

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ



**Příjem radionuklidů ^{134}Cs a ^{85}Sr a jejich stabilních analogů
vybranými zemědělskými plodinami a sledování změn
přestupového koeficientu v definovaném prostředí klimaboxu**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Martin Šváb

Praha, 2022

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Příjem radionuklidů ^{134}Cs a ^{85}Sr a jejich stabilních analogů vybranými zemědělskými plodinami a sledování změn přestupového koeficientu v definovaném prostředí, vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

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

V Praze, dne 30. 3. 2022

.....

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Martin Šváb

Regionální environmentální správa

Název práce

Příjem radionuklidů ^{134}Cs a ^{85}Sr a jejich stabilních analogů vybranými zemědělskými plodinami a sledování změn přestupového koeficientu v definovaném prostředí klimaboxu

Název anglicky

Intake of radionuclides ^{134}Cs and ^{85}Sr and their stable analogues by selected agricultural crops and monitoring of changes in the transfer coefficient in the defined climate environment

Cíle práce

Cílem práce je zjistit přestupové koeficienty Cs a Sr do vybraných druhů zemědělských plodin v kontrolovaných podmínkách klimaboxu. Porovnat přestupové koeficienty aktivních a stabilních analogů Cs a Sr a následně vyhodnotit zastupitelnost aktivních izotopů v experimentální práci, stabilními analogy.

Metodika

Experimentální část práce bude probíhat jednak v laboratořích SURO- Hradec Králové, kde se bude pracovat s aktivními izotopy, a jednak v laboratoři ČZU, kde se bude pracovat se stabilními analogy.

Půda pro experimenty v mikrokosmech bude použita z oblasti havarijní zóny EDU (černozem), která bude kontaminována sledovanými izotopy a následně postupně oseta vybranými zemědělskými plodinami (ředkvička, salát, řepa). Po sklizni budou rostliny usušeny. V laboratoři SURO bude změřena aktivita vzorků pěstovaných na půdě s aktivními izotopy, zatímco v laboratoři ČZU budou vzorky rozloženy mikrovlnným rozkladem a následně bude stanovena jejich koncentrace v biomase.

Získaná data budou statisticky vyhodnocena.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

cesium, stroncium, draslík, přestupový koeficient, kontaminace,

Doporučené zdroje informací

- De Medici, D., Komínková, D., Race, M., Fabbicino, M., Součková, L. (2019). Evaluation of the potential for caesium transfer from contaminated soil to the food chain as a consequence of uptake by edible vegetables. *Ecotoxicology and environmental safety*, 171, 558-563.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tyš, V. (2005). *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V. (2018). Optimising the safety of contaminated plant biomass manipulation in case of nuclear power plant accident. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 47-58
- Kozak, J. (ed.). (2010). *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M. (2019): *Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO*. Praha.
- Pecharová, E., Kašparová, I. (2017). landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelin nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 17, 11-17.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguinet, J., Pecharová, E. (2017). Stable cesium (¹³³Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 301-307.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P. (2016). Long-term retention of ¹³⁷Cs in three forest soil types with different soil properties. *Journal of environmental radioactivity*, 158, 102-113.
- Tesarova, B., Pecharova, E., Doksanska, T., Skrkal, J. (2018). pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 18, 59-64.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L. (2020). Uptake of ¹³³Cs and ¹³⁴Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditons. *Science of The Total Environment*, 720, 137292.
-

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 21. 2. 2022

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 2. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 10. 03. 2022

Poděkování

Děkuji tímto paní doc. RNDr. Emilii Pecharové CSc., pod jejímž vedením jsem zpracoval tuto diplomovou práci. Děkuji za odborné vedení, ochotu a věnovaný čas. Děkuji za spolupráci Státnímu ústavu radiační ochrany v Hradci Králové a laboratoři environmentální chemie při ČZU Praha, kteří provedli měření vzorků rostlin. Poděkování patří také mé rodině, která mě podporovala nejen při psaní této diplomové práce, ale také v průběhu celého studia. V neposlední řadě děkuji svému nadřízenému ing. Ivanu Plášilovi, který mi umožnil studium při zaměstnání.

Abstrakt

Povrchový výskyt antropogenních radionuklidů se díky toku energie v životním prostředí stává součástí těl zúčastněných organismů. Interakce mezi půdou, rostlinami a konzumenty zajišťuje transport radionuklidů do těl jednotlivců všech úrovní potravního řetězce.

