází k absorbování kontaminantu přímo v kořenech. Tento způsob se používá např. v Černobyli, zde se díky slunečnicím odstraňují z povrchových vod isotopy Cs a Sr (Soudek et al., 2007).

## **5 Metodika**

### **5.1 Lokalizace zájmových území**

V roce 2019 proběhl v rámci přípravné fáze poloprovozního experimentu - projektu MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií výběr lokalit vhodných pro odběry půd, založený na posouzení mapových podkladů z havarijních zón JE Temelín a JE Dukovany. V rámci řešení projektu byla provedena analýza půdního fondu přednostně zaměřená zejména na oblasti v okolí JE Dukovany a JE Temelín a následně zjištěna distribuce aktivity dvou z nejvýznamnějších radionuklidů  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$ . Pro tyto účely proběhla v roce 2019 přípravná fáze výběru vhodných lokalit pro odběry půd, založená na posouzení mapových podkladů z havarijních zón. Lokalizace daných zájmových území byla provedena na základě katastrálních map ČÚZK a evidence půdních bloků LPIS, kterou poskytuje Ministerstvo zemědělství ČR (Pecharová et al., 2019). Z každé oblasti byly vybrány tři typické půdy v dané lokalitě, orné zemědělsky obhospodařované, dohromady bylo tedy odebráno 6 typů půd z okolí JE Dukovany a JE Temelín. S majiteli, respektive hospodařícími subjekty bylo nejdříve ve všech lokalitách dojednáno odebrání vzorků půd.

### **5.2 Metodika odběru půd**

#### **5.2.1. Plán vzorkování pro odběr půd a biomasy**

Plán vzorkování byl vytvořen jednotně v rámci přípravných prací v roce 2019. Byly vybrány vhodné lokality a dále osloveni majitelé těchto lokalit, případně hospodařící subjekty a požádání o souhlas s odběrem vzorků. Plán vzorkování obsahuje tyto údaje: kontakt, kdo provedl odběry, datum odběrů, účel odběru, přesné určení místa odběru (katastrální území, půdní blok, parcelní číslo, GPS souřadnice), vzorkovací schéma, rozmístění dílčích odběrových míst a jejich vyznačení v celkové situaci, typ odběrového zařízení, způsob odběru, způsob značení vzorků, plánovaná úprava, hmotnost směsného vzorku, popis vzorkovnice, skladování, doprava, zkušební laboratoř, rozsah požadovaných analýz.

### **5.2.2. Protokolární záznam o odběru vzorků půd**

Protokolární záznam o odběru vzorků půd a biomasy, zaznamená skutečný průběh provedení odběru.

Protokolární záznam obsahuje tyto údaje: osoba, která provedla odběr vzorků, kontakt. Vlastník, nebo uživatel dotčených pozemků, kultura, katastrální území, správní obec, půdní blok, velikost v hektarech, parcelní čísla, označení vzorku, teplota vzduchu, charakter počasí, datum odběru, čas odběru, GPS souřadnice místa odběru, počet dílčích vzorků, poznámky k odběru, použité vzorkovací pomůcky, schéma odběrového místa s vyznačením odběrových míst.

### **5.2.3. Dílčí vzorek**

Dílčím vzorkem se rozumí vzorek odebraný z jednoho místa. Vzhledem k tomu, že odběry proběhly na orné, tedy zemědělsky obhospodařované půdě, nebylo nutné odebírat půdy po vrstvách. K vytvoření reprezentativního vzorku bylo nutné odebrat větší množství dílčích vzorků, pro jednu odběrovou nádobu – odběrovou nádobou rozumíme kbelík o objemu 25 l a hmotnosti vzorku cca 15 kg. Celkem bylo z mého zájmového území, tedy JE Temelín fluvizem glejová, odebráno 25 odběrných nádob.

### **5.2.4. Reprezentativní vzorek**

Reprezentativnost byla zajištěna dostatečným zastoupením dílčích vzorků z různých míst v dané lokalitě, pro každou odběrovou nádobu. Dílčí vzorky byly zastoupeny stejnou měrou. Čím je vzorek větší, tím je reprezentativnější.

### **5.2.5. Metodika odběru půdy - fluvizem glejová**

Odběry byly provedeny v týmové spolupráci, rozsah prací byl tak velký, že by nebylo v silách jednotlivce zvládnout samostatně. Vše probíhalo dle plánu vzorkování, ve vybraných lokalitách. Dne 12. 10. 2019 proběhlo vzorkování v lokalitě JE Dukovany a zde byly odebrány půdní typy: černozem luvická, hnědozem modální a kambizem modální. Dne 9. 11. 2019 proběhlo vzorkování v lokalitě JE Temelín a zde byly odebrány půdní typy: fluvizem glejová, glej modální a kambizem modální. Zájmové území pro mou práci bylo JE Temelín – fluvizem glejová. Foto lokality a přesné GPS souřadnice odběrů, jsou součástí: „Protokolárního záznamu o odběru vzorku“, v části: „Schéma odběrového místa“, s vyznačením odběrových míst (příloha č. 1). K odběru

byly použity vhodné odběrové nástroje: rýč, lopata. Plocha každého odběrového místa byla o velikosti listu rýče. Vzorky byly uloženy do uzavíratelných a patřičně označených odběrových nádob (kbelíků) o objemu 25 l. Z mého zájmového území bylo odebráno 25 nádob, kdy váha každé nádoby byla přibližně 15 kg. Celý tento postup se průběžně zaznamenával do „Protokolárního záznamu o odběru vzorku.“

Takto připravené reprezentativní vzorky byly v den odběru odvezeny do Státního ústavu radiační ochrany, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové.



Obr. č. 4: odběr půd v lokalitě JE Temelín  
Zdroj:(společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### **5.3 Metodika založení pokusu, kontaminace půd, zalévání a rotace**

#### **5.3.1. Metodika založení pokusu**

V den odběru byly nádoby převezeny na pracoviště SÚRO v Hradci Králové, kde byly umístěny na dřevěné palety, podložené netkanou textilií, pod tzv. nůžkové stany, které zamezují vyplavení dešťovými srážkami a omezují větrné vlivy. Umístění probíhalo na základě označení, posloupně, tedy od 1. do 24. nádoby, 25. nádoba byla uložena stranou, řádně označen a odvezena k analýze na ČZU Praha jakožto vzorek kontrolní. Tyto práce opět probíhaly za pomoci kolegů z odběrového týmu.



Obr. č. 5: Založení pokusu – příprava stanoviště  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obr. č. 6: Založení pokusu – umístění nádob  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 5.3.2. Metodika kontaminace

Každá nádoba o objemu 25 l a v ní půda o hmotnosti cca 15 kg.

- 8 nádob – pěstování kontrolních rostlin bez kontaminace.
- 16 nádob s kontaminací z toho 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a s draslíkem.
- 1 nádoba pro kontrolu bez rostlin, ale s kontaminací.

Dne 28. 4. 2020 byl proveden nácvik před kontaminací, cvičně sestavena pracoviště – „Nekontaminovaný prostor“ a „Prostor s kontaminací“. Proběhlo poučení neradiačních pracovníků. Dále proběhla příprava nádob, každá nádoba byla vypleta, vysypána čímž došlo k provzdušnění a rozrušení hrud, na dně každé nádoby byl vyvrtán otvor k odvodu přebytečné vody po zalévání, která může obsahovat radionuklidy, proto byla pod každý tento otvor (do mezipatra palety) umístěna záchytná nádoba na případně vytékající vodu. Všechny nádoby byly řádně označeny (JE Temelín, fluvizem glejová) již při odběru vzorku, při nácviku byly ještě označeny jako „Bez kontaminace“, „Kontaminováno  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ “ a „Kontaminováno  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  + K“.

Dne 5. 5. 2020 byla provedena kontaminace půd. Byla vytvořena pracoviště „Nekontaminovaný prostor“ a „Prostor s kontaminací“



Obr. č. 7: příprava pracoviště ke kontaminaci  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obr. č. 8: pracoviště pro kontaminaci  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### Nekontaminovaný prostor

- Váhy na vážení nádob (do 30 kg), vážení vypletých květináčů.
- Barel (25 l) s kohoutem s čistou vodou umístěný na nízkém podstavci.
- Barel (15 l) s kohoutem s draselnou solí (přídavek do části vzorků) umístěný na nízkém podstavci.
- Konvička, kádinky na čistou vodu a vodu s draselnou solí.
- Stůl pro práci s nádobami – vážení, zalévání nekontaminovaným roztokem.
- Stůl pro odložení nádob připravených k zalévání.
- Pytel na nekontaminovaný odpad.
- Hadrík s vodou pro otírání nádob.
- Stolek pro zapisování údajů.
- Stolek pro barel s vodou a barel s roztokem draselné soli.
- Předtištěné formuláře pro zápis hmotnosti.
- Igelit na pokrytí stolů (role, typ „rukáv“).
- Držák plastového pytle na nekontaminovaný odpad.



### Prostor s kontaminací

- Kartony pod stoly.
- Igelit pod stoly a na pokrytí stolů (role, typ „rukáv“).
- Vymezení pásma pro práci s kontaminací – samostatný stůl, podložený kartonem a igelitem.
- Stůl včetně blízkého okolí přikrytý pevnější malířskou folií.
- Barel (25 l) s kohoutem s 21 l roztoku s RN umístěný na nízkém podstavci a s odkapávací miskou.
- Předvážky na přesné vážení přidaného roztoku s RN.
- 1 l kádinka pro roztok s RN.
- 2x konvička pro roztok s RN.
- Krabice s papírovými kapesníčky, gumové jednorázové rukavice, 4 masťovky s víčky k odběru vzorků roztoku s RN (kontrola konstantnosti objemové koncentrace RN).
- Fotomiska pro odložení kontaminovaných pomůcek.
- 2 tácy pod konvičky pro zachyt úkapu z konvičky s RN.
- Plastový pytel na RaO na komunální odpad.
- Předtištěné formuláře pro zápis hmotností (hmotnost vody s přidanou aktivitou – přesně, objem dodané čisté vody – přibližně a pro všechny stejně).
- Vyšší plastová přepravka pro umístění předvážek pro omezení vlivu větru na vážení.
- Kartony pro zástění (ze 3 stran – výška cca 60 cm) vah a prostoru zalévání kontaminovaným roztokem proti větru.
- Držák plastového pytle na kontaminovaný odpad.

### **Postup kontaminace**

Proběhla příprava jednotlivých typů půd. Nejprve se pracovalo s nádobami bez kontaminace a poté s nádobami, které byly dále kontaminovány. Proběhlo vážení nádob a následné zalévání pomocí konvičky, která nebyla určena ke kontaminování. Dané nádoby byly zality roztokem směsi 100 ml roztoku draselné soli a 200 ml vody. Tento roztok byl odměřen pomocí odměrných válců a poté přelit do konvičky. Po každém zalití bylo nutno sejmout rozptylovač a vylít zbývající tekutinu do dané nádoby. Tato práce probíhala ve dvojici. Nekontaminované nádoby byly překryty geotextilií, která se při krajích upevnila k půdě pomocí čtyř šroubů s podložkou, délka šroubů byla cca 8 cm. Tyto nádoby byly umístěny zpět na daná paletová místa pod stany.

