

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**



**Sledování přestupového koeficientu cesia a stroncia z  
typických půd havarijní zóny ETE a EDU do vybraných  
zemědělských plodin**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Václav Makowski

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Václav Makowski

Regionální environmentální správa

Název práce

**Sledování přestupového koeficientu cesia a stroncia z typických půd havarijní zóny ETE a EDU do vybraných zemědělských plodin**

Název anglicky

**Monitoring of cesium and strontium transfer coefficient from typical soils of the NPP ETE and EDU emergency zone to selected agricultural crops**

---

### Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je zjistit rozdíly v přestupových koeficientech Cs a Sr u vybraných zemědělských plodin pěstovaných na různých typech půd z havarijní zóny ETE a EDU.

### 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 umožní stanovit vhodné dávky draselných hnojiv, které mohou omezit přestup RN z půdy do potravního řetězce.

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

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 stran

**Klíčová slova**

cesium, stroncium, draslík, kontaminace, obilniny

**Doporučené zdroje informací**

- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbricino, 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.
- Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 17, 11-17.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguinet, J., Pecharová, E. (2017). Stable cesium (133Cs) 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 137Cs 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 133Cs and 134Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.

**Předběžný termín obhajoby**

2021/22 LS – FZP

**Vedoucí práce**

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 21. 2. 2022

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 2. 2022

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2022

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Sledování přestupového koeficientu cesia a stroncia z typických půd havarijní zóny ETE a EDU do vybraných zemědělských plodin, vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil, a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji 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 vědom, 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 27. 3. 2022

.....

## **Poděkování**

Velice rád bych poděkoval zejména vedoucí diplomové práce paní doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc. za odborné vedení, trpělivost, ochotu a poskytnuté rady, pracovníkům Státního ústavu radiační ochrany (SÚRO) za zpracování výsledků a odborné konzultace, kolegům za spolupráci a vzájemné sdílení nabytých zkušeností, a v neposlední řadě patří poděkování mé manželce Renatě Makowske za obrovskou podporu a nekonečnou trpělivost po dobu mých studií.

## Abstrakt

Následující diplomová práce shrnuje výsledky experimentálního monitoringu pohybu  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  půdním profilem různých typů půdy a přestupovým koeficientem do vybraných rostlinných druhů, prováděného v rámci projektu č. VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Jako experimentální rostliny byly použity ječmen jarní (*Hordeum vulgare*) a řepa krmná (*Beta vulgaris*). Oba rostlinné druhy byly pěstovány v jednom vegetačním období. Nejprve byla na jaře provedena kontaminace všech vzorků půdy radionuklidy  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$ , k některým vzorkům pak byl přidán draslík, k některým vápník, případně oba prvky zároveň, tedy celkem čtyři druhy ošetření půdy. Po sklizni ječmene byla do stejných nádob vysazena řepa. Po každé sklizni byla u rostlinných vzorků změřena aktivita  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{40}\text{K}$ . Na základě výsledků byl stanoven přestupový koeficient a jeho hodnoty porovnány u jednotlivých plodin, půdních typů a druhů kontaminace.

**Klíčová slova:** cesium, stroncium, draslík, kontaminace, obilniny

## Abstract

The following diploma thesis summarizes results of experimental monitoring of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  movement by soil profile of different soil types and transfer coefficient of selected plant species, carried out within the project No. VI20192022153 - Optimization of crop production procedures in the area affected by a nuclear accident. As experimental plant were used barley (*Hordeum vulgare*) and beet (*Beta vulgaris*). Both species were grown within one growing season. First, all soil samples were contaminated with  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{85}\text{Sr}$  radionuclides in the spring, then potassium was added to some samples, calcium to some, or both elements at the same time. There were used four kinds of treatment. After barley was harvested, beet was planted in the same containers. After each harvested plant,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  and  $^{40}\text{K}$  activity was measured in plant samples. Based on the results, transfer coefficient was determined and obtained values were compared for each crop, soil types and types of contamination.

**Key words:** cesium, strontium, potassium, contamination, crops

## Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>8</b>
<b>2. Cíle práce</b> .....	<b>9</b>
<b>3. Literární rešerše</b> .....	<b>10</b>
3.1. Radionuklidy a jejich vlastnosti.....	10
3.2 Původ, vlastnosti Cs a Sr, a jejich chování v prostředí .....	10
3.2.1 Cesium .....	10
3.2.2 Chování Cs v prostředí a organismech.....	11
3.2.3 Stroncium .....	14
3.2.4 Chování Sr v prostředí a organismech.....	15
3.2.5 Přestup Cs a Sr do rostlin.....	17
<b>4. Metodika</b> .....	<b>21</b>
4.1 Původ vzorků půdy .....	21
4.2 Analýza půdních vzorků.....	22
4.2 Příprava pracoviště .....	24
4.3 Příprava kontaminačních roztoků.....	25
4.4 Průběh kontaminace vzorků.....	26
4.5 Pěstování rostlin v kontaminované půdě.....	27
4.5.1 Ječmen jarní.....	27
4.5.2 Řepa krmná.....	29
<b>5. Výsledky</b> .....	<b>30</b>
5.1 Popis datového souboru .....	30
5.2 Transferové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ jednotlivých rostlin .....	31
5.3 Transferové koeficienty $^{134}\text{Cs}$ a $^{85}\text{Sr}$ při jednotlivých kombinacích typu půdy a ošetření .....	32
5.3.1 Transferové koeficienty $^{134}\text{Cs}$ dle typu půdy a ošetření .....	32
5.3.2 Transferové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ dle typu půdy a ošetření .....	34
5.4 Redistribuce aktivity v ječmeni .....	36
5.5 Porovnání vlivu typu půdy na přestup RN do rostliny .....	38
<b>6. Diskuse</b> .....	<b>42</b>
6.1 Porovnání transferového koeficientu sledovaných plodin.....	42
6.2 Vliv typu půdy druhu ošetření na hodnotu transferového koeficientu .....	43
6.3 Porovnání aktivity a transferového koeficientu Cs a Sr s dalšími plodinami ....	46
<b>7. Závěr</b> .....	<b>49</b>
<b>9. Přehled použité literatury a zdrojů</b> .....	<b>50</b>
Literatura .....	50

# 1. Úvod

Energetika je v současnosti jednou z oblastí, na něž je zaměřena značná pozornost. Hlavním důvodem je probíhající klimatická změna, s ní související tlak na snižování produkce skleníkových plynů, zejména CO<sub>2</sub>, a postupné směřování k uhlíkové neutralitě do roku 2050. Jednou z velmi diskutovaných možností je využití potenciálu jaderných elektráren. Ačkoli např. Muellner et al. (2021) uvádí, že podle současných poznatků by jaderná energie zabránila jen asi 2 – 3 % celkových globálních emisí skleníkových plynů, při postupném snižování závislosti na fosilních palivech se bez ní neobejdeme.

Klíčovým parametrem jaderných elektráren je zejména jaderná bezpečnost a její neustálý výzkum je nedílnou součástí mírového využití jaderné energie. Odhlédneme-li od tragické nehody jaderné elektrárny (JE) v Černobyli, zapříčiněné kombinací technologických nedostatků, nekompetence personálu a autoritářského přístupu tehdejšího vedení země, nebylo v přímé souvislosti se samotným provozem JE zaznamenáno jediné úmrtí (Vayssier, 2022). V souvislosti s jadernou bezpečností je třeba také zmínit nehodu JE v japonské Fukušimě. Zde už nešlo primárně o selhání technologií či lidského faktoru, ale působení přírodního živlu v podobě zemětřesení. Ačkoli odhady uniklé radiace hovoří pouze o 15 % celkového úniku radiace z Černobyli, stále se jedná i závažný incident z pohledu dopadů na životní prostředí a zejména na lidské zdraví (Baba, 2013). Havárie ve Fukušimě však rovněž odhalila zranitelnost jaderných elektráren na jinak vysoké technologické úrovni.

I při odhlédnutí od přírodních živlů hrozí potenciální riziko v podobě teroristického útoku, cíleného např. na systém nouzového chlazení či na jinou infrastrukturu, nepostradatelnou pro bezpečný provoz JE (Gandhi et Kang, 2013). I přes současné vysoké bezpečnostní standardy v jaderném průmyslu, vždy zde existuje jistá míra tzv. zbytkového rizika (Seghal, 2012).

Vedle prevence je tedy velmi důležité klást důraz na rozvoj znalostní báze v oblasti chování potenciálních kontaminantů v prostředí. V predikci chování radionuklidů v přírodě může značně napomoci modelování pomocí výpočetní techniky, která se však neobejde bez značného množství dat k dané problematice. Kolekce dat o reálném chování radionuklidů v prostředí pro podporu vývoje uživatelského softwaru byla i cílem poloprovozního experimentu, jemuž byla věnována tato práce (Pecharová et al. 2019).



## **2. Cíle práce**

Cílem poloprovozního experimentu je získat data, která umožní předpovědět obsah radionuklidů ve vybraných obilninách v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě – (černozemě, hnědozemě, kambizemě, glejů a fluvizemě) v havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín (ETE) a jaderné elektrárny Dukovany (EDU) - 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 SÚRO v Hradci Králové. Výsledky budou aplikovány na oblast havarijní zóny ETE a EDU a rámcově na oblast celé ČR.

## 3. Literární rešerše

### 3.1. Radionuklidy a jejich vlastnosti

Radionuklidy (RN) nacházející se v životním prostředí lze rozdělit dle jejich původu do dvou kategorií. První kategorií jsou RN přírodní, jejichž přítomnost v prostředí není ovlivněna antropogenní činností. Tyto lze dále rozdělit na RN pocházející ze zemské kůry, zejména  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  a dalších cca 30 meziproductů, vzniklých rozpadem jejich jader. Druhá skupina přírodních RN pak vzniká v atmosféře, působením kosmického záření, a jako příklad lze uvést především  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ , nebo  $^7\text{Be}$ . Druhá kategorie zahrnuje radioaktivní prvky vzniklé v důsledku lidské činnosti. Antropogenní RN lze opět dále rozdělit na dvě skupiny. První množinu tvoří radioaktivní prvky, které se do prostředí dostaly lidskou činností, ale existují zde v různé míře i bez ní. Druhou množinu pak tvoří RN, které by bez přičinění člověka v přírodě vůbec nevznikly, a jedná se tedy o umělé RN v pravém slova smyslu (Atwood, 2013).

Ačkoli největší podíl antropogenních RN je přisuzován provozu a zejména nehodám jaderných elektráren a testům jaderných zbraní v minulém století, uvolňují se do prostředí také další lidskou činností. Jako příklad lze uvést těžbu uranové rudy, přepracování jaderného paliva a ukládání jaderného odpadu (Hu et al., 2010). Mezi nejproblematictější RN antropogenního původu patří zejména  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  (Mousseau et al., 2017). Nejvíce pozornosti je pak věnováno  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$ , neboť vzhledem k jejich dlouhému poločasů rozpadu mohou mít dlouhodobý dopad na zemědělskou výrobu (Fesenko et al. 2021).

### 3.2 Původ, vlastnosti Cs a Sr, a jejich chování v prostředí

#### 3.2.1 Cesium

Cesium patří do skupiny alkalických kovů, a je v této skupině druhým nejtěžším prvkem. Cs se může vyskytovat ve formě minimálně 39 isotopů v rozmezí atomových hmotností  $^{112}\text{Cs}$  až  $^{151}\text{Cs}$ . Přírodní a stabilní formou Cs je isotop  $^{133}\text{Cs}$  s atomovým číslem 55, jehož hlavním zdrojem je minerál polucit. Hlavním důvodem četných výzkumů, týkajících se chování Cs v prostředí, jsou však zejména jeho radioaktivní isotopy  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ , jejichž geneze je spojena s antropogenní činností, mající své kořeny již v 50. letech minulého století (Burger et Lichtscheidl, 2018a). Radioaktivní kontaminace ploch zasažených jaderným spadem je téměř výhradně výsledkem přítomnosti  $^{137}\text{Cs}$ , které emituje 99,5 % gama záření, což je zapříčiněno relativně

dlouhým poločasem rozpadu tohoto isotopu, tedy 30,1 let (Pipíška et al., 2004).

Poločas rozpadu ovšem není jediným kritériem, určujícím délku doby setrvání  $^{137}\text{Cs}$  v půdě. V úvahu je třeba brát také environmentální poločas rozpadu, což je doba, za kterou se o polovinu sníží množství isotopu, které je biologicky dostupné kořenovému systému rostlin (Robinson et al., 2003). Výsledkem porovnání fyzikálního poločasu rozpadu a environmentálního poločasu rozpadu je efektivní poločas rozpadu. Ten je závislý na mnoha faktorech jako např. fyzikálních (vymývání srážkami, sedimentací), chemických (změna oxidačních stavů, adsorpce iontovou výměnou) nebo biologických (příjem rostlinami, přestup do potravního řetězce) (Paller et al., 2014). Z hlediska výzkumu transferu Cs do biomasy však nejsou fyzikální vlastnosti Cs příliš podstatné, neboť prozatím neexistuje přesvědčivý důkaz, že by byl jakýmkoli biologickým systémem některý z isotopů diskriminován nebo upřednostňován (Avery, 1995; Ishikawa et al., 2018).

Pomineme-li složení jádra, tedy fyzikální vlastnosti, z chemického hlediska jsou si prvky ve skupině alkalických kovů dosti podobné, což je způsobeno stejnou elektronovou konfigurací v základním stavu. Jejich valenční sféra je obsazena jedním elektronem s poměrně slabou vazbou, a tím pádem mají velmi nízkou elektronegativitu, resp. je možno je označit za elektropozitivní. Vzhledem ke zvětšující se vzdálenosti valenční sféry od jádra, se elektronegativita v rámci skupiny klesá od lithia k cesiu (francium zde není bráno v potaz, neboť se jedná o prvek velmi nestabilní, a tedy pro praktické užití nevýznamný). Alkalické kovy tvoří sloučeniny pomocí iontové vazby, na které se podílí pouze valenční elektron, a v běžných sloučeninách se nacházejí téměř vždy v oxidačním stavu I. Konfigurace těchto iontů je pak shodná s konfigurací nejbližšího vzácného plynu. Cesium je stejně jako zbytek skupiny vysoce reaktivní a velmi rychle oxiduje při styku s kyslíkem. Tvoří peroxidy, při spalování na vzduchu ( $\text{Cs}_2\text{O}_2$ ) a hyperoxidy při spalování v kyslíku ( $\text{CsO}_2$ ) (Klikorka et al., 1989).

### **3.2.2 Chování Cs v prostředí a organismech**

Ačkoli se Cs nachází v prostředí v poměrně malém množství, při jeho nadměrné akumulaci v rostlinných tkáních má na rostliny toxický vliv. Dokáže inaktivovat některé proteiny interakcí s látkami, které za normálních okolností váží draslík (Hampton et al., 2004). Ionty  $\text{Cs}^+$  tvoří velmi slabé vodné komplexy např. s chloridy, sírany nebo dusičnany a většina těchto sloučenin je ve vodě velmi dobře rozpustná (Kumar et al., 2020). Pokud jde o lidské zdraví, stabilní cesium nepředstavuje významnější riziko.

V případě intoxikace radiocesiumem nespočívá riziko v jeho chemických vlastnostech, ale v emitované radiaci poškozující živou tkáň (Williams et al. 2004).

Vertikální migrace Cs jedním z důležitých a sledovaných faktorů. Při znalostech chování Cs v půdním profilu, je možné přítomnost  $^{137}\text{Cs}$  v půdě využít k zjišťování míry půdní eroze (Walling et al., 1995; Walling et al., 1999; Mabit et al., 2013). V hodnotě transferového koeficientu (TK) Cs do rostlinné biomasy existují značné rozdíly mezi různými kombinacemi půdních typů a druhů rostlin. Jedním z významných faktorů je vlhkost půdy, kdy jsou při stejné kombinaci typu půdy a rostlinného druhu, naměřeny rozdílné hodnoty TK při různých hydrických poměrech v půdě. Tento fakt je třeba brát v úvahu také v souvislosti s měnícími se meteorologickými podmínkami v potencionální kontaminované oblasti (Waegeneers et al., 2009). Vliv půdní vlhkosti zmiňuje Nikitin (2021) a uvádí, že při snižující se půdní vlhkosti zároveň klesá difúze  $\text{K}^+$  a  $\text{Cs}^+$  mezi okolní půdou a rhizosférou. Také další experimenty prokazují rozdílnost příjmu v závislosti na hydrických podmínkách. Příkladem je studie Rinaldi et al. (2017), která se zabývá extrakcí stabilního  $^{133}\text{Cs}$  dáblicem bahenním (*Calla palustris*) a prokazuje velmi výrazné rozdíly v množství extrahovaného Cs z vodního prostředí (31,6 %) a z půdy (0,06 %). Rizikový je odtok vody přímo z kontaminované oblasti, proto v souvislosti s následnými opatřeními po jaderné havárii zmiňují Pecharová et al. (2017) např. využití mokřadů pro retenci kontaminovaných vod v místě kontaminace, čímž je možné zabránit případné redistribuci polutantů do dalších oblastí.

Sorpční schopnost půdy ve vztahu k Cs podstatně koreluje s kationtovou výměnnou kapacitou (CEC – Cation Exchange Capacity) půdy. CEC vyjadřuje množství negativně nabitých pozic, na které mohou být navázány kationty, jako např.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  a tedy i  $\text{Cs}^+$ . Ačkoli může být spolu s dalšími hodnotami CEC vcelku spolehlivým indikátorem úrodnosti půdy, nemusí to být vždy pravidlem. Negativně nabitá místa totiž mohou být v půdách s nižším pH obsazena ionty  $\text{H}^+$  nebo  $\text{Al}^{3+}$ . Tato výměnné pozice se primárně nacházejí v jílových minerálech a v organické hmotě (Ross et al., 1995). Míra adsorpce na půdní částice, závisící na kationtové výměnné kapacitě, je tedy ovlivněna přítomností dalších iontů v půdním roztoku, které v tomto případě hrají roli kompetitorů (Howard, 2021). Při zadržování Cs v půdním tělese je tímto kompetitorem zejména K, kdy dochází k navázání iontů  $\text{K}^+$  na jílové částice, a částečně tak brání adsorbci iontů  $\text{Cs}^+$  (Siroux et al., 2021).

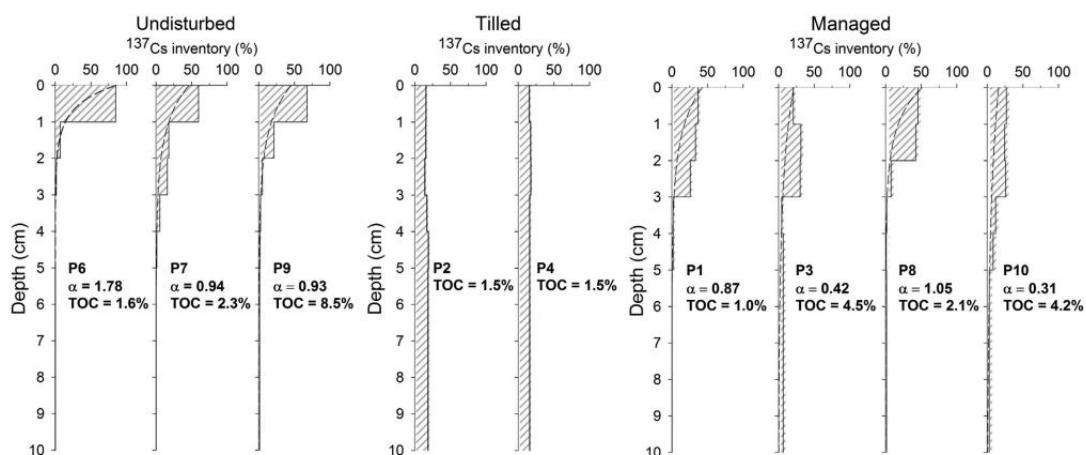
Jílovité půdy ve vyšším stadiu zvětrávání, jako např. silně zvětralé slídy, tedy zcela logicky vykazují větší afinitu k Cs než půdy s nízkým stupněm zvětrávání. Stupeň zvětrávání je tedy jedním z důležitých ukazatelů, který je potřeba stanovit na

potencionální kontaminované ploše k dosažení vypovídající hodnoty predikce sorpce Cs v půdě (Park et al., 2021). Dle He et Wallinga (1996) jsou kationty Cs<sup>+</sup> velmi rychle adsorbovány zejména v půdách s velmi jemnou frakcí, jako jsou půdy s vysokým obsahem jílu. Tato adsorbce na půdní částice probíhá v řádu minut po kontaminaci, a po této imobilizaci již nedochází ve větší míře k vertikální migraci Cs, ale ani k jeho vyplavování srážkovou vodou (Zhang, 2020). Přidávání zeolitů a jílových minerálů do půdy je proto využíváno jako jeden ze způsobů ošetření půdy kontaminované RN <sup>137</sup>Cs a <sup>90</sup>Sr, neboť tento postup snižuje jejich biologickou dostupnost pro rostlinu navázáním do půdních částic (Voronina et al., 2022). Rigol et al. (1999) prokázali, že výtěžnost extrahovatelného Cs, závisící na typu půdy může být od několika málo do téměř 100 %.

