

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



**Pohyb Cs134 půdním profilem a stanovení transferového  
koeficientu půda – rostliny pro Cs134 v experimentálních  
podmínkách**

Bakalářská práce

Jaroslav Šorm

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

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jaroslav Šorm

Územní technická a správní služba v životním prostředí

Název práce

**Pohyb Cs134 půdním profilem a stanovení transferového koeficientu půda-rostliny pro Cs134 v experimentálních podmínkách.**

Název anglicky

**Movement of Cs134 through the soil profile and determination of the soil-plant transfer coefficient for Cs134 in experimental conditions.**

---

### Cíle práce

Balackářská práce navazuje na projekt řešený na FŽP ČZU ve spolupráci se SÚRO – Projekt MV VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.

Skleníkový experiment bude v roce 2021 probíhat na pracovišti SÚRO v Hradci Králové, kde bude pracováno s 134Cs. Bude sledován především vliv množství záhlivky, resp. sucha na příjem RN kulturními rostlinami. Půda pro experimenty v mikrokosmech bude použita z oblasti havarijní zóny ETE (glej modální), která již byla v dostatečném množství dovezena na experimentální pozemek.

### Metodika

Mikrokosmy budou vytvořeny s následující architekturou: 3 plastové skleníčky o rozměrech 2520 mm x 1900 mm, k nim nutný ocelový rám umožňující bezpečné ukotvení k již existujícímu betonovému základu. V každém skleníčku budou umístěny 4 umělohmotné palety o rozměrech 1200 x 800. Na každé paletě bude umístěno 6 experimentálních nádob. V krčku mezi skleníčky bude instalována meteorologická stanice FIEDLER – monitorující teploty a vlhkosti v jednotlivých „mikrokosmech“. Připojení bude řešeno přes vyhodnocovací jednotku AMET. Uvnitř mikrokosmu (skleníčku) bude též měřena vlhkost a teplota.

V průběhu února budou experimentální nádoby kontaminovány a (na začátku vegetační sezóny – v průběhu března) osety ve sledu: ředkvička, následně salát, popř. ještě plodina ve třetí trati. Sklizeň bude probíhat následovně: u ředkvičky vyjmuté celé rostliny, u salátu odstřížení cca 10 mm nad povrchem půdy, opláchnutí, osušení filtračním papírem, zvážení a sušení do konstantní hmotnosti. Po sklizni salátu bude, dle situace, vyseta další plodina s krátkou vegetační dobou, jako je např. červená řepa.

Získaná data budou statisticky vyhodnocena.

**Doporučený rozsah práce**

40 stran

**Klíčová slova**

radionuklidy, Cesium 134, přestupový koeficient, vliv abiotických faktorů na přestup radionuklidu do rostlin

**Doporučené zdroje informací**

- Absalom, J. P., Young, S. D., Crout, N. M. J., Nisbet, A. F., Woodman, R. F. M., Smolders, E., & Gillett, A. G. (1999). Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics. *Environmental science & technology*, 33(8), 1218-1223.
- Burger, A., & Lichtscheidl, I. (2018). Stable and radioactive cesium: a review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618, 1459-1485.
- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., & Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.
- ElShazly, A. A., Abbas, M. H., Farid, I. M., Rizk, M., Abdelhafez, A. A., Abbas, H. H., & Mohamed, I. (2019). Depthprofile distribution of Cs and its toxicity for canola plants grown on arid rainfed soils as affected by increasing K-inputs. *Ecotoxicology and environmental safety*, 183, 109529.
- Mehmood, K. (2018). Environmental behavior of cesium and strontium in agricultural and forest soil. Inaugural-Dissertation. der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Průběžné zprávy a materiály projektu Projekt MV VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií.
- 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**

2021/22 LS – FZP

**Vedoucí práce**

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 15. 3. 2022

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 3. 2022

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2022

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou závěrečnou práci na téma: Pohyb Cs134 půdním profilem a stanovení transferového koeficientu půda-rostliny pro Cs134 v experimentálních podmínkách, vypracoval samostatně a citoval/a jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji bakalářskou závěrečnou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské závěrečné 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 31.3. 2022

.....

## **Poděkování**

Touto cestou bych velice rád poděkoval vedoucí bakalářské práce, paní doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc. za ochotu, trpělivost, poskytované rady a nespočet konzultací vedoucí k napsání této bakalářské práce. Dále bych chtěl touto cestou poděkovat kolektivu pracovníků SÚRO v Hradci Králové za vytvoření skvělého zázemí v průběhu celého experimentu. Poděkování patří také kolegům pracujících společně se mnou na stejném projektu Bc. Václavovi Makowskému a Bc. Martinovi Švábovi. Velké poděkování patří mé rodině, přítelkyni a synovi s dcerou za velkou podporu a shovívavost, kterou měli se mnou během celého studia a hlavně v jeho závěru při psaní této bakalářské práce.

## Abstrakt

Bakalářská práce navazuje na předchozí projekt VI20192022153, ve kterém se řešil pohyb  $^{134}\text{Cs}$  půdním profilem a následným přestupovým koeficientem do experimentálních rostlin. Cílem experimentu bylo zjistit, jakým způsobem postupovat v pěstování rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Během projektu bylo užito radionuklidu Cesia a Stroncium, proto byl celý experiment prováděn na pracovišti Státního Ústavu Radiační Ochrany (dále jen SÚRO) v Hradci Králové. Na ploše areálu byly pro účely tohoto experimentu postaveny skleníky, které představovaly řízené prostředí mikrokosmu bez vlivu okolního prostředí. Uvnitř skleníků byly nádoby s půdou typu glej modální kontaminované různými radionuklidy (Cs, Sr). Jako experimentální rostliny byly zvoleny: salát (*Lactuca sativa*), ředkev (*Raphanus sativus*), řepa (*Beta vulgaris*). Na konci vegetační doby každé plodiny byly sklizené, omyté, vysušené rostliny předány k analýze v gamaspektrometru. Z výsledků jednotlivých rostlin byl stanovený transferový koeficient  $^{134}\text{Cs}$ . Typ půdy použitý při experimentu je nejrozšířenější v České republice a také se nachází v havarijní zóně jaderných elektráren Dukovany a Temelín. Výsledky jsem měl možnost porovnat s kolegy ze stejného experimentu, pouze s jiným typem půdy. Další možné srovnání bylo s podobným experimentem vedeným kolegy z Běloruska.

**Klíčová slova:** radionuklidy, cesium, stroncium, glej modální

## Abstract

The bachelor's thesis follows the project VI20192022153, in which I solved the movement of  $^{134}\text{Cs}$  in soil profile and the subsequent transfer coefficient into experimental plants depending on the amount of watering. The aim of the experiment was to find out how to proceed in the cultivation of crop production in the area affected by the nuclear accident. The radionuclides Cesium and Strontium were used during the project, so the whole experiment was carried out at the workplace of the State Institute of Radiation Protection (hereinafter SÚRO) in Hradec Králové. Greenhouses were built on the site, which represented a closed environment without environmental impact. Inside the greenhouses, containers with gley-type soil were contaminated with radionuclides (Cs, Sr). The following were selected as experimental plants: lettuce (*Lactuca sativa*), radish (*Raphanus sativus*), beet (*Beta vulgaris*). At the end of the growing season of each crop, the harvested, washed, dried plants were handed over to the laboratory for analysis. The transfer coefficient of  $^{134}\text{Cs}$  was determined from the results of individual plants. The type of soil used in the experiment is widespread in the Czech Republic and is also located in the emergency zones of the Dukovany and Temelín nuclear power plants. I had the opportunity to compare the outcomes with colleagues from the same project, only with other soil types. Another possible comparison was with a similar experiment conducted by colleagues from Belarus.

**Key words:** radionuclides, cesium, strontium, gley modal

## Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíl práce.....	11
3. Metodika.....	12
3.1. Lokalita.....	12
3.2. Odběr vzorků.....	13
3.3. Příprava stanoviště.....	15
3.4. Příprava vzorků.....	17
3.5. Příprava roztoku.....	17
3.6. Kontaminace půdy.....	18
3.7. Setí experimentálních plodin.....	19
3.8. Sklizeň experimentálních plodin.....	21
3.9. Zpracování experimentálních plodin.....	21
4. Literární rešerše.....	23
4.1. Historie.....	23
4.2. Radioaktivita.....	23
4.3. Zdroje radiačního záření.....	24
4.3.1. Přírodní zdroje záření.....	24
4.3.1.1. Kosmogenní radionuklidy.....	25
4.3.1.2. Primordiální radionuklidy.....	25
4.3.1.3. Sekundární radionuklidy.....	25
4.3.2. Umělé zdroje radioaktivity.....	26
4.4.1. Cesium.....	26
4.4.2. Stroncium.....	27
4.4.3. Draslík.....	28
4.5. Příjem radionuklidů.....	28
4.5.1. Fytoremediace.....	31
4.5.2. Fytoextrakce.....	31
4.5.3. Rhizofiltrace.....	32
4.5.4. Rhizodegradace.....	32
4.5.5. Fytodegradace.....	32
4.5.6. Fytovolatilizace.....	32

4.5.7. Fytostabilizace.....	32
4.6. Půda.....	33
4.6.1. Glej.....	33
4.7. Zájmové území.....	33
4.7.1. Krajinový reliéf.....	34
4.7.2. Hydrologický charakter.....	34
5. Výsledky.....	35
5.1. Ředkev celoroční.....	36
5.2. Salát americkanskij koričněvyj ranyj.....	37
5.3. Řepa krmná červená odrůda Monro.....	38
5.4. Transferový koeficient.....	40
6. Diskuze.....	43
6.1. Porovnání výsledků aktivity v salátu.....	43
6.2. Porovnání výsledků aktivity v řepe.....	46
7. Závěr.....	51
8. Zdroje.....	52



## 1. Úvod.

Celý náš život jsme vystaveni různým druhům záření, které pochází z rozličných zdrojů radionuklidů buď přírodního původu, nebo uměle upravených k užívaných v lidské činnosti. Záření proniká skrze většinu nám známých materiálů a díky tomu se stává nebezpečné převážně pro živé organizmy. Mezi radionuklidy uvolněné lidskou činností patří  $^{137}\text{Cs}$   $^{90}\text{Sr}$ . Jedná se o radionuklidy s dlouhým poločasem rozpadu, které se do životního prostředí dostaly při testech jaderných zbraní, nebo při haváriích jaderných elektráren. V obou případech dochází k velkému uvolnění různých druhů radionuklidů a podle povětrnostních podmínek jejich odnosu na velké vzdálenosti. Následkem toho dochází ke kontaminaci půdy a nadzemní části rostlin. V přírodě se radionuklidy ukládají v půdě, vodě a ve vzduchu. Ne organismy přitom působí přímou formou, nebo nepřímou včleňováním do potravního řetězce. Jelikož se rostlinná strava podílí na většině potravního řetězce je potřeba pochopit mechanismus pro přestup a ukládání v lidském těle. Množství radionuklidů v půdě závisí na fyzikálních faktorech a chemickém složení půdy jako jsou pH, množství vody v půdě, zpracování půdy, obsahu živin a organismů. Na základě výsledků experimentu dokážeme určit rostliny, které mají nejmenší přestupový koeficient a jsou tudíž nejvhodnější pro pěstování plodin vhodných ke konzumaci v lokalitách zasažených jadernou havárií.

## 2. Cíl práce.

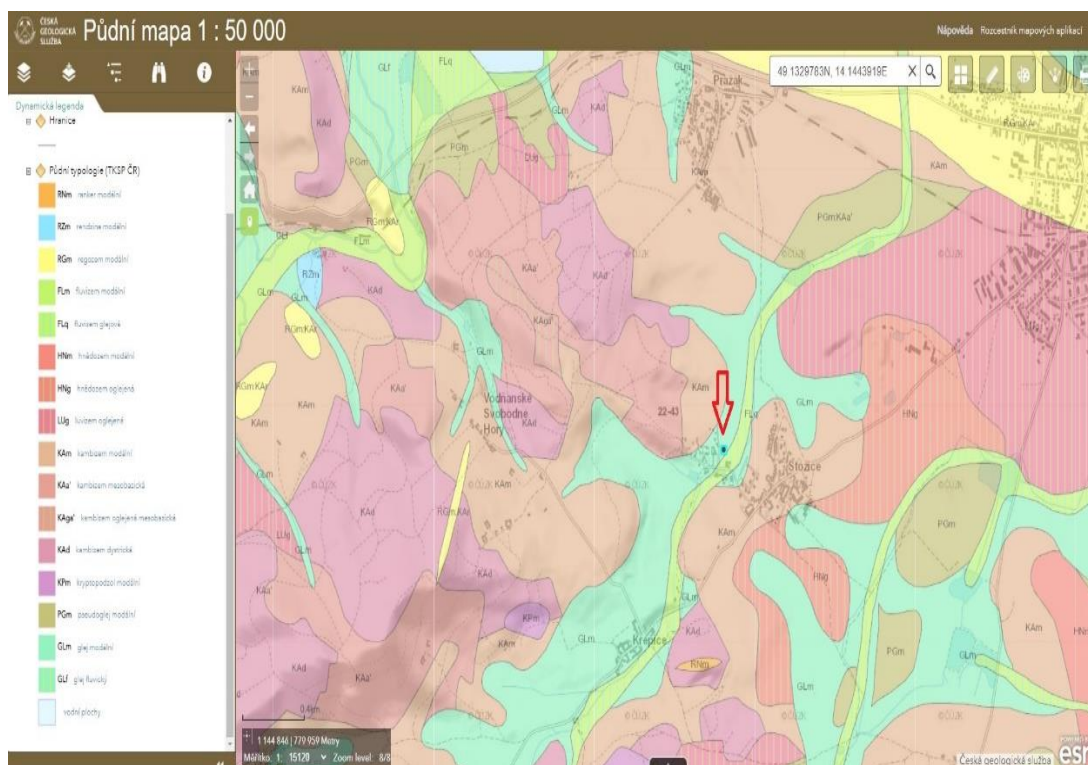
Cílem tohoto experimentu bylo vyšetřit relevantní data na základě kterých bude možné předpovědět obsah radionuklidů přijatých rostlinou z půdy zasaženou radiací po jaderné události. Díky známé charakteristice půdy – glej modální (pH, obsahu draslíku, fosforu a obsahu živin v podobě humusu), množství a obsahu radionuklidu ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{85}\text{Sr}$ ), klimatickým podmínkám daných uzařeným prostředím skleníku (vlhkost, teplota, množství zálivky) pro růst bioty. Protože se jednalo o práci s radionuklidy, byl celý experiment provozován na pracovišti SÚRO v Hradci Králové. Výsledky bude možné aplikovat na území zasažené jadernou havárií pro podmínky ČR s výskytem půdy glej modální.

### 3. Metodika.

Cílem mého projektu bylo zjistit pohyb  $^{134}\text{Cs}$  půdním profilem a stanovení transferového koeficientu půda – rostlina pro  $^{134}\text{Cs}$  v experimentálních podmínkách v závislosti na množství zálivky. Práce je součástí projektu Ministerstva vnitra ČR vedeného pod číslem VI20192022153 – Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Jelikož se jedná o pokračování projektu, který byl založený v loňském roce, budou některé kroky popsány na základě poznatků kolektivu spoluautorů loňského poloprovozního experimentu zapsaného pod stejným číslem.

#### 3.1 Lokalita.

V zadání poloprovozního experimentu pro pohyb  $^{134}\text{Cs}$  půdním profilem byl vybrán typ půdy glej modální. K odběru vzorků půdy došlo na poli v katastru obce Stožice, která se nachází ve vnějším okruhu havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín (49.1329783N, 14.1443919E). Před samotným odběrem bylo potřeba vyhledat vhodnou lokalitu s výskytem daného typu půdy, poté oslovit majitele polnosti, zda bude souhlasit s odběrem vzorků a až potom se mohlo přistoupit k samotnému odběru půdy (Doskočilová, 2021).