Tato diplomová práce zkoumá počáteční interakci mezi půdou a rostlinami, při které dochází ke kontaminaci potravy většiny organismů Cs^+ a Sr^+ . V rámci projektu byla provedena řada experimentálních pěstebních cyklů, při nichž bylo sledováno, jaké úrovně dosahuje transport aktivních Cs^{134} , Sr^{85} a stabilních Cs^{133} , Sr^{88} z půdy do vybraných plodin. Zkoumány byly kombinace pěstování ve venkovních, skleníkových a klimaboxových podmínkách. Pěstován byl salát (*Lactuca sativa*), ředkvička (*Raphanus sativus*) a řepa (*Beta vulgaris var. rapacea*). Významným pěstebním rozdílem byla kontaminace, která byla rozdělena do 4 skupin. Tyto skupiny se vzájemně lišily kombinací dodaných kontaminantů (Cs^+ , Sr^+ , Ca^+ , K^+). Sledován byl rozdíl v úrovni transferu cesia a stroncia do rostlin.

Klíčová slova: cesium, stroncium, klimabox, transferový koeficient.

Abstract

Due to the flow of energy in the environment, the surface occurrence of anthropogenic radionuclides becomes part of the bodies of the participating organisms. The interaction between soil, plants and consumers ensures the transport of radionuclides into the bodies of individuals at all levels of the food chain.

This diploma thesis examines the initial interaction between soil and plants, during which the food of most organisms is contaminated by Cs^+ and Sr^+ . Within the project, a number of experimental growing cycles were performed, during which the level of transport of active ^{134}Cs , ^{85}Sr and stable ^{133}Cs , ^{88}Sr from the soil to selected crops was monitored. Combinations of cultivation in outdoor, greenhouse and climabox conditions were evaluated. Lettuce (*Lactuca sativa*), radish (*Raphanus sativus*) and beet (*Beta vulgaris var. Rapacea*) were grown. A significant difference in cultivation was in the contamination, which was divided into 4 groups. These groups differed in the combination of supplied contaminants (Cs^+ , Sr^+ , Ca^+ , K^+). The difference in the level of cesium and strontium transfer to plants was monitored.

Key words: cesium, stroncium, klimabox, transfer coefficient.

Obsah

1.	Úvod	9
2.	Cíl Diplomové práce	10
3.	Literární rešerše	11
3.1	Jaderná energie, emise, ohrožení životního prostředí	11
3.2	Chemické a fyzikální vlastnosti vybraných radionuklidů.....	12
3.2.1	Stroncium (^{90}Sr).....	12
3.2.2	Cesium (^{137}Cs).....	12
3.3	Využívané analogické prvky	13
3.3.1	Draslík (K^+)	13
3.3.2	Vápník (Ca^+)	14
3.4	Poločas rozpadu/přeměny.....	14
3.5	Zdroje radionuklidů v půdě	14
3.5.1	Jaderné zbrojení a odzbrojení	16
3.5.2	Emise jaderných elektráren	16
3.6	Vliv ionizujícího záření na biotu	17
3.7	Vliv podmínek prostředí na kontaminaci radionuklidy	17
3.8	Možnosti dekontaminace půd.....	18
3.8.1	Přírozená přeměna	18
3.8.2	Proplach půd	18
3.8.3	Fytoremediace.....	19
3.8.4	Transfery nuklidů do rostlin.....	21
3.9	Zdroje radioaktivních emisí v ČR.....	23
3.9.1	JE Temelín	23
3.9.2	JE Dukovany	24
4.	Metodika	25
4.1	Rostlinný materiál.....	25
4.2	Příprava experimentu	26
4.2.1	Půda a kontaminace	26
4.2.2	Setí a pěstování.....	27
4.3	Práce s vypěstovaným materiálem.....	28
4.3.1	Sklizeň a sušení biomasy	28
4.4	Laboratorní zpracování vzorků.....	29
4.4.1	Drcení vzorků	29
4.4.2	Mineralizace, příprava vzorků	31
4.5	Analýza aktivit a koncentrací kontaminantů v sušině.....	33
4.6	Evidence a hodnocení dat.....	34

5.	Výsledky	35
5.1	Salát.....	35
5.1.1	Výtěžnosti a zdravotní stav salátu.....	35
5.1.2	Aktivita a transferový koeficient kontaminantů v sušině salátu.....	36
5.1.3	Transferový koeficient ^{85}Sr - salát.....	37
5.1.4	Transferový koeficient ^{134}Cs - salát.....	38
5.2	Řepa ^{134}Cs a ^{85}Sr	38
5.2.1	Výtěžnosti při pěstování řepy.....	38
5.2.2	Aktivita a transferový koeficient kontaminantů v sušině řepy.....	39
5.2.3	Transferový koeficient ^{85}Sr – řepa.....	40
5.2.4	Transferový koeficient ^{134}Cs – řepa.....	41
5.3	Řepa ^{133}Cs a ^{88}Sr	41
5.3.1	Koncentrace a transferový koeficient kontaminantů v sušině řepy	41
5.3.2	Transferový koeficient ^{88}Sr – řepa.....	42
5.3.3	Transferový koeficient ^{133}Cs – řepa.....	43
5.4	Ředkvička ^{134}Cs a ^{85}Sr	43
5.4.1	Výtěžnost při pěstování ředkvičky.....	44
5.4.2	Aktivita kontaminantů v sušině.....	45
5.4.3	Transferový koeficient ^{85}Sr – ředkvička.....	46
5.4.4	Transferový koeficient ^{134}Cs – ředkvička.....	46
6.	Diskuze	48
6.1	Vliv kontaminace na hmotnosti rostlin	48
6.2	Vliv kontaminantů na hodnoty transferových koeficientů	50
6.2.1	Transferový koeficient ^{85}Sr	51
6.2.2	Transferový koeficient ^{134}Cs	51
6.3	Porovnání výsledků aktivních a stabilních analogů.....	54
6.3.1	Transferový koeficient Cs^+ a Sr^+ a efekt druhu půdy.....	55
7.	Závěr.....	57

1. Úvod

Vývoj lidského druhu s sebou přináší řadu objevů a vynálezů, kterými si člověk usnadňuje práci a získává efektivitu. Při bádání a produkci vzniká velká řada negativních externalit ve formě kontaminantů, které vstupují do životního prostředí. Některé z nich jsou palčivé více, jiné méně. Záleží na intenzitě a časové platnosti jejich působení. Jedním z odvětví lidského vývoje je energetika, jenž se významně opírá o energii získávanou z jádra. Kontaminanty plynoucí z této činnosti jsou často radionuklidy antropogenního původu, se kterými nemají zkušenost naše evoluční mechanismy. To se projevuje negativním vlivem na zdravý a vývoj exponovaných druhů. Ke kontaminaci dochází ve velmi malém množství kontinuálně při výpustích z jaderných elektráren. Významná radioaktivita může být emitována při incidentech a haváriích jaderných zařízení. Události z roku 2022 však ukazují, že je člověk ochoten, i při zdánlivé kultivovanosti společnosti uvolňovat radioaktivitu do životního prostředí záměrně. Použití jaderných zbraní, či sabotáže jaderných zařízení, mohou významně dopadnout na zdraví člověka a celého potravního řetězce. Vzhledem k zmíněným faktům shledávám motivaci zajímat se o dané téma. Informace plynoucí z tohoto bádání mohou člověku pomoci zlepšit úroveň života v řadě odvětví. Ať už jde o zdraví člověka, vědomí bezpečí, průmysl či sociální vazby.

Tato práce „Příjem radionuklidů ^{134}Cs a ^{85}Sr a jejich stabilních analogů vybranými zemědělskými plodinami a sledování změn přestupového koeficientu v definovaném prostředí klima boxu“ shromažďuje data z pěstebních experimentů, které mají přispět k pochopení chování radionuklidů v půdě a biotě. V tomto ohledu má lidstvo výraznou vědomostní mezeru. Účelem práce je získání teoretických znalostí, které bude možné aplikovat při reálné kontaminaci půdy zmíněnými radionuklidy. Poznatky z tohoto projektu mohou být také využity pro další bádání, které může lidem zajisti více bezpečí před dopady radioaktivity.

2. Cíl Diplomové práce

Cílem bylo porovnat mezi sebou jednotlivé skupiny, a získat přehled o chování zmíněných radionuklidů za předem daných podmínek. Ze získaných dat bylo potřeba vypočítat transferové koeficienty radionuklidů do jednotlivých plodin. Dále byl zkoumán rozdíl mezi transferem radioaktivních izotopů ^{134}Cs , ^{85}Sr a jejich stabilními verzemi ^{133}Cs a ^{88}Sr . Prokázání zastupitelnosti radioaktivních izotopů těmi stabilními by nabídlo možnost provádět další experimenty bez radioaktivního rizika za přítomnosti jejich stabilních analogů.

3. Literární rešerše

3.1 Jaderná energie, emise, ohrožení životního prostředí

Stejně jako u většiny důležitých aspektů lidského počínání je také úhel pohledu na jadernou energetiku pozitivní i negativní. Člověk považuje výrobu elektrické energie z jádra za ekologicky přijatelnou, tedy bez emisí. Jadernou energii lze vnímat jako čistou z hlediska produkce CO₂, ale také z pohledu zátěže krajiny co do prostoru potřebného k realizaci produkce této energie. Skutečnou produkci CO₂ je potřeba vnímat v širším kontextu od těžby materiálů potřebných k výstavbě technologie, přes dopravní zátěž při realizaci projektu až k emisím v důsledku vlastní produkce energie (Davis et al., 2018). Kontext emisí CO₂ a produkce energie je však hlubší. Další objem CO₂ je totiž do životního prostředí vnášen následně, při využívání každé energie, k rozmachu lidského druhu. Z tohoto úhlu pohledu je čistá energie pouze ta, která je s rozumem využita (Wohlleben 2013). Téma jaderné energie bylo v roce 2021 významně skloňováno ve smyslu tzv. Green deal (zelená dohoda). V rámci EU dochází k závaznému snížení emisí skleníkových plynů. Do roku 2035 dojde ke snížení emisí CO₂ alespoň o 55 % v porovnání s rokem 1990. Následné úpravy pravidel výroby energie mají mířit k nulovým emisím do roku 2050. Ačkoli původním plánem EU bylo vyřazení jaderné energie ze skupiny čistých zdrojů, jádro svou pozici nakonec obhájilo (URL 8). Jaderná energie do čistých zdrojů patří. Je však potřeba prohlubovat znalosti o chování radioaktivity po neočekávaných událostech. Problematikou prevence a likvidace zasažené biomasy se zabývá (Kašparová et al., 2018).

Řízená řetězová štěpná reakce má za následek vznik tepla, které je následně využíváno k otáčení turbín. Podobně jako u uhelných elektráren dochází k ohřevu vody, při kterém vzniká pára, která svým přetlakem následně způsobuje potřebný energetický výkon. Výhodou zahřívání přenosného média pomocí jaderné energie je jeho nulová emise skleníkových plynů. Nevýhodou je nutnost zajištění bezpečného skladování vyhořelého paliva a zajištění nekontaminovaných výpustí, což je spolu s plánem likvidace elektrárny jedna z nejdůležitějších nákladových položek při výpočtu ceny této energie (URL 4).

I když zásoby jaderného paliva nejsou tak důkladně prozkoumány, jako je tomu u zásob ropy, odhadované množství, vyskytující se na naší planetě by vystačilo pro pokrytí energetické potřeby lidstva na několik stovek let. Uranová ruda je těžena také na území České republiky nedaleko obce Dolní Rožínky. S tímto zdrojem je Česká republika soběstačná v oblasti jaderné energie. Nicméně i tak je energetika ČR závislá na zahraničních prostředcích a technologiích, protože nedisponuje

zařízením pro obohacování uranu, které je v takovém případě nezbytné (Drábová, Pačes 2014).

Při vzniku jaderných nehod a havárií je třeba v první řadě okamžitě zajistit ochranu zdraví a bezpečí obyvatelstva. Po akutní fázi vypořádání se s vzniklým nebezpečím přichází fáze druhá, kterou je otázka zajištění dotčeného území. Kontaminované regiony musí řešit možnost dalšího života v takových podmínkách. V důsledku těchto potřeb vznikl projekt, který se zabývá zemědělskou produkcí „Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií“ (Pecharová et al., 2019).

3.2 Chemické a fyzikální vlastnosti vybraných radionuklidů

3.2.1 Stroncium (^{90}Sr)

Stroncium, které chemicky vyjadřujeme (SSR), je lehký a měkký kov stříbřitého zabarvení. Při jeho oxidaci se zbarvuje do žluta. Jaderným štěpením vznikající antropogenní radionuklid má poločas rozpadu 29 let. Člověk využívá stroncium v průmyslu při výrobě citlivých měřících přístrojů. Jedná se však také o negativní externalitu, která je do životního prostředí emitována od 50. let minulého století. Ať už se jedná o atmosférické testy jaderných zbraní či havárie jaderných elektráren, jedná se o prvek, který je více či méně rozšířen po celé planetě. K významným emisím došlo například při haváriích JE Černobyl, Fukušima. Ke kontaminaci lidského organismu může dojít vdechnutím, ale především závažnější formou pozřením potravou. V těle se ukládá pomocí vápníku v zubech a kostech, kde dokáže způsobovat rakovinné bujení. Po nekontrolovaném úniku ^{90}Sr je poroto vhodné provádět testy vybraných potravin (např. mléka), což jsou významné indikátory kontaminace potravního řetězce tímto prvkem (URL 9). Stroncium je svým chováním v půdách a organismech natolik podobné vápníku, že je třeba vnímat jejich společný výskyt z perspektivy interakce a konkurence (Haneklaus, Schnug 2020). Mobilitu a dostupnost stroncia ovlivňují vnější faktory prostředí. Chemické složení půdy, pH, teplota, zemědělské postupy a na tyto faktory navazující mikrobiologické složení půdy. Rostliny pak získávají stroncium z atmosféry, či kořenovým systