

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**  
**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**



**POHYB CESIA A STRONCIA PŮDNÍM  
PROFILEM TYPU KAMBIZEMĚ (HAVARIJNÍ  
ZÓNA EDU) - POLOPROVOZNÍ EXPERIMENT**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

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

**Diplomant: Bc. Věra Doskočilová**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Věra Doskočilová

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

**Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment**

Název anglicky

**Movement of cesium and strontium through the cambizem-type soil profile (EDU emergency zone) – the pilot experiment**

### Cíle práce

Cílem poloprovozního experimentu je získat data která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích bioty (zemědělských plodin) v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě typu modální kambizemě (druh půdy, pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu).

Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SURO v Hradci Králové.

Filozofie experimentu je založen 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.

### Metodika

Vzorky budou děleny na 3 skupiny po 8 květináčích

- 8 květináčů – pěstování kontrolních rostlin bez kontaminace
- 16 květináčů s kontaminací z toho 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a 8 s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a draslíkem.

Nádoby budou kontaminovány v průběhu prvního čtvrtletí 2020 (po sesednutí půdního substrátu) a v součinnosti s pracovníky Ústavu radioekologie – Bělorusko, Gomel osázeny experimentálními rostlinami – cibule kuchyňská (*Allium cepa*), locika salátová/salát (*Lactuca sativa*), ředkev setá ředkvička (*Raphanus sativus*). Do všech nádob bude přidána stejná aktivita daného RN. ( $> 37 \text{ kBq/m}^2$ , aby transferový koeficient (TK) byl stabilní).

Podrobná metodika je zpracována v materiálu: Design poloprovozního experimentu autorů Pecharová et al., který je součástí projektu MV V120192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.

## Doporučený rozsah práce

40

## Klíčová slova

kontaminace půd radionuklidy, cesium, stroncium, kambizem

---

## 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.
- 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*, 18(4.1), 47-58.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO. Praha.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., 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.
- Stanečková, P., Pecharová, E., Stalmachová, B. (2018). The Values Of The Spatial Dose Equivalent Of Gamma Radiation In Selected Localities Of The Moravian–Silesian Region (Czech Republic). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(5.2), 995-1001.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of <sup>137</sup>Cs in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). Pilot Survey Of Soil Contamination 30 Years After Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 18(4.1), 59-64.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L. (2020). Uptake of <sup>133</sup>Cs and <sup>134</sup>Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.
- 

## Předběžný termín obhajoby

2020/21 LS – FŽP

## Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

## Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 10. 3. 2021

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 13. 03. 2021

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (Havarijní zóna EDU) – Poloprovozní experiment vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

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

V Praze dne 23.3.2021

\_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc. za odborné vedení, trpělivost a ochotu, kterou mi v průběhu zpracování diplomové práce věnovala. Mé poděkování patří též kolegům diplomantům, kteří pracovali na stejném projektu a také všem pracovníkům Státního ústavu radiační ochrany v Praze a Hradci Králové, kteří se podíleli jak na experimentu, tak i na zpracování a vyhodnocení vzorků pro moji práci. V neposlední řadě patří obrovské poděkování mé rodině, bez které bych tuto práci nemohla dokončit.

## **Abstrakt**

Prvním a důležitým článkem v potravinovém řetězci jsou rostliny, které jsou schopné přijímat cesium a stroncium z půdy. Příjem cesia a stroncia je velmi mezidruhově variabilní a je ovlivněn přítomností draslíku v půdě, typem půdy a jejími půdními vlastnostmi.

Tato diplomová práce se věnuje problematice pohybu cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě v havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany (EDU) a jejich přestupu do experimentálních rostlin. V rámci poloprovozního experimentu jako součást projektu č. VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, bylo na podzim roku 2019 odebráno celkem 150 směsných vzorků půd, z toho 25 vzorků půd z půdního typu kambizem modální v blízkém okolí EDU. Poloprovozní experiment byl proveden na vymezené ploše v areálu Státního ústavu radiační ochrany v Hradci Králové.

**Klíčová slova:** radionuklidy, cesium, stroncium, kambizem, draslík, transferový koeficient

## **Abstract**

The first and important link in the food chain is plants that are able to absorb cesium and strontium from the soil. The cesium and strontium intake is very interspecies variable, and it is influenced by the presence of potassium in the soil, the type of soil and its soil properties.

This diploma thesis deals with the issue of cesium and strontium movement through the cambizem-type soil profile in the emergency zone of the Dukovany nuclear power (EDU) and their transfer to experimental plants. In the part of a pilot experiment as the part of project number VI2012022153 – Optimization of procedures for the implementation of crop production in the area affected by a nuclear accident, in the autumn 2019 there were taken a total of 150 mixed soil samples, of which 25 soil samples were taken from soil cambizem-type modal in the surroundings of EDU.

The pilot was carried out on defined area in the State Institute of Radiation Protection premises in Hradec Králové.

**Keywords:** radionuclides, cesium, strontium, cambizem, potassium, transfer coefficient

<b>Abstrakt .....</b>	<b>6</b>
<b>1. Úvod .....</b>	<b>10</b>
<b>2. Cíl práce.....</b>	<b>11</b>
<b>3. Metodika.....</b>	<b>12</b>
3.1 Přípravná část pro vzorkování půd.....	12
3.1.1 Výběr lokalit pro odběr vzorků .....	12
3.1.2 Plán vzorkování .....	13
3.2 Odběr směsných vzorků půdy .....	13
3.3 Transport vzorků .....	14
3.4 Umístění nádob se zeminou pro experiment .....	14
3.5 Příprava na kontaminaci.....	16
3.6 Kontaminace půd .....	16
3.6.1 Příprava roztoku s radionuklidy .....	16
3.6.2 Obecné přípravy před kontaminací .....	17
3.6.3 Přípravy prostoru pro experiment .....	17
3.6.4 Postup experimentu vážení a zalévání .....	20
3.6.5 Postup experimentu kontaminace .....	21
3.6.6 Odpad po experimentu .....	22
3.6.7 Úklid pomůcek experimentu .....	23
3.7 Zalévání a setí semen rostlin .....	23
3.7.1 Zalévání 5.5.-12.5.2020 .....	23
3.7.2 Setí rostlin .....	23
3.7.3 Zalévání po osetí a rotace nádob .....	24
3.8 Sklizeň salátu .....	25
3.8.1 Obecné přípravy před sklizní .....	25
3.8.2 Sklizeň salátu z nekontaminovaných nádob.....	26
3.8.3 Sklizeň salátu z kontaminovaných nádob .....	27
3.8.4 Druhý výsev cibule, zalévání a rotace nádob .....	28
3.9 Sklizeň cibule.....	28
3.9.1 Obecné přípravy před sklizní .....	28
3.9.2 Sklizeň cibule z nekontaminovaných nádob .....	28
3.9.3 Sklizeň cibule z kontaminovaných nádob .....	29
3.10 Příprava pro další plodinu a setí.....	30
3.11 Sklizeň ředkviček .....	30
3.11.1 Obecné přípravy před sklizní .....	31
3.11.2 Sklizeň ředkviček z nekontaminovaných nádob .....	31
3.11.3 Sklizeň ředkviček z kontaminovaných nádob .....	32
3.12 Zpracování vzorků v laboratoři .....	33
<b>4. Literární rešerše.....</b>	<b>34</b>
4.1 Vymezení zájmového území .....	34
4.2 Půda.....	36
4.3 Radionuklidy .....	38
4.3.1 Cesium .....	40
4.3.2 Stroncium.....	41
4.3.3 Draslík.....	43
<b>5. Výsledky .....</b>	<b>44</b>
5.1 Fyzikální chemické vlastnosti odebrané půdy.....	44
5.2 Plošná aktivita .....	45
5.3 Výsledky rozborů plodin .....	47
5.3.1 Výsledky rozborů locika salátová/salát .....	48
5.3.2 Výsledky rozborů cibule kuchyňské .....	52
5.3.3 Výsledky rozborů ředkev setá-ředkvičky.....	53
5.4 Transferový koeficient .....	57



<b>6. Diskuse</b> .....	<b>64</b>
6.1 Fyzikální chemické vlastnosti půd .....	64
6.2 Plošná aktivita .....	65
6.3 Aktivita radionuklidů v experimentálních rostlinách .....	66
6.3.1 Locika salátová/salát .....	66
6.3.2 Cibule kuchyňská.....	71
6.3.3 Ředkev setá-ředkvičky.....	73
6.4 Transferový koeficient (TK) .....	79
6.4.1 Transferový koeficient (TK) Locika salátová/salát .....	79
6.4.2 Transferový koeficient (TK) Cibule kuchyňská.....	81
6.4.3 Transferový koeficient (TK) Ředkev setá-ředkvičky.....	83
6.5 Uplatnění výsledků poloprovozního experimentu v návaznosti na zastoupení půdních typů v České republice.....	85
<b>7. Závěr</b> .....	<b>87</b>
<b>8. Přehled literatury a použitých zdrojů</b> .....	<b>89</b>
8.1 Literatura.....	89
8.2 Elektronické informační zdroje .....	93
<b>9. Přílohy</b> .....	<b>94</b>

## 1. Úvod

Z lidské činnosti vstupují do životního prostředí různé kontaminanty, které ovlivňují životy nás všech. Patří mezi ně i radionuklidy. Radionuklidy antropogenního původu ovlivňují všechny jeho složky životního prostředí. Do prostředí vstupovaly už v letech minulých při zkouškách jaderných zbraní, dále při výrobě energie spalováním uhlí a v neposlední řadě při různých nehodách či haváriích. K poslední havárii vlivem vlny tsunami a k úniku radiace došlo v květnu 2011 v jaderné elektrárně Fukušima Daiichi.

Při havárii jaderné elektrárny dochází k úniku velkého množství radionuklidů do životního prostředí, což představuje značné ohrožení. V okamžiku úniku a po několik dalších měsíců nás nejvíce ohrožují radionuklidy s krátkým poločasem rozpadu, naopak radionuklidy s dlouhým poločasem rozpadu způsobují dlouhodobé kontaminace prostředí např.  $^{137}\text{Cs}$  s poločasem rozpadu 30 let nás bude ohrožovat stovky let, než klesne na přijatelnou úroveň. Při havárii elektrárny vzniká radioaktivní mrak, jež vlivem větrných proudů unáší radioaktivní částice do širokého okolí i více než 1000 km. Spadem jsou sneseny na zemský povrch a dál prostupují do životního prostředí, vody, půdy, rostlin a živočichů.

Účelem této práce je získat data která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích bioty v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě, aby bylo možné v budoucnu v případě jaderné havárie předpovědět úroveň kontaminace biomasy v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě a na půdních charakteristikách s využitím experimentálně stanovených transferových koeficientů a teoretických znalostí o chování radionuklidů v biotě a tím zamezit vstupu radionuklidů do potravního řetězce.

## 2. Cíl práce

Práce má dvě části, v teoretické části zpracovat metodiku experimentu spočívající v odběru půd, jejich kontaminaci, pěstování experimentálních rostlin, jejich sklizeň, provedení rozborů a popis všech činností s tímto souvisejících. Dále zpracovat popis území a půdy kde probíhal odběr směsných vzorků zeminy. V praktické části pak publikovat výsledky experimentu, a to jednak rozboru půdy a dále pak rozborů sklizených rostlin lociky salátové/salát *Lactuca sativa*, cibule kuchyňské *Allium cepa*, a ředkve seté/ředkvičky *Raphanus sativus* na přítomné množství aktivity radionuklidů  $^{84}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ . Zamyslet se nad naměřenými hodnotami a přestupovým koeficientem z půdy do experimentálních rostlin z několika pohledů, ale i porovnat své výsledky s výsledky svých kolegů, kteří pracovali za stejných podmínek, ale s jiných typech půd, ale i s dostupnými odbornými studiemi.

Cílem poloprovozního experimentu je získat data která umožní předpovědět obsah radionuklidů v jednotlivých druzích bioty (zemědělských plodin) v závislosti na obsahu radionuklidů v půdě typu modální kambizemě (druh půdy, pH, obsah humusu, obsah draslíku a fosforu).

Vzhledem k aplikaci radionuklidů bude poloprovozní experiment realizován na pracovišti SURO v Hradci Králové. Filozofie experimentu je založen 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.

### **3. Metodika**

#### **3.1 Přípravná část pro vzorkování půd**

Na základě zadání poloprovozního experimentu byly odebrány typické půdy z oblasti rozšířené zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Dukovany a Jaderné elektrárny Temelín. Z každé této oblasti byly vybrány tři typické půdy, zemědělsky obhospodařované, orné půdy. V oblasti zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Dukovany se jednalo o typy půd černozem luvická, kambizem modální a hnědozem modální. V oblasti zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Temelín o typy půd glej modální, kambizem modální a fluvizem glejová. Na každém typu půdy bylo odebráno 25 ks 25 litrových nádob smíšeného vzorku zeminy dané půdy. Celkem se jednalo o 150 nádob se zeminou o celkové hmotnosti cca 2,25 t. Na všech odběrech a dalších manuálních pracích jsem pracovala spolu s kolegy z projektového týmu ČZU/SÚRO, protože odběry vzorků, následná manipulace se vzorkovnicemi, ale i ostatní navazující práce spojené s projektem, jsou velmi fyzicky náročné činnosti a není v možnostech jednotlivce toto provést sám.

Před začátkem vzorkování jsem provedla přípravu, která v první fázi spočívala ve výběru vhodné lokality pro odběr vzorku na zvoleném typu půdy. Následně jsem zpracovala Plán vzorkování, kde jsem konkretizovala místo na úrovni katastrálního území, čísla půdního bloku a parcelních čísel parcel určených k odběru a způsob odběru vzorků (Příloha 1).

##### **3.1.1 Výběr lokalit pro odběr vzorků**

Odběr mých vzorků půdy byl proveden v oblasti rozšířené zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Dukovany, na typu půdy kambizem modální.

Na základě zadání jsem v geologické mapě vybrala lokality s typem půdy kambizem modální. Následně jsem tato vytipovaná místa porovnávala s daty z veřejného registru půdy LPIS a vyřadila pozemky, které nesplňovaly podmínku experimentu využití jako orná půda, nebo plochy s potřebným typem půdy byly v terénu špatně identifikovatelné. Na základě místního šetření a jednání s uživateli dotčených pozemků jsem si vybrala lokalitu, která splňovala veškeré požadované parametry a uživatel těchto pozemků souhlasil s odebráním vzorků na těchto pozemcích, aniž by to nějak ohrozilo jejich hospodaření. Vzorky nešlo odebrat na pozemcích, kde již byly

zasety ozimy, nebo kde uživatel pěstoval víceleté plodiny. Na základě těchto poznatků, byla vybrána lokalita jihovýchodně od Jaderné elektrárny Dukovany na DPB 1902 (630-1160), v k.ú. Dukovany na pozemcích p.č. 433/1, 436 části a v k.ú. Heřmanice u Rouchovan, na pozemcích p.č. 267/8, 264 a 357 (Obr. 1).



Obr. 1: Zákres plochy určené k odběru vzorku  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.1.2 Plán vzorkování

Po nashromáždění podkladů pro zpracování Plánu vzorkování, jako vytipování odběrového místa, zajištění souhlasu uživatele dotčených pozemků, jsem si stanovila plochu odběru, vybrala si typ vzorkovací techniky. Velikost vzorku byla stanovena zadáním 25 kusů 25 litrových nádob půdy. Jako vzorkovnice byl vybrán 25 litrový plastový bílý kbelík s víkem.

V Plánu vzorkování jsem naplánovala předpokládaný termín odběru vzorků, jako účel odběru vzorků – Odběr reprezentativního směsného vzorku půdy, 24 ks pro experiment, 1 ks pro základní vstupní pedologický a chemický rozbor a stanovení obsahu Cs, Sr. Typ odběrového zařízení jsem zvolila rýč, lopatku. Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku jsem si určila zjištění GPS souřadnic místa odběru, teplotu vzduchu, aktuální počasí a fotodokumentaci. Úprava vzorku nebyla požadována. Hmotnost směsného vzorku dle zadání byla cca 15 kg.

Následně jsem si připravila Protokolární záznam o odběru vzorků, kde jsem si předepsala mě již známé identifikační údaje o lokalitě, kde budu vzorky odebírat. Ostatní údaje jsem vyplňovala v terénu při odběru vzorků.

### 3.2 Odběr směsných vzorků půdy

K odběru vzorků jsme si připravili veškeré pomůcky: rýč, lopatky, plastový bílý kbelík s víkem, přístroj GPS, fotoaparát. Odběr byl proveden v říjnu 2019.

K odběru vzorku jsme použili rýč, kterým jsme na dotčeném pozemku narýpali zeminu a lopatkou jí plnili vzorkovnice, takto jsme postupně pokračovali po vybraném pozemku až jsme odebrali všech 25 nádob se směsným vzorkem zeminy. Každou naplněnou nádobu jsme uzavřeli víkem a následně označili popiskem „DU kambizem modální“ a pořadovým číslem nádoby. Po provedeném odběru jsme provedli přístrojem Trimble Geo 7X zaměření GPS souřadnic odběrového místa. Zjištěné údaje jsem zapsala spolu s ostatními daty týkajícími se odběru, datum odběru, čas odběru, počet dílčích odběrů, teplota vzduchu, počasí a jména osob, které provedly odběr, do připravených kolonek v Protokolárním záznamu o odběru vzorků dané lokality (Příloha 2).

### **3.3 Transport vzorků**

Připravené vzorky v označených vzorkovnicích spolu s Protokolárním záznamem o odběru vzorku i Plánem vzorkování jsme s kolegy odnosili z místa odběru k místní komunikaci, kde jsme vzorky naložili do připravených osobních automobilů a odvezli k dalšímu zpracování. Jeden vzorek byl transportován do laboratoří ČZU FŽP k základnímu vstupnímu pedologickému a chemickému rozboru a k stanovení obsahu Cs a Sr. Zbylých 24 nádob se směsným vzorkem půdy kambizem modální, jsme s kolegy odvezli osobními auty na pracoviště SÚRO v Hradci Králové pro další použití na našem experimentu.

### **3.4 Umístění nádob se zeminou pro experiment**

Po transportu nádob s půdou do areálu SÚRO v Hradci Králové, bylo třeba před jejich uložením připravit plochu pro experiment.

Z důvodu zamezení kontaktu nádob se substrátem, bylo na ploše rozmístěno celkem 48 palet po dvou vedle sebe a po dvou na sobě, čímž vzniklo 12 obdélníkových ploch s cca 0,7-1 m širokými prostupy pro zajištění přístupu k jednotlivým plochám a umožnění následné manipulace s nádobami a montáže zastřešení. Plochy byly umístěny do dvou řad po 6 ti plochách (Obr. 2).



*Obr. 2: Příprava ploch pro experiment  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

Celá tato plocha byla zastřešena 6 nůžkovými stany (Obr. 3). Jedná se o mechanicky odolný stan s celohliníkovou konstrukcí, která umožňuje posuv střechy do dvou pozic, pro běžné zakrytí nádob cca 1 m nad zemí, nebo vysunutá podchozí pozice, pro pohybování se osob mezi plochami s nádobami, snadné zalévání a běžné obstarání rostlin v nádobách.



*Obr. 3: Připravená plocha pro experiment  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

V každé řadě byly postaveny 3 nůžkové stany, každý stan byl důkladně ukotven, roxorovými kotvícími hřeby do země, aby odolal povětrnostním podmínkám. Každý stan překryl dvě obdélníkové plochy pro umístění nádob. Toto zastřešení bylo provedeno z důvodu zamezení možnému vyplavení nádob při dešťových srážkách, kdy by mohla hrozit kontaminace okolí experimentu.

Na každou tuto obdélníkovou plochu (Obr. 4) bylo následně umístěno 12 označených a očíslovaných nádob se vzorky vždy 2 pole vedle sebe jeden typ půdy a lokalita. Na plochu bylo umístěno celkem 144 ks nádob se zeminou ze 6 lokalit, 3 z lokalit z oblasti

rozšířené zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Dukovany a další 3 z oblasti rozšířené zóny havarijního plánování (ZHP) Jaderné elektrárny Temelín.



Obr. 4: Rozmístění nádob se zeminou  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.5 Příprava na kontaminaci

Ke konci dubna 2020, týden před kontaminací nádob se zeminou, byly nádoby zalévány vodou. Nádoby byly zarostlé plevelem, půda byla hrudkovitá. Proto bylo provedeno vypletí plevelu a rozbití a rozdrčení hrud hlíny. Ve dně nádoby byly vyvrtány 3 otvory pro případný odtok vody. Pod nádoby s otvory byly umístěny skleněné misky, která by zachytily případný odtok vody z nádoby, aby nedošlo k rozptýlu aktivity. Následně se vypletá zemina přesypala do nádoby s vyvrtanými otvory ve dně tak, aby se spodní vrstva objevila na povrchu. Takto se pokračovalo se všemi nádobami na všech typech půd. Tímto byla připravena půda v nádobách pro kontaminaci.

Po přípravě všech nádob na kontaminaci, byl proveden nácvik celé logistiky experimentu s veškerou přípravou stanovišť pro vážení nádob bez kontaminace, prostor pro zapisování měření i prostor pro kontaminaci, včetně přípravy veškerých potřebných pomůcek ke kontaminaci, ale i ochranných pomůcek.

### 3.6 Kontaminace půd

#### 3.6.1 Příprava roztoku s radionuklidy

V únoru 2020 byl zaměstnanci SÚRO zajištěn etalon radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Etalon je měřidlo vysoké kvality, které určuje standard měřicí jednotky. Držitelem národního etalonu jednotky radioaktivity – Bq je Český metrologický institut. K 28.2.2020 měl



připravený etalon aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  (poločas rozpadu 65 dní) 1259,1 kBq a  $^{134}\text{Cs}$  (poločas rozpadu 754 dní) 901 kBq.

K 5.5.2020 měl etalon aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  616,3 kBq a  $^{134}\text{Cs}$  847 kBq. Zde je vidět že doba, za kterou se rozpadla polovina jader přítomných na začátku u  $^{85}\text{Sr}$  opravdu odpovídá době cca 65 dní. Aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  klesla za 68 dní o cca 51 %. Z tohoto etalonu bylo vyrobeno 9 kapátek s radionuklidy, které se následně použily pro výrobu roztoku pro kontaminaci půdy.

Ráno před kontaminací byl pracovníky SÚRO Hradec Králové připraven roztok s radionuklidy. Na váhu, která se později použila na vážení nádob byla umístěna plastová fólie, na níž byl položen barel s víčkem a váha byla vytárována. Do barelu bylo nalito cca 10 litrů vody a přidán obsah 9 kapátek s radionuklidy. Kapátka byla několikrát vypláchnuta a výplachová voda byla nalita do barelu. Takto připravený barel byl uzavřen a třepáním promíchán. Barel byl postaven zpět na váhu a doplněn vodou do 21 litrů. Plastovým míchadlem byl ještě znova promíchán a pak uzavřen víčkem.

Prázdňá kapátka byla přemístěna do sáčku na kontaminovaný odpad a byla změřena zbytková aktivita radionuklidů.

Nařaděný roztok o objemu 21 litrů měl hmotnostní aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  29.35 kBq/l a  $^{134}\text{Cs}$  40.34 kBq/l. Veškeré naměřené hodnoty roztoku radionuklidů byly zapsány.

### **3.6.2 Obecné přípravy před kontaminací**

Před kontaminací půd, byly nádoby z každého typu půdy dozděleny do 3 skupin:

- 8 nádob bylo určeno pro pěstování kontrolních rostlin bez kontaminace
- 8 nádob pro pěstování rostlin po kontaminaci  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$
- 8 nádob pro pěstování rostlin po kontaminaci s  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  a s draslíkem

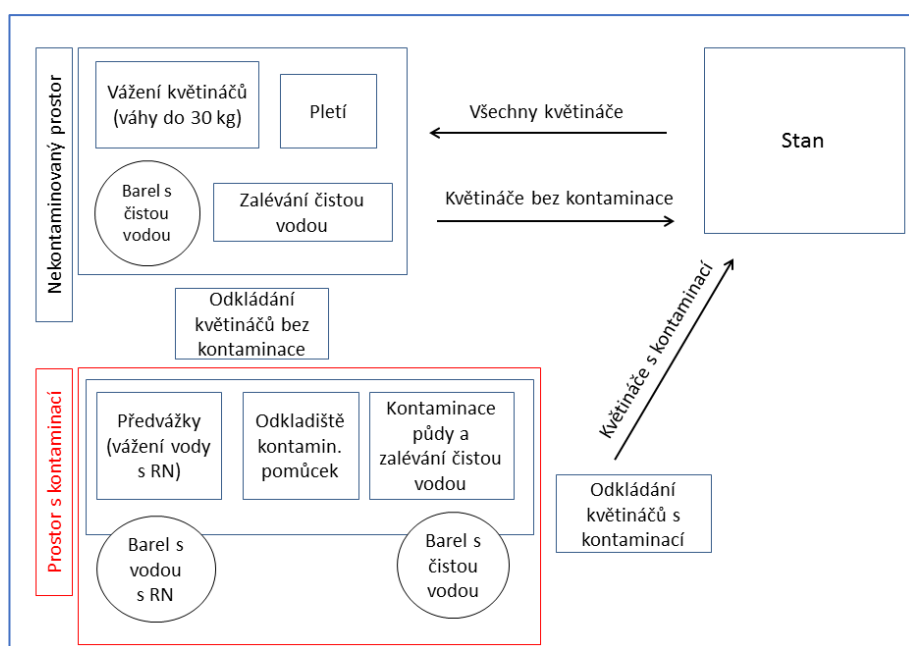
Následně byly všichni zúčastnění neradiační pracovníci před započítím přípravných prací poučeni o bezpečnosti práce Ing. Z. Boreckým, pracovník SÚRO, osoba se ZOZ.

### **3.6.3 Přípravy prostoru pro experiment**

Pro provedení kontaminace bylo třeba připravit pracoviště (Obr. 5), uspořádat jednotlivé prostory a připravit veškeré pomůcky potřebné k provedení kontaminace.

Nejdříve byly připraveny veškeré pomůcky: stoly, lavice, váha na vážení nádob s půdou, kontaminační roztok, kapátka, igelity, kartony, geotextílie, fólii na přikrytí váhy cca (30 x 30 cm), fólie nebo tác na podložení barelu, sáček na likvidaci kapátek, barevně odlišené pytle na běžný odpad a pytle na kontaminovaný odpad, jednorázové rukavice, papírové kapesníčky, dlouhé plastové míchadlo pro možnost zamíchání roztoku v barelu (celkový objem roztoku 21 litrů), kádinka na doplňování vody (2 litry), konvičky, protokoly pro zápis, tácy pro okap, geotextílie a hřebíky s podložkami pro její upevnění.

Prostor pro experiment byl připraven dle nákresu ze zadání



Obr. 5: Experiment v HK kontaminace půd

(Rulík, SÚRO, 2020)

Příprava experimentu trvala cca 2 hodiny, jednalo se o složení stolů a lavic. Nejdříve byly 3 velké plastové stoly postaveny do písmene „L“. Stůl č.1 sloužil pro práci bez kontaminace, stůl č.2 byl manipulační a stůl č.3 byl určen pro práci s kontaminací. Vedle byly postaveny samostatně další malé stolky, které sloužily k zápisu údajů, další byl využíván jako zásobní pro složení potřebných pomůcek pro experiment, na další byly postaveny barely s kohoutkem (25 l) na čistou vodu a na další pak barely s kohoutkem (25 l) s draselnou solí. Všechny stoly a podstavce byly podloženy kartonem a pokryty igelitem.

Následně byly rozmístěny pomůcky do jednotlivých prostorů.

**V prostoru pro práci bez kontaminace** na stůl č.1 byla umístěna váha (do 30 kg), konvička, kádinky na čistou vodu a vodu s draselnou solí. Vedle stolu na nízký stůl

byl postaven barel s čistou vodou o objemu 25 l, na druhý pak barel (25 l) s draselnou solí. Oba barely byly s kohoutkem pro možnost pohodlného napouštění vody nebo draselné soli do konviček. V dosahu stolů byl postaven stojan s plastovým pytlím na nekontaminovaný odpad.

**Prostor pro kontaminaci** (Obr. 6) byl zřízen na stole č. 3, kam na silnou folii obalený a kartonem podložený stůl byl umístěn PVC barel s kohoutkem, v němž bylo připraveno 21 litrů roztoku s radionuklidy, fotomiska pro odložení kontaminovaných pomůcek, 2 tácy pod konvičky pro záchyt úkapu z konvičky s radionuklidy, odkapávací miska, dále váha, 2 konvičky, kádinka o objemu 1 l, Krabice s papírovými kapesníčky, gumové jednorázové rukavice, 4 masťovky s víčky k odběru vzorků roztoku s radionuklidy pro kontrolu stálosti objemové aktivit roztoku s radionuklidy v barelu. V dosahu stolu byl postaven stojan s plastovým pytlím na kontaminovaný odpad radionuklidy a stojan na komunální odpad.

Na malý plastový stůlek byly připraveny předtištěné formuláře pro zápis hmotností. Kolem váhy byly připraveny kartony pro vytvoření zástění proti větru. Zástění bylo umístěno ze 3 stran kolem vah, ale i kolem prostoru k zalévání kontaminovaným roztokem. Zástění mělo výšku cca 60 cm a zamezilo ovlivnění vážení a prostoru k zalévání kontaminovaným roztokem vlivem větru.



Obr. 6: Připravený prostor ke kontaminaci  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Před samotným začátkem experimentu bylo provedeno měření dávkového příkonu. Dávkový příkon je přírůstek dávky radioaktivity za jednotku času. Tato hodnota se měřila, aby bylo možné odhadnout dávku pracovníků, pracujících na experimentu za dobu provádění experimentu. Dávkový příkon byl měřen od nádoby se zeminou, dále v blízkosti barelu s kontaminovaným roztokem, v prostoru pracoviště neradiačních

pracovníků a v prostorách stanu po přenesení kontaminovaných nádob zpět na místo na palety. Mezi další měření patřilo vážení potřebných pomůcek, např. suchých konviček „1“ a „2“.

Nádoby s půdou byly naplněny cca 8 cm pod okraj, průměr nádob při povrchu půdy byl 26 cm, plocha půdy byla 531 cm<sup>2</sup>. Vážení před prací byla zjištěna hmotnost suchých konviček „1“ a „2“, dále pak masťovek pro posouzení stálosti objemové aktivity v barelu s roztokem s radionuklidy. Do masťovek byla přidána kvůli snížení sorpce 5 cl 10 % kyseliny. Dále byla zvážena geotextílie a hřebíky s podložkami na překrytí zeminy a barel s roztokem s draselnou solí.

### 3.6.4 Postup experimentu vážení a zalévání

Podle jednotlivých typů půd byly připraveny nádoby. Nejdříve probíhalo vážení, jako první byly váženy nádoby bez kontaminace. Půda v nádobách má neznámý obsah vody, i když přibližně odpovídající vlhkosti půdy na poli.

Po zvážení všech 48 nádob s půdou, která nebyla určena ke kontaminaci bylo provedeno zalévání jednotlivých nádob. U nádob označených 1-4 se jednalo o 300 ml vody, u nádob s označením 5-8 se jednalo o 300 ml roztoku (100 ml síranu draselného a 200 ml vody). Zalévání bylo provedeno PVC konvičkou. Směsný roztok byl odměřen pomocí měrných válců a teprve potom byl přelit do konvičky určené k zalévání nádob.



Pod kropítkem často zůstávala kapalina, takže po každém zalití bylo kropítko sejmuto a zbytek roztoku byl vylit do nádoby s půdou. Na tomto úkonu se pracovalo ve dvojici. Nádoby, které nebyly kontaminovány, byly překryty geotextílií a upevněny k půdě pomocí 4 hřebíků (cca 8 cm dlouhých) s podložkami při krajích (Obr. 7) a vráceny zpět na svá původní místa pod stan.

Obr. 7: Překrytí geotextílií nekontaminované nádoby  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.6.5 Postup experimentu kontaminace

Nádoby určené pro kontaminaci byly po zvážení přemístěny na odkládací stůl, kde je převzali pracovníci SÚRO provádějící kontaminaci na třetím stole. Pro kontaminaci bylo připraveno 21 l roztoku s radionuklidy  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  847 kBq hmotnostní aktivité  $^{85}\text{Sr}$  29.35 kBq/l a  $^{134}\text{Cs}$  40.34 kBq/l.

Na kontaminaci půdy pracovaly 4 osoby (nalévač-RN, zalévač-RN, zalévač-čistý a zapisovač). Zalévač-RN přemístil květináč z odkládací plochy na kraj stolu v dosahu jak pro kontaminování, tak pro dolévání čisté vody, resp. roztoku draselné soli. Byly použity 2 konvičky označené čísly. Konvičky byly plněny na 280 g, což odpovídá čisté hmotnosti roztoku cca 200 g. Celková hmotnost konvičky s roztokem byla od cca 278 do 285 g, hmotnost prázdné konvičky od 75 do 83 g, ukazatel hmotnosti při prázdné váze ukazoval většinou hodnoty do 0,1 g, po část experimentu ukazoval ale i 0,5 g. Displej vykazoval díky závanům větru během několika vteřinového vážení výkyvy hmotnosti až několik desetin gramu (až do 0,5 g, většinou však méně). Konvička se vážila před plněním a po plnění.

Na začátku, na konci a v průběhu kontaminace byly odebrány z barelu 4 vzorky roztoku s radionuklidy cca po 45 g. V laboratoři bylo provedeno přesné vážení (do masťovek bylo přidáno kvůli snížení sorpce radionuklidů na stěnách 5 ml 10 % kyseliny). Během experimentu v rámci přesnosti měření nebyla patrna klesající tendence, ukázalo se, že sorpce aktivity na stěnách je zanedbatelná. Průměrná hmotnostní aktivita z měření odebraných vzorků z barelu v průběhu kontaminace půd byla o 3% nižší než hmotnostní aktivita stanovená vážením radionuklidů v kapátkách před nalitím jejich obsahu do barelu s vodou. Nejistoty jednotlivých měření jsou na úrovni 2-4 % a výběrová směrodatná odchylka je 1.8 %, takže v rámci nejistot je rozdíl nevýznamný.