Obrázek 1: Místo odběru vzorku půdy glej modální. (zdroj: URL 1)

### 3.2. Odběr vzorků.

Místo k odběru vzorků bylo vybráno, souhlas s majitelem dotčeného pozemku pro odběr vzorků zajištěn a mohlo se přistoupit k samotnému odběru půdy typu glej modální. Pro účely experimentu bylo odebráno 25 vzorků půdy, které byly umístěny do nádob o objemu 25 l. Každá nádoba se vzorkem půdy byla řádně označena. K označení nádob byl použitý permanentní fix, aby se zabránilo nechtěnému smazání údajů. Jeden vzorek půdy sloužil k základnímu pedologickému určení typu půdy a následné chemické analýze obsahu stroncia a cesia. Zbývajících 24 nádob se vzorky sloužilo pro účely poloprovozního experimentu.



K odběru vzorků půdy z pole byl použit rýč, kterým byl do hloubky zhruba 25 cm odebrán vzorek půdy a vložen do připravovaných nádob zhruba 8 cm od horního okraje. Za pomoci malé špičaté lopatky byly velké kusy zeminy rozmělněny na drobnější kusy. Celá nádoba byla poté uzavřena víkem a připravena k transportu do objektu SÚRO, kde celý experiment probíhal (Finkous, P.,2021).

Obrázek č.2: Odběr vzorků půdy. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

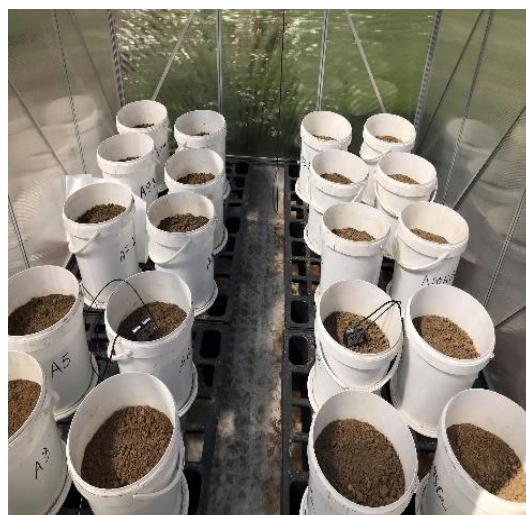
### 3.3. Příprava stanoviště.

Celý experiment probíhal na pozemku SÚRO v Hradci Králové. Po dohodě s vedoucí bakalářské práce byl vytypován prostor na kterém dojde následně ke stavbě skleníků. Ty představovaly uzavřený mikrokosmos bez možnosti působení vnějších vlivů jako je vítr a déšť, které by negativně ovlivňovaly výsledky experimentu.

Jako první krok došlo 3.3.2021 k zaměření pozemku na kterém se budou nacházet 4 plastové skleníky o rozměrech 2520 x 1900 mm. Skleníky byly situovány v severní části pozemku SÚRO vždy dva vedle sebe po delší straně a naproti nim budou další dva. Skleníky byly situovány vstupními dveřmi k sobě, aby byla usnadněna práce uvnitř a manipulace se vzorky. Mezi skleníky byla umístěna meteostanice FIEDLER propojená s vyhodnocovací jednotkou AMET sloužící k monitorování teploty a vlhkosti ve skleníku a ve vzorcích půdy.



Obrázek č.3: Meteostanice Fiedler. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obrázek 4: Rozložení nádob ve skleníku. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

Po zaměření pozemku 28.3.2021 došlo ke stržení ornice v místech budoucí stavby skleníků. V hloubce přibližně 25 cm byla objevena betonová deska bývalé hospodářské budovy. Na základě porady s vedoucí práce bylo rozhodnuto, že betonová deska bude sloužit jako pevná základna do které se zakotví budoucí základy skleníků. Jako další krok se přistoupilo ke smontování základních ráků skleníků, které jsou z ocelového plechu o rozměrech 2520 x 1900 mm a výšce 200 mm. Do vzniklého ráku jsem společně s kolegy, spoluautory, přivrtal závitové tyče M12. K pevnému spojení závitových tyčí s podkladním betonem do připravených otvorů došlo za pomoci chemické kotvy. Prostor mezi betonovou deskou a spodní hranou základny skleníků byl vysypán kačírkem, který sloužil jako vyrovnávací podklad a zároveň retenční plocha. Horní hrana základny skleníků byla umístěna 50 mm nad okolní terén. Na ocelové rámy byly postaveny plastové skleníky. Do hotových skleníků byla naistalována nepropustná vana z vinylu o síle materiálu 5 mm a výšce krajů 200 mm. Vana slouží jako bezpečnostní pojistka proti vniknutí přívalového deště dovnitř skleníků a zároveň slouží jako ochrana před případným únikem radionuklidu ven do okolí skleníků. Na dno nepropustné vany byly umístěny plastové palety o rozměrech 1200 x 800 x 160 mm na kterých stálo 24 vzorků půdy s pokusnými rostlinami. Jedná se o další pojistku proti úniku kontaminované půdy ven ze skleníků.



Obrázek č.5: Umístění skleníků na pozemku SÚRO. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### **3.4. Příprava vzorků.**

Půda pro tento poloprovozní experiment byla speciálně dovezena z ochranné zóny jaderné elektrárny Temelín. Jedná se o typ půdy glej modální z katastru obce Stožice. Před začátkem experimentu jsem půdu v nádobě otočil o 180°. To znamená, že půda, která byla dříve na dně nádoby, byla nyní na vrchu. Potom jsem zbavil půdu zbytků plevelů, který by zbytečně mohl ovlivnit výsledky experimentu. Následně jsem půdu zkypril malou špičatou lopatkou do hloubky 50 mm. Jako poslední krok proběhla kontrola označení kontaminantu na nádobě a proběhla první zálivka čistou vodou z malé konvičky o kapacitě 100 ml do každé nádoby. První plodina, kterou byl zahájen experiment 28.4.2021 byla ředkvička celoroční (*Raphanus sativus*).

### **3.5. Příprava roztoku.**

Veškerá příprava kontaminovaného roztoku probíhala ve venkovních prostorách SÚRO. Práci prováděli pouze její zaměstnanci oprávnění k práci s radionuklidy. Já, společně s mými kolegy z projektu jsme byli poučeni pro práci s radioaktivním materiálem a pro pohyb v prostředí vystavenému kontaminaci. K přípravě kontaminovaného roztoku bylo použito toto náčiní.

- Pracovní stůl pokrytý kartonovou deskou a obalený do silné PVC fólie.
- Malý plastový podstavec na kterém byl umístěný 30 l kanystř v dolní části vybavený výpustným kohoutem, pod kterým se nacházel tace na případné úkapy.
- Přesná laboratorní váha o rozsahu 0 – 30 kg sloužící k vážení vzorků půdy.
- Dvě malé konvičky, včetně táček k zachycení drobných úkapů, sloužící ke kontaminaci zálivkou nádoby s půdou.
- Nádoba s výplachovou vodou, která bude potom použita jako součást výsledného roztoku.
- Kapátko, které slouží k přesnému nadávkování radionuklidu, míchátko, tace na odkládání různých pomůcek.
- Dále byly použity jednorázové rukavice, ubrousky, ochranné brýle a v neposlední řadě odpadkový koš s plastovým pytlkem pro kontaminovaný odpad.

Do barelu bylo nalito 10 l vody a přidáno 9 kapátek kontaminantu. K řádnému vypláchnutí kapátek nám sloužila nádoba s výplachovou vodou. Roztok byl řádně promíchaný protřepáním, dále byla přidána výplachová voda až do požadovaného množství 21 l. Finální roztok byl ještě jednou promíchán k tomu určeným laboratorním míchátkem. Hotový roztok byl opatřen víčkem, zvážen a hodnoty byly zaneseny do protokolu. Nyní bylo vše připravené ke kontaminaci půd.

### **3.6. Kontaminace půdy.**

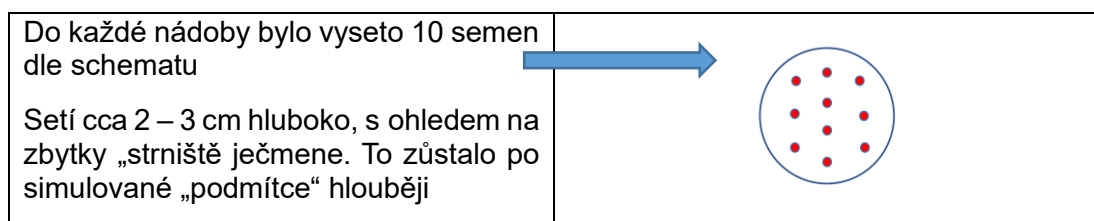
Experiment byl prováděn ve třech sklenících. V každém skleníku bylo 24 kbelíků se stejným typem půdy rozdělených na čtyři skupiny po šesti. Každá skupina představovala jeden typ kontaminace radionuklidy. První skupina byla kontaminována kombinací Cs + Sr. Druhá skupina byla kontaminována kombinací Cs + Sr + K. Třetí skupina byla kontaminována kombinací Cs + Sr + Ca. Poslední skupina obsahovala kombinaci Cs + Sr + Ca + K. Všude byl stejný typ půdy, stejná plodina, stejná skupina kontaminace. Jediný a zásadní rozdíl spočíval v množství zálivky v daném skleníku. V prvním skleníku probíhal experiment s minimálním množstvím zálivky. V druhém skleníku bylo standartní množství zálivky a ve třetím skleníku probíhal experiment s maximálním (více než rostliny potřebují) množstvím zálivky.

Každá nádoba o celkovém objemu 25 l a zhruba 17 kg půdy byla naplněna 80 mm pod horní okraj. Při průměru nádoby 260 mm odpovídá plocha půdy v kbelíku 53100 mm<sup>2</sup> (0,0531 m<sup>2</sup>). Ke kontaminaci půdy došlo týden před první výsevem plodiny (Finkous, P., 2021).



### 3.7. Setí experimentálních plodin.

Během vegetační sezóny roku 2021 proběhly celkem tři experimenty s různými plodinami. Všechny experimenty měly jedno společné. Bylo to datum kontaminace půdy, která proběhla 21.4.2021. Týden po této kontaminaci došlo k výsevu první plodiny, kterou byla ředkvička celoroční (*Raphanus sativus*). Následně, byly pokusné nádoby umístěny do skleníků. Po skončení prvního experimentu byly plodiny opatrně vyndány z nádob, aby nedošlo k poškození plodiny, jak v podzemní části bulvy a kořenů, tak nadzemní části natě. Následně byla nahrubo omyta ve speciální nádobě, která sloužila k zabránění kontaminované látky do okolí areálu SÚRO. Po omytí byla předána k dalšímu zpracování do laboratoře. Půda v pokusných nádobách byla zkyprěna, zbavena plevele a připravena na výsev další plodiny, kterou byla Locika setá (*Lactuca sativa*) – salat americkanskij koričněvyj ranyj listovoj. Na konci druhého experimentu se celý proces ještě jednou zopakoval pro třetí plodinu, kterou byla řepa krmná červená odrůda Monro (*Beta vulgaris*). O pravidelnou závlivku a kontrolu zdravotního stavu plodin se starali zaměstnanci SÚRO.



Obrázek č.6: Ukázka setí do pokusné nádoby. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

1. Dne 28.4.došlo k osetí první plodiny. Jednalo se o ředkvičku celoroční (*Raphanus sativus*). Do zkyprěné půdy zbavené plevele byla vyseta semena (dle schématu na obr.5). Po skončení vegetačního období byla ředkev sklizena a půda připravena pro výsev další plodiny.
2. Další plodinou, která pokračovala v experimentu byl „salat americkanskij koričněvyj ranyj listovoj“ (*Lactuca sativa*). Výsev proběhl 10.6.2021 Osivo této plodiny bylo dodáno Běloruským spoluřešitelem. Na konci vegetační období byl salát opatrně sklizen a půda připravena pro poslední experiment.
3. Poslední plodinou, která byla vyseta 6.8.2021 byla řepa krmná červená odrůda Monro (*Beta vulgaris*). Po skončení posledního experimentu byla řepa sklizena a k dalšímu výsevu ani zpracování půdy již nedošlo.



Obrázek č. 7: *Ředkvička celoroční* – osivo. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obrázek č. 8: *Салат американский коричневый* - osivo. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)



Obrázek č. 9: *Řepa krmná červená odrůda Monro* – osivo. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.8. Sklizeň experimentálních plodin.

Na konci vegetačního období všech tří plodin došlo ke sklizni. Průběh byl podobný, jedinou odlišností byla délka vegetačního období odvislá od daného typu plodiny. Na sklizni a následném zpracování plodin se spolu se mnou podíleli moji kolegové Bc. Martin Šváb a Bc. Václav Makowski pracující na obdobných projektech. Dále se sklizně účastnil kolektiv zaměstnanců SÚRO a ČZU – hlavní řešitel projektu. Před započítáním samotné sklizně došlo na zhodnocení zdravotního stavu plodin, následně jsem každou nádobu opatrně vyplel, včetně kořenů, aby nedošlo k poškození plodin. Ještě ve venkovním prostoru došlo na hrubé opláchnutí a předání rostlin ke zpracování do laboratoře.

Skleníky 2021 – půda Glej modální							
	Plodina	Kontam. půdy	Seti	Sklizeň	Sklizeň kontam.	Sklizeň seti	Poznámka (měřen každý vzorek zvlášť)
1.	Ředkvičky	21.4.2021	28.4.2021	10.6.2021	50	43	Rostlina omyta, usušena, oddělena nať od bulvy.
2.	Salát	21.4.2021	10.6.2021	6.8.2021	107	57	Rostlina omyta, usušena.
3.	Řepa	21.4.2021	6.8.2021	1.11.2021	194	87	Rostlina omyta, usušena. Oddělena bulva od listů.

Obrázek č. 10.: Průběh experimentu v 2021 na pracovišti SÚRO Hradec Králové. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

### 3.9. Zpracování experimentálních plodin.

Sklizené a nahrubo umyté plodiny byly předány do laboratoře SÚRO, kde probíhalo jejich následné zpracování. Každý vzorek byl zvlášť znovu opláchnut pitnou vodou a následně řádně vysušen savým papírem. U ředkvičky a řepy došlo k oddělení bulvy od natě. Každá plodina byla samostatně uložena do hliníkové vaničky popsané číslem skleníku, pořadovým číslem dané nádoby, kontaminantem. Poté byla plodina vložena do papírového sáčku, popsána výše uvedeným identifikátorem a následně zvážena na laboratorní váze s přesností na 0,2 g. Všechny sáčky byly potom vloženy do sušárny, kde se při teplotě 50 °C zbavily přebytečné vlhkosti.

Po vysušení, byly vzorky opět zváženy a předány k laboratorním rozborům na polovodičový detektor gama záření, kde byla změřena aktivita radionuklidů v rostlině, které provedli zaměstnanci SÚRO.



Obrázek č.11 a 12: Příprava vzorků v laboratoři SÚRO Hradec Králové. (zdroj: Společná databáze řešitelů projektu VI20192022153)

## 4. Literární rešerše.

### 4.1. Historie.

Před koncem devatenáctého století nikdo z vědecké komunity neměl ani ponětí, že pevné materiály mohou vyzařovat nějaké záření. Jediné záření, které do té doby znali, pocházelo ze slunce. Roku 1895 byly popsány německým fyzikem Wilhelmem C. Roentgenem záhadné paprsky, které nazval rentgenovým zářením. Po tomto objevu se zrodil nový fenomén, který dnes známe pod názvem radioaktivita. Na jejím počátku stál matematik Henri Poincare, který přednášel na univerzitě v Paříži práci W.C.Roentgena a vyslovil zde domněnku, že záření pochází z fluorescence. Mezi posluchači byl také Henri Becquerel. Po návrat z přednášky prováděl spoustu pokusů až po mnoha pokusech nakonec dospěl k závěru, že původní myšlenka o fluorescenci byla špatná. V roce 1897 Becquerel opouští studii o neznámém druhu záření, kterou nazval uranové záření, později přejmenovanou na Becquerelovi paprsky. Na jeho práci navázal mladý pár fyziků Pierre Curie a jeho žena Marie Curie-Sklodowska. Ke své práci používají uranovou rudu a mnohem přesnější elektrické přístroje oproti fotografickým deskám Henri Becquerela. Během mnoha pokusů dospěli k závěru, že záření nevydává pouze uran, ale i thorium. Jednalo se o dva prvky periodické tabulky s nejvyšší atomovou hmotností. Po delším zkoumání dvou uranových rud, smolince a chalkolitu došlo k zjištění, že mohou obsahovat další prvek. Roku 1898 byl objeven prvek, který byl nazván podle rodné vlasti objevitelky Marie Curie-Sklodovské, polonium. Později téhož roku došlo ještě k objevení dalšího prvku zvaného radium (Radvanyi, Villain, 2017, Andrade Martins, 2011, Jönsson, 2021).