Mishra et al. (2016) potvrzuje, že kromě podílu jílových minerálů má velmi významný vliv na zadržování Cs v půdě také množství organické hmoty. V této souvislosti lze hovořit především o humusu a s ním souvisejícím obsahem huminových kyselin. Na rozdíl od Cs vázaného na jílových částicích, je Cs vázané na huminové komplexy dostupné pro rostliny. Pokud tedy dojde k obalení jílové částice huminovými látkami, je znemožněno navázání Cs na půdu a jeho znepřístupnění pro rostlinu (Voronina et al., 2022). Ze studie Manaky et al. (2021) však vyplývá, že čerstvé zbytky rostlin jsou pouze dočasným rezervoárem Cs. Radiocesium, navázané na organickou hmotu, je biologicky vysoce dostupné. Aktivita půdních organismů, ovlivňující rozklad rostlin a tvorbu organické hmoty, hraje důležitou roli v zadržování radiocesia v horních vrstvách půdy (Huang et al., 2016). Zadržování <sup>137</sup>Cs ve svrchních horizontech potvrdil ve studii i Suchara et al. (2016) při průzkumu známých míst radioaktivního spadu v lesních podmínkách. Vertikální rozložení Cs v půdě lze ovlivnit i některými dalšími postupy. Matsuoka et al. (2020) ve své studii uvádí vliv dlouhodobého hnojení dusíkem na vertikální distribuci Cs v půdním profilu. Z jejich výsledků vyplývá, že dlouhodobou implikací dusíku dochází k signifikantnímu zadržování Cs v horních 2 cm půdního profilu. Přítomnost Cs rovněž ovlivňuje složení mikroorganismů v půdě. Snižuje jejich diversitu ve prospěch druhů rezistentních vůči radioaktivnímu záření (Ihara et al., 2021). Zároveň některé studie prokazují roli mikroorganismů při retenci Cs v půdě (Stemmer et al., 2005). Rhizosférické mikroorganismy mají vliv na biologickou dostupnost polutantů pro rostlinu, protože pomocí uvolňování organických sloučenin zvyšují jejich mobilitu (Yan et al., 2021). Jako velmi podstatnou uvádí přítomnost mikrobioty v rhizosféře také Yu et al. (2022). Pro dosažení lepších výsledků je tedy třeba její obnova v případě nedostatečnosti.

Dalším faktorem ovlivňujícím vertikální distribuci Cs v půdním profilu je způsob využití

a zpracování půdy, kdy existují značné rozdíly mezi půdou mechanicky neobhospodařovanou (např. v sadech) a ornou půdou (Zhang, 2020). V neorané nebo jinak mechanicky obhospodařované půdě, se nachází téměř veškeré množství Cs ve svrchní vrstvě půdního profilu, ze studie Matsudy et al. (2015) pak vyplývá, že se jedná o horních 5 cm půdního profilu. Vzhledem k tomuto faktu se nabízí jako jeden ze způsobů remediací nejvíce kontaminovaných půd jejich odtěžení, případně fytoemediací vhodným druhem rostliny s mělkým kořenovým systémem (Sato et al., 2019). Na oraných půdách je pak většina Cs rovnoměrně rozložena v horních 20 – 30 cm půdního profilu (Paramonova et al., 2015). Lepage et al. (2015) ve své práci v souvislosti s vertikální distribucí  $^{137}\text{Cs}$  zmiňuje dělení půdy dle způsobu obhospodařování na nedisturbované, tedy bez vnějšího zásahu, obdělávané, a nakonec obhospodařované (pastva, kosení), avšak neorané. U těchto tří typů managementu bylo zkoumáno procentuální rozložení rezervoáru  $^{137}\text{Cs}$  v půdním tělese (obr. 1). Z mnohých studií je patrné, že v nenarušených půdách dochází k exponenciálnímu poklesu aktivity s klesající hloubkou půdního profilu (He et Walling, 1997; Walling et He, 1999).



Obr. 1: Vertikální distribuce  $^{137}\text{Cs}$  v půdních tělesech s rozdílným způsobem hospodaření. (Zdroj: Lepage et al., 2015)

Vysvětlivky: Depth – hloubka půdního profilu;  $^{137}\text{Cs}$  inventory – procentuální zastoupení  $^{137}\text{Cs}$ ; Undisturbed – nenarušené půdy; Tilled – oraná půda; Managed – obhospodařované půdy

### 3.2.3 Stroncium

Stroncium patří do periodické skupiny 2 A, tedy do skupiny kovů alkalických zemin. Všechny prvky skupiny kovů alkalických zemin mají elektronovou konfiguraci  $ns^2$ , a vazebná interakce valenčních elektronů je velmi slabá. Tvoří ve většině případů iontové vazby, kdy dochází k téměř úplnému odtržení valenčních elektronů a stabilním oxidačním stavem je tedy stav II. Výjimkou je beryllium, které téměř netvoří

iontové sloučeniny obsahující kation  $\text{Be}^{2+}$ , ale vytváří polárně kovalentní vazby. Tvorba kovalentních vazeb je nicméně možná i u hořčíku, vápníku, stroncia i barya. Reaktivita se zvyšuje od beryllia k baryu, přičemž vápník, stroncium a baryum mají vlastnosti dosti podobné. Na vzduchu jsou tyto prvky nestálé, a s vodou reagují za vzniku hydroxidů a uvolňování vodíku (Klikorka et al., 1989).

Stabilní stroncium se vyskytuje ve větším množství buď ve formě uhličitanu strontnatého ( $\text{SrCO}_3$ ) nebo síranu strontnatého ( $\text{SrSO}_4$ ), kterých se ročně vytěží okolo 300.000 tun, převážně na území Číny (Coudert, 2015). Přirozeně je v zemské kůře přítomno ve formě čtyř stabilních izotopů, konkrétně  $^{84}\text{Sr}$ ,  $^{86}\text{Sr}$ ,  $^{87}\text{Sr}$  a  $^{88}\text{Sr}$  (Gupta et al., 2018). Izotopy  $^{86}\text{Sr}$  a  $^{87}\text{Sr}$  jsou využívány v geologických datovacích metodách, a v archeologii. Metoda je založená na poměru těchto dvou izotopů. Izotop  $^{87}\text{Sr}$  vzniká rozpadem  $^{87}\text{Rb}$  a jeho množství je tedy závislé na stáří horniny, nicméně samotné měření jeho absolutního množství není vypovídající, a proto se využívá znalosti poměru  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ . U starších hornin je tento poměr vyšší nežli u mladších útvarů a je specifický pro danou oblast. Stroncium je obsaženo také v živých tkáních, kde dokáže díky své chemické podobnosti nahradit vápník. Poměr  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  zjištěný v živočišných tkáních, vyvinutých v různých obdobích života organismu pak odkazuje na lokalitu, kde se organismus nacházel v daném období života a umožňuje tak trasování migrace (Domínguez-Delmás, 2020; Kovačiková et Brůžek, 2008).

Radiostroncium, tedy forma s nestabilním jádrem je podobně jako cesium antropogenního původu, a je zastoupeno převážně isotopy  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  a  $^{90}\text{Sr}$ . Nejvíce pozornosti je věnováno  $^{90}\text{Sr}$ , a to kvůli jeho relativně dlouhému poločasu rozpadu, který je 29,1 let. Zatímco studie izotopů  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  jsou zaměřeny spíše na jejich chování ve vzdušném prostředí, studium chování izotopu  $^{90}\text{Sr}$  je se věnuje spíše jeho chování v půdě. Vzhledem k faktu, že se stabilní a radioaktivní forma stroncia neliší z hlediska chemických vlastností, využívá se pro výzkumy jeho chování v prostředí a v organismech stabilní forma (Burger et Lichtscheidl, 2018b).

### **3.2.4 Chování Sr v prostředí a organismech**

Podobně jako u cesia, vstup stroncia do rostlinné biomasy je mimo jiné ovlivněn kompeticí s dalšími prvky podobných chemických vlastností. V tomto případě je hlavním kompetitorem vápník, který stroncium může při vyšší koncentraci nahradit, a způsobit tak jeho nedostatek. Tento fakt se tak stává příčinou chemické toxicity stroncia pro rostlinu (Brooks, 1972). Vápník patří do stejné skupiny periodické soustavy jako stroncium, tedy mezi kovy alkalických zemin. Z jeho elektronové konfigurace je patrné, že chemické vlastnosti těchto dvou prvků jsou dosti podobné

(Klikorka et al., 1989). Hlavními zdroji vápníku pyroxeny, amfiboly a sodno-vápenaté živce, z nichž se vápník vylučuje převážně ve formě  $\text{CaCO}_3$ , tedy jako derivát kyseliny uhličitě. V půdě je vápník velmi mobilní, což může být problémovým faktorem pro rostliny. Proces dekalifikace výrazně urychluje acidita srážkové vody, kdy za přítomnosti  $\text{H}_2\text{CO}_3$  vznikají v kombinaci s  $\text{CaCO}_3$  snadno rozpustné hydrogenuhličitany, které jsou vyplavovány do podzemních vod. Vápník je rovněž důležitou součástí půdního pufrovacího potenciálu, vyrovná vstupy volných vodíkových iontů. Rostlinám slouží jako makroelement a je nezastupitelný při rozvoji kořenového systému dřevin (Rejšek et Vácha, 2018).

Mobilita Sr se značně odlišuje od mobility Cs. Jia et Margo (2021) ve své studii porovnávají množství  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  v půdě a následně v rostlinách a vyplývá z nich několik zajímavých faktů. Prvním z nich je, že množství  $^{90}\text{Sr}$  je v půdě vždy podstatně nižší, než je tomu u  $^{137}\text{Cs}$ . Tento fakt je připisován právě vyšší mobilitě Sr, které je snáze vymýváno srážkami a přechází ve větším množství do hydrosféry. Dále byla zjišťována množství  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  v rostlinách, a ačkoli se byla variabilita výsledků mezi jednotlivými druhy poměrně vysoká, bylo zjištěno, že obecně se v jejich tkáních naopak nachází více  $^{90}\text{Sr}$  než  $^{137}\text{Cs}$ . To je opět připisováno mobilitě  $^{90}\text{Sr}$  a tím i vyšší biologické dostupnosti pro rostlinu. Vyšší akumulací koeficient  $^{90}\text{Sr}$  oproti  $^{137}\text{Cs}$  u pampelišky smetánky (*Taraxacum officinale*) zjistili ve své studii také D'yakova et al. (2020).

Přítomnost divalentních iontů jako např.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ , snižuje biosorbci  $^{90}\text{Sr}$  ovšem neovlivňuje biosorbci  $^{137}\text{Cs}$ , zatímco přítomnost monovalentních kationtů alkalických kovů ( $\text{Li}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) snižuje biosorbci jak u  $^{137}\text{Cs}$ , tak i u  $^{90}\text{Sr}$  (Chakraborty et al., 2007). Jak uvádí studie Kashparova et al. (2013), agregovaný transferový koeficient, tedy poměr hmotnostní aktivity v obilninách ku plošné aktivitě kontaminované půdy, je obrácenou funkcí koncentrace rozpustného vápníku v půdě. Biologická dostupnost stroncia je podpořena nadměrným používáním dusíkatých hnojiv při současné absenci adice vápníku a zvýšenou aciditou půdy (Labunska et al., 2021). Transfer  $^{90}\text{Sr}$  do rostlin je rovněž ovlivněn hodnotou pH. Putyatin et Seraya (2008) ve své studii uvádějí lineární pokles přestupu do rostlin při zvyšující se hodnotě pH, což naopak studie Labunske et al. (2021) nepotvrdila. Nicméně autoři tento fakt připisují odlišným půdním podmínkám vlivem odlišného způsobu hospodaření a rozdílnou hodnotou obsahu vápníku, dodávaného uměle do půdy, což lze považovat za opatření ke snížení kontaminace zemědělských plodin stronciem.

Kromě chemické toxicity stroncia je významná toxicita způsobená radioaktivními izotopy, kdy  $\text{Sr}^{85}$ ,  $\text{Sr}^{89}$ , a  $\text{Sr}^{90}$  při rozpadu jader emitují beta záření a  $\text{Sr}^{85}$  také navíc



záření gama. Při této emisi je zasažena živá tkáň a emitované částice pronikají do tkáně, a to do hloubky v řádu několika cm. Radiostroncium má tedy letální efekt při podstatně nižších koncentracích, než je tomu u stabilní formy stroncia (Pentreath et Woodhead, 2001). Důležitou roli při redistribuci  $^{90}\text{Sr}$  hraje vstup prvku kořenovým systémem stromů a následný opad listů, který vrací RN zpět na povrch půdy (Kashparov et al., 2012).

### 3.2.5 Přestup Cs a Sr do rostlin

V případě atmosférické depozice Sr a Cs, což je nejčastější způsob přenosu do prostředí, dochází v první fázi k jejich vstřebávání listy. Studie Ramadan et al. (2021) prokázala, že se množství vstřebaného množství RN liší mezi jednotlivými rostlinnými druhy, stejně jako je tomu u přestupu z půdy. Dále bylo prokázáno, že většina takto vstřebaných RN byla akumulována ve výhoncích, navíc převažovalo množství  $^{85}\text{Sr}$  oproti  $^{137}\text{Cs}$ , které zčásti přecházelo i do zrn a semen. Tento fakt je připisován větší mobilitě Cs v rostlinné tkáni.

Při kontaminaci půdy je pouze otázkou času, kdy RN  $^{90}\text{Sr}$  a  $^{137}\text{Cs}$  vstoupí do potravního řetězce. Rizikem není pouze přímá konzumace plodin z kontaminovaných půd, ale i např. mléka z těchto oblastí, protože oba izotopy se přestupem z půdy a poté do těl krav snadno přenášejí dále do mléka a z něj vyráběných produktů (Popplewell et Ham, 1989). Kromě potřeby znalosti mechanismů přestupu Cs a Sr do rostlin z důvodu zabránění jejich vstupu do potravního řetězce, je dalším důvodem posouzení vhodnosti dekontaminace zasažené půdy pomocí fytoremediace. Jedná se o vysoce efektivní, environmentálně šetrnou a ekonomicky dostupnou formu dekontaminace půdy, která je alternativou tradičních dekontaminačních technik (Walls, 2010; Tauqeer et al., 2016). Jedním ze způsobů fytoremediace je fytoextrakce, tedy akumulace kontaminantů v pletivech rostliny a následná likvidace rostlinné biomasy např. použitím pyrolýzy. Pro případ jaderné havárie by měly být připraveny scénáře nakládání s biomasou, resp. likvidace biomasy z kontaminovaných oblastí. Zcela přesná predikce kontaminace ovšem není možná, neboť se mění s typem využití půdy, růstovými fázemi dané plodiny a meteorologickými podmínkami (Kašparová et al., 2018).

Mnoho studií, zaměřených na fytoextrakci, je vedeno v laboratorních podmínkách, což pravděpodobně snižuje spolehlivost zjištěných výsledků, a je proto třeba věnovat více pozornosti terénním studiím. Schopnost akumulace polutantů se liší nejen mezi jednotlivými druhy rostlin, ale také v závislosti na konkrétních půdních podmínkách (Yu et al., 2022). Pro dosažení maximální účinnosti fytoextrakce je klíčové zajistit co

nejlepší možné biologické podmínky pro rostlinu. Wu et al. (2009) např. studovali vliv zvýšeného podílu CO<sub>2</sub> na zvýšení množství biomasy a akumulace Cs. Jako experimentální rostliny byly použity čirok obecný (*Sorghum vulgare*) a jetel luční (*Trifolium pratense*). Výsledkem bylo nejen zvýšení biomasy o 32 – 111 % u čiroku a 8 – 11 % u jetele, ale také zvýšené hodnoty obsahu Cs v rostlinách, tedy až o 73 % u čiroku a až o 43 % u jetele. Tématem vlivu globálního oteplování, a tedy i množství CO<sub>2</sub> v atmosféře na přenos RN z půdy do rostlin se zabývá také studie Dowalla et al. (2008).

Interakci rostliny s prvky v půdním tělese ovlivňují procesy na rozhraní půdy a kořenového systému, tedy v rhizosféře (Wenzel et al., 2003). Tok a dostupnost živin, které rostliny vyžadují k růstu, je ovlivněn komplexním souborem vlastností konkrétního půdního typu. Znalost půdního typu by však neměla vést k zobecňování půdních vlastností bez rozboru půdy na konkrétní lokalitě (Kozák et al., 2010). Významný vliv na dostupnost draslíku pro rostlinu, má tedy jeho přítomnost v rhizosféře, a ta je mimo jiné ovlivněna i texturou půdy. To znamená, že v sypkých písčitých půdách není K při jeho vyčerpání z rhizosféry efektivně doplňován a jeho gradient mezi okolní půdou a rhizosférou je strmější, nežli je tomu u hlinitých a jílovitých půd. Tento fakt lze aplikovat i na přítomné kationty Cs. Vlastnosti půdy v rhizosféře jsou také ovlivněny fyziologickou aktivitou rostliny. Např. transportní systém K<sup>+</sup>, čerpající protony na vnější stranu membrány kořenových buněk, zvyšuje kyselost v rhizosféře, čímž napomáhá biologické dostupnosti K i Cs. Společně s transportem do kořenů rostliny tedy tento transportní systém napomáhá udržování koncentrace kationtů v rhizosféře (Nikitin, 2021). Adedeji et Babalola (2020) ve své práci tvrdí, že rostlinné metabolity ovlivňují mikrobiální skladbu v rhizosféře a tím i proces akumulace RN. Výsledkem je, že stejný druh rostliny vykazuje různou míru účinnosti fytoextrakce za různých půdních podmínek.

Odlišná je také distribuce a případná kumulace Cs v rostlinných tkáních. Při vysoké koncentraci K v půdě dochází ke kumulaci Cs v listech rostliny a poklesu jeho koncentrace v kořenech, neboť je K jako makroprvek kořenovým transportním systémem rostliny upřednostňován před Cs. Naopak při nízké koncentraci K má transportní systém rostliny tendenci tento prvek nahrazovat Cs (Waegeneers et al., 2001; Komínková et al., 2018). Také Qi et al. (2008) uvádí, že pro vstup Cs do rostliny má zásadní roli transportní systém draslíku, označovaný jako AtHAK5 (HIGH-AFFINITY K TRANSPORTER 5), který je zodpovědný za příjem Cs rostlinou za předpokladu deficitu draslíku. Pokud je však draslíku dostatek, do hry vstupují jiné kationtové transportní systémy (Adams et al. 2019). Jak ovšem uvádí Moon et al.