Nalévač-RN z barelu naplnil 1 litrovou kádinku (PVC s držadlem) roztokem s radionuklidy a z ní plnil konvičku na váze na celkovou hmotnost cca 280 g (vedle váhy byl umístěn táč pro záchyt případného odkápnutí roztoku z hrdla konvičky).

Zapisovač zaznamenával veškeré zvážené hmotnosti konvičky. Skutečná hmotnost roztoku v nádobě s půdou je  $MN = MRN - MZN-1$ , kde MRN je hmotnost konvičky s roztokem v N-tém kroku a MZN-1 je hmotnost konvičky se zbytkem roztoku v (N-1) kroku. K hmotnostem se vždy poznamenalo číslo konvičky.

Naplněnou konvičkou zalévač-RN zalil nádobu s půdou (Obr. 8), dlouho nechal odkapat roztok z kroupítka a případně otřel konvičku. Konvička byla vždy přemístována s podloženým dlouhým podnosem pro záchyt případného odkapávání.



Obr. 8: Kontaminace nádob (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Zalévač-čistý doplňoval nádoby označené čísly 9-16 100 ml roztoku vody s draselnou solí v poměru 1:2 (síran draselný 1 díl: voda 2 díly). U nádob označených 17-24 se jednalo o zalití 100 ml vody.

Kontaminovaná půda byla překryta geotextílií, která byla opět upevněna k půdě pomocí 4 hřebíků s podložkami při krajích, a nádoby s půdou byly vráceny zpět na místo pod stan.

Pod střed všech nádob, kde ve dně byly vyvrtány 3 otvory pro případný odtok vody z nádob na paletách byly do prostoru v paletě umístěny víka z nádob a na ně sběrné skleněné misky pro případný záchyt vody, kdyby došlo k protečení nádoby.

### 3.6.6 Odpad po experimentu

Při práci na experimentu docházelo k úkapům z konvičky do podložné misky při kontaminaci. Občas byl i úkap na igelity pokrytý stůl. Každý úkap byl ihned otřen papírovým ubrouskem, který umístěn do PVC pytle ve stojanu, označeným jako potenciální radioaktivní odpad. Průměrně odkápla 1 kapka po každém použití konvičky (konzervativní odhad), konvička s radionuklidy byla použita celkem 102x. Hmotnost kapky byla určena na 30 mg. Celkové množství odkapu bylo tedy maximálně 3,1 g, což odpovídá aktivitě 123 Bq  $^{134}\text{Cs}$  a 90 Bq  $^{85}\text{Sr}$ . Další potenciální radioaktivní odpad byl tvořen rukavicemi, návleky a igelitem a byl umístěn spolu s ubrousky ve 2 PVC pytlích.



U tohoto odpadu bylo provedeno měření dávkového příkonu (DP) přístrojem DC-3. Při měření pytle ležely na zemi, pozadí bylo měřeno ve stejné výšce. Při měření bylo pytlí otáčeno, ale nemělo to vliv na hodnotu DP měření. V rámci nejistoty měření nebyl naměřen DP nad úroveň přírodního pozadí pro žádný vak.

Na jiných plochách než na stolu č.3 (plocha ke kontaminaci) nebyly zaznamenány žádné okapy na igelit na nich umístěný. Proto veškerý další odpad po ukončení experimentu z 5.5.2020 byl umístěn do PVC pytlů a byl zlikvidován s běžným komunálním odpadem.

### **3.6.7 Úklid pomůcek experimentu**

Po ukončení prací na experimentu dne 5.5.2020 bylo třeba uklidit veškeré vybavení a pomůcky, které byly ten den pro experiment potřebné. Odnesení pomůcek do budovy SÚRO, rozložení a složení stolů a lavic do přepravních krabic a jejich odnos do skladu SÚRO. Nakonec bylo třeba nad nádobami se zeminou posunout střechu u nůžkových stanů cca 1 m nad zem.

Celý experiment dne 5.5.2020 trval cca 9 hodin.

## **3.7 Zalévání a setí semen rostlin**

### **3.7.1 Zalévání 5.5.-12.5.2020**

V týdnu mezi kontaminací a setím semen rostlin byly nádoby 2krát zality 100 ml vody. Při zalévání se ukázalo, že geotextilie je nepropustná pro vodu, tak byla voda nalita pod ni.

### **3.7.2 Setí rostlin**

Týden po kontaminaci bylo přistoupeno k setí semen rostlin. Pro setí byla dle zadání experimentu a v součinnosti s pracovníky Ústavu radioekologie – Bělorusko, Gomel, vybrána semena cibule kuchyňská *Allium cepa* a locika salátová/salát *Lactuca sativa*.

V geotextilii, kterou byl zakryt povrch nádob se zeminou bylo malými nůžtičkami vystřiženo 6 otvorů o průměru 2 až 3 cm po kružnici cca ve 2/3 poloměru nádoby v úrovni půdy a 1 otvor o průměru 3 až 5 cm uprostřed nádoby. Stříhání bylo poměrně obtížné, vhodnější postup by byl překrývat nádoby geotextilií s již vystřiženými otvory pro setí (Obr. 9).



*Obr. 9: Otvory v geotextílii pro setí rostlin  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

V místě, kde byly vystřiženy otvory v geotextílii byly vytvořeny důlky o hloubce max. 1 cm. Do tří otvorů s důlkem po obvodu každé nádoby byla zaseta 3 semena salátu, do dalších tří otvorů s důlkem kolem nádoby a do otvoru s důlkem uprostřed nádoby byla zaseta 3 semena cibule. Veškerá zasetá semena byla jemně překryta půdou.

Každá nádoba byla zalita 100 ml vody, voda se lila do otvorů.

### **3.7.3 Zalévání po osetí a rotace nádob**

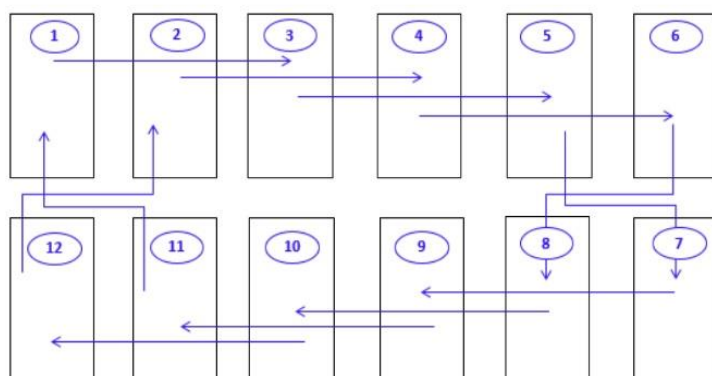
Po zasetí semen salátu a cibule byly nádoby pravidelně 3x týdně zalévány 100 ml vody do otvorů geotextílii. Po cca 3-4 týdnech bylo zjištěno, že geotextílie na povrchu nádob není při zalévání vhodné řešení a že brání růstu zasetých rostlin. Proto došlo k jejímu odstranění z nádob spolu s hřeby, které ji kotvily.

Každé úterý byla provedena rotace nádob se zeminou a rostlinami (Obr. 10). Tato rotace se prováděla proto, aby bylo zamezeno okrajovému efektu, to znamená, aby všechny nádoby s půdou a rostlinami měly stejné podmínky např. světelné, vlhkost prostředí, působení větru pod stany atd.

Rotovalo se s nádobami mezi 12 ti paletovými poli vždy ob jedno pole po směru hodinových ručiček dle schématu ze zadání poloprovozního experimentu.



### Rotace květináčů pod stany



Rotace vždy po směru hodinových ručiček „ob jeden“ jak jednotlivých „záhonků“, tak i květináčů uvnitř záhonků.

Obr. 10: Schéma rotace

(Rulík, SÚRO, 2020)

Následně se rotace provedla i s jednotlivými nádobami v každém poli z palet. Rotace, posunutí, nádob se provedlo ob jedno místo na paletě po směru hodinových ručiček. Obě rotace jak mezi 12 poli, tak rotace nádob na paletě trvala cca 1 hodinu.

## 3.8 Sklizeň salátu

Sklizeň salátu byla provedena 21.7.2020. Rostlinky cibule dále zůstaly v nádobách pro další růst.

### 3.8.1 Obecné přípravy před sklizní

Před samotnou sklizní byly vyplety nádoby od plevelu, byly ponechány pouze rostliny salátu a cibule. Dále bylo třeba připravit pracoviště, uspořádat jednotlivé prostory a připravit veškeré pomůcky potřebné k provedení sklizně. Nejdříve byly připraveny veškeré pomůcky: stoly, lavice, váha na vážení, nádoba na mytí salátu, filtrační papír na osušení umytého salátu, papírové sáčky na vzorky salátu, přepravky na pytlíky se vzorky, popisovače, aluminiové misky pro uskladnění sklizeného salátu před mytím a po mytí, fólie a papír pro překrytí stolů, kartony, stojany a pytle na odpad, jednorázové rukavice, papírové kapesníčky, formulář pro zápis váhy a zdravotního stavu rostlin.

3 velké pracovní stoly byly postaveny kratší stranou k sobě, čímž vznikl dlouhý prostor pro sušení salátu, balení vzorků a vážení. Stoly byly obaleny fólií a překryty filtračním papírem. Okolo byly postaveny další 3 menší stolky, na jeden byly položeny pomůcky – ochranné rukavice, aluminiové misky, PVC bedýnka s papírovými sáčky na vzorky, popisovače a zahradnickými nůžkami dvou barev, zelené a červené. Na druhý stolek byl položen balík s filtračním papírem pro sušení salátu. Mezi stany

s nádobami a pracovní stoly byly umístěny nádoba pro mytí a oplachování sklizeného salátu.

### 3.8.2 Sklizeň salátu z nekontaminovaných nádob

Sklizeň salátu začala nejdříve u všech nekontaminovaných nádob. Jedná se u každého typu půdy o nádoby očíslované 1-4 (negativní kontrola) a 5-8 (pozitivní kontrola – přidání K formou zalití roztokem síranu draselného). Na sklizeň kontrolních salátů



byly použity pouze **zelené nůžky**. Nejdříve se začalo se salátem z nádob 1-4 (negativní kontrola) pak se pokračovalo nádobami 5-8 (pozitivní kontrola). Z každé nádoby byl sklizen salát, který tvořil jeden vzorek. Salát byl ustříhnut těsně nad substrátem a umístěn do aluminiové misky (Obr. 11) s popisem čísla nádoby a typu půdy.

Obr. 11: Sklizeň salátu  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Kořen salátu zůstal v půdě. Byla provedena kontrola zdravotního stavu salátu, kdy se zdravotní stav salátu hodnotil stupnicí 1-10 (1 nejhorší, 10 nejlepší). Hodnocení provedla jedna osoba, aby hodnocení mělo u všech vzorků definovanou stejnou úroveň hodnoty 1,5,10. Hodnota zdravotního stavu byla zapsána do připraveného formuláře k příslušnému vzorku. Po provedené zdravotní kontrole, byl salát umyt v nádobě s vodou od zbytků zeminy, v další nádobě byl opláchnut čistou vodou a vyndán na aluminiovou misku. Poté byl přenesen na pracovní stůl, kde byl rozprostřen na filtrační papír k okapaní a opatrnému osušení (Obr. 12). Osušený salát rozdělený na jednotlivé listy byl vložen do nadepsaného papírového sáčku s označením vzorku (lokality, typ půdy, číslo nádoby).



Obr. 12: Sušení salátu na filtračním papíru  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Takto připravený vzorek byl zvážěn a jeho hmotnost byla dopsána na sáček se vzorkem a do připraveného formuláře k příslušnému označení vzorku do kolonky „váha“.

Plně označené sáčky byly umístěny do přepravky označené kontrola

### 3.8.3 Sklizeň salátu z kontaminovaných nádob

Sklizeň salátu u kontaminovaných nádob proběhla obdobným způsobem. Jedná se u každého typu půdy o nádoby očíslované 9-24. Nádoby označené 9-16 byly kontaminovány roztokem radionuklidů a přidáním draslíku ve formě roztoku síranu draselného. Nádoby 17-24 byly kontaminovány roztokem radionuklidů a draslík nebyl přidán. Sklizeň a veškeré práce u kontaminovaných vzorků bylo nutné provádět v rukavicích a se zvýšenou opatrností. Na kontaminované saláty se používají pouze **červené nůžky**.

Z každé nádoby byl sklizen salát, který tvořil jeden vzorek. Salát byl ustříhnut těsně nad substrátem a umístěn do aluminiové misky s popiskem čísla nádoby a typu půdy. Kořen salátu zůstal v půdě. Opět byla provedena kontrola zdravotního stavu salátu. Salát se hodnotil stejným způsobem jako u předešlých vzorků u salátu z nádob bez kontaminace. Veškeré hodnoty byly zaznamenány do připravených formulářů. Salát byl opět umyt, opláchnut, osušen a pak vložen do připravených označených sáčků, které byly zváženy a hmotnost byla dopsána na sáček se vzorkem a do připraveného formuláře. Naplněné a popsání sáčky byly uloženy do přepravky označené Cs kontaminace.

Veškeré vzorky byly následně sušeny v sušárně při 60 °C.

### 3.8.4 Druhý výsev cibule, zalévání a rotace nádob

Po sklizni salátu bylo zjištěno, že cibule v nádobách je v minimálním množství. První výsev téměř nevzešel, neb původní semena měla špatnou klíčivost a pokud některé vzešly, rostlinky byly velmi slabé, protože byly utlačovány dominantní rostlinou v nádobě v tomto případě salátem. Z tohoto důvodu bylo přistoupeno po nakypření půdy v nádobách k dosetí cibule do původních míst setí. Cibule byla doseta 21.7.2020. Nádoby s cibulí byly dále zalévány a pokračovalo se i v rotaci nádob dle původního časového harmogramu a schématu (Obr. 10).

## 3.9 Sklizeň cibule

Sklizeň cibule byla provedena 29.zář 2020.

### 3.9.1 Obecné přípravy před sklizní

Před samotnou sklizní bylo postupováno stejným způsobem jako u sklizně salátu. Byly vyplety nádoby od plevelu. Dále bylo připraveno pracoviště se stejným uspořádáním a se stejnými pomůckami jako u předešlé sklizně. Tentokrát vzhledem k deštivému počasí byly stoly umístěny pod přístřeškem z polykarbonátu.

### 3.9.2 Sklizeň cibule z nekontaminovaných nádob

Sklizeň cibule opět začala nejdříve u všech nekontaminovaných nádob. Jedná se u každého typu půdy o nádoby očíslované 1-4 (negativní kontrola) a 5-8 (pozitivní kontrola přidání K). Vzhledem ke stavu cibule bylo rozhodnuto, že sklizeň bude prováděna po jednotlivých skupinách. Následně byly odebrány směsné vzorky cibule z dvou nekontaminovaných skupin. Jeden směsný vzorek cibule byl z nádob 1-4 (negativní kontrola) a druhý vzorek pak z nádob 5-8 (pozitivní kontrola). Cibule byla



celá vytažena z půdy a umístěna opět do aluminiové misky (Obr. 13).

Obr. 13: Sklizeň cibule (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Následně byla provedena kontrola zdravotního stavu cibule, kdy se zdravotní stav salátu hodnotil stupnicí 1-10 (1 nejhorší, 10 nejlepší). Hodnocení opět provedla jedna osoba, aby hodnocení mělo u všech vzorků definovanou stejnou úroveň hodnoty 1,5,10. Hodnota zdravotního stavu byla zapsána do připraveného formuláře k příslušnému vzorku. Po provedené zdravotní kontrole, byla cibule umyta v nádobě s vodou, v další nádobě byla opláchnuta čistou vodou a vyndána na aluminiovou misku. Poté byla přenesena na pracovní stůl, kde byla rozprostřena na filtrační papír k okapání a opatrnému osušení. Osušené rostlinky cibule (Obr. 14) byly vloženy do nadepsaného papírového sáčku s označením vzorku (lokalita, typ půdy a čísel nádob skupiny).



Obr. 14: Osušený vzorek cibule (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Takto připravený vzorek byl zvážen a jeho hmotnost byla dopsána na sáček se vzorkem a do připraveného formuláře k příslušnému označení vzorku do kolonky „váha“.

Plně označené sáčky byly umístěny do přepravky označené kontrola.

### 3.9.3 Sklizeň cibule z kontaminovaných nádob

Sklizeň cibule u kontaminovaných nádob byla provedena také po skupinách. Jeden směsný vzorek cibule byl sklizen z nádob označené 9-16 (kontaminace roztokem radionuklidů a přidáním draslíku). Druhý směsný vzorek cibule byl sklizen z nádob 17-24 ty byly kontaminovány roztokem radionuklidů a draslík nebyl přidán. Sklizeň a veškeré práce u kontaminovaných vzorků bylo nutné provádět v rukavicích a se zvýšenou opatrností.

Z každé skupiny nádob byl sklizen jeden směsný vzorek. Postup sklizně byl totožný s předešlým postupem u nekontaminovaných nádob. Veškeré zjištěné hodnoty jak o



zdravotním stavu cibule, tak i navážené hodnoty byly zaznamenány do připravených formulářů. Naplněné a popsané sáčky byly uloženy do přepravky označené Cs kontaminace.

Veškeré vzorky byly následně sušeny v sušárně při 60 °C.

### 3.10 Příprava pro další plodinu a setí

Po sklizni cibule bylo přistoupeno k vypletí a okopání všech nádob s půdou. Týden po sklizni cibule byly nádoby osety semeny ředkve seté ředkvičky *Raphanus sativus*.



Semena ředkviček byla na výsevném pásku z vodorozpustné fólie (Obr. 15), která umožňuje rychlý a přesný výsev obalovaných osiv, není potřeba jejich pozdější protrhávání. Obalovaná osiva zaručují rychlé a vyrovnané klíčení.

Obr. 15: Výsev ředkviček  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Veškerá zasetá semena byla jemně překryta půdou. Každá nádoba byla zalita 100 ml vody a následně překryta průhlednou stretch fólií, která propouští sluneční paprsky a bude plnit funkci fóliovníku. Vytváří ideálního klima pro růst a tím urychluje růst, chrání před škůdci a výkyvy teplot a přízemními mrazíky.

Dle plánu experimentu se počítalo s dobou růstu cca 5–6 týdnů. Během této doby byla prováděna zálivka dle potřeby. Sklizeň se plánovala na poslední týden v listopadu.

### 3.11 Sklizeň ředkviček

Sklizeň ředkviček byla provedena 25.11.2020.

### 3.11.1 Obecné přípravy před sklizní

Před samotnou sklizní byly vyplety nádoby od plevele, byly ponechány pouze rostliny ředkvičky. Vzhledem k počasí a nízkým teplotám, bylo připraveno pracoviště a veškeré potřebné pomůcky k provedení sklizně v prostorách laboratoří SÚRO Hradec Králové. Nebylo proto nutné stavět stoly a lavice a pro potřeby sklizně jsme využili vybavení laboratoře, váhu, dřez na mytí sklizených ředkviček. Filtrační papír pro sušení vzorků, papírové sáčky na vzorky a ostatní nutné pomůcky jsme rozmístili na laboratorní stoly. Aluminiové misky pro přesun sklizených ředkviček k mytí do budovy SÚRO jsme si připravili na paletu pod stany k nádobám s půdou.

### 3.11.2 Sklizeň ředkviček z nekontaminovaných nádob

Sklizeň ředkviček začala nejdříve u všech nekontaminovaných nádob u každého typu půdy od nádoby očíslované 1-4 (negativní kontrola) a následně pak u nádob 5-8 (pozitivní kontrola – přidání K). Z každé nádoby byly sklizeny ředkvičky, které tvořily jeden vzorek. Ředkvičky byly vytrhávány celé a následně byly umístěny do aluminiové misky s popiskem čísla nádoby a typu půdy. Opět byla provedena kontrola zdravotního stavu rostlin a zdravotní stav byl hodnocen stupnicí 1-10 (1 nejhorší, 10 nejlepší) jako u ostatní sklizených plodin dříve. Hodnota zdravotního stavu byla zapsána do připraveného formuláře k příslušnému vzorku.



Poté byla miska se vzorkem odnesena do budovy SÚRO, kde byla v laboratoři umyta (Obr. 16), opláchnuta, následně osušena a pak vložena do připraveného nadepsaného sáčku s označením vzorku (lokalita, typ půdy, číslo nádoby).

*Obr. 16: Umytá sklizeň ředkviček před osušením  
(zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)*

Takto připravený vzorek byl zvážen a jeho hmotnost byla dopsána na sáček se vzorkem a do připraveného formuláře k příslušnému označení vzorku do kolonky „váha“.

Plně označené sáčky byly umístěny do přepravky označené kontrola

### 3.11.3 Sklizeň ředkviček z kontaminovaných nádob

U kontaminovaných nádob proběhla sklizeň ředkviček obdobným způsobem. Sklizeň proběhla z každé nádoby a všech typů půdy. Nádoby označené 9-16 byly kontaminovány roztokem radionuklidů a přidáním K. Nádoby 17-24 byly kontaminovány roztokem radionuklidů a draslík nebyl přidán. Sklizeň a veškeré práce u kontaminovaných vzorků bylo nutné provádět v rukavicích a se zvýšenou opatrností.

Z každé nádoby byly sklizeny ředkvičky a tvořily jeden vzorek. Ředkvičky se vytrhávali celé a byly umístěny do aluminiové misky s popiskem čísla nádoby a typu půdy. Opět byla provedena kontrola zdravotního stavu rostlin. Hodnotilo se stejným způsobem jako u předešlých vzorků ředkviček z nádob bez kontaminace. Veškeré hodnoty byly zaznamenány do připravených formulářů. Ředkvičky byly opět umyty, opláchnuty, osušeny a pak vloženy do připravených označených sáčků, které byly zváženy a hmotnost byla dopsána na sáček se vzorkem a do připraveného formuláře.

Naplněné a popsané sáčky byly uloženy do přepravky označené Cs kontaminace.

Veškeré vzorky byly následně sušeny v sušárně při 60 °C (Obr. 17).



Obr. 17: Sušení vzorků (zdroj: společná databáze řešitelů projektu VI20192022153Rozbor vzorků)



### 3.12 Zpracování vzorků v laboratoři

Rozbor všech odebraných vzorků byl proveden v laboratořích SÚRO jejich zaměstnanci. Měření bylo provedeno na polovodičových detektorech záření gama vyrobených z vysoce čistého germania (HPGe detektory, High Purity Germanium detector) o relativních účinnostech až 150 % v geometrii v poloze na detektoru. Detektory mají zajištěno nízkopozadové stínění, a to umístěním v ocelových (síla stěn 20 cm) nebo olověných (síla stěn 10 cm) stínících boxech tzv. kobkách.

Veškeré odebrané vzorky byly před usušením zváženy. Jelikož hmotnost těchto vzorků byla ve většině případů velmi nízká (i zlomek gramu) a vzorky po usušení opět do sebe akumulovaly vzdušnou vlhkost, byly nejdříve přemístěny do tzv. masťovek (měřicí nádoby válcovitého tvaru), v kterých byly přímo sušeny. Po usušení byly masťovky zavíčkované, zváženy a postupně měřeny na polovodičových detektorech záření gama.

Vzorky byly měřeny po dobu několika dní až týden, a to z důvodu nízkých aktivit především  $^{134}\text{Cs}$ . V takovýchto případech při nízkém obsahu radionuklidů ve vzorku se používají koncentrační metody, jako je odpařování, sušení teplem nebo lyofilizací, spalování, mineralizace, lisování nebo selektivní sorpce.

Výsledky byly korigovány na rozdílné hustoty a rozměry měřených vzorků a kalibračních etalonů. Vzhledem k více fotonovému přeměnovému schématu  $^{134}\text{Cs}$  byla pro tento radionuklid provedena korekce na pravé koincidence.

Všechny korekce byly získány pomocí programu Efftran. Výsledná nejistota byla získána metodou šíření chyb.

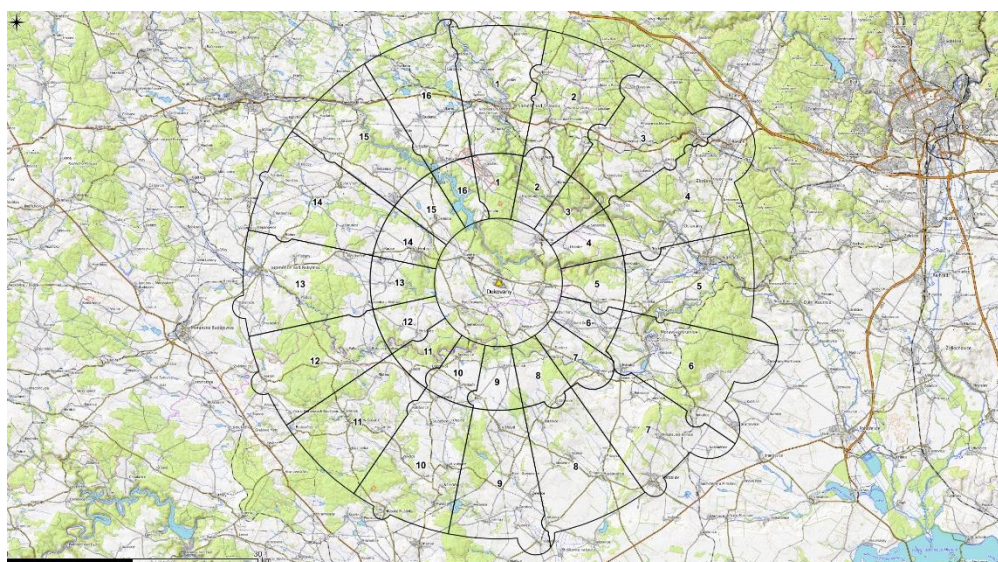
Metoda polovodičové spektrometrie gama je v laboratořích SÚRO akreditována.

## 4. Literární rešerše

### 4.1 Vymezení zájmového území

Jaderná elektrárna Dukovany (EDU) se nachází v jihovýchodní části Kraje Vysočina a leží mezi obcemi Slavětice, Rouchovany a Dukovany na pravém břehu řeky Jihlavy.

Zájmové území, oblast rozšířené zóny havarijního plánování Jaderné elektrárny Dukovany je rozděleno do tří pásem vyznačených na mapě (Obr. 18) kružnicemi. Tato pásma mají poloměr 5 km, 10 km a 20 km od elektrárny. Kružnice jsou následně děleny na 16 kruhových výsečí po 22,5 ° tak, aby osy těchto výsečí odpovídaly směřům větru počínaje 0 °. Terénní reliéf tohoto území je v severní části členitý s údolím řeky Jihlavy, v jižní pak přechází v rovinnatý terén (Šemora at al., 2017).



Obr. 18: Vymezení havarijní zóny EDU

(Helebrant, SÚRO, 2020)

Do oblasti rozšířené zóny havarijního plánování Jaderné elektrárny Dukovany patří také vodní nádrž Mohelno, dále nadregionální biocentra Mohelenská hadcová step a Stráně nad Jihlavou, vodní dílo Dalešice. Jaderná elektrárna Dukovany je první českou jadernou elektrárnou, byla uvedena do provozu v letech 1985 až 1987. Jako součást EDU jsou také dvě vodní elektrárny a jedna fotovoltaická. S jadernou elektrárnou tvoří vodní elektrárny jeden technologický celek. Technologie přečerpávací elektrárny, která byla vybudována na vodním díle Dalešice, plní úlohu při regulaci výkonu celostátního energetického systému i jako okamžitá výkonová rezerva. Součástí vodního díla Dalešice je i vodní nádrž Mohelno, níže na toku, která slouží jako spodní vyrovnávací nádrž. V hrázi spodní nádrže je umístěna druhá malá vodní elektrárna. Je

zásobníkem vody pro odběr chladicí vody pro Jadernou elektrárnu Dukovany (Kolegerová et al., 2009).

Tato zájmová oblast se nachází na rozhraní Čech a Moravy. Z geomorfologického hlediska patří do provincie Česká vysočina, subprovincie Česko-moravské, oblasti Českomoravské vrchoviny a do oblasti celku Jevišovické pahorkatiny, podcelku Znojenské pahorkatiny (Demek et al., 2006).

Jevišovická pahorkatina má poměrně plochý reliéf, který se sklání směrem k východu až jihovýchodu a zasahuje do podcelku Znojenské pahorkatiny se zahloubenými meandry údolí řek Oslavy, Jihlavy a Rokytne. Demek et al. (2006) uvádí, že místy zde najdeme na plochém povrchu holoroviny zbytky tropických zvětralin z druhohor a třetihor, v plochých kotlinách pak zůstatky neogenních usazenin.

Z geologického hlediska je oblast EDU území tvořené hlubinným metamorfovaným krystalinikem moldanubika. V metamorfovaných horninách najdeme také biotické pararuly místy magmatizovanými granulity tzv. náměšťské granulitové těleso, které vytváří v území pásmo mezi Náměští nad Oslavou, Mohelnem a Dukovany (Vávra, Štelcl, Malý, 2008). V kvartérních sedimentech jsou zastoupeny především hlinitopísčité a kamenitopísčité eluvii, sprašové hlíny, fluvialní usazeniny pleistocenních šterkopískových a hlinitopísčitých náplav. Tyto sedimenty převážně kopírují v různě širokých pruzích vodní toky (Šráček, Kuchovský, 2003).

Pro moldanubickou oblast Českého masívu dle Kukal et al. (2005) je typické velké množství metamorfovaných hornin prostoupených magmatity. Granulity moldanubika obsahují málo uranu a thoria, a proto mají nízkou radioaktivitu (Kukal, Reichmann, 2000).

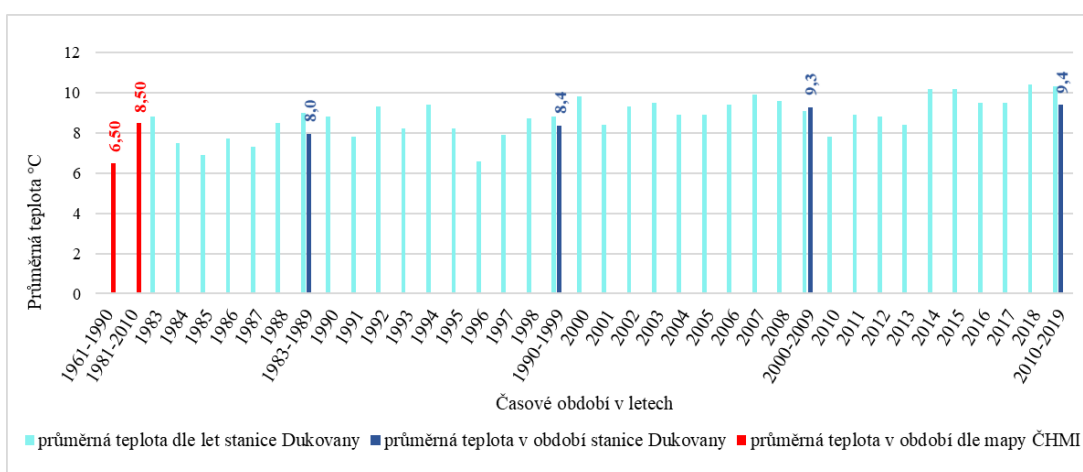
Mísař a Novák (1983) zmiňují, že v oblasti moravského moldanubika jsou horniny v naprosté většině metamorfovány v amfibolitové facie. Intenzita metamorfózy zde směrem k jihu klesá.

Severně od Jaderné elektrárny Dukovany v zaříznutém meandru řeky Jihlavy se nachází národní přírodní rezervace Mohelenská hadcová step, její nadmořská výška se pohybuje v rozmezí od 260-385 m n.m. (Veselý, 2002). Území je tvořeno převážně hadcem, jenž vzniká regionální metamorfózou ultrabazických hornin, které v okolí střídají další druhy hornin ruly, granulity (Čech et al., 2002). Na povrch vystupuje hadec ve formě skalisek a sutí, a to hlavně na svazích, kde působí eroze (Veselý, 2002).

Granulit je odkrytý i v železničním zářezu cca 600 m VVJ od místa odběru. Půdní pokryv je mělký, podložní hornina je místy v hloubce jen 20–30 cm. Jižně od místa odběru hnědozem modální.

Z klimatického hlediska kraj Vysočina spadá do 4 klimatických oblastí. Jsou to velmi chladná klimatická oblast, chladná klimatická oblast, mírně teplá klimatická oblast a na jihovýchodním okraji kraje i teplá klimatická oblast. Jak prezentuje Tolasz (2007) v Atlasu podnebí Česka moje zájmové území dle Köppenova klasifikace spadá do skupiny Cfb mírné oceánské podnebí, oproti tomu dle Quittovy klasifikace do oblasti mírně teplé MT11. Dle Culka et al. (2013) se v tomto území projevuje srážkový stín Českomoravské vrchoviny. V říčních údolích jsou zde charakteristické silné teplotní inverze.

V dotčeném území je od roku 1983 v provozu Meteorologická stanice Dukovany. Při porovnání hodnot průměrných teplot za časové úseky po cca 10 letech (Obr. 19) naměřených v této stanici je viditelné zvýšení průměrné teploty v lokalitě o cca o 1°C. při porovnání údajů s hodnotami dle teplotních map ČHMÚ z let 1961-1990 je toto teplotní zvýšení ještě téměř 3x vyšší (Portál ČHMÚ, URL 1).



Obr. 19: Porovnání průměrných teplot z meteorologické stanice Dukovany v letech 1983-2019 v porovnání se souhrnnými údaji průměrných ročních teplot z let 1961-1990 a 1981-2010 ČHMÚ ([www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data/mesicni-data-dle-z.-123-1998-Sb#](http://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data/mesicni-data-dle-z.-123-1998-Sb#))

## 4.2 Půda

„Půda je nádherný přírodní útvar. Útvar plný života. Útvar, který nás živí. Přírodní útvar chránící vodu, kterou pijeme“ (Rejšek, Vácha, 2018).