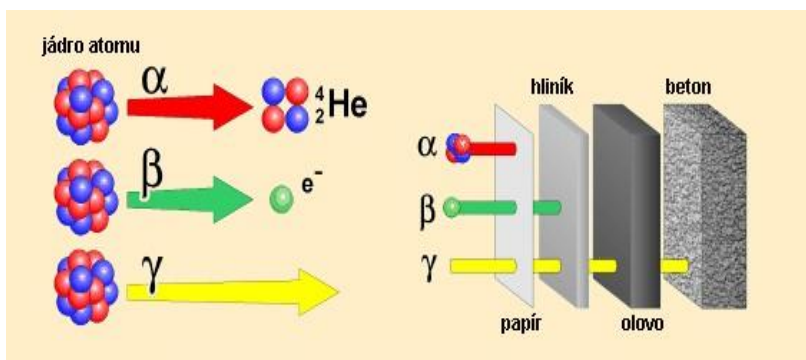
### 4.2. Radioaktivita.

Jedná se přírodní samovolný proces, kdy v jádrech nestabilních atomů (radionuklidů) dochází k rozpadu a následné přeměně (transmutaci) na jiné atomy (nuklidy/radionuklidy). Během tohoto procesu dochází k uvolňování záření, které je pro lidský organismus škodlivé. Známý jsou tři typy záření. Pojmenovány jsou podle počátečních písmen řecké abecedy  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  (Belousová, 1963, Lieser, 2008).

Záření  $\alpha$  má nejnižší intenzitu záření, kterou dokáže pohltit i obyčejný list papíru. Pronikavost tohoto záření je v řádu několika centimetrů.

Další složkou je záření  $\beta$ , které dokáže proniknout 100-násobně dále než záření  $\alpha$ . Je schopno proniknout i slabou deskou hliníkového plechu.

Poslední složkou, která je ještě více pronikavější než  $\beta$ , je záření  $\gamma$ . Jeho intenzita je tak velká, že dokáže proniknout desítkami centimetrů betonu (Lieser, 2008, URL 2).



Obrázek č. 23. Složky záření a jejich intenzita. (zdroj: URL 3)

### 4.3. Zdroje radiačního záření.

Na naší planetě se vyskytují dva zdroje radiačního záření. Jedná se o přírodní, který vznikl bez lidského přičinění a umělý.

#### 4.3.1. Přírodní zdroje záření.

Převážná část obyvatel nemá tušení, že mezi největší zdroje záření nepatří umělé zdroje v podobě jaderných zařízení, ale zdroje přírodní. Stopové množství radioaktivity nalezneme ve vzduchu, vodě, pití a díky tomu člověk generuje malé množství záření. Další záření pochází z horninového podloží, ze stavebních materiálů, lokálních anomálií a v neposlední řadě z kosmu (Švec, 2005, URL 4).

Přírodní zdroje dále dělíme do třech kategorií. Jedná se o kosmogenní radionuklidy, primordiální radionuklidy a sekundární radionuklidy (Eisenbud, Gesell, 1997, Švec, 2005).



Obrázek č. 14: Příjem přírodního záření pro člověka v %. (zdroj: URL 4)



Obrázek č. 15: Příjem přírodního záření pro člověka v mSv. (zdroj: URL 5)

#### **4.3.1.1. Kosmogenní radionuklidy.**

Zdrojem kosmického záření je slunce, které funguje jako jeden velký přírodní jaderný reaktor. Radionuklidy, které vychází ze slunce a směřují na naši planetu interagují se stabilními prvky obsažené v obalu naší země (jde třeba o  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{22}\text{Na}$ , a jiné). Velikost kosmického záření dopadajícího na člověka velmi záleží na nadmořské výšce. Platím, že čím je člověk víc nad hladinou moře, tím větší dávkou záření je zasažen. Dále záleží, kde se na zemi nachází (Švec, 2005, URL 4).

#### **4.3.1.2. Primordiální radionuklidy.**

Jde o prapůvodní radionuklidy, které vznikli společně s atomy těžkých jader při nukleogenezi termonukleární reakcí uvnitř rodících se nových hvězd. Následný výbuch supernovy vytvořil oblak prachových částic, z jehož zárodku se zrodilo slunce a zbytek planet naší sluneční soustavy. Některé z radionuklidů, které se staly součástí naší planety Země a podílely se na vzniku naší sluneční soustavy před 4 – 5 miliardami let již neexistují. Zůstaly pouze radionuklidy s dlouhým poločasem rozpadu větším než  $10^8$  let. Mezi nejrozšířenější prvky na naší planetě jsou  $^{40}\text{K}$  ( $T_{1/2} = 1,27 \cdot 10^9$ ),  $^{232}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,39 \cdot 10^{10}$ ),  $^{238}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 4,51 \cdot 10^9$ ) a  $^{235}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 7,1 \cdot 10^8$ ). Tyto prvky se nachází v zemském jádru a jsou zdrojem naší geotermální energie (Ullmann, 2002, URL 4).

#### **4.3.1.3. Sekundární radionuklidy.**

Za vznikem sekundárních radionuklidů stojí rozpadová řada původních, primordiálních radionuklidů s dlouhou životností, mezi které patří  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ . Zbývající prvky měli krátký poločas rozpadu a v přírodě již nejsou zastoupeny (Rutgers van der Loeff, 2014, Švec, 2005).

### 4.3.2. Umělé zdroje radioaktivity.

Poprvé si umělé radioaktivity všimli manželé F. Joliot – Curie a jeho žena I. Joliot – Curie, když v roce 1934 ozařovali paprsky  $\alpha$  hliníkovou desku. Zjistili, že deska vysílá záření i když již není ozařována, ale intenzita záření postupně slábne. Dalšími pokusy bylo zjištěno, že záření  $\alpha$  společně s hliníkem se postupně mění na radioaktivní fosfor  $^{30}\text{P}$  (Ullmann, 2002).

Zamoření životního prostředí umělými radionuklidy je následkem veškeré lidské činnosti. K největším zdrojům patří testy jaderných zbraní prováděných v atmosféře, při kterých se uvolní do životního prostředí tyto prvky:  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  a  $^{131}\text{I}$ . Dalšími zdroji jsou havárie jaderných elektráren (jaderná elektrárna v Černobylu roku 1986 a jaderná elektrárna ve Fukušime roku 2011), zpracování paliva z jaderných elektráren. K umělým zdrojům radioaktivity patří také spalování fosilních paliv v elektrárnách a teplárnách, kdy dochází k uvolňování částic do ovzduší. V neposlední řadě nesmíme zapomenout na zdroje záření z medicínského prostředí. Jedná se o různá vyšetření rentgenovými přístroji (Choppin, Liljenzin, Rydberg, 2002).

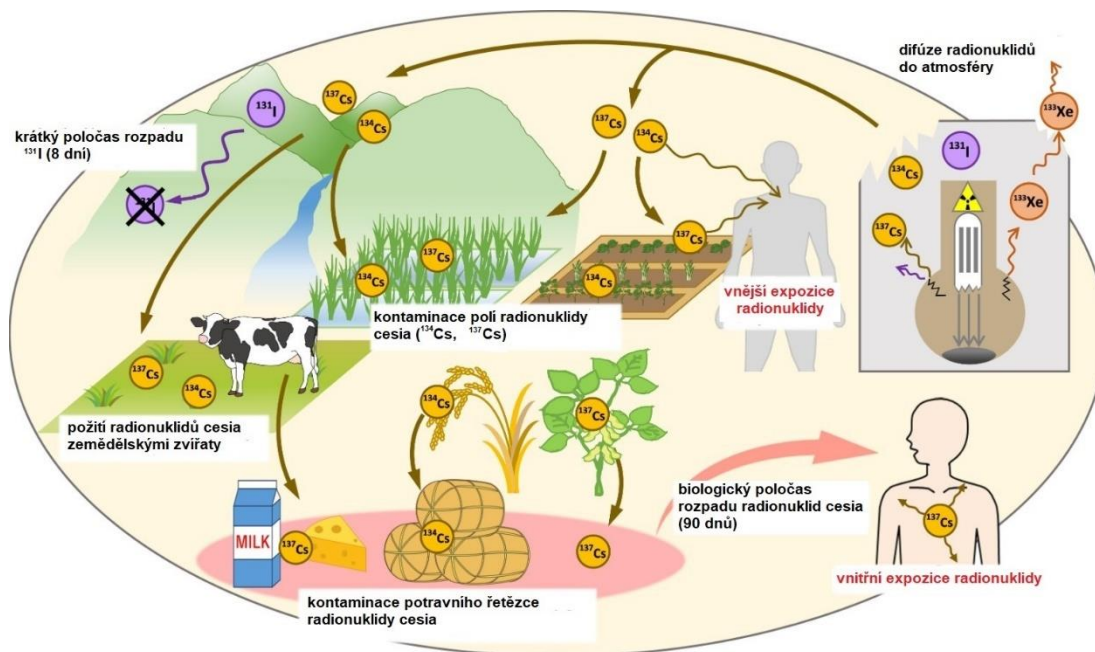
### 4.4.1. Cesium.

Jedná se o prvek, který pochází z antropogenní činnosti (tzn. testy jaderných zbraní, havárie jaderných elektráren) a v přírodě se volně nevyskytuje. Následkem štěpení  $^{235}\text{U}$  vznikne  $^{137}\text{Cs}$  s relativně velkou výtěžností (6,2 %) a s poměrně dlouhým poločasem rozpadu ( $T_{1/2} = 30,08$  let). Spolu s  $^{137}\text{Cs}$  vznikne ještě dalších dvanáct izotopů Cs. Většina těchto izotopů Cs má krátký poločas rozpadu v řádech několika sekund maximálně dní s výjimkou  $^{134}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 2,06$  let) a  $^{135}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 2,3 \cdot 10^6$  let). Nejvýznamnější vlastností  $^{137}\text{Cs}$  je jeho velká mobilita půdním profilem, protože se jedná o chemický analog prvku - K (draslík) (URL 6).

Po testech jaderných zbraní, nebo jaderné havárii dochází k transportu  $^{137}\text{Cs}$  vzduchem na velké vzdálenosti. K absorpci do rostlin, stromů a částic půdy dochází po radioaktivním spadu. Pohyb  $^{137}\text{Cs}$  půdou se děje na základě fyzikálních procesů. Díky této vlastnosti slouží  $^{137}\text{Cs}$  je skvělým indikátorem eroze a sedimentace (Ritchie, McHenry, 1990).

Současná kontaminace půd v ČR je zapříčiněná atmosférickými testy jaderných zbraní konané v polovině dvacátého století a havárií jaderné elektrárny v Černobylu z roku 1986. Obě události dosáhli podobné úrovně kontaminace. V současnosti dominuje kontaminace z havárie v Černobylu (Tesařová et al, 2018).





Obrázek č. 16: Koloběh Cs. (zdroj: URL 7)

#### 4.4.2. Stroncium.

V přírodě najdeme tyto čtyři stabilní izotopy stroncia  $^{84}\text{Sr}$  (0,56%),  $^{86}\text{Sr}$  (9,86 %),  $^{87}\text{Sr}$  (7%),  $^{88}\text{Sr}$  (82,58 %) ve vodě i v půdě. Naproti tomu radioaktivní izotopy stroncia  $^{90}\text{Sr}$  najdeme běžně jako součást radioaktivních tekutých odpadů (Semenishchev, Voronina, 2020).

Koncentrace stroncia v povrchových vodách a půdách je v rozmezí 50 – 1000mg/kg. Ve většině případů najdeme stroncium ve formě uhličitanových a síranových minerálů. Do půdy se stroncium absorbuje pomocí iontové výměny. Analogem stroncia je vápník a spolu tvoří komplex huminových kyselin podobně stabilních. I když jsou si podobné, nemělo by stroncium soutěžit s vápníkem, protože je v půdě zastoupen ve vyšších koncentracích. Následkem testů jaderných zbraní je  $^{90}\text{Sr}$  s poločasem rozpadu ( $T_{1/2} = 28,8$  let) roznášen pomocí biosféry (URL 6).

#### 4.4.3. Draslík.

Jedná se o měkký, neušlechtilý kov stříbrno bílé barvy z řady alkalických kovů. Hojně je zastoupen v zemské kůře, živých organizmech a mořské vodě. Bývá součástí sloučenin (hydroxidu draselného, draselných solí). Draslík je také součástí rostlin a pro podporu růstu je dodáván ve formě draselných hnojiv (Kulveitová, 2007).

Pro lidský organismus je potřeba, aby se draslík nacházel v rovnováze. S přebytkem, nebo jeho nedostatkem se lidský organismus špatně vyrovnává (Kunzová, 2010).

#### 4.5. Příjem radionuklidů.

Největší hrozbou pro lidské zdraví a životní prostředí jsou radionuklidy cesia obsažené ve vzduchu, vodě a v půdě. Na živé organismy působí přímou formou, nebo začleněním do potravního řetězce, eventuálně oba najednou. Základem potravního řetězce jsou rostliny, proto je důležité porozumět za jakých podmínek dochází k absorpci a následné retenci cesia do rostlin. Biologická dostupnost cesia v půdě záleží na fyzikálních faktorech typu: pH půdy, na množství a kvalitě obdělávané půdy a chemickém složení půdy. Ze vzduchu je cesium přijímáno zachycením a následnou absorpcí listů. V případě ponoření rostliny do vody dochází k absorpci cesia celým povrchem, který je v kontaktu s vodou (Burger, Lichtscheidl, 2018).

Mezi nejkritičtější kontaminanty půdy patří hlavně cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) a stroncium ( $^{90}\text{Sr}$ ). Jejich škodlivost spočívá ve vysoké radiotoxicitě a podobnosti s půdními živinami draslíkem (K) a vápníkem (Ca). Studium těchto kontaminantů při přestupu z půdy do rostlin povede ke snížení migrace těchto prvků do potravního řetězce (Mehmood, 2018).

Rostliny přijímají radionuklidy přímou cestou, nebo nepřímou. Přímá cesta spočívá v absorpci kontaminovaného plynu nadzemní částí rostliny. Jedná se především o listy, které následně poslouží jako potrava pro domácí zvířata. Z toho důvodu je potřeba znát rizika spojená s absorpcí radionuklidů jednotlivých druhů rostlin. Na základě těchto znalostí posoudíme vhodnost pěstování dané rostliny v místě zasaženého jadernou havárií (Niedree, et al, 2013).

Nepřímá cesta spočívá v absorpci radionuklidů kořenovým systémem. Na základě velikosti částic je zajišťován jejich transport do kořenů. Menší částice jsou absorbovány do listů a větší částice zůstávají v kořenech rostlin (Madoz-Escande, et al, 2004).

K velké radiační expozici člověka v blízkosti jaderné elektrárny dochází k externí expozici gama-fotonového záření z kontaminované půdy po havárii jaderné elektrárny. V historii došlo ke dvěma haváriím jaderných elektráren. Ta starší se odehrála na území Ukrajiny v černobylské elektrárně. Druhá havárii jaderné elektrárny se odehrála na území Japonska ve Fukušimě. Po havárii jaderné elektrárny v Černobylu došlo k desetinasobnému překročení hodnot roční efektivní dávky cesia než tomu bylo při havárii v jaderné elektrárně ve Fukušimě (Wai, et al 2020).