(2021), mechanismy, které regulují vstup a Cs do rostlin a jeho akumulaci v pletivech nejsou prozatím dostatečně prozkoumány. Přítomnost K v půdě kromě snížení absorbovaného množství Cs také redukuje množství Cs v jedlých částech rostliny, neboť i v tomto případě je rostlinou upřednostněn K (Ishikawa et al., 2018). Přímý pozitivní dopad přidavku draselných hnojiv na snížení hodnoty přestupu Cs do rostliny potvrzuje také Soliman et al. (2019), který dále ve studii prezentuje odlišnost v akumulovaném množství  $^{137}\text{Cs}$  v jednotlivých částech ječmene. Největší množství bylo v tomto případě naměřeno v kořenech, méně bylo naměřeno ve slámě a nejmenší hodnota aktivity byla naměřena v zrně. Množství Cs v rostlinných tkáních se rovněž může výrazně lišit v různých růstových fázích (Ishikawa et al., 2021). Jedním z dalších podstatných faktorů, které ovlivňují množství Cs akumulovaného rostlinou, je doba expozice. Vacula et al. (2020) prokázali vliv doby expozice na množství akumulovaného  $^{133}\text{Cs}$ , jak v kontrolovaných podmínkách skleníku, tak i v polních podmínkách.

Podobná situace jako u Cs a K nastává vlivem chemické podobnosti také u Sr a Ca. Tuto podobnost zmiňuje ve své studii již např. Paasikallio (1979). Jeho studie porovnává obsah Sr a Ca v bojínku lučním (*Phelum pratense L.*), a z výsledků je patrná korelace mezi množstvím Ca v půdě a množstvím Sr v rostlinách, kdy v půdách bohatých na Ca dochází k menší akumulaci Sr rostlinou. Zatímco K má vliv zejména na buněčný růst, Ca ovlivňuje také buněčnou diferenciaci. Proto je Ca nezastupitelný např. pro xylogenezi u stromů, kdy byly při nedostatku Ca pozorovány zvýšené hladiny glukózy, fruktózy a sacharózy, což je výsledkem zpomalení procesu lignifikace (Fromm, 2010). Některé studie pak dokládají přímý dopad příjmu Cs na rostlinu. Výsledkem studie De Medici et al. (2019) je prokázání vlivu koncentrace Cs na rostlinu lociky seté (*Lactuca sativa*), kdy klíčivost vykazuje exponenciální pokles v závislosti na množství Cs. Studie dále potvrzuje antagonistické působení K, při jehož nadměrné přítomnosti a dostupnosti pro rostlinu dochází téměř k zastavení příjmu Cs. Penrose et al. (2015) ve své studii publikuje zjištění, že odrůdy zemědělských plodin s nízkou akumulací Sr se vyznačují i nižší koncentrací Ca, ovšem u odrůd s nízkou schopností akumulace Cs nebyla prokázána stejně nízká schopnost akumulace Cs.

Rozdíly mezi transferovým koeficientem (TK) Cs u různých druhů rostlin patrně souvisejí také s jejich fylogenezí, tedy evoluční historií rostlinných druhů. Existují snahy o využití znalosti fylogeneze k zaplnění mezer v určení TK konkrétních druhů. Nicméně ačkoli je patrné, že fylogeneze významně ovlivňuje TK, není možné jej pouze na základě její znalosti spolehlivě odvodit pro jakýkoliv druh. Důvodem je

především omezený počet dat, resp. nedostatečná základna druhů, u kterých byl TK zkoumán (Willey, 2010). Penrose et al. (2015) zachází ještě dále, a v metastudii se zabývá rozdílností přestupu Cs a Sr mezi různými odrůdami téhož druhu. Znalost těchto rozdílů by opět mohla významně přispět k případné sanaci kontaminovaného území, nebo případně naopak ke snížení rizika kontaminace zemědělské produkce výběrem druhů s velmi nízkým sklonem k akumulaci problematických kontaminantů.

## 4. Metodika

Experiment, resp. jeho první část, byla zahájena již v roce 2020, a na jeho realizaci se rovněž podílela skupina studentů pod vedením vědeckých pracovníků ČZU a SÚRO. Jelikož se jednalo o pokračování experimentu, některé dílčí kroky, jako například postup odběru vzorků půdy v zájmové oblasti, již byly podrobně popsány v diplomových pracích Doskočilové (2021), Finkouse, M. (2021), Finkouse, P. (2021) Stádníkové (2021) a Šestákové (2021).

### 4.1 Původ vzorků půdy

Vzorky půdy, použité pro experiment, pocházejí ze dvou lokalit. Tyto lokality se nacházejí ve vnější havarijní zóně jaderné elektrárny Temelín (ETE) a vnitřní havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany (EDU). Místa odběrů byla volena takovým způsobem, aby byly v odebraných vzorcích zastoupeny druhy půd, tvořících majoritní část havarijních zón. Havarijní zóny jednotlivých JE pak celkem reprezentovalo po třech typech půdy, tedy celkem šest druhů vzorků. Z havarijní zóny ETE byla odebrána kambizem modální, glej modální a fluvizem glejová. Oblast EDU pak reprezentovala kambizem modální, černozem luvická a hnědozem modální. Vzorky, rozdělené do plastových nádob o objemu 25 litrů byly přepraveny na pracoviště Státního ústavu radiační ochrany (SÚRO) v Hradci Králové, na jehož půdě probíhal experiment. Půda byla odebrána do 144 totožných plastových nádob o objemu 25 litrů. Každá z těchto nádob byla popsána místem odběru dle JE, v jejíž lokalitě byl odběr proveden a typem půdy, který byl do konkrétní nádoby odebrán. Metodika odběru půdy, včetně protokolárních záznamů, i postup umístění nádob pod nůžkovými stany, kde byly vzorky uloženy na jednocestné dřevěné palety, pod kterými byla rozložena netkaná geotextilie (obr. 2), jsou popsány v závěrečných pracích studentů končícího ročníku 2021 (Doskočilová, 2021; Finkous, M., 2021; Finkous, P., 2021; Stádníková, 2021; Šestáková, 2021).



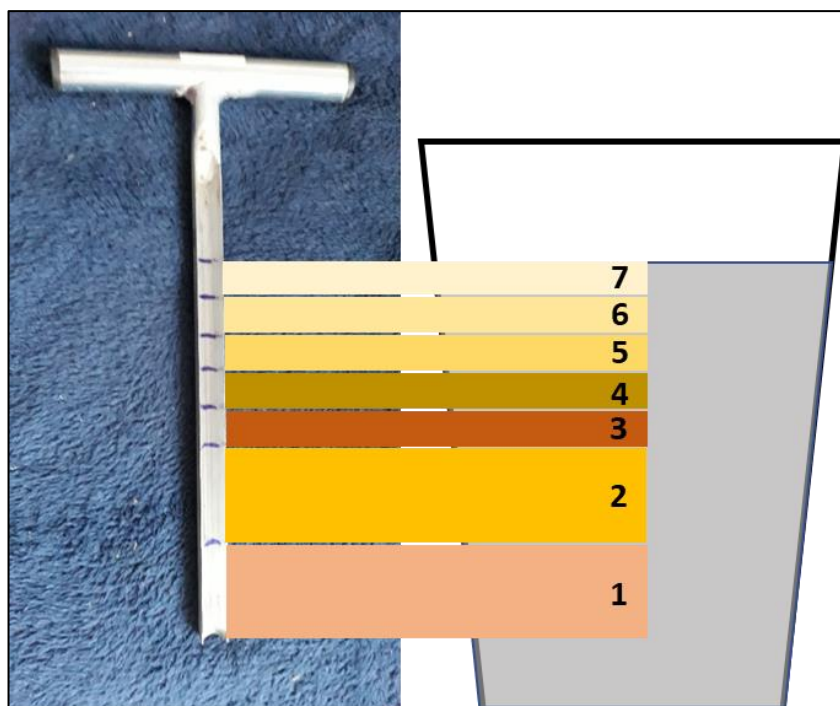
Obr. 2: Umístění vzorků pod přenosnými stany (Zdroj: společná databáze řešitelů)

Složení 144 ks vzorků v plastových nádobách bylo následující:

- Půdy z oblasti JE Temelín
  - kambizem modální 24 ks
  - glej modální 24 ks
  - fluvizem glejová 24 ks
- Půdy z oblasti JE Dukovany
  - kambizem modální 24 ks
  - černozem luvická 24 ks
  - hnědozem modální 24 ks

## 4.2 Analýza půdních vzorků

Jelikož se jednalo o experiment navazující, bylo před jeho započítím potřeba provést měření aktivity v půdě, aby bylo možno stanovit množství látek pro následnou kontaminaci, a zároveň zjistit pohyb cesia půdním profilem. Vzhledem ke krátkému poločasu rozpadu nebylo analyzováno stroncium. Půdní vzorky byly odebírány půdní sondýrkou o průměru 15 mm. Z každého vzorku bylo odebráno prvních 5 horních vrstev po 2 cm a zbývající 2 spodní vrstvy po 5 cm profilu, celkem tedy po 7 vzorcích z každého vzorku půdy (obr. 3). Takto byly z každé nádoby odebrány 3 profily, a z nich byl vytvořen směsný vzorek.



Obr. 3: Schéma odběru vzorků z nádob (Zdroj: společná databáze řešitelů)

Vzorky byly vkládány do masťovek (průhledné plastové nádoby o objemu cca 2 dl), následně byla zjištěna a zaznamenána jejich hmotnost a byly předány do laboratoře k analýze pohybu Cs půdním profilem. Vzorky byly vysušeny v sušárně při teplotě 50 °C do konstantní hmotnosti. Po zvážení a vysušených vzorků bylo stanoveno množství sušiny a byla pomocí dřevěných tloučků přiměřené velikosti provedena manuální homogenizace, u horních 5 vrstev přímo v masťovkách (obr. 4). Spodní 2 vrstvy musely být vzhledem k většímu množství hmoty a zhutnění do kompaktnějších celků rozmělněny separátně v igelitovém sáčku pomocí kladívka.



Obr. 4: Homogenizace vzorků (Zdroj: společná databáze řešitelů)

## 4.2 Příprava pracoviště

Před samotným započítím experimentu bylo třeba zpracovat půdu. Zpracování spočívalo v manuálním odstranění plevele a převrácení jednotlivých vzorků z jedné nádoby do druhé tak, aby spodní vrstva po převrácení zůstala nahoře a horní vrstva dole, což lze chápat jako ekvivalent hluboké orby v polních podmínkách. Po odplevelení a přesypání byly provedena manuální homogenizace půdy, tedy rozmělnění stmelovaných frakcí. Po zopakování postupu u všech vzorků byla půda připravena k následné kontaminaci.

Souběžně s přípravou půdy proběhla příprava improvizovaného pracoviště kontaminace ve venkovních prostorách SÚRO. Toto pracoviště bylo sestaveno z rozkládacího plastového nábytku, zakrytého polyetylenovou fólií a papírem, čímž byla vytvořena tzv. čistá zóna. Aby byly činnosti při provádění kontaminace časově i prostorově efektivní, byly rozděleny na jednotlivé dílčí kroky, a členům týmu byly před zahájením experimentu přiděleny role na jednotlivých stanovištích. Při rozdělování rolí byly zohledněna profesní kompetence jednotlivých členů týmu. Vzhledem k povaze experimentu byly studentům přiděleny činnosti, které nevyžadovaly vysokou odbornost v oboru radiologie. Příprava roztoků pro kontaminaci a samotná kontaminace, tedy byla prováděna pracovníky SÚRO. V čisté zóně byly kromě přenosných lavic a stolů připraveny následující pomůcky: Nádoby s kontaminačními roztoky, 2 plastové konvičky, laboratorní váha na zjišťování hmotnosti přidávaného



kontaminačního roztoku, stojany s platovými pytli na kontaminovaný materiál, jednorázové latexové rukavice, papírové ubrousky, kádinka na doplňování vody, tácy na záchyt okapu tekutin. V čisté zóně byl vymezen na jednom ze stolů prostor pro pokládání nádob s půdou o velikosti 50 x 50 cm. Tento prostor byl zvolen s ohledem na ergonomii tak, aby pracovník z druhé (protější) strany stolu mohl provést kontaminaci přidavkem kontaminačního roztoku, ale aby zároveň nedošlo k případnému znečištění čisté zóny.

Na jednom ze stolů byl zleva umístěn barel s kontaminačním roztokem na výškové podložce, kádinka na plastovém tácu pod kohoutem barelu, laboratorní váha, dva tácy na zachycování úkapů, dvě plastové konvičky, fotomiska pro odkládání kontaminovaných pomůcek, papírové ubrousky na otírání úkapů a balení jednorázových ochranných rukavic. Vedle stolu byly připraveny nádoby na kontaminovaný odpad. Na menší stůl po levé straně byl připraven formulář pro zápis údajů o kontaminaci jednotlivých vzorků.

Nádoby se vzorky půdy byly popsány pořadovými číslicemi 1 až 24 pro každou z uvedených skupin. Jednotlivé skupiny vzorků byly dále rozděleny do 4 skupin, 2 skupiny po 8 a další 2 skupiny po 4 ks, přičemž každá nádoba byla kromě pořadového čísla popsána dle způsobu kontaminace.

### **4.3 Příprava kontaminačních roztoků**

Po přípravě pracoviště, rozmístění pomůcek a sladění jednotlivých kroků mohla být zahájena příprava kontaminačních roztoků. Tato příprava probíhala tak, že byl nejprve na váhu postaven prázdný barel s víkem a váha byly vynulována, čímž odečtena váha nádoby na roztok. Poté byla do barelu nalita voda o objemu 10 litrů, do níž bylo možné přidat připravený obsah radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Radionuklidy byly přidány kapátkem a po uzavření byl obsah barelu promíchán protřepáním. Po promíchání byla do barelu opět dolita voda do celkového objemu 21 litrů, a obsah byl opět důkladně promíchán míchadlem a uzavřen. Celý tento proces byl vzhledem k povaze roztoků plně v kompetenci pracovníků SÚRO. Kromě roztoků radionuklidů byly na vedlejším stole připraveny další dva barely. Opět se jednalo o barely opatřené kohoutem, aby bylo možno kapaliny pohodlně dávkovat. Do jednoho barelu byl připraven vodný roztok síranu draselného v poměru 1:2 (1 l síranu na 2 l vody), náplní druhého pak byla čistá voda. Před zahájením experimentu byla na pracovišti změřena a zaznamenána hodnota dávkového příkonu, a na základě naměřených hodnot odhadnuta celková expozice pracovníků po dobu provádění experimentu a její soulad s normami.

U nádob se vzorky půdy nebylo třeba před kontaminací zjišťovat hmotnost, jelikož

byly tyto hodnoty zjištěny a zaznamenány v předcházejících fázích experimentu (Doskočilová, 2021; Stádníková, 2021, Finkous, 2021), nicméně lze uvést, že hmotnost jednotlivých vzorků byla cca 15 kg.

Vzorky, zastupující jednotlivé půdní typy byly rozděleny do čtyř skupin dle použitých kontaminantů následujícím způsobem:

- Kontaminace  $^{85}\text{Sr} + ^{134}\text{Cs}$  – 8ks
- Kontaminace  $^{85}\text{Sr} + ^{134}\text{Cs} + \text{K}$  – 4ks
- Kontaminace  $^{85}\text{Sr} + ^{134}\text{Cs} + \text{Ca}$  – 4ks
- Kontaminace  $^{85}\text{Sr} + ^{134}\text{Cs} + \text{Ca} + \text{K}$  – 8ks

#### **4.4 Průběh kontaminace vzorků**

Adice radionuklidů a adice K + Ca probíhala prostorově i personálně odděleně. Připravené a popsané nádoby se vzorky byly dle stanoveného pořadí postupně pokládány na určené místo na pracovním stole. Do nádob s čísly 1 až 8 bylo nalito 200 g roztoku s radionuklidy. Dané množství bylo nejprve odměřeno do kádinky a následně přelito do plastové konvičky. Konvičky byly opatřeny čísly 1 a 2, každá byla vždy po naplnění i po vyprázdnění zvážena. Hmotnost byla zapsána do protokolu, aby byla zjištěno přesné množství aplikovaného roztoku, a tedy i případná odchylka od stanovených 200 g (obr. 5). Po celou dobu manipulace s radionuklidy bylo třeba dodržovat čistotu zachytáváním úkapů roztoku a nezachycené úkapy ihned otírat. Při vyprazdňování konviček do vzorků bylo nutné ji nechat řádně okapat, aby v konvičce nezůstávaly zbytky kontaminantu. Již kontaminované vzorky byly odnášeny zpět na původní místo pod stany. Následovaly nádoby s čísly 9 až 12, do kterých bylo kromě roztoku radionuklidů přidáváno 100 ml roztoku síranu draselného. Na odměření roztoku síranu draselného bylo použito kádinky, ze které byl roztok přelit do plastové konvičky, již byl aplikován do půdního vzorku. Hmotnost ověřována nebyla. V dalším kroku byl do vzorků 13 až 16 po kontaminaci radionuklidy aplikován Ca ve formě práškového uhličitanu vápenatého, používaného jako zahradnické hnojivo.



Obr. 5: Aplikace kontaminačního roztoku (Zdroj: společná databáze řešitelů)

Poslední sada vzorků s číselným označením 17 až 24 zahrnovala aplikaci jak radionuklidů, tak K + Ca. Tento postup byl zopakován u všech šesti skupin půdních vzorků a všechny hodnoty byly zaznamenány do protokolu.

## 4.5 Pěstování rostlin v kontaminované půdě

### 4.5.1 Ječmen jarní

Po fázi kontaminace půdy na dané hodnoty mohlo být přikročeno k další fázi experimentu, tedy setí plodin. První výsev proběhl 28.4.2021 a použitou plodinou byl ječmen jarní (*Hordeum vulgare*), odrůda Solis. Zasazeno bylo 5 semen do každé nádoby v pravidelných rozestupech, do hloubky cca 1 cm. Nádoby byly rozmístěny tak, aby ke každé pronikalo ekvivalentní množství slunečního záření. Po finálním rozmístění byla půda zalita 260 ml vody. Zaměstnanci SÚRO prováděli pravidelnou denní kontrolu na jejímž základě doplňovali zálivku jednotlivých nádob dle aktuální potřeby, protože i přes veškeré snahy o stejné podmínky docházelo k nerovnoměrnému vysychání nádob. V průběhu růstové fáze se neprojeví výraznější rozdíly mezi jednotlivými nádobami (obr. 6).

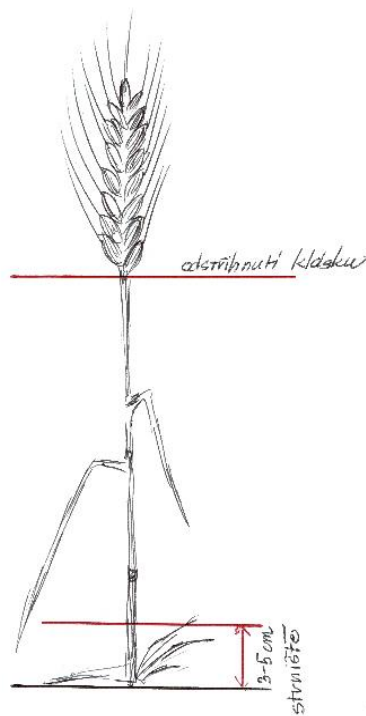
Po 100 dnech růstu, tedy 6.8.2021 byla provedena sklizeň obilí, jehož zralost v té době zhruba odpovídala sklizni v polních podmínkách. Před sklizní byl zkontrolován a zaznamenán zdravotní stav rostlin. Sklizeň proběhla formou ustřížení stébla v úrovni horního okraje nádoby (obr. 7). Tím bylo zamezeno náhodné kontaminaci vzorků půdou a nebylo tedy potřeba žádného čistícího procesu před zpracováním biomasy pro analýzu. Klasy odděleny od zbytku stébel a vloženy do samostatných označených nádob, stébla do označených PVC sáčků. Po zvážení byly sklizené

vzorky sušeny v sušárně při teplotě 40 °C do konstantní hmotnosti a bylo stanoveno množství sušiny. Před měřením aktivity bylo z klasů separováno zrno. Pro měření aktivity byly vytvořeny dvě skupiny vzorků, tedy zrno a zbytek klasu spolu se stébly, čímž byla zajištěna oddělená analýza aktivity konzumované a nekonzumované části rostliny. Po oddělení mohlo být provedeno finální sušení do konstantní hmotnosti, opět v sušárně při 40 °C. Takto připravené vzorky byly předány pracovníkům SÚRO ke stanovení aktivity.