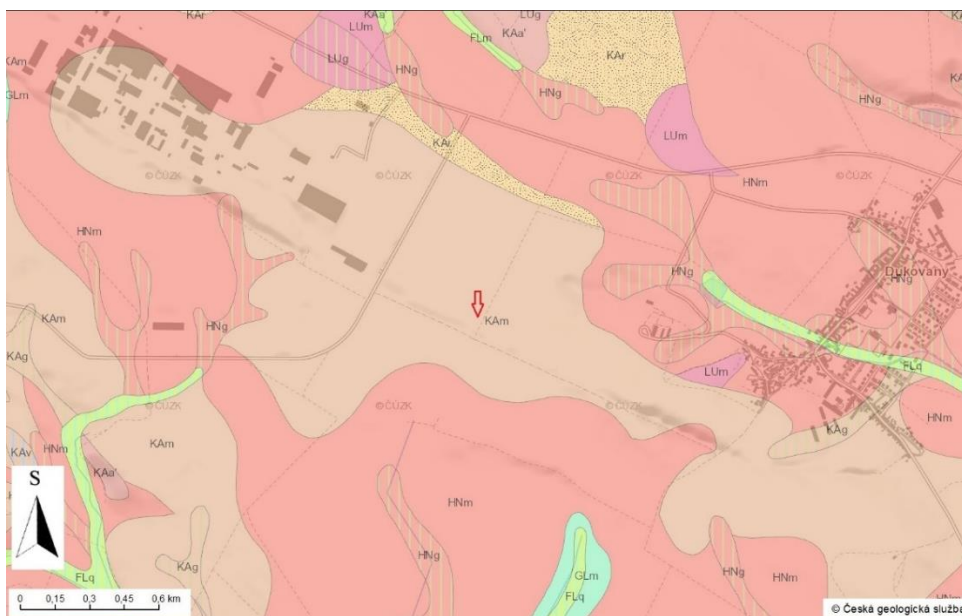
Převážná část velkých civilizací byla v historii zakládána a dále se rozvíjela v údolích řek a podobných oblastech, kde byly vhodné klimatické podmínky a úrodná půda. Úrodnost obhospodařovaných půd byla obnovována pravidelnými náplavami

materiálu bohatého na živiny, které přinášela řeka. Půdy pak byly schopné dlouhodobě zabezpečovat dostatek potravy. Lidstvo je stále závislé na půdě a na její schopnosti vytvářet a zabezpečovat příhodné podmínky pro růst rostlin, které jsou základem naší výživy (Šimek, Elhottová, Pižl, 2015).

Dotčené území řadíme dle Culka et al. (2013) do Jevišovického bioregionu. Ten je typický ostrým kontrastem mezi urovanými povrchy využívané jako pole k obhospodařování a zaříznutými údolními říek s přirozenou lesní a skalní biotou. Střídají se zde kyselé typické kambizemě (Obr. 20) na zvětralinách krystalinika s luvizeměmi, najdeme zde i hnědozemě.

Kambizemě jsou nejčastěji se vyskytující typ půdy v České republice. Řadíme je mezi půdy střední a nižší kvality (Vopravil, 2009).

Najdeme je na rozsáhlém území ve značně rozdílných klimatických podmínkách. Kambizemě jsou půdy s výrazným B horizontem, který se vyznačuje hnědou barvou. Ta vzniká zbarvením horizontu oxidy a hydroxidy železa (Haptnan, Kukul, Pošmourný, 2009). Vopravil (2009) dále uvádí, že kambizemě bývají zpravidla mělké a skeletovité. V závislosti na charakteru mateční horniny se mění jejich zrnitostní složení, na němž jsou spolu s obsahem humusu závislé sorpční vlastnosti kambizemě.



Obr. 20: Lokalizace odběru

(<https://mapy.geology.cz/pudy>)

Kambizemě jsou typy půd, které patří mezi kambisol. Kambisol jsou referenční třída půd v Taxonomickém klasifikačním systému půd České republiky. Jsou to půdy

členitějšího reliéfu ležící na zalesněných svazích pahorkatin, vrchovin a hornatin, v menší míře (na sypkých substrátech) v rovinatém reliéfu (Němeček et al., 2011).

Kambisoly jsou půdy vyznačující se braunifikací (hnědnutí). Z chemického hlediska se jedná se o velmi variabilní skupinu, značně ovlivněnou chemismem substrátu, na kterém se vytváří např. žuly, pískovce, břidlice a který výrazně ovlivňuje i fyzikální vlastnosti půd. Společným znakem je přítomnost horizontu B (Pavlů, 2018).

Půdní typy jsou hlavní jednotky klasifikačního systému půd v ČR. Jsou charakterizované určitými diagnostickými horizonty, jejich posloupností a diagnostickými znaky, podle nich jsou půdy do typů zařazeny (Němeček et al., 2011).

V různých zemích se využívají odlišně faktory formující půdu a tím vznikají odlišné kvalifikační systémy půd. První pokusy o klasifikaci půdy byly provedeny již na konci 19.století (Bockheim et al., 2014).

Podle klasifikace, která se používá v Bělorusku má kambizem modální kyselou reakci prostředí, vysoký obsah humusu a pohyblivých forem draslíku (K) a velmi vysoký obsah pohyblivých forem fosforu (P) (Sedukova, 2020).

Půdní typ a jeho vznik rozhodujícím způsobem ovlivňuje půdotvorný substrát. Půdní typ kambizem se může vyvinout na různých půdotvorných substrátech jako je žula, pískovec, rula, svor, čedič. Na konečné vlastnosti půdy má stěžejní vliv skladba a zrnitost půdotvorného substrátu, a také různé půdotvorné procesy např. huminizace, oglejení, čímž dojde k diferenciaci půdního profilu. Jeho malá mocnost je nevýhodou kambizemí (Vopravil, 2009).

### **4.3 Radionuklidy**

Primárním zdrojem přírodních radionuklidů jsou horniny. Přírodní radionuklidy jsou zdrojem přírodního ozáření. Řadíme mezi ně takové radionuklidy, které vznikají výlučně činností přírody, tedy se vyskytují v našem životním prostředí. Dle jejich původu a vzniku je dělíme do dvou skupin kosmogenní a terestriální (Ullmann, 2002).

V horninovém prostředí se nachází radioaktivní prvky. Zároveň je ale najdeme i v hydrosféře, biosféře a atmosféře. Právě však horninové prostředí podstatně ovlivňuje, a dokonce i vymezuje regionální rozložení radioaktivity. Hlavními zdroji jaderného záření v horninách jsou draslík, uran a thorium (Kukal, Reichmann, 2000).

Radionuklidy se dostávají do prostředí z přírodních nebo antropogenních zdrojů. Mezi klíčové faktory prostředí ovlivňující osud a transport radionuklidů v životním prostředí patří přírodní organická hmota. Proto je vhodné kombinovat radioanalytické techniky s technikami identifikace organických látek na molekulární úrovni, aby bylo možné přesně určit molekuly organického nosiče pro specifické radionuklidy v prostředí (Santschi et al., 2017).

Antropogenní radionuklidy se do životního prostředí dostávají kontrolovanou činností člověka a v největší míře při různých nehodách či haváriích např. havárie Černobylské jaderné elektrárny nebo elektrárny Fukušima 1 (Ullmann, 2002).

V důsledku nehody v černobylské jaderné elektrárně v roce 1986 bylo více než 40 000 km<sup>2</sup> území Ukrajiny kontaminováno <sup>137</sup>Cs včetně přibližně 10 500 km<sup>2</sup> zemědělské půdy (Labuska et al., 2018).

I během jaderné havárie ve Fukušimě 1 bylo uvolněno obrovské množství radionuklidů jako jsou Sr, Cs a I, tyto radionuklidy byly uloženy do půdy, odkud byly následně přeneseny do biosféry absorpcí rostlin (Tang et al., 2021).

Radioaktivní kontaminanty najdeme i ve vodách, pohybují spolu s vodou po směru toku, čímž rozšiřují znečištění dále. Dochází i k jejich rozptylování mezi jednotlivými vodními masami, a to v důsledku disperze a difúze. Významnou roli zde hrají sorpční procesy, kdy jsou látky fixovány na nerozpuštěné látky, které se ve vodě nachází a později sedimentují, nebo jsou sorbovány již uloženými dnovými sedimenty. Sorpční procesy mají vliv na migraci radionuklidů v životním prostředí a jejich pronikání do potravních řetězců (Juranová, Hanslík, 2014).

Radionuklidy zachycené na rostlinách mohou být absorbovány a znovu distribuovány do jedlých částí rostlin, například semen. Míra absorpce a redistribuce radionuklidů závisí na růstové fázi plodiny, povětrnostních podmínkách a typu radionuklidu (Pröhl, 2009).

Dle Bengtsson et al. (2013) nejvyšší přenos radionuklidů do semen byl při ukládání během růstových stadií nejbliže ke sklizni. Semena řepky olejné preferovaly <sup>134</sup>Cs, zatímco zrna jarní pšenice preferovala <sup>85</sup>St. Koncentrace aktivity obou radionuklidů obecně rostla v pořadí: zrna – sláma – plevele jarní pšenice. Proto se dospělo k závěru, že nejvyšší riziko přenosu radionuklidů na člověka prostřednictvím potravinového řetězce je, když k depozici dojde na konci vegetačního období.



$^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  jsou kontaminanty, které významně přispívají k celkovému radiologickému riziku při uvolnění do životního prostředí. Znalost časově závislých hodnot faktorů přenosu těchto radionuklidů z půdy na rostlinu, by usnadnily rozhodování o protiopatřeních ke snížení jejich distribuce do potravin po akutní depozici (Bengtsson et al., 2013).

Radionuklidy zachycené na rostlinách mohou být absorbovány a znovu distribuovány do jedlých částí rostlin, například semen. Míra absorpce a redistribuce radionuklidů závisí na růstové fázi plodiny, povětrnostních podmínkách a typu radionuklidu (IAEA, 2010).

Z hlediska dlouhodobé kontaminace je nejdůležitějším prvkem radiocaesium, které je absorbováno jak lidským organismem, tak rostlinami a je stále uloženo v horních vrstvách půdy (Stanečková et al., 2018).

#### 4.3.1 Cesium

Cesium (Cs) je chemický prvek s protonovým číslem 55, patří do skupiny I periodické tabulky prvků a je nejtěžší z alkalických kovů. Cesium má 22 známých izotopů  $^{123}\text{Cs}$  až  $^{144}\text{Cs}$ , s průměrnou atomovou hmotností 132.905. Jediný přirozeně se vyskytující izotop je  $^{133}\text{Cs}$ . Čisté cesium je stříbrně bílý kov, který je extrémně tvárný (Ghayourmanesh, 2018).

Burger, Lichtscheidl (2018) uvádí že radiocaesium ve vodě, půdě a vzduchu představuje vážnou hrozbu pro lidské zdraví a životní prostředí. Působí buď přímo na živé organismy z vnějších zdrojů, nebo se začleňuje do potravinového řetězce nebo kombinace obojího. Rostliny jsou u základu potravinového řetězce a je proto nezbytné pochopit mechanismy rostlin pro retenci a absorpci cesia.

Biologická dostupnost  $^{137}\text{Cs}$  v půdě je závislá na jejím chemickém složení, na jejích fyzikálních vlastnostech jako je pH, teplota, ale zároveň i na způsobu obdělávání. Dále také na faktorech prostředí, jako jsou půdní mikroorganismy (Burger, Lichtscheidl, 2018).

Během havárie jaderné elektrárny Fukušima v roce 2011 bylo do prostředí vypuštěno obrovské množství radioaktivního  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Došlo ke kontaminaci půdy, řek, lesů a rostlin radioaktivním Cs. Jedná se o velmi vážný problém, protože radioaktivní Cs je pro lidské tělo velmi nebezpečný. Navíc tento problém bude trvat dále kvůli



dlouhému poločasu rozpadu  $^{137}\text{Cs}$ , což je 30,17 roku. To znamená, že za 30 let bude množství radioaktivních Cs pouze poloviční (Johan et al., 2015).

Cesium je radionuklid vysoce rozpustný ve vodě, jehož primárním zdrojem v oceánu před březnem 2011 (havárie Fukušima 1) bylo testování zbraní v 60. – 80. letech 20. století, s menším množstvím uvolněným černobylským spadem v roce 1986 a úmyslným vypouštěním, například z evropských zařízení na přepracování jaderného paliva (Aarkrog, 2003).

Obecně je chování uložených radionuklidů na povrchu země řízeno dobou, kterou se nachází v půdě. Například pomalý pohyb a nízká rychlost migrace radionuklidů v půdě vede k dlouhé době výskytu radionuklidů v zóně kořenění rostlin, a tudíž zvyšuje pravděpodobnost absorpce radionuklidů rostlinou (Rosén et al., 1998).

Zvýšení koncentrace Cs v půdě má vliv na klíčení semen a růst sazenic. Počet vyklíčených semen exponenciálně klesá se zvyšujícím se množstvím Cs. Aplikace Cs způsobila významné snížení růstu sazenic locika salátová/salát *Lactuca sativa* (až o 13,6 %), u kořenů (o 12,9 %) a listů (o 10,3 %) (De Medici et al., 2019).

Při zasažení zemského povrchu  $^{137}\text{Cs}$ , má  $^{137}\text{Cs}$  schopnost zůstat v mezivrstevním prostoru půdy po dlouhou dobu, protože je silně absorbován jílovými minerály slídy (de Koning, Comans, 2004) a díky své vysoké mobilitě je  $^{137}\text{Cs}$  schopno se rychle přenést do potravinového řetězce (Anspaugh, Balonov, 2005).

### 4.3.2 Stroncium

Stroncium řadíme mezi kovy alkalických zemin, je čtvrtým prvkem z řady. Je to lehký, relativně měkký, reaktivní kov, který se svými vlastnostmi hodně podobá vlastnostem alkalických kovů. Jeho soli barví plamen červeně. V přírodě se volné stroncium nevyskytuje. Přírodní stroncium se skládá ze 4 stabilních izotopů  $^{84}\text{Sr}$ ,  $^{86}\text{Sr}$ ,  $^{87}\text{Sr}$  a  $^{88}\text{Sr}$  (Jursík, 2002).

Stroncium je stopový prvek vyskytující se v lidském těle ve velmi malém množství. Jeho radioaktivní izotopy se využívají pro diagnostické účely, nebo jsou používány v medicínském výzkumu. Každý radioaktivní izotop má jiný poločas rozpadu  $^{85}\text{Sr}$  64,8 dne,  $^{89}\text{Sr}$  50,5 dne,  $^{90}\text{Sr}$  28,8 roku a také jiné použití  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{89}\text{Sr}$  se využívají v medicíně ať už k výzkumu či léčbě,  $^{90}\text{Sr}$  je kontaminant životního prostředí. Radioaktivní  $^{90}\text{Sr}$  je potenciálně nebezpečné pro lidské tělo, protože se hromadí v

kostech. Vysvětlením může být, že radiostroncium poškozují kapiláry a tím ničí krevní oběh v kostech (Nielsen, 2004).

Soli stroncia mohou být i přínosné. Jak uvádí Franěk et al. (2009) sloučenina kyseliny ranelové a dvou atomů neradioaktivního stroncia (sůl ranelát strontnatý) je významným zástupcem skupiny léčiv používaných při terapii osteoporózy, protože snižuje rizika zlomenin u pacientů s osteoporózou.

Ačkoli je stroncium (Sr) přirozeným a běžně se vyskytujícím kovem alkalických zemin, různé antropogenní činnosti včetně výbuchů jaderných zbraní nebo odpadu z jaderných reaktorů a jejich náhodných spadů jsou odpovědné za znečištění životního prostředí, zejména s jeho radioaktivním izotopem  $^{90}\text{Sr}$ .  $^{90}\text{Sr}$  je díky své chemické podobnosti s vápníkem snadno absorbováno rostlinami. Některé rostliny dokonce  $^{90}\text{Sr}$  účinně akumulují, používají se k fytoremediaci. To je technologie využívající zelené rostliny k fixaci, akumulaci a rozkladu nebezpečných kontaminantů. Její účinnost závisí např. na vlastnostech půdy, podnebí, biosféře a konkrétních druzích a populacích. Fytoremediace může být buď přímá s absorpcí nebo absorpcí rostlinami, nebo rhizoremediace, kde jsou po transformaci radionuklidů omezeny na rhizosféru enzymatickými nebo kořenově specifickými mikrobiálními procesy (Gupta, Dharmendra et al., 2018).

Mobilita a dostupnost stroncia kořeny rostlin v půdě jsou řízeny vnějšími faktory, jako je chemické složení půdy, pH, teplota, způsob obdělávání zemědělské půdy, ale i její mikrobiologické složení. Z depozice vyvolané znečištěním atmosféry mohou rostliny přijímat stroncium svým povrchem, nebo také z vodního prostředí přes ponořený povrch rostliny. Povrchy rostlin mohou přijímat vstup stroncia z depozice vyvolané znečištěním atmosféry nebo získáváním z vody přes celý ponořený povrch (Burger, Lichtscheidl, 2019).

Aba, Ismaeel, Al-Boloushi (2020) ve své studii zjistili, že nejvyšší faktory přenosu stroncia a barya z půdy do rostlin byly nalezeny v pořadí listová zelenina-okopaniny-nelistová zelenina. Vybrány dva typy vegetačních půd obohacené vysokými koncentracemi tří relativně krátkodobých radionuklidů ( $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{133}\text{Ba}$ ). Autoři uvádí, že přibližný rozsah faktoru přenosu radiocesia je nízký ve všech skupinách rostlin a byl srovnatelný s rozsahy uváděnými jinde v různých typech půdy mírného a tropického prostředí. Byla zjištěna silná negativní závislost mezi získanými přenosovými faktory a distribučním koeficientem radionuklidu v půdě.

### 4.3.3 Draslík

Draslík (K) je chemický prvek tabulky z řady alkalických kovů patřící do první skupiny periodické tabulky. Je to stříbřitě bílý, lesklý, velmi měkký neušlechtilý kov. Je součástí mnoha důležitých sloučenin (uhličitan draselný-potaš, hydroxid draselný atd.). Je obsažen v rostlinách a ve formě draselných hnojiv je jim dodávám pro podporu růstu (Kulveitová, ESF, 2007). Je také hojně zastoupen v zemské biosféře (2,4 %), ale v přírodě ho nenajdeme v elementární formě (Housercroft, Sharpe, 2014). Šimek (2003) uvádí, že draslík je třetí nejvýznamnější živinou v půdě, jeho nedostatek může způsobit omezení růstu a produktivity rostlin. Draslík pomáhá rostlině s adaptací na stresové podmínky a zvyšuje odolnost proti suchu, škůdcům a nízkým teplotám.

Draslík je jeden z nejrozšířenějších prvků v zemské kůře, najdeme ho v alkalických i kyselých magmatech, ale i v klasických sedimentech. V půdě se váže na povrchu koloidní frakce, ale vzhledem k svému malému rozměru (kation  $K^+$  průměr menší než 0,29 nm) je fixován i v mezivrstevních prostorech krystalických mřížek jílových minerálů. Draslík z hlediska jeho postavení v rostlinné výživě zabezpečuje každodenní fyziologické procesy rostlin (Rejšek, Vácha, 2018).

V půdách je obsah draslíku různý a je závislý na mineralogickém složení a stupni zvětrávání matečné horniny a minerálů, které obsahuje (Šimek, 2003).

## 5. Výsledky

Odběr mých vzorků půdy byl proveden na typu půdy kambizem modální. Vzorkovnice s označením DU kambizem 1-4 ošetření NC sloužily jako negativní kontrola, vzorkovnice s označením Du kambizem 5-8 ošetření PC sloužily jako pozitivní kontrola, a to přidáním K formou zalití roztokem síranu draselného.

Hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u vzorků půd i plodin Dukovany kambizem modální (DU kambizem 9-24) jsou členěny podle způsobu ošetření „K+CS“ a „CS“. Pokud je v popisících uvedeno „CS“ je tím myšlena dotace do půdy jak  $^{134}\text{Cs}$ , tak i  $^{85}\text{Sr}$ .

### 5.1 Fyzikální chemické vlastnosti odebrané půdy

Ve vzorku Dukovany kambizem modální je největší zastoupení 63,4 % zrn o velikosti <0,05 mm. Obsah humusu je 1,89 % což koresponduje se zjištěnou hodnotou  $C_{ox}$  (půdní oxidovatelný uhlík) 1,1 %. Součinem této hodnoty  $C_{ox}$  a Welteho přepočtového koeficientu 1,724 zjistíme obsah humusu v půdě. Tento součin odpovídá hodnotě 1,89 %. Zjištěné hodnoty fyzikálně chemických vlastností půdy z lokality Dukovany kambizem modální uvádím v tabulce 1 (Tab. 1).

Tab. 1 Fyzikálně chemické vlastnosti půdy Dukovany kambizem modální

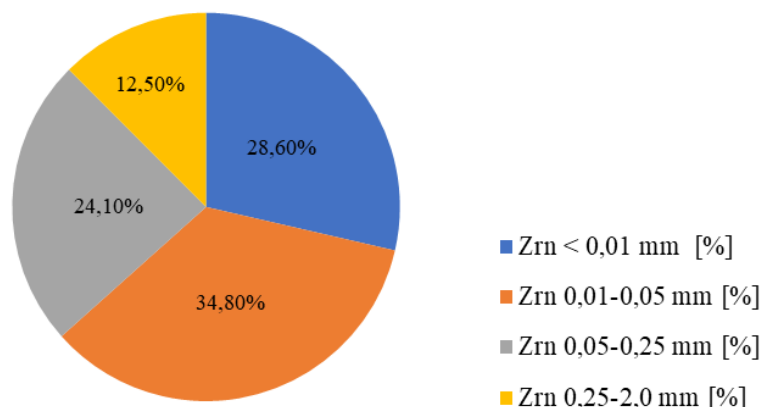
Zrn <0,001 mm	Zrn < 0,01 mm	Zrn < 0,05 mm	Zrn 0,01-0,05 mm	Zrn 0,05-0,25 mm	Zrn 0,25-2,0 mm	humus
%	%	%	%	%	%	%
16,7	28,6	63,4	34,8	24,1	12,5	1,89

$pH_{KCl}$	$C_{ox}$	Ca-Meh3	K-Meh3	Mg-Meh3	P-Meh3
	%	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.	mg/kg suš.
5,98	1,10	1706	362	150	168

Vysvětlivky:

Zrn	-	zrnitost
humus	-	obsah organické hmoty
$C_{ox}$	-	půdní oxidovatelný uhlík
$pH_{KCl}$	-	půdní reakce (kyselost půdy)
Ca- Meh3	-	vápník přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich III
K- Meh3	-	draslík přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich III
Mg- Meh3	-	hořčík přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich III
P- Meh3	-	fosfor přístupná živina hodnocená ve výluhu Mehlich III

Zrnitost se pro klasifikaci dělí do frakcí podle velikosti zrn a popisuje procentní zastoupení částic určité frakce v celém objemu vzorku. Vzorek Dukovany kambizem se skládá z cca 28,6 % z frakce zrn < 0,01 mm, z 34,8 % z frakce zrn 0,01 - 0,05 mm, z 24,1 % frakce zrn 0,05 - 0,25 mm a z 12,5 % frakce zrn 0,2 – 2 mm. Podílové zastoupení jednotlivých frakcí ve vzorku je znázorněno v obrázku (Obr. 21).



Obr. 21: Procentní zastoupení jednotlivých frakcí zrn ve vzorku Dukovany kambizem modální

Vysvětlivky: Zrn - zrnitost

Další naměřené hodnoty (Tab. 1) řadíme mezi chemické vlastnosti půdy. Hodnota  $pH_{KCl}$  nám ukazuje půdní reakci (kyselost půdy), naměřená hodnota je 5,98.  $C_{ox}$  půdní oxidovatelný uhlík je hlavní součástí organické hmoty, jeho zjištěná hodnota je 1,1 %. Hodnoty přístupných živin (Tab. 1) se hodnotili ve výluhu Mehlich III. Zjištěna hodnota pro P (fosfor) je 168 mg/kg sušiny, pro K (draslík) 362 mg/kg sušiny, Mg (hořčík) 150 mg/kg sušiny a Ca (Vápník) 1706 mg/kg sušiny v půdě.

## 5.2 Plošná aktivita

Výsledky zjištěných hodnot plošné aktivity  $^{85}Sr$  a  $^{134}Cs$  u vzorků půd Dukovany kambizem modální jsou členěny podle způsobu ošetření „K+CS“ a „Cs“. Pokud je v popisích uvedeno „Cs“ je tím myšlena dotace do půdy jak  $^{134}Cs$ , tak i  $^{85}Sr$ .

Vstupní aktivita roztoku ke dni 5.5.2020 byla pro  $^{85}Sr$  29,35 kBq/l a  $^{134}Cs$  40,34 kBq/l (Tab. 2). Z těchto hodnot a hmotnosti použitého roztoku pro jednotlivé nádoby je vypočítána jako součin těchto hodnot aktivity  $^{85}Sr$  a  $^{134}Cs$  (Tab. 3).

Tab. 2 Aktivita kontaminačního roztoku

Aktivita roztoku k 5.5. 2020		
$^{85}Sr$	29,35	kBq/L
$^{134}Cs$	40,34	kBq/L

Tab. 3 Aktivita  $^{85}Sr$  a  $^{134}Cs$  v experimentálních nádobách ke dni 5.5.2020

Vzorek DU kambizem a typ ošetření	Hmotnost roztoku [g]	Aktivita $^{85}Sr$ [kBq]	Aktivita $^{134}Cs$ [kBq]
č.9 (K + Cs)	200	5,869	8,068
č.10 (K + Cs)	198,9	5,837	8,024
č.11 (K + Cs)	200,2	5,875	8,076
č.12 (K + Cs)	199,3	5,849	8,040
č.13 (K + Cs)	199,5	5,854	8,048

č.14 (K + Cs)	198,8	5,834	8,020
č.15 (K + Cs)	200,2	5,875	8,076
č.16 (K + Cs)	199,3	5,849	8,040
č.17 (Cs)	202,6	5,945	8,173
č.18 (Cs)	199,2	5,846	8,036
č.19 (Cs)	200,7	5,890	8,096
č.20 (Cs)	199,3	5,849	8,040
č.21 (Cs)	200,1	5,872	8,072
č.22 (Cs)	199,6	5,857	8,052
č.23 (Cs)	200,5	5,884	8,088
č.24 (Cs)	200,6	5,887	8,092

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu  
 Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 Aktivita v kBq celková aktivita v květináči

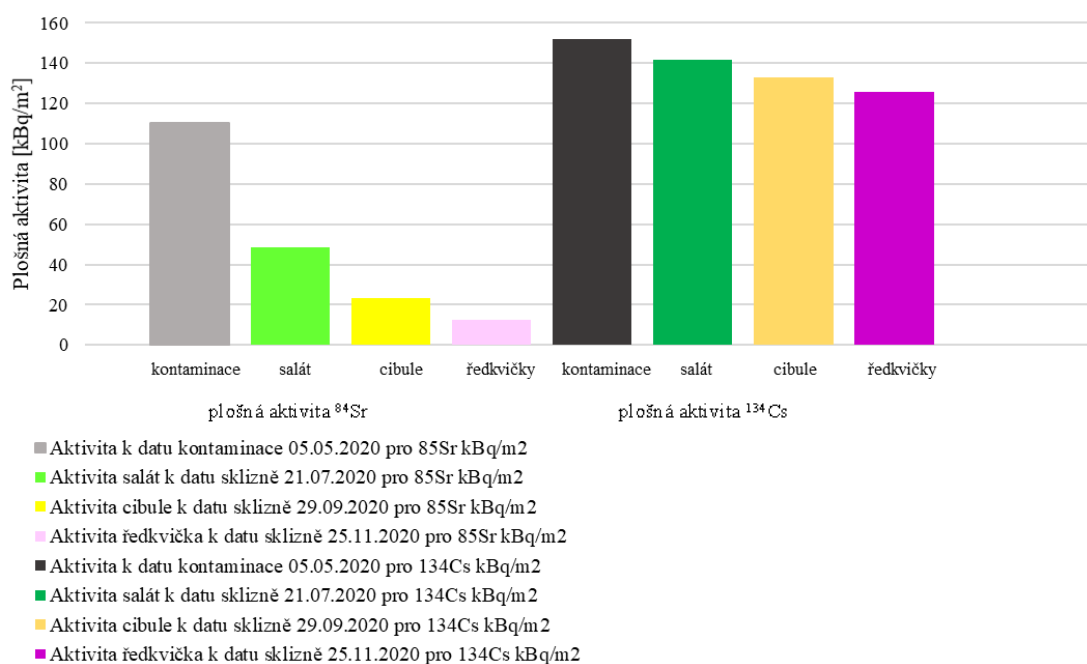
Průměrná hodnota aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v experimentálních nádobách ke dni 5.5.2020 byla 5,87 kBq a průměrná hodnota aktivity  $^{134}\text{Cs}$  8,07 kBq. Pro jednotlivé nádoby byla následně na plochu povrchu půdy 0,0531 [m<sup>2</sup>] v nádobách zjištěna plošná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Tato aktivita se pohybuje pro  $^{85}\text{Sr}$  v rozmezí 109,87-111,97 kBq/m<sup>2</sup> a pro  $^{134}\text{Cs}$  151,03-152,62 kBq/m<sup>2</sup>. V tabulce (Tab. 4) jsou uvedeny hodnoty pro jednotlivé vzorky DU Kambizem 9-24.

Tab. 4 Plošné aktivity v jednotlivých nádobách DU kambizem 9-24 ke dni 5.5.2020

Vzorek DU kambizem a typ ošetření	Plošná aktivita $^{85}\text{Sr}$ [kBq/m <sup>2</sup> ]	Plošná aktivita $^{134}\text{Cs}$ [kBq/m <sup>2</sup> ]
č.9 (K + Cs)	110,530	151,943
č.10 (K + Cs)	109,923	151,107
č.11 (K + Cs)	110,641	152,095
č.12 (K + Cs)	110,144	151,411
č.13 (K + Cs)	110,254	151,563
č.14 (K + Cs)	109,867	151,031
č.15 (K + Cs)	110,641	152,095
č.16 (K + Cs)	110,144	151,411
č.17 (Cs)	111,967	153,918
č.18 (Cs)	110,088	151,335
č.19 (Cs)	110,917	152,475
č.20 (Cs)	110,144	151,411
č.21 (Cs)	110,586	152,019
č.22 (Cs)	110,309	151,639
č.23 (Cs)	110,807	152,323
č.24 (Cs)	110,862	152,399

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu  
 Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 Plošná aktivita - je celková aktivita v nádobě vztahovaná na plochu povrchu půdy v nádobě

Jedním z cílů práce bylo i stanovení transferových koeficientů půda – rostlina. Abychom s údaji plošné aktivity mohli nadále pracovat a mohli určit transferové koeficienty přestupu radionuklidů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  z půdy do experimentálních rostlin přepočítala jsem plošné aktivity  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  ke dni sklizně experimentálních rostlin. Na základě známé hodnoty pro poločas rozpadu ( $^{85}\text{Sr}$  65 dní,  $^{134}\text{Cs}$  754 dní), což je množství času potřebného pro rozpad množství aktivity na polovinu své původní hodnoty, jsem přepočítala plošné aktivity k datu sklizně jednotlivých plodin. Plošná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  přepočtená k datu sklizně salátu klesla o 56 % a u  $^{134}\text{Cs}$  o 6,8 % oproti původní aktivitě uvedené v Tab. 4. U cibule klesla plošná aktivita oproti původní  $^{85}\text{Sr}$  o 79 %, a u  $^{134}\text{Cs}$  o 12,6 %. Největší pokles plošné aktivity byl k datu sklizně ředkviček, protože počet dní od doby kontaminace půdy do doby sklizně byl největší 204 dní. Plošná aktivita u ředkviček klesla u  $^{85}\text{Sr}$  o 88,6 %, a u  $^{134}\text{Cs}$  o 17,6 %. Pokles aktivity půdy od data kontaminace k datu sklizně jednotlivých plodin je znázorněn na obrázku (Obr. 22).



Obr. 22 Porovnání hodnot plošné aktivity půdy od data kontaminace k datům sklizně experimentálních plodin

### 5.3 Výsledky rozborů plodin

V experimentu byly použity tři druhy rostlin: locika salátová/salát *Lactuca sativa*, cibule kuchyňská *Allium cepa*, a ředkve seté/ředkvičky *Raphanus sativus*.

### 5.3.1 Výsledky rozborů locika salátová/salát

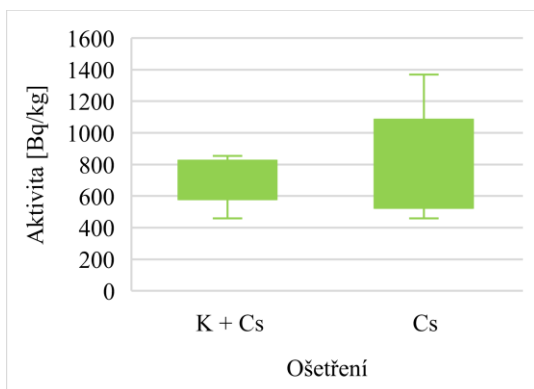
Výsledky naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  u salátu s ošetřením (K+Cs) se pohybují v rozmezí 459-854 Bq/kg, u ošetření (Cs) mají naměřené hodnoty širší rozsah 459-1370 Bq/kg (Tab. 6). Rozptyl hodnot je dobře viditelný v grafu (Obr. 23). Pro hodnoty  $^{134}\text{Cs}$  u salátu s ošetřením (K+Cs) se pohybují v rozmezí 28-48 Bq/kg a u ošetření (Cs) mají naměřené hodnoty stejně jako u  $^{85}\text{Sr}$  širší rozsah 17-68 Bq/kg graf (Obr. 24) a tabulka (Tab. 7). Velký rozptyl hodnot najdeme i u ostatních naměřených ukazatelů nativní hmotnosti, hmotnosti sušiny i zdravotního stavu. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v tabulce (Tab. 5).

Tab. 5 Výsledky naměřených hodnot salát a souhrnná popisná statistika

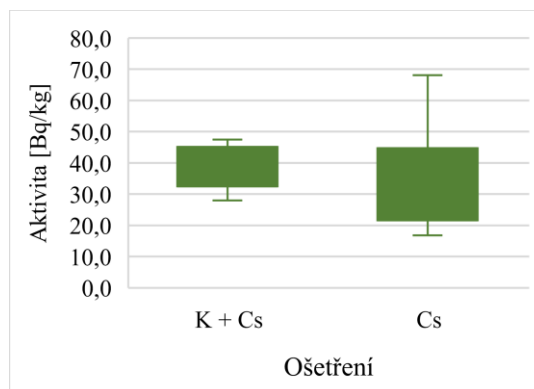
Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	KSN $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	KSN $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	KSN $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
DU kambizem 9	K + Cs	8	81,06	5,05	690	40	2890	200	28,0	2,9
DU kambizem 10	K + Cs	7	79,28	5,53	854	42	3290	190	35,9	2,5
DU kambizem 11	K + Cs	6	41,98	1,74	577	36	3090	290	45,6	4,8
DU kambizem 12	K + Cs	7	102,77	5,41	613	32	3260	180	39,9	2,9
DU kambizem 13	K + Cs	3	7,51	0,32	837	50	2600	210	42,9	4,6
DU kambizem 14	K + Cs	9	80,00	4,81	785	43	3350	260	43,5	2,3
DU kambizem 15	K + Cs	9	85,62	4,99	588	31	3730	230	47,5	4,7
DU kambizem 16	K + Cs	6	81,71	5,53	459	26	2800	150	31,4	2,4
DU kambizem 17	Cs	7	60,64	4,24	929	46	3150	170	32,8	2,1
DU kambizem 18	Cs	7	67,19	4,92	616	35	2830	150	21,6	1,6
DU kambizem 19	Cs	7	61,73	3,36	513	28	3020	170	21,7	2,0
DU kambizem 20	Cs	7	59,22	2,64	1030	60	3520	230	30,9	2,3
DU kambizem 21	Cs	8	52,39	3,52	563	29	2830	150	16,8	1,4
DU kambizem 22	Cs	9	56,31	2,92	459	26	3090	190	45,0	2,9
DU kambizem 23	Cs	5	40,88	2,01	1370	80	3380	240	68,1	4,6
DU kambizem 24	Cs	1	67,60	3,08	1100	50	3070	150	43,8	2,4
Statistiky		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]			
Stř. hodnota		6,63	64,12	3,75	749,02		3118,75		37,21	
Chyba stř. hodnoty		0,54	5,60	0,39	64,33		73,89		3,16	
Medián		7	64,46	3,88	653,12		3090,00		37,87	
Směr. odchylka		2,16	22,41	1,56	257,34		295,54		12,64	
Rozptyl výběru		4,65	502,09	2,43	66223,81		87345,00		159,67	
Rozdíl max-min		8	95,26	5,21	911,01		1130,00		51,33	
Minimum		1	7,51	0,32	458,99		2600,00		16,77	
Maximum		9	102,77	5,53	1370,00		3730,00		68,10	
Součet		106	1025	60,07	11984		49900		595,42	
Počet		16	16	16	16		16		16	

- Výsvětlivky:
- DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální
  - Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu
  - Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$
  - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$
  - Zdravotní stav - hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší
  - Nativní hmotnost - hmotnost čerstvě odebrané biomasy
  - Sušina - hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
  - Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  - naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]
  - KSN  $^{85}\text{Sr}$  - kombinovaná standardní nejistota  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]
  - Aktivita  $^{40}\text{K}$  - naměřená aktivita u  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]
  - KSN  $^{40}\text{K}$  - kombinovaná standardní nejistota  $^{40}\text{K}$  [Bq/kg]
  - Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  - naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]
  - KSN  $^{134}\text{Cs}$  - kombinovaná standardní nejistota  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]
  - Stř. hodnota - Aritmetický průměr skupiny vzorků
  - Chyba stř. hodnoty - chyba průměru
  - Medián - rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50%> než medián, 50%< než medián
  - Směr. odchylka - Směrodatná odchylka určuje, jak velké je roptření hodnot od průměru
  - Minimum - minimální naměřená hodnota
  - Maximum - maximální naměřená hodnota
  - Rozdíl max-min - rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty
  - Počet - počet vzorků





Obr. 23 Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  u salátu



Obr. 24 Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  u salátu

Tab. 6 Popisná statistika pro aktivitu  $^{85}\text{Sr}$

Aktivita $^{85}\text{Sr}$		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Stř. hodnota	675,5	822,6
Chyba stř. hodnoty	49,7	117,1
Medián	651,5	772,2
Minimum	459	459
Maximum	854	1370
Rozdíl max-min	395	911

Tab. 7 Popisná statistika pro aktivitu  $^{134}\text{Cs}$

Aktivita $^{134}\text{Cs}$		
Ošetření	K + Cs	Cs
Plodina	salát	salát
Počet	8	8
Stř. hodnota	39,3	35,1
Chyba stř. hodnoty	2,5	6,0
Medián	41,41	31,8
Minimum	28,03	16,77
Maximum	47,51	68,10
Rozdíl max-min	19,48	51,33

Porovnání hodnot aktivity  $^{84}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u salátu s různým ošetřením (Obr. 23 a Obr. 24) ukazuje, že draslík na tomto typu půdy kambizem modální u salátu zamezuje vstřebávání  $^{84}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  z půdy do rostliny. Průměrná aktivita  $^{84}\text{Sr}$  u ošetření draslíkem je nižší o 148 Bq/kg, což je oproti ošetření bez draslíku o téměř 18%. U aktivity  $^{134}\text{Cs}$  s ošetření (Cs) tedy bez draslíku tento rozdíl není tak znatelný, u naměřených hodnot je velký roptyl mezi minimální a maximální hodnotou oproti ošetření (K+Cs). Minimální hodnota je u vzorku Du kambizem 21 a to 16,88 Bq/kg a maximum u vzorku vzorku Du kambizem 23 a to 68,1 Bq/kg.

Ve vzorkovnicí označených Du kambizem 1-8 byly pěstovány rostliny bez kontaminace. V nádobách Du kambizem 1-4 (NC) jsme pěstovali salát jako negativní kontrolu a u nádob Du kambizem 5-8 (PC) byl pěstován salát jako pozitivní kontrola – přidání K formou zalití roztokem síranu draselného (Tab. 8).

Tab. 8 Výsledky zjištěných hodnot salát a popisná statistika u vzorků DU kambizem 1-8

Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
DU kambizem 1	NC	9	98,73	4,65
DU kambizem 2	NC	7	74,35	3,57
DU kambizem 3	NC	8	87,87	3,94
DU kambizem 4	NC	6	76,14	4,74

<b>Statistiky</b>		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
Stř. hodnota		7,5	84,273	4,225
Rozdíl max-min		2	24,38	1,17
Minimum		6	74,35	3,57
Maximum		9	98,73	4,74
Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
DU kambizem 5	PC	7	58,30	2,61
DU kambizem 6	PC	6	37,61	1,21
DU kambizem 7	PC	8	93,30	4,66
DU kambizem 8	PC	8	75,15	3,12
<b>Statistiky</b>		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
Stř. hodnota		7,25	66,090	2,900
Rozdíl max-min		2	55,69	3,45
Minimum		6	37,61	1,21
Maximum		8	93,3	4,66

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu  
Ošetření - NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola – přidáno <sup>40</sup> K  
Zdravotní stav - hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší  
Nativní hmotnost - hmotnost čerstvé odebrané biomasy  
Sušina - hmotnost biomasy usušené při 60 °C v sušárně do konstantní hmotnosti  
Stř. hodnota - Aritmetický průměr skupiny vzorků  
Minimum - minimální naměřená hodnota  
Maximum - maximální naměřená hodnota  
Rozdíl max-min - rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Zdravotního stav rostlin, průměrná nativní hmotnost a hmotnost sušiny salátu v těchto nekontaminovaných nádobách (Tab. 8) jsou lepší než u kontaminovaných nádob Du kambizem 9-24 (Tab. 5). Jelikož pracujeme s malým množstvím dat, pro statistiku jsem provedla neparametrické testy, které jsou založeny na uspořádání dat a nahrazení skutečně naměřených hodnot jejich pořadím. Použila jsem Mannův-Whitneyův test (Tab. 9), kterým se testuje hypotéza, že distribuční funkce obou základních souborů jsou totožné. Stanovila jsem nulovou hypotézu.

HO: mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

Tab. 9 Výsledky Mannův-Whitneyova testu pro porovnání aktivity  $^{84}\text{Sr}$  s různým ošetřením

n1 = 8      n2 = 8

Aktivita $^{85}\text{Sr}$		Aktivita $^{85}\text{Sr}$			Aktivita $^{85}\text{Sr}$		
ošetření	salát	ošetření	salát	pořadí	ošetření	salát	pořadí
K + Cs	690	K + Cs	459	1	K + Cs	459	1
K + Cs	854	Cs	459	2	K + Cs	577	5
K + Cs	577	Cs	513	3	K + Cs	588	6
K + Cs	613	Cs	563	4	K + Cs	613	7
K + Cs	837	K + Cs	577	5	K + Cs	690	9
K + Cs	785	K + Cs	588	6	K + Cs	785	10
K + Cs	588	K + Cs	613	7	K + Cs	837	11
K + Cs	459	Cs	616	8	K + Cs	854	12
Cs	929	K + Cs	690	9	Cs	459	2
Cs	616	K + Cs	785	10	Cs	513	3
Cs	513	K + Cs	837	11	Cs	563	4
Cs	1030	K + Cs	854	12	Cs	616	8
Cs	563	Cs	929	13	Cs	929	13
Cs	459	Cs	1030	14	Cs	1030	14
Cs	1370	Cs	1100	15	Cs	1100	15
Cs	1100	Cs	1370	16	Cs	1370	16

T1 = 61   U1 = 39

T2 = 75   U2 = 25   min(U1; U2) = 25

kritická hodnota pro hladinu významnosti 5 % a n1 = 8, n2 = 8 je rovna 13

25 > 13 => hypotézu nezamítáme, mezi soubory není statisticky významný rozdíl

Vysvětlivky: Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  - naměřená aktivita u  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]

Kritická hodnota pro Mannův-Whitneyův test pro hodnoty n1=8 a n2=8 je 13, což je kritická hodnota pro hladinu významnosti 5 %. Testovací kritérium, pro Aktivitu  $^{84}\text{Sr}$  u salátu při porovnání způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs), má hodnotu  $R=\text{Min.}(U1;U2)=25$ .

Kritický obor tvoří všechny hodnoty menší než kritická hodnota 13, v mém případě hodnota 25 není součástí kritického oboru, ale leží v oboru přijetí nulové hypotézy. Nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

Stejný test jsem provedla také s množstvím sušiny salátu pro porovnání ošetření (NC) negativní kontrola vzorky DU kambizem 1-4 (Tab. 8) a sušinou salátu ošetření (Cs) vzorky DU kambizem 17-24 (Tab. 5). Stanovila jsem nulovou hypotézu. HO: mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

Kritická hodnota pro Mannův-Whitneyův test pro hodnoty n1=8 a n2=4 je 4. Je to opět kritická hodnota pro hladinu významnosti 5 %. Testovací kritérium, pro množství sušiny u salátu při porovnání způsobu ošetření (NC) a (Cs), má hodnotu  $R=\text{Min.}(U1;U2)=6$ . Kritický obor tvoří všechny hodnoty menší než kritická hodnota 4, v mém případě hodnota 6 není součástí kritického oboru, ale leží v oboru přijetí nulové hypotézy. Proto opět nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

Pro porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  s různým ošetřením u salátu jsem stanovila stejnou nulovou hypotézu. HO: mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

Po zpracování Mannův-Whitneyova testu pro hodnoty  $n_1=8$  a  $n_2=8$  jsem dospěla k stejným výsledkům. Testovací kritérium, pro Aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  u salátu při porovnání způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs), má hodnotu  $R=\text{Min.}(U_1;U_2)=23$ . Kritická hodnota pro tento test je 13, což je kritická hodnota pro hladinu významnosti 5 %.

Kritický obor tvoří všechny hodnoty menší než kritická hodnota 13, v mém případě hodnota 23 není součástí kritického oboru, ale leží v oboru přijetí nulové hypotézy. Nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

### 5.3.2 Výsledky rozborů cibule kuchyňské

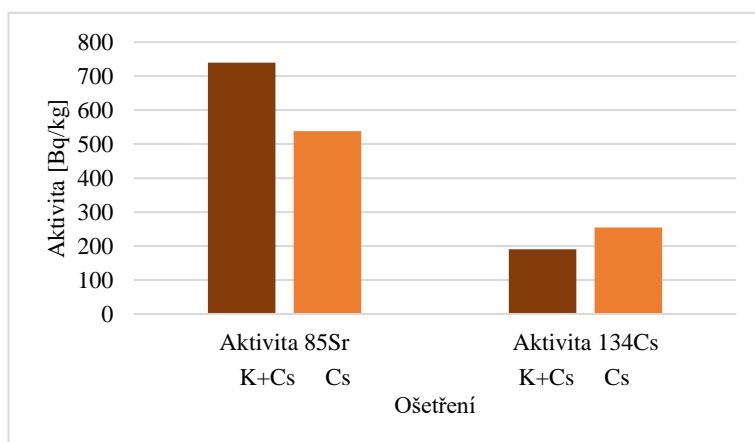
Vzhledem ke stavu cibule bylo rozhodnuto, že sklizeň nebude prováděna po jednotlivých nádobách, ale po skupinách. Z tohoto důvodu máme jen 2 hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  a 2 hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  (Tab. 10). U skupiny označené DU kambizem s ošetřením (K+Cs) pro cibuli je hodnota aktivity  $^{85}\text{Sr}$  740 Bq/kg, u ošetření (Cs) je aktivita nižší 538 Bq/kg. Pro  $^{134}\text{Cs}$  je hodnota aktivity s ošetřením (K+Cs) 191 Bq/kg a s ošetřením (Cs) cca o třetinu vyšší 254 Bq/kg.

Tab. 10 Výsledky naměřených hodnot cibule a popisná statistika

Vzorek	Ošetření	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	KSN $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	KSN $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	KSN $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
DU kambizem 9-16	K+Cs	57,77	7,447	740	40	1074	92	191	16
DU kambizem 17-24	Cs	75,26	10,372	538	25	831	44	254	12
Statistiky		Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]			
Stř. hodnota		66,52	8,91	639,06	952,41	222,50			
Chyba stř. hodnoty		8,75	1,46	100,86	121,89	31,91			
Medián		66,52	8,91	639,06	952,41	222,50			
Směr. odchylka		12,37	2,07	142,64	172,38	45,12			
Rozdíl max-min		17,49	2,93	201,73	243,79	63,81			
Minimum		57,77	7,45	538,20	830,52	190,60			
Maximum		75,26	10,37	739,93	1074,31	254,41			
Součet		133,03	17,82	1278,13	1904,82	445,01			
Počet		2	2	2	2	2			

Vysvětlivky:	DU kambizem	- lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální
	Vzorek	- rozumí se pořadí nádob v experimentu
	Ošetření	- K+CS= přidáno $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$
		- Cs = přidáno $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$
	Zdravotní stav	- hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší
	Nativní hmotnost	- hmotnost čerstvě odebrané biomasy
	Sušina	- hmotnost biomasy usušené při 60 °C v sušárně do konstantní hmotnosti
	Aktivita $^{85}\text{Sr}$	- naměřená aktivita u $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]
	KSN $^{85}\text{Sr}$	- kombinovaná standardní nejistota $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]
	Aktivita $^{40}\text{K}$	- naměřená aktivita u $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
	KSN $^{40}\text{K}$	- kombinovaná standardní nejistota $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]
	Aktivita $^{134}\text{Cs}$	- naměřená aktivita u $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
	KSN $^{134}\text{Cs}$	- kombinovaná standardní nejistota $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
	Stř. hodnota	- Aritmetický průměr skupiny vzorků
	Chyba stř. hodnoty	- chyba průměru
	Medián	- rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50 % > než medián, 50 % < než medián
	Směr. odchylka	- Směrodatná odchylka určuje, jak velké je rozptýlení hodnot od průměru
	Minimum	- minimální naměřená hodnota
	Maximum	- maximální naměřená hodnota
	Rozdíl max-min	- rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty
	Počet	- počet vzorků

Z grafu (Obr. 25) je patrné, že přítomnost draslíku ovlivňuje vstřebávání  $^{134}\text{Cs}$  rostlinou cibule. Naopak na vstřebávání  $^{85}\text{Sr}$  rostlinou cibule přítomnost draslíku nemá vliv.



Obr. 25 Porovnání aktivit  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u cibule

### 5.3.3 Výsledky rozborů ředkev setá-ředkvičky

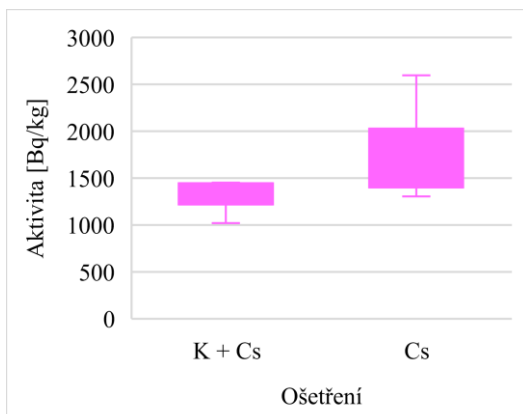
U ředkviček s ošetřením (K+Cs) se výsledky naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  pohybují v rozmezí 1020-2634 Bq/kg, u ošetření (Cs) mají naměřené hodnoty menší rozsah 1304-2595 Bq/kg (Tab. 12). Rozptyl hodnot je dobře viditelný v grafu (Obr. 26). Pro hodnoty  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček s ošetřením (K+Cs) se pohybují v rozmezí 91-483 Bq/kg a u ošetření (Cs) mají naměřené hodnoty stejně jako u  $^{85}\text{Sr}$  nižší rozsah 110-236 Bq/kg graf (Obr. 27) a tabulka (Tab. 13). Rozdíl ve zdravotním stavu rostlin v den sklizně nebyl tak výrazný, velké rozdíly ale byly u některých vzorků až dvojnásobné nativní hmotnosti, hmotnosti sušiny. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v tabulce (Tab. 11).

Tab. 11 Výsledky naměřených hodnot ředkviček a souhrnná popisná statistika

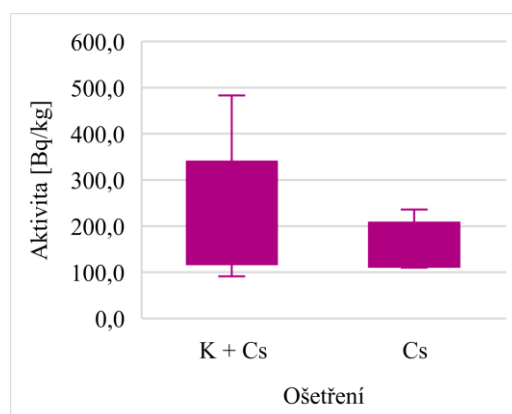
Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	KSN $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	KSN $^{40}\text{K}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]	KSN $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
DU kambizem 9	K + Cs	2	4,73	0,23	2634	790	1623	96	483,0	31,3
DU kambizem 10	K + Cs	2	8,76	0,40	1302	49	2814	465	359,6	19,3
DU kambizem 11	K + Cs	2	6,51	0,29	1418	61	1342	593	280,3	21,2
DU kambizem 12	K + Cs	3	13,77	0,60	1231	40	2693	306	90,9	8,8
DU kambizem 13	K + Cs	4	9,2	0,41	1453	53	2661	446	148,7	14,1
DU kambizem 14	K + Cs	3	8,07	0,32	1215	54	2535	545	136,7	16,1
DU kambizem 15	K + Cs	3	6,07	0,26	1250	64	2737	661	111,0	19,4
DU kambizem 16	K + Cs	3	8,32	0,36	1020	49	2737	494	160,2	15,1
DU kambizem 17	Cs	3	7,77	0,39	1304	28	1342	434	178,1	14,8
DU kambizem 18	Cs	3	6,30	0,29	1383	64	1624	586	215,2	19,3
DU kambizem 19	Cs	4	9,64	0,47	2037	286	1313	40	111,5	8,4
DU kambizem 20	Cs	3	10,41	0,45	2004	396	1387	53	120,6	11,9
DU kambizem 21	Cs	3	8,87	0,38	1721	65	2223	463	235,9	25,8
DU kambizem 22	Cs	3	10,61	0,44	1445	55	2748	404	112,0	12,7
DU kambizem 23	Cs	2	6,72	0,31	2595	521	1613	65	184,4	22,3
DU kambizem 24	Cs	2	8,13	0,34	1642	67	1656	502	109,6	14,9

Statistiky	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	Aktivita <sup>40</sup> K [Bq/kg]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
Stř. hodnota	2,81	8,37	0,37	1603,38	2065,31	189,86
Chyba stř. hodnoty	0,16	0,54	0,02	120,31	154,88	26,67
Medián	3,00	8,23	0,37	1431,54	1939,42	154,42
Směr. odchylka	0,66	2,17	0,09	481,25	619,53	12,64
Rozptyl výběru	0,43	4,70	0,01	231599	383820,41	11377
Rozdíl max-min	8	9,04	0,37	1614	1500,24	392,0
Minimum	8	4,73	0,23	1020	1313,30	90,9
Maximum	8	13,77	0,60	2634	2813,54	483,0
Součet	8	133,88	5,94	25654	33045,04	3037,7
Počet	16	16	16	16	16	16,0

- Výsvětlivky:
- DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální
  - Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu
  - Ošetření - K+Cs= přidáno <sup>40</sup>K + <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr
  - Cs = přidáno <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr
  - Zdravotní stav - hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší
  - Nativní hmotnost - hmotnost čerstvě odebrané biomasy
  - Sušina - hmotnost biomasy usušené při 60 °C v sušárně do konstantní hmotnosti
  - Aktivita <sup>85</sup>Sr - naměřená aktivita u <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]
  - KSN <sup>85</sup>Sr - kombinovaná standardní nejistota <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]
  - Aktivita <sup>40</sup>K - naměřená aktivita u <sup>40</sup>K [Bq/kg]
  - KSN <sup>40</sup>K - kombinovaná standardní nejistota <sup>40</sup>K [Bq/kg]
  - Aktivita <sup>134</sup>Cs - naměřená aktivita u <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]
  - KSN <sup>134</sup>Cs - kombinovaná standardní nejistota <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]
  - Stř. hodnota - Aritmetický průměr skupiny vzorků
  - Chyba stř.hodnoty - chyba průměru
  - Medián - rozděluje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50 % > než medián, 50 % < než medián
  - Směr. odchylka - Směrodatná odchylka určuje, jak velké je rozptýlení hodnot od průměru
  - Minimum - minimální naměřená hodnota
  - Maximum - maximální naměřená hodnota
  - Rozdíl max-min - rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty
  - Počet - počet vzorků



Obr. 26 Aktivita <sup>85</sup>Sr u ředkviček



Obr. 27 Aktivita <sup>134</sup>Cs u ředkviček

Tab. 12 Popisná statistika pro aktivitu <sup>85</sup>Sr

Ošetření	Aktivita <sup>85</sup> Sr	
	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Stř. hodnota	1440,4	1766,4
Chyba stř. hodnoty	176,8	152,2
Medián	1276,3	1681,3
Minimum	1020	1304
Maximum	2634	2595
Rozdíl max-min	1614	1291

Tab. 13 Popisná statistika pro aktivitu <sup>134</sup>Cs

Ošetření	Aktivita <sup>134</sup> Cs	
	K + Cs	Cs
Plodina	ředkvička	ředkvička
Počet	8	8
Stř. hodnota	221,3	158,4
Chyba stř. hodnoty	49,3	18,2
Medián	154,4	149,3
Minimum	91	110
Maximum	483	236
Rozdíl max-min	392	126

Porovnání hodnot aktivity <sup>84</sup>Sr u ředkviček s různým ošetřením (Obr. 26) ukazuje, že draslík u ředkviček zamezuje vstřebávání <sup>84</sup>Sr z půdy do rostliny. Průměrná aktivita <sup>84</sup>Sr u ošetření draslíkem je nižší o 326 Bq/kg (Tab. 12). U aktivity <sup>134</sup>Cs u ředkviček

s ošetření (Cs) tedy bez draslíku toto neplatí (Obr. 27). Zde mají vyšší průměrnou aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  vzorky s ošetřením (K+Cs) a to o 39,7 %, průměrná hodnota u tohoto ošetření je 221,3 Bq/kg (Tab. 13). U aktivity  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček se u obou ošetření minimální hodnoty pohybují na podobné úrovni, ale maximální hodnoty jsou u ošetření (K+Cs) dvojnásobné.

Ve vzorkovnicích označených Du kambizem 1-8 byly pěstovány jako další plodina ředkvičky, nádoby byly opět bez kontaminace. V nádobách Du kambizem 1-4 (NC) jsme pěstovali ředkvičky jako negativní kontrolu a u nádob Du kambizem 5-8 (PC) byly pěstovány ředkvičky jako pozitivní kontrola – přidání K formou zalití roztokem síranu draselného (Tab. 14).

Tab. 14 Výsledky zjištěných hodnot u ředkviček a popisná statistika u vzorků DU kambizem 1-8

Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
DU kambizem 1	NC	2	10,58	0,35
DU kambizem 2	NC	2	8,41	0,31
DU kambizem 3	NC	2	6,55	0,27
DU kambizem 4	NC	2	6,28	0,27
<b>Statistiky</b>		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
Stř. hodnota		2	7,955	0,300
Rozdíl max-min		2	24,38	1,17
Minimum		6	74,35	3,57
Maximum		9	98,73	4,74
Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
DU kambizem 5	PC	2	7,26	0,32
DU kambizem 6	PC	2	7,64	0,30
DU kambizem 7	PC	2	4,72	0,19
DU kambizem 8	PC	2	6,89	0,31
<b>Statistiky</b>		Zdravotní stav	Nativní hmotnost [g]	Sušina [g]
Stř. hodnota		2	6,628	0,280
Rozdíl max-min		2	55,69	3,45
Minimum		6	37,61	1,21
Maximum		8	93,3	4,66

Výsvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu  
 Ošetření - NC = negativní kontrola, PC = pozitivní kontrola – přidáno  $^{40}\text{K}$   
 Zdravotní stav - hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1 = nejhorší  
 Nativní hmotnost - hmotnost čerstvě odebrané biomasy  
 Sušina - hmotnost biomasy usušené při 60 °C v sušárně do konstantní hmotnosti  
 Stř. hodnota - Aritmetický průměr skupiny vzorků  
 Minimum - minimální naměřená hodnota  
 Maximum - maximální naměřená hodnota  
 Rozdíl max-min - rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty

Zdravotního stav ředkviček, průměrná nativní hmotnost a hmotnost sušiny sklizených ředkviček v těchto nekontaminovaných nádobách (Tab. 14) je oproti salátu horší než u kontaminovaných nádob Du kambizem 9-24 (Tab. 5).

Opět i zde pracujeme s malým množstvím dat, pro statistiku jsem provedla neparametrické testy, které jsou založeny na uspořádání dat a nahrazení skutečně

naměřených hodnot jejich pořadím. Použila jsem Mannův-Whitneyův test (Tab. 15), kterým se testuje hypotéza, že distribuční funkce obou základních souborů jsou totožné. Stanovila jsem nulovou hypotézu.

HO: mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

Tab. 15 Výsledky Mannův-Whitneyova testu pro porovnání aktivity  $^{134}\text{Cs}$  s různým ošetřením

n1 = 8      n2 = 8

Aktivita $^{134}\text{Cs}$		Aktivita $^{134}\text{Cs}$			Aktivita $^{134}\text{Cs}$		
ošetření	ředkvičky	ošetření	ředkvičky	pořadí	ošetření	ředkvičky	pořadí
K + Cs	483,0	K + Cs	90,9	1	K + Cs	90,9	1
K + Cs	359,6	Cs	109,6	2	K + Cs	111,0	3
K + Cs	280,3	K + Cs	111,0	3	K + Cs	136,7	7
K + Cs	90,9	Cs	111,5	4	K + Cs	148,7	8
K + Cs	148,7	Cs	112,0	5	K + Cs	160,2	9
K + Cs	136,7	Cs	120,6	6	K + Cs	280,3	14
K + Cs	111,0	K + Cs	136,7	7	K + Cs	359,6	15
K + Cs	160,2	K + Cs	148,7	8	K + Cs	483,0	16
Cs	178,1	K + Cs	160,2	9	Cs	109,6	2
Cs	215,2	Cs	178,1	10	Cs	111,5	4
Cs	111,5	Cs	184,4	11	Cs	112,0	5
Cs	120,6	Cs	215,2	12	Cs	120,6	6
Cs	235,9	Cs	235,9	13	Cs	178,1	10
Cs	112,0	K + Cs	280,3	14	Cs	184,4	11
Cs	184,4	K + Cs	359,6	15	Cs	215,2	12
Cs	109,6	K + Cs	483,0	16	Cs	235,9	13

T1 =  $r_{73}$  U1 = 27  
T2 =  $r_{63}$  U2 = 37    min(U1; U2) = 27

kritická hodnota pro hladinu významnosti 5 % a n1 = 8, n2 = 8 je rovna 13  
27 > 13 => **hypotézu nezamítáme, mezi soubory není statisticky významný rozdíl**

Vysvětlivky: Ošetření - K+Cs= přidáno  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  - naměřená aktivita u  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

Kritická hodnota u hladiny významnosti 5 % pro Mannův-Whitneyův test pro hodnoty n1=8 a n2=8 je opět 13. Testovací kritérium, pro Aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  u salátu při porovnání způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs), má hodnotu R=Min.(U1;U2)=27.

Kritický obor tvoří všechny hodnoty menší než kritická hodnota 13. Hodnota 27 není součástí kritického oboru, ale leží v oboru přijetí nulové hypotézy. Nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

Mannův-Whitneyův test jsem provedla také s množstvím sušiny ředkviček pro porovnání ošetření (NC) negativní kontrola vzorky DU kambizem 1-4 (Tab. 14) a sušinou salátu ošetření (Cs) vzorky DU kambizem 17-24 (Tab. 11). Stanovila jsem nulovou hypotézu. HO: mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

Pro hladinu významnosti 5 % je kritická hodnota u Mannův-Whitneyova testu pro hodnoty n1=8 a n2=4 je 4. Pro množství sušiny u ředkviček je při porovnání způsobu ošetření (NC) a (Cs) testovací kritérium pro aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  R=Min.(U1;U2)=4. V tomto případě je hodnota 4 rovna kritické hodnotě 4, vzhledem k ostatním



skutečností a souvislostem nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

U porovnání aktivity  $^{85}\text{Sr}$  s různým ošetřením ředkviček jsem stanovila opět stejnou nulovou hypotézu.  $H_0$ : mezi soubory s různým ošetřením **není** rozdíl.

U Mannův-Whitneyova testu pro hodnoty  $n_1=8$  a  $n_2=8$  a hladinu významnosti 5 % je kritická hodnota 13. Testovací kritérium, pro Aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  u ředkviček při porovnání způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs), má hodnotu  $R=\text{Min.}(U_1;U_2)=13$ .

I v tomto případě je hodnota R rovna kritické hodnotě 13, vzhledem k ostatním výsledkům a souvislostem nulovou hypotézu nezamítám, mezi soubory není statisticky významný rozdíl.

#### **5.4 Transferový koeficient**

Jedním z cílů práce bylo i stanovení transferových koeficientů (TK) půda-rostlina pro  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u všech experimentálních rostlin. Aktivita rostlin i aktivita půdy jsou u všech rostlin vztaženy k datu sklizně, u salátu ke dni 21.7.2020, cibule ke dni 29.9.2020 a ředkviček ke dni 25.11.2020.

TK jsem spočítala jako podíl aktivity  $^{85}\text{Sr}$  či  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.] a plošné aktivita půdy přepočítané na plochu nádoby k datu sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]. V Tab. 16 znázorňuji výpočet TK pro salát, v Tab. 17 výpočet TK pro cibuli a v Tab. 18 pro ředkvičky.

Průměrný TK  $^{85}\text{Sr}$  z ošetření K+Cs je u salátu  $1,39\text{E-}02$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] a u ošetření Cs  $1,69\text{E-}02$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]. Průměrná hodnota tohoto TK u  $^{134}\text{Cs}$  ošetření K+Cs je  $2,79\text{E-}04$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření Cs  $2,47\text{E-}04$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]. TK pro  $^{134}\text{Cs}$  z ošetření K+Cs je 50krát menší hodnota než jeho hodnota u  $^{85}\text{Sr}$ . U TK ošetření Cs je hodnota TK pro  $^{134}\text{Cs}$  menší dokonce 68krát (Tab. 19).

Tab. 16 Tabulka výpočtu TK <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs pro salát

Vzorek	Ošetření	Aktivita <sup>85</sup> Sr pro salát [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Aktivita <sup>134</sup> Cs pro salát [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
DU kambizem 9	K + Cs	690	48627	<b>1,42E-02</b>	28,03	141559	<b>1,98E-04</b>
DU kambizem 10	K + Cs	854	48360	<b>1,77E-02</b>	35,87	140781	<b>2,55E-04</b>
DU kambizem 11	K + Cs	577	48676	<b>1,19E-02</b>	45,65	141701	<b>3,22E-04</b>
DU kambizem 12	K + Cs	613	48457	<b>1,26E-02</b>	39,86	141064	<b>2,83E-04</b>
DU kambizem 13	K + Cs	837	48505	<b>1,73E-02</b>	42,95	141205	<b>3,04E-04</b>
DU kambizem 14	K + Cs	785	48335	<b>1,62E-02</b>	43,47	140710	<b>3,09E-04</b>
DU kambizem 15	K + Cs	588	48676	<b>1,21E-02</b>	47,51	141701	<b>3,35E-04</b>
DU kambizem 16	K + Cs	459	48457	<b>9,47E-03</b>	31,42	141064	<b>2,23E-04</b>
DU kambizem 17	Cs	929	49259	<b>1,89E-02</b>	32,80	143400	<b>2,29E-04</b>
DU kambizem 18	Cs	616	48432	<b>1,27E-02</b>	21,59	140993	<b>1,53E-04</b>
DU kambizem 19	Cs	513	48797	<b>1,05E-02</b>	21,72	142055	<b>1,53E-04</b>
DU kambizem 20	Cs	1030	48457	<b>2,13E-02</b>	30,90	141064	<b>2,19E-04</b>
DU kambizem 21	Cs	563	48651	<b>1,16E-02</b>	16,77	141630	<b>1,18E-04</b>
DU kambizem 22	Cs	459	48530	<b>9,47E-03</b>	44,98	141276	<b>3,18E-04</b>
DU kambizem 23	Cs	1370	48749	<b>2,81E-02</b>	68,10	141913	<b>4,80E-04</b>
DU kambizem 24	Cs	1100	48773	<b>2,26E-02</b>	43,80	141984	<b>3,08E-04</b>

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální a číslo vzorku  
 Ošetření - K+CS= přidáno <sup>40</sup>K+<sup>134</sup>Cs+<sup>85</sup>Sr  
 - Cs = přidáno <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr  
 Aktivita <sup>85</sup>Sr - aktivita <sup>85</sup>Sr na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Aktivita <sup>134</sup>Cs - aktivita <sup>134</sup>Cs na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Ap - plošná aktivita půdy přepočítaná na plochu nádoby k datu sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK - Transferový koeficient [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]

U vzorků cibule máme jen 2 zjištěné hodnoty aktivity <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs z důvodu vytvoření směsných vzorků při sklizni v závislosti na druhu ošetření. Plošná aktivita jednotlivých vzorků byla zprůměrována dle druhu ošetření. TK u cibule pro <sup>85</sup>Sr ošetření K+Cs je 3,22E-02 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] u <sup>134</sup>Cs se stejným ošetřením pak 1,443E-03 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], což je 22krát menší hodnota než u <sup>85</sup>Sr (Tab. 17). U ošetření Cs je TK u cibule pro <sup>85</sup>Sr 2,33E-02 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] a u <sup>134</sup>Cs pak 1,91E-03 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] (Tab. 17).

Tab. 17 Tabulka výpočtu TK <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs pro cibuli

Vzorek	Ošetření	Aktivita <sup>85</sup> Sr pro cibuli [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Aktivita <sup>134</sup> Cs pro cibuli [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
DU kambizem 9-16	K + Cs	740	22996	<b>3,22E-02</b>	191	132421	<b>1,44E-03</b>
DU kambizem 17-24	Cs	538	23089	<b>2,33E-02</b>	254	132952	<b>1,91E-03</b>

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální a číslo vzorku  
 Ošetření - K+CS= přidáno <sup>40</sup>K+<sup>134</sup>Cs+<sup>85</sup>Sr  
 - Cs = přidáno <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr  
 Aktivita <sup>85</sup>Sr - aktivita <sup>85</sup>Sr na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Aktivita <sup>134</sup>Cs - aktivita <sup>134</sup>Cs na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Ap - plošná aktivita půdy přepočítaná na plochu nádoby k datu sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK - Transferový koeficient [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]

Nejvyšší hodnoty vykazuje TK u ředkviček. Průměrný TK <sup>85</sup>Sr z ošetření K+Cs je 1,15E-01 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření Cs 1,41E-01 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]. Průměrná hodnota tohoto TK u <sup>134</sup>Cs ošetření K+Cs je 1,76E-03 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření Cs 1,26E-03 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]. TK pro <sup>134</sup>Cs z ošetření K+Cs je 65krát menší než jeho

hodnota u  $^{85}\text{Sr}$ . U TK ošetření Cs je hodnota TK pro  $^{134}\text{Cs}$  menší dokonce 111krát (Tab. 19).

Tab. 18 Tabulka výpočtu TK  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro ředkvičky

Vzorek	Ošetření	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ pro ředkvičky [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ pro ředkvičky [Bq/kg suš.]	Ap [Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
DU kambizem 9	K + Cs	2634	12551,94	<b>2,10E-01</b>	483,0	125960,46	<b>3,83E-03</b>
DU kambizem 10	K + Cs	1302	12482,91	<b>1,04E-01</b>	359,6	125267,68	<b>2,87E-03</b>
DU kambizem 11	K + Cs	1418	12564,50	<b>1,13E-01</b>	280,3	126086,42	<b>2,22E-03</b>
DU kambizem 12	K + Cs	1231	12508,01	<b>9,84E-02</b>	90,9	125519,60	<b>7,25E-04</b>
DU kambizem 13	K + Cs	1453	12520,56	<b>1,16E-01</b>	148,7	125645,56	<b>1,18E-03</b>
DU kambizem 14	K + Cs	1215	12476,63	<b>9,74E-02</b>	136,7	125204,70	<b>1,09E-03</b>
DU kambizem 15	K + Cs	1250	12564,50	<b>9,95E-02</b>	111,0	126086,42	<b>8,81E-04</b>
DU kambizem 16	K + Cs	1020	12508,01	<b>8,16E-02</b>	160,2	125519,60	<b>1,28E-03</b>
DU kambizem 17	Cs	1304	12715,12	<b>1,03E-01</b>	178,1	127597,95	<b>1,40E-03</b>
DU kambizem 18	Cs	1383	12501,74	<b>1,11E-01</b>	215,2	125456,62	<b>1,72E-03</b>
DU kambizem 19	Cs	2037	12595,88	<b>1,62E-01</b>	111,5	126401,32	<b>8,82E-04</b>
DU kambizem 20	Cs	2004	12508,01	<b>1,60E-01</b>	120,6	125519,60	<b>9,60E-04</b>
DU kambizem 21	Cs	1721	12558,22	<b>1,37E-01</b>	235,9	126023,44	<b>1,87E-03</b>
DU kambizem 22	Cs	1445	12526,84	<b>1,15E-01</b>	112,0	125708,54	<b>8,91E-04</b>
DU kambizem 23	Cs	2595	12583,32	<b>2,06E-01</b>	184,4	126275,36	<b>1,46E-03</b>
DU kambizem 24	Cs	1642	12589,60	<b>1,30E-01</b>	109,6	126338,34	<b>8,67E-04</b>

Vysvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální a číslo vzorku  
Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
- Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
Aktivita  $^{85}\text{Sr}$  - aktivita  $^{85}\text{Sr}$  na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  - aktivita  $^{134}\text{Cs}$  na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
Ap - plošná aktivita půdy přepočítaná na plochu nádoby k datu sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]  
TK - Transferový koeficient [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]

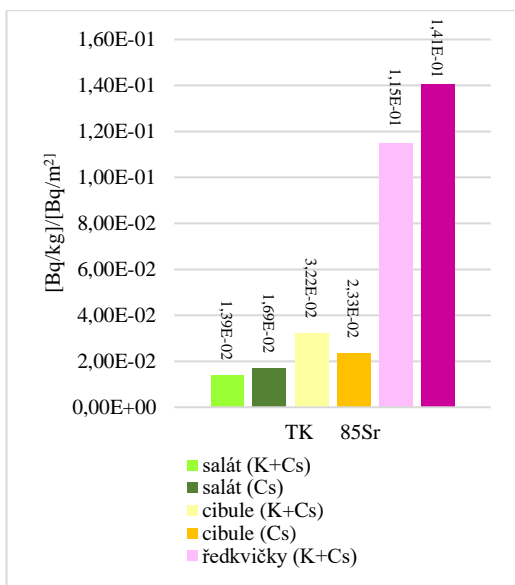
Rozdíly v hodnotách TK  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  (Tab. 19) pro salát, cibuli a ředkvičky v závislosti na druhu ošetření jsem zpracovala v grafech (Obr. 28 a Obr. 29).

TK spolu se statistickými charakteristikami vzorků DU kambizem 9-24 pro salát a ředkvičky jsou souhrnně uvedeny v Tab. 20 Transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro salát, ředkvičky a popisná statistika

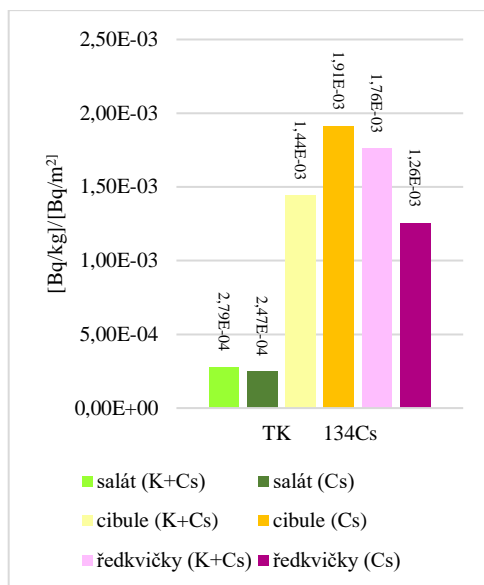
Tab. 19 Porovnání TK pro salát, cibuli a ředkvičky

Vzorek	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
salát	K + Cs	1,393E-02	2,786E-04
salát	Cs	1,688E-02	2,474E-04
cibule	K + Cs	3,22E-02	1,44E-03
cibule	Cs	2,33E-02	1,91E-03
ředkvičky	K + Cs	1,15E-01	1,76E-03
ředkvičky	Cs	1,41E-01	1,26E-03

Vysvětlivky: Vzorek - rozumí se druh plodiny  
Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
- Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
TK  $^{85}\text{Sr}$  - Transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
TK  $^{134}\text{Cs}$  - Transferový koeficient pro  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]



Obr. 28 Porovnání TK <sup>85</sup>Sr dle jednotlivých plodin



Obr. 29 Porovnání TK <sup>134</sup>Cs dle jednotlivých plodin

Tab. 20 Transferový koeficient <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs pro salát, ředkvičky a popisná statistika

Vzorek	Ošetření	salát TK <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	salát TK <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	ředkvička TK <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	ředkvička TK <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]
DU kambizem 9	K + Cs	1,42E-02	1,98E-04	2,10E-01	3,83E-03
DU kambizem 10	K + Cs	1,77E-02	2,55E-04	1,04E-01	2,87E-03
DU kambizem 11	K + Cs	1,19E-02	3,22E-04	1,13E-01	2,22E-03
DU kambizem 12	K + Cs	1,26E-02	2,83E-04	9,84E-02	7,25E-04
DU kambizem 13	K + Cs	1,73E-02	3,04E-04	1,16E-01	1,18E-03
DU kambizem 14	K + Cs	1,62E-02	3,09E-04	9,74E-02	1,09E-03
DU kambizem 15	K + Cs	1,21E-02	3,35E-04	9,95E-02	8,81E-04
DU kambizem 16	K + Cs	9,47E-03	2,23E-04	8,16E-02	1,28E-03
DU kambizem 17	Cs	1,89E-02	2,29E-04	1,03E-01	1,40E-03
DU kambizem 18	Cs	1,27E-02	1,53E-04	1,11E-01	1,72E-03
DU kambizem 19	Cs	1,05E-02	1,53E-04	1,62E-01	8,82E-04
DU kambizem 20	Cs	2,13E-02	2,19E-04	1,60E-01	9,60E-04
DU kambizem 21	Cs	1,16E-02	1,18E-04	1,37E-01	1,87E-03
DU kambizem 22	Cs	9,47E-03	3,18E-04	1,15E-01	8,91E-04
DU kambizem 23	Cs	2,81E-02	4,80E-04	2,06E-01	1,46E-03
DU kambizem 24	Cs	2,26E-02	3,08E-04	1,30E-01	8,67E-04
<b>Statistiky</b>		<b>salát TK <sup>85</sup>Sr</b>	<b>salát TK <sup>134</sup>Cs</b>	<b>ředkvička TK <sup>85</sup>Sr</b>	<b>ředkvička TK <sup>134</sup>Cs</b>
Stř. hodnota		1,54E-02	2,63E-04	1,28E-01	1,51E-03
Chyba stř. hodnoty		1,32E-03	2,23E-05	9,55E-03	2,12E-04
Medián		1,35E-02	2,69E-04	1,14E-01	1,23E-03
Směr. odchylka		5,27E-03	8,91E-05	3,82E-02	8,48E-04
Rozptyl výběru		2,78E-05	7,95E-09	1,46E-03	7,19E-07
Rozdíl max-min		1,86E-02	3,61E-04	1,28E-01	3,11E-03
Minimum		9,47E-03	1,18E-04	8,16E-02	7,25E-04
Maximum		2,81E-02	4,80E-04	2,10E-01	3,83E-03
Součet		2,46E-01	4,21E-03	2,04E+00	2,41E-02
Počet		1,60E+01	1,60E+01	1,60E+01	1,60E+01

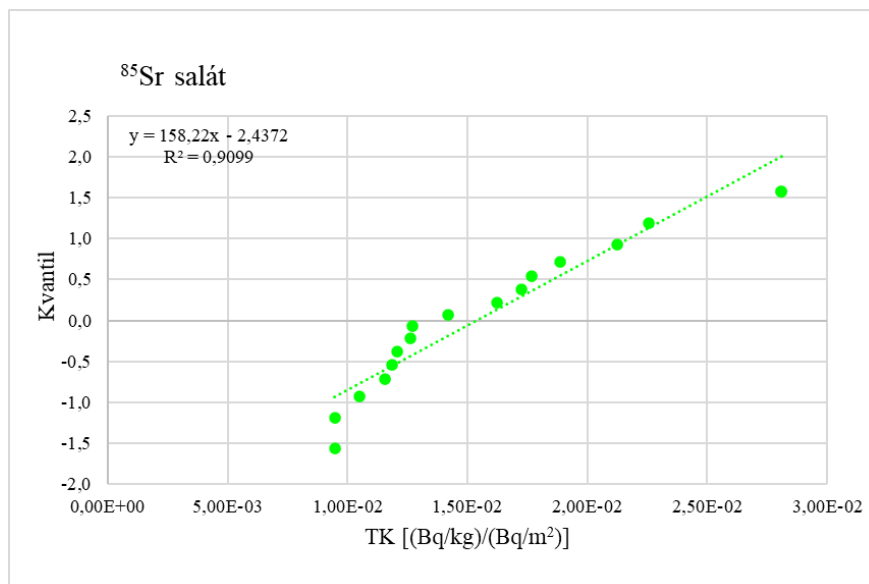
Výsvětlivky: DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 Vzorek - rozumí se pořadí nádob v experimentu  
 Ošetření - K+CS= přidáno <sup>40</sup>K + <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr  
 - Cs = přidáno <sup>134</sup>Cs + <sup>85</sup>Sr  
 Aktivita <sup>85</sup>Sr - aktivita <sup>85</sup>Sr na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Aktivita <sup>134</sup>Cs - aktivita <sup>134</sup>Cs na hmotnost sušiny [Bq/kg suš.]  
 Ap - plošná aktivita půdy přepočítaná na plochu nádoby k datu sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK - Transferový koeficient [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
 Aktivita <sup>134</sup>Cs - naměřená aktivita u <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]

- KSN <sup>134</sup>Cs* - kombinovaná standardní nejistota <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]  
*Stř. hodnota* - Aritmetický průměr skupiny vzorků  
*Chyba* - chyba průměru  
*Medián* - rozděljuje soubor hodnot na dvě stejně velké části 50 %>než medián, 50 %<než medián  
*Směr.* - Směrodatná odchylka určuje, jak velké je rozptýlení hodnot od průměru  
*Minimum* - minimální naměřená hodnota  
*Maximum* - maximální naměřená hodnota  
*Rozdíl max-* - rozdíl minimální a maximální naměřené hodnoty  
*Počet* - počet vzorků

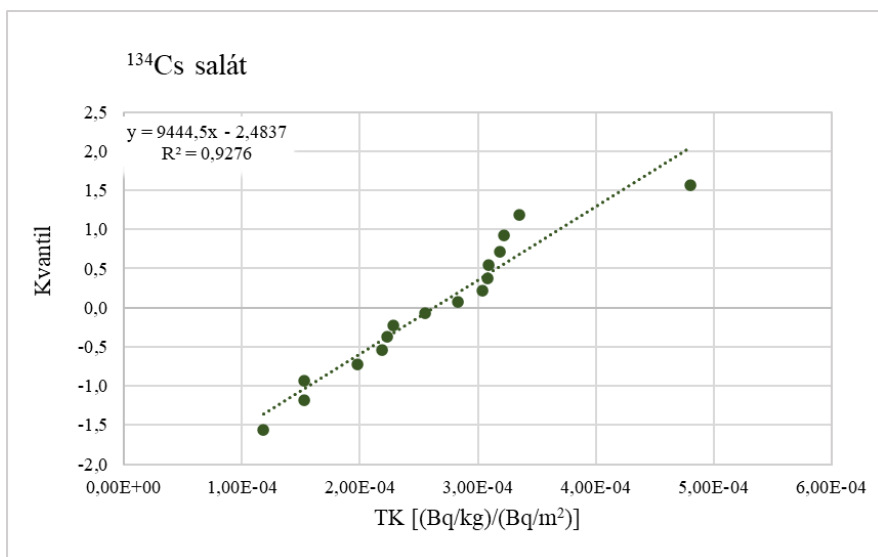
Tab. 21 Transferový koeficient <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs pro salát

Vzorek	salát TK <sup>85</sup> Sr	salát TK <sup>134</sup> Cs	pořadí	salát TK <sup>85</sup> Sr	salát TK <sup>134</sup> Cs	kumulativní zastoupení	Kvantil
	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]		[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	i/(n+1)	Fce Norms inv
DU kambizem 9	1,42E-02	1,98E-04	1	9,47E-03	1,18E-04	0,0588	-1,5647
DU kambizem 10	1,77E-02	2,55E-04	2	9,47E-03	1,53E-04	0,1176	-1,1868
DU kambizem 11	1,19E-02	3,22E-04	3	1,05E-02	1,53E-04	0,1765	-0,9289
DU kambizem 12	1,26E-02	2,83E-04	4	1,16E-02	1,98E-04	0,2353	-0,7215
DU kambizem 13	1,73E-02	3,04E-04	5	1,19E-02	2,19E-04	0,2941	-0,5414
DU kambizem 14	1,62E-02	3,09E-04	6	1,21E-02	2,23E-04	0,3529	-0,3774
DU kambizem 15	1,21E-02	3,35E-04	7	1,26E-02	2,29E-04	0,4118	-0,2230
DU kambizem 16	9,47E-03	2,23E-04	8	1,27E-02	2,55E-04	0,4706	-0,0738
DU kambizem 17	1,89E-02	2,29E-04	9	1,42E-02	2,83E-04	0,5294	0,0738
DU kambizem 18	1,27E-02	1,53E-04	10	1,62E-02	3,04E-04	0,5882	0,2230
DU kambizem 19	1,05E-02	1,53E-04	11	1,73E-02	3,08E-04	0,6471	0,3774
DU kambizem 20	2,13E-02	2,19E-04	12	1,77E-02	3,09E-04	0,7059	0,5414
DU kambizem 21	1,16E-02	1,18E-04	13	1,89E-02	3,18E-04	0,7647	0,7215
DU kambizem 22	9,47E-03	3,18E-04	14	2,13E-02	3,22E-04	0,8235	0,9289
DU kambizem 23	2,81E-02	4,80E-04	15	2,26E-02	3,35E-04	0,8824	1,1868
DU kambizem 24	2,26E-02	3,08E-04	16	2,81E-02	4,80E-04	0,9412	1,5647

- Vysvětlivky:* *Vzorek* - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální a číslo vzorku  
*TK <sup>85</sup>Sr* - Transferový koeficient pro <sup>85</sup>Sr [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
*TK <sup>134</sup>Cs* - Transferový koeficient pro <sup>134</sup>Cs [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]



Obr. 30 TK pro <sup>85</sup>Sr pro salát v kvantilovém grafu pro normální rozdělení

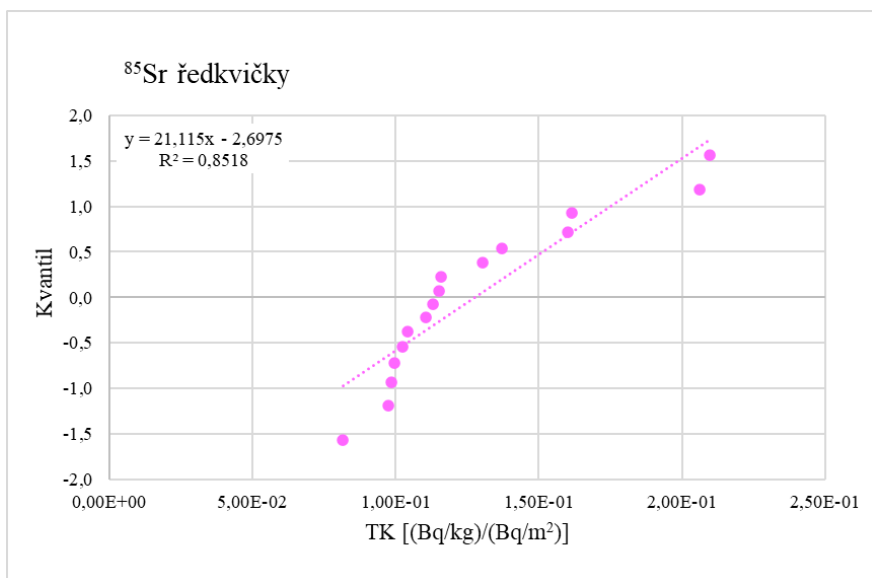


Obr. 31 TK pro  $^{134}\text{Cs}$  pro salát v kvantilovém grafu pro normální rozdělení

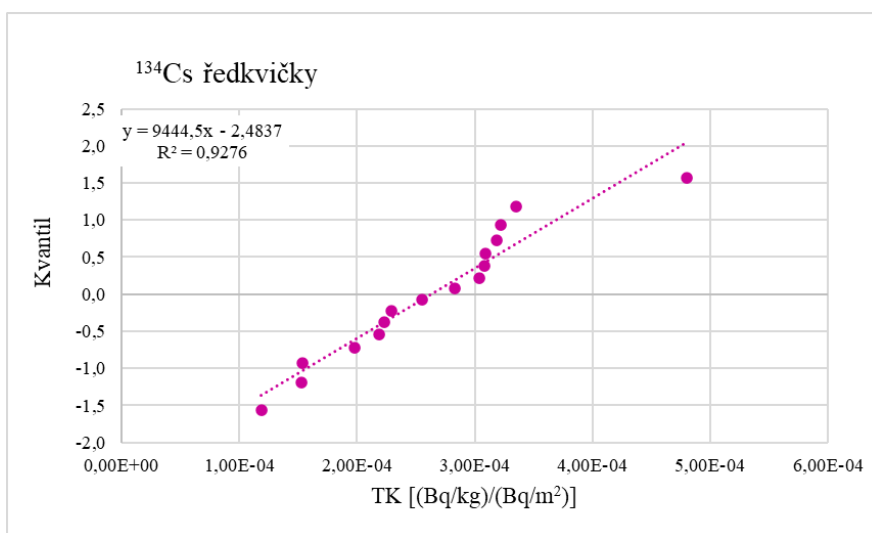
Tab. 22 Transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro ředkvičky

Vzorek	ředkvička TK $^{85}\text{Sr}$	ředkvička TK $^{134}\text{Cs}$	pořadí	ředkvička TK $^{85}\text{Sr}$	ředkvička TK $^{134}\text{Cs}$	kumulativní zastoupení	Kvantil
	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]		[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	i/(n+1)	Fce Norms inv
DU kambizem 9	2,10E-01	3,83E-03	1	8,16E-02	7,25E-04	0,0588	-1,5647
DU kambizem 10	1,04E-01	2,87E-03	2	9,74E-02	8,67E-04	0,1176	-1,1868
DU kambizem 11	1,13E-01	2,22E-03	3	9,84E-02	8,81E-04	0,1765	-0,9289
DU kambizem 12	9,84E-02	7,25E-04	4	9,95E-02	8,82E-04	0,2353	-0,7215
DU kambizem 13	1,16E-01	1,18E-03	5	1,03E-01	8,91E-04	0,2941	-0,5414
DU kambizem 14	9,74E-02	1,09E-03	6	1,04E-01	9,60E-04	0,3529	-0,3774
DU kambizem 15	9,95E-02	8,81E-04	7	1,11E-01	1,09E-03	0,4118	-0,2230
DU kambizem 16	8,16E-02	1,28E-03	8	1,13E-01	1,18E-03	0,4706	-0,0738
DU kambizem 17	1,03E-01	1,40E-03	9	1,15E-01	1,28E-03	0,5294	0,0738
DU kambizem 18	1,11E-01	1,72E-03	10	1,16E-01	1,40E-03	0,5882	0,2230
DU kambizem 19	1,62E-01	8,82E-04	11	1,30E-01	1,46E-03	0,6471	0,3774
DU kambizem 20	1,60E-01	9,60E-04	12	1,37E-01	1,72E-03	0,7059	0,5414
DU kambizem 21	1,37E-01	1,87E-03	13	1,60E-01	1,87E-03	0,7647	0,7215
DU kambizem 22	1,15E-01	8,91E-04	14	1,62E-01	2,22E-03	0,8235	0,9289
DU kambizem 23	2,06E-01	1,46E-03	15	2,06E-01	2,87E-03	0,8824	1,1868
DU kambizem 24	1,30E-01	8,67E-04	16	2,10E-01	3,83E-03	0,9412	1,5647

Výsvětlivky: Vzorek - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální a číslo vzorku  
 TK  $^{85}\text{Sr}$  - Transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK  $^{134}\text{Cs}$  - Transferový koeficient pro  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]



Obr. 32 TK pro <sup>85</sup>Sr pro ředkvičky v kvantilovém grafu



Obr. 33 TK pro <sup>134</sup>Cs pro ředkvičky v kvantilovém grafu

## 6. Diskuse

### 6.1 Fyzikální chemické vlastnosti půd

Fyzikální a chemické vlastnosti půd charakterizují typy a druhy půdy. Fyzikální vlastnosti půdy jsou charakterizovány především texturou, strukturou, pórovitostí, zrnitostí, barvou a obsahem vody a vzduchu. Chemické vlastnosti půdy nám ukazují její minerální složení, složení půdního roztoku, obsah a složení půdní organické hmoty, půdní reakce, vodivost a redox potenciál.

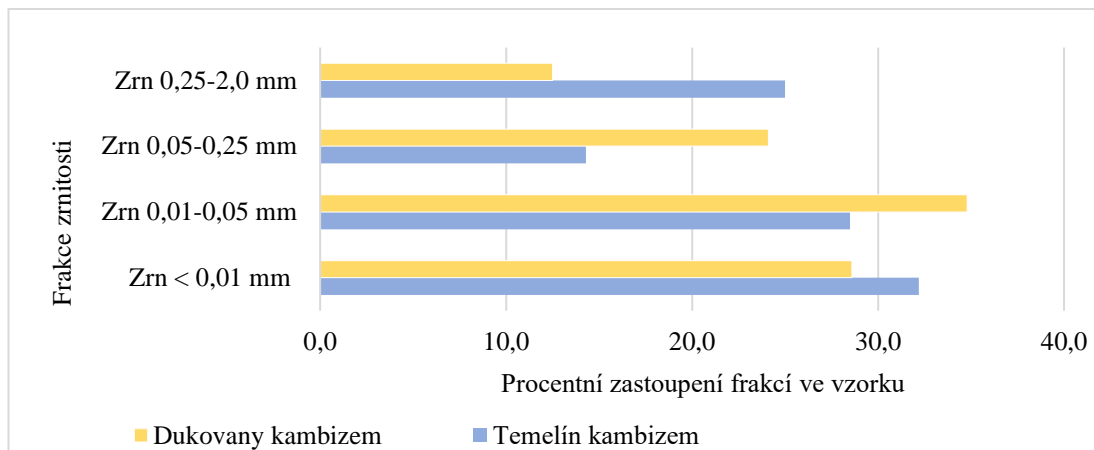
Zrnitost se pro klasifikaci dělí do frakcí podle velikosti zrn a popisuje procentní zastoupení částic určité frakce v celém objemu vzorku. Velikost těchto částic v půdě rozhoduje o schopnosti půdy zadržovat a vsakovat vodu. Zastoupení těchto zrnitostních frakcí nám umožňuje klasifikovat vzorek půdy a zařadit ho pod půdní druh. Ve vzorku Dukovany kambizem modální je největší zastoupení 63,4 % zrn o velikosti <0,05 mm. Jedná se o typicky hnědou půdu, půdotvorný substrát tvoří pararuly, hloubka půdy je mělká a zrnitost hlinitopísčítá (VÚMOP, 2021). Pokud zjištěnou hodnotu 16,7 % zrnitosti jílnatých částic <0,01 mm ve vzorku porovnáme s Novákovou klasifikací půdních druhů dle přílohy č. 8 vyhlášky č. 275/1998 Sb. ve znění pozdějších předpisů zařadím tento vzorek půdy do půdního druhu hlinito písčítá. Obsah humusu je 1,89 % což je dle Jandáka (2003) obsah nízký, typický pro půdu kambizem nižších poloh.

Hodnota  $pH_{KCl}$  nám ukazuje půdní reakci (kyselost půdy), je to základní fyzikálně chemická vlastnost půdy a ovlivňuje téměř všechny procesy v půdě. Hodnota 5,98 značí půdu slabě kyselou (Jandák, 2003). V souvislosti s pH bylo zkoumáno sorpční chování Cs ve čtyřech různých půdách (písčítá, hlinitá, jílovitá a jílová). Při hodnotách kyselého pH bylo sorbováno méně cesia, kvůli větší konkurenci s jinými kationty o dostupná sorpční místa. Maximální sorpce Cs byla pozorována při pH 8, kde byla hustota záporného náboje na povrchu absorbentů nejvyšší. U všech půd byla pozorována významně nižší Cs sorpce při pH 10 (Giannakopoulou et al., 2007).

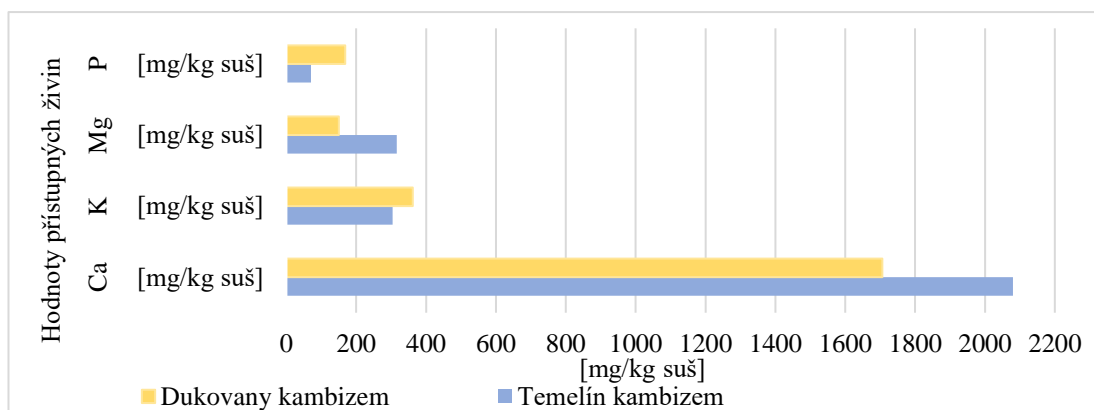
$C_{ox}$  půdní oxidovatelný uhlík je hlavní součástí organické hmoty, jeho zjištěná hodnota 1,1 % je opět typická pro kambizem. Součinem této hodnoty a Welteho přepočtového koeficientu 1,724 zjistíme obsah humusu v půdě. V ČR je průměrná hodnota  $C_{ox}$  pro kambizemě 1,59 % (Smatanová, Sušil, 2018).



V grafech (Obr. 34, Obr. 35) jsem porovnávala výsledků fyzikálně chemických vlastností ve vzorků půdy stejného typu. Jedná se o vzorek z mé lokality Dukovany kambizem modální a druhým vzorkem je vzorek z lokality rozšířené havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín-kambizem modální (Finkous M., 2021).



Obr. 34 Porovnání zastoupení jednotlivých frakcí zrn v půdách kambizem modální lokalit Dukovany a Temelín. Zrnitostní složení je značně odlišné, toto bude zřejmě souviset, jak uvádí Vopravil (2009) s charakterem mateční horniny. V závislosti na charakteru mateční horniny se mění zrnitostní složení půd, na němž jsou spolu s obsahem humusu závislé sorpční vlastnosti kambizemě.



Obr. 35 Porovnání hodnot přístupných živin P, Mg, K a Ca v půdách kambizem modální lokalit Dukovany a Temelín.

## 6.2 Plošná aktivita

Průměrné plošné aktivity  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  u mých vzorků a vzorků na dalších typech půd, s kterými pracovali moji kolegové v rámci společného projektu, se téměř neliší (Tab. 23) (Stádníková, 2021), (Finkous M., 2021), (Finkous P., 2021), (Šestáková, 2021), (Kautská Hofmanová, 2021), toto je dáno stejnou metodikou při experimentu

kontaminace půd a přepočtu plošné aktivity na stejnou plochu vzorkovnic a k stejným datům sklizně plodin.

Tab. 23 Plošná aktivita dle typu půd k datům kontaminace a sklizně experimentální rostlin

Vzorek	Ap <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu kontaminace	Ap <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu kontaminace	Ap <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně salátu	Ap <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně salátu	Ap <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně cibule	Ap <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně cibule	Ap <sup>85</sup> Sr [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně ředkviček	Ap <sup>134</sup> Cs [kBq/m <sup>2</sup> ] k datu sklizně ředkviček
	05.05.2020	05.05.2020	21.07.2020	21.07.2020	29.09.2020	29.09.2020	25.11.2020	25.11.2020
DU černozezem luvická	110,44	151,82	48,59	141,45	23,03	132,63	12,54	125,86
DU kambizezem modální	110,49	151,89	48,61	141,51	23,04	132,69	12,55	125,91
DU hnědozem modální	110,76	152,26	48,73	141,85	23,10	133,01	12,58	126,22
TE kambizezem modální	110,89	152,43	48,78	142,02	23,13	133,17	12,59	126,37
TE fluvizezem glejová	110,94	152,51	48,81	142,09	23,14	133,23	12,60	126,43
TE glej modální	111,67	153,51	49,13	143,02	23,29	134,11	12,68	127,26

Vysvětlivky: DU černozezem luvická - lokalita Dukovany typ půdy černozezem luvická  
DU kambizezem modální - lokalita Dukovany typ půdy kambizezem modální  
DU hnědozem modální - lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální  
TE kambizezem modální - lokalita Temelín typ půdy kambizezem modální  
TE fluvizezem glejová - lokalita Temelín typ půdy fluvizezem glejová  
TE glej modální - lokalita Temelín typ půdy glej modální  
Vzorek - dle typu půd  
Ap <sup>85</sup>Sr - plošná aktivita <sup>85</sup>Sr přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]  
Ap <sup>134</sup>Cs - plošná aktivita <sup>134</sup>Cs přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a sklizně [Bq/m<sup>2</sup>]

## 6.3 Aktivita radionuklidů v experimentálních rostlinách

### 6.3.1 Locika salátová/salát

Pro porovnání výsledků průměrných hodnot u sklizených rostlin salátu na jednotlivých typech půd (Stádníková, 2021), (Finkous M., 2021), (Finkous P., 2021), (Šestáková, 2021), (Kautská Hofmanová, 2021) jsem sestavila tabulku (Tab. 24) a pro přehlednost porovnání zjištěných hodnot zdravotního stavu, množství sušiny vzorku a aktivity <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs zobrazila v grafech (Obr. 36, Obr. 37, Obr. 38, Obr. 39, Obr. 40, Obr. 41). Hodnoty jsou rozděleny dle typu ošetření (NC), (PC), (K+Cs) a (Cs).

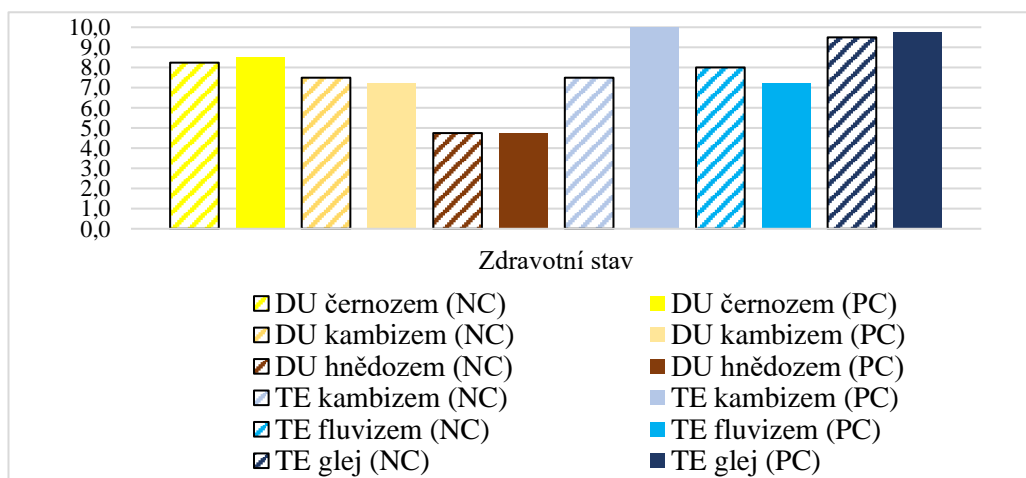
Tab. 24 Porovnání zjištěných výsledků naměřených hodnot salátu dle typu půd

Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Sušina [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
DU černozezem luvická	NC	8,25	2,6		
DU černozezem luvická	PC	8,5	2,8		
DU černozezem luvická	K + Cs	7,6	3,1	726	36,1
DU černozezem luvická	Cs	7,3	2,9	973	62,5
DU kambizezem modální	NC	7,5	4,2		
DU kambizezem modální	PC	7,25	2,9		
DU kambizezem modální	K + Cs	6,9	4,2	675	39,3
DU kambizezem modální	Cs	6,4	3,3	823	35,1
DU hnědozem modální	NC	4,75	1,8		
DU hnědozem modální	PC	4,75	1,7		
DU hnědozem modální	K + Cs	4,9	2,2	822	110,4
DU hnědozem modální	Cs	4,8	1,2	989	156,9

TE kambizem modální	NC	7,5	2,1		
TE kambizem modální	PC	10	3,0		
TE kambizem modální	K + Cs	7,1	3,1	729	20,0
TE kambizem modální	Cs	7,8	2,3	997	17,3
TE fluvizem glejová	NC	8	3,2		
TE fluvizem glejová	PC	7,25	3,1		
TE fluvizem glejová	K + Cs	7,5	4,2	874	25,9
TE fluvizem glejová	Cs	7,8	5,6	818	20,1
TE glej modální	NC	9,5	3,9		
TE glej modální	PC	9,8	3,9		
TE glej modální	K + Cs	8,8	4,8	705	18,4
TE glej modální	Cs	8,4	4,2	1076	15,1

Vysvětlivky:	DU černoze luvičká	- lokalita Dukovany typ půdy černoze luvičká
	DU kambizem modální	- lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální
	DU hnědozem modální	- lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální
	TE kambizem modální	- lokalita Temelín typ půdy kambizem modální
	TE fluvizem glejová	- lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová
	TE glej modální	- lokalita Temelín typ půdy glej modální
	Vzorek	- dle typu půd
	Ůšetření	- NC =negativní kontrola
		- PC = pozitivní kontrola – přidáno <sup>40</sup> K
		- K+CS= přidáno 40 K+134Cs+85Sr
		- Cs = přidáno 134Cs + 85Sr
	Zdravotní stav	- hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1= nejhorší
	Suššina	- hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
	Ap <sup>85</sup> Sr	- plošná aktivita <sup>85</sup> Sr přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a sklizně [Bq/m <sup>2</sup> ]
	Ap <sup>134</sup> Cs	- plošná aktivita <sup>134</sup> Cs přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a sklizně [Bq/m <sup>2</sup> ]

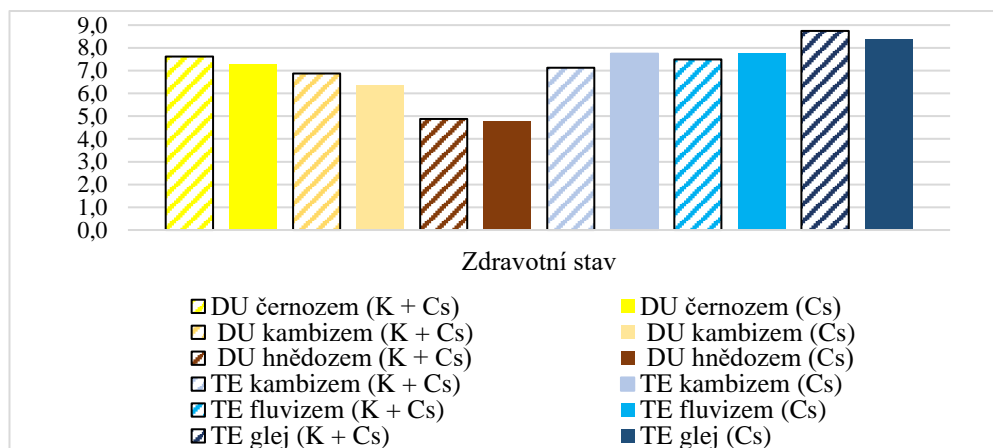
Při porovnání průměrného zdravotního stavu vzorků salátu na jednom typu půdy bez ošetření (NC) a s přidáním draslíku <sup>40</sup>K (PC) Obr. 36 jsou hodnoty téměř vyrovnané. Znatelný rozdíl vykazují pouze vzorky Te kambizem (Finkous M., 2021), ale to je způsobeno nemožností odebrat vzorek salátu z nádoby 2 u skupiny negativní kontrola (salát nevyrostl). Nejnižší hodnoty zdravotního stavu salátu u obou ošetření jsou u vzorků DU hnědozem (Finkous P., 2021), naopak nejlepších hodnot dosahoval salát na půdě TE glej (Kautská Hofmanová, 2021).



Obr. 36 Porovnání zjištěných hodnot zdravotního stavu salátu dle typu půdy a způsobu ošetření (NC) a (PC)

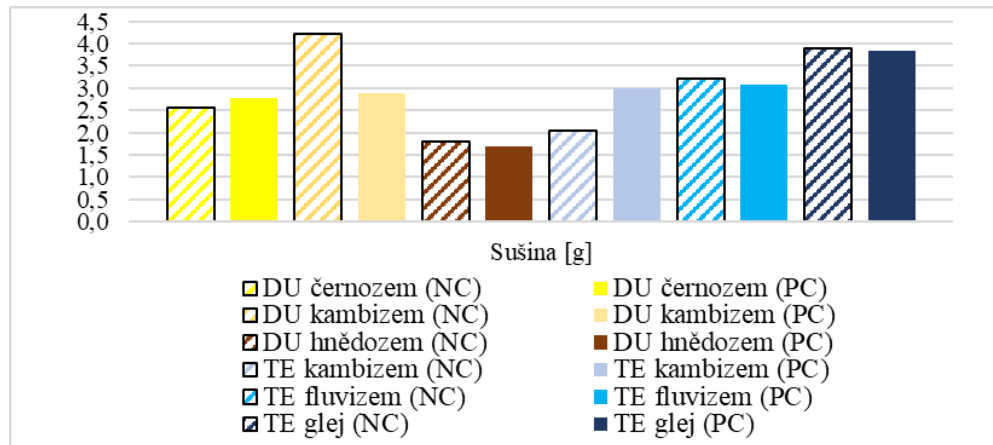
U průměrných hodnot zdravotního stavu vzorků salátu mezi ošetřením (K+Cs) a (Cs) Obr. 37 na sledovaných typech půdy nejsou výrazné rozdíly, a to i přesto že stejně jako

v předešlé skupině Te kambizem (Finkous M., 2021), opět nebylo možné odebrat vzorek salátu z jedné nádoby (salát nevyrostl). Nejhorší kvality jsou opět saláty z půd DU hnědozem (Finkous P., 2021), naopak nejlepších hodnot dosahoval salát na půdě TE glej (Kautská Hofmanová, 2021).



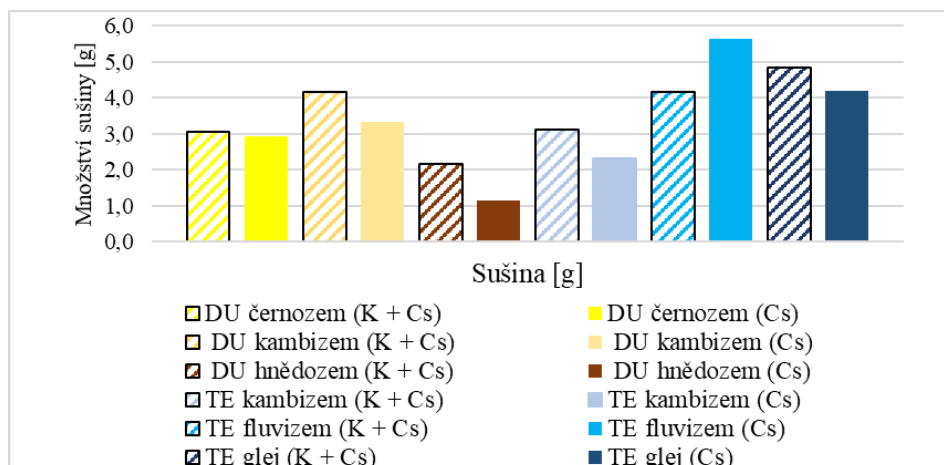
Obr. 37 Porovnání zjištěných hodnot zdravotního stavu salátu dle typu půdy a způsobu ošetření (K+C) a (Cs)

V množství sušiny ve skupinách bez ošetření (NC) a s přidáním draslíku  $^{40}\text{K}$  (PC) (Obr. 38) byly výrazné rozdíly u typu půdy DU kambizem modální hmotnost sušiny se lišila o 1,3 g ve prospěch vzorků s ošetřením (NC).



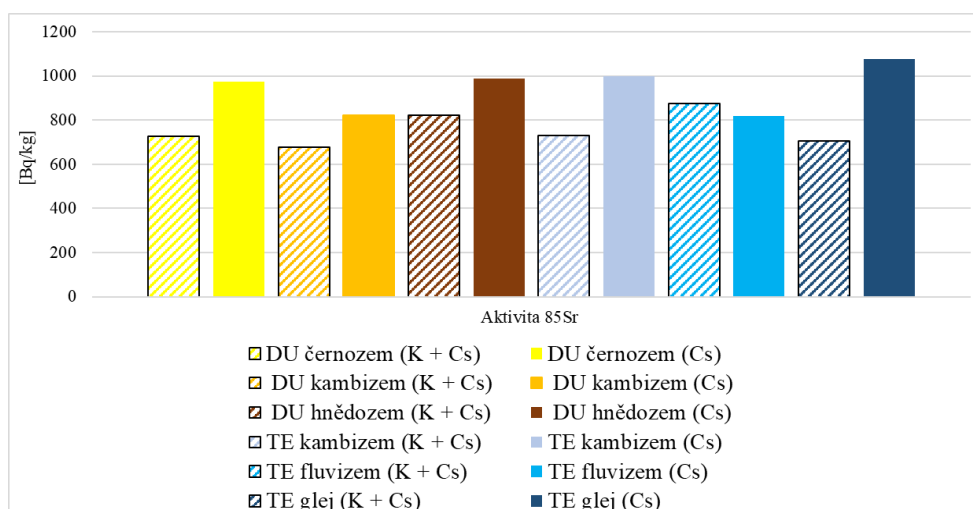
Obr. 38 Porovnání zjištěných hodnot množství sušiny salátu dle typu půdy a způsobu ošetření (NC) a (PC)

Z grafu Obr. 39 při srovnání průměrných hmotností sušiny pro skupiny s ošetřením (K+C) a (Cs) na sledovaných typech půd jsou patrné rozdíly v množství sušiny v závislosti na typu ošetření. Ve všech typech půd jsou vyšší hmotnosti sušiny u ošetření (K+C), jedinou výjimku tvoří půdní typ Fluvizem (Šestáková, 2021), kde je množství sušiny o 1,4 g větší u ošetření (Cs).



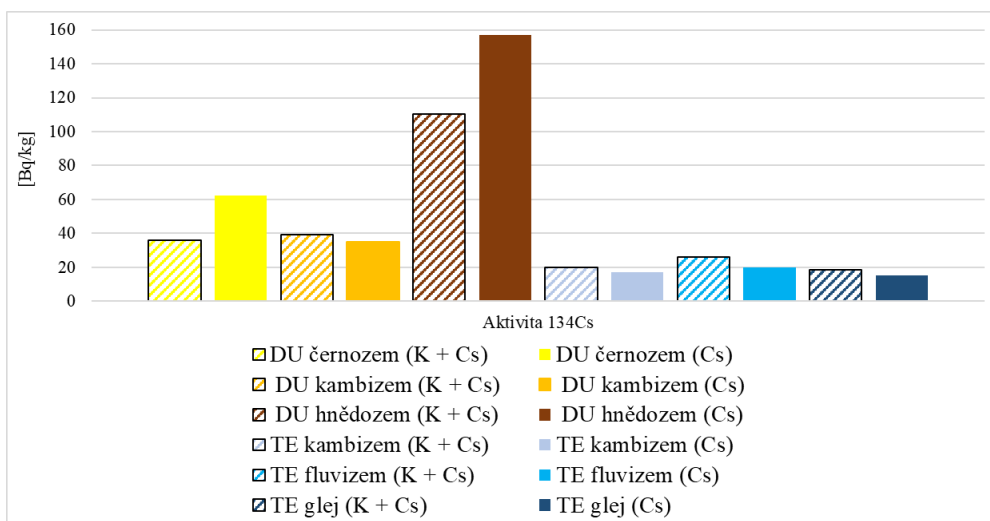
Obr. 39 Porovnání zjištěných hodnot množství sušiny dle typu půdy a způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs)

Výsledky naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  u salátu (Tab. 24) s ošetřením (K+Cs) na různých typech půd ukazují, že nejnižší průměrnou aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  má salát pěstovaný na typu půdy DU kambizem 675 Bq/kg, naopak nejvyšší průměrnou hodnotu aktivity  $^{85}\text{Sr}$  měl salát 874 Bq/kg pěstovaný na typu půdy TE fluvizem (Šestáková, 2021). U ošetření (Cs) tedy bez přidání draslíku nejnižší průměrnou aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  818 Bq/kg má salát vypěstovaný na typu půdy TE fluvizem (Šestáková, 2021). Nejvyšší průměrnou hodnotu aktivity  $^{85}\text{Sr}$  1076 Bq/kg měl salát pěstovaný na typu půdy TE glej (Kautská Hofmanová, 2021). Porovnání hodnot je patrné z grafu (Obr. 40 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v salátu dle typu půdy při ošetření (K+Cs) a (Cs)). U tohoto typu půdy u aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v salátu s ošetřením (K+Cs) i (Cs) je zajímavé se podívat průměrné hodnoty u obou ošetření. U ošetření (K+Cs) je průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v salátu 18,4 Bq/kg a u ošetření (Cs) 15,1 Bq/kg (Tab. 24), jedná se o nejnižší ze všech zjištěných hodnot u obou ošetření na zkoumaných typech půd (Obr. 41).



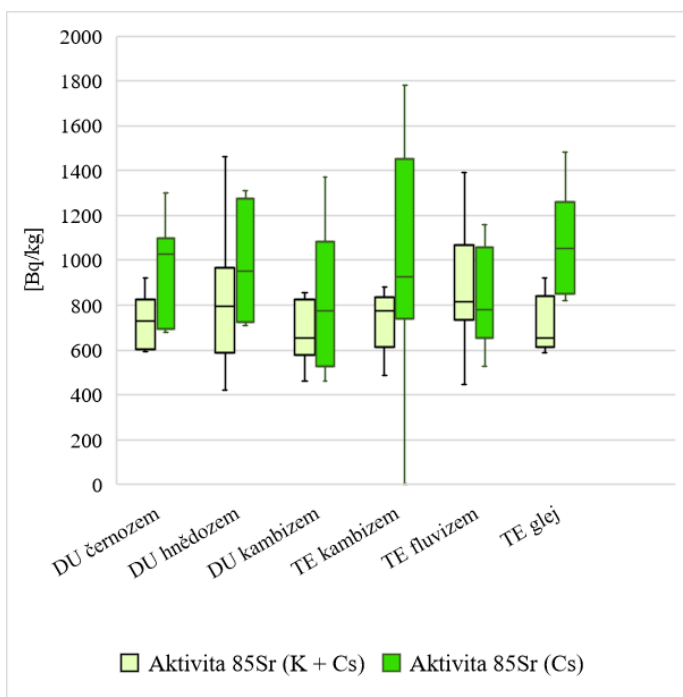
Obr. 40 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v salátu dle typu půdy při ošetření (K+Cs) a (Cs)

Nejvyšší průměrnou hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v salátu u obou ošetření (K+Cs) i (Cs) na typu půdy Du Hnědozem (Finkous P., 2021). U ošetření (K+Cs) je průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v salátu 110,4 Bq/kg a u ošetření (Cs) pak 156,9 Bq/kg (Tab. 24).

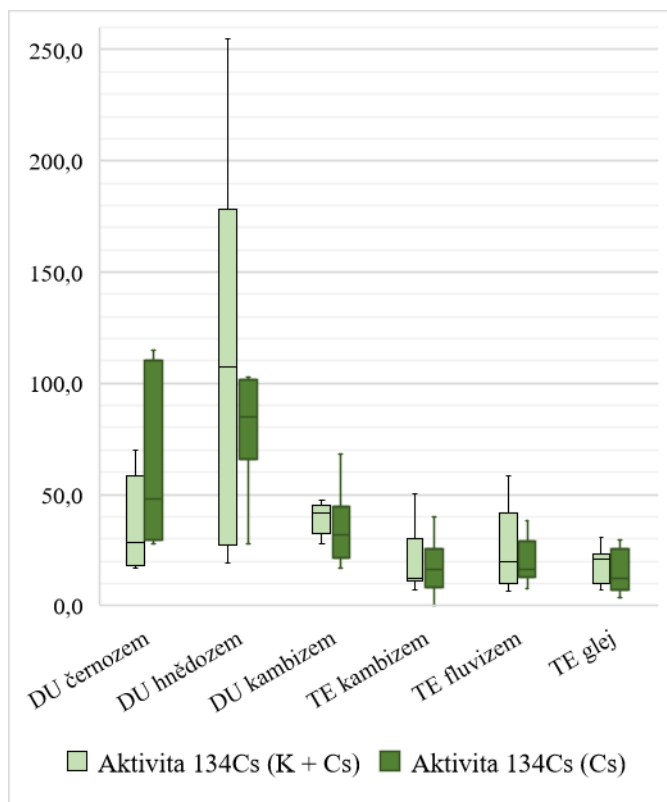


Obr. 41 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v salátu dle typu půd při ošetření (K+Cs) a (Cs)

Statistické znázornění výsledků aktivity  $^{85}\text{Sr}$  (Obr. 42) a  $^{134}\text{Cs}$  (Obr. 43) u salátu dle druhu ošetření a typu půd. Krabicový graf je statistické grafické znázornění pěti hodnot: minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima.



Obr. 42 Grafické znázornění minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima aktivity  $^{85}\text{Sr}$  dle druhu ošetření a typu půd



Obr. 43 Grafické znázornění minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima aktivity  $^{134}\text{Cs}$  dle druhu ošetření a typu půd

### 6.3.2 Cibule kuchyňská

Vzhledem ke špatnému zdravotnímu stavu cibule bylo v den sklizně zvolen postup odběru směsného vzorku cibule na jednotlivých typech půd dle druhu ošetření. Pro porovnání výsledků průměrných hodnot u sklizených rostlin cibule jsem sestavila tabulku (Tab. 25) (Stádníková, 2021), (Finkous M., 2021), (Finkous P., 2021), (Šestáková, 2021), (Kautská Hofmanová, 2021).

Tab. 25 Porovnání zjištěných výsledků naměřených hodnot cibule dle typu půd

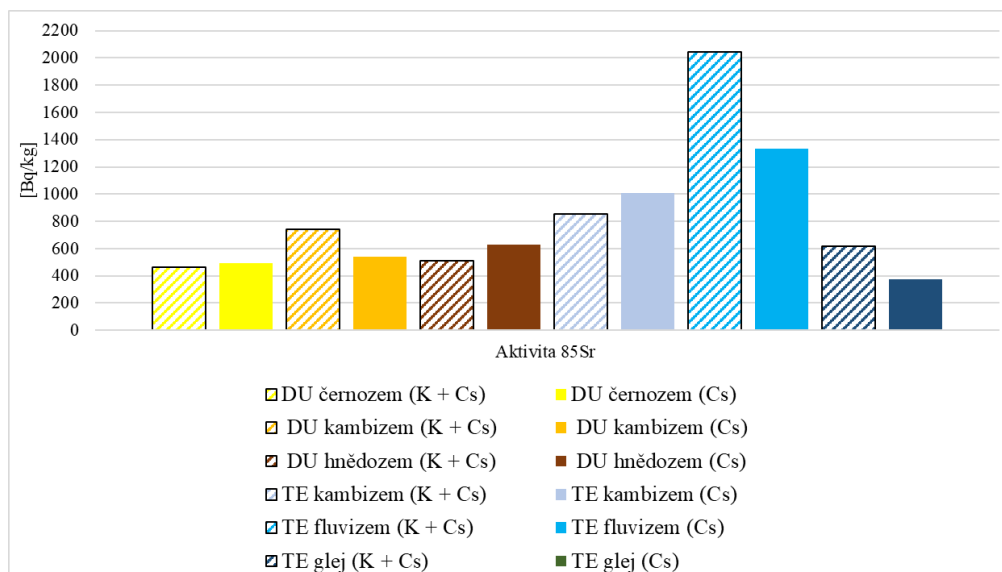
Vzorek	Ošetření	Sušina [g]	Aktivita $^{85}\text{Sr}$ [Bq/kg]	Aktivita $^{134}\text{Cs}$ [Bq/kg]
DU Černozem	NC	1,40		
DU Černozem	PC	1,27		
DU Černozem	K+Cs	5,14	462	321
DU Černozem	Cs	2,98	492	391
DU Kambizem	NC	1,17		
DU Kambizem	PC	1,38		
DU Kambizem	K+Cs	7,45	740	191
DU Kambizem	Cs	10,37	538	254
DU Hnědozem	NC	1,20		
DU Hnědozem	PC	1,17		
DU Hnědozem	K+Cs	10,59	511	403
DU Hnědozem	Cs	11,65	629	413



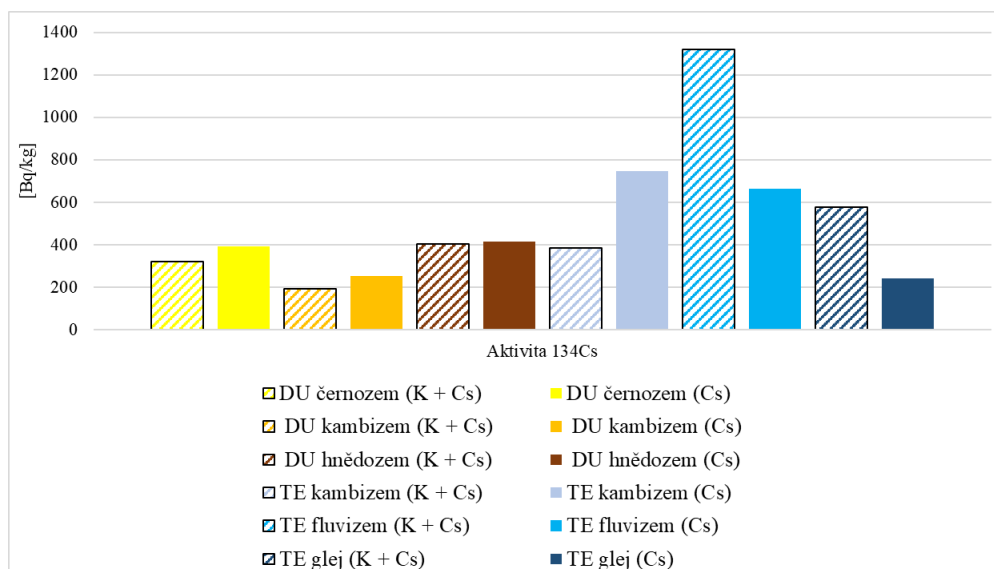
TE Kambizem	NC	1,45		
TE Kambizem	PC	0,76		
TE Kambizem	K+Cs	6,80	851	383
TE Kambizem	Cs	5,28	1008	747
TE Fluvizem	NC	0,40		
TE Fluvizem	PC	0,81		
TE Fluvizem	K+Cs	2,45	2045	1319
TE Fluvizem	Cs	2,40	1331	663
TE Glej	NC	0,43		
TE Glej	PC	1,38		
TE Glej	K+Cs	5,34	617	575
TE Glej	Cs	9,23	373	241

<i>Vysvětlivky:</i>	<i>DU černozem luvická</i>	-	<i>lokalita Dukovany typ půdy černozem luvická</i>
	<i>DU kambizem modální</i>	-	<i>lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální</i>
	<i>DU hnědozem modální</i>	-	<i>lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální</i>
	<i>TE kambizem modální</i>	-	<i>lokalita Temelín typ půdy kambizem modální</i>
	<i>TE fluvizem glejová</i>	-	<i>lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová</i>
	<i>TE glej modální</i>	-	<i>lokalita Temelín typ půdy glej modální</i>
	<i>Vzorek</i>	-	<i>dle typu půd</i>
	<i> Ošetření</i>	-	<i>NC =negativní kontrola</i>
		-	<i>PC = pozitivní kontrola – přidáno <sup>40</sup> K</i>
		-	<i>K+CS= přidáno 40 K+134Cs+85Sr</i>
		-	<i>Cs = přidáno 134Cs + 85Sr</i>
	<i>Zdravotní stav</i>	-	<i>hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1= nejhorší</i>
	<i>Sušina</i>	-	<i>hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti</i>
	<i>Ap <sup>85</sup>Sr</i>	-	<i>plošná aktivita <sup>85</sup>Sr přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a klizně [Bq/m<sup>2</sup>]</i>
	<i>Ap <sup>134</sup>Cs</i>	-	<i>plošná aktivita <sup>134</sup>Cs přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a klizně [Bq/m<sup>2</sup>]</i>

V grafech (Obr. 44) pro aktivitu <sup>85</sup>Sr a (Obr. 45) pro aktivitu <sup>134</sup>Cs je znázorněno porovnání zjištěných hodnot těchto aktivit na sledovaných druzích půd v závislosti na typu ošetření. Největší rozdíl v průměrné aktivitě <sup>85</sup>Sr při jejím porovnání k druhu ošetření (K+Cs) a (Cs) je u vzorků z typu půd TE fluvizem, kdy aktivita <sup>85</sup>Sr u ošetření (K+Cs) je 2045 Bq/kg a u ošetření (Cs) 1331 Bq/kg. Ještě výraznější rozdíl v průměrných hodnotách je pro aktivitu <sup>134</sup>Cs kdy aktivita <sup>134</sup>Cs pro ošetření (K+Cs) je 1319 Bq/kg a u ošetření (Cs) 663 Bq/kg. Pokud hodnoty porovnáme jak u <sup>85</sup>Sr tak i <sup>134</sup>Cs s hodnotami aktivit půdách typu kambizem, jsou hodnoty aktivity na půdách typu kambizem několikanásobně nižší. Jak ukazuje studie Kovacheva et al. (2014) na typech půd fluvisol a kambisol, radionuklidová migrace a potenciální biologická dostupnost radionuklidů rostlinám může být závislá na vlivu teploty a sucha na půdu. Na sorpci Cs má dále významný vliv pH v závislosti na druhu půdy. Vyšší sorpci Cs vykazují jílovité půdy, následně pak hlinité půdy a nejmenší písčito-hlinité. Při nízkých hodnotách pH je sorpce relativně nízká pro všechny půdy. To vzbuzuje velké obavy, protože okyselování půd (používání hnojiv, kyselých dešťů atd.) může způsobit desorpci Cs v půdách, a tím zvýšit biologickou dostupnost v životním prostředí (Giannakopoulou et al., 2007).



Obr. 44 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v cibuli dle typu půd při ošetření (K+Cs) a (Cs)



Obr. 45 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v cibuli dle typu půd při ošetření (K+Cs) a (Cs)

### 6.3.3 Ředkev setá-ředkvičky

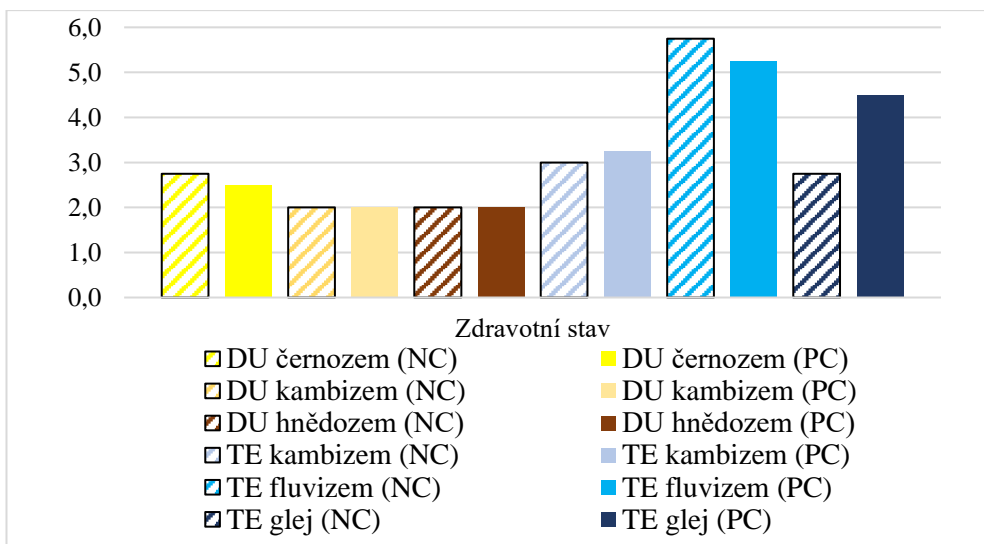
Pro porovnání výsledků průměrných hodnot u sklizených ředkviček na jednotlivých typech půd (Stádníková, 2021), (Finkous M., 2021), (Finkous P., 2021), (Šestáková, 2021), (Kautská Hofmanová, 2021) jsem sestavila tabulku (Tab. 26) a v grafech (Obr. 46, Obr. 47, Obr. 48, Obr. 49, Obr. 50) jsem zobrazila porovnání zjištěného zdravotního stavu, množství sušiny vzorku a aktivity  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Hodnoty jsou rozděleny dle typu ošetření (NC), (PC), (K+Cs) a (Cs).

Tab. 26 Porovnání zjištěných výsledků naměřených hodnot ředkviček dle typu půd

Vzorek	Ošetření	Zdravotní stav	Sušina [g]	Aktivita <sup>85</sup> Sr [Bq/kg]	Aktivita <sup>134</sup> Cs [Bq/kg]
DU černozem luvická	NC	2,75	0,46		
DU černozem luvická	PC	2,5	0,63		
DU černozem luvická	K + Cs	2,5	0,59	849	94,8
DU černozem luvická	Cs	3,9	0,76	1017	86,8
DU kambizem modální	NC	2	0,39		
DU kambizem modální	PC	2	0,35		
DU kambizem modální	K + Cs	2,8	0,36	1440	221,3
DU kambizem modální	Cs	2,9	0,38	1766	158,4
DU hnědozem modální	NC	2	0,30		
DU hnědozem modální	PC	2	0,28		
DU hnědozem modální	K + Cs	2,1	0,36	775	263,1
DU hnědozem modální	Cs	2,1	0,40	893	282,3
TE kambizem modální	NC	3	0,62		
TE kambizem modální	PC	3,25	0,49		
TE kambizem modální	K + Cs	4,4	0,69	806	140,5
TE kambizem modální	Cs	4,0	0,62	967	156,9
TE fluvizem glejová	NC	5,75	0,63		
TE fluvizem glejová	PC	5,25	0,55		
TE fluvizem glejová	K + Cs	4,0	0,40	1003	153,4
TE fluvizem glejová	Cs	2,9	0,27	1258	309,1
TE glej modální	NC	2,75	0,37		
TE glej modální	PC	4,5	0,55		
TE glej modální	K + Cs	3,5	0,39	727	269,9
TE glej modální	Cs	3,3	0,46	806	438,3

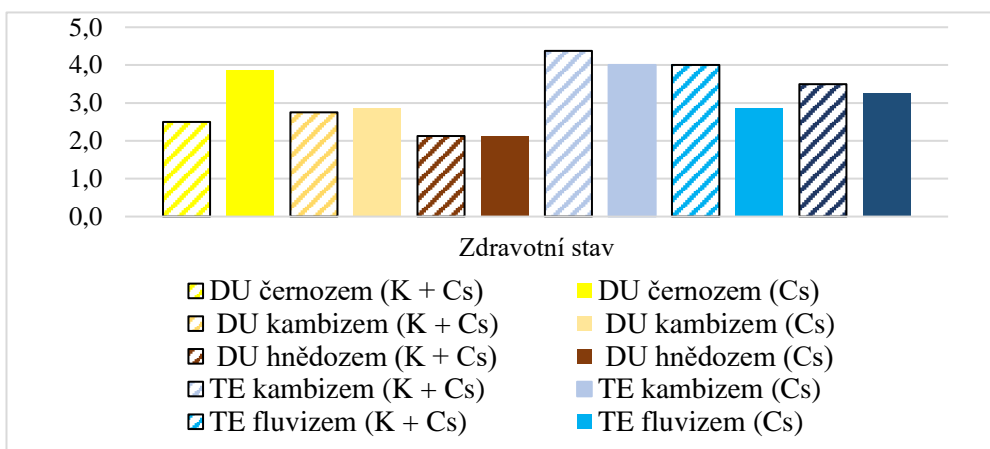
Vysvětlivky:	DU černozem luvická	- lokalita Dukovany typ půdy černozem luvická
	DU kambizem modální	- lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální
	DU hnědozem modální	- lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální
	TE kambizem modální	- lokalita Temelín typ půdy kambizem modální
	TE fluvizem glejová	- lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová
	TE glej modální	- lokalita Temelín typ půdy glej modální
	Vzorek	- dle typu půd
	Ošetření	- NC =negativní kontrola - PC = pozitivní kontrola – přidáno <sup>40</sup> K - K+CS= přidáno 40 K+134Cs+85Sr - Cs = přidáno 134Cs + 85Sr
	Zdravotní stav	- hodnocený na škále 1-10 v den sklizně, kdy 10 = nejlepší, 1= nejhorší
	Sušina	- hmotnost biomasy usušené při 60°C v sušárně do konstantní hmotnosti
	Ap <sup>85</sup> Sr	- plošná aktivita <sup>85</sup> Sr přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a klizně [Bq/m <sup>2</sup> ]
	Ap <sup>134</sup> Cs	- plošná aktivita <sup>134</sup> Cs přepočítaná na plochu nádoby k datu kontaminace a klizně [Bq/m <sup>2</sup> ]

Porovnání průměrného zdravotního stavu vzorků ředkviček na jednom typu půdy bez ošetření (NC) a s přidáním draslíku <sup>40</sup>K (PC) je dobře viditelné na grafu Obr. 46. U vzorků (NC) a (PC) DU černozem, DU kambizem, DU hnědozem, Te kambizem není významný rozdíl. Malý rozdíl vykazují vzorky (NC) a (PC) DU fluvizem (Šestáková, 2021), tento rozdíl není statisticky významný, ale jedná o zdravotně nejlepší vzorky ředkviček v obou druzích ošetření. Na půdě TE glej (Kautská Hofmanová, 2021) mezi vzorky (NC) a (PC) je téměř 64 % rozdíl ve prospěch ředkviček pěstovaných v půdě s přidáním draslíku <sup>40</sup>K (PC).



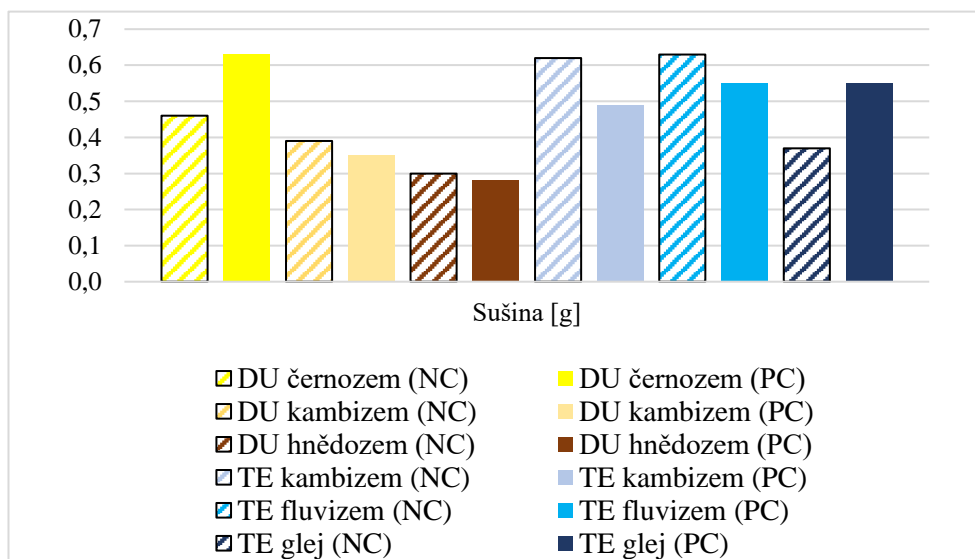
Obr. 46 Porovnání zjištěných hodnot zdravotního stavu ředkviček dle typu půd a způsobu ošetření (NC) a (PC)

U průměrných hodnot zdravotního stavu vzorků ředkviček mezi ošetřením (K+C<sub>s</sub>) a (C<sub>s</sub>) Obr. 47 na sledovaných typech půd nejsou výrazné rozdíly u vzorků DU kambizem a DU hnědozem (Finkous P., 2021). Největší rozdíl mezi ošetřením je u DU černoze (Stádníková, 2021) ve prospěch vzorků s ošetřením (C<sub>s</sub>) tedy bez přidaného <sup>40</sup>K.



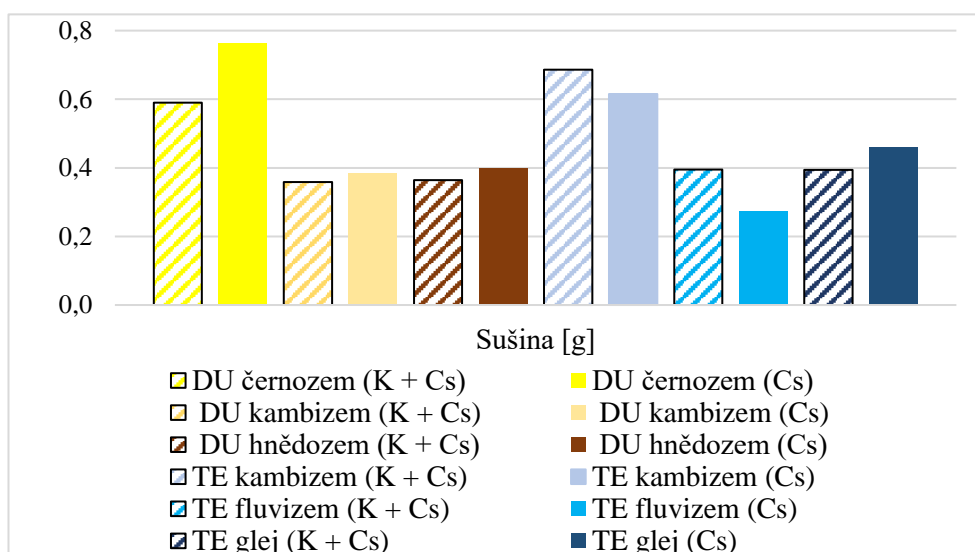
Obr. 47 Porovnání zjištěných hodnot zdravotního stavu ředkviček dle typu půd a způsobu ošetření (K+C<sub>s</sub>) a (C<sub>s</sub>)

V množství sušiny ve skupinách bez ošetření (NC) a s přidáním draslíku  $^{40}\text{K}$  (PC) (Obr. 48) jsou největší rozdíly u typu půdy TE glej (Kautská Hofmanová, 2021).



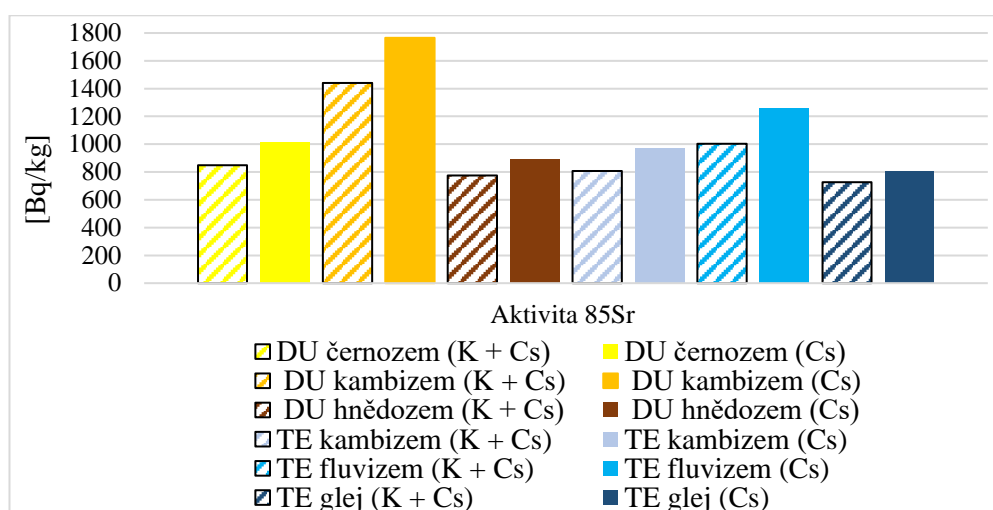
Obr. 48 Porovnání zjištěných hodnot množství sušiny ředkviček dle typu půd a způsobu ošetření (NC) a (PC)

V grafu Obr. 49 je srovnání průměrných hmotností sušiny pro skupiny s ošetřením (K+Cs) a (Cs) na sledovaných typech půd. U vzorků z půdy DU kambize a DU hnědoze (Finkous P., 2021) rozdíly nejsou patrné. U ostatních vzorků jsou rozdíly v množství sušiny v závislosti na ošetření viditelné, ale nejde prohlásit, že je to způsobeno druhem ošetření. U půd DU černoze (Stádníková, 2021) a TE glej (Kautská Hofmanová, 2021) jsou hodnoty množství sušiny vyšší u ošetření (Cs), zatímco u TE kambize (Finkous M., 2021) a TE fluvize (Šestáková, 2021) vykazují vyšší hodnoty sušiny vzorky s ošetřením (K+Cs).



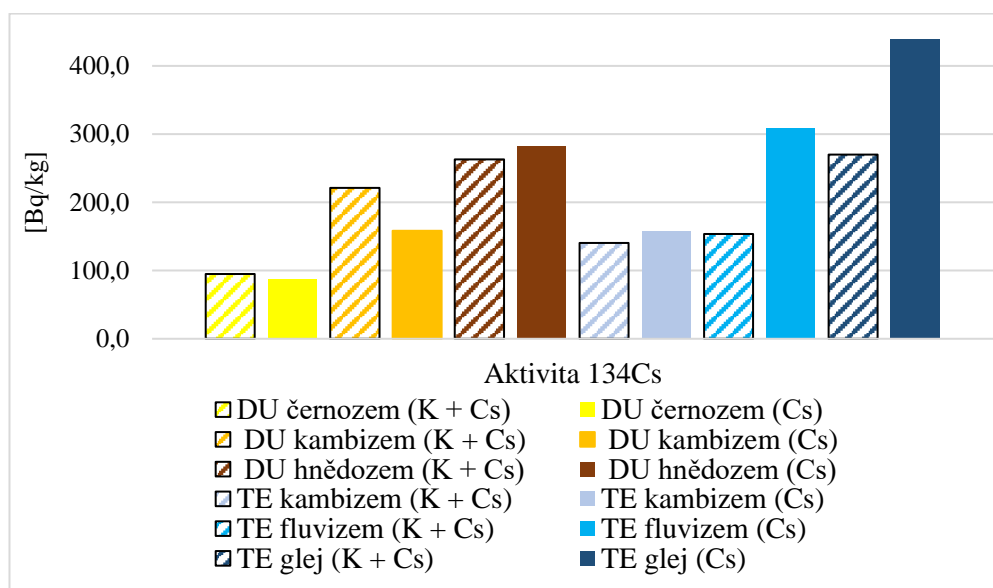
Obr. 49 Porovnání zjištěných hodnot množství sušiny ředkviček dle typu půd a způsobu ošetření (K+Cs) a (Cs)

Výsledky naměřených hodnot  $^{85}\text{Sr}$  u ředkviček (Tab. 26) s ošetřením (K+Cs) na různých typech půd ukazují, že nejnižší průměrnou aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  mají ředkvičky pěstované na typu půdy TE glej (Kautská Hofmanová, 2021) 727 Bq/kg, naopak nejvyšší průměrnou hodnotu aktivity  $^{85}\text{Sr}$  1440 Bq/kg měly ředkvičky pěstované na typu půdy DU kambizem. U ošetření (Cs) tedy bez přidání draslíku nejnižší průměrnou aktivitu  $^{85}\text{Sr}$  806 Bq/kg mají ředkvičky vypěstované na typu půdy TE glej (Kautská Hofmanová, 2021). Naopak nejvyšší průměrnou hodnotu aktivity  $^{85}\text{Sr}$  1766 Bq/kg měly ředkvičky pěstované na typu půdy DU kambizem. V tomto typu půdy jsou průměrné hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  2x větší u obou ošetření (Obr. 50) než na DU hnědozem (Finkous P.,2021).



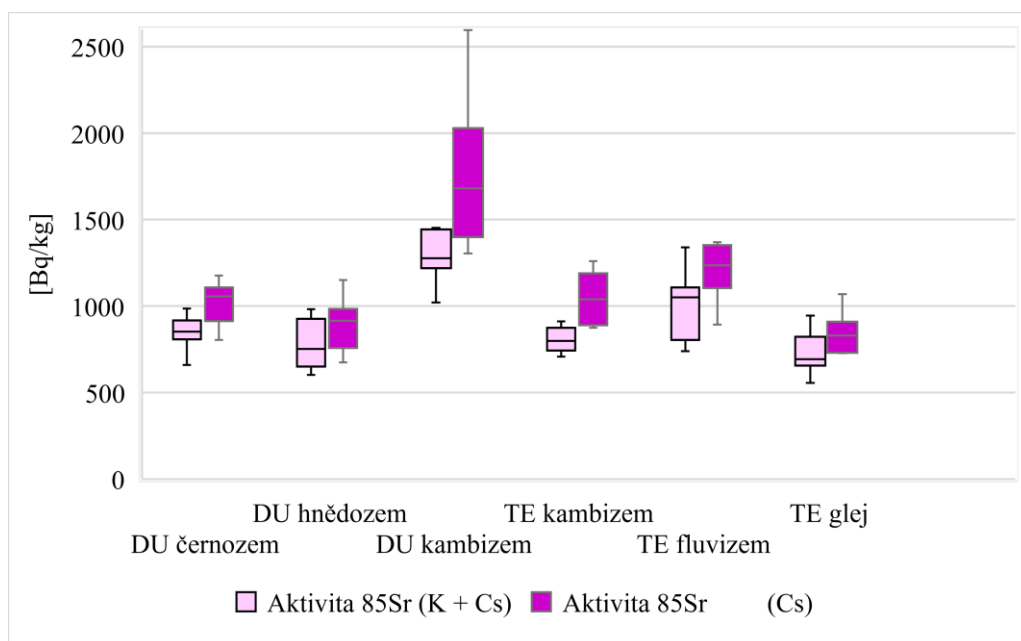
Obr. 50 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkviček dle typu půd při ošetření (K+Cs) a (Cs)

Porovnání průměrných hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  u ředkviček u obou ošetření (K+Cs) i (Cs) a všech typech půd je znázorněno v grafu (Obr. 51).

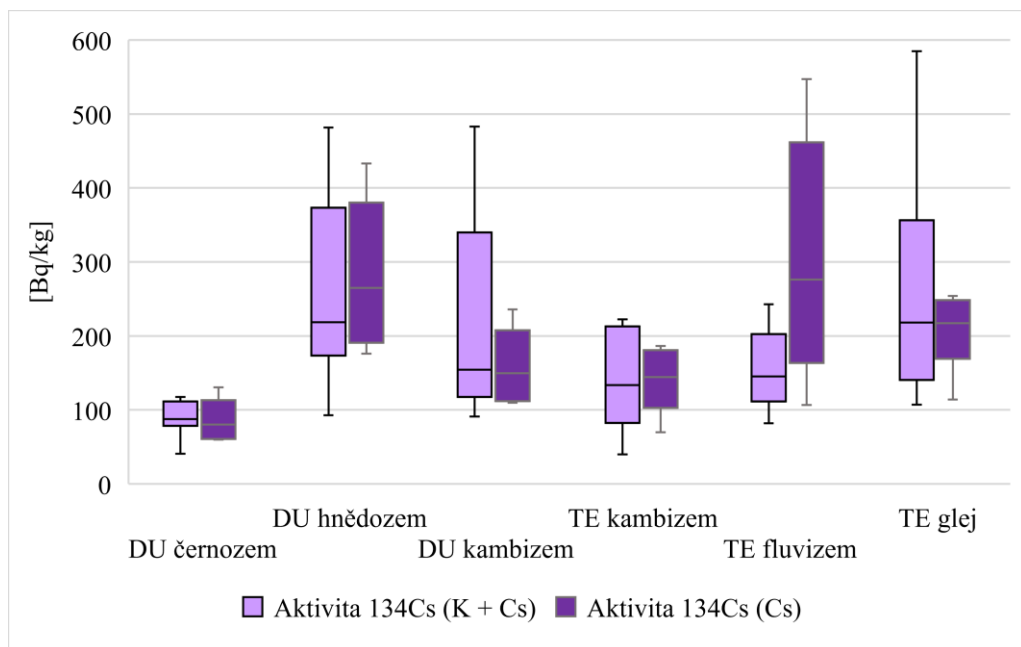


Obr. 51 Porovnání zjištěných hodnot aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v ředkviček dle typu půd při ošetření (K+Cs) a (Cs)

Statistické znázornění výsledků aktivity  $^{85}\text{Sr}$  (Obr. 52) a  $^{134}\text{Cs}$  (Obr. 51) u ředkviček dle druhu ošetření a typu půd. Krabicový graf je statistické grafické znázornění pěti hodnot: minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima.



Obr. 52 Grafické znázornění minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima aktivity  $^{85}\text{Sr}$  ředkviček dle druhu ošetření a typu půd



Obr. 53 Grafické znázornění minima, prvního kvartilu, mediánu, třetího kvartilu a maxima aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ředkviček dle druhu ošetření a typu půd

## 6.4 Transferový koeficient (TK)

Stanovení transferových koeficientů půda-rostlina bylo jedním z cílů práce. Pro stanovení transferových koeficientů existuje několik metodik. Procházka et al., (2015) vytvořili pro modelové prognózní stanovení kontaminace plodin metodiku, která vychází z předpokladu, že do několika dní po případné havárii jaderné elektrárny budou k dispozici minimálně odhady plošné kontaminace povrchu půdy na jejichž základě lze odhadnout kontaminaci plodin  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{134}\text{Cs}$ . Pro zpřesnění těchto odhadů je třeba zjistit více informací o převodních koeficientech radionuklidů na rostliny z různých typů půd (Sedukova, 2020).

Další metodiku pro izotopy cesia ( $^{137}\text{Cs}$  a  $^{134}\text{Cs}$ ) k stanovení transferového koeficientu z půdy do rostlin v laboratorních podmínkách vytvořili (Ježková, Rulík, 2015).

Typ půdy a její chemické vlastnosti jsou důležitými faktory pro příjem radionuklidů rostlinou. Zejména dostupnost výživových analogů sledovaného radionuklidu, celkové nutriční podmínky, stupeň komplexace organickými a anorganickými ligandy v půdě, jílové minerály, pH a dostupnost půdní vody (Tagami et al., 2012).

### 6.4.1 Transferový koeficient (TK) Locika salátová/salát

Zjištěné hodnoty transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro salát v závislosti na způsobu ošetření uvádím v tabulce (Tab. 27). Z tabulky je patrné že TK  $^{85}\text{Sr}$  u salátu je řádově vyšší než TK  $^{134}\text{Cs}$ . Al Attar et al. (2015) uvádí, že navzdory fázím růstu a rozmanitosti rostlin byly transferové koeficienty pro stroncium vždy vyšší než hodnoty pro cesium.

Tab. 27 Transferové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro salát dle typu půd a poměr mezi TK pro  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$

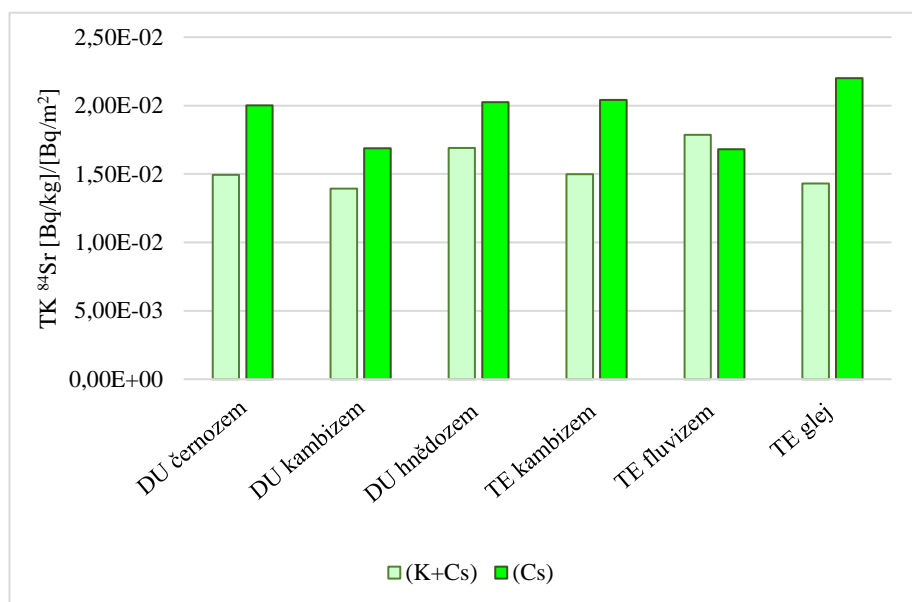
Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$ salát [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ salát [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Poměr Sr / Cs	Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$ salát [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ salát [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Poměr Sr / Cs
DU černozem	K + Cs	1,49E-02	2,56E-04	58,5	DU černozem	Cs	2,00E-02	4,41E-04	45,3
DU kambizem	K + Cs	1,39E-02	2,79E-04	50,0	DU kambizem	Cs	1,69E-02	2,47E-04	68,2
DU hnědozem	K + Cs	1,69E-02	7,80E-04	21,7	DU hnědozem	Cs	2,02E-02	1,10E-03	18,3
TE kambizem	K + Cs	1,50E-02	1,41E-04	106,4	TE kambizem	Cs	2,04E-02	1,22E-04	168,0
TE fluvizem	K + Cs	1,79E-02	1,82E-04	97,9	TE fluvizem	Cs	1,68E-02	1,42E-04	118,5
TE glej	K + Cs	1,43E-02	1,28E-04	111,7	TE glej	Cs	2,20E-02	1,06E-04	207,3

Vysvětlivky: DU černozem - lokalita Dukovany typ půdy černozem luvičká  
 DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 DU hnědozem - lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální  
 TE kambizem - lokalita Temelín typ půdy kambizem modální  
 TE fluvizem - lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová  
 TE glej - lokalita Temelín typ půdy glej modální  
 Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}$  +  $^{134}\text{Cs}$  +  $^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs}$  +  $^{85}\text{Sr}$   
 TK  $^{85}\text{Sr}$  - Transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  půda-rostlina [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK  $^{134}\text{Cs}$  - Transferový koeficient pro  $^{134}\text{Cs}$  půda-rostlina [Bq/kg suš.]



Porovnáním zjištěných transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  pro salát na různých typech půd (Obr. 54) s ošetřením (K+C<sub>s</sub>) a (C<sub>s</sub>) je viditelné, že přítomnost draslíku ovlivňuje vstřebávání  $^{85}\text{Sr}$  salátem. Výjimkou v tomto případě je TK Te fluvizem (Šestáková, 2021), kde s ošetřením draslíkem je jeho hodnota vyšší než bez jeho přidání. Toto zřejmě způsobuje složení půdy, a to obsah jílovitých částí v ní. Jak uvádí Giannakopoulou et al. (2007) sorpce radionuklidů souvisí s fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy např. obsahem jílu, pH a dalších. Dle Burgera a Lichtscheidl (2018) souvisí i množstvím a dostupností draslíku.

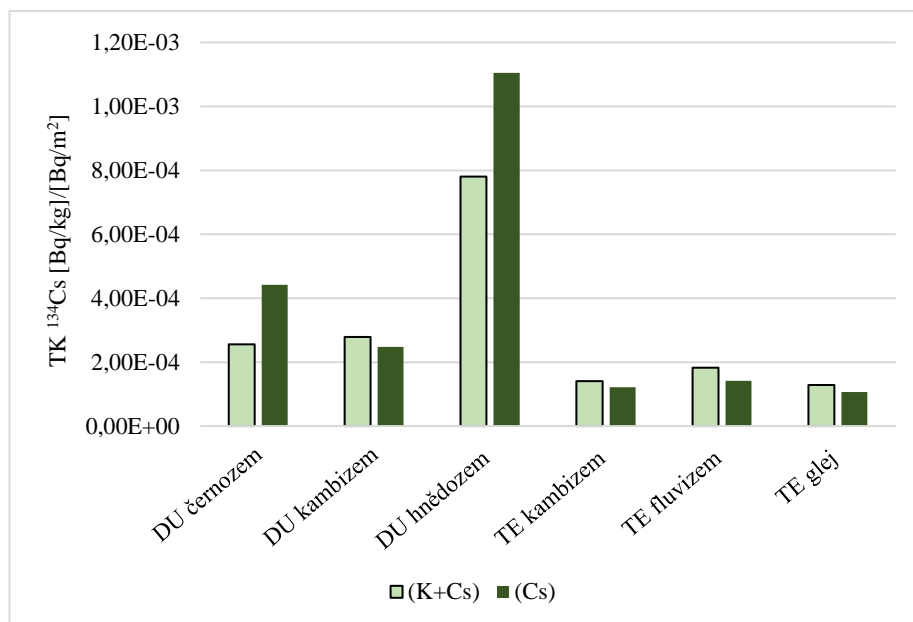
Stroncium není pro rostliny základním prvkem, ale často se však vyskytují vysoké faktory přenosu z půdy na plodinu. Toto způsobuje i vápník Ca, který je základním prvkem pro rostliny a nachází se ve stejné skupině prvků jako stroncium Sr (Tagami, Uchida, 2017).



Obr. 54 Porovnáním transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  pro salát na různých typech půd s ošetřením (K+C<sub>s</sub>) a (C<sub>s</sub>)

V grafu (Obr. 55) ze zjištěných hodnot transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  pro salát na různých typech půd s ošetřením (K+C<sub>s</sub>) a (C<sub>s</sub>) viditelně vybočuje hodnota TK pro DU Hnědozem u obou ošetření (Finkous P., 2021). Pro ošetření (K+C<sub>s</sub>) je to hodnota  $7,80\text{E}-04$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření (C<sub>s</sub>) ještě téměř 1,5krát vyšší  $1,10\text{E}-03$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]. Toto může být způsobeno nízkým původním množstvím draslíku v odebrané půdě DU Hnědozem (pozemek pro odběr vzorku nebyl pohnojen), koresponduje to i se zjištěnými výsledky aktivity  $^{40}\text{K}$  v rostlinách salátu, kdy v porovnání s aktivitami  $^{40}\text{K}$  na ostatních typech půd (Tab. 28) je obsah draslíku v salátu u DU hnědozem o 43% menší než u ostatních sledovaných půd.

Jak uvádí (De Medici et al., 2019) zvýšením koncentrace K se snížilo množství Cs transportovaných z kořenů do listů, což potvrzuje, že K působí jako živina pro rostlinu, a proto mají kořeny tendenci absorbovat ji účinněji než Cs, což nemá žádný pozitivní vliv na růst rostlin.



Obr. 55 Porovnáním transferových koeficientů <sup>134</sup>Cs pro salát na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs)

Tab. 28 Zjištěná aktivita <sup>40</sup>K v salátu

Typy půdy	Aktivita <sup>40</sup> K [Bq/kg]
DU černozem	3337
DU kambizem	2403
DU hnědozem	3122
TE kambizem	3853
TE fluvizem	3369
TE glej	3500

Vysvětlivky: DU černozem luvická - lokalita Dukovany typ půdy černozem luvická  
 DU kambizem modální - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 DU hnědozem modální - lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální  
 TE kambizem modální - lokalita Temelín typ půdy kambizem modální  
 TE fluvizem glejová - lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová  
 TE glej modální - lokalita Temelín typ půdy glej modální  
 Aktivita <sup>40</sup>K - naměřená aktivita u <sup>40</sup>K [Bq/kg]

#### 6.4.2 Transferový koeficient (TK) Cibule kuchyňská

Zjištěné hodnoty transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr a <sup>134</sup>Cs pro cibuli v závislosti na způsobu ošetření uvádím v tabulce (Tab. 29). TK <sup>85</sup>Sr u cibule je vyšší než TK <sup>134</sup>Cs.

Příjmu stroncia do kořenů rostlin mohou konkurovat ionty, jako je vápník, hořčík, draslík, sodík a železo, které by proto měly být v půdě k dispozici v dostatečném množství. Některé půdní bakterie a mykorhizní houby jsou navíc schopny imobilizovat radiostroncium v půdě (Burger, Lichtscheidl, 2019).

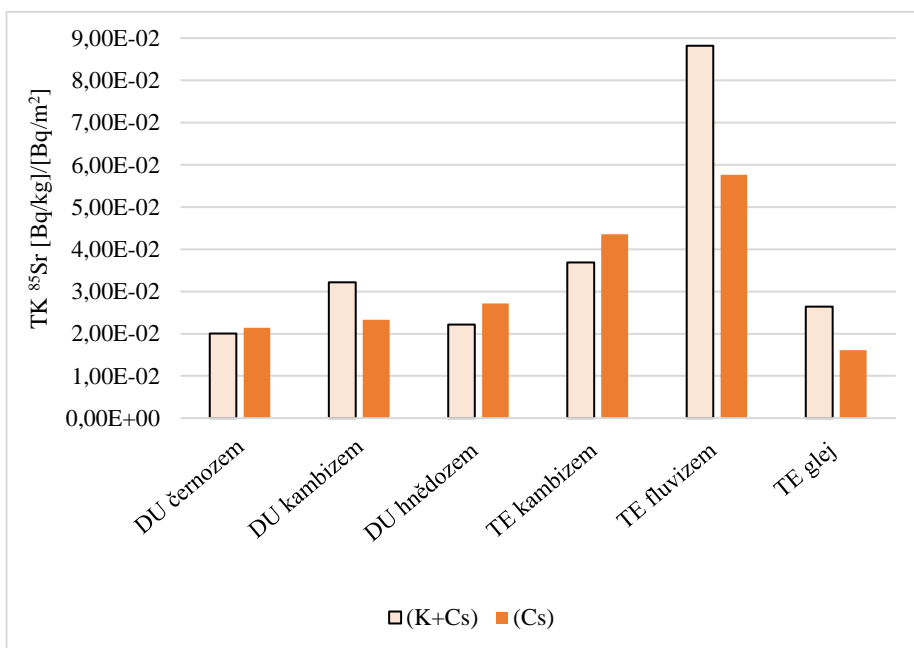
Byrzrejewska-Piotrowska a Urban (2004) ve své studii uvádí, pozorování snížení obsahu  $^{137}\text{Cs}$  v kořenech rostlin cibule po několika dnech po kontaminaci, zatímco obsah v listech nebyl změněn. Cibule do značné míry hromadí cesium. Ukázalo se, že *Allium cepa* umí čerpat cesium ze spadu a působí jako zásobárna  $^{137}\text{Cs}$ , ze které se pak uvolňuje do neznečištěné půdy. Rostlina cibule může hrát důležitou roli v recyklaci cesia tím, že usnadní přenos spadu  $^{137}\text{Cs}$  do půdy.

Tab. 29 Transferové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  pro cibuli dle typu půd a poměr mezi TK pro  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$

Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$	TK $^{134}\text{Cs}$	Poměr Sr / Cs	Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$	TK $^{134}\text{Cs}$	Poměr Sr / Cs
		[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]				[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	
DU černoze	K + Cs	2,00E-02	2,42E-03	8,3	DU černoze	Cs	2,14E-02	2,95E-03	7,2
DU kambizem	K + Cs	3,22E-02	1,44E-03	22,4	DU kambizem	Cs	2,33E-02	1,91E-03	12,2
DU hnědozem	K + Cs	2,22E-02	3,04E-03	7,3	DU hnědozem	Cs	2,72E-02	3,10E-03	8,8
TE kambizem	K + Cs	3,69E-02	2,89E-03	12,8	TE kambizem	Cs	4,35E-02	5,60E-03	7,8
TE fluvizem	K + Cs	8,82E-02	9,88E-03	8,9	TE fluvizem	Cs	5,76E-02	4,99E-03	11,6
TE glej	K + Cs	2,64E-02	4,28E-03	6,2	TE glej	Cs	1,61E-02	1,80E-03	8,9

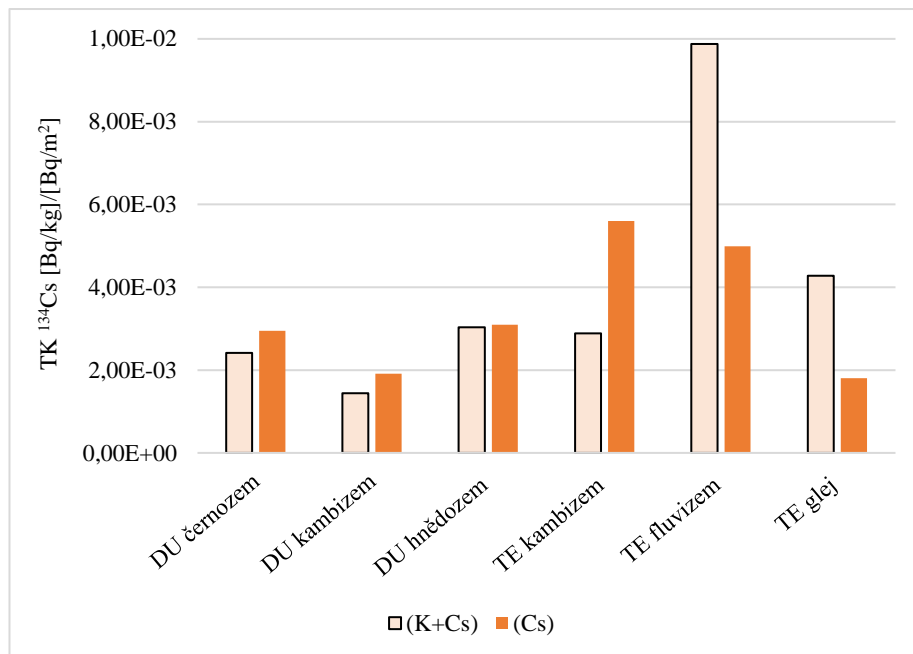
Vysvětlivky: DU černoze - lokalita Dukovany typ půdy černoze luvičká  
 DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
 DU hnědozem - lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální  
 TE kambizem - lokalita Temelín typ půdy kambizem modální  
 TE fluvizem - lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová  
 TE glej - lokalita Temelín typ půdy glej modální  
 Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K} + ^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 - Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
 TK  $^{85}\text{Sr}$  - Transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  půda-rostlina [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
 TK  $^{134}\text{Cs}$  - Transferový koeficient pro  $^{134}\text{Cs}$  půda-rostlina [Bq/kg suš.]

Porovnáním zjištěných transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  (Obr. 56) a  $^{134}\text{Cs}$  (Obr. 57) pro cibuli na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs) je viditelná značně vyšší hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  pro oblast TE fluvizem (Šestáková, 2021) pro ošetření (K+Cs) je to hodnota 8,82E-02 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření (Cs) 5,76E-02 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>].



Obr. 56 Porovnáním transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  pro cibuli na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs)

TK  $^{134}\text{Cs}$  pro cibuli je také nejvyšší pro oblast TE fluvizem (Šestáková, 2021) pro ošetření (K+Cs) je to hodnota  $9,88\text{E}-03$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], u ošetření (Cs) má TK nejvyšší hodnotu pro oblast TE kambizem  $5,60\text{E}-02$  [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] (Finkous P., 2021).



Obr. 57 Porovnáním transferových koeficientů  $^{134}\text{Cs}$  pro cibuli na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs)

### 6.4.3 Transferový koeficient (TK) Ředkev setá-ředkvičky

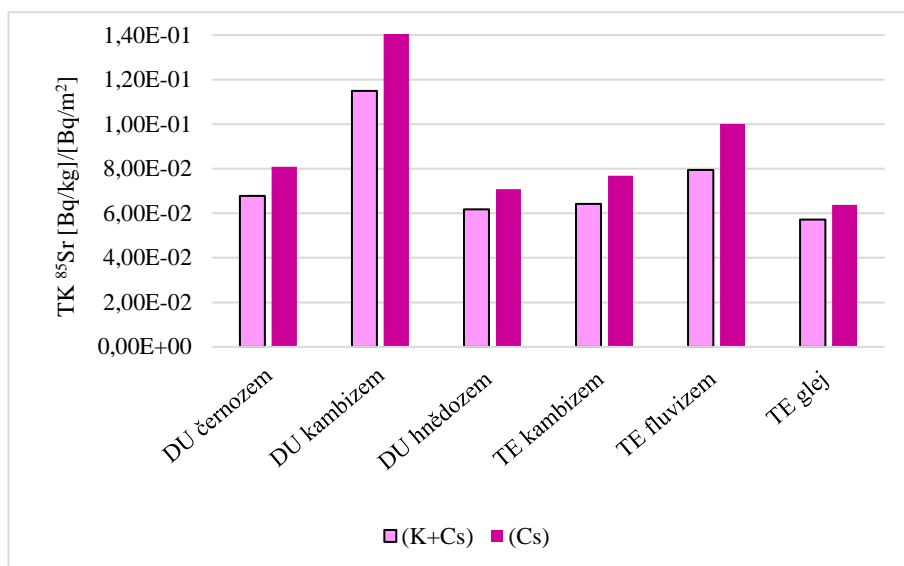
Ze jistěných hodnot transferových koeficientů  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  (Tab. 30) pro ředkvičky v závislosti na způsobu ošetření a typu půd se výrazně odlišují TK  $^{85}\text{Sr}$  z mé oblasti DU kambizem (Obr. 58). Hodnota TK  $^{85}\text{Sr}$  s ošetřením (K+Cs) je cca 1,5x vyšší než u ostatních oblastí.

Tab. 30 Transferové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  ředkviček dle typu půd a poměr mezi TK pro  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$

Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$ ředkvička [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ ředkvička [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Poměr Sr / Cs	Typ půdy	Ošetření	TK $^{85}\text{Sr}$ ředkvička [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	TK $^{134}\text{Cs}$ ředkvička [Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Poměr Sr / Cs
DU černozem	K + Cs	6,78E-02	7,54E-04	89,9	DU černozem	Cs	8,09E-02	6,88E-04	117,6
DU kambizem	K + Cs	1,15E-01	1,76E-03	65,3	DU kambizem	Cs	1,41E-01	1,26E-03	111,9
DU hnědozem	K + Cs	6,17E-02	2,09E-03	29,6	DU hnědozem	Cs	7,08E-02	2,23E-03	31,7
TE kambizem	K + Cs	6,41E-02	1,11E-03	57,6	TE kambizem	Cs	7,68E-02	1,24E-03	62,1
TE fluvizem	K + Cs	7,95E-02	1,21E-03	65,6	TE fluvizem	Cs	1,00E-01	2,45E-03	40,8
TE glej	K + Cs	5,71E-02	2,12E-03	26,9	TE glej	Cs	6,38E-02	3,46E-03	18,5

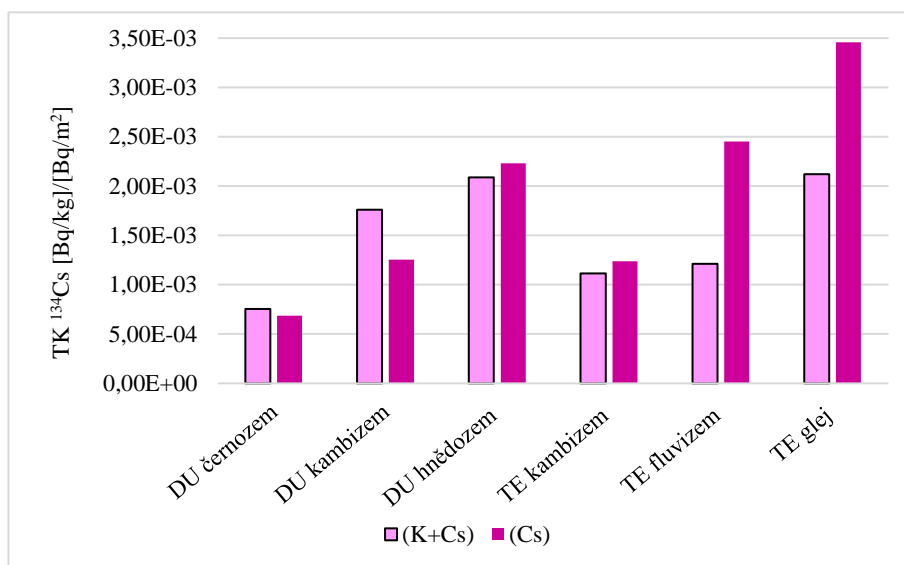
Vysvětlivky: DU černozem - lokalita Dukovany typ půdy černozem luvičká  
DU kambizem - lokalita Dukovany typ půdy kambizem modální  
DU hnědozem - lokalita Dukovany typ půdy hnědozem modální  
TE kambizem - lokalita Temelín typ půdy kambizem modální  
TE fluvizem - lokalita Temelín typ půdy fluvizem glejová  
TE glej - lokalita Temelín typ půdy glej modální  
Ošetření - K+CS= přidáno  $^{40}\text{K}+^{134}\text{Cs}+^{85}\text{Sr}$   
- Cs = přidáno  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$   
TK  $^{85}\text{Sr}$  - Transferový koeficient pro  $^{85}\text{Sr}$  půda-rostlina [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>]  
TK  $^{134}\text{Cs}$  - Transferový koeficient pro  $^{134}\text{Cs}$  půda-rostlina [Bq/kg suš.]

Penrose et al. (2015) ve své práci uvádějí, že odrůdy s nízkou akumulací Sr mají také nižší koncentrace Ca, zatímco u odrůd s nízkou akumulací Cs nebylo prokázáno, že by měly nízkou akumulaci K. Koncentrace Cs a Sr v rostlinách spolu nesouvisely, což naznačuje, že nalezení odrůd vykazujících nízkou akumulaci Sr i Cs nemusí být proveditelné.



Obr. 58 Porovnáním transferových koeficientů <sup>85</sup>Sr ředkviček na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs)

V grafu (Obr. 59) se transferový koeficient <sup>134</sup>Cs s ošetřením (K+Cs) výrazněji liší u oblasti TE glej (Kautská Hofmanová, 2021) a DU hnědozem (Finkous P., 2021). U ošetření (Cs) je nejvyšší hodnota 3,46E-03 [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>] u vzorků z oblasti TE glej (Kautská Hofmanová, 2021).



Obr. 59 Porovnáním transferových koeficientů <sup>134</sup>Cs ředkviček na různých typech půd s ošetřením (K+Cs) a (Cs)

Tab. 31 Průměrné transferové koeficienty  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  zkoumaných plodin a jejich vzájemné poměrové porovnání

Plodina	TK $^{85}\text{Sr}$	TK $^{134}\text{Cs}$	Poměr
	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	[Bq/kg]/[Bq/m <sup>2</sup> ]	Sr / Cs
Salát	1,74E-02	3,27E-04	53,3
Cibule	3,46E-02	3,69E-03	9,4
Ředkvičky	8,15E-02	1,70E-03	48,0
Poměr cibule/salát	2,0	11,3	
Poměr ředkvička/cibule	2,4	0,5	
Poměr ředkvička/salát	4,7	5,2	

Jak zmiňují ve své práci Melnitchouck, Hodson (2004) faktory přenosu půda-rostlina pro Cs a Sr byly analyzovány ve vztahu k vlastnostem půdy, plodinám a odrudám plodin. Dvě plodiny salát a ředkvička byly pěstovány na pěti různých půdách upravených pomocí Cs a Sr. Příjem Cs a Sr rostlinami závisel jak na vlastnostech rostlin, tak na půdě. Existovaly významné rozdíly mezi faktory přenosu půda-rostlina pro každý typ rostliny při dvou koncentracích půdy. Při každé koncentraci půdy bylo asi 60 % rozptylu v zachytávání Cs a Sr způsobeno vlastnostmi půdy. Pro danou koncentraci Cs nebo Sr v půdě byly nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím přenos těchto prvků do půdy a rostlin spíše půdní vlastnosti než plodiny nebo odrůdy plodin. U zde uvažovaných odrůd by tedy byl přenos Cs a Sr mezi rostlinami nejlépe regulován prostřednictvím správy půdních vlastností.

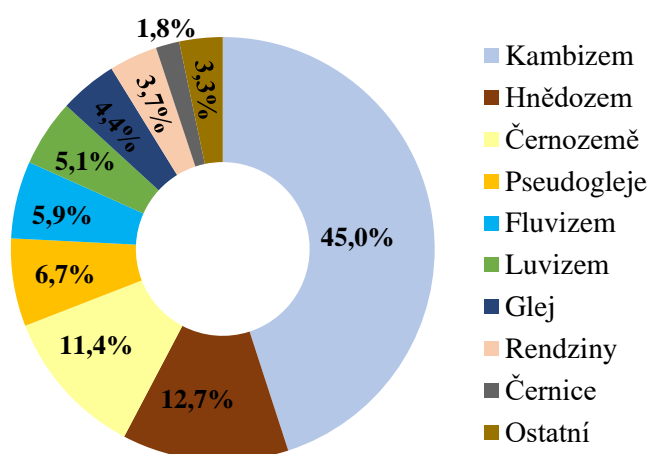
Různorodost transferových koeficientů mezi rostlinami stejného druhu na různých typech půd je zdokumentovaná i v této diplomové práci v kapitolách 6.4.1, 6.4.2 a 6.4.3.

## 6.5 Uplatnění výsledků poloprovozního experimentu v návaznosti na zastoupení půdních typů v České republice

V rámci poloprovozního experimentu (Pecharová et al., 2019) jako součást projektu č. VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií, bylo mnou a týmem mých kolegů z FŽP ČZU na podzim roku 2019 odebráno celkem 150 vzorků v šesti nejrozšířenějších půdních typech v havarijních zónách jaderných elektráren Dukovany a Temelín. Z celkového zastoupení půdních typů (Poláková et al., 2017) v České republice (Tab. 32 a Obr. 60) jsme s kolegy v projektu zastoupili cca 79 % nejčastěji se vyskytujících typů půd v České republice. Lze tedy říct, že jsme obsáhli cca  $\frac{3}{4}$  všech typů půd nacházejících se na území naší republiky, a tak po ukončení celého projektu bude možná aplikovatelnost jeho výsledků i na ostatních územích v republice s totožným typem půdy.

Tab. 32 Procentické zastoupení půdních typů v ČR

Typ půdy	podíl % v ČR
Kambizem	45
Hnědozem	12,7
Černozemě	11,4
Pseudogleje	6,7
Fluvizem	5,9
Luvizem	5,1
Glej	4,4
Rendziny	3,7
Černice	1,8
Ostatní	3,3



Obr. 60 Grafické znázornění procentního zastoupení půdních typů v ČR

Po jaderné havárii dochází ke kontaminaci životního prostředí jaderným materiálem. V důsledku suché i mokré depozice se radionuklidy dostávají do půdy a z ní dále do rostlin. Toto nastane v poměrně krátkém časovém horizontu, ale následné ovlivňování zemědělské produkce na těchto půdách je zejména v případě radionuklidu cesia na dlouhý časový horizont.

Nedostatek konzistence v příjmu Cs nebo Sr odrůdami, které se projevují jak v experimentech s použitím stejných odrůd pěstovaných v různých půdách, tak v těch, které používají stejné odrůdy pěstované v různých časech, naznačuje, že půda a další faktory během vegetačního období ovlivňují akumulaci Sr a Cs ve větší míře než genotypové rozdíly. Množství dat pro každé z těchto srovnání však není dostatečně velké, aby bylo možné vyvodit spolehlivé závěry (Penrose et al., 2015).

## 7. Závěr

V rámci své spolupráce na poloprovozním experimentu – projektu MV VI20192022153-Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií bylo získat data, která povedou k vývoji uživatelského softwaru, který umožní předpovídat obsah radionuklidů u jednotlivých druhů rostlin v návaznosti na obsahy radionuklidů v různých typech půd. V rámci pracovní skupiny řešitelů z ČZU FŽP, proběhl na podzim roku 2019 odběr půd v havarijních zónách jaderné elektrárny Dukovany a Temelín. Moje vzorky byly odebrány na plochách v havarijní zóně jaderné elektrárny Dukovany na typu půdy kambizem modální. Na jaře 2020 pak proběhla jejich kontaminace, pěstování plodin, jejich ošetřování a sklizeň. Rozbor všech odebraných vzorků byl proveden v laboratořích SÚRO jejich zaměstnanci metoda polovodičové spektrometrie gama, která je v laboratořích SÚRO akreditována.

Získaná data byla dále zpracována, aby bylo možné výsledky vyhodnotit a také porovnat s výsledky ostatních kolegů, kteří pracovali na stejném projektu, ale na jiných typech půd.

Získané hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  byly největší u ředkve seté-ředkvičky, kde průměrná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  je 1026 Bq/kg. Cesium z půdy nejvíce přijímala cibule kuchyňská, kde průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  je 492 Bq/kg, ale zároveň nejméně přijímala stroncium, jehož průměrná zjištěná hodnota je 800 Bq/kg.  $^{134}\text{Cs}$  nejméně přijímala locika salátová/salát u níž byla aktivita  $^{134}\text{Cs}$  46,8 Bq/kg, což je hodnota 4x menší než u ředkve seté/ředkvičky. Poměr mezi průměrnými hodnotami transferového koeficientu pro  $^{85}\text{Sr}$  a  $^{134}\text{Cs}$  je u jednotlivých plodin rozdílný. Pro lociku salátovou/salát je 53, pro cibuli kuchyňskou 9,4 a pro ředkev setou-ředkvičky 48. Transferový koeficient  $^{85}\text{Sr}$  je několikanásobně vyšší než transferový koeficient  $^{134}\text{Cs}$ .

Z výsledků u jednotlivých plodin na různých typech půd je patrný vliv draslíku, ale závislost mezi jeho obsahem v půdě a faktory přenosu není prokázána z důvodu vysokých koncentrací dostupného K.

Každý radionuklid má své specifické chování, které je známé a předvídatelné. Při jaderné havárii, ale do tohoto chování vstupují další faktory jako je půdní typ, množství živin a další fyzikálně chemické vlastnosti půd, klimatické podmínky, ale i rostlinné druhy, které ovlivňují jeho chování a přestup do rostlin. Proto je třeba prozkoumat



návaznosti a všechny ostatní vlivy, které jeho chování ovlivňují a vytvořit vhodný uživatelský software, který bude do budoucna přínosem v případě jaderné havárie, aby bylo v co nejkratší době možné identifikovat rizikové faktory pro zemědělskou produkci a tím i ovlivnění potravinového řetězce. Protože vždy existuje hrozba, že může dojít k další jaderné havárii ať už chybou lidského faktoru nebo třeba v důsledku mimořádných přírodních jevů.

## 8. Přehled literatury a použitých zdrojů

### 8.1 Literatura

- Aarkrog A., 2003: Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, V. 50, I. 17–21, P. 2597-2606.
- Aba A., Ismaeel A., Al-Boloushi O., 2020. Estimation of radiostrontium, radiocesium and radiobarium transfer from arid soil to plant: A case study from Kuwait. Nuclear Engineering and Technology. Safat Kuvajt.
- Al Attar L., Al-Oudat M., Safia B., Ghani B.A., 2015: Transfer factor of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  to lettuce and winter wheat at different growth stage applications. Journal of Environmental Radioactivity, V. 150, P. 104-110.
- Anspaugh L.R., Balonov M., 2005: Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. In: Proceedings of the International Conference: Chernobyl–Looking Back to Go Forward, Towards a United Nations Consensus on the Effects of the Accident and the Future, P. 6–7.
- Ashraf M. A., Akihiro T., Ito K., Kumagai S., Sugita R., Tanoi K., Rahman A., 2021: ATP binding cassette proteins ABCG37 and ABCG33 function as potassium-independent cesium uptake carriers in Arabidopsis roots. Molecular Plant 14, P. 1–15.
- Bengtsson S. B., Eriksson J., Gärdenäs A. I., Vinichuk M., Rosén K., 2013: Accumulation of wet-deposited radiocaesium and radiostrontium by spring oilseed rape (*Brassica napus* L.) and spring wheat (*Triticum aestivum* L.). Environmental Pollution, V. 182, P. 335-342.
- Bockheim J.G., Gennadiyev A.N., Hartemink A.E., Brevik E.C., 2014: Soil-forming factors and Soil Taxonomy. Geoderma, V. 226–227, P. 231-237.
- Burger A., Lichtscheidl I., 2018: Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. Science of The Total Environment, V.618, 1459-1485.
- Burger A., Lichtscheidl I., 2019: Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. Science of The Total Environment, V.653, P. 1458-1512.
- Bystrzejewska-Piotrowska G., Urban P.L., 2004: Accumulation and translocation of cesium-137 in onion plants (*Allium cepa*). Environmental and Experimental Botany, V. 51, I. 1, P. 3-7.
- Culek M., Grulich V., Laštůvka Z., Divíšek J., 2013. Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita, Brno.
- Čech L., Šumpich J., Zabloužil V. a kol., 2002: Jihlavsko. Chráněná území ČR. VII. Vyd. 1. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno.
- De Koning A., Comans R.N.J., 2004: Reversibility of radiocaesium sorption on illite2 Associate editor: D. L. Sparks, Geochimica et Cosmochimica Acta, V. 68, P. 2815-2823.

- De Medici D., Komínková D., Race D., 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*, V. 171, P. 558-563.
- Demek J., Mackovčín P., a kolektiv, 2006: Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny, 2. vyd. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR – AOPK ČR, Brno.
- Djelic G., Krstic D., Stajic J. M., Milenkovic B., Topuzovic M., Nikezic D., Kostic D., 2016: Transfer factors of natural radionuclides and <sup>137</sup>Cs from soil to plants used in traditional medicine in central Serbia. *Journal of environmental radioactivity*, V. 158, P. 81-88.
- Finkous M., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. ČZU Praha.
- Finkous P., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu hnědozemě (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment ČZU Praha.
- Franěk T., Průša R., Kukačka J., Kizek R., 2009: Stroncium v laboratorní medicíně. *Klin. Biochem. Metab.*, No. 4, P. 239-244.
- Giannakopoulou F., Haidouti C., Chronopoulou A., Gasparatos D., 2007: Sorption behavior of cesium on various soils under different pH levels. *Journal of Hazardous Materials*, V. 149, I. 3, P. 553-556.
- Gupta D., Dharmendra K., et al., 2018: Strontium in the Ecosystem: Transfer in Plants via Root System. Springer International Publishing, Cham. P. 1–18.
- Hauptman I., Kukul Z., Pošmourný K., 2009: Půda v České republice. Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo zemědělství vydal Consult, Praha.
- Housercroft C. E., Sharpe A. G., 2014: Anorganická chemie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.
- Hrádek M., 2003: Systémová analýza provozu energetické soustavy Dukovany - Dalešice a impaktů do okolní krajiny in Adamec M., Andrejkovič T., Kirchner K., Hofírková S., Bizubová M., Červinka P., Czudek T., Čech S., Demek J., Dwucet K., Śnieszko Z., Dulias R., Grešková A., Hrádek M., Hradecký J., Hartvich F., Janský B., Kirchner K., Kliment Z., Klimeš J., Kopp J., Křížek M., Kudrnovský E., Lehovský M., Minár J., Máčka Z., Mentlík P., Molenda T., Nývlt D., Nezvalová J., Ovchinnikov G. I., Pánek T., Pelka-Gościniak J., Petrová A., Ryppl J., Rzetala M. A., Smolová I., Sedlák P., Stolínová E., Vilímek V., Szczypek T., Snytko V. A., Stachurski R., Stolínová E., Šťastný V., Šobr M., Šperl J., Svobodová R., Tremel V., Unucka J., Vilímek V., Valigurský V., Wach J., 2003: Systémová analýza provozu energetické soustavy Dukovany-Dalešice a impaktů do okolní krajiny. Geomorfologický sborník 2, Západočeská univerzita Plzeň.
- International Atomic Energy Agency (IAEA), 2010: Handbook of parameter values for prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments IAEA. Technical Report Series No. 472, P. 208. Vienna.
- Jandák J., 2003: Cvičení z půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno.
- Ježková T., Rulík P., 2015: Zpráva SÚRO 53/2015, Stanovení transferového koeficientu půda-rostlina v laboratoři – Metodika. SÚRO, Praha.

- Johan E., Yamada T., Munthali M.W., Kabwadza-Corner P., Aono H., Matsue N., 2015: Natural Zeolites as Potential Materials for Decontamination of Radioactive Cesium. *Procedia Environmental Sciences*, V. 28, P. 52-56.
- Juranová E., Hanslík E., 2014: Metoda stanovení sorpční charakteristiky pro umělé radionuklidy v hydrosféře. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha.
- Jursík F., 2002. Anorganická chemie kovů. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.
- Kautská Hofmanová V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem modálních glejů v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. ČZU Praha
- Kolegerová A., Janíková J., Mynář P., Nezvalová Švábová J., Kučírková M., 2009: Územní studie plochy pro ověření lokalizace a rozšíření Jaderné elektrárny Dukovany. Arch. Desing s.r.o., AMEC s.r.o., Brno.
- Kovacheva P., Slaveikova M., Todorov B., Djingova R., 2014: Influence of temperature decrease and soil drought on the geochemical fractionation of  $^{60}\text{Co}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in fluvisol and cambisol soils. *Applied Geochemistry*. V. 50, P. 74-81.
- Kukul Z., Němec J., Pošmourný K., 2005: Geologická paměť krajiny. Česká geologická služba, Praha.
- Kukul Z., Reichmann F., 2000: Horninové prostředí České republiky: jeho stav a ochrana. Český geologický ústav, Praha.
- Kulveitová H., Evropský sociální fond, 2007: Chemie II: (chemie prvky). VŠB – Technická univerzita Ostrava, Ostrava.
- Labunská I., Kashparov V., Levchuk S., Santillo D., Johnston P., Polishchuk S., Lazarev N., Khomutinin Y., 2018: Current radiological situation in areas of Ukraine contaminated by the Chernobyl accident: Part 1. Human dietary exposure to Caesium-137 and possible mitigation measures. *Environment International*, V. 117, P. 250-259.
- Melnitchouk A., Hodson M., 2004: Genotype x environment interaction in the uptake of Cs and Sr from soils by plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, V. 167, P. 62-78.
- Mísař Z., Novák Š., 1983: Geologie ČSSR: celost. vysokošk. učebnice pro stud. přírodověd. fakult, stud. oboru geochemie a zákl. a ložisková geologie, [Díl] 1: Český masív. SPN, Praha.
- Němeček J., Muhlhanslová M., Macků J., Vokoun J., Vavříšek D., Novák P., 2011: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. 2. uprav.vyd., Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Nielsen S. P., 2004: The biological role of strontium. *Bone*, V. 35, P. 583-588.
- Pavlů L., 2018: Základy pedologie a ochrany půdy. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- 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.

- Penrose B., Beresford N.A., Broadley M.R., Crout N.M.J., 2015: Inter-varietal variation in caesium and strontium uptake by plants: a meta-analysis. *Journal of Environmental Radioactivity*, V. 139, P.103-117.
- Poláková Š., Kubík L., Prášková L., Malý S., Němec P., Staňa J., 2017: Monitoring zemědělských půd v České republice 1992-2013. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Sekce zemědělských vstupů, Brno
- Pröhl G., 2009: Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of Environmental Radioactivity*, V. 100, P. 675-682.
- Procházka P., Brom J., Nedbal V., Vinciková H., Hůlka J., Malátová I., Rulík P., Škrkal J., 2015: Metodika pro modelové prognózní stanovení kontaminace plodin (v prvním a dalších letech po havárii). SURO, Praha. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, České Budějovice.
- Rejšek K. Vácha R., 2018: Nauka o půdě. Agriprint, s.r.o., Olomouc.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Dagueuet, J., & Pecharová, E., 2017: Stable cesium (<sup>133</sup>Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, V. 139, P. 301-307.
- Rosén K., Haak E., Eriksson A., 1998: Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden: III. County of Västernorrland. *Sci. Total Environ.*, V. 209, P. 91-105.
- Santschi P.H., Zhang C. Xu, S., Schwehr K.A., Lin P., Yeager C.M., Kaplan D.I., 2017: Recent advances in the detection of specific natural organic compounds as carriers for radionuclides in soil and water environments, with examples of radioiodine and plutonium. *Journal of Environmental Radioactivity*, V. 171, P. 226-233.
- Sedukova V.G., (2020): Zdokonalení systému reakce v rostlinné výrobě při radioaktivní kontaminaci území v rámci zadání "Optimalizace opatření v rostlinné výrobě na území kontaminovaném v důsledku jaderné havárie. Národní akademie věd Běloruska. SVI Ústav radiobiologie NAV Běloruska. Gomel. Bělorusko.
- Smatanová M., Sušil A., 2018: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2012–2017. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Sekce zemědělských vstupů, Brno.
- Stádníková D., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu černozem (havarijní zóna EDU) - poloprovozní experiment. ČZU Praha.
- Stanečková P., Pecharová E., Stalmachová B., 2018: The values of the spatial dose equivalent of gamma radiation in selected localities of the Moravian – silesian region (Czech republic). *International Multidisciplinary Scientific GeoConference*: V.18.5.2, P. 995-1001.
- Šemora P., Nezvalová Švábová J., Vymazal P., 2017: Aktualizace Územní studie ověření lokalizace a rozsahu rozšíření Jaderné elektrárny Dukovany. Amec Foster Wheeler s.r.o., Brno.

- Šestáková K., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem fluvizemí v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. ČZU Praha.
- Šimek M., Biologická fakulta, 2003: Základy nauky o půdě, 3: Biologické procesy a cykly prvků. Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Šráček O., Kuchovský T., 2003: Základy hydrogeologie. Masarykova univerzita, Brno.
- Tagami K., Twining J.R., Wasserman M.A.V., 2012: Terrestrial radioecology in tropical systems. In Radioactivity in the Environment. Elsevier. V. 18, P. 155-230.
- Tagami K., Uchida S., 2017: Soil-to-crop transfer factors (TFs) of alkaline earth elements and comparison of TFs of stable sr with those of global fallout <sup>90</sup>Sr. Behaviour of strontium in plants and the environment. National Institutes for Quantum and Radiological Science and Technology, Anagawa 4-9-1, Inage-ku, Chiba, P. 75-92.
- Tang H., Shu X., Huang W., Miao Y., Shi M., Chen S., Li B., Luo F., Xie Y., Shao D., Lu X., 2021: Rapid solidification of Sr-contaminated soil by consecutive microwave sintering: mechanism and stability evaluation. Journal of Hazardous Materials, V. 407.
- Tolasz R., 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav, Olomouc, Praha.
- Ullmann V., 2002: Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření. elektronická podoba - <http://astronuklfyzika.sweb.cz/>, Ostrava.
- Vávra V., Štelcl J., Malý K., 2008: Průvodce po geologických zajímavostech kraje Vysočina. Muzeum Vysočiny, Jihlava.
- Vopravil J., 2009: Půda a její hodnocení v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- Vyhláška č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků, v platném znění.

## 8.2 Elektronické informační zdroje

- URL 1: ČHMÚ: Historická data: Počasí: Měsíční data: Měsíční data dle z. 123/1998 Sb. Online, [cit. 2021.02.20]. Dostupné z <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data/mesicni-data-dle-z.-123-1998-Sb#>
- URL 2: VÚMOP, V.V.I., 2021: Komplexní průzkum půd. Online, [cit. 2021.02.21]. Dostupné z <https://kpp.vumop.cz/?core=account>

## 9. Přílohy

### Příloha č. 1

<b>PLÁN VZORKOVÁNÍ</b>	
Plán vzorkování vytvořil:	Doskočilová Věra
Kontakt	Vyskytná 183 tel: 776084430
Vzorkování bude provádět :	Finkous Miroslav, Finkous Petr, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Drábek Karel, Pecharová Emilie
Účel odběru vzorků	Odběr reprezentativního směsného vzorku orné půdy z typu půdy kambizem modální pro zjištění kvality půdy a provedení poloprovozního experimentu
Místo odběru:	Katastrální území: Dukovany, Heřmanice u Rouchovan půdní blok č. 1902(630-1160) část p.č. 267/8, 264, 357, 433/1, 436 část
Vzorkovací schéma	Náhodné vzorkování vzorek směsný
Vzorkovací schéma na odběrové lokalitě	viz. celková situace se zákresem plochy odběru pro směsný vzorek
typ odběrového zařízení	Rýč, lopatka, PVC kbelík 25 ks (25 l)
Způsob odběru	manuálně
Počet dílčích vzorků na jeden směsný vzorek:	Nelze specifikovat
Datum odběru:	12.10.2019
Požadavky na zkoušky v místě odběru vzorku:	Zjištění souřadnic odběru Fotodokumentace
Značení vzorků:	Směsný vzorek bude označen DU kambizem modální 1-25
Bezpečnostní opatření:	--
Plánovaná úprava vzorku:	Ponechání v plastových nádobách přes zimní období
Hmotnost směsného vzorku	15 kg 1 nádoba, celkem cca 375 Kg
<b>POŽADAVKY NA BALENÍ, KONZERVACI, SKLADOVÁNÍ A DOPRAVU</b>	
Vzorkovnice, plnění:	PVC kbelík s víkem
Konzervace:	--
Skladování:	normální prostředí
Doprava:	autem
Zkušební laboratoř	<b>Státní ústav radiační ochrany, v. v. i. Bartoškova 1450/28, 140 00 PRAHA 4 – Nusle Pobočka Hradec Králové, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové</b>
rozsah požadovaných analýz:	Fyzikální a chemické vlastnosti půd – 1 kbelík, zbytek k použití na poloprovozní experiment
Plán zpracoval: Doskočilová	Dne: 20.9.2019

**Protokolární záznam o odběru vzorku**  
**Kambizem modální**  
**2 EDU**

Průvodní list odběru vzorků

<b>Osoba(y), která provedly odběr vzorků</b>	Finkous Miroslav, Finkous Petr, Věra Kautská Hofmanová, Dita Stádníková, Klára Šestáková, Doskočilová Věra, Drábek Karel, Pecharová Emilie
<b>Vlastník nebo uživatel dotčených pozemků</b>	SEDUK DUKOVANY, spol. s r.o., Dukovany 25, 675 56 Dukovany

<b>Kultura</b>	Orná půda
<b>katastrální území</b>	Dukovany, Heřmanice u Rouchovan
<b>správní obec</b>	Dukovany
<b>Půdní blok č.</b>	1902(630-1160) část
<b>Velikost v ha</b>	39,23
<b>Parcelní čísla</b>	267/8, 264, 433/1, 436 část

Označení vzorku: kambizem modální

		<b>Místní měření</b>
<b>Ukazatel</b>	<b>Hodnota</b>	<b>Jednotka</b>
Teplota vzduchu	<b>10</b>	°C
Počasí:	Mlha, nízká oblačnost	

<b>datum odběru:</b>	12.10.2019	Čas odběru:	10,00-11,30
<b>Souřadnice odběru:</b>	49,07771N, 16,16848E		
<b>Počet dílčích odběrů</b>	25		
<b>Poznámky</b>	Odběr dle půdního typu, odebráno celkem 25 kýblů zeminy ve vybraném území		

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

Schéma odběrového místa: 17, 18, 19