Kontaminační roztok byl připraven zaměstnanci SÚRO a manipulaci s ním prováděly v kontaminační zóně také výhradně zaměstnanci SÚRO, jakožto personál k tomu odborně způsobilý. V kontaminační zóně pracovaly čtyři osoby. Nádoby určené ke kontaminaci byly zváženy a umístěny do prostoru určenému k odkládání připravených nádob ke kontaminaci, z tohoto prostoru byly odebrány pracovníkem SÚRO a přemístěny do kontaminační zóny. Zde byla naplněna konvička roztokem s RN (200 ml roztoku). Byly použity 2 konvičky označené čísly. Konvičky byly plněny na 280 g, což odpovídá čisté hmotnosti roztoku  $280 - 78,7 = 201,3$  g. Celková hmotnost konvičky s roztokem byla od cca 278 do 285 g, hmotnost prázdné konvičky se pohybovala v rozmezí od 75 do 83 g, ukazatel hmotnosti při prázdné váze ukazoval většinou hodnoty do 0,1 g, po část experimentu ukazoval ale i 0,5 g, což bylo způsobeno dočasně zvýšenou intenzitou větru. Konvička se vážila před plněním a po plnění. V několika případech bylo nutné po vylití z konvičky ještě odkapávat kapky, jednalo se o 5-6 kapek. Osoba, která nalévala RN z barelu naplnila 1L kádinku (umělohmotná s držadlem) roztokem s RN a z této nádoby byla plněna konvička na váze na celkovou hmotnost cca 280 g (vedle váhy byl umístěn táč pro záchyt případného odkápnutí roztoku z hrdla konvičky). Osoba, která zapisovala, zaznamenala váhu prázdné konvičky a konvičky naplněné roztokem s RN, rozdíl těchto hmotností byla skutečná hmotnost roztoku v kontaminované nádobě. Osoba určená k zalévání nádob roztokem s RN zalila nádobu připravenou ke kontaminaci, byla ponechána prodleva pro odkapání roztoku z rozptylovače a v případě nutnosti byla konvička otřena. Konvička byla vždy při přemísťování podložena podnosem pro záchyt případného úkapu. Dále byla nádoba doplněna buď 100 ml čisté vody, nebo roztokem s draselnou solí. Kontaminované nádoby byly překryty geotextilií, která se při krajích upevnila k půdě pomocí čtyř šroubů s podložkou, délka šroubů byla cca 8 cm. Tyto nádoby byly umístěny zpět na daná paletová místa pod stany. Poté byly pod středy všech nádob, do meziprostoru na paletách, umístěna víka nádob a na ně záchytné misky, pro případný záchyt vody v případě protečení, což se ale vzhledem k objemu nádob a použitého množství tekutin nepředpokládalo.



*Obr. č. 9: kontaminace pracovníky SÚRO Praha  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

<b>Aktivita ke kontaminaci</b>	<b><sup>85</sup>Sr</b>	<b><sup>134</sup>Cs</b>
Datum přípravy etalonů	28. 02. 2020	28. 02. 2020
Datum kontaminace půdy	05. 05. 2020	05. 05. 2020
Poločas rozpadu (dny)	65	754
<b>Aktivita</b>	<b>kBq</b>	<b>kBq</b>
Celkem k 28. 2. 2020	1259.1	901.0
Celkem k 5. 5. 2020	616.3	847.2
Potřebný objem roztoku (l)	21	21
<b>Hmotnostní aktivita roztoku</b>		
Při ředění na 21 l cca (kBq/l)	29.35	40.34
<b>Aktivita v květináči</b>		
Do květináče přijde roztoku (g, ml)	201.3	201.3
Specifická aktivita (kBq/květináč)	5.91	08.12
Průměr květináče (cm) –8 cm pod horní hranou u povrchu půdy	26	26
Plocha květináče (cm <sup>2</sup> ) - průměr 8 cm pod horní hranou je 26 cm	531	531
Plošná aktivita (kBq/m <sup>2</sup> )	111.3	153.0
<b>Poznámka:</b> 2 upravené (odříznuta část držadla pro snadnější nalévání) prázdné konvičky váží 78,7 g; bude se plnit roztokem na celkem 280 g, tj. hmotnost roztoku bude 201,3 g.		

Tabulka č. 1: Aktivita ke kontaminaci  
Zdroj: SÚRO Praha (Rulík 2020)

### 5.3.3. Metodika zálivky

Nádoby byly zalévány dle vlhkosti zeminy přibližně 3x týdně, a to dávkou cca 100 ml vody. První zálivka byla provedena 7. 5. 2020 a další 11. 5. 2020, zde se ukázalo, že geotextilie je pro zálivku nepropustná, zálivka tedy byla provedena pod geotextilií.

## **5.4 Metodika setí rostlin, následná záливka a rotace nádob**

### **5.4.1. Metodika setí rostlin**

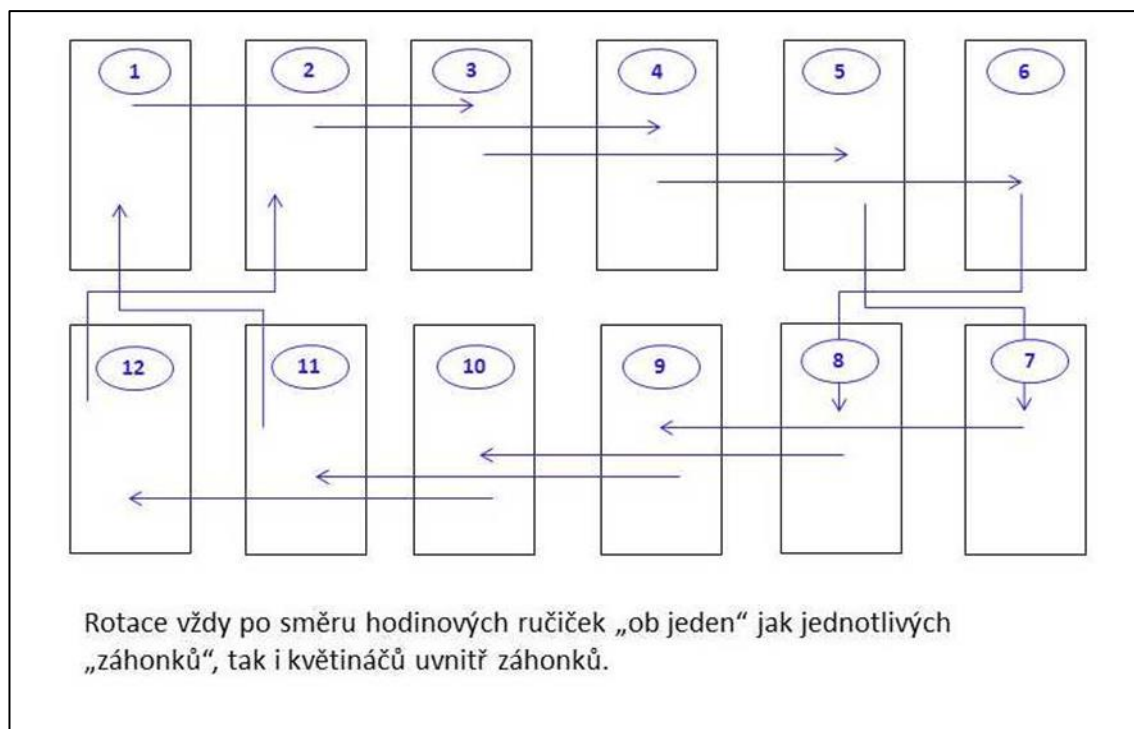
Do geotextilie bylo vyříznuto šest otvorů, jejichž průměr byl 2 až 3 cm a jeden otvor o průměru 3 až 5 cm uprostřed nádoby. Vzhledem k tomu, že stříhání bylo poměrně složité, bylo by lepší mít otvory připravené již předem, bylo by to výhodné i při záливce, kterou geotextilie poměrně komplikovala. V místě každého otvoru byl vyhlouben důlek, o hloubce 1 cm. Do každého důlku byla zaseta semena salátu (ve třech místech v každém tři semena) a semena cibule (ve třech místech obvodu a uprostřed v každém tři semena). Semena byla jemně překryta půdou.

A následně byla každá nádoba zalita 100 ml vody, kdy voda byla nalita přímo do otvorů.

### **5.4.2. Metodika následné záливky a rotace nádob**

Nádoby byly zalévány dle vlhkosti přibližně 3x týdně, a to dávkou cca 100 ml vody, přímo do otvorů v geotextilii. Vzhledem k tomu, že se krytí geotextilií nakonec ukázalo pro záливku a manipulaci jako nevhodné, byla geotextilie ze všech nádob odstraněna.

Nádoby byly 1x týdně přemísťovány - rotovány dle schématu (obr. č. 10), a to z důvodu dosažení maximálně rovných světelných podmínek pro všechny nádoby.



Obr. č. 10: Schéma rotace nádob pod stany  
Zdroj: SÚRO Praha (Rulík 2020)

## 5.5 Sklizeň salátů, cibule, ředkviček

### 5.5.1. Sklizeň salátů

Sklizeň salátů byla provedena 21. 7. 2020. Byla připravena jednotlivá pracoviště k oplachu sklizených rostlin, následné sušení, vážení a uložení do papírových sáčků. Nejprve byly sklizeny všechny nádoby s nekontaminovanými kontrolními rostlinami – nejdříve negativní kontroly a poté pozitivní. Na kontrolní saláty byly použity zelené nůžky a na saláty kontaminované byly použity červené nůžky. Byla vždy sklizena každá nádoba jednotlivě, a to následným způsobem.



Obr. č. 11: sklizeň salátu  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

#### Nádoby nekontaminované s kontrolními rostlinami

- Salát ustřížen těsně nad substrátem, kořen zůstal v půdě, salát uložen do misky.
- Přenesen k mytí, kde byl zbaven nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).
- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán k zvážení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny, popsat zdravotní stav salátu (stupnice 1-10, kdy 1= nejhorší a 10= nejlepší).
- Dále saláty rozděleny na jednotlivé listy, uloženy do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem a číslem vzorku.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky.

#### Nádoby s kontaminovanými rostlinami – nejdříve Cs + K a poté Cs:

- Nutno pracovat v rukavicích a se zvýšenou opatrností, použít červené nůžky.
- Salát ustřížen těsně nad substrátem, kořen zůstal v půdě, salát uložen do misky.
- Přenesen k mytí, kde byl zbaven nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).

- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán k zvažení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny, popsat zdravotní stav salátu (stupnice 1-10, kdy 1= nejhorší a 10= nejlepší).
- Dále saláty rozděleny na jednotlivé listy, uloženy do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem a číslem vzorku.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky označené nápisem.
- KONTAMINACE Cs + K a KONTAMINACE Cs.

Následně všechny vzorky sušeny v sušárně při teplotě 60°C.



*Obr. č. 12 a 13: sklizeň salátu a sušení po oplachu  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

### **5.5.2. Sklizeň cibule**

Sklizeň cibule byla provedena 29. 9. 2020. Nejprve byla provedena kontrola zdravotního stavu rostlin a bodově se ohodnotila do protokolů (stupnice 1 – 10, kdy 1= nejhorší a 10= nejlepší). Vzhledem k horší kvalitě rostlin byla provedena sklizeň směsného vzorku a to následovně:

- Směsný vzorek byl vždy odebrán z jednoho půdního typu (tedy z celkem šesti půdních typů).
- Vždy zvlášť nekontaminované s kontrolními rostlinami.
- Kontaminované rostliny Cs + K.
- Kontaminované rostliny Cs.



- Z jednoho půdního typu byly tedy sklizeny vždy 3 směsné vzorky.

#### Sklizeň směsného vzorku z nekontaminovaných nádob s kontrolními rostlinami

- Cibulky včetně natě vytaženy ze substrátu a uloženy do misky, ne vždy se podařilo vytáhnout i s cibulkou.
- Cibulky přeneseny k mytí, kde byly zbaveny nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).
- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán k zvažení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny.
- Poté směsný vzorek uložen do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky.

#### Sklizeň směsných vzorků z kontaminovaných nádob nejprve Cs + K a poté Cs

- Nutno pracovat v rukavicích a se zvýšenou opatrností.
- Cibulky včetně natě vytaženy ze substrátu, rostliny uloženy do misky.
- Vzorek přenesen k mytí, kde byl zbaven nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).
- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán k zvažení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny.
- Vzorky uloženy do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem a číslem vzorku.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky označené nápisem KONTAMINACE Cs + K a KONTAMINACE Cs.

Následně všechny vzorky sušeny v sušárně při teplotě 60°C.



Obr. č. 14 a 15: sklizeň cibule

Zdroj:(společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Při sklizení vzorků cibulek byl zároveň substrát kypřen a následně byly vysety ředkvičky, které byly umístěny na výsevných páscích. Pásy byly překryty substrátem a byla provedena záливka 100 ml vody na nádobu. Dále se již s nádobami nemanipulovalo, pouze se prováděla vizuální kontrola kvůli stanovení nejvhodnějšího data sklizně.