Po sklizni byla půda v nádobách okopána a zbytky rostlin byly mělce zapraveny do půdy tak, aby byl možný následný výsev dalších plodin. Tento postup byl simulací mělké posklizňové orby v polních podmínkách, tedy tzv. podmítky.



Obr. 6: Rozmístění nádob a stav ječmene v době růstu (Zdroj: Pecharová et al., 2021)



Obr. 7: Schéma sklizně ječmene (Zdroj: Pecharová et al., 2021)



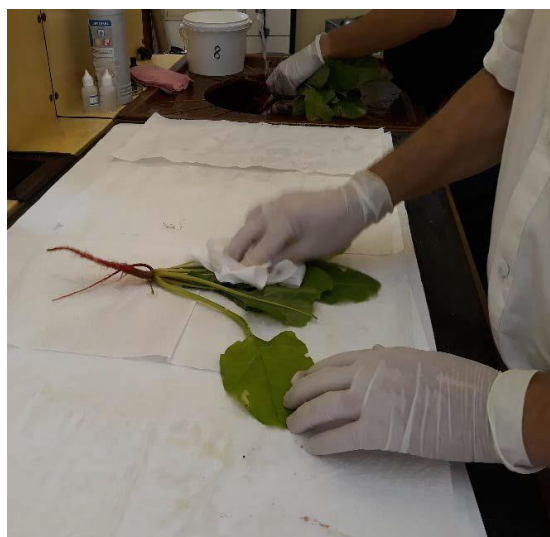
#### 4.5.2 Řepa krmná

Bezprostředně po sklizni ječmene, tedy 6.8.2021 proběhlo setí řepy krmné (*Beta vulgaris*), odrůda Monro. Do každé z nádob bylo do hloubky cca 2 cm vyseto 10 ks semen v pravidelných rozestupech od sebe. Nádoby byly zality 520 ml vody. Zalévání v průběhu růstu probíhalo, stejně jako u ječmene, dle skutečně zjištěné momentální potřeby separátně u každé nádoby. Rostliny byly po vzejití vyjednoceny na počet 5 ks v každé nádobě (obr. 8).

Po 61 dnech růstu byla řepa sklizena. Sklizeň proběhla 6.10.2021. Po zhodnocení zaznamenání zdravotního stavu, byly rostliny postupně vyjmuty z půdy. Rostliny byly sklizeny celé, tedy kořen i nať. Ke sklizni muselo být použito úzké a dlouhé zahradní lopatky, kterou bylo možno rozrušit okolní půdu a rostlinu částečně podebrat, aby nedošlo utržení spodní části kořene. Po vyjmutí z půdy byly rostliny nejprve nahrubo očištěny od zeminy oklepáním přímo nad nádobou s půdou, poté muselo být provedeno mytí. Mytí probíhalo dvoustupňově, nejprve bylo provedeno v kbelíku s vodou odstranění hrubého znečištění a následně byly pod tekoucí vodou dočištěny. Po očištění byly rostliny osušeny papírovými utěrkami (obr. 9), zváženy a uloženy do hliníkové misky. Vzhledem k malému množství vzrostlé biomasy byl každý vzorek tvořen všemi rostlinami z dané nádoby a součástí byl, jak kořen rostliny, tak i její nať. Vzorky byly sušeny do konstantní hmotnosti v sušárně při teplotě 40 °C. Zpracované vzorky byly, stejně jako obilí, předány k měření aktivity pracovníkům SÚRO.



Obr. 8: Řepa v nádobách s půdou; vysoušení omytých vzorků řepy (Zdroj: Pecharová et al., 2021)



Obr. 9: Vysoušení omytých vzorků řepy (Zdroj: Pecharová et al., 2021)

## 5. Výsledky

### 5.1 Popis datového souboru

Na začátku března 2022 byla dokončena jednotlivá měření a byla pracovníky SÚRO zkompletována do jednoho datového souboru. Měření probíhalo metodou polovodičové spektrometrie gama, která je v laboratořích SÚRO akreditována. Celkový počet nádob se vzorky půdy byl 144. Každá nádoba byla v průběhu vegetační sezóny oseta dvakrát, nejprve ječmenem a po jeho sklizni řepou. Získané rostliny ječmene byly rozděleny na slámu s plevami, které tvořily samostatný vzorek a zrno, které bylo taktéž měřeno samostatně. Rostliny řepy z jednotlivých nádob byly měřeny vcelku, nebyly tedy rozděleny na nať a kořenovou část. Podle způsobu ošetření půdy tvořily výsledné vzorky čtyři skupiny. V první skupině se jednalo o ošetření  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  (Cs+Sr), které je zde dále zmiňováno jako základní ošetření (ZO). Druhý typ ošetření navíc obsahoval přídavek K (Cs+Sr+K). Při třetím způsobu ošetření byl k  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  přidán Ca (Cs+Sr+Ca). Posledním způsobem ošetření byla kombinace všech prvků, tedy  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ , K a Ca (Cs+Sr+K+Ca). Celá databáze výsledných měření tedy obsahovala 432 záznamů. Vzhledem k počtu typů půdy, druhů ošetření a druhů rostlinných vzorků (tab. 1), bylo k dispozici značné množství kombinací hodnot, které mohly být mezi sebou vzájemně porovnány. Bylo proto nutné se před samotným zpracováním výsledků důkladně projít získaná data a zvážit, která z nich budou implementována do této práce.

Tab. 1: Typy půd, ošetření a rostlinných vzorků

Půda	Ošetření	Rostliny
DU černozem	Cs+Sr+Ca	obilí sláma + plevy
DU hnědozem	Cs+Sr+K	obilí zrno
DU kambizem	Cs+Sr+K+Ca	řepa
TE fluvizem	Cs+Sr	-
TE glej	-	-
TE kambizem	-	-

Vysvětlivky:

DU - půdy z okolí JE Dukovany

TE - půdy z okolí JE Temelín

Cs+Sr+Ca - kontaminace  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  a Ca

Cs+Sr+K - kontaminace  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  a K

Cs+Sr+K+Ca - kontaminace  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ , K a Ca

Cs+Sr - kontaminace  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$

## 5.2 Transferové koeficienty $^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs}$ jednotlivých rostlin

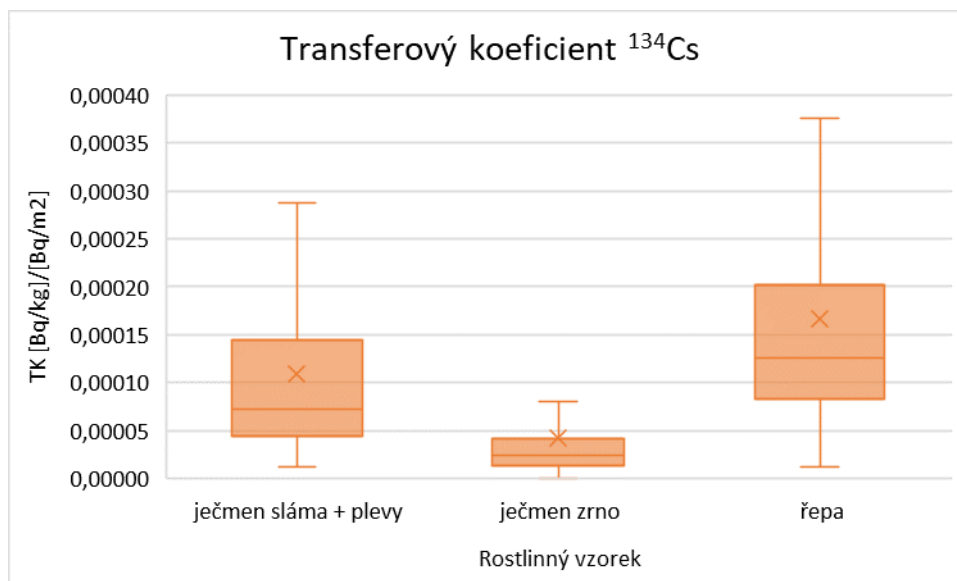
Transferový koeficient, tedy poměr mezi hmotnostní aktivitou v rostlinné biomase plošnou aktivitou v půdě, je nezbytným nástrojem v porovnávání přestupu radionuklidů do rostlinných tkání. Při porovnávání samotné hmotnostní aktivity je nutné porovnávat pouze vzorky se stejnou hodnotou plošné aktivity v půdě, ovšem díky výpočtu TK je tento rozdíl pro porovnání nepodstatný a lze tak porovnávat vzorky s různým stupněm kontaminace.

Nejprve byl porovnán průměrný transferový koeficient pěstovaných rostlin bez rozlišení typu půdy a ošetření. Rostlinné vzorky tvořily tři skupiny, neboť aktivita, a tedy TK byl u ječmene stanoven zvlášť pro zrno a zvlášť pro slámu a plevy. Souhrnné výsledky jednoznačně potvrzují nejnižší TK  $^{134}\text{Cs}$  do zrna ječmene s průměrnými hodnotami  $4,22\text{E-}05$ . Průměrná hodnota TK slámy byla stanovena na  $1,09\text{E-}04$ . Nejvyšší hodnota TK byla stanovena u řepy, průměrně  $1,66\text{E-}04$  (obr. 10).

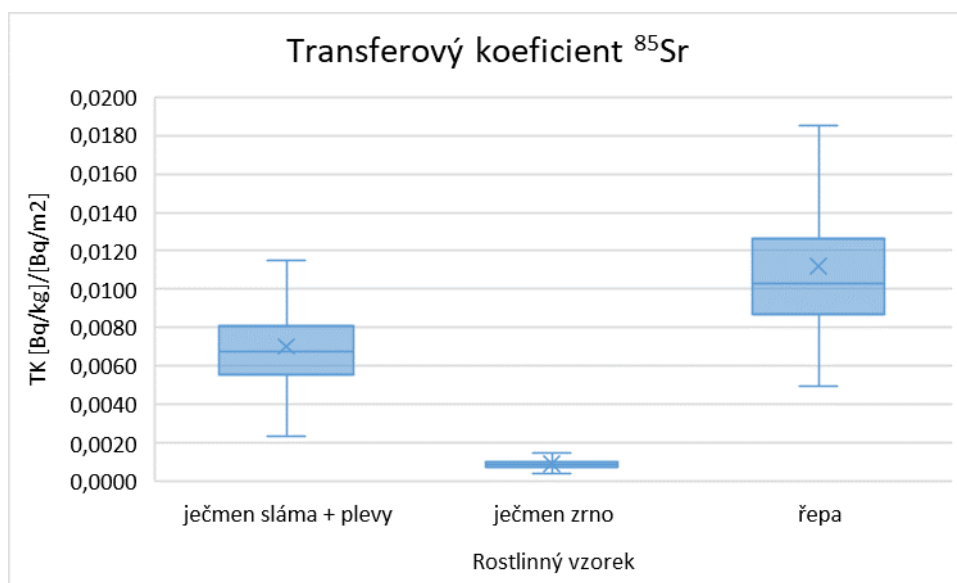
Podobné rozdíly v TK byly mezi totožnými rostlinnými vzorky stanoveny i pro  $^{85}\text{Sr}$ . Hodnoty aktivity v rostlinných vzorcích, a tedy i TK byl u  $^{85}\text{Sr}$  cca o řád vyšší nežli u  $^{134}\text{Cs}$ . Nejnižší hodnota TK byla opět zjištěna u zrna ječmene, průměrných  $9,19\text{E-}04$ . Řádově vyšší hodnoty byly stanoveny u slámy, kde dosahovaly průměrných hodnot  $7,01\text{E-}03$ . Stejně jako u cesia, nejvyšší hodnoty TK  $^{85}\text{Sr}$  byly zjištěny u řepy, v průměru  $1,12\text{E-}02$  (obr. 11).

Tab. 4: Popisná statistika porovnání TK  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  sledovaných rostlin

Prvek	$^{134}\text{Cs}$			$^{85}\text{Sr}$		
	sláma	zrno	řepa	sláma	zrno	řepa
Počet	144	144	144	144	144	144
Aritmetický průměr	$1,09\text{E-}04$	$4,22\text{E-}05$	$1,66\text{E-}04$	$7,01\text{E-}03$	$9,19\text{E-}04$	$1,12\text{E-}02$
Směr. odchylka	$8,86\text{E-}05$	$8,60\text{E-}05$	$1,38\text{E-}04$	$2,19\text{E-}03$	$3,54\text{E-}04$	$3,88\text{E-}03$
Medián	$7,21\text{E-}05$	$2,38\text{E-}05$	$1,26\text{E-}04$	$6,78\text{E-}03$	$8,39\text{E-}04$	$1,03\text{E-}02$
Minimum	$1,25\text{E-}05$	$1,43\text{E-}07$	$1,21\text{E-}05$	$2,35\text{E-}03$	$4,04\text{E-}04$	$4,97\text{E-}03$
Maximum	$4,15\text{E-}04$	$7,66\text{E-}04$	$8,60\text{E-}04$	$1,34\text{E-}02$	$3,30\text{E-}03$	$3,02\text{E-}02$
Rozdíl max-min	$4,03\text{E-}04$	$7,66\text{E-}04$	$8,48\text{E-}04$	$1,11\text{E-}02$	$2,90\text{E-}03$	$2,53\text{E-}02$



Obr. 10: Transferový koeficient <sup>134</sup>Cs jednotlivých plodin bez rozlišení typu půdy a ošetření



Obr. 11: Transferový koeficient <sup>85</sup>Sr jednotlivých plodin bez rozlišení typu půdy a ošetření

### 5.3 Transferové koeficienty <sup>134</sup>Cs a <sup>85</sup>Sr při jednotlivých kombinacích typu půdy a ošetření

#### 5.3.1 Transferové koeficienty <sup>134</sup>Cs dle typu půdy a ošetření

V předchozím srovnání nebyly vzaty v úvahu typy půdy, ani druh kontaminačního aditiva, proto byly TK dále porovnány u jednotlivých plodin s ohledem na typ půdy, ve kterém byla plodina pěstována a zároveň bylo srovnání rozšířeno na všechny druhy ošetření. V prvním případě byly porovnávány vzorky řepy a jednalo se o porovnání



průměrných hodnot TK  $^{134}\text{Cs}$ . Z výsledků jsou patrné rozdíly nejen v samotných TK zkoumaných RN, ale zároveň v reakci na adici K a Ca mezi jednotlivými půdními typy. Pro porovnání jednotlivých kombinací byly použity průměrné hodnoty TK (obr. 12).

### **Černozem luvická**

V černozemi byla zjištěna hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  při ošetření Cs+Sr  $1,40\text{E}-04$ . Při ošetření Cs+Sr+K, tedy adicí K došlo k mírnému poklesu na  $1,34\text{E}-04$ . Přídavkem Ca, tedy při ošetření Cs+Sr+Ca se hodnota rovnala hodnotě ošetření Cs+Sr, tedy  $1,40\text{E}-04$ . Pokud byla černozem ošetřena všemi prvky najednou, tedy ošetřením Cs+Sr+K+Ca, byla zaznamenána nejnižší průměrná hodnota TK  $1,10\text{E}-04$ .

### **Hnědozem modální**

V hnědozemi dosahovala průměrná hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  při ošetření Cs+Sr  $2,09\text{E}-04$ . Při přídavku K, tedy při ošetření Cs+Sr+K, došlo oproti základnímu ošetření k poklesu TK na průměrných  $1,84\text{E}-04$ . V případě ošetření Cs+Sr+Ca došlo ke značnému navýšení průměrné hodnoty TK na  $4,15\text{E}-04$ , což je téměř dvojnásobek hodnoty při ošetření Cs+Sr a nejvyšší průměrná hodnota v případě hnědozemě. V případě kombinace všech sledovaných prvků, tedy ošetření Cs+Sr+K+Ca, klesl TK na průměrnou hodnotu  $1,45\text{E}-04$ .

### **Kambizem modální (EDU)**

V kambizemi (EDU) byla průměrná hodnota při ošetření Cs+Sr  $1,28\text{E}-04$ . Přidáním K k tomuto ošetření průměrná hodnota TK vzrostla na  $1,89\text{E}-04$ , což je nejvíce v případě kambizemě (EDU). Hodnota TK při ošetření Cs+Sr+Ca se pohybovala na průměrných  $1,32\text{E}-04$ . Při ošetření všemi prvky, tedy Cs+Sr+K+Ca byla zjištěna průměrná hodnota TK  $1,60\text{E}-04$ .

### **Fluvizem glejová**

Ve fluvizemi byly identifikovány největší rozdíly v TK mezi jednotlivými druhy ošetření. Byla zde také stanovena nejvyšší průměrná hodnota TK při ošetření Cs+Sr ze všech půdních typů, která byla na úrovni  $3,71\text{E}-04$ . Ve vzorcích s přídavkem K, tedy ošetření Cs+Sr+K, došlo k rapidnímu poklesu TK na průměrnou hodnotu  $1,24\text{E}-04$ . Při ošetření Cs+Sr+Ca vystoupala průměrná hodnota TK nejvýše ze všech sledovaných půd i druhů ošetření na  $5,40\text{E}-04$ . Při ošetření všemi sledovanými prvky, tedy Cs+Sr+K+Ca, Došlo opět k poklesu průměrného TK na hodnotu  $9,96\text{E}-05$ .

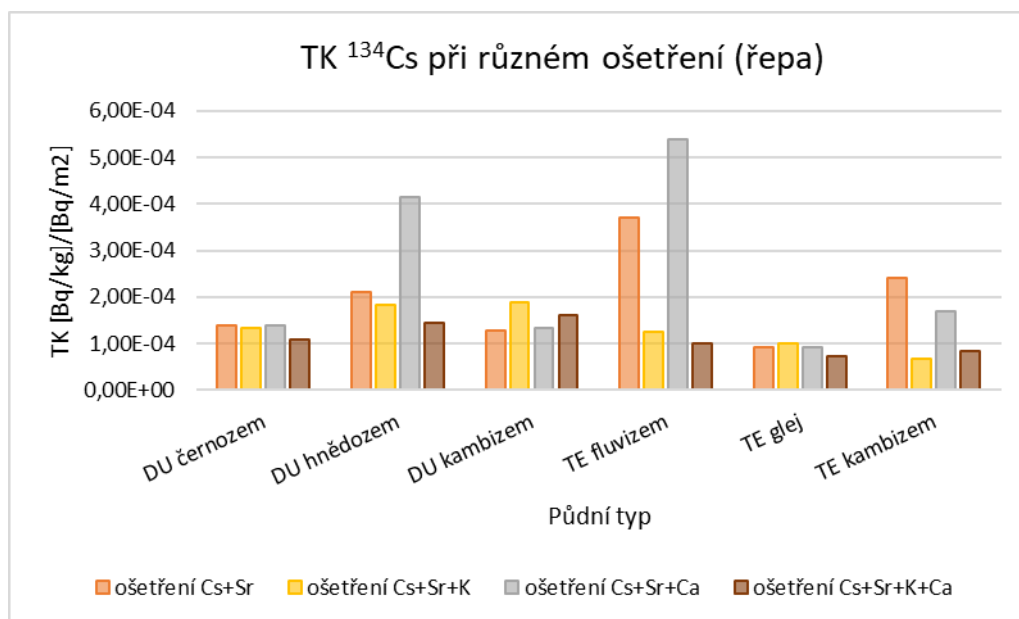
### **Glej modální**

V gleji byly zjištěny nízké hodnoty TK, které se navíc mezi jednotlivými druhy ošetření lišily jen velmi málo. Při ošetření Cs+Sr byly v průměru  $9,14\text{E}-05$ . Při přídavku

K tomuto ošetření se průměrný TK mírně zvýšil na hodnotu 1,01E-04. Při ošetření Cs+Sr+Ca byla průměrná hodnota 9,10E-05. Při ošetření Cs+Sr+K+Ca pak byla zjištěna nejnižší hodnota TK v glejové půdě, průměrně 7,27E-05.

### Kambizem modální (ETE)

Jako poslední byly porovnány průměrné hodnoty TK v Kambizemi (ETE). Zde byla zjištěna hodnota TK při ošetření Cs+Sr 2,42E-04. Přídavkem K došlo k poklesu na 6,79E-05. Při ošetření s přídavkem Ca, tedy Cs+Sr+Ca, došlo opět k navýšení hodnoty TK na průměrných 1,69E-04. Ošetření Cs+Sr+K+Ca hodnotu TK opět snížilo na průměrných 8,26E-05.



Obr. 12: Transferový koeficient <sup>134</sup>Cs podle typu půdy a druhu ošetření

### 5.3.2 Transferové koeficienty <sup>85</sup>Sr dle typu půdy a ošetření

Stejně jako u cesia, bylo provedeno srovnání TK <sup>85</sup>Sr mezi jednotlivými typy půdy při všech druzích ošetření. Při porovnávání všech sledovaných půdních typů a ošetření byla zachována stejná struktura dat, jako u porovnávání TK <sup>134</sup>Cs (obr. 13).

#### Černozem luvická

Počáteční průměrná hodnota v černozemi při ošetření Cs+Sr byla na úrovni 1,08E-02. Pokud byl při ošetření navíc použit K, došlo k poklesu na 7,40E-03. Pokud bylo použito ošetření Cs+Sr+Ca, průměrná zjištěná hodnota TK byla 8,70E-03. V případě ošetření Cs+Sr+K+Ca byla průměrná hodnota TK na úrovni 9,65E-03.

#### Hnědozem modální

V hnědozemi byla hodnota TK <sup>85</sup>Sr při ošetření Cs+Sr vyšší než v případě

černozemě, konkrétně průměrných  $1,29E-02$ . Při přidavku K došlo k navýšení průměru TK na  $1,68E-02$ . Při přidavku Ca ošetřením Cs+Sr+Ca, byla hodnota nižší než v předchozím případě, ale stále vyšší než při ošetření samotným Cs a Sr, konkrétně  $1,60E-02$ . Pokud byla půda ošetřena kombinací všech sledovaných prvků, tedy Cs+Sr+K+Ca, průměrná hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  klesla na  $1,07E-02$ .

#### **Kambizem modální (EDU)**

Kambizem vykazovala nejvyšší hodnoty TK  $^{85}\text{Sr}$  při základním ošetření Cs+Sr, v průměru  $1,68E-02$ . V případě ošetření Cs+Sr+K došlo k poklesu průměrné hodnoty TK na  $7,40E-03$ . Hodnota při ošetření Cs+Sr+Ca oproti předchozímu vzrostla na průměrných  $1,39E-02$ , nicméně byla na nižší úrovni, než při ošetření samotným Cs a Sr. Při ošetření Cs+Sr+K+Ca byl naměřen průměrný TK  $1,08E-02$ .

#### **Fluvizem glejová**

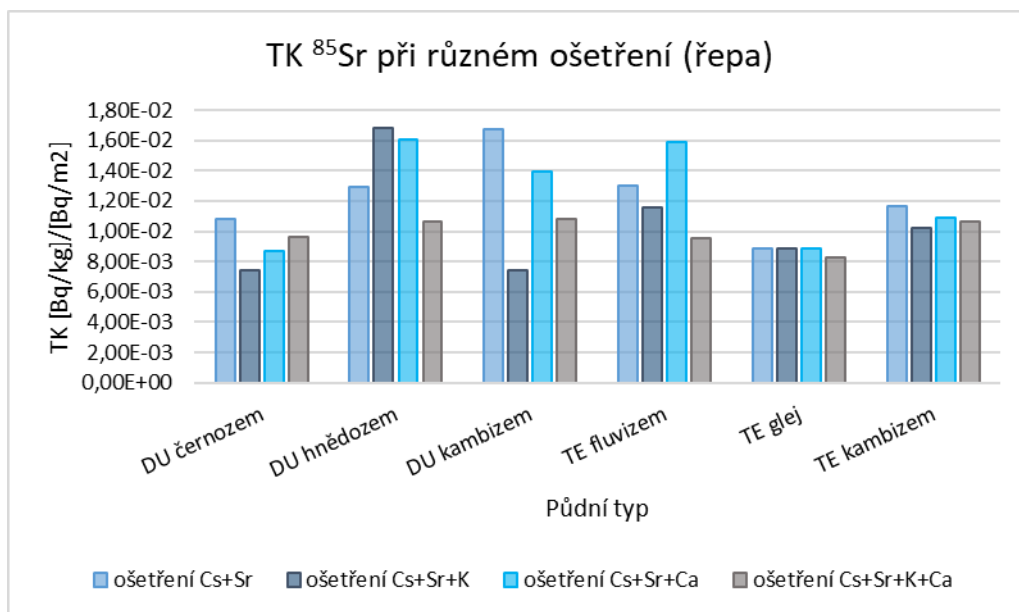
Průměrná hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  ve fluvizemi byla  $1,30E-02$  při ošetření Cs+Sr. Při přidavku K, tedy ošetření Cs+Sr+K, došlo k poklesu průměrné hodnoty TK na  $1,16E-02$ , ovšem pokud byl místo K přidán Ca, tedy ošetření Cs+Sr+Ca, hodnota TK se v průměru zvýšila nad úroveň, zjištěnou při ošetření pouze Cs a Sr, konkrétně na  $1,59E-02$ .

#### **Glej modální**

Průměry hodnot v glejové půdě se lišily jen velmi málo při všech typech ošetření. Při ošetření Cs+Sr byla tato hodnota  $8,84E-03$ , při přidavku K k tomuto ošetření  $8,90E-03$  a při přidavku Ca místo K byla průměrná hodnota  $8,85E-03$ . Pouze při ošetření kombinujícím všechny sledované prvky, tedy Cs+Sr+K+Ca, došlo k mírnému poklesu průměrných hodnot TK na  $8,28E-03$ .

#### **Kambizem modální (ETE)**

Hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  v kambizemi byla zjištěna průměrných  $1,17E-02$  při ošetření Cs+Sr. S přidaným K k tomuto ošetření, tedy Cs+Sr+K, došlo k mírnému poklesu na  $1,02E-02$ . Při ošetření Cs+Sr+Ca byla průměrná hodnota TK  $1,09E-02$ . Při ošetření Cs+Sr+K+Ca bylo naměřeno průměrných  $1,06E-02$ . Průměrné hodnoty v kambizemi z oblasti TE se tedy mezi jednotlivými druhy ošetření příliš nelišily, stejně jako u glejové půdy.



Obr. 13: Transferový koeficient <sup>85</sup>Sr podle typu půdy a druhu ošetření (řepa)

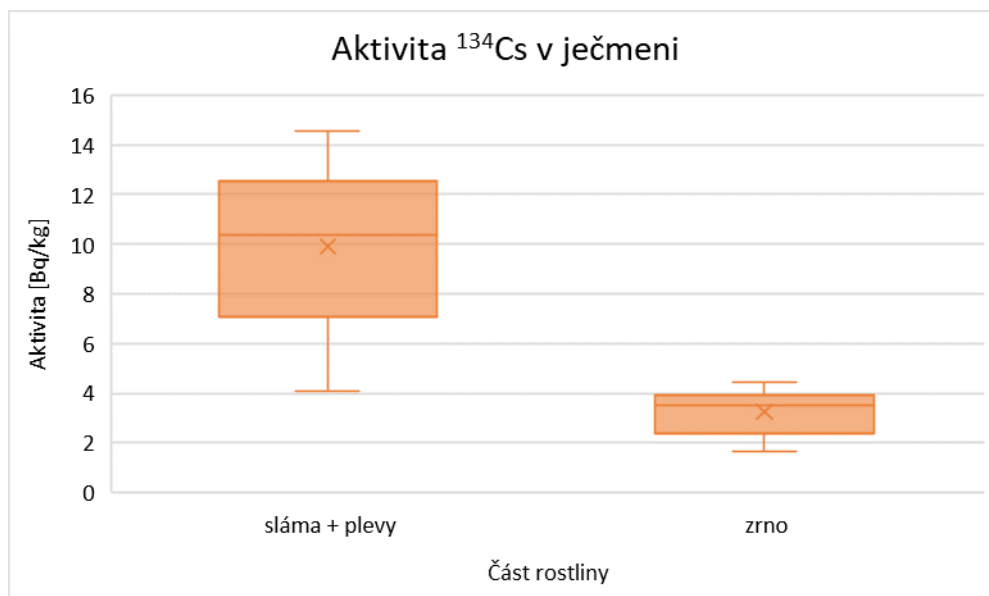
## 5.4 Redistribuce aktivity v ječmeni

Důležitým faktorem výzkumu chování RN v prostředí je možnost jejich vstupu do potravního řetězce. Z porovnání TK všech rostlinných vzorků v předchozí kapitole vyplynulo, že v porovnání nejvyšších hodnot TK dosahovala řepa, o něco menší hodnoty byly zjištěny u slámy a plev a nejnižší TK byl zjištěn u zrna. Byla proto dále porovnána aktivita různých částí rostliny ječmene. Aktivita byla zjišťována separátně pro zrna, tedy část, vstupující do potravního řetězce přímo, a separátně pro plevy a slámu, které do něj nejsou implementovány přímo. Z naměřených hodnot je zcela zřejmé, že oba sledované RN jsou do zrna ječmene akumulovány výrazně méně než do zbytku rostliny. Pro prezentaci výsledků bylo zvoleno pouze ošetření Cs+Sr, tedy kontaminace <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs, bez přídavku K a Ca. Důvodem je různá míra kontaminace jednotlivých skupin ošetření, což na rozdíl od transferového koeficientu ovlivňuje výslednou hodnotu aktivity v rostlině.

Tab. 3: Popisná statistika porovnání aktivit v různých částech ječmene při ošetření Cs + Sr

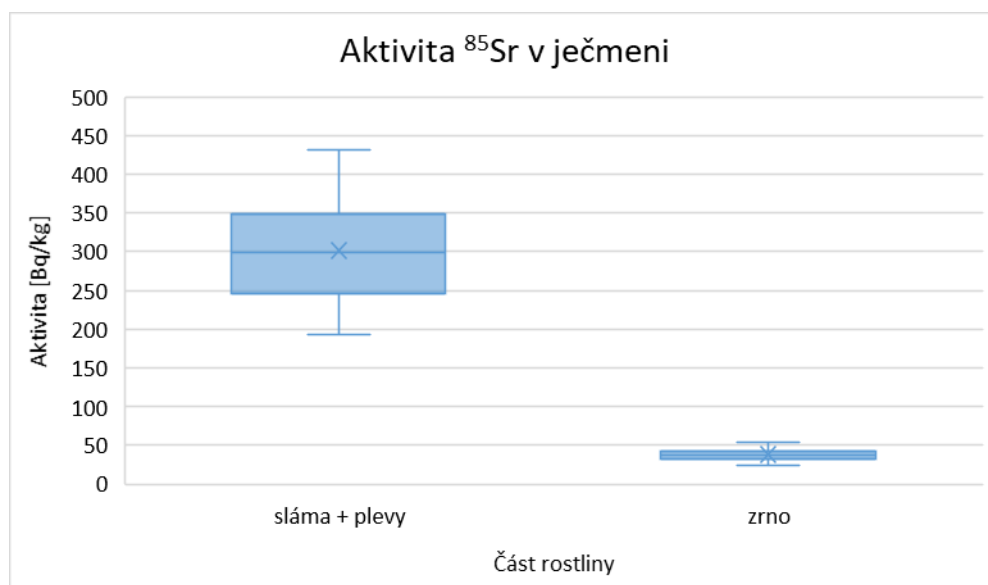
Prvek	<sup>134</sup> Cs		<sup>85</sup> Sr		<sup>40</sup> K	
	sláma	zrna	sláma	zrna	sláma	zrna
Počet	8	8	8	8	8	8
Aritmetický průměr	9,9	3,2	301,4	37,9	1019,6	199,1
Směr. odchylka	3,2	0,9	68,7	8,4	153,2	18,9
Medián	10	4	299	37	968	197
Minimum	4	2	194	23	799	165
Maximum	15	4	432	54	1316	229
Rozdíl max-min	10	3	239	31	517	64

Nejprve byly porovnány aktivity  $^{134}\text{Cs}$ . Průměrná aktivita ve slámě a plevách je  $9,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  u  $^{134}\text{Cs}$ , zatímco u zrna je průměrná hodnota aktivity  $3,2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Nižší kumulace aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v zrna je zde zřetelně patrná i navzdory celkově nízkým naměřeným aktivitám (obr. 14).



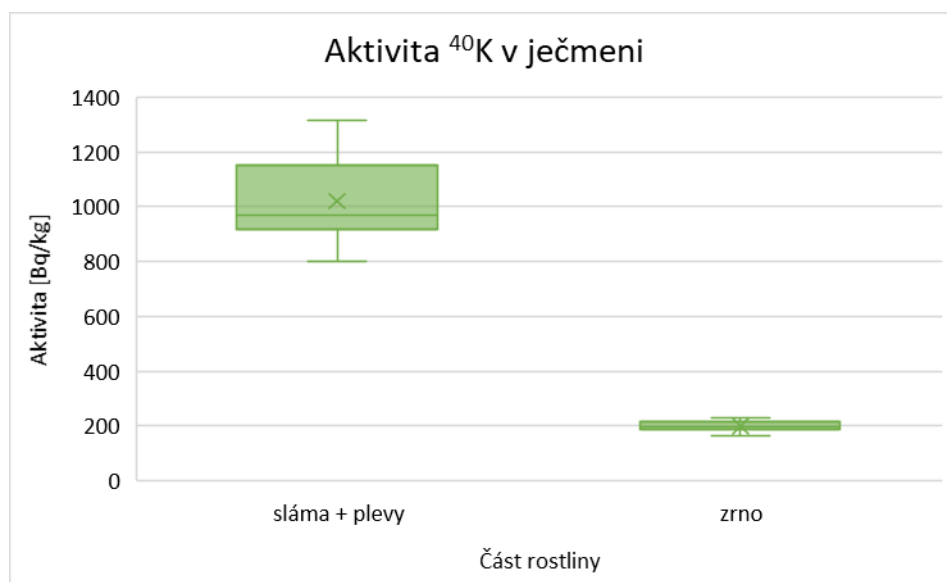
Obr. 14: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v ječmeni pěstovaném v černozemi (ošetření Cs + Sr)

Vzhledem k tomu, že hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v ječmeni jsou několikanásobně vyšší než u  $^{134}\text{Cs}$ , je rozdíl mezi aktivitou  $^{85}\text{Sr}$  ve slámě a v zrna mnohem patrnější. Trend je ovšem stejný u obou RN. Naměřená aktivita  $^{85}\text{Sr}$  dosahuje průměrné hodnoty  $301,4 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ve slámě a plevách, zatímco v zrna bylo naměřeno průměrně pouze  $37,9 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (obr. 15).



Obr. 15: Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v ječmeni pěstovaném v černozemi (ošetření Cs + Sr)

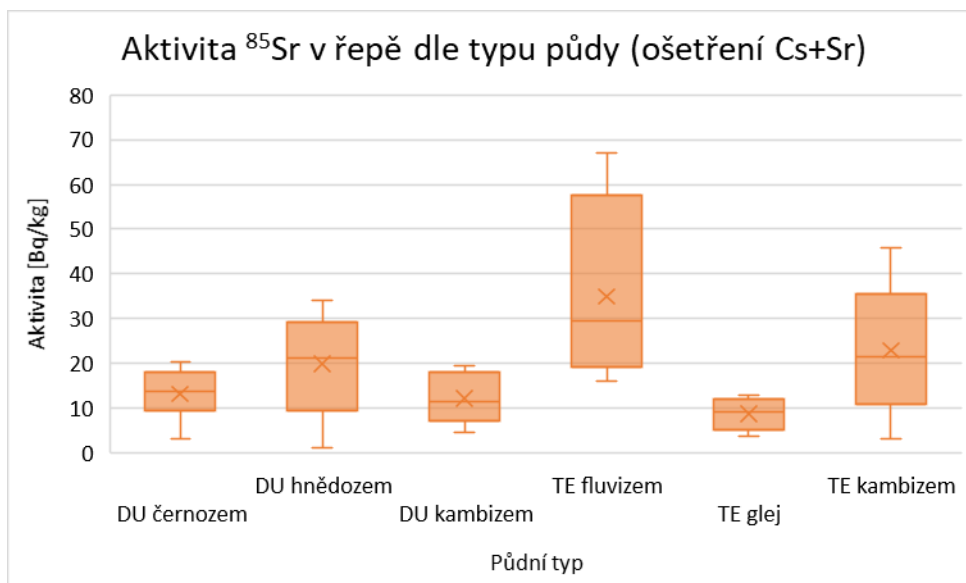
Ačkoli se nejedná o primárně sledovaný RN, byla pro úplnost porovnána aktivita  $^{40}\text{K}$  v obou částech rostliny ječmene. Ačkoli byly výsledné hodnoty několikanásobně vyšší než u  $^{85}\text{Sr}$  a řádově odlišné od  $^{134}\text{Cs}$ , lze spolehlivě tvrdit, že trend rozložení  $^{40}\text{K}$  zcela odpovídá trendu zmíněných RN (obr. 16).



Obr 16: Aktivita  $^{40}\text{K}$  v ječmeni pěstovaném v černozemi (ošetření Cs + Sr)

## 5.5 Porovnání vlivu typu půdy na přestup RN do rostliny

Jednou z nejvýznamnějších proměnných, které ovlivňují přestup RN do rostlin je půdní typ. Pro následující porovnání množství RN v závislosti na typu půdy byla řepa krmná (*Beta vulgaris*). Porovnány byly oba sledované RN, tedy jak  $^{134}\text{Cs}$ , tak i  $^{85}\text{Sr}$ . Z porovnaných výsledků vyplývá, že nejvyšších hodnot hmotnostní aktivity  $^{134}\text{Cs}$  dosahovaly vzorky řepy, pěstované ve fluvizemi z oblasti ETE, nejnižší hodnoty vykazoval glej z oblasti ETE. Vyšších hodnot dosahovala také kambizem, ovšem pouze z oblasti ETE, zatímco hodnoty z kambizemě z oblasti EDU patřily spíše k nižším (obr. 17).