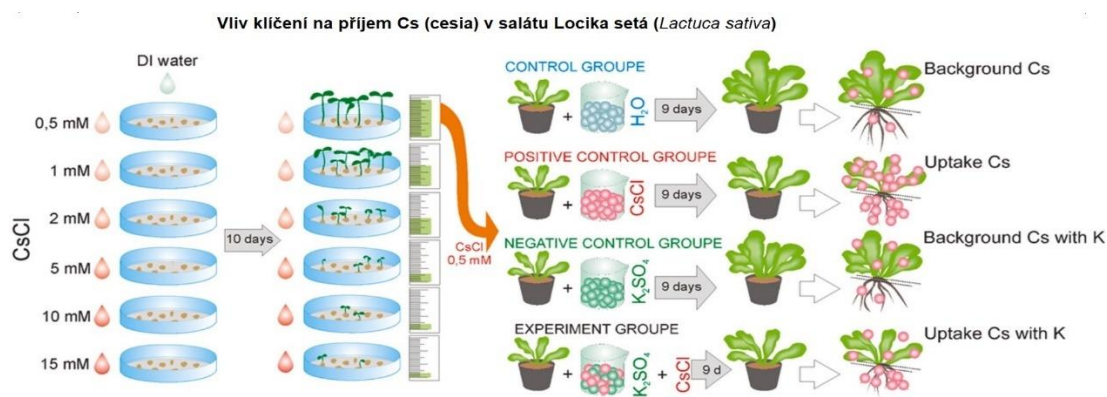
Dlouhodobým pozorováním v okolí jaderných elektráren bylo zjištěno zvýšené hodnoty koncentrací cesia ( $^{137}\text{Cs}$ ) a stroncia ( $^{90}\text{Sr}$ ). Poměr těchto prvků byl pozorován v atmosférické depozici a následně byl také detekován v některých vzorcích potravin a vody. Na základě těchto pozorování od roku 2012 bylo zjištěno, že i přes zvýšené hodnoty jde stále o nízké koncentrace, které jsou hluboko pod mezinárodně stanovenou hodnotou roční efektivní dávky (Cao, et al, 2021).

Byl pozorován účinek huminových kyselin (HA) v závislosti na příjmu  $^{137}\text{Cs}$  a  $^{90}\text{Sr}$  za pomoci přírodních hlinitokřemičitanů v prostředí sanace kontaminovaných půd radioaktivitou. Došlo se k závěru, že zvýšením koncentrace huminových kyselin, se snížil distribuční koeficient radioizotopů stroncia a cesia (Voronina, et al, 2022).

Nejpravděpodobnější translokací radioaktivního cesia do okolního prostředí, odkud se následně absorbuje do půdy je prostřednictvím dešťových srážek. Na základě tohoto poznatku byl postaven experiment s pěti druhy suchých půd, které byly vystaveny kapkám deště uměle kontaminovaných cesiem. Hodnota kontaminace byla 1000 Bq  $^{134}\text{Cs}$ . Na konci testu, který trval 2 měsíce, bylo zjištěno nahromadění cesia ve svrchních 5 cm půdy v 89 % (ElShazly, et al, 2019).

Závislost času na fixování radionuklidu cesia byla popsána dvěma rovnicemi prvního řádu. Bez dalších změn byl tento model dlouhodobě testován na velké kombinaci půd a zemědělských plodin v praxi. Výsledky teoretického modelu koncentrací v testovaných plodinách se ve velké míře shodovali s hodnotami z reálného prostředí (Absalom, et al., 1999).

Studie sledující závislost množství cesia na klíčivost, růst a následnou absorpci kořeny a listy salátu Lociky seté (*Lactuca sativa*). Pokusem bylo zjištěno, že se zvyšující koncentrací cesia klesá klíčivost o 13,6 % a růst semenáčků o 10,3 % oproti kontrolní skupině rostlin. Zvyšující se hodnoty K (draslíku) v roztoku  $K_2SO_4$  (síran draselný) na hodnotu (10 40 mM  $K_2SO_4$ ) téměř zastaví přenos cesia z kořenů na listy. To vede k závěru, že při vysokém použití  $K_2SO_4$  nedochází ke kontaminaci potravního řetězce cesiem (De Medici, et al, 2019).

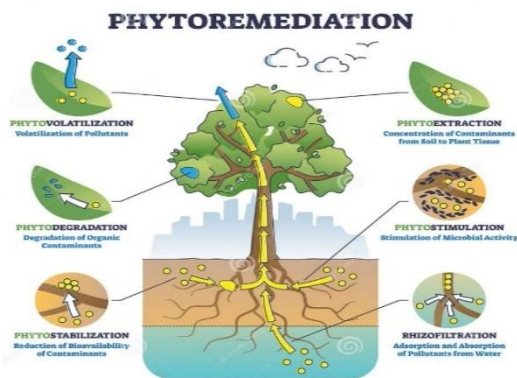


Obrázek č.17: Vliv klíčení na příjem Cs v salátu. (zdroj: De Medici, et al, 2019)

#### 4.5.1. Fytoremediace.

Kontaminace půdy a vody představuje pro životní prostředí, zdraví lidí velkou zátěž. Nabízí se moderní a cenově dostupné řešení v podobě fytoremediace. Jde o schopnost rostlin a stromů absorbovat různé prvky, sloučeniny, které následně metabolizaci molekul přemění ve svých tkáních (De Salt, Smith, Raskin, 1998).

V kořenové zóně dochází k degradaci organických kontaminovaných prvků. Většímu rozšíření fytoremediace brání malá plocha stanoviště a velikost rostlin, které znamenají potenciál okolí vedoucí k sanaci a jejich schopnosti původních rostlin detoxikovat a akumulovat kontaminované látky (Arthur, et al, 2005).



Na celkový výsledek má velký vliv časový horizont, během kterého rostlina přijímala kontaminované látky (Vacula, et al, 2020).

Obrázek č. 18: Druhy fytoremediací.  
(zdroj: URL 8)

#### 4.5.2. Fytoextrakce.

Při fytoextrakci těžkých kovů z půdy se využívá schopnost rostlin jejich akumulace, díky čemu dochází k čištění kontaminované půdy. Dalším krokem je zpracování těžitelných částí rostlin. Jedná se o sušení, kompostování a zpopelnění. Popel lze dále zpracovat a vytěžit z něj některé další těžké kovy což nám generuje další zisk (Garbisu, Alkorta, 2001).

#### **4.5.3. Rhizofiltrace.**

Touto metodou dochází k odstranění kontaminantu z povrchových, podpovrchových i splaškových vod. K rhizofiltraci dochází na úrovni kořenového systému, kdy dochází k ukládání kontaminantu přímo v kořenech rostlin. Díky tomu nedochází k přesunu látek do těla rostlin a následnému odparu do okolí. Tento způsob bývá využíván v případě čištění velkých vodních ploch. K dokonalému vyčištění dojde následným zpracováním biomasy (Vaněk, et al, 2017).

#### **4.5.4. Rhizodegradace.**

Kontaminant obsažený v půdě je rozložen půdními bakteriemi v blízkosti kořenů. V důsledku tohoto bakteriálního procesu dochází k poklesu půdní kontaminace. Nejedná se o žádné velké objemy půdy, ale o prostor v okolí kořenů do maximální vzdálenosti 3 mm. Dalším faktorem ovlivňující rhizodegradaci je množství kořenů a jejich hloubka (Vaněk, et al, 2017).

#### **4.5.5. Fytodegradace.**

Fytodegradace probíhá v těle rostlin, nebo v rhizosféře. Tato metoda je schopná odstranit z prostředí velké množství sloučenin a jejich tříd. Také je schopná zpracovat rozpouštědla, obsažená v podzemních vodách, včetně ropy a jejich derivátů (Newman, Reynolds, 2004).

#### **4.5.6. Fytovolatilizace.**

Během fytovolatilizace dochází k absorpci kontaminantu z podzemní části kořenů rostlin, následnému transportu do povrchové části. Po degradaci dojde k uvolnění látek do ovzduší. Pro úspěch této metody je potřeba, aby vstupní látky byly v toxické převaze na látkami uvolněnými do ovzduší (Vaněk, et al, 2017).

#### **4.5.7. Fytostabilizace.**

Fytostabilizace funguje jako uzávěra, která dlouhodobě brání mobilitě kontaminovaných prvků. Jako vhodné rostliny jsou takové, které odolají suchu a soli a zabraňují větrné a kořeny vodní erozi. Primárním funkcí fytostabilizace je sekvestrace kontaminantu v rhizosféře, nikoli v těle rostliny. Díky tomu se těžké kovy stávají biologicky nedostupné což snižuje riziko vystavení lidí i domácích zvířat (Mendez, Maier, 2008).

#### **4.6. Půda.**

Půdu řadíme k neobnovitelným přírodním zdrojům. V životním prostředí jde o nenahraditelnou složku, bez které by nebyl možný život na zemi. Je potřeba mít na mysli, že proces při kterém vzniká půda je velmi pomalý. Naproti tomu proces degradace půdy je velmi rychlý a jedná se o nezvratný proces. Naším prvořadým úkolem je chránit půdu a její funkce pro další generace před degradací a budoucími klimatickými změnami (Vopravil, et al 2011).

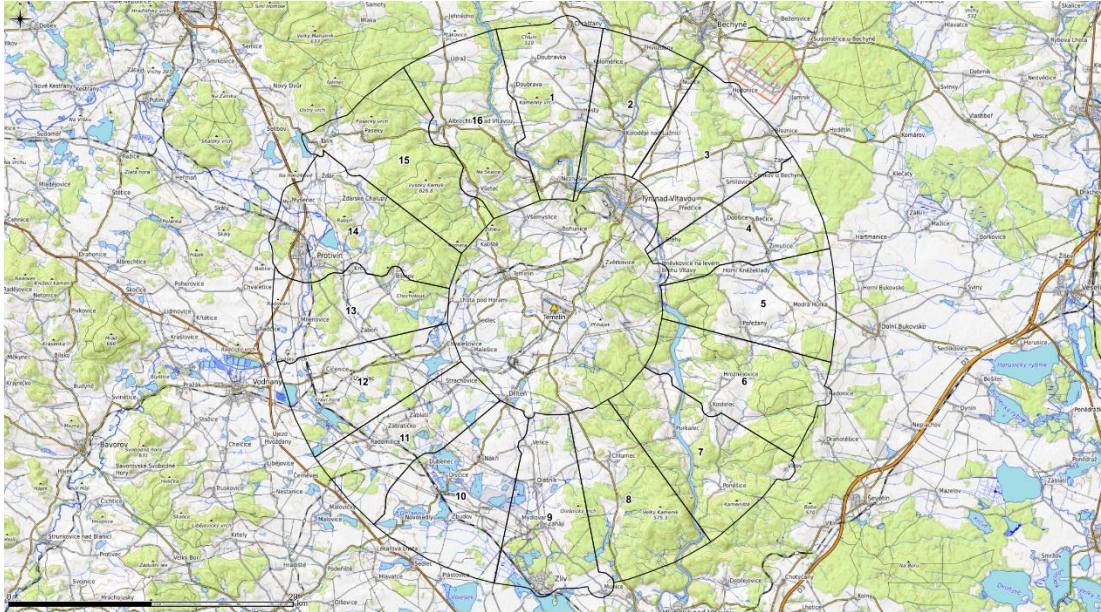
Půda vznikla povrchovým zvětráním zemské kůry za přítomnosti organických zbytků. Půda je tenká vrstva Země. Jde o neustále se měnící živý systém, na kterém závisí přežití veškerého suchozemského života. Jedná se o největší přírodní bohatství, které je potřeba chránit i pro další generace (URL 9).

##### **4.6.1. Glej.**

Jedná se o zvláštní stav půdy na jehož vzniku se podílí glejový proces, který je typický dlouhodobým zamokřením veškerého půdního profilu, nebo větší části spodní vrstvy (zhruba 80 cm od povrchu) podzemní vodou. Díky přebytku vody, která se nachází v půdě dojde ke zpomalení oxidačních procesů, což vede ke kumulaci organických látek nadložního humusu (URL 10).

#### **4.7. Zájmové území ETE (49,1329783N 14,1443919E).**

Pro tento experiment (VI20192022153) byla vybrána oblast, na jehož území se nachází půda typu glej modální a zároveň leží v těsné blízkosti jaderné elektrárny Temelín. Vybrána byla zemědělská půda v katastru obce Stožice. Obec Stožice se nachází v severozápadní části Jihočeského kraje a je součástí okresu Strakonice. Obec leží v nadmořské výšce 441 m n.m., zhruba 3 km jihovýchodním směrem od obce Vodňany a 18 km od jaderné elektrárny Temelín. Okolí jaderné elektrárny je rozděleno do několika havarijních zón (obr. č. 19). Vnitřní kruh o poloměru 5 km přiléhající k jaderné elektrárně a vnější kruh o poloměru 13 km rozdělený na 16 sektorů (zón). V celé havarijní zóně jsou nastavena speciální pravidla určená pro lidi a zvířata, která jasně stanoví jak postupovat v případě havárie v jaderné elektrárně (Kašparová, Pecharová, Zdražil, 2018).



Obrázek č.19: Hranice havarijní zóna ETE. (zdroj: J. Hellebrant ( SÚRO))

#### 4.7.1. Krajinný reliéf.

Většina krajiny náleží k Bavorské pahorkatině vzjma části na severovýchodě. Ta náleží k Českobudějovické pánvi. Typickým charakterem daného území je mírně zvlněná plošina. Celá oblast je charakteristická v mírně svažitém terénu stejně jako severovýchodní expozice (Culek et al. 2013).

#### 4.7.2. Hydrologický charakter.

V dané lokalitě se nachází několik potoků, ale nejvýznamnější je Stožický potok, který protéká územím z jihu směrem na sever. Celé území spadá do povodí řeky Blanice. Při vyšším stavu vody nejsou pozemky schopny pojmout všechnu vodu, která pak odteče Stožickým potokem pryč (Culek et al. 2013).



## 5. Výsledky.

Cílem poloprovozního experimentu vedeného pod číslem VI20192022153 bylo zjistit, pohyb  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  půdním profilem a jeho přestupový koeficient do experimentálních rostlin v definovaném prostředí s různým stupněm závlivky. Definované prostředí zde zastupovaly skleníky, které nám zabránily ovlivnění experimentu vnějšími podmínkami. Plodiny pro tento experiment byly: Ředkev celoroční (*Raphanus sativus*), Locika salátová (*Lactuca sativa*) – salat americkanskij koričněvyj ranj listovoj a poslední plodinou byla Řepa krmná červená odrůda Monro (*Beta vulgaris*). Všechny experimenty probíhaly ve sklenících s jedním typem půdy. Jednalo se o glej modální, který byl odebrán v ochranné zóně (ETE) jaderné elektrárny Temelín. Celý experiment začal v březnu roku 2021 vyšetřím první rostliny do experimentálních nádob, které byly týden před výsevem kontaminovány různými druhy RN v těchto kombinacích ( $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + \text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{S} + \text{Ca}$ ,  $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + \text{Ca} + \text{K}$ ). Po sklizni byly rostliny omyty, zváženy a umístěny do sušící pece, kde se při teplotě 50 °C zbavily většiny vlhkosti. Následně byly vzorky rozdrceny a připraveny na měření aktivity RN v rostlině, kterou provedli pracovníci SÚRO v Hradci Králové a Praze na ČZU metodou gamaspektrometrie. Výsledky z tohoto přístroje jsou zaznamenány níže. Sledovaným parametrem byla aktivita  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{85}\text{Sr}$  v půdě a její následný přestup do experimentální rostliny v závislosti na množství závlivky. U bulevnatých rostlin, byla sledována zvlášť bulva, podzemní část rostliny, v přímém kontaktu s kontaminovanou půdou a zvlášť listy. Sledováno bylo jaké množství RN zůstane v půdě, kolik ho přijme rostlina, nebo listy. Na základě těchto výsledků budeme schopni odpovědět, zda je konkrétní rostlina za daných podmínek vhodná do prostředí zasaženého radiací. Veškeré naměřené hodnoty z gamaspektrometru byla převedeny do tabulky k dalšímu vyhodnocení aktivit radionuklidů.

### Vysvětlivky k obrázku č. 20. a č. 21.

**Typ závlivky** = tři druhy množství závlivky, které slouží k ověření množství příjmu radionuklidu do rostliny. Jedná se o tyto stupně závlivky:

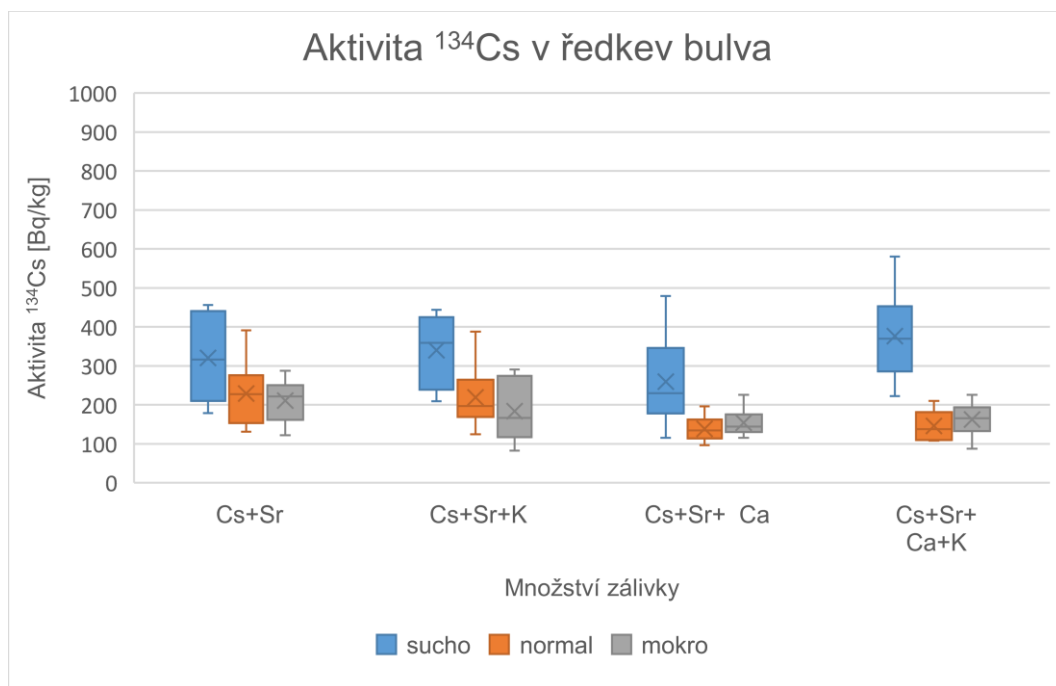
- 1) sucho – minimální množství závlivky
- 2) normál – běžné množství závlivky
- 3) mokro – maximální množství závlivky

**Plodina** = v tomto případě se jedná o Ředkev celoroční. Měření příjmu radionuklidu rostlinou bylo rozděleno na dvě skupiny. Zvlášť do bulvy a do natě.

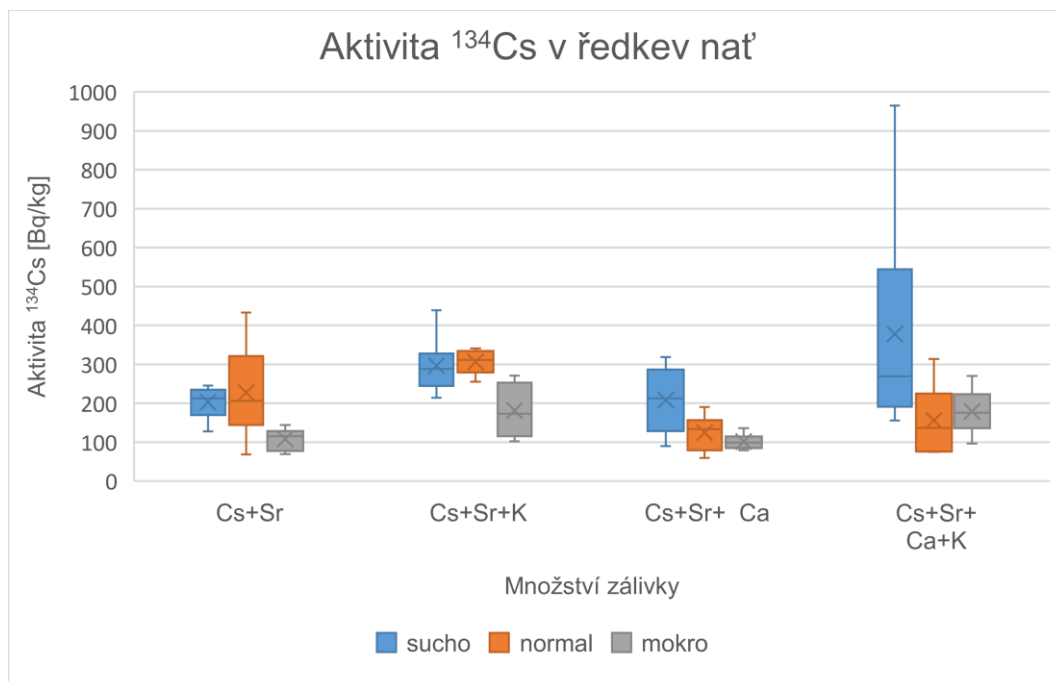
**Treatment** = jedná se o radionuklid, který kontaminoval půdu rostliny před započítáním experimentu (Cs+Sr, Cs+Sr+K, Cs+Sr+Ca, Cs+Sr+Ca+K).

**Aktivita Cs-134** = naměřená hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg]

## 5.1. Výsledky Ředkev celoroční (*Raphanus sativus*).



Obrázek č.20: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v Ředkev celoroční-bulva v závislosti na množství závlivky

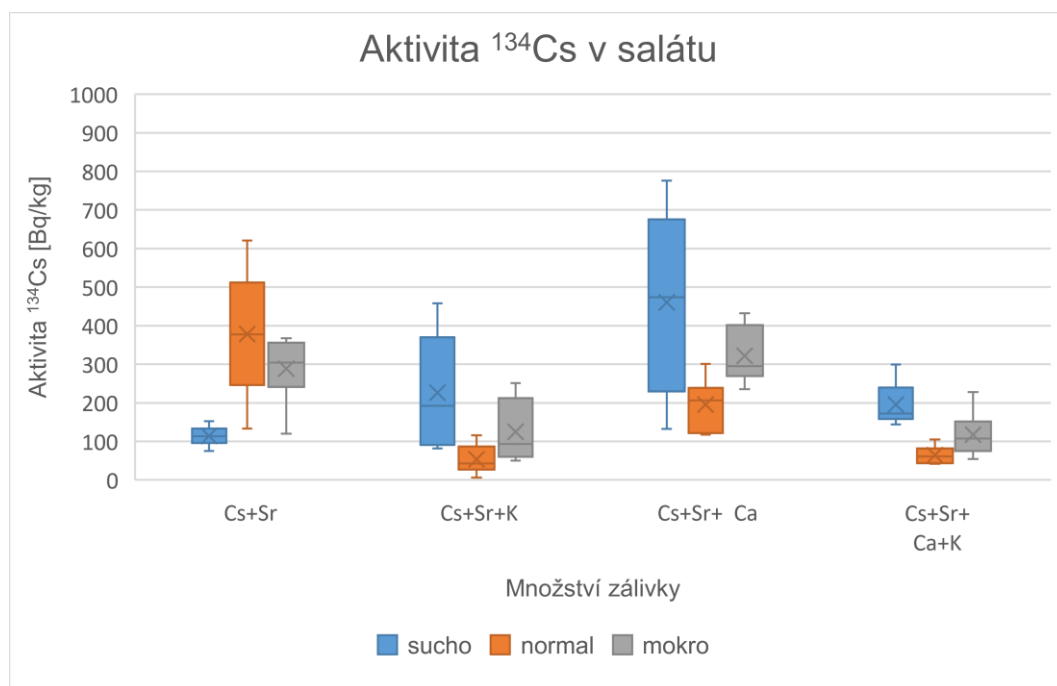


Obrázek č.21: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v Ředkev celoroční-nať v závislosti na množství závlivky.

Výsledkem experimentu bylo prokázat, jaký vliv bude mít množství závlivky na aktivitu RN  $^{134}\text{Cs}$  v rostlině. Výsledky byly rozděleny na aktivitu RN  $^{134}\text{Cs}$  v bulvě a v nati. Na základě změřených hodnot (obr. č. 20) je patrné, že v bulvě ředkve je největší aktivita v suché půdě bez rozlišení treatmentu. U natě bylo prokázáno, že největší aktivity bylo dosaženo také v suché půdě s minimální závlivkou při treatmentu Cs+Sr+Ca+K.

## 5.2. Salát americkij koričňevj ranyj (*Lactuca sativa*).

Další plodinou, která byla vyseta a následně pěstovaná po sklizni ředkve, byl salát. Jednalo se o salát americkij koričňevj ranyj. Semena této rostliny byla dodána od Běloruského partnera, který provádí podobné experimenty, kde není možné dodržet stejné podmínky, kterých bylo dosaženo při našem experimentu v uzavřeném prostředí mikrokosmu zastoupeného pokusnými skleníky. Díky tomu bylo možné rozdělit experiment na tři pokusné skupiny, každý pro jiný tip závlivky. Toto rozčlenění nám pomohlo určit jaký vliv má množství závlivky na příjem RN  $^{134}\text{Cs}$  rostlinou.

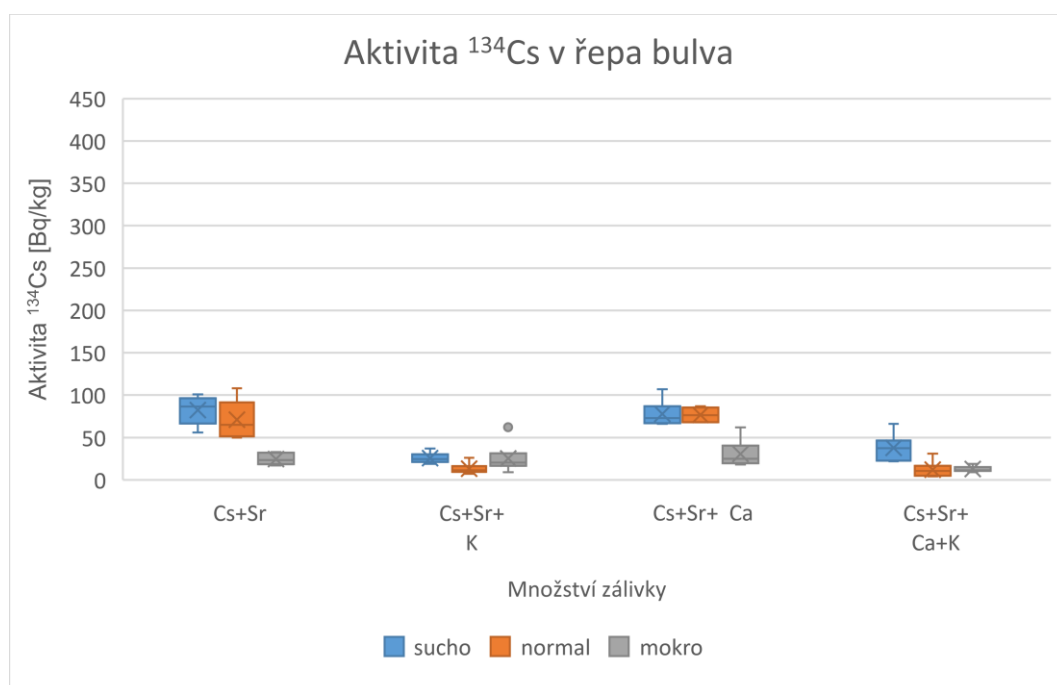


Obrázek č.22: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v Salátu v závislosti na množství závlivky.

U saláty bylo na konci experimentu prokázáno, že největší aktivita RN  $^{134}\text{Cs}$  bylo dosaženo v suché půdě s minimálním množstvím závlivky při treatmentu Cs+Sr+Ca. U salátu se konzumuje nadzemní část rostliny, kterou představují listy, v kterých se měřila aktivita RN  $^{134}\text{Cs}$ . Z toho důvodu není tato plodina vhodná pro pěstování v ochranných zónách jaderných elektráren po případné havárii.

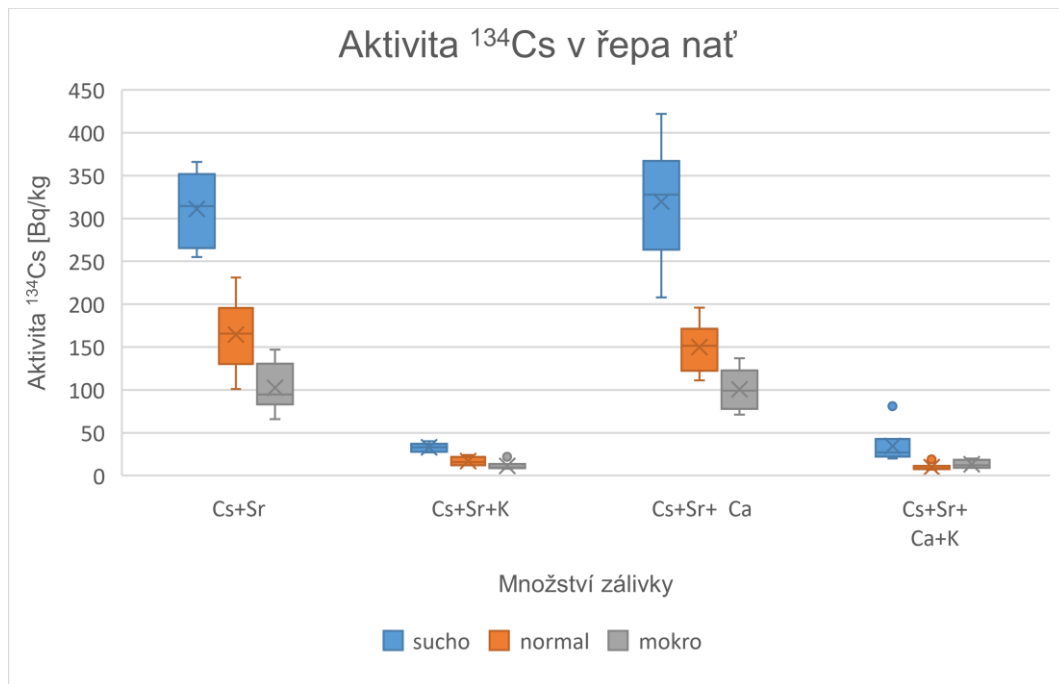
### 5.3. Řepa krmná červená odrůda Monro (*Beta vulgaris*).

Poslední plodinou, která byla vyšetřena do pokusných kbelíků je řepa krmná červená odrůda Monro.



Obrázek č.23: Aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v Řepa krmná červená odrůda Monro - bulva v závislosti na množství závlivky.

Výsledkem experimentu bylo zjištěno, že nejnižší aktivity RN  $^{134}\text{Cs}$  v bulvě řepy bylo dosaženo při normálním stupni závlivky při treatmentu Cs+Sr+Ca+K. Podobné hodnoty byly dosaženy také při vyšší závlivce a stejném treatmentu. Také u normální závlivky při treatmentu Cs+Sr+K bylo dosaženo nízkých hodnot. Pro vyhodnocení výsledků u řepy jsem přikročil k výrazné změně měřítka aktivity oproti předchozím grafům. Bylo dosaženo tak nízkých hodnot, že bych při zobrazení stejného měřítka, jako u předchozích grafů, sotva postřehl drobné nuance ve výsledcích.



Obrázek č.24: Aktivita <sup>134</sup>Cs v Řepa krmná červená odrůda Monro - bulva v závislosti na množství závlivky-změna měřítka.

U výsledku měření aktivity RN <sup>134</sup>Cs v nati řepy jsem také přistoupil k výrazné změně měřítka. I zde byly hodnoty u dvou treatmentů tak nízké, že je při jednotném měřítku, které jsem použil u všech grafů pro porovnání aktivity napříč rostlinami, nebyl schopný správně rozeznat. Z naměřených hodnot se jasně ukazuje, že nejnižší hodnoty bylo dosaženo, stejně jako u bulvy řepy, u normální závlivky při treatmentu Cs+Sr+Ca+K. Tyto hodnoty následovaly, stejně jako u bulvy, podobně nízké hodnoty při vyšší závlivce a stejném treatmentu. Stejně jako u bulvy bylo dosaženo nízkých hodnot u normální závlivky při treatmentu Cs+Sr+K.