Obr. č. 16 a 17: výsev ředkviček

Zdroj:(společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 5.5.3. Sklizeň ředkviček

Sklizeň ředkviček byla provedena 25. 11. 2020. Vzhledem k prvním ranním mrazům již nebylo vhodné déle čekat. Zdravotní stav rostlin nebyl příliš dobrý, ale bylo vyhodnoceno, že rostliny budou sklizeny stejným způsobem jako saláty. Nejprve byla provedena kontrola zdravotního stavu rostlin a bodově se ohodnotila do protokolů (stupnice 1 – 10, kdy 1= nejhorší a 10= nejlepší). Poté byly sklizeny všechny nádoby

s nekontaminovanými kontrolními rostlinami – nejdříve negativní kontroly a poté pozitivní. Byla vždy sklizena každá nádoba jednotlivě, a to následným způsobem.

#### Sklizeň vzorků z nekontaminovaných nádob s kontrolními rostlinami

- Rostliny ředkviček byly vytaženy ze substrátu a uloženy do misky, jednalo se pouze o zelenou část rostliny a kořen, k tvorbě podzemní části rostliny vůbec nedošlo.
- Vzorky přeneseny k mytí, kde byly zbaveny nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).
- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán ke zvažení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny.
- Poté směsný vzorek uložen do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky.

#### Sklizeň vzorků z kontaminovaných nádob nejprve Cs + K a poté Cs

- Nutno pracovat v rukavicích a se zvýšenou opatrností.
- Rostliny ředkviček byly vytaženy ze substrátu a uloženy do misky, jednalo se pouze o zelenou část rostliny a kořen, k tvorbě podzemní části rostliny vůbec nedošlo.
- Vzorek přenesen k mytí, kde byl zbaven nečistot a prachu (voda po každém vzorku vylita a napuštěna nová na další vzorek).
- Po umytí byl vzorek předán na místo k sušení, kde pomocí filtračních papírů došlo k vysušení.
- Dále byl vzorek předán k zvažení – nutno zaznamenat váhu čerstvé rostliny.
- Vzorky uloženy do papírového sáčku, který byl náležitě označen popisem a číslem vzorku.
- Papírové sáčky uloženy do přepravky označené nápisem KONTAMINACE Cs + K a KONTAMINACE Cs.

Následně všechny vzorky sušeny v sušárně při teplotě 60°C.



Obr. č. 18 a 19: sklizeň ředkviček  
Zdroj: (společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

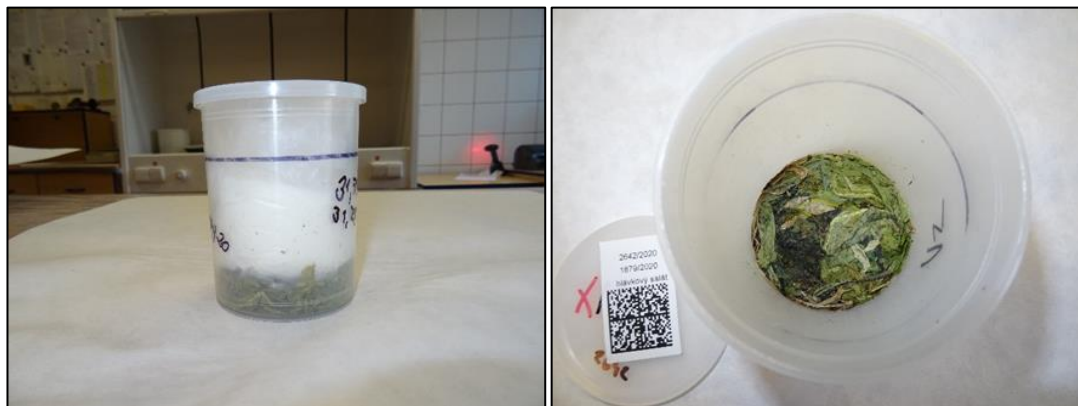
## 5.6 Metodika měření

Vzhledem ke skutečnosti, že pěstování a sklizení plodin proběhlo postupně v průběhu roku 2020, stejným způsobem proběhlo i následné měření požadovaných hodnot v SÚRO Praha – Nusle a Hradec Králové.

Prováděných měření jsem se aktivně neúčastnila, nicméně jsem SÚRO Praha navštívila v letech předešlých, a to během prací v rámci mé bakalářské práce „Průzkum transferových koeficientů  $^{137}\text{Cs}$  z půdy do zemědělských plodin v kú: Rasošky (739413), Vlkov u Jaroměře (784079) a Černožice nad Labem (620629)“ a s používanou technikou jsem byla seznámena. V rámci měření byla provedena analýza vzorků ve vybrané biotě (saláty, cibule a ředkvičky), za použití spektrometrie gama. Tato měření byla provedena na detektorech SÚRO Hradec Králové a Praha. Před usušením proběhlo vážení vzorků, hmotnost jednotlivých vzorků byla nízká, někdy až ve zlomcích gramu. Po usušení do sebe vzorky opět vstřebávaly vzdušnou vlhkost, proto byly nejprve přemístěny do měřících nádob válcovitého tvaru (tzv. masťovky) a následně sušeny přímo v těchto nádobách. Po usušení vzorů byly masťovky uzavřeny víčky a zváženy.

Poté bylo provedeno postupné měření jednotlivých vzorků na polovodičových detektorech záření gama, které jsou vyrobeny z vysoce čistého germania (HPGe detektory, High Purity Germanium detector) o relativních účinnostech až 150 % v geometrii v poloze na detektoru. Kvůli snížení pozadí, jsou detektory umístěny v ocelových (síla stěn 20 cm) nebo olověných (síla stěn 10 cm) stínících kobkách. Vzhledem k nízkým naměřeným aktivitám, zejména u  $^{134}\text{Cs}$ , trvalo měření jednotlivých vzorků několik dní až týden. Vyhodnocení spektra bylo zpracováno

pomocí programu Genie 2000. Výsledky byly dále korigovány pomocí programu Efftran a výsledná nejistota byla vypočítána metodou šíření chyb. Metoda polovodičové spektrometrie gama je v laboratořích SÚRO akreditována.



Obr. č. 20 a 21: vzorek v masíovce v poloze na detektoru  
Zdroj: (SÚRO Praha – Nusle, Hradec Králové)



Obr. č. 22 a 23: HPGe detektory v ocelovém stínění a detektor se vzorkem v geometrii „masíovka na detektoru“  
Zdroj: (SÚRO Praha – Nusle, Hradec Králové)

## 6 Výsledky

### 6.1 Vyhodnocení poloprovozního experimentu pro jednotlivé plodiny

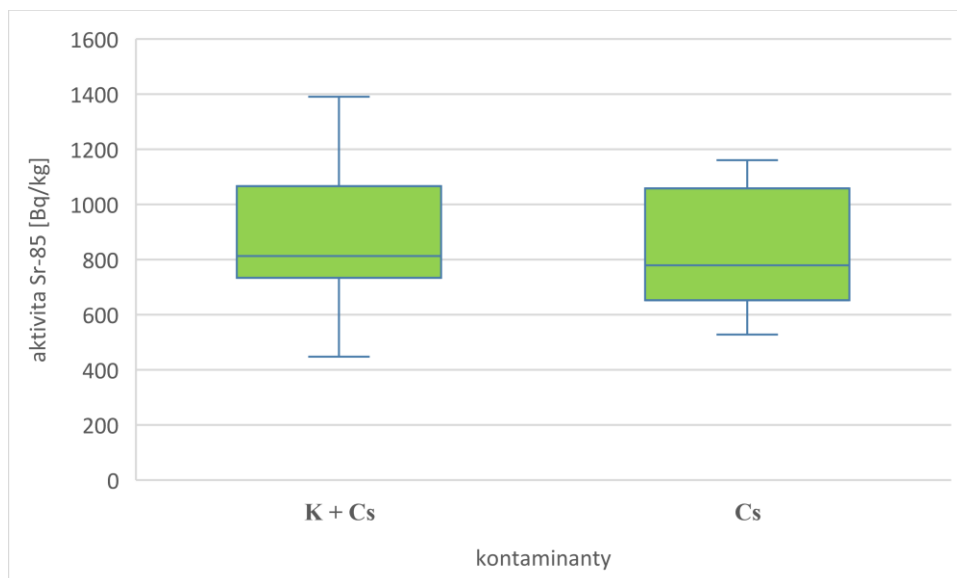
Po ukončení všech měření, byla data zkompletována do souboru Excel. Dále jsem pracovala s daty, která se týkala mnou zkoumaného půdního typu - fluvizem glejová z oblasti JE Temelín. Pro vyhodnocení dat, jsem vybrala metodu popisné statistiky.

Shromážděná data jsou shrnuta v tabulkách, a to pro každou biomasu zvlášť. V každé tabulce jsou sledovány tyto parametry: typ půdy, množství půdy v jednotlivých nádobách [kg], ošetření jednotlivých nádob - tedy 8 nádob bez kontaminace (NC), 16 nádob s kontaminací, z toho 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a s draslíkem (K). Zdravotní stav rostlin, nativní hmotnost [g], sušina [g], aktivita  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg], kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg], aktivita  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg], kombinovaná standardní nejistota  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg], aktivita  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg], kombinovaná standardní nejistota  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg].

#### Naměřené hodnoty experimentální plodiny salát:

Nativní hmotnost biomasy se pohybuje v rozmezí 52,93 – 105,77 g a celkový zdravotní stav byl vyhodnocen průměrnou hodnotu známky 7,6, kdy známka 1 byl nejhorší stav a známka 10 nejlepší zdravotní stav. Hodnoty se od sebe vzájemně nijak výrazně neliší, tudíž nelze prokázat pozitivní ani negativní vliv přidaných radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  ani vliv přidaného  $^{40}\text{K}$ .

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  se pohybuje v rozmezí 448 – 1390 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 873,68$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 818,20$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe vzájemně nijak výrazně neliší, i když u nádob s přidaným K je aktivita nepatrně vyšší, nelze však jednoznačně prokázat vliv přidaného K (obr. č. 24).



Obr. č. 24: porovnání naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  u salátu

Aktivita Sr-85		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	873,68	818,20
Směr. odchylka	280,94	224,83
Medián	812,75	778,98
Minimum	447,64	527,73
Maximum	1390,00	1159,86
Rozdíl max-min	942,35	632,12

Obr. č. 25: popisná tabulka

Vysvětlivky: Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální plodina

Počet – počet vzorků

Aritmetický průměr – ar. prům. z osmi vzorků

Směr.odchylka – míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty

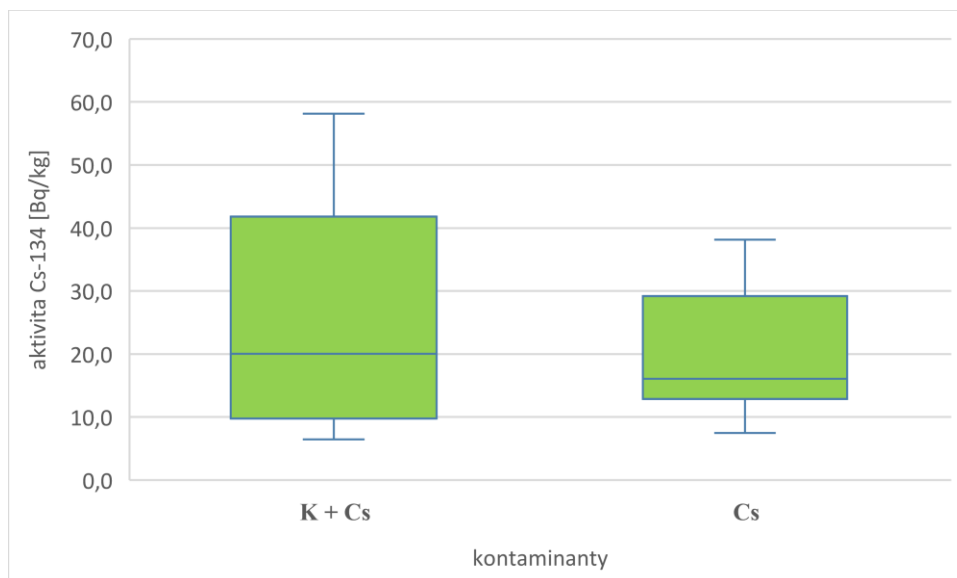
Medián – rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  se pohybuje v rozmezí 6,47 – 58,1 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 25,92$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 20,12$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe liší jen nepatrně, tudíž nelze jednoznačně prokázat vliv přidaného K i když u nádob s přidaným K byla aktivita  $^{134}\text{Cs}$  nepatrně vyšší (obr. č. 25).



Obr. č. 25: porovnání naměřených hodnot  $^{134}\text{Cs}$  u salátu

Aktivita Cs-134		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Aritmetický průměr	25,92	20,12
Směr. odchylka	18,41	10,41
Medián	20,04	16,09
Minimum	6,47	7,46
Maximum	58,13	38,13
Rozdíl max-min	51,66	30,66

Obr. č. 26: popisná tabulka

Vysvětlivky: Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální plodina

Počet – počet vzorků

Aritmetický průměr – ar. prům. z osmi vzorků

Směr. odchylka – míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty

Medián – rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Aktivita  $^{40}\text{K}$  se pohybuje v rozmezí 2700 – 3840 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 3521,25$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 3191,23$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe liší jen nepatrně, je ale nutné podotknout, že byla naměřena aktivita  $^{40}\text{K}$  i v nádobách, které nebyly o tuto živinu obohaceny. Tuto skutečnost lze přikládat faktu, že půdy byly



odebrány z pozemků, kde se trvale zemědělsky obhospodařují, tudíž je předpoklad, že zde jsou rezidua hnojiv (tab. č. 2).

Typ půdy	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	KSN Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	KSN K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	KSN Cs-134 [Bq/kg]
TE flu	15,07	ne	TE fluvizem 1	NC	7	84,04	2,72						
TE flu	15,56	ne	TE fluvizem 2	NC	8	60,53	2,11						
TE flu	15,59	ne	TE fluvizem 3	NC	10	79,95	3,17						
TE flu	15,12	ne	TE fluvizem 4	NC	7	89,74	4,84						
TE flu	15,68	ne	TE fluvizem 5	PC	7	81,45	3,66						
TE flu	16,14	ne	TE fluvizem 6	PC	7	84,59	3,66						
TE flu	15,25	ne	TE fluvizem 7	PC	7	59,78	2,09						
TE flu	15,05	ne	TE fluvizem 8	PC	8	80,16	2,93						
TE flu	15,71	ano	TE fluvizem 9	K + Cs	6	52,93	2,69	1110	24	3200	140	37,1	2,9
TE flu	15,25	ano	TE fluvizem 10	K + Cs	8	72,61	3,47	932	21	3340	110	13,7	1,1
TE flu	15,61	ano	TE fluvizem 11	K + Cs	7	81,64	3,54	1390	30	3620	120	21,1	1,8
TE flu	15,50	ano	TE fluvizem 12	K + Cs	9	80,02	4,25	726	20	3440	130	19,0	1,7
TE flu	15,83	ano	TE fluvizem 13	K + Cs	7	72,62	2,87	758	19	3840	140	43,4	2,7
TE flu	15,48	ano	TE fluvizem 14	K + Cs	8	105,77	6,09	777	21	3840	130	8,4	1,1
TE flu	16,34	ano	TE fluvizem 15	K + Cs	8	95,41	5,02	448	13	3610	120	6,47	0,56
TE flu	16,42	ano	TE fluvizem 16	K + Cs	7	75,65	5,27	849	22	3280	120	58,1	2,3
TE flu	15,51	ano	TE fluvizem 17	Cs	7	68,87	4,13	821	20	3220	120	17,8	1,6
TE flu	15,34	ano	TE fluvizem 18	Cs	9	90,00	4,58	1160	30	3420	120	26,7	1,8
TE flu	15,72	ano	TE fluvizem 19	Cs	9	84,62	4,57	690	18	3510	120	14,0	1,4
TE flu	14,83	ano	TE fluvizem 20	Cs	8	91,6	6,51	841	19	3280	90	7,5	0,6
TE flu	15,47	ano	TE fluvizem 21	Cs	7	82,58	7,01	528	13	2820	90	14,4	1,1
TE flu	15,14	ano	TE fluvizem 22	Cs	8	95,8	7,81	737	20	2700	90	30,0	1,4
TE flu	14,95	ano	TE fluvizem 23	Cs	7	100,4	5,97	1130	30	3230	110	12,5	1,1
TE flu	16,06	ano	TE fluvizem 24	Cs	7	92,91	4,59	639	17	3350	120	38,1	2,1

Tabulka č.2: naměřené hodnoty u experimentální plodiny salát

Vysvětlivky: TE flu – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE

Přidaná aktivita – přidanou aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jedn. nádob

Vzorek – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Zdravotní stav – hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

KSN  $^{85}\text{Sr}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{40}\text{K}$  – naměřená aktivita u  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

KSN  $^{40}\text{K}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

KSN  $^{134}\text{Cs}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

### Naměřené hodnoty experimentální plodiny cibule:

Vzhledem ke skutečnosti, že zdravotní stav biomasy cibule byl velmi špatný, byl v den sklizně zvolen postup sklídit směsný vzorek. Nativní hmotnost dané biomasy byla u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 26,47$  g a u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 21,44$  g. Hodnoty se od sebe vzájemně nijak výrazně neliší, tudíž nelze prokázat pozitivní ani negativní vliv přidaných radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  ani vliv přidaného  $^{40}\text{K}$ .

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  u biomasy z nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 2045$  [Bq/kg] a biomasy z nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1331$  [Bq/kg], u těchto hodnot je prokazatelně vyšší aktivita  $^{85}\text{Sr}$  u směšného vzorku z nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , a to o 714 [Bq/kg]. Což by mohlo být způsobeno právě přidáním  $^{40}\text{K}$ , nicméně by bylo vhodné tuto hypotézu potvrdit opakováním experimentu.

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  biomasy z nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1319$  [Bq/kg] a biomasy z nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 663$  [Bq/kg]. Tyto hodnoty se od sebe liší celkem výrazně, a to u vzorku z nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  je aktivita  $^{134}\text{Cs}$  vyšší o 656 [Bq/kg]. Což by mohlo být způsobeno právě přidáním  $^{40}\text{K}$ , nicméně by bylo vhodné tuto hypotézu potvrdit opakováním experimentu.

Aktivita  $^{40}\text{K}$  u biomasy z nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1331$  [Bq/kg] a biomasy z nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1210$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe liší jen nepatrně, je ale nutné podotknout, že byla naměřena aktivita  $^{40}\text{K}$  i v nádobách, které nebyly o tuto živinu obohaceny. Tuto skutečnost lze přikládat faktu, že půdy byly odebrány z pozemků, kde se trvale zemědělsky obhospodařují, tudíž je předpoklad, že zde jsou rezidua hnojiv (tab. č. 3).

Vzorek	Ošetření	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Podíl sušiny [%]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	KSN Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	KSN K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	KSN Cs-134 [Bq/kg]
TE flu	K+Cs	26,47	2,446	9,2	2045	88	1331	77	1319	59
TE flu	Cs	21,44	2,396	11,2	1331	69	1210	110	663	35

Tabulka č. 3: naměřené hodnoty u experimentální plodiny cibule

Vysvětlivky: TE flu – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE

Vzorek – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS = přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

KSN  $^{85}\text{Sr}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{40}\text{K}$  – naměřená aktivita u  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

KSN  $^{40}\text{K}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

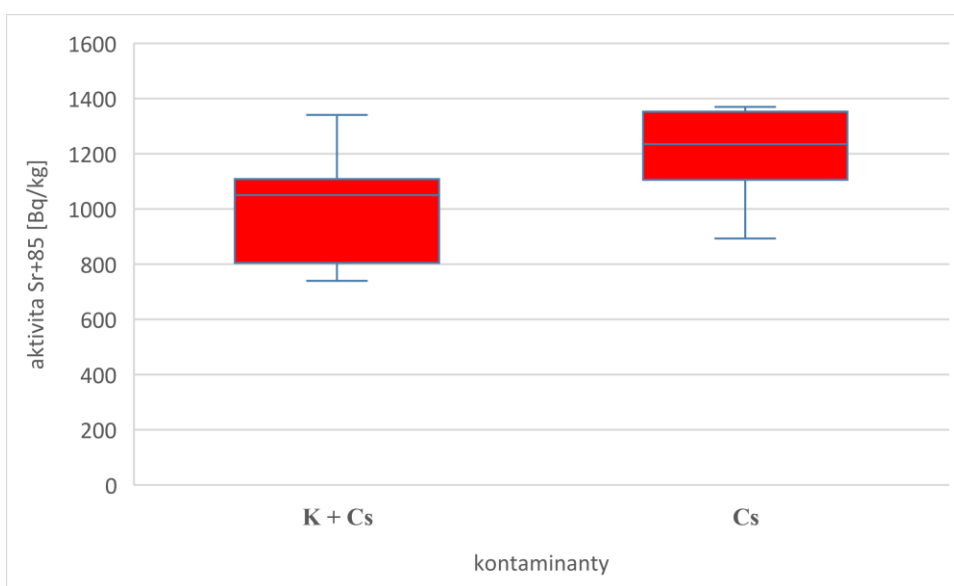
KSN  $^{134}\text{Cs}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

### Naměřené hodnoty experimentální plodiny ředkvičky:

Nativní hmotnost biomasy ředkviček se pohybuje v rozmezí 3,39 – 15,58 g a celkový zdravotní stav byl vyhodnocen průměrnou hodnotou známky 4,13, kdy známka 1 byl

nejhorší stav a známka 10 nejlepší zdravotní stav. Vzhledem ke skutečnosti, že ředkvičky byly vysety 7. 10. 2020 a sklizeny 25. 11. 2020, byl zdravotní stav i nativní hmotnost odpovídající klimatickým podmínkám, kterým byla tato plodina vystavena, samotná sklizeň probíhala v období prvních přizemních mrazíků. Nicméně je prokazatelný fakt, že nativní hmotnost biomasy z nádob nekontaminovaných je v porovnání s nádobami kontaminovanými vyšší. Tudíž bychom mohli hovořit o negativním vlivu přidaných radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  na celkový zdravotní stav biomasy, který se následně odráží i v naměřené hmotnosti.

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  se pohybuje v rozmezí 739 – 1810 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 1003,44$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 1257,79$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe vzájemně nepatrně liší, a to celkem o 254,34 [Bq/kg], můžeme tedy hovořit o možném vlivu přidaného K (obr. č. 27).



Obr. č. 27: porovnání naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  u ředkviček

Aktivita Sr-85		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Aritmetický průměr	1003,44	1257,79
Směr. odchylka	199,14	266,78
Medián	1050,00	1235,00
Minimum	739,24	892,38
Maximum	1340,00	1810,00
Rozdíl max-min	600,00	917,61

Obr. č. 28: popisná tabulka

Vysvětlivky: Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální plodina

Počet – počet vzorků

Aritmetický průměr – ar. prům. z osmi vzorků

Směr. odchylka – míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty

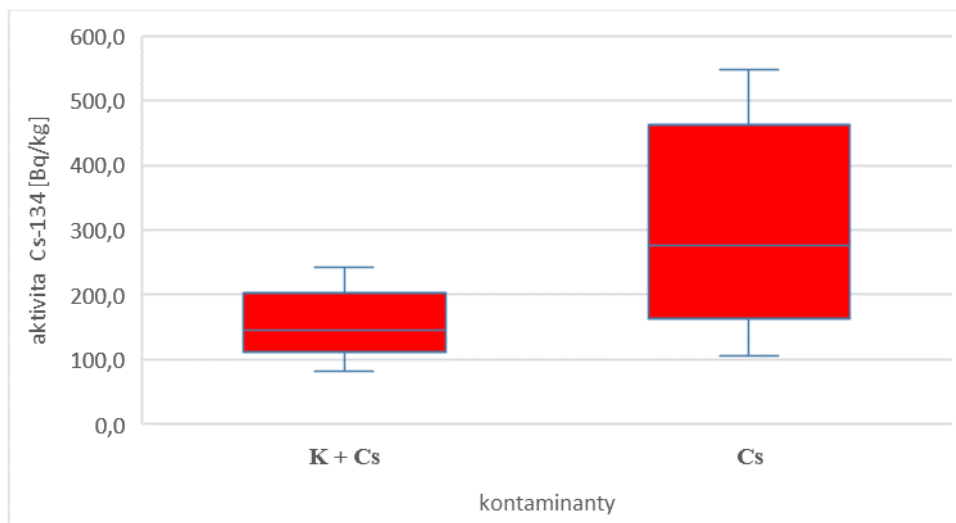
Medián – rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  se pohybuje v rozmezí 81,9 - 547 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 153,44$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 309,12$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe liší celkem o 155,68 [Bq/kg]. Můžeme tedy hovořit o možném vlivu přidaného K (obráz. č. 29).



Obr. č. 29: porovnání naměřených hodnot  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček

Aktivita Cs-134		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Aritmetický průměr	153,44	309,12
Směr. odchylka	54,29	156,72
Medián	145,38	276,25
Minimum	81,85	106,58
Maximum	242,72	546,97
Rozdíl max-min	160,86	440,38

Obr. č. 30: popisná tabulka

Vysvětlivky: Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ , Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Plodina – zkoumaná experimentální plodina

Počet – počet vzorků

Aritmetický průměr – ar. prům. z osmi vzorků

Směr. odchylka – míra rozptýlení hodnot od průměrné střední hodnoty

Medián – rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%>než medián, 50%<než medián

Minimum – minimální naměřená hodnota

Maximum – maximální naměřená hodnota

Rozdíl max-min – rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Aktivita  $^{40}\text{K}$  bioty ředkviček se pohybuje v rozmezí 1650 - 2790 [Bq/kg], přičemž průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 2207,46$  [Bq/kg] a průměrná hodnota u nádob kontaminovaných  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} = 2166,25$  [Bq/kg]. Průměrné hodnoty se od sebe liší jen nepatrně, je ale nutné podotknout, že byla naměřena aktivita  $^{40}\text{K}$  i v nádobách, které nebyly o tuto živinu obohaceny. Tuto skutečnost lze přikládat faktu, že půdy byly odebrány z pozemků, kde se trvale zemědělsky obhospodařují, tudíž je předpoklad, že zde jsou rezidua hnojiv (tab. č. 4).

Typ půdy	Množství půdy [kg]	Přidaná aktivita	Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita Sr-85 [Bq/kg]	KSN Sr-85 [Bq/kg]	Aktivita K-40 [Bq/kg]	KSN K-40 [Bq/kg]	Aktivita Cs-134 [Bq/kg]	KSN Cs-134 [Bq/kg]
TE flu	15,07	ne	TE fluvizem 1	NC	6	15,58	0,84						
TE flu	15,56	ne	TE fluvizem 2	NC	6	12,38	0,6						
TE flu	15,59	ne	TE fluvizem 3	NC	6	10,96	0,52						
TE flu	15,12	ne	TE fluvizem 4	NC	5	11,31	0,55						
TE flu	15,68	ne	TE fluvizem 5	PC	5	12,32	0,62						
TE flu	16,14	ne	TE fluvizem 6	PC	5	11,29	0,52						
TE flu	15,25	ne	TE fluvizem 7	PC	5	11,58	0,54						
TE flu	15,05	ne	TE fluvizem 8	PC	6	12,71	0,53						
TE flu	15,71	ano	TE fluvizem 9	K + Cs	4	8,63	0,39	1110	50	1870	450	122,6	13,2
TE flu	15,25	ano	TE fluvizem 10	K + Cs	4	7,13	0,36	1340	60	2300	130	160,8	11,1
TE flu	15,61	ano	TE fluvizem 11	K + Cs	4	8,89	0,4	791	39	2580	440	168,0	7,0
TE flu	15,50	ano	TE fluvizem 12	K + Cs	4	8,46	0,35	848	32	2440	210	242,7	6,7
TE flu	15,83	ano	TE fluvizem 13	K + Cs	4	9,36	0,42	1050	50	1650	160	81,9	4,4
TE flu	15,48	ano	TE fluvizem 14	K + Cs	4	10,01	0,45	1050	50	2480	130	107,7	5,9
TE flu	16,34	ano	TE fluvizem 15	K + Cs	4	7,76	0,38	739	33	2120	120	129,93	5,41
TE flu	16,42	ano	TE fluvizem 16	K + Cs	4	9,74	0,41	1100	50	2220	180	214,0	9,2
TE flu	15,51	ano	TE fluvizem 17	Cs	3	7,07	0,33	1300	60	1910	220	398,3	16,2
TE flu	15,34	ano	TE fluvizem 18	Cs	3	5,63	0,26	1370	60	2260	330	278,0	13,3
TE flu	15,72	ano	TE fluvizem 19	Cs	3	5,33	0,22	1250	50	2020	320	274,5	11,9
TE flu	14,83	ano	TE fluvizem 20	Cs	4	7,22	0,32	1100	50	2790	290	251,7	13,5
TE flu	15,47	ano	TE fluvizem 21	Cs	2	3,39	0,15	1220	60	2460	190	483,0	18,0
TE flu	15,14	ano	TE fluvizem 22	Cs	3	8,43	0,36	892	39	2250	120	133,9	5,4
TE flu	14,95	ano	TE fluvizem 23	Cs	2	4,13	0,18	1810	90	1730	280	547,0	25,6
TE flu	16,06	ano	TE fluvizem 24	Cs	3	8,28	0,36	1120	50	1910	150	106,6	7,3

Tabulka č. 4: naměřené hodnoty u experimentální plodiny ředkvičky

Vysvětlivky: TE flu – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE

Přidaná aktivita – přídáním aktivitou se rozumí přidání/nepřidání kontaminantů do jedn. nádob

Vzorek – rozumí se pořadí nádob v experimentu

Ošetření – NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola, K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$ ,

Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$

Zdravotní stav – hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší

Nativní hmotnost – hmotnost čerstvě odebrané biomasy

Sušina – hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

KSN  $^{85}\text{Sr}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{40}\text{K}$  – naměřená aktivita u  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

KSN  $^{40}\text{K}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

KSN  $^{134}\text{Cs}$  – kombinovaná standardní nejistota  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

## 6.2 Transferový koeficient

### Experimentální plodina salát:

Průměrný transferový koeficient (TK)  $^{85}\text{Sr}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,79 \text{ E}^{-2}$ , u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,68 \text{ E}^{-2}$ . Průměrný TK  $^{134}\text{Cs}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,82 \text{ E}^{-4}$  a u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,42 \text{ E}^{-4}$  (tab.č.5).

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny salátu	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny salátu	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
TE fluvizem 9	1110	49137,56	<b>2,26E-02</b>	37,14	143045,61	<b>2,60E-04</b>
TE fluvizem 10	932	49161,87	<b>1,90E-02</b>	13,69	143116,39	<b>9,56E-05</b>
TE fluvizem 11	1390	49088,93	<b>2,83E-02</b>	21,07	142904,06	<b>1,47E-04</b>
TE fluvizem 12	726	49088,93	<b>1,48E-02</b>	19,02	142904,06	<b>1,33E-04</b>
TE fluvizem 13	758	48991,68	<b>1,55E-02</b>	43,35	142620,94	<b>3,04E-04</b>
TE fluvizem 14	777	48554,04	<b>1,60E-02</b>	8,44	141346,90	<b>5,97E-05</b>
TE fluvizem 15	448	49161,87	<b>9,11E-03</b>	6,47	143116,39	<b>4,52E-05</b>
TE fluvizem 16	849	48165,02	<b>1,76E-02</b>	58,14	140214,43	<b>4,15E-04</b>
TE fluvizem 17	821	48626,98	<b>1,69E-02</b>	17,81	141559,24	<b>1,26E-04</b>
TE fluvizem 18	1160	48189,33	<b>2,41E-02</b>	26,69	140285,21	<b>1,90E-04</b>
TE fluvizem 19	690	48699,92	<b>1,42E-02</b>	13,98	141771,58	<b>9,86E-05</b>
TE fluvizem 20	841	48505,41	<b>1,73E-02</b>	7,47	141205,34	<b>5,29E-05</b>
TE fluvizem 21	528	48943,05	<b>1,08E-02</b>	14,37	142479,38	<b>1,01E-04</b>
TE fluvizem 22	737	49234,81	<b>1,50E-02</b>	30,01	143328,73	<b>2,09E-04</b>
TE fluvizem 23	1130	48724,23	<b>2,32E-02</b>	12,50	141842,36	<b>8,81E-05</b>
TE fluvizem 24	639	48651,29	<b>1,31E-02</b>	38,13	141630,02	<b>2,69E-04</b>

Tabulka č. 5: transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ , salát

Vysvětlivky: TE fluvizem – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE, pořadové číslo vzorku

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  po provedení korekcí na sušinu [Bq/kg suš.]

Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby- plošná aktivita dané nádoby [Bq/m<sup>2</sup>]

Transferový koeficient TK - poměr hmotnostní aktivity radionuklidu v rostlině sušené a hmotnostní aktivity suché půdy [Bq/kg] / [Bq/m<sup>2</sup>]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  po provedení korekcí na sušinu [Bq/kg suš.]

## Experimentální plodina cibule:

Průměrný transferový koeficient (TK)  $^{85}\text{Sr}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 8,82 \text{ E}^{-2}$ , u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 5,76 \text{ E}^{-2}$ . Průměrný TK  $^{134}\text{Cs}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 9,88 \text{ E}^{-3}$  a u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 4,99 \text{ E}^{-3}$  (tab. č. 6).

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny cibule	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs-134 na hmotnost sušiny cibule	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
TE fluvizem K+Cs	2045	23189,38	<b>8,82E-02</b>	1319	133533,16	<b>9,88E-03</b>
TE fluvizem Cs	1331	23084,21	<b>5,76E-02</b>	663	132927,55	<b>4,99E-03</b>

Tabulka č. 6: transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ , cibule

Vysvětlivky: TE fluvizem – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE, druh kontaminace

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  po provedení korekcí na sušinu [Bq/kg suš.]

Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby- plošná aktivita dané nádoby [Bq/m<sup>2</sup>]

Transferový koeficient TK - poměr hmotnostní aktivity radionuklidu v rostlině sušené a hmotnostní aktivity suché půdy [Bq/kg] / [Bq/m<sup>2</sup>]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  po provedení korekcí na sušinu [Bq/kg suš.]



## Experimentální plodina ředkvičky:

Průměrný transferový koeficient (TK)  $^{85}\text{Sr}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 7,95 \text{ E}^{-2}$ , u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,00 \text{ E}^{-1}$ . Průměrný TK  $^{134}\text{Cs}$  u biomasy sklizené z nádob  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 1,21 \text{ E}^{-3}$  a u biomasy sklizené z nádob  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr} = 2,45 \text{ E}^{-3}$  (tab. č. 7).

	Aktivita Sr-85 na hmotnost sušiny ředkvičky	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK	Aktivita Cs- 134 na hmotnost sušiny ředkvičky	Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby	Transferový koeficient TK
	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg suš.]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
TE fluvizem 9	1110	12683,74	<b>8,75E-02</b>	122,6	127283,05	<b>9,63E-04</b>
TE fluvizem 10	1340	12690,01	<b>1,06E-01</b>	160,8	127346,03	<b>1,26E-03</b>
TE fluvizem 11	791	12671,19	<b>6,24E-02</b>	168,0	127157,08	<b>1,32E-03</b>
TE fluvizem 12	848	12671,19	<b>6,69E-02</b>	242,7	127157,08	<b>1,91E-03</b>
TE fluvizem 13	1050	12646,08	<b>8,30E-02</b>	81,9	126905,16	<b>6,45E-04</b>
TE fluvizem 14	1050	12533,12	<b>8,38E-02</b>	107,7	125771,52	<b>8,56E-04</b>
TE fluvizem 15	739	12690,01	<b>5,83E-02</b>	129,9	127346,03	<b>1,02E-03</b>
TE fluvizem 16	1100	12432,70	<b>8,85E-02</b>	214,0	124763,84	<b>1,72E-03</b>
TE fluvizem 17	1300	12551,94	<b>1,04E-01</b>	398,3	125960,46	<b>3,16E-03</b>
TE fluvizem 18	1370	12438,98	<b>1,10E-01</b>	278,0	124826,82	<b>2,23E-03</b>
TE fluvizem 19	1250	12570,77	<b>9,94E-02</b>	274,5	126149,40	<b>2,18E-03</b>
TE fluvizem 20	1100	12520,56	<b>8,79E-02</b>	251,7	125645,56	<b>2,00E-03</b>
TE fluvizem 21	1220	12633,53	<b>9,66E-02</b>	483,0	126779,20	<b>3,81E-03</b>
TE fluvizem 22	892	12708,84	<b>7,02E-02</b>	133,9	127534,97	<b>1,05E-03</b>
TE fluvizem 23	1810	12577,05	<b>1,44E-01</b>	547,0	126212,38	<b>4,33E-03</b>
TE fluvizem 24	1120	12558,22	<b>8,92E-02</b>	106,6	126023,44	<b>8,46E-04</b>

Tabulka č. 7: transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ , ředkvičky

Vysvětlivky: TE fluvizem – fluvizem glejová z havarijní zóny ETE, pořadové číslo vzorku

Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  po provedení korekci na sušinu [Bq/kg suš.]

Plošná aktivita půdy Ap přepočítaná na plochu nádoby- plošná aktivita dané nádoby [Bq/m<sup>2</sup>]

Transferový koeficient TK - poměr hmotnostní aktivity radionuklidu v rostlině sušené a hmotnostní aktivity suché půdy [Bq/kg] / [Bq/m<sup>2</sup>]

Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny salátu – naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  po provedení korekci na sušinu [Bq/kg suš.]

## 7 Diskuze

Experimentální plodiny byly pěstovány postupně, a ne každá v obvyklých klimatických podmínkách optimálních pro dobrý zdravotní stav plodiny, týká se zejména ředkviček. Dále je zapotřebí si uvědomit skutečnost, že dané kontaminanty podléhají poločasu rozpadu, a tudíž se jejich koncentrace v půdách i následný transfer na rostlinu s časem mění. Obsah radionuklidů je ovlivněn i růstem plodiny, kořenovým systémem, samotným vzrůstem rostlin a typem plodin. Velký vliv na akumulaci i transferový koeficient má samotný chemismus půdy (Kozák et al. 2020), pH, horninové složení, typ půd, ale i klimatické podmínky a mikroorganismy v půdě (Zhu et al., 2000). Mikroorganismy mají schopnost měnit pH půdy což má vliv na biologickou dostupnost radionuklidů (Guo et al., 2010).

Používaná data pro srovnání výsledků, jsou data výsledných měření mnou zkoumaných experimentálních plodin a data mých kolegů – všech ostatních řešitelů, a to v tomto rozdělení u následujících lokalit a typů půd:

DU kambizem (Doskočilová, 2021)

DU černozem (Stádníková, 2021)

DU hnědozem (Finkous P., 2021)

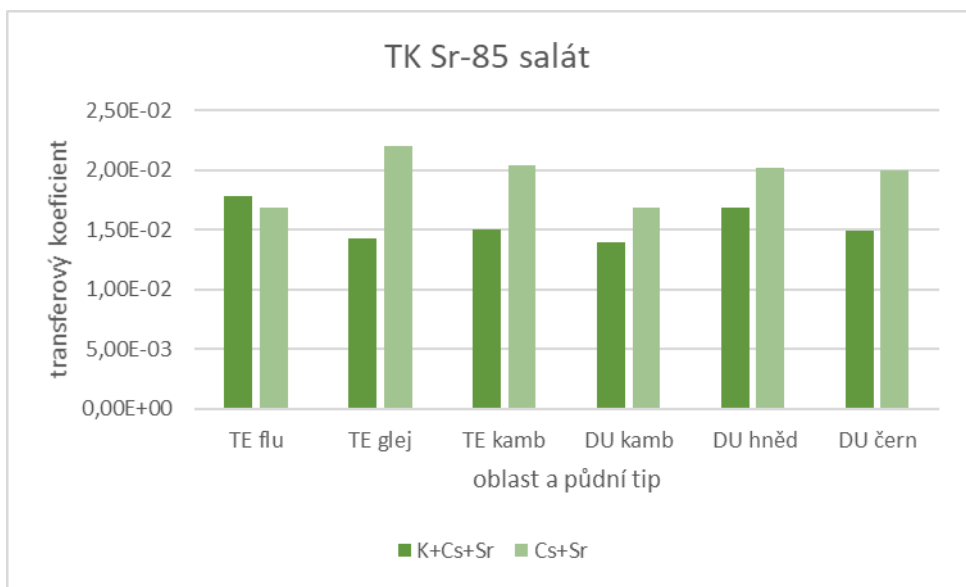
TE glej (Kautská, 2021)

TE kambizem (Finkous M., 2021)

### 7.1 Porovnání přestupových koeficientů

#### Porovnání transferových koeficientů $^{85}\text{Sr}$ u experimentální plodiny salát

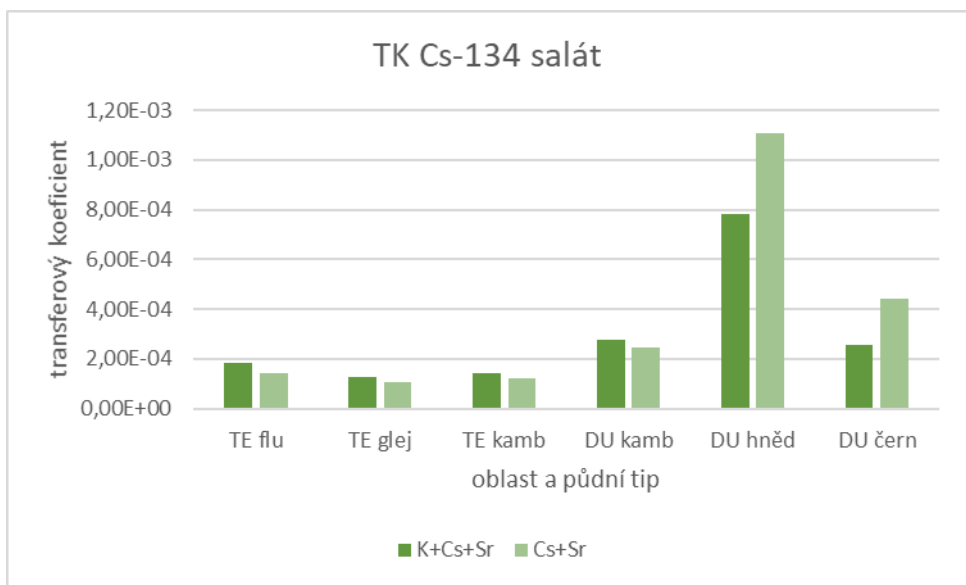
Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  nelišil výrazně, nicméně u TE fluvizem a DU hnědozem (Finkous P., 2021) byl o něco vyšší. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl TK se pohyboval také v podobné úrovni, nicméně oproti nádobám s přidaným draslíkem (K), až na TE fluvizem výrazně vyšší (obr. č. 31). Na základě tohoto porovnání můžeme říci, že přidaný K by mohl u plodiny salát působit jako blokátor pro transfer  $^{85}\text{Sr}$  z půdy na plodinu.



Obr. č. 31: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{85}\text{Sr}$  u experimentální plodiny salát

### Porovnání transferových koeficientů $^{134}\text{Cs}$ u experimentální plodiny salát

Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  lišil velmi výrazně u oblasti DU hnědozem (Finkous P., 2021) celkově dle porovnání výsledků je v oblasti DU TK vyšší než u oblasti TE. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl TK se pohyboval také v podobné úrovni, kde TK u DU hnědozem (Finkous P., 2021) byl výrazně vyšší oproti ostatním vzorkům. Ostatní vzorky se výrazně nelišily (obr. č. 32).

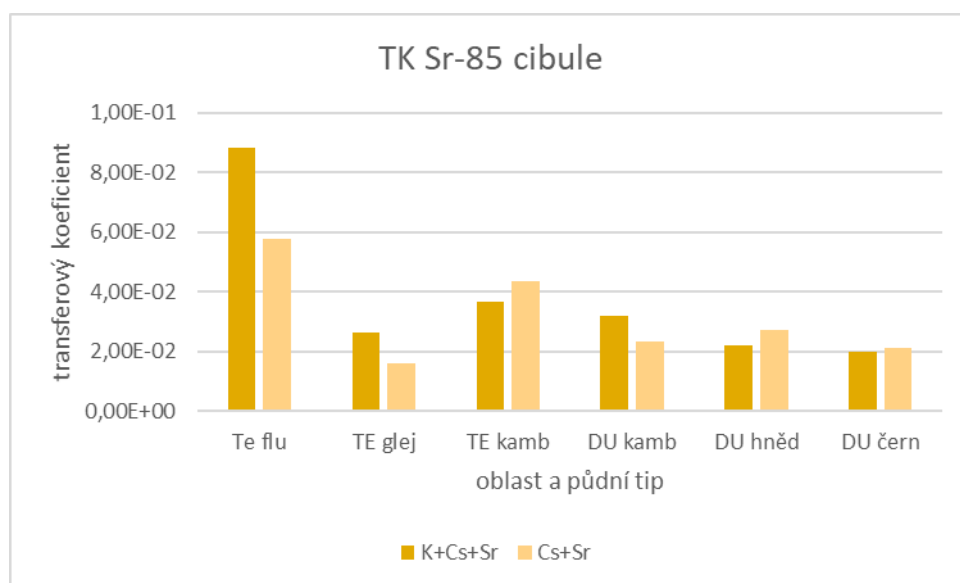


Obr. č. 32: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{134}\text{Cs}$  u experimentální plodiny salát

V roce 2004 provedl podobný experiment Melnitchouck (Melnitchouck et al., 2004) - byl zkoumán přestup Sr a Cs z půdy do experimentálních rostlin (salát a ředkvička). Koeficienty přenosu půdy a rostlin se pohybovaly mezi 0,12–19,10 (Cs) a 1,48–146,10 (Sr) pro salát a 0,09–13,24 (Cs) a 2,99–93,00 (Sr) pro ředkvičky. 2004) - dá se hovořit o srovnatelných výsledcích.

### Porovnání transferových koeficientů $^{85}\text{Sr}$ u experimentální plodiny cibule

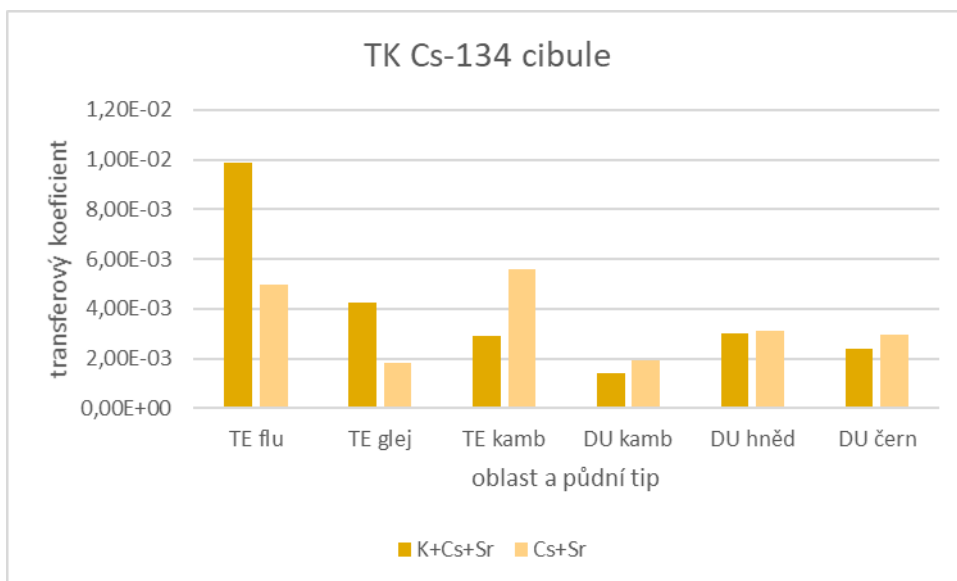
Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  lišil velmi výrazně u oblasti TE fluvizem, u ostatních vzorků se při vzájemném porovnání TK nijak výrazně nelišil. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl také TK výrazně vyšší v porovnání s ostatními vzorky u vzorku TE fluvizem ostatní porovnávané výsledky jsou srovnatelné (obr. č. 33).



Obr. č. 33: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{85}\text{Sr}$  s u experimentální plodiny cibule

### Porovnání transferových koeficientů $^{134}\text{Cs}$ u experimentální plodiny cibule

Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  lišil velmi výrazně u oblasti TE fluvizem, u ostatních vzorků se při vzájemném porovnání TK nijak výrazně nelišil. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl také TK vyšší v porovnání s ostatními vzorky u vzorku TE fluvizem a u vzorku TE kambizem (Finkous M., 2021) ostatní porovnávané výsledky jsou srovnatelné (obr. č. 34).

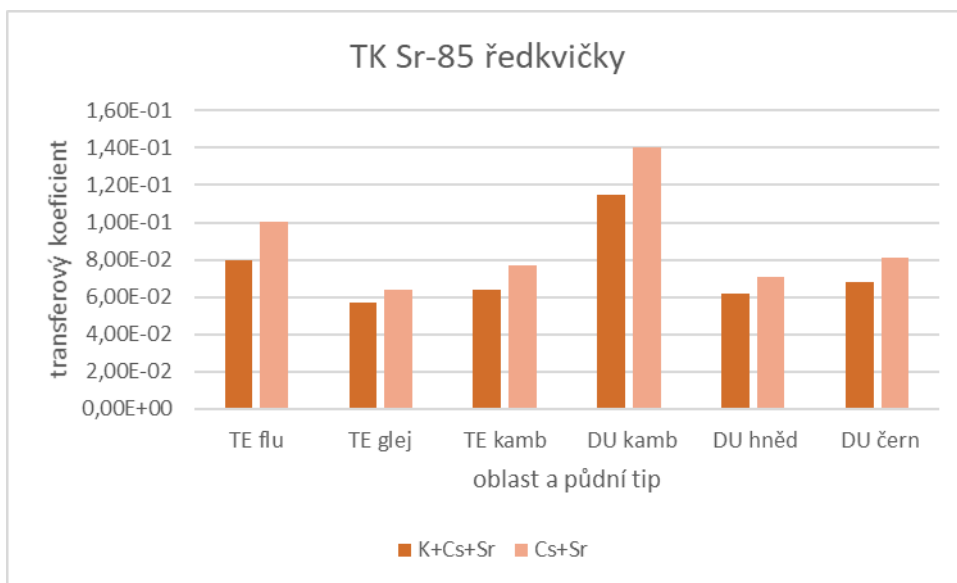


Obr. č. 34: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{134}\text{Cs}$  s u experimentální plodiny cibule

Hydroponická studie, která proběhla v Rusku ukázala, že vysoká akumulace  $^{137}\text{Cs}$  byla zejména v kořenech cibule. Po 27denním růstovém období bylo z roztoku přeneseno  $\approx 70\%$   $^{137}\text{Cs}$  (Paramonova et al., 2021). Náš poloprovozní experiment potvrzuje, že transfer  $^{137}\text{Cs}$  z půdy na cibuli byl poměrně stabilní na všech půdních typech, nicméně u TE fluvizem byl v porovnání s ostatními poměrně vysoký.

### Porovnání transferových koeficientů $^{85}\text{Sr}$ u experimentální plodiny ředkvičky

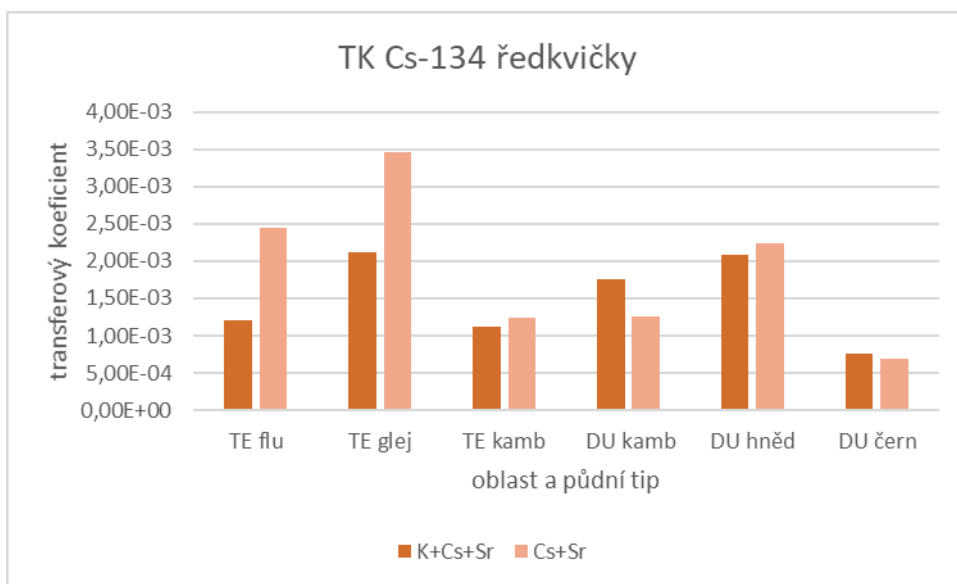
Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  lišil velmi výrazně u oblasti DU kambizem (Doskočilová, 2021) a mírně lišil u TE fluvizem, u ostatních vzorků se při vzájemném porovnání TK nijak výrazně nelišil. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl také TK vyšší v porovnání s ostatními vzorky u vzorku DU kambizem (Doskočilová, 2021) a TE fluvizem, ostatní porovnávané výsledky jsou srovnatelné (obr. č. 35).



Obr. č. 35: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{85}\text{Sr}$  s u experimentální plodiny ředkvičky

### Porovnání transferových koeficientů $^{134}\text{Cs}$ u experimentální plodiny ředkvičky

Transferový koeficient (TK) se u nádob ošetřených  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  lišil poměrně výrazně u oblasti TE glej (Kautská, 2021) a DU hnědozem (Finkous P., 2021) a mírně lišil u DU kambizem (Doskočilová, 2021), u ostatních vzorků se při vzájemném porovnání TK nijak výrazně nelišil. TK u nádob ošetřených  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$  byl u TE glej (Kautská, 2021), TE fluvizem a DU hnědozem (Finkous P., 2021) vyšší v porovnání s ostatními vzorky (obr. č. 36).



Obr. č. 36: porovnání výsledků všech řešitelů TK  $^{134}\text{Cs}$  s u experimentální plodiny ředkvičky

Při studii provedené v Číně byl pozorován transfer Cs a Sr z půdy na ředkvičky, zde se ukázalo, že ředkvička je jednou z ideálních rostlin pro fytoremediaci půd znečištěných Sr, kdežto pro Cs není úplně vhodná. Výsledky ukázaly, že absorpční kapacita ředkvičky pro  $^{88}\text{Sr}$  byla mnohem vyšší než pro  $^{133}\text{Cs}$ , půdy byly kontaminované stejným způsobem v obou případech (Wang et al., 2012).

## 7.2 Vliv přidaného draslíku na transferový koeficient

Draslík je v rostlinách velmi mobilní a vyskytuje se v buňkách v poměrně vysokém množství, aktivuje enzymy a je důležitý pro fotosyntézu (Štočková, 2017). Výše porovnávané transferové koeficienty u jednotlivých experimentálních plodin ukazují fakt, že přidaný draslík má vliv na samotný transfer, záleží však i na vybraných plodinách, v některých případech může draslík působit jako blokátor samotného transferu z půdy na rostlinu. V rámci výsledných hodnot u mnou sledovaných plodin, je nejmenší transfer Cs z půdy na rostlinu u experimentální plodiny salát.

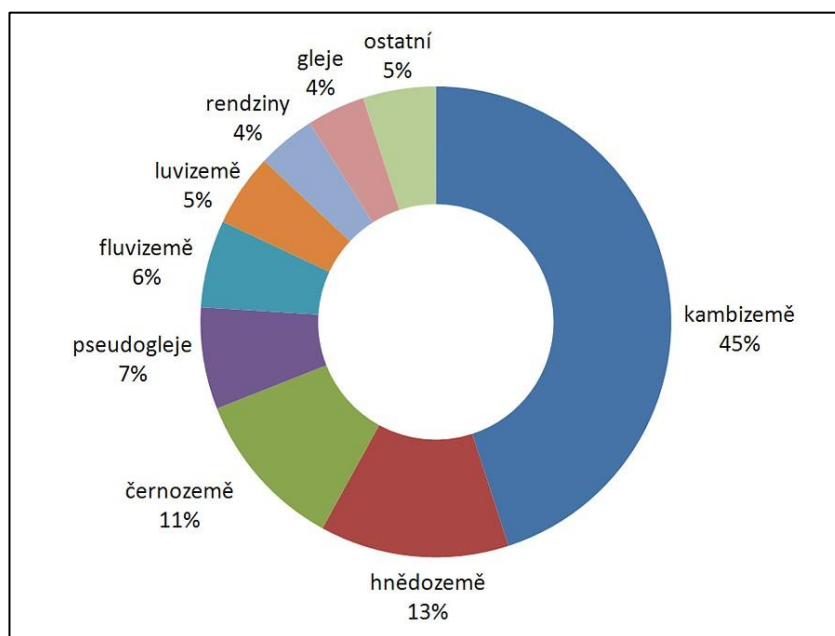
V rámci rostliny má Cs vysokou mobilitu a chová se velmi podobně jako draslík a v minulosti bylo prokázáno, že draslík potlačuje příjem Cs. Kořenový systém rostliny absorbuje Cs méně efektivně než draslík. Draslík v podstatě konkuruje Cs v příjmu rostlinou (Zhu et al., 2000). Polní experiment prováděný (Wattem et al., 2002) ukázal, že fytoextrakce je účinná metoda k odstranění  $^{137}\text{Cs}$  a jako nejúčinnější rostlinu vyhodnotili *Beta vulgaris* (řepa obecná). Dle databáze UIR (Mitchell, Donnelly, 2000) je průměrná hodnota transferového koeficientu Cs z půdy do rostliny následná: obilniny (1,0) – kořenné plodiny (1,2) – traviny (2,5) – hlízovité plodiny (3,0) – luštěniny (3,5) – zeleniny (7,5). Pro dekontaminaci vodních ploch se jako vhodná rostlina ukázala *Ceratophyllum demersum* (Vacula et al., 2020).

Co se týká vlivu přidaného draslíku na transfer Sr, nebyl pozorován významný vliv. Dle dostupných dat, která vznikla v rámci skleníkových pokusů má mnohem významnější vliv na transfer Sr z půdy na rostlinu přítomnost vápníku, pH a obsah organické hmoty, ale i druh rostliny (Yera et al., 1999). Bylo zjištěno, že příjem  $^{90}\text{Sr}$  u různých plodin – pšenice – oves – hrách, pěstovaných na stejné půdě byl v poměru 1:2,5:20 (Kozheynikova, Teplyakov, 1989). Velký vliv na příjem Sr rostlinou má i dostupnost vody (Entry et al., 1996). Torres et al. (2002) provedli polní pokus k měření

$^{90}\text{Sr}$  s čerstvou zeleninou, salátem. Došlo k umělé kontaminaci semínek salátu syntetickým aerosolem, po sklizni proběhlo měření aktivity pomocí Čerenkovova záření, výsledná aktivita vzorů byla 3 - 527 [Bq/kg].

### 7.3 Aplikace výsledků na oblast havarijní zóny ETE a rámcově na ČR – oblasti s výskytem fluvizemí českého krystalinika.

V rámci rozložení půd v ČR se fluvizem nachází na šestém místě (obr. č. 37), zároveň je tento půdní typ zastoupen v rámci ochranného pásma v rámci havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín, proto se poloprovozní experiment zaobíral právě tímto typem půdy, protože aplikovatelnost výsledků je v ČR možná nejen v havarijní zóně, ale i plošně v místech výskytu fluvizemě v ČR. Tato skutečnost platí i pro ostatní řešitele, kteří se podíleli na poloprovozním experimentu s vybranými půdními typy. V porovnání s ostatními půdními typy, kterými se zaobírali kolegové, dosahoval transferový koeficient u jednotlivých experimentálních rostlin v průměru vyšších hodnot. To může být způsobeno právě chemismem půdy, pH, horninovým složením.



Obr. č. 37: grafické zobrazení rozložení půd v rámci ČR

Zdroj: [http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=mapa\\_obrazku&site=puda](http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=mapa_obrazku&site=puda)



## 8 Závěr

Cílem spolupráce na poloprovozním experimentu – projektu MV VI20192022153 - *Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií* bylo získat data, která v budoucnu povedou k vývoji uživatelského softwaru, který bude umožňovat předpovídat obsah radionuklidů u jednotlivých druhů rostlin v návaznosti na obsahy radionuklidů v půdách. Tento cíl byl naplněn, v rámci pracovní skupiny více řešitelů, proběhl odběr půd v havarijních zónách obou našich jaderných elektráren, následné kontaminace, postupné pěstování plodin, sklizeň, měření a práce s výsledky.

Na základě všech získaných hodnot bylo možné vyhodnotit výsledky jak mého zájmového území a experimentálních plodin, tak bylo možné provést i vzájemné porovnání s výsledky všech ostatních řešitelů. Dále proběhlo porovnání s podobnými experimenty.

Je jisté a mnohokrát prokázané, že na samotný transfer radionuklidů z půdy do rostliny má vliv mnoho dalších ukazatelů a každý radionuklid má své specifické vlastnosti a chování, které ovlivňují i transfer samotný. Záleží i na charakteru půdy jako takové, na jejím chemismu, pH, vlhkosti, horninovém složení. Dalším, vlivem jsou klimatické podmínky a dost zásadní roli má i zvolená plodina.

Je nutné si říci, že díky mnoholetým výzkumům jsou radionuklidy Cs a Sr dosti probádány a jejich chování se dá již celkem dobře předvídat v návaznosti na všechny ostatní vlivy. Proto je vytvoření uživatelského softwaru do budoucna přínosné a považuji to za jistou připravenost na situaci, kdy by mohlo dojít ke kontaminaci určitého území radionuklidy, což si nikdo z nás nepřeje, ale je nutné i s touto situací počítat, vzhledem k faktu, že jen na území ČR jsou provozovány dvě jaderné elektrárny.

## 9 Seznam citací

- Burger, A., Lichtscheidl, I. (2018). Stable and radioactive cesium: a review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618, 1459-1485.
- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., Součková, L., 2019: Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.
- Doskočilová, V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Entry, J. A., Vance, N. C., Hamilton, M. A., Zabowski, D., Watrud, L. A., Adriano, D. C., 1996: Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides, *Water air and soil pollution* 88, 167- 176.
- Finkous, M., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Finkous, P., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Forsberg, S., Rosén, K., Fernandez, V., Juhan, H., 2000: Migration of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in undisturbed soil profiles under controlled and close-to-real conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 50(3), 235-252.
- Guo, P., Jia, X., Duan, T., Xu, J., Chen, H. 2010: Influence of plant activity and phosphates on thorium bioavailability in soils from Baotou area, Inner Mongolia, *Journal of environmental radioactivity* 101, 767- 772.
- Halicz, L., Segal, I., Fruchter, N., Stein, M., Lazar, B. (2008). Strontium stable isotopes fractionate in the soil environments? *Earth and Planetary Science Letters*, 272(1-2), 406-411.
- Huňadyová, L., 2017: Přirozená radioaktivita hornin ve vybraných profilech boskovické brázdy. Diplomová práce. Brno.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V., 2005: *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- IAEA, 2009: *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. Vienna, Austria.
- IAEA, 2010: *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. Vienna, Austria.
- Kaňková, J., 2007: *Cesium 137 v lesním ekosystému*. Diplomová práce. České Budějovice.
- Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V., (2018): Optimising the safety of contaminated plant biomass manipulation in case of nuclear power plant accident. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference. SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 47-58.

- Kautská, V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem modálních glejů v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Khan, S. (2003). Sorption of the long-lived radionuclides cesium-134, strontium-85 and cobalt-60 on bentonite. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 258(1), 3-6.
- Kozák, J., Kodešová, R., Kodeš, V., Kočárek, M., Drábek, O., (2010). Soil atlas of the Czech Republic. Czech University of Life Sciences. Prague.
- Kozheynikova, R.N., Teplyakov, I.G., 1989: Effect of calcium compounds on uptake of Sr90 by crops from leached chernozem. *Soviet Soil Science*, 46-50.
- Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holiaka, D., Yoschenko, L., Santillo, D., Johnston, P., 2020: Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district. *Environment International*, 146, 106282.
- Matolín, M., Chlupáčová, M., 1997: Radioaktivní vlastnosti hornin. – In: Kobr, M. (ed.): *Petrofyzika*, Karolinum. 109-126. Praha.
- Melnitchouck, A., Hodson, M., (2004): Genotype x environment interaction in the uptake of Cs and Sr from soils by plants. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 167, 72-78.
- Mihalík, J., 2012: Minimalizace dopadů radiační kontaminace na krajinu v havarijní zóně JE Temelín. Rešerše problematiky krátko i dlouhodobého vývoje stavu radioaktivity (Cs, I) v přirozených retenčních místech v krajině. SÚRO Praha.
- Mitchell, N.G., Donnelly, C.E. 2000: The flux database concerted action. *Radiation Protection Dosimetry*, 189-194.
- Němeček, J., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd ČR. ČZU, VÚMOP, Praha, 1-79.
- Olehy, D. A., Schmitt, R. A., Bethard, W. F. (1966). Neutron activation analysis of magnesium, calcium, strontium, barium, manganese, cobalt, copper, zinc, sodium, and potassium in human erythrocytes and plasma. *Journal of Nuclear Medicine*, 7(12), 917-927.
- Omdahl, J. L., DeLuca, H. F. (1972). Rachitogenic activity of dietary strontium: I. Inhibition of intestinal calcium absorption and 1, 25-dihydroxycholecalciferol synthesis. *Journal of Biological Chemistry*, 247(17), 5520-5526.
- Paramonova, T., Kuzmenkova, N., Godyaeva, M., & Slominskaya, E. (2021). Biometric traits of onion (*Allium cepa* L.) exposed to <sup>137</sup>Cs and <sup>243</sup>Am under hydroponic cultivation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207, 111191.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SÚRO. Praha.
- Petránek, J., Cháb, J., 2016: *Encyklopedie geologie*. Česká geologická služba. Praha.

- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Dagenet, J., Pecharová, E., 2017: Stable cesium ( $^{133}\text{Cs}$ ) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 301-307.
- Ritchie, J.C., McHenry, J.R., 1990: Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of environmental quality*, 19(2): 215-233.
- Rudnick, R., 2014: *Treatise on Geochemistry. - Second edition, vol. 4: The Crust.* Elsevier Science. Amsterdam.
- Semenishchev, V. S., Voronina, A. V., 2020: Isotopes of strontium - Properties and applications. In: Pathak, P., Gupta, D. K. (Eds.). 2020: *Strontium contamination in the environment.* Springer International Publishing. 25-42 Springer, Cham.
- Smetanová, M., 2019: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2013–2018. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Brno.
- Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J., Vaněk, T., 2007: *Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti.* Praha.
- Stádníková, D., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU Praha.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P., 2016: Long-term retention of  $^{137}\text{Cs}$  in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.
- Šestáková, K., 2019: Průzkum transferových koeficientů  $^{137}\text{Cs}$  z půdy do zemědělských plodin v kú: Rasošky (739413), Vlkov u Jaroměře (784079) a Černožice nad Labem (620629). Bakalářská práce. ČZU Praha.
- Šimon, L., 1961: Použití radioaktivních isotopů v hornictví. *Hornická aktualita svazek XII. Státní nakladatelství technické literatury.* Praha.
- Šrámek, V., 2005: *Chemie obecná a anorganická.* Nakladatelství Olomouc, 2. vydání. Olomouc.
- Štočková, H., 2017: Deficience draslíku - projevy a odpověď rostliny. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta Praha.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J., 2018: Pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 59-64.
- Torres, J. M., Tent, J., Llauro, M., Rauret, G., 2002: A rapid method for  $^{90}\text{Sr}$  determination in the presence of  $^{137}\text{Cs}$  in environmental samples, *Journal of environmental radioactivity* 59, 113- 125.
- Ullman, V., 2009: *Jaderná a radiační fyzika.* Fakulta zdravotnických studií, Ostravská univerzita v Ostravě. 173 s. Ostrava.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L., 2020: Uptake of  $^{133}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.

- Vopravil, J., 2010: Půda a její hodnocení v ČR. Díl I. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, vvi, Praha.
- Wang, D., Wen, F., Xu, Ch., Tang, Luo, X., 2012: The uptake of Cs and Sr from soil to radish (*Raphanus sativus* L.) - potential for phytoextraction and remediation of contaminated soils, *Journal of Environmental Radioactivity*, Volume 110, 2012, 78-83.
- Watt, N. R., Willey, N. J., Hall, S. C., Cobb, A., 2002: Phytoextraction of <sup>137</sup>Cs, The effect of soil <sup>137</sup>Cs concentration on <sup>137</sup>Cs uptake by *Beta vulgaris*, *Acta biotechnologica* 22, 183 – 188.
- Yera, T. S., Vallejo, V. R., Valcke, E., Colle, C., Förstel, H., Millán, R., Jouglet, H., 1999: <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr root uptake prediction under close-to-real controlled conditions, *Journal of environmental radioactivity* 45, 191- 217.
- Zhu, Y.G., Shaw, G., 2000: Soil contamination with radionuclides and potential remediation, *Chemosphere* 41, 121- 128.
- Zhu, Y.G., Smolders, E., 2000: Plant uptake of radiocesium: a review of mechanism, regulation and application, *Journal of experimental botany* 51, 1635- 1645.
- Zimák, J., Zelinka, J., Štelcl, J., 2003: Přírozená radioaktivita horninového prostředí v jeskyních Slovenské republiky. 1. vyd. Univerzita Palackého. 82 s. Olomouc.

DATA:

- URL1:[cit.2021.22.03]

[http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=mapa\\_obrazku&site=puda](http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=mapa_obrazku&site=puda)

## 10 Seznam příloh:

### Příloha č.1.: Plán vzorkování

<b>PLÁN VZORKOVÁNÍ</b>	
Plán vzorkování vytvořil: Kontakt	Klára Šestáková Rasošská 215, 551 02 Josefov, tel.č.: 731 663 184
Osoba(y), které provedou odběr:	Klára Šestáková, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Doskočilová Věra, Finkous Miroslav, Finkous Petr
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku zemědělsky obhospodařované tj. orné půdy typu fluvizem glejová z oblasti rozšířené ZHP ETE, pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Místo odběru:	Katastrální území: Stožice půdní blok č. 7404/15 (770-1140) část p.č. 1059
Vzorkovací schéma	Náhodný odběr orné půdy
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě	viz. celková situace se zákresem rozmístění dílčích odběrových míst pro směsný vzorek
typ odběrového zařízení	rýč
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	odebráno 25 25-ti litrových nádob půdy
Datum odběru:	9.11.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Odběr požadovaného množství orné půdy Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen názvem místa Temelín (TE) a druhem půdy, tj. fluvizem glejová. Víko bylo označeno shodně se vzorkovnicí, s uvedením souřadnic odběru.
Bezpečnostní opatření:	--
Plánovaná úprava vzorku:	Ponechání v plastových nádobách přes zimní období
Hmotnost směsného vzorku	--
<b>POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU</b>	
Vzorkovnice, plnění:	25-ti litrová plastová nádoba s víkem
Konzervace:	--
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
<b>Zkušební laboratoř</b>	<b>Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. Bartošková 1450/28, 140 00 PRAHA 4 – Nusle a Státní ústav radiační ochrany, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové</b>
Rozsah požadovaných analýz:	24 pro experiment, jedna pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs a Sr
Plán zpracoval: Klára Šestáková	Dne: 7.11.2019

*Příloha č. 2: Protokolární záznam o odběru vzorku*

**Protokolární záznam o odběru vzorku**

**Průvodní list odběru vzorků**

<b>Osoba(y), která provedly odběr vzorků</b>	<b>Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Finkous Petr, Finkous Miroslav, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková</b>
<b>Vlastník nebo uživatel dotčených pozemků</b>	<b>Ing. Bohuslav Čížek, Stožice 6, 389 01 Stožice</b>

<b>Kultura</b>	Orná půda
<b>katastrální území</b>	Stožice
<b>správní obec</b>	Stožice
<b>Půdní blok č.</b>	7404/15(770-1140) část
<b>Velikost v ha</b>	7,68 ha
<b>Parcelní čísla</b>	1059

**Označení vzorku:** fluvizem glejová

	<b>Místní měření</b>	
<b>Ukazatel</b>	<b>Hodnota</b>	<b>Jednotka</b>
Teplota vzduchu	<b>8</b>	°C
Počasí:	děšť	

<b>datum odběru:</b>	9.11.2019	<b>Čas odběru:</b>	11:15 - 12:30
<b>Souřadnice odběru:</b>	49,13572N, 14,14636E		
<b>Počet dílčích odběrů</b>	25		
<b>Poznámky</b>	Odběr dle půdního typu, odebráno celkem 25 kýblů zeminy ve vybraném území		

**Použité vzorkovací pomůcky:** Rýč, lopatka, PVC kýbl 15 l

## Schéma odběrového místa



**Poznámka k odběru:**