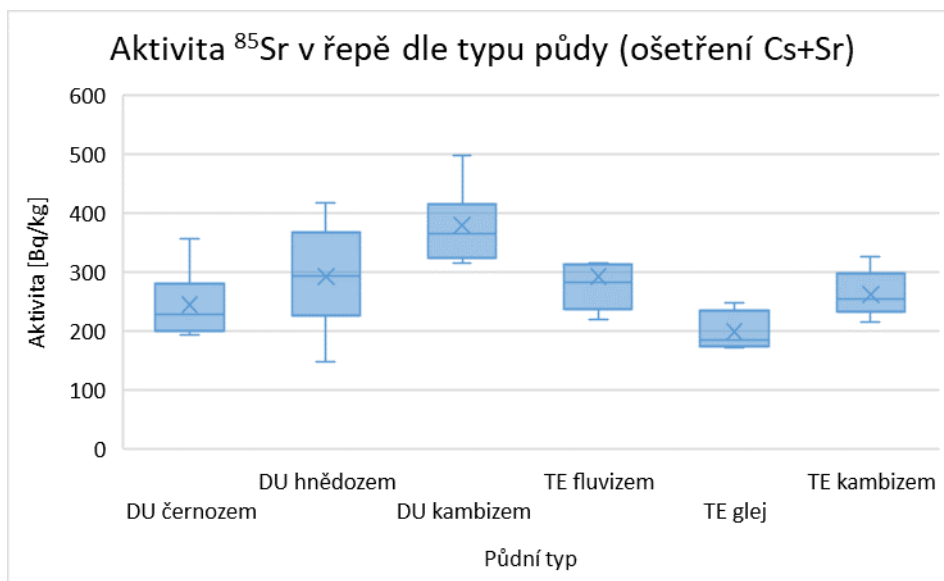


Obr. 17: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v řepě pěstované v různých půdách (ošetření Cs + Sr)

Tab. 4: Popisná statistika porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v řepě dle typu půdy (ošetření Cs+Sr)

Prvek	$^{134}\text{Cs}$					
	DU černozem	DU hnědozem	DU kambizem	TE fluvizem	TE glej	TE kambizem
Půdní typ						
Počet	8	8	8	8	8	8
Aritmetický průměr	13,17	19,84	12,06	34,92	8,67	22,88
Směr. odchylka	5,20	10,54	5,22	19,07	3,15	13,36
Medián	13,79	21,03	11,41	29,47	9,16	21,30
Minimum	3,08	1,15	4,49	15,99	3,73	3,04
Maximum	20,42	33,96	19,51	67,04	12,81	45,81
Rozdíl max-min	17,34	32,81	15,02	51,05	9,08	42,78

Následně byly porovnány také hmotnostní aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v řepě na všech půdách, zastoupených ve vzorcích. Nejnížší hodnoty zde dosahoval glej z oblasti ETE, nejvyšší aktivita byla v tomto případě naměřena ve vzorcích kambizemě z oblasti EDU. Za pozornost stojí fakt, že u vzorků řepy z kambizemě z oblasti ETE jsou zde hodnoty nižší, a jedná se tedy o opačný trend, než je tomu u  $^{134}\text{Cs}$ . Vzorky na ostatních půdách se výrazně neliší (obr. 18).



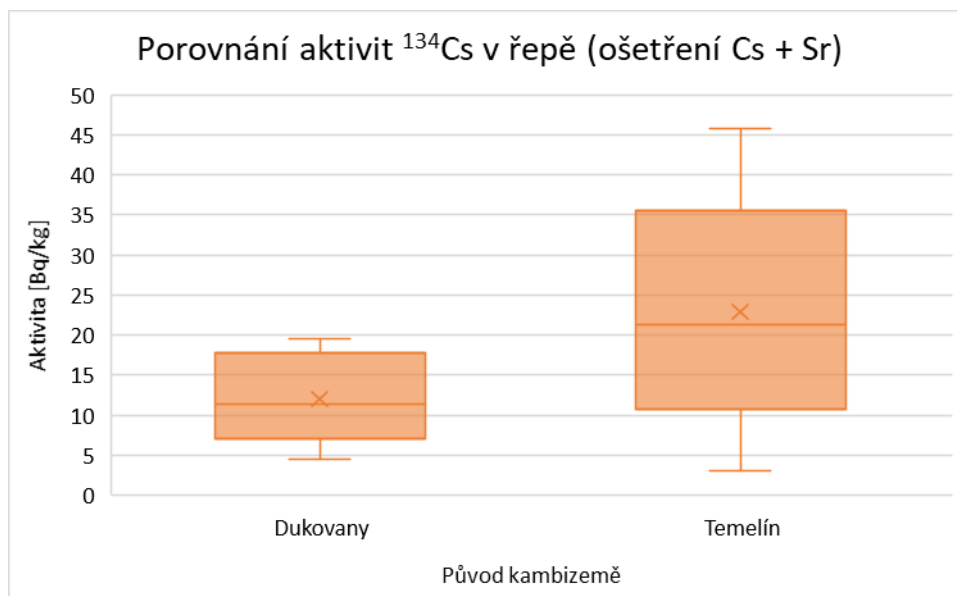
Obr. 18: Aktivita <sup>85</sup>Sr v řepě pěstované v různých půdách (ošetření Cs + Sr)

Tab. 4: Popisná statistika porovnání aktivity <sup>85</sup>Sr v řepě dle typu půdy (ošetření Cs+Sr)

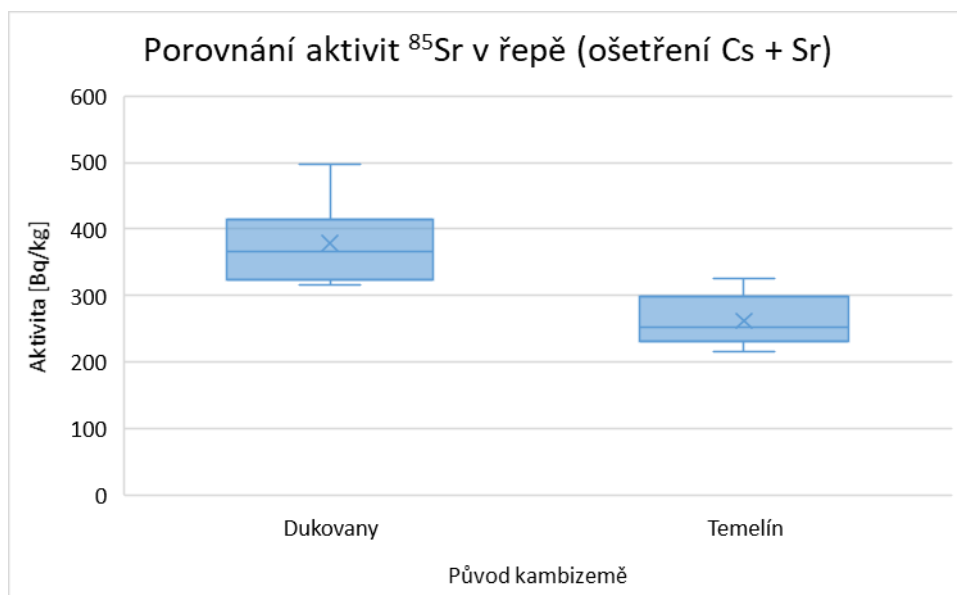
Prvek	<sup>85</sup> Sr					
	DU černozem	DU hnědozem	DU kambizem	TE fluvizem	TE glej	TE kambizem
Půdní typ						
Počet	8	8	8	8	8	8
Aritmetický průměr	243,89	291,99	378,56	292,04	199,01	262,01
Směr. odchylka	52,29	81,81	57,50	69,91	29,55	36,63
Medián	228,60	292,56	365,46	281,28	183,89	253,38
Minimum	194,14	147,29	315,45	219,06	172,32	215,33
Maximum	356,32	417,93	497,54	455,96	246,62	326,23
Rozdíl max-min	162,18	270,64	182,09	236,90	74,31	110,90

Jak vyplynulo z porovnání výsledků měření aktivity v rostlinách, naměřené hodnoty se liší nejen u různých typů půdy, ale i u stejného půdního typu, odebraného na různých lokalitách. Bylo proto provedeno detailnější porovnání aktivity <sup>134</sup>Cs v řepě, pěstované na kambizemi z obou sledovaných lokalit. Kambizem byla jako jediný půdní typ přítomna jak v okolí ETE, tak i EDU, a bylo tedy možné porovnat rozdílnost v přesupu RN. Jedná se v obou případech o vzorky s ošetřením Cs + Sr. V případě <sup>134</sup>Cs byla hmotnostní aktivita v řepě pěstované v kambizemi z oblasti ETE téměř dvakrát vyšší (obr. 19). Z porovnání stejných veličin u <sup>85</sup>Sr je však patrný trend přesně opačný, tedy vyšší aktivita v řepě pěstované v kambizemi EDU a nižší ve vzorcích z kambizemě ETE (obr. 20).





Obr. 19: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v řepě pěstované v kambizemi z oblasti EDU a ETE (ošetření Cs + Sr)



Obr. 20: Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v řepě pěstované v kambizemi z oblasti EDU a ETE (ošetření Cs + Sr)

Tab. 4: Popisná statistika porovnání aktivit v kambizemi EDU a ETE při ošetření Cs + Sr

Prvek	Aktivita $^{134}\text{Cs}$		Aktivita $^{85}\text{Sr}$	
	kambizem DU	kambizem TE	kambizem DU	kambizem TE
Část ječmene				
Počet	8	8	8	8
Aritmetický průměr	12,1	22,9	378,6	262,0
Směr. odchylka	5,2	13,4	61,5	39,2
Medián	11	21	365,5	253,4
Minimum	4	3	315,4	215,3
Maximum	20	46	497,5	326,2
Rozdíl max-min	15	43	182,1	110,9

## 6. Diskuse

### 6.1 Porovnání transferového koeficientu sledovaných plodin

V experimentu byly porovnávány dvě polní plodiny, ječmen setý a řepa krmná. V prvním porovnání byl zjišťován TK do obou plodin. Zároveň bylo porovnání rozšířeno o zrno ječmene, jakožto části rostliny vstupující do potravního řetězce. Řepa byla vzhledem k malému množství vypěstované biomasy měřena jako celek. Z výsledků je patrné, že v průměru nejvíce  $^{134}\text{Cs}$  vstřebala řepa, méně pak ječmen. Ze stanovené hodnoty TK  $^{134}\text{Cs}$  v ječmeni byla zřetelná odlišnost v příjmu mezi zrnem a slámou s plevami. Navzdory obecně nízkým naměřeným aktivitám lze tvrdit, že zrno akumuluje výrazně méně  $^{134}\text{Cs}$  než sláma a plevy. Ke stejnému závěru došel ve své studii Soliman et al. (2019). Ve této studii porovnával množství  $^{137}\text{Cs}$  v kořenech, slámě a zrně ječmene setého (*Hordeum vulgare*), a výsledné hodnoty aktivity byly v kořenech nejvyšší a v zrně nejnižší. Výsledky obou studií se shodují ve faktu, že konzumovaná část ječmene, tedy zrno, akumuluje výrazně méně  $^{134}\text{Cs}$  než zbytek rostliny. Při posuzování možnosti potravinářského využití ječmene je tento fakt nutné brát v úvahu.

Následně byly porovnány hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  s podobnými výsledky. Hodnoty aktivity byly o jeden řád vyšší ve slámě a plevách nežli v zrně ječmene. Tento fakt je v souladu se studií Qi et al. (2015), v níž bylo mimo jiné zkoumáno rozložení akumulovaného množství stabilního Sr v pšenici seté (*Triticum aestivum*), ovsu setém (*Avena sativa*), ovsu nahém (*Avena nuda*) a ječmeni setém (*Hordeum vulgare*). V případě všech plodin bylo prokázáno, že zrno akumuluje výrazně méně stabilního Sr než ostatní nejedlé části rostlin. Vzhledem k faktu, že nebyl prokázán rozdíl v působení stabilní a radioaktivní formy Sr na rostliny (Burger et Lichtscheidl, 2018b), lze výsledek považovat za srovnatelný s výsledky tohoto experimentu.

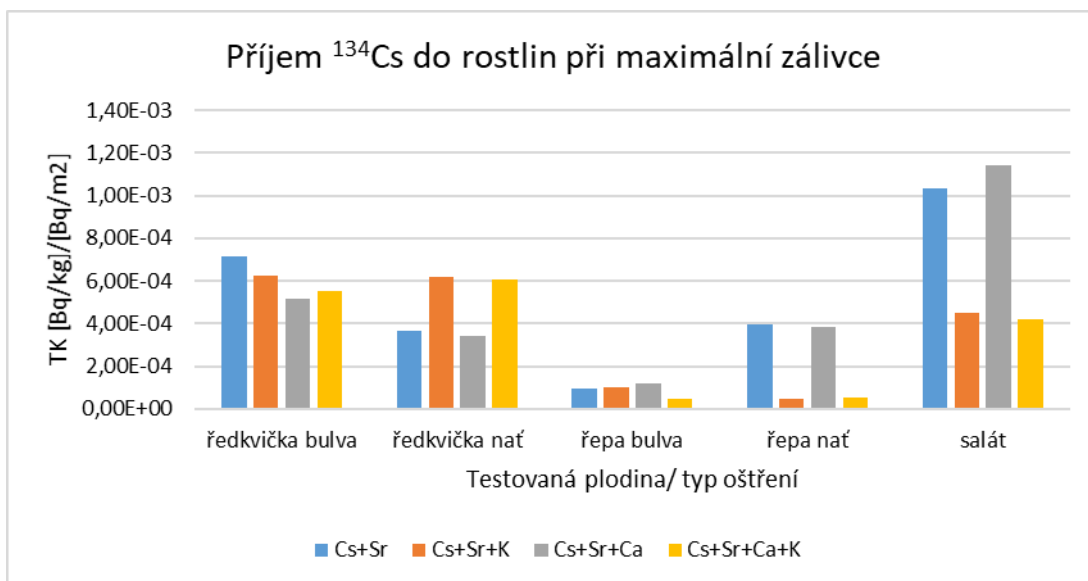
Jako poslední bylo provedeno porovnání přestupu K do odlišných částí ječmene. Z výsledku lze jednoznačně tvrdit, že i v případě K přestupuje do zrna výrazně menší množství než do slámy. Ačkoli je trend u všech tří porovnávaných prvků stejný, tedy vyšší akumulace ve slámě, množství K dosahuje nejvyšších hodnot, a to navzdory faktu, že při ošetření půdy nebyl K vůbec přidáván. Tento fakt je v souladu se studií Ishikawy et al. (2018), která potvrzuje upřednostňování K rostlinou před Cs.

Porovnání aktivit všech tří prvků, tedy  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$  i  $^{40}\text{K}$  prokázalo ve všech případech, že v zrně dochází k jejich velmi nízké akumulaci. Vzhledem k podobnému trendu

rozdílů mezi akumulací v zrně a ve slámě u všech tří prvků nemohou být rozdílné hodnoty v zrně a ve zbytku rostliny připisovány kompetici mezi nimi. Je tedy zřejmé, že v tomto případě hraje roli přirozená redistribuce prvků v jednotlivých částech rostliny.

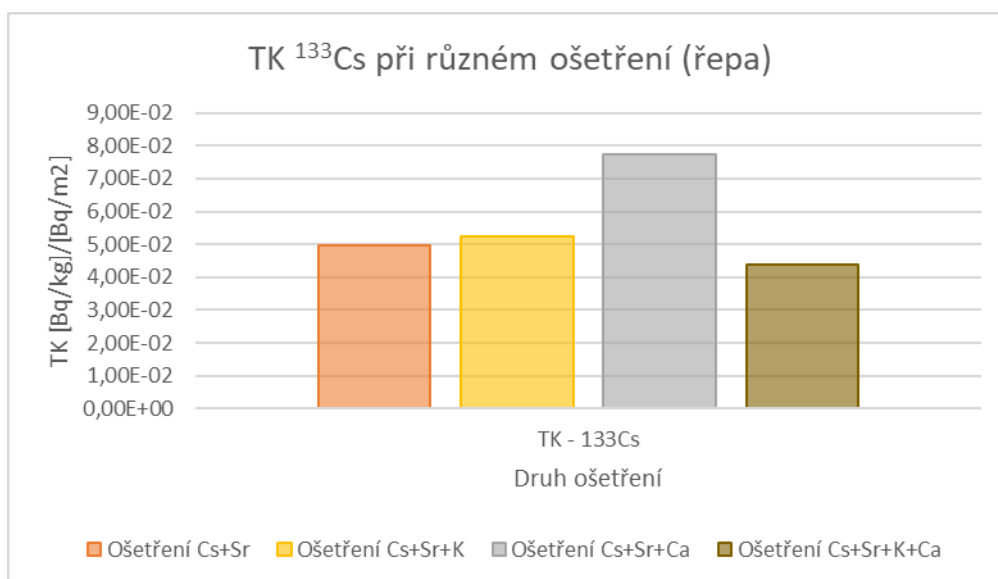
## **6.2 Vliv typu půdy druhu ošetření na hodnotu tranferového koeficientu**

V dalším srovnání byly vedle sebe postaveny výsledky měření průměrného TK  $^{134}\text{Cs}$  mezi jednotlivými půdami a řepou při všech použitých druzích ošetření. Z tohoto porovnání vyplynul fakt, že TK může u stejné rostliny značně kolísat v různých půdách. Některé studie jako např. Waegeneers et al. (2001), Komínková et al. (2018) nebo Qi et al. (2008), se shodují ve faktu, že při dostatku K dochází ke snížení TK  $^{134}\text{Cs}$ . Tento fakt se jednoznačně potvrdil u fluvizemě, a kambizemě (ETE), kde došlo k výraznému snížení hodnoty TK přidáním K do ošetření. U černozemě byl pokles jen nepatrný. Naopak u některých půd došlo přidáním K k nárůstu TK  $^{134}\text{Cs}$ . U glejové půdy byl tento nárůst nepatrný, zřetelnější pak byl u kambizemě (EDU). Dalším zajímavým faktem, který z porovnání vyplynul je ovlivnění TK  $^{134}\text{Cs}$  přidáním Ca k ošetření půdy. Ačkoli Chakraborty et al. (2007) uvádí, že Ca neovlivňuje přestup Cs do rostliny v některých půdách byl prokázán nárůst TK  $^{134}\text{Cs}$  po přidání Ca. Tento nárůst byl zřetelně patrný u hnědozemě a fluvizemě. Naopak téměř neměnný TK  $^{134}\text{Cs}$  při různých druzích ošetření vykazovala řepa, pěstovaná v gleji. Tento fakt lze připisovat přítomnosti většího množství jílu v této půdě a tím i větší kationtové výměnné kapacitě, která patrně působí jako pufr pro monovalentní a divalentní kationty, které byly součástí kontaminačních roztoků (Ross et Ketterings, 1995). V paralelně prováděném experimentu ve sklenicích s použitím gleje modálního, byl rovněž zkoumán TK  $^{134}\text{Cs}$  do řepy krmné za různých hydrických podmínek (Šorm, 2022). Kromě rozdílné závlivy se tyto experimenty lišily také v tom, že byla měřena zvlášť aktivita bulvy a natě řepy. Velmi malý rozptyl TK u bulvy řepy mezi jednotlivými druhy ošetření je v souladu s výsledky této práce. Výsledky měření aktivity a stanoveného TK  $^{134}\text{Cs}$  u natě ovšem již tak konzistentní nebyly. Nať vykazovala podstatně vyšší průměrné hodnoty TK při ošetření Cs+Sr a Cs+Sr+Ca než bulva. Průměrné hodnoty při ošetření Cs+Sr+K a ošetření Cs+Sr+K+Ca byly velmi nízké, podobné hodnotám naměřeným v bulvě. Jelikož do experimentu Šorma (2022) byly zahrnuty další dvě zemědělské plodiny, salát a ředkvička, bylo možné porovnat jejich TK  $^{134}\text{Cs}$  s řepou, která byla v této práci porovnávána pouze s ječmenem. Řepa ve srovnání s ječmenem vykazovala vyšší sklon k akumulaci  $^{134}\text{Cs}$ , ovšem při srovnání se salátem a ředkví akumulovala v průměru nejméně  $^{134}\text{Cs}$  (obr. 21).



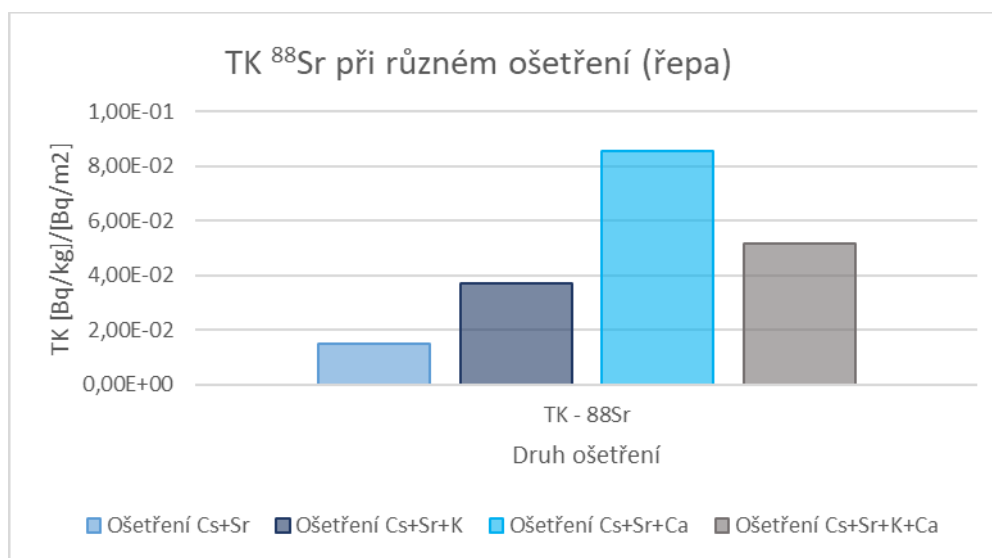
Obr. 21: TK  $^{134}\text{Cs}$  v různých plodinách dle druhu ošetření (Zdroj: Šorm, 2022)

Výsledky TK  $^{134}\text{Cs}$  v řepě byly porovnány se zpracovanými výsledky pěstování řepy v klimaboxech (Šváb, 2022). Použitým půdním typem byla černozem luvická a byly použity stabilní analogy. Průměrné hodnoty TK experimentu v klimaboxech nebylo možno porovnávat přímo, jelikož byly v tomto případě použity stabilní isotopy  $^{133}\text{Cs}$  a  $^{88}\text{Sr}$ . Bylo však možné porovnat trend, který vykazoval TK  $^{133}\text{Cs}$  a  $^{88}\text{Sr}$  při různém ošetření. Zjištěná hodnota při ošetření Cs+Sr byla  $4,97\text{E}-02$ . Z porovnání mezi všemi použitými druhy ošetření, které byly totožné s tímto experimentem vyplynulo, že přidavkem K (Cs+Sr+K) nedošlo ke snížení příjmu  $^{133}\text{Cs}$ , ale naopak k mírnému zvýšení TK na průměrných  $5,25\text{E}-02$ . Hodnoty TK se výrazněji lišily pouze u ošetření Cs+Sr+Ca, kdy došlo k nárůstu na  $7,74\text{E}-02$  (obr. 22). Taková reakce na adici Ca k ošetření Cs+Sr byla v této studii prokázána u hnědozemě a fluvizemě.



Obr. 22: TK  $^{133}\text{Cs}$  dle druhu ošetření - řepa (Zdroj: Šváb, 2022)

Porovnání výsledků TK  $^{85}\text{Sr}$  v jednotlivých půdách naznačují, že ne vždy dochází k očekávanému výsledku při různých druzích ošetření. Isikawa et al. (2009) ve své studii prokazuje vliv rozpustného Ca na TK  $^{85}\text{Sr}$ . Podle této studie se vzrůstajícím množstvím rozpustné formy Ca dochází k poklesu příjmu  $^{85}\text{Sr}$  rostlinou. Ke stejnému závěru o antagonistickém působení biologicky dostupného Ca na přestup Sr do rostlinné biomasy došel ve své studii také Kashparov et al. (2013). Tento fakt ovšem nekoresponduje se všemi výsledky, zjištěnými v tomto experimentu. Zatímco u některých půd (černoze, kambize) došlo v důsledku adice Ca k poklesu TK  $^{85}\text{Sr}$ , u jiných průměrná hodnota po přidání vzrostla (hnědozem, fluvize). Růst TK Sr při přidavku dalších prvků k ošetření uvádí jako výsledek experimentu v klimaboxech také Šváb (2022). Hodnota TK  $^{88}\text{Sr}$  při ošetření samotným Cs+Sr byla v tomto srovnání nejnižší ze všech použitých druhů ošetření. Přidáním K (Cs+Sr+K) došlo k nárůstu průměrného TK  $^{88}\text{Sr}$  zhruba na dvojnásobek z  $1,47\text{E}-02$  na  $3,68\text{E}-02$ . Při přidání Ca (Cs+Sr+Ca) vzrostl TK  $^{88}\text{Sr}$  na průměrných  $8,54\text{E}-02$ . Hodnota při ošetření všemi kontaminanty (Cs+Sr+K+Ca) byla také vyšší než při základním ošetření Cs a Sr s průměrnou hodnotou  $5,15\text{E}-02$  (obr. 24).

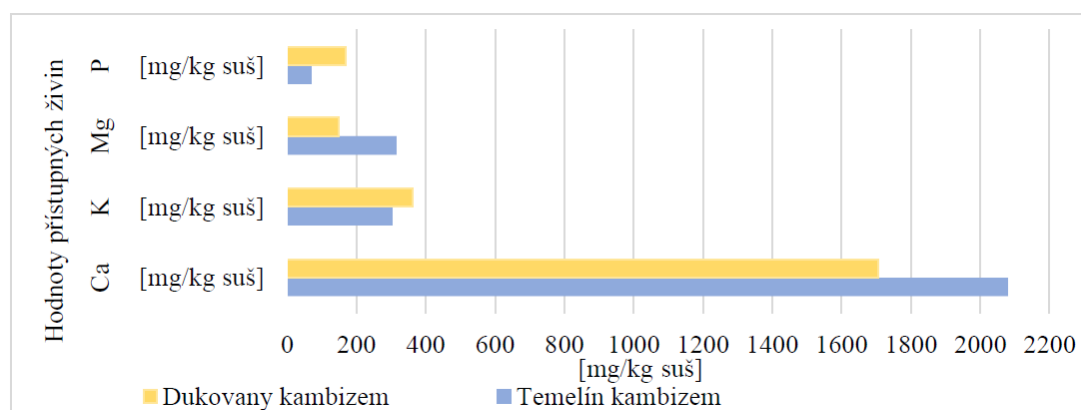


Obr. 24: TK  $^{88}\text{Sr}$  dle druhu ošetření - řepa (Zdroj: Šváb, 2022)

K poklesu TK  $^{85}\text{Sr}$  došlo u většiny půd přidáním K. Tento fakt je podpořen studií Chakrabortyho et al. (2007), která potvrzuje vliv přítomnosti K v půdě, nebo případně jiných monovalentních kationtů, nejen na snížení přestupu  $^{137}\text{Cs}$ , ale také stejný efekt na  $^{85}\text{Sr}$ . U hnědozemě byl naopak efekt přidání K opačný, došlo tedy ke zvýšení TK  $^{85}\text{Sr}$  do biomasy. U hnědozemě byla i po přidání Ca zjištěna vyšší hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$ , u gleje se hodnota opět téměř neměnila, stejně jako tomu bylo v případě  $^{134}\text{Cs}$ .

Při porovnání přestupu Cs a Sr z jednotlivých půd se také ukázalo, že se v hodnotách

aktivity liší řepa, pěstovaná na stejném půdním typu ze dvou oblastí. Jednalo se o kambizem z oblasti ETE a kambizem z oblasti EDU. Zatímco vyšší průměrné hodnoty  $^{134}\text{Cs}$  byly naměřeny v řepě, pěstované v kambizemi ETE, u  $^{85}\text{Sr}$  byly naopak vyšší průměrné hodnoty v kambizemi EDU. Jako plauzibilní vysvětlení se jeví zjištěné hodnoty vybraných prvků (Doskočilová, 2021), zejména hodnoty Ca a K v obou porovnávaných půdách (obr. 25). Vyšší hodnota  $^{134}\text{Cs}$  v řepě z kambizemě ETE patrně souvisí s vyšším obsahem K, a s tím souvisejícím zmiňovaným antagonistickým účinkem na akumulaci Cs (Komínková et al., 2018; Qi et al., 2008; Waegeneers et al., 2001). Stejně tak vyšší hodnota aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v řepě pěstované v kambizemi EDU patrně souvisí s nižším množstvím Ca v půdě, jehož vyšší množství v případě kambizemě ETE může působit proti vstřebávání Sr (Labunská et al., 2021). Zastoupení minerálů ve stejném typu půdy se může značně lišit zejména v závislosti na horninovém podloží a půdotvorném substrátu v dané oblasti (Chamra et al., 2005).

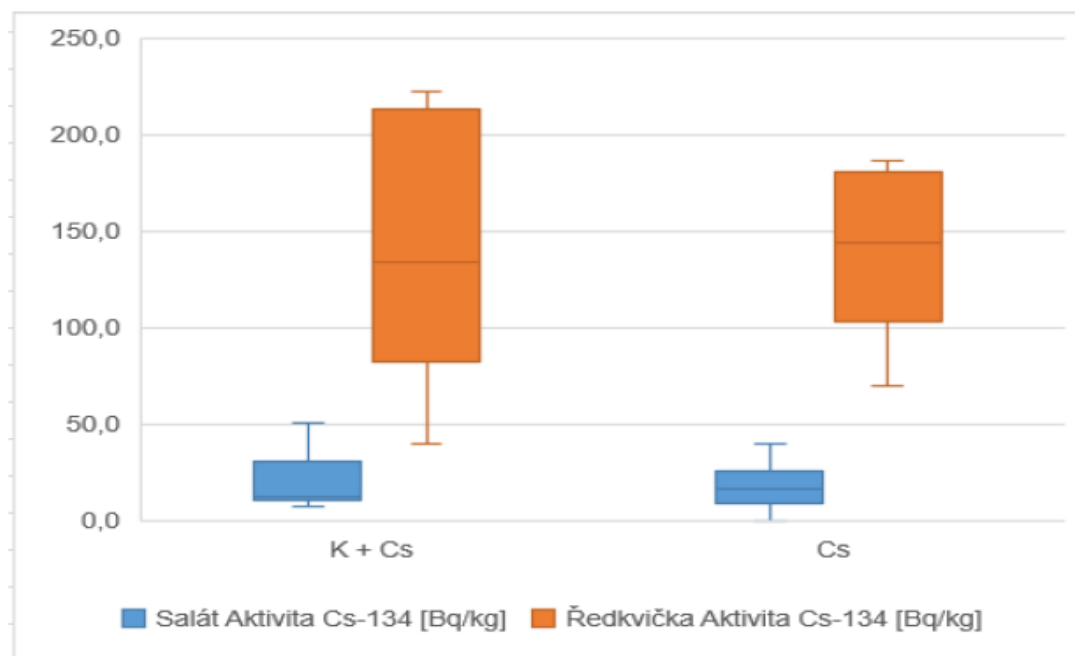


Obr. 25: Množství vybraných živin v kambizemi EDU a ETE (Zdroj: Doskočilová, 2021)

### 6.3 Porovnání aktivity a transferového koeficientu Cs a Sr s dalšími plodinami

Pro úplnost byly do porovnání přidány i výsledky měření předchozího poloprovozního experimentu, kde byly mimo jiné porovnávány aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v rostlinách lociky salátové (*Latuca sativa*) a ředkvičky (*Raphanus sativus*) (Finkous M., 2021). Ošetření bylo odlišné, neboť obsahovalo pouze  $^{134}\text{Cs}$  bez Sr. Průměrná hodnota aktivity  $^{134}\text{Cs}$  při ošetření samotným Cs v salátu byla 17,3 Bq/kg při přidání K mírně vzrostla na 20,0 Bq/kg. U ředkviček byla průměrná hodnota aktivity  $^{134}\text{Cs}$  bez přídatku K 156,9 Bq/Kg, po přidání K klesla na průměrných 140,5 Bq/kg (obr. 23). Mezi ošetřením samotným Cs a přidáním K tedy nebyl statisticky významný rozdíl a pozitivní vliv na snížení přestupu Cs do rostlin také nebyl prokázán.

Z výsledků ovšem plyne patrný rozdíl v přestupu Cs do biomasy mezi dvěma rostlinnými druhy, kdy ředkvička vstřebala o jeden řád více Cs než salát. Tento výsledek koresponduje s tvrzením Zhu et Smolderse (2000), že koncentrace Cs jsou zpravidla vyšší v kořenech než v jiných částech rostliny. Vzhledem k hmotnostnímu poměru kořenů salátu a ředkvičky tedy tento výsledek není překvapivý.



Obr. 23: Aktivita <sup>134</sup>Cs dle druhu rostliny a ošetření (Zdroj: Finkous M, 2021)

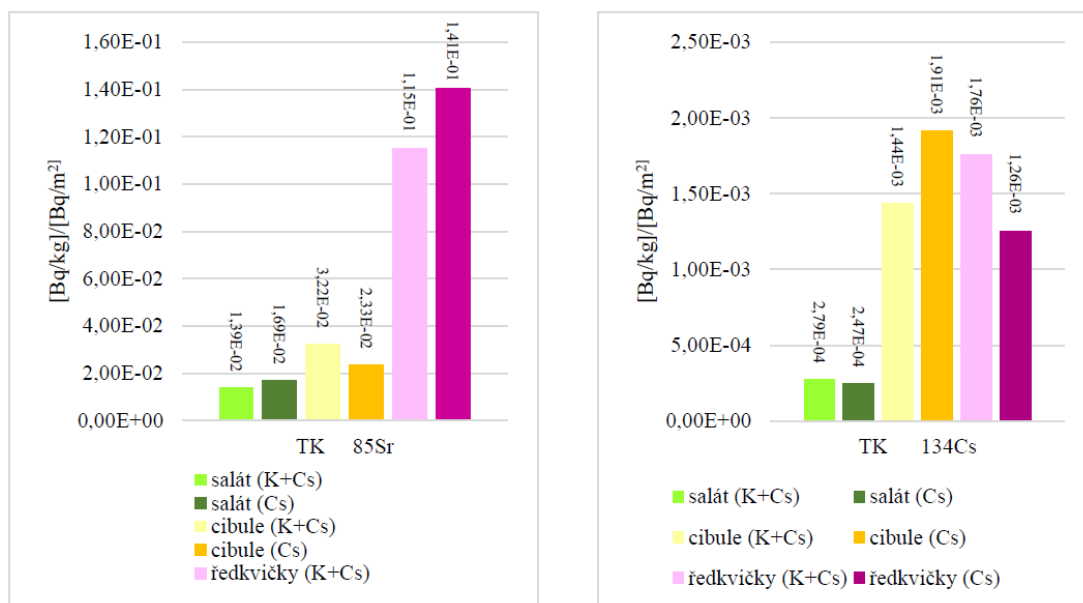
Nízké hodnoty aktivity Cs, ale i Sr v salátu ve své práci popsala i Doskočilová (2021). V tomto srovnání figurovala kromě salátu a ředkvičky také cibule a hodnoty TK <sup>85</sup>Sr i <sup>134</sup>Cs byly porovnány při ošetření bez přídatku K a s přídatkem K (obr. 24). Jako půdní substrát v tomto případě sloužila kambizem modální (EDU).

Průměrná zjištěná hodnota TK <sup>85</sup>Sr byla při ošetření <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs u salátu 1,69E-02, u cibule 2,33E-02 a u ředkvičky 1,41E-01 (Doskočilová, 2021). Pro srovnání průměrná hodnota TK <sup>85</sup>Sr u řepy v tomto experimentu byla pro stejný půdní typ a stejné ošetření stanovena na 1,68E-02, tedy téměř stejná hodnota jako byla zjištěna u salátu. Dále byl v experimentu Doskočilové (2021) zaznamenán mírný pokles průměrné hodnoty TK <sup>85</sup>Sr při přidání K u salátu na 1,39E-02 a ředkvičky na 1,15E-01, nicméně u cibule hodnota naopak vzrostla na 3,22E-02. U řepy při přidání K do ošetření hodnota TK <sup>85</sup>Sr klesla téměř o polovinu na 7,40E-03.

Podobně byly porovnány i hodnoty TK <sup>134</sup>Cs zjištěné v práci Doskočilové (2021). Při ošetření <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs byly, stejně jako u Sr, zjištěny nejnížší průměrné hodnoty TK <sup>134</sup>Cs u salátu na úrovni 2,74E-04. U cibule se hodnota pohybovala na úrovni 1,91E-03 a byla vyšší než u ředkviček, kde byla zjištěna hodnota 1,26E-03. Opět pro

srovnání byla průměrná hodnota TK  $^{134}\text{Cs}$  v řepě při stejném ošetření i půdním typu na úrovni  $1,28\text{E-}04$ , tedy ještě nižší než u salátu.

Na adici K do ošetření reagoval salát mírným zvýšením průměrného TK  $^{134}\text{Cs}$  na hodnotu  $2,79\text{E-}04$ , ředkvička taktéž zvýšením na  $1,76\text{E-}03$ . Pouze u cibule došlo přidáním K k poklesu hodnoty na  $1,44\text{E-}03$  (Doskočilová, 2021). U řepy v tomto experimentu hodnota po přidání K vzrostla na  $1,89\text{E-}04$ .



Obr. 24: TK  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  dle druhu rostliny a ošetření (Zdroj: Doskočilová, 2021)

Vysvětlivky: Cs – ošetření  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$   
 K+Cs – ošetření  $^{40}\text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$



## 7. Závěr

Provedeným poloprovozním experimentem se podařilo nasbírat značné množství dat, která mohou být aplikována při vývoji softwaru na predikci chování radionuklidů v  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  v prostředí. Porovnání výsledků, jednak mezi sebou a jednak na pozadí dostupné literatury a dosud provedených studií, vedlo ne vždy k jednoznačným závěrům. Zatímco některá fakta o přestupu RN z půdy do plodin byla částečně potvrzena, jiná byla v rozporu s obecně proklamovanými teoriemi. Například mnoha autory zmiňovaný pozitivní vliv draslíku na přestup Cs do rostliny byl prokázán pouze u některých typů půd a pouze některých plodin. Stejně nejednoznačný závěr je patrný z výsledků přestupu Sr a vlivu vápníku, kdy zmiňovaný pozitivní efekt vápníku nebyl prokázán ve všech případech a mnohdy prokázal zcela opačný efekt. Jediným jednoznačným závěrem tohoto experimentu tedy je zjištění, že ačkoli chování Cs a Sr vykazuje jisté opakující vzory, nelze je v žádném případě zobecňovat. Při modelaci vývoje kontaminace je nutné znát veškeré parametry potenciálně kontaminované oblasti, tedy veškeré dostupné půdní vlastnosti (pH, zastoupení prvků, organická složka atd.), klimatické podmínky a meteorologické podmínky při/po kontaminaci, použité plodiny, ale i jejich růstovou fázi, způsob hospodaření. Bez těchto podrobných průzkumů by se jednalo o pouhý odhad, který se může od skutečnosti výrazně lišit.

Cílem poloprovozního experimentu byla kolekce dat, kterých se podařilo nasbírat relativně velké množství, a hlavní cíl byl tedy beze zbytku splněn. Experiment by však neměl být ojedinělým počinem a další podobné by měly na tuto snahu navazovat s cílem rozšiřování dat na další plodiny a potvrzení či vyvrácení dosud známých faktů v této oblasti bádání.

## 9. Přehled použité literatury a zdrojů

### Literatura

1. Adams, E., Miyazaki, T., Saito, S., Uozumi, N. Shin, R. (2019). *Cesium inhibits plant growth primarily through reduction of potassium influx and accumulation in Arabidopsis*. Plant Cell Physiology. 60, 63–76.
2. Adedeji, A. A., Babalola, O. O. (2020). *Secondary metabolites as plant defensive strategy: a large role for small molecules in the near root region*. Planta, 252(4).
3. Atwood, D. A. (2013). *Radionuclides in the Environment*. John Wiley & Sons.
4. Avery, S.,V. (1995). *Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity*. Journal of Industrial Microbiology 14, 76-84.
5. Baba, M. (2013). *Fukushima accident: What happened?* Radiation Measurements, 55, 17–21.
6. Brooks, R. (1972). *Geobotany and Biogeochemistry in Mineral Exploration*. Harper and Row, New York.
7. Burger, A., Lichtcheidl, I. (2018a). *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 Total Environment 618, 1459-1485.
8. Burger, A., Lichtcheidl, I. (2018b). *Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes*. Science of Total Environment 653, 1458-1512.
9. Coudert, F.-X., (2015). *Strontium's scarlet sparkles*. Natural Chemistry 7, 940.
10. 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.
11. Domínguez-Delmás, M., Rich, S., Traoré, M., Hajj, F., Poszwa, A., Akhmetzyanov, L., García-González, I., Groenendijk, P. (2020). *Tree-ring chronologies, stable strontium isotopes and biochemical compounds: Towards reference datasets to provenance Iberian shipwreck timbers*. Journal of Archaeological Science: Reports, 34, 102640.
12. Doskočilová, V. (2021). *Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
13. Dowdall, M., Standring, W., Shaw, G., Strand, P. (2008). *Will global warming affect soil-to-plant transfer of radionuclides?* Journal of Environmental Radioactivity, 99(11), 1736–1745.

14. D'yakova, N. A., Slivkin, A. I., Gaponov, S. P. (2020). *Assessment of Radionuclide Contents in Medicinal Plant Raw Material of the Central Black-Earth Belt and their Influence on Accumulation of Biologically Active Compounds*. *Pharmaceutical Chemistry Journal*, 54(6), 626-630.
15. Fesenko, S., Sanzharova, N. I., Isamov, N. N., Shubina, O. A. (2021). *The Chernobyl Nuclear Power Plant Accident: Countermeasures and Remedial Actions in Agriculture*. *Biology Bulletin*, 48(12), 2127–2140.
16. Finkous M. (2021). *Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
17. Finkous P. (2021). *Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
18. Fromm, J. (2010). Wood formation of trees in relation to potassium and calcium nutrition. *Tree Physiology*, 30 (9), 1140–1147.
19. Gandhi, S., Kang, J. (2013). *Nuclear safety and nuclear security synergy*. *Annals of Nuclear Energy*, 60, 357–361.
20. Gupta D.K., Deb U., Walther C., Chatterjee S. (2018). *Strontium in the Ecosystem: Transfer in Plants via Root System*. Behaviour of Strontium in Plants and the Environment. Springer, Cham.
21. Hampton, C. R., Bowen, H. C., Broadley, M. R., Hammond, J. P., Mead, A., Payne, K. A., Pritchard, J., White, P. J. (2004). *Cesium Toxicity in Arabidopsis*. *Plant Physiology*, 136(3), 3824–3837.
22. He, Q., Walling, D. E. (1996). *Interpreting particle size effects in the adsorption of <sup>137</sup>Cs and unsupported <sup>210</sup>Pb by mineral soils and sediments*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30(2), 117–137.
23. He, Q., Walling, D. E. (1997). *The distribution of fallout <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb in undisturbed and cultivated soils*. *Applied Radiation and Isotopes*, 48(5), 677–690.
24. Howard, B. (2021). *Environmental Pathways of Radionuclides to Animal Products in Different Farming and Harvesting Systems*. *Nuclear and Radiological Emergencies in Animal Production Systems, Preparedness, Response and Recovery* (pp. 53-105). Springer, Berlin, Heidelberg.
25. Hu, Q.H., Weng, J.Q., Wang, J.S. (2010). *Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 426–437.
26. Huang, Y., Kaneko, N., Nakamori, T., Miura, T., Tanaka, Y., Nonaka, M., Takenaka, C. (2016). *Radiocesium immobilization to leaf litter by fungi during first-year decomposition in a deciduous forest in Fukushima*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 152, 28–34.

27. Chakraborty, D., Maji, S., Bandyopadhyay, A., Basu, S. (2007). *Biosorption of cesium-137 and strontium-90 by mucilaginous seeds of Ocimum basilicum*. *Bioresource Technology*, 98(15), 2949–2952.
28. Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
29. Ihara, H., Kumagai, A., Hori, T., Nanba, K., Aoyagi, T., Takasaki, M., Katayama, Y. (2021). *Direct comparison of bacterial communities in soils contaminated with different levels of radioactive cesium from the first Fukushima nuclear power plant accident*. *Science of The Total Environment*, 756, 143844.
30. Ishikawa, N. K., Uchida, S., Tagami, K. (2009). *Estimation of soil–soil solution distribution coefficient of radiostrontium using soil properties*. *Applied Radiation and Isotopes*, 67(2), 319–323.
31. Ishikawa, J., Fujimura, S., Kondo, M., Murai-Hatano, M., Goto, A., Shinano, T. (2018). *Dynamic changes in the Cs distribution throughout rice plants during the ripening period, and effects of the soil-K level*. *Plant and Soil*, 429(1), 503–518.
32. Ishikawa, J., Fujimura, S., Murai-Hatano, M., Baba, K., Furuya, M., Goto, A., Kondo, M. (2021). *Changes in cesium distribution in field-grown rice plants throughout the cultivation period*. *Plant and Soil*, 469(1), 475–487.
33. Jia, G., Magro, L. (2021). *Transfer behaviors of 90Sr and 137Cs from soil to grass to cow milk under natural conditions in Central Italy and their exposure risk*. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 330(3), 845-856.
34. Kashparov, V., Yoschenko, V., Levchuk, S., Bugai, D., van Meir, N., Simonucci, C., Martin-Garin, A. (2012). *Radionuclide migration in the experimental polygon of the Red Forest waste site in the Chernobyl zone – Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota*. *Applied Geochemistry*, 27(7), 1348–1358.
35. Kashparov, V. A., Levchiuk, S. E., Otreshko, L. N., Maloshtan, I. M. (2013). *Contamination of Agricultural Production with 90Sr in Ukraine at the Late Phase of the Chernobyl Accident*. Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kyiv.
36. Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V. (2018). *Optimising The Safety Of Contaminated Plant Biomass Manipulation In Case Of Nuclear Power Plant Accident*. Sofia: Surveying Geology & Mining Ecology Management (SGEM), ProQuest One Academic.
37. Klikorka, J., Hájek, B., a Votinský, J. (1989). *Obecná a anorganická chemie*, 2. nezměn. vyd., SNTL - Nakladatelství technické literatury, Praha.
38. Komínková, D., Berchová-Bímová, K., Součková, L. (2018). *Influence of potassium concentration gradient on stable caesium uptake by Calla palustris*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 165, 582–588.

39. Kovačiková, L., Brůžek, J. (2008). *Stabilní izotopy a bioarcheologie – výživa a sledování migrací v populacích minulosti*. *Živa*, 1, 42–45.
40. Kozák J., Němeček J., Borůvka L., Kodešová R., Janků J., Jacko J., Hladík J. (2010). *Soil Atlas of the Czech Republic*. Czech university of life science Prague.
41. Kumar, A., Rout, S., Pulhani, V., Kumar, A. V. (2020). A review on distribution coefficient (K<sub>d</sub>) of some selected radionuclides in soil/sediment over the last three decades. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 323(1), 13–26.
42. Labunska, I., Levchuk, S., Kashparov, V., Holiaka, D., Yoschenko, L., Santillo, D., Johnston, P. (2021). *Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chornobyl accident: Part 2. Strontium-90 transfer to culinary grains and forest woods from soils of Ivankiv district*. *Environment International*, 146, 106282.
43. Lepage, H., Evrard, O., Onda, Y., Lefèvre, I., Laceby, J. P., Ayrault, S. (2015). *Depth distribution of cesium-137 in paddy fields across the Fukushima pollution plume in 2013*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 147, 157–164.
44. Mabit, L., Meusburger, K., Fulajtar, E., Alewell, C. (2013). *The usefulness of <sup>137</sup>Cs as a tracer for soil erosion assessment: A critical reply to Parsons and Foster*. *Earth-Science Reviews*, 127, 300–307.
45. Manaka, T., Ohashi, S., Ogo, S., Otsuka, Y., Furusawa, H. (2021). *Sorption and desorption experiments using stable cesium: considerations for radiocesium retention by fresh plant residues in Fukushima forest soils*. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 329(1), 213–224.
46. Matsuda, N., Mikami, S., Shimoura, S., Takahashi, J., Nakano, M., Shimada, K., Uno, K., Hagiwara, S., Saito, K. (2015). *Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139, 427–434.
47. Matsuoka, K., Moritsuka, N., Nukada, M., Sato, M. (2020). *Continuous nitrogen fertilization retards the vertical migration of Fukushima nuclear accident-derived cesium-137 in apple orchard soil*. *Science of The Total Environment*, 731, 138903.
48. Mishra, S., Sahoo, S.K., Bossew, P., Sorimachi, A., Tokonami, S., (2016). *Vertical migration of radio-caesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in undisturbed soils of grassland and forest*. *Journal of Geochemical Exploration*, 169, 163–186.
49. Montgomery, J. (2010). *Passports from the past: Investigating human dispersals using strontium isotope analysis of tooth enamel*. *Annals of Human Biology*, 37(3), 325–346.
50. Moon, J. Y., Adams, E., Miyazaki, T., Kondoh, Y., Muroi, M., Watanabe, N., Osada, H., Shin, R. (2021). *Cesium tolerance is enhanced by a chemical*

which binds to *BETA-GLUCOSIDASE 23* in *Arabidopsis thaliana*. *Scientific Reports*, 11(1), 21109.

51. Mousseau, T. A., Møller, A. P., Blakers, A., Caballero-Anthony, M., Hsu, G. K.-J., King, A., Koplow, D., Møller, A. P., Mousseau, T. A., Ramana, M. V., Richardson, L., Robertson, K. A., Ruff, T. A., Stuart, C., Suzuki, T., Trajano, J. C. I. (2017). *Nuclear energy and its ecological byproducts: Lessons from Chernobyl and Fukushima*. ANU Press.
52. Muellner, N., Arnold, N., Gufler, K., Kromp, W., Renneberg, W., Liebert, W. (2021). *Nuclear energy - The solution to climate change?* *Energy Policy*, 155, 112363.
53. Nikitin, A., N. (2021). *Impact of soil moisture on cesium uptake by plants: Model assessment*. *Journal of Environmental Radioactivity* 240, 106754
54. Noli, F., Fedorcea, V., Misaelides, P., Cretescu, I., Kapnisti, M. (2021). *Cesium and barium removal from aqueous solutions in the presence of humic acid and competing cations by a Greek bentonite from Kimolos Island*. *Applied Radiation and Isotopes*, 170, 109600.
55. Paasikallio, A. (1979). *Strontium content and strontium-calcium ratio in timothy (Phleum pratense L.) and soil in Finland*. *Annales Agriculturae Fenniae*, 18(3), 174-181.
56. Paller, M. H., Jannik, G. T., Baker, R. A. (2014). *Effective Half-Life of Caesium-137 in Various Environmental Media at the Savannah River Site*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 131, 81–88.
57. Paramonova, T., Machaeva, E., Vladimir, B. (2015). *Modern parameters of caesium-137 root uptake in natural and agricultural grass ecosystems of contaminated post-Chernobyl landscape, Russia*. *Eurasian Journal of Soil Science*, 4(1), 30-37.
58. Park, C. W., Kim, S.-M., Kim, I., Yoon, I.-H., Hwang, J., Kim, J.-H., Yang, H.-M., Seo, B. K. (2021). *Sorption behavior of cesium on silt and clay soil fractions*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 233, 106592.
59. 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.*
60. Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). *Landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions*. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 17, 11-17.
61. Penrose, B., Beresford, N. A., Broadley, M. R., Crout, N. M. J. (2015). *Inter-variatal variation in caesium and strontium uptake by plants: a meta-analysis*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139, 103-117.

62. Pentreath, R., Woodhead, D. (2001). *A system for protecting the environment from ionising radiation: selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometries that could be applied to them.* Science Total Environment, 277, 33-43.
63. Pipíška, M., Lesný, J., Horník, M., Augustín, J. (2004). *Plant uptake of radiocesium from contaminated soil.* Nukleonika, 49(1) 9-11.
64. Popplewell, D. S., Ham, G. J. (1989). *Transfer factors for <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from grass to bovine milk under field conditions.* Journal of Radiological Protection, 9(3), 189.
65. Putyatin, Yu.V., Seraya, T.M., (2008). Threshold parameters and agroecological optima of the cationic composition of soils providing a minimum of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr to plants. In: Radiation and ecosystems: materials of international conference, Gomel, 142–144.
66. Qi, L., Qin, X., Li, F.-M., Siddique, K. H. M., Brandl, H., Xu, J., Li, X. (2015). *Uptake and Distribution of Stable Strontium in 26 Cultivars of Three Crop Species: Oats, Wheat, and Barley for Their Potential Use in Phytoremediation.* International Journal of Phytoremediation, 17(3), 264–271.
67. Qi, Z., Hampton, C. R., Shin, R., Barkla, B. J., White, P. J., Schachtman, D. P. (2008). *The high affinity K<sup>+</sup> transporter AtHAK5 plays a physiological role in planta at very low K<sup>+</sup> concentrations and provides a caesium uptake pathway in Arabidopsis.* Journal of Experimental Botany, 59(3), 595–607.
68. Ramadan, A. B., Diab, H. M., Monged, M. H. E. (2021). *Distribution of <sup>137</sup>Cs and <sup>85</sup>Sr in selected Egyptian plants after foliar contamination.* Journal of Environmental Radioactivity, 235–236, 106648.
69. Rejšek, K., Vácha, R. (2018). Nauka o půdě. Agripint, Olomouc.
70. Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguene, J., Pecharová, E. (2017). *Stable cesium (<sup>133</sup>Cs) uptake by Calla palustris from different substrates.* Ecotoxicology and Environmental Safety, 139, 301–307.
71. Rigol, A., Vidal, M., Rauret, G. (1999). *Effect of the Ionic Status and Drying on Radiocesium Adsorption and Desorption in Organic Soils.* Environmental Science & Technology, 33(21), 3788–3794.
72. Robison, W. L., Conrado, C. L., Bogen, K. T., Stoker, A. C. (2003). *The effective and environmental half-life of <sup>137</sup>Cs at Coral Islands at the former US nuclear test site.* Journal of Environmental Radioactivity, 69(3), 207–223.
73. Ross, D. S., Ketterings, Q. (1995). *Recommended methods for determining soil cation exchange capacity.* Recommended soil testing procedures for the northeastern United States, 493(101), 62.
74. Sato, M., Akai, H., Saito, Y., Takase, T., Kikunaga, H., Sekiya, N., Ohtsuki, T., Yamaguchi, K. (2019). *Use of different surface covering materials to enhance removal of radiocaesium in plants and upper soil from orchards in Fukushima prefecture.* Journal of Environmental Radioactivity, 196, 204–211.
75. Sehgal, B. R. (2011). *Nuclear safety in light water reactors, severe accident*

*phenomenology*. Framework Program of Research of the European Commission, Academic Press.

76. Siroux, B., Latrille, C., Beaucaire, C., Petcut, C., Tabarant, M., Benedetti, M. F., Reiller, P. E. (2021). *On the use of a multi-site ion-exchange model to predictively simulate the adsorption behaviour of strontium and caesium onto French agricultural soils*. Applied Geochemistry, 132, 105052.
77. Soliman, S., Moursy, A. A., Eissab, H. (2019). *Effects of potassium fertilization on Radiocaesium transfer from sandy soil to barley (Hordeum vulgare L.)*. Bangladesh Journal of Botany, 48(2), 387–394.
78. Stádníková D. (2021). *Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
79. Stemmer M., Hromatka A., Lettner H., Strelb F. (2005). *Radiocaesium storage in soil microbial biomass of undisturbed alpine meadow soils and its relation to <sup>137</sup>Cs soil-plant transfer*. Journal of Environmental Radioactivity 79, 107-118.
80. 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, 158–159, 102–113.
81. Šestáková K. (2021). *Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
82. Šorm, J., (2022). *Pohyb <sup>134</sup>Cs půdním profilem a stanovení transferového koeficientu půda-rostliny pro <sup>134</sup>Cs v experimentálních podmínkách*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
83. Šváb, M. (2022). *Příjem radionuklidů <sup>134</sup>Cs a <sup>85</sup>Sr a jejich stabilních analogů vybranými zemědělskými plodinami a sledování změn přestupového koeficientu v definovaném prostředí klimaboxu*. Diplomová práce. ČZU v Praze, Praha.
84. Tauqeer, H. M., Ali, S., Rizwan, M., Ali, Q., Saeed, R., Iftikhar, U., Ahmad, R., Farid, M., Abbasi, G. H. (2016). *Phytoremediation of heavy metals by Alternanthera bettzickiana: Growth and physiological response*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 126, 138–146.
85. 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.
86. 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.
87. Vayssier, G. (2022). *Elements of importance for research in nuclear safety for upcoming decades – A personal perspective*. Nuclear Engineering and Design, 111519.



88. Voronina, A. V., Bajtimirova, M. O., Semenishchev, V. S. (2022). *The study of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr sorption by natural and modified aluminosilicates in presence of humic acids*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1-8.
89. Waegeneers, N., Camps, M., Smolders, E., Merckx, R. (2001). *Genotypic effects in phytoavailability of radiocesium are pronounced at low K intensities in soil*. Plant and Soil, 235, 11-20.
90. Waegeneers, N., Sauras-Yera, T., Thiry, Y., Vallejo, V., Smolders, E., Madoz-Escande, Ch., Brechignac, F. (2009). *Plant uptake of radiocaesium from artificially contaminated soil monoliths covering major European soil types*. Journal of Environmental Radioactivity 100, 439–444.
91. Walling, D.E., He Q., Quine, T. A. (1995). *Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigations*. Hydrological Sciences Journal 229, 163-172.
92. Walling, D.E., He Q. (1999). *Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements*. Journal of environmental quality, 28(2), 611-622.
93. Walls, W.D. (2010). *Petroleum refining industry in China*. Energy Policy, 38 (5), 2110-2115.
94. Wenzel, W. W., Bunkowski, M., Puschenreiter, M., Horak, O. (2003). *Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil*. Environmental Pollution, 123(1), 131-138.
95. Willey, N. J. (2010). *Phylogeny can be used to make useful predictions of soil-to-plant transfer factors for radionuclides*. Radiation and environmental biophysics, 49(4), 613-623.
96. Williams, M., Wohlers, D.W., Citra, M., Diamond, G.L., S.G. Swarts, S.G. (2004). *Toxicological Profile for Cesium*, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.
97. Wu, H., Tang, S., Zhang, X., Guo, J., Song, Z., Tian, S., Smith, D. L. (2009). *Using elevated CO<sub>2</sub> to increase the biomass of a Sorghum vulgare × Sorghum vulgare var. sudanense hybrid and Trifolium pratense L. and to trigger hyperaccumulation of cesium*. Journal of Hazardous Materials, 170(2), 861–870.
98. Yan, L., Le, Q. van, Sonne, C., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Ma, N. L., Lam, S. S., Peng, W. (2021). *Phytoremediation of radionuclides in soil, sediments and water*. Journal of Hazardous Materials, 407, 124771.
99. Yu, G., Jiang, P., Fu, X., Liu, J., Sunahara, G. I., Chen, Z., Xiao, H., Lin, F., & Wang, X. (2020). *Phytoextraction of cadmium-contaminated soil by Celosia argentea Linn.: A long-term field study*. Environmental Pollution, 266.
100. Yu, F., Tang, S., Shi, X., Liang, X., Liu, K., Huang, Y., Li, Y. (2022). *Phytoextraction of metal(loid)s from contaminated soils by six plant species: A field study*. Science of The Total Environment, 804, 150282.

101. Zhang, X., C. (2020). *Dynamic depth distribution of cesium-133 near soil surfaces in packed soils under multiple simulated rains*. *Catena*, 194, 104710.
102. Zhu, Y., Smolders, E. (2000). *Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application*. *Journal of Experimental Botany*, 51(351), 1635–1645.