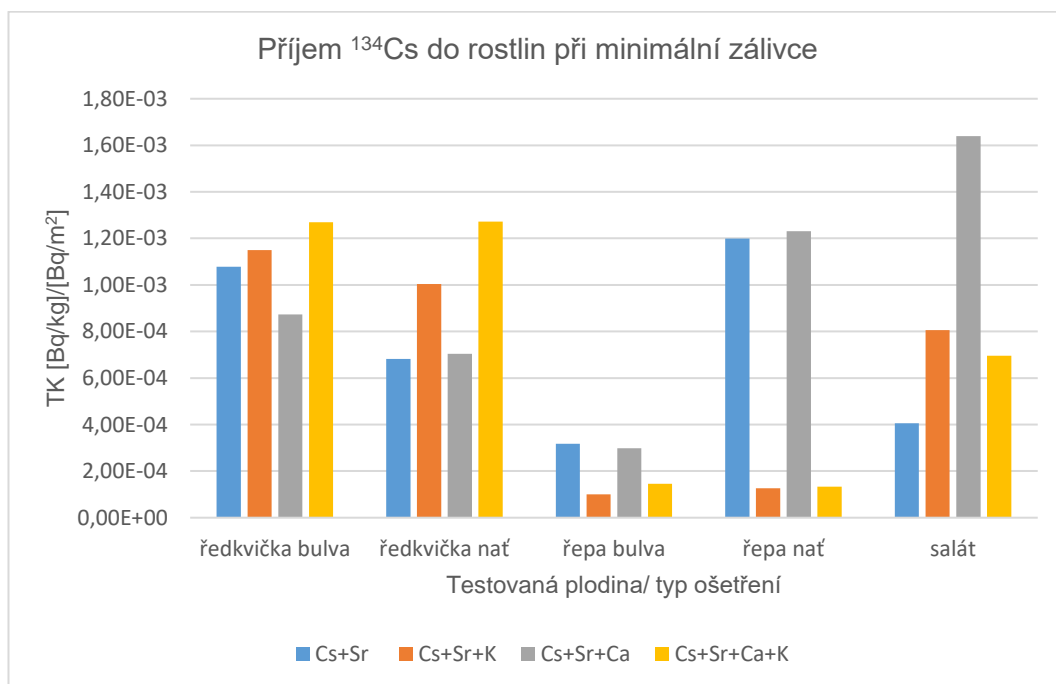
Na základě těchto výsledků se mi jeví řepa krmná červená odrůda Monro jako nejvhodnější plodina pěstovaná v půdě typu glej modální na území zasažených jadernou havárií.

## Plošná aktivita

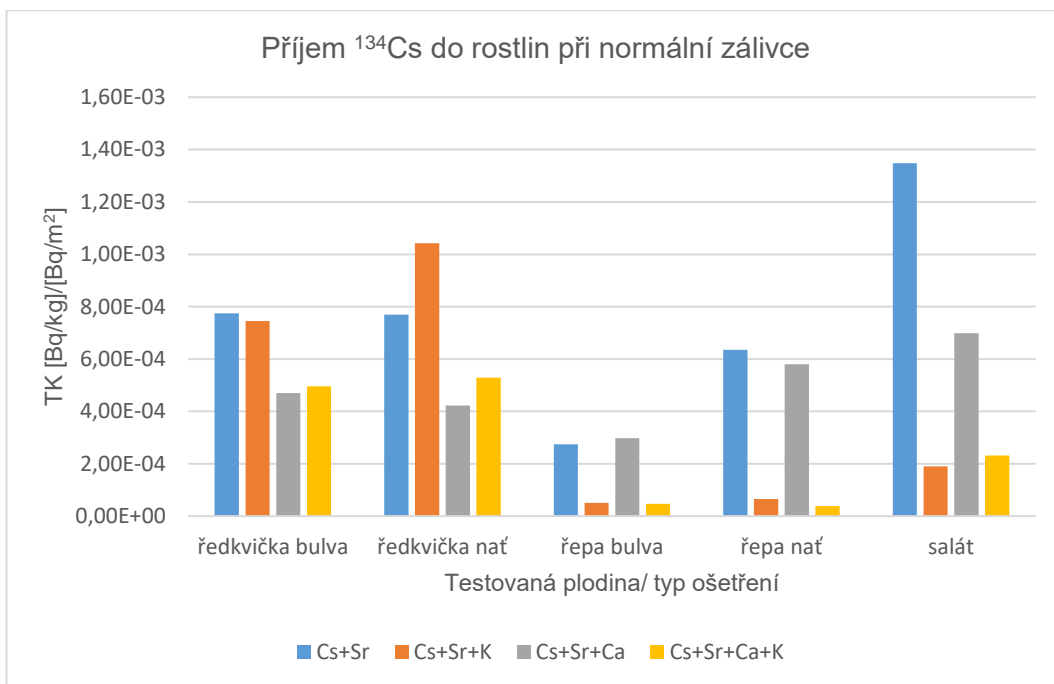
Další neméně významnou hodnotou, která se v tomto experimentu sledovala, byla plošná aktivita. Jedná se o vypočítanou hodnotu, kde se do čitatele dosadí změřená hodnota aktivity RN  $^{134}\text{Cs}$  [kBq] k datu sklizně a do jmenovatele se dosadí plocha pokusné zeminy. V našem případě se jednalo o kbelík, který měl plochu půdy  $0,0531\text{m}^2$ . Výsledek plošné aktivity byl použit pro výpočet důležité hodnoty transferového koeficientu.

### 5.4. Transferový koeficient.

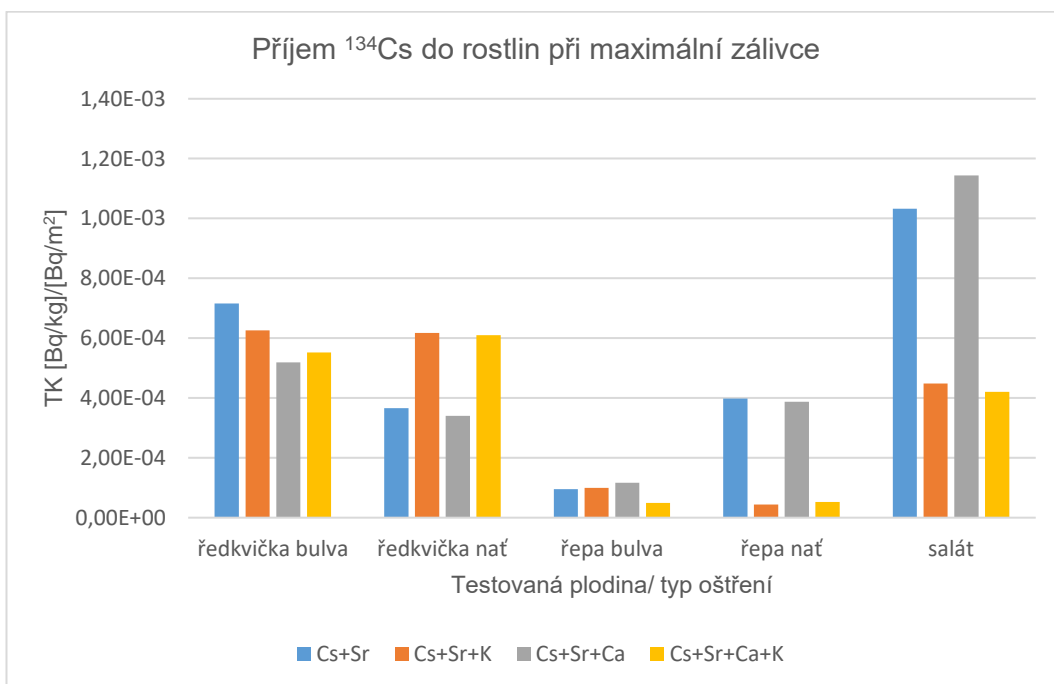
Transferový koeficient (TK) je počítaná hodnota, která nám určuje kolik RN  $^{134}\text{Cs}$  nám přijme rostlina z půdy po celou dobu vegetačního růstu do data sklizně. Pro výpočet potřebujeme znát hodnotu aktivity RN  $^{134}\text{Cs}$  [Bq/kg] při daném treatment Cs+Sr, Cs+Sr+K, Cs+Sr+Ca, Cs+Sr+Ca+K. Tuto hodnotu dosadíme do čitatele. Do jmenovatele dosadíme hodnotu RN  $^{134}\text{Cs}$  plošné aktivity daného treatmentu k datu sklizně a vynásobíme tisícem pro správné sjednocení jednotek. Výsledkem bude malé číslo [Bq/kg]/[Bq/m<sup>2</sup>], které pro přehlednost v grafu převedeme na matematický tvar. Výsledky TK pro všechny experimentální plodiny se všemi treatmenty byly rozděleny do třech grafů. Každý graf zastupuje jeden stupeň závlivky.



Obrázek č 25: TK  $^{134}\text{Cs}$  v experimentálních rostlinách při všech treatmentech s minimální závlivkou - sucho.



Obrázek č 26: TK  $^{134}\text{Cs}$  v experimentálních rostlinách při všech treatmentech s normální záливkou - normal.



Obrázek č 27: TK  $^{134}\text{Cs}$  v experimentálních rostlinách při všech treatmentech s maximální záливkou - moko.

Z vypočtených hodnot znázorněných v grafu jasně vyplývá, že při minimální zálivce dosahuje nejvyšších hodnot TK  $^{134}\text{Cs}$  u salátu při treatmentu Cs+Sr+Ca, těsně následovaný treatmentem Cs+Sr také u salátu.

V dalším grafu při normálním stavu zálivky opět dosahuje nejvyšších hodnot TK  $^{134}\text{Cs}$  v salátu při treatmentu Cs+Srov. Další nejvyšší hodnoty bylo dosaženo u ředkve nať při treatmentu Cs+Sr+K.

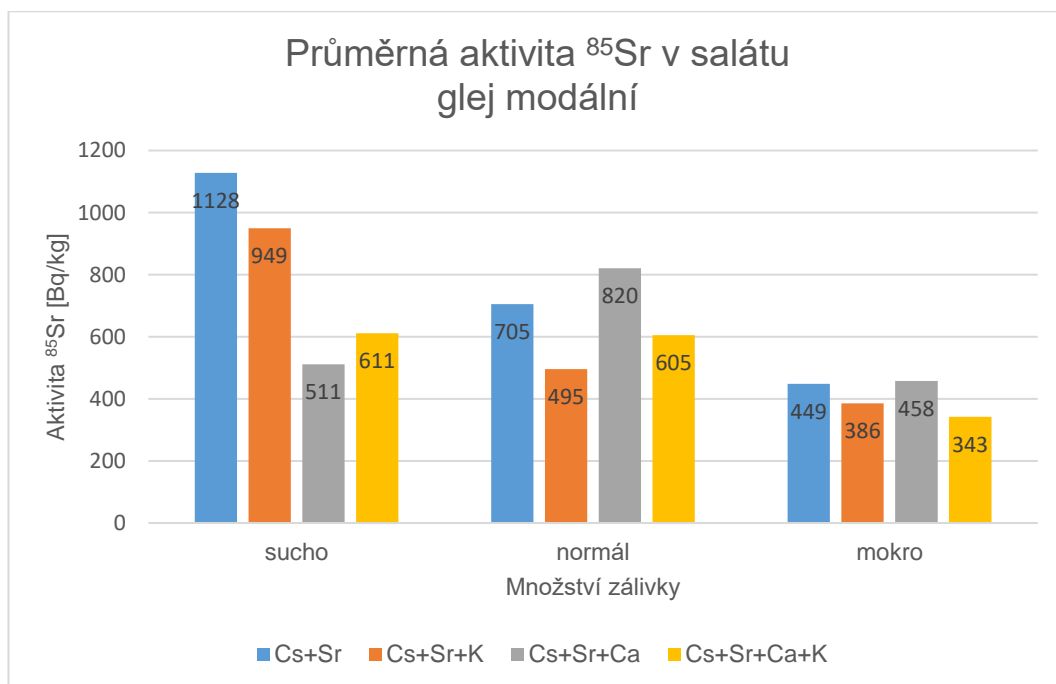
Poslední graf nám zastupuje experiment s maximálním množstvím zálivky. Zde opět nejvyšších hodnot dosáhl salát při treatmentu Cs+Sr+Ca těsně následovaný treatmentem Cs+Sr.



## 6. Diskuze.

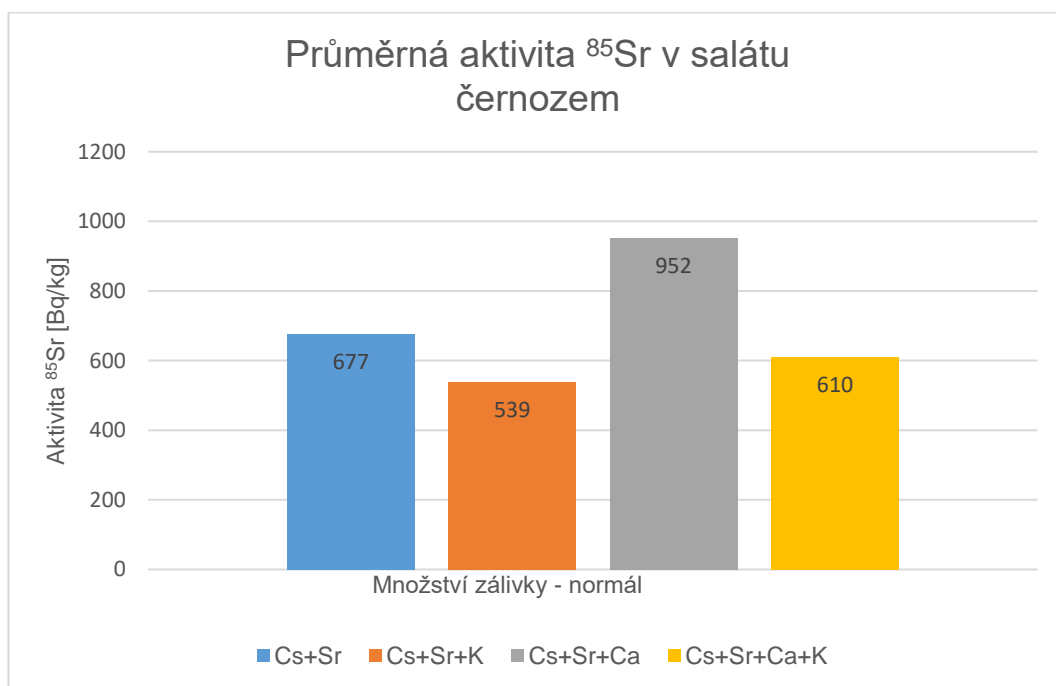
### 6.1. Porovnání výsledků aktivity v salátu.

Naměřená data z experimentu, který probíhal v roce 2021 v areálu SÚRO, byla pečlivě zaznamenána a mají sloužit k ověření, nebo vyvrácení hypotézy, zda lze pěstovat konkrétní rostliny v půdách zasažených jadernou havárií? Půda, kterou jsem použil při svém experimentu byla z havarijní zóny jaderné elektrárny Temelín. Jednalo se o glej modální. Celý experiment probíhal v uzavřeném prostředí skleníků, kde byly vyloučeny vlivy okolí. Své výsledky jsem porovnával s kolegy, kteří se podíleli ve stejný čas na podobných experimentech. Změny oproti mému experimentu spočívaly ve větším počtu porovnávaných půd, nebo různých rostlinách a v neposlední řadě jiném množství zálivky. První porovnání proběhlo s kolegou, který měl svůj experiment vedený v klimaboxu, tedy v podobném prostředí jako ve skleníku se stejnou plodinou, akorát v mnohem menších pokusných nádobách s jiným typem půdy. V tomto případě se jednalo o černozem. První porovnávanou rostlinou byl salát (*Lactuca sativa*) a sledoval jsem u něj pohyb stroncia v závislosti na typu půdy a množství zálivky a přidaném treatmentu. Data kolegy mohu srovnávat při běžném stupni zálivky. Z naměřených dat ze skleníku vyplývá, že nejvyšší průměrné hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  bylo dosaženo při minimálním stupni zálivky, která byla označená jako sucho u treatmentu Cs+Sr = 1128 [Bq/kg]. Druhé nejvyšší průměrné hodnoty aktivity Sr bylo dosaženo při stejném stupni zálivky u treatmentu Cs+Sr+K = 949 [Bq/kg].



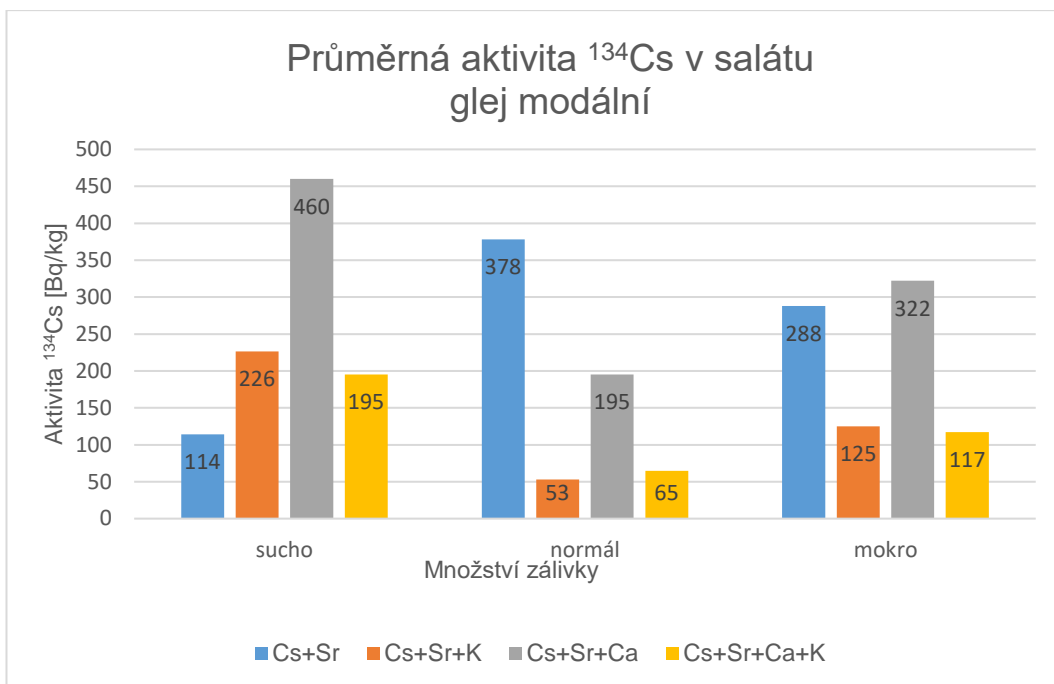
Obrázek č.28: Průměrná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v salátu, glej modální – skleníky.

Z dat, které pocházejí z klimaboxu dosáhl nejvyšší průměrné hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$ , při běžném tupni závlivky při treatmentu  $\text{Cs}+\text{Sr}+\text{Ca} = 952$  [Bq/kg] (Šváb, 2022). Při porovnání výsledků aktivity Sr ze skleníku a klimaboxu jsem došel k závěru, že při stejném stupni závlivky, ale na jiném typu pudy, bylo dosaženo podobných výsledků. Největšího rozdílu hodnot bylo dosaženo u treatmentu s přidaným vápníkem.



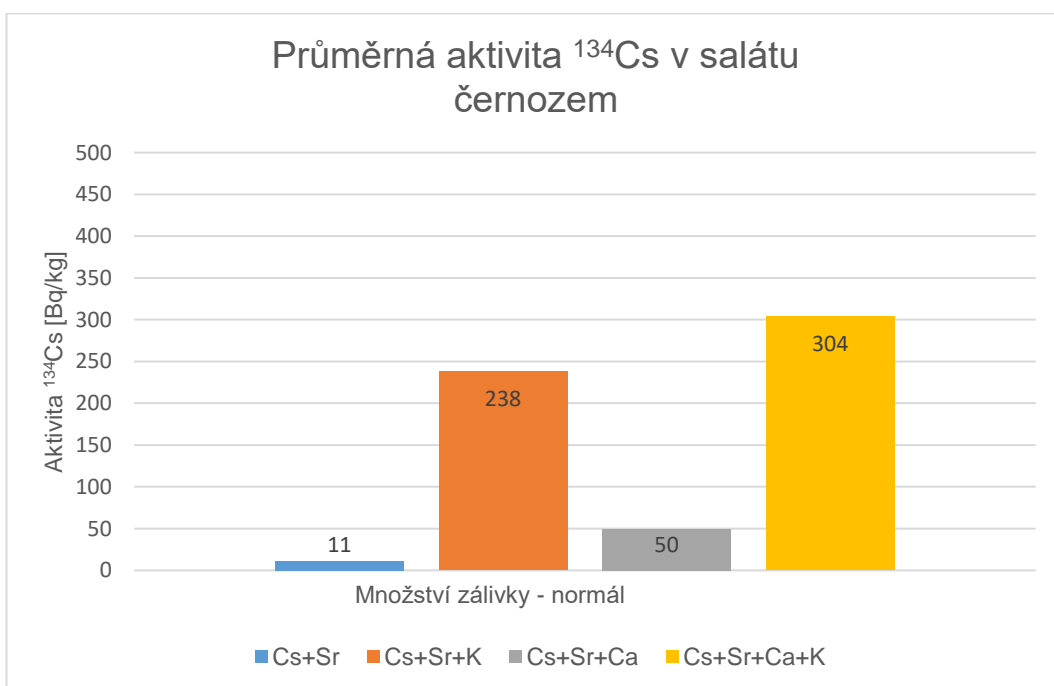
Obrázek č. 29: Průměrná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v salátu černozem - klimabox.

Dalším porovnávaným radionuklidem v salátu bylo  $^{134}\text{Cs}$ . I tady jsem porovnával výsledky ze skleníků s výsledky z klimaboxu. Nejvyšší průměrné hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  ve skleníku bylo dosaženo při minimálním stupni závlivky při treatmentu  $\text{Cs}+\text{Sr}+\text{Ca} = 460$  [Bq/kg]. Druhé nejvyšší průměrné hodnoty aktivity Cs bylo dosaženo při standardním stupni závlivky při treatmentu  $\text{Cs}+\text{Sr} = 378$  [Bq/kg].



Obrázek č.30: Průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v salátu glej modální – skleníky.

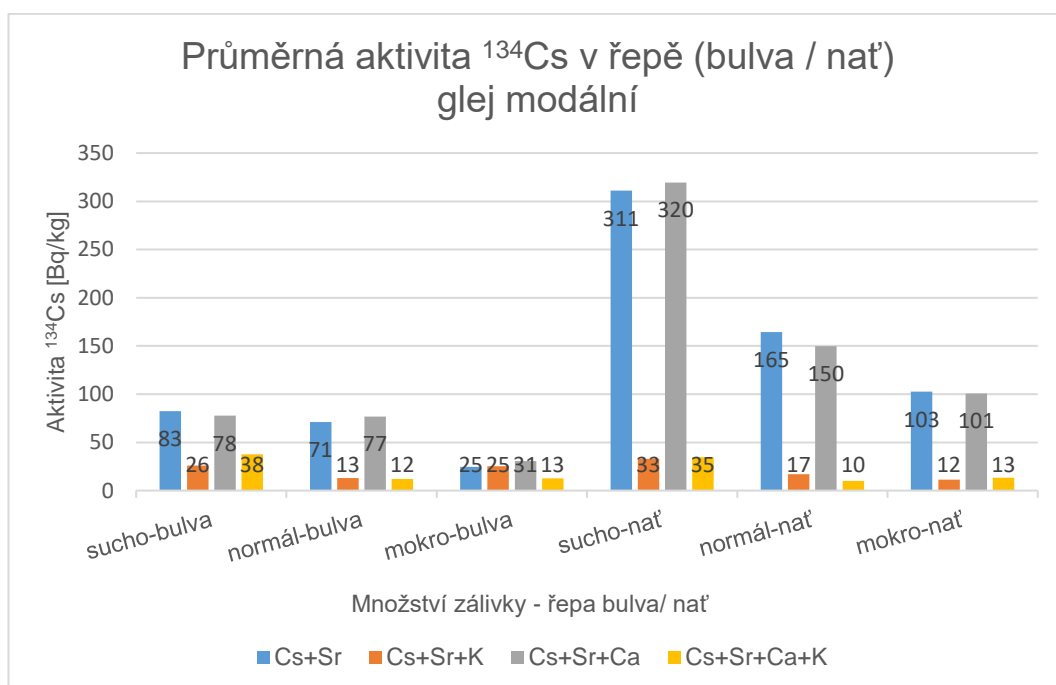
Data z klimaboxu, která ukazují aktivitu  $^{134}\text{Cs}$  u salátu při běžném stupni závlivy je patrné, že nejvyšší průměrné hodnoty aktivity Cs bylo dosaženo při treatmentu Cs+Sr+Ca+K = 304 [Bq/kg] následované hodnotami dosažených při treatmentu Cs+Sr+K = 238 [Bq/kg] (Šváb, 2022). Hodnoty z klimaboxu o pohybu  $^{134}\text{Cs}$  v salátu jsou natolik rozdílné od mnou naměřených hodnot ze skleníků, že je nelze regulérně srovnávat.



Obrázek č.31: Průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v salátu, černozem – klimabox.

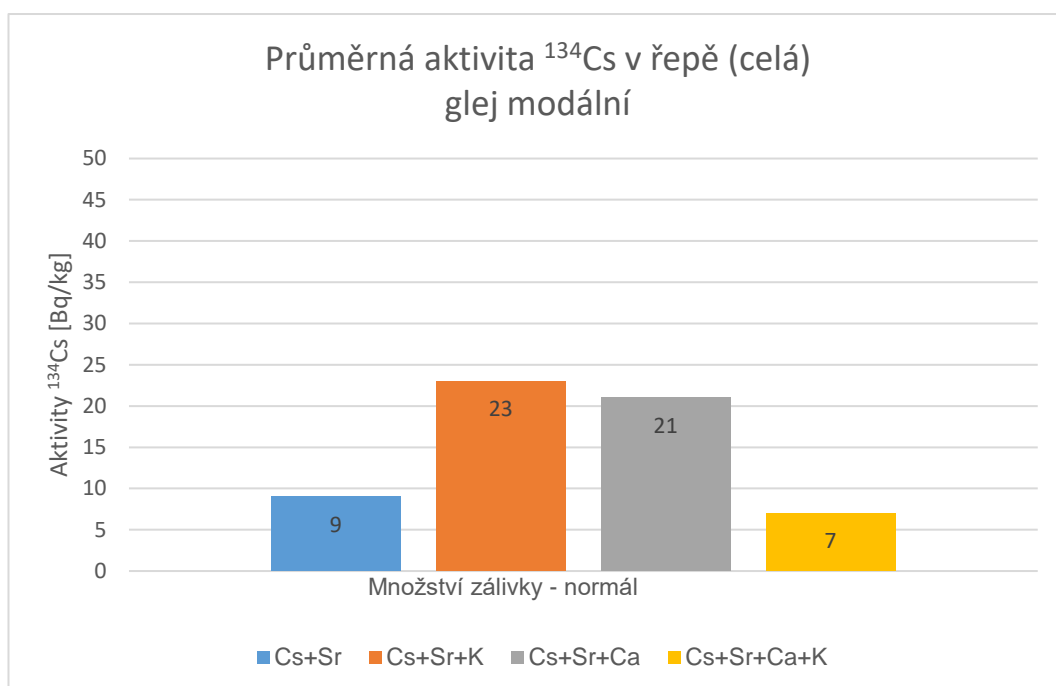
## 6.2. Porovnání výsledků aktivity v řepě.

Další porovnávanou rostlinou byla řepa (*Beta vulgaris*). Změřené výsledky jsem porovnával s experimentem vedeným kolegou ve venkovním prostředí pod stany. Během experimentu s řepou, který byl provozován ve venkovním prostředí pod stany, došlo k ovlivnění růstu řepy klimatickými podmínkami. Rostliny nevyrostly do potřebné velikosti, proto se při vyhodnocování výsledků počítá s celou rostlinou, to znamená jak s bulvou, tak natí. Tomuto problému se pěstováním ve sklenících předešlo, díky tomu mám k dispozici data jak z bulvy řepy, tak natě, která mohu relevantně porovnávat mezi sebou. Z naměřených hodnot zobrazených v grafu jasně vyplývá, že příjem  $^{134}\text{Cs}$  do řepy je mnohonásobně větší u natě, než u bulvy rostliny. Nejvyšší hodnoty průměrné aktivity  $^{134}\text{Cs}$  bylo dosaženo u bulvy při minimálním množství závlivy u treatmentu Cs+Sr = 83 [Bq/kg]. Následovaly hodnoty při stejném stupni závlivy u treatmentu Cs+Sr+Ca = 77 [Bq/kg]. Podobné hodnoty bylo také dosaženo při normální závlivce u bulvy s přidaným treatmentem jak Cs+Sr, tak u Cs+Sr+Ca = 77 [Bq/kg]. U natě byly změřeny výrazně vyšší průměrné hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$ . Nejvyšších hodnot u natě bylo dosaženo při minimálním stupni závlivy při treatmentu Cs+Sr+Ca = 320 [Bq/kg]. Druhé nejvyšší hodnoty bylo dosaženo při stejném stupni závlivy při treatmentu Cs+Sr = 311 [Bq/kg].



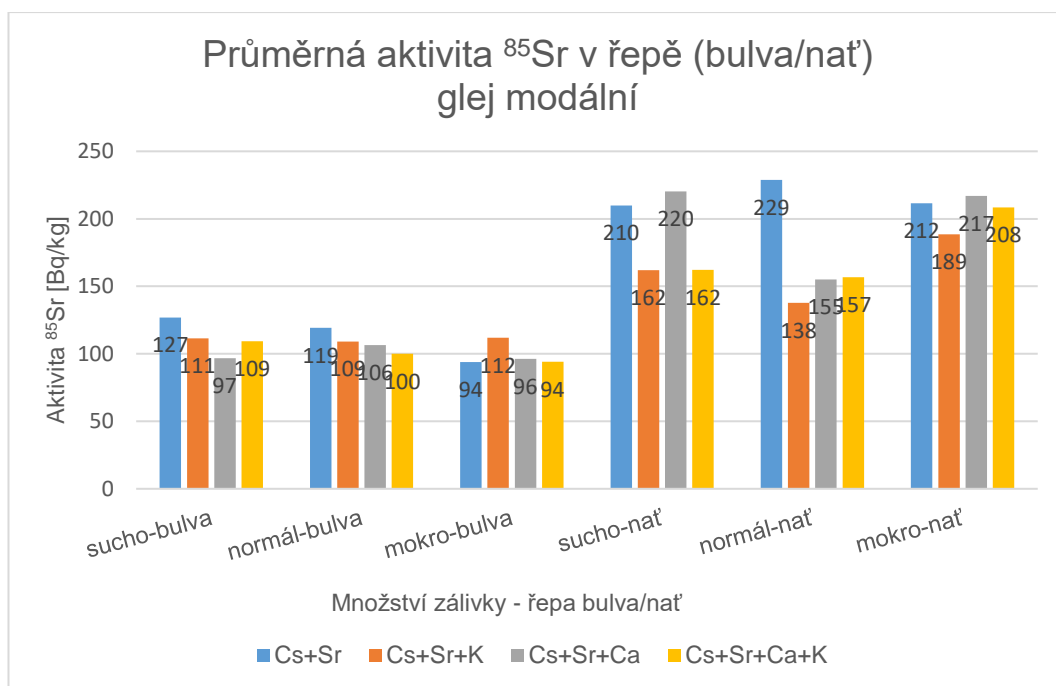
Obrázek č. 32: Průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v řepě (bulva/nat'), glej modální – skleníky.

Řepa pěstovaná pod stany, byla ve stejných nádobách jako ve skleníku. Část experimentu s řepou, kterou jsem zahrnul do výsledků, byla na stejném typu půdy. Počet pokusných nádob pod stany byl menší a výsledný zdravotní stav rostlin při sklizni nedosahoval takových kvalit jako ve skleníku. Poslední parametr, který mohl ovlivnit výsledky testu bylo množství závlivky. Pod stany byla prováděna běžná závlivka. Pro potřeby porovnání hodnot ve skleníku a pod stany jsem přikročil k zprůměrování hodnot aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v řepě. Nejvyšší průměrné hodnoty aktivity  $^{134}\text{Cs}$  v řepě pod stany bylo dosaženo u treatmentu Cs+Sr = 23 [Bq/kg], následováno hodnotou 21 [Bq/kg] u treatmentu Cs+Sr+Ca (Makowski,2022). Tento rozptyl hodnot u všech treatmentů nejvíce odpovídá řepě bulvě pěstované ve skleníku při maximální hodnotě závlivky.



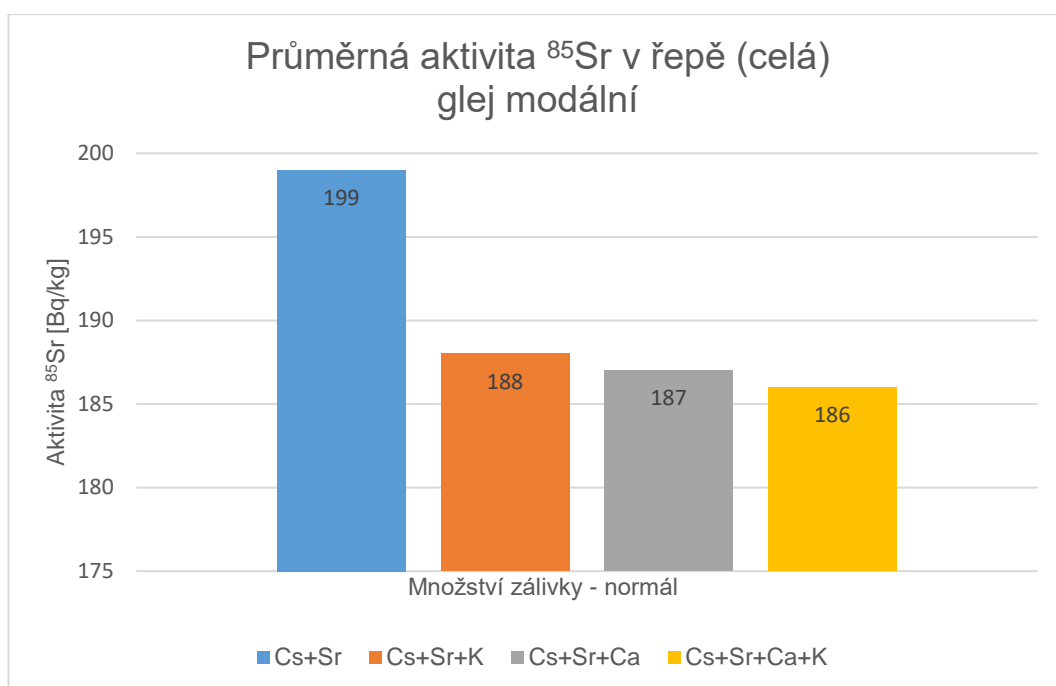
Obrázek č. 33: Průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v řepě (bulva/nat'), glej modální – stany.

Další porovnávaný radionuklid u řepy je stroncium. Ve skleníku bylo dosaženo dobrého zdravotního stavu rostliny, proto se mohlo přistoupit k hodnocení průměrné hodnoty aktivity stroncia jak v bulvě, tak v nati. Stejně jako u cesia i zde bylo dosaženo výrazně vyšších hodnot v nati proti bulvě. Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo u nati při normálním stupni závlivky při treatmentu Cs+Sr = 229 [Bq/kg]. Další vysoké hodnoty u nati bylo dosaženo při minimálním stupni závlivky u treatmentu Cs+Sr+Ca = 220 [Bq/kg].



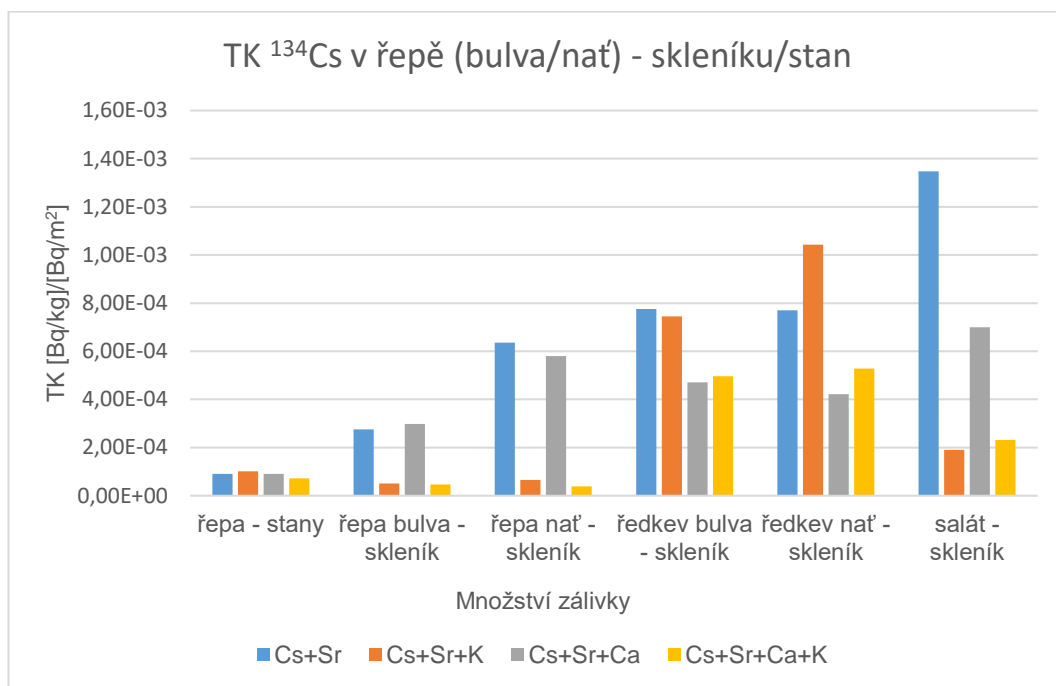
Obrázek č. 34: Průměrná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v řepě (bulva/nat'), glej modální – skleník.

Při hodnocení průměrné hodnoty aktivity  $^{85}\text{Sr}$  v řepě pěstované pod stany jsem musel opět brát v potaz, že zdravotní stav pěstovaných rostlin k datu sklizně nedosahoval takových kvalit jako experiment vedený ve skledníku. Nejvyšších hodnot Sr bylo dosaženo při normálním stupni závlivy při treatment Cs+Sr = 199 [Bq/kg]. Zbývající hodnoty u ostatních treatmentů byly téměř totožné v rozsahu = 188 – 186 [Bq/kg] (Makowski,2022).



Obrázek č. 35: Průměrná aktivita  $^{85}\text{Sr}$  v řepě (bulva/nať), glej modální – stany.

Srovnáním transferového koeficientu (TK) v řepě pod stany a v řepě (bulva/nať) ve skleníku s ředkvičkou a salátem při minimálním množství záливky. Měřením jsem zjistil, že TK je nejnižší u řepy bulvy jak pod stany, tak ve skleníku. Řepa nať již dosahuje vysokých hodnot podobně jako je u ředkvičky. U salátu je nejvyšší Tk  $^{134}\text{Cs}$  při treatmentu Cs+Sr.



Obrázek č. 36: Průměrná aktivita  $^{134}\text{Cs}$  v řepě (bulva/nať), glej modální – (skleník/stan).



## 7. Závěr.

Úkol experimentu mé bakalářské práce bylo vyšetřit relevantní data, která nám dají odpověď na otázku, zda a jaký je vliv má množství závlivky na transferový koeficient radionuklidů Cs a Sr v experimentálních rostlinách v řízeném prostředí. Řízené prostředí zde zastupovaly skleníky, které chránily celý experiment před vlivem okolního prostředí což se jasně ukázalo při porovnání výsledků s experimentem pod stany. Zde bohužel došlo vlivem klimatických podmínek ke špatnému růstu rostlin což mělo významný vliv na výsledky experimentu. Z výsledků dat tohoto experimentu bych měl být schopen určit, která plodina je nejvhodnější na území zasaženém radionuklidy po jaderné havárii, nebo jaderné zbraní hromadného ničení. Následkem těchto aktivit vznikne velké území s kontaminovanou půdou. Správným výběrem jsem schopen určit vhodnou rostlinu do daného prostředí na základě dat o typu půdy, fyzikálních a chemických vlastnostech a druhu kontaminace půdy. Na základě mého měření jsem zjistil, že nejvyšší hodnoty transferového koeficientu bylo dosaženo u všech plodin bez ohledu na množství závlivky s výjimkou bulvy řepy. Zde bylo dosaženo jednoznačně nejnižších hodnot bez ohledu na závlivce. Svoje data jsem porovnával s kolegy Bc. Martinem Švábem a Bc. Václavem Makowským.

## 8. Zdroje.

Absalom, J. P., Young, S. D., Crout, N. M. J., Nisbet, A. F., Woodman, R. F. M., Smolders, E., Gillett, A. G. (1999). Predicting soil to plant transfer of radiocesium using soil characteristics. *Environmental science & technology*, 33(8), 1218-1223.

Andrade Martins, R. D. (2011). Henri Becquerel and Radioactivity: A Critical Revision. In *Brazilian Studies in Philosophy and History of Science* (pp. 107-117). Springer, Dordrecht.

Arthur, E. L., Rice, P. J., Rice, P. J., Anderson, T. A., Baladi, S. M., Henderson, K. L., Coats, J. R. (2005). Phytoremediation—an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(2), 109-122.

Burger, A., Lichtscheidl, I. (2018). Stable and radioactive cesium: a review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618, 1459-1485.

Cao, Y., Zhao, Z., Lou, X., Yu, S., Zhang, M., Xuan, Z., Lai, Z., Gao, X., Zhao, Y., Ren, H., Zhang, D., Wang, P. (2021). Levels, Variations and Sources of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in Environmental and Food Samples Around Qinshan Nuclear Power Plant, China in 2012-2019.

Culek, M., Grulich, V., Laštůvka, Z., Divíšek, J. (2013). Biogeografické regiony České republiky. *Brno: Masarykova univerzita*, 450.

De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.

Eisenbud, M., Gesell, T. F. (1997). *Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources: from natural, industrial and military sources*. Elsevier, Academic Press. San Diego – London – Boston - New York – Sydney – Tokyo – Toronto.

ElShazly, A. A., Abbas, M. H., Farid, I. M., Rizk, M., Abdelhafez, A. A., Abbas, H. H., Soliman, S.M., Abdel Sabour, M, F., Mohamed, I. (2019). Depthprofile distribution of Cs and its toxicity for canola plants grown on arid rainfed soils as affected by increasing K-inputs. *Ecotoxicology and environmental safety*, 183, 109529.

- Garbisu, C., Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource technology*, 77(3), 229-236.
- Choppin, G., Liljenzin, J. O., Rydberg, J. (2002). Radiochemistry and nuclear chemistry. Butterworth-Heinemann. Goteborg.
- IAEA Annual Report for 2009 (2009). Pakistan Atomic Energy Commission. Annual report 2009-10 (No. INIS-PK--05). Pakistan.
- Jönsson, B. A. (2021). Henri Becquerel's discovery of radioactivity–125 years later. *Physica Medica*, 87, 144-146.
- Kulveitová, H. (2007). *Chemie II:(chemie prvků)*. B-Technická univerzita Ostrava.
- Kunzová, E. (2010). *Výživa rostlin a hnojení draslíkem*. Metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. MZe ČR, Praha.
- Lieser, K. H. (2008). *Nuclear and radiochemistry: fundamentals and applications*. John Wiley Sons. Berlin – Weinheim – New York – Chichester – Brisbane – Singapore – Toronto.
- Madoz-Escande, C., Henner, P., Bonhomme, T. (2004). Foliar contamination of *Phaseolus vulgaris* with aerosols of <sup>137</sup>Cs, <sup>85</sup>Sr, <sup>133</sup>Ba and <sup>123m</sup>Te: influence of plant development stage upon contamination and rain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 73(1), 49-71.
- Mehmood, K. (2018). Environmental behavior of cesium and strontium in agricultural and forest soil. Bonn Univ. Landwirtschaftliche Fakultät (Germany). Bonn.
- Mendez, M. O., Maier, R. M. (2008). Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(1), 47-59.
- Newman, L. A., Reynolds, C. M. (2004). Phytodegradation of organic compounds. *Current opinion in Biotechnology*, 15(3), 225-230.
- Niedrée, B., Berns, A. E., Vereecken, H., Burauel, P. (2013). Do Chernobyl-like contaminations with <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr affect the microbial community, the fungal biomass and the composition of soil organic matter in soil. *Journal of environmental radioactivity*, 118, 21-29.
- Radvanyi, P., Villain, J. (2017). The Discovery of radioactivity. *Comptes Rendus Physique*, 18 (9-10), 544-550.

- Ritchie, J. C., McHenry, J. R. (1990). Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. *Journal of environmental quality*, 19(2), 215-233.
- Russell, B. C., Croudace, I. W., Warwick, P. E. (2015). Determination of <sup>135</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs in environmental samples: a review. *Analytica Chimica Acta*, 890, 7-20.
- Rutgers van der Loeff, M. M. (2014). Uranium-Thorium Decay Series in the Oceans: Overview. (*Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*), 1-16.
- Salt, D. E., Smith, R. D., Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 49(1), 643-668.
- Semenishchev, V. S., Voronina, A. V. (2020). Isotopes of strontium: Properties and applications. In: *Strontium Contamination in the Environment* Springer, Cham. pp. 25-42.
- Švec, J. (2005). Radioaktivita a ionizující záření. *Vysoká škola báňská. Ostrava*.
- 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.
- Ullmann, V. (2002). Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření. *Radionuklidová scintigrafie-nukleární medicína: Scintilační kamery [online]*. Ostrava: Ullmann Vojtěch.
- 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.
- Vaněk, T., Soudek, P., Podlipná, R., Petrová, Š., Landa, P. (2017). *Fytoremediace a možnosti její aplikace*. Středisko společných činností AV ČR, vvi.
- Vopravil, J., Khel, T., Vrabcová, T., Novák, P., Novotný, I., Hladík, J., Vašků, Z., Jacko, K., Rožnovský, J., Janeček, M., Vácha, R., Pivcová, J., Kvítek, T., Novák, P., Fučík, P., Čermák, P., Janků, J., Pírková, I., Papaj, V., Banýrová, J. (2009). Půda a její hodnocení v ČR. 1.díl Výzkumný ústav meliorací a ochrany, v.v.i, Praha.
- Voronina, A. V., Bajtimirova, M. O., Semenishchev, V. S. (2022). The study of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr sorption by natural and modified aluminosilicates in presence of humic acids. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 1-8.
- Wai, K. M., Krstic, D., Nikezic, D., Lin, T. H., Yu, P. K. (2020). External Cesium-137 doses to humans from soil influenced by the Fukushima and Chernobyl nuclear power plants accidents: A comparative study. *Scientific reports*, 10(1), 1-8.

---

**URL 1:** dostupné z:

[www.mapy.geology.cz/pudy/](http://www.mapy.geology.cz/pudy/)

**URL 2:** dostupné z:

<https://astronuklfyzika.cz/Fyzika-NuklMed.htm>

**URL 3:** dostupné z:

[www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/vykladovy-slovník-energetiky/hesla/rad\\_zar.html](http://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/vykladovy-slovník-energetiky/hesla/rad_zar.html)

**URL 4:** dostupné z:

[www.suro.cz/cz/prirodnioz](http://www.suro.cz/cz/prirodnioz)

**URL 5:** dostupné z:

<https://www.sujb.cz/radiacni-ochrana/prirodni-zdroje-ionizujiciho-zareni/ozareni-z-prirodnich-zdroju-zareni>

**URL 6:** dostupné z:

[www.researchgate.net/profile/Yves-Thiry/publication/43090573\\_Radionuclide\\_Transfer\\_in\\_Forest\\_Ecosystems/links/0912f51404c0cc413e000000/Radionuclide-Transfer-in-Forest-Ecosystems.pdf#page=5](http://www.researchgate.net/profile/Yves-Thiry/publication/43090573_Radionuclide_Transfer_in_Forest_Ecosystems/links/0912f51404c0cc413e000000/Radionuclide-Transfer-in-Forest-Ecosystems.pdf#page=5)

**URL 7:** dostupné z:

[https://www.frontiersin.org/files/Articles/531515/fpls-11-00528-HTML/image\\_m/fpls-11-00528-q001.jpg](https://www.frontiersin.org/files/Articles/531515/fpls-11-00528-HTML/image_m/fpls-11-00528-q001.jpg)

**URL 8:** dostupné z:

<https://www.dreamstime.com/phytoremediation-as-plant-based-approach-bioremediation-outline-diagram-phytoremediation-as-plant-based-approach-image237721909>

**URL 9:** dostupné z:

[www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice\\_pudy/\\$FILE/OOHPP-Definice\\_pudy-20080820.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice_pudy/$FILE/OOHPP-Definice_pudy-20080820.pdf)

**URL 10:** dostupné z:

[www.mezistromy.cz/slovník/glejov%C3%BD](http://www.mezistromy.cz/slovník/glejov%C3%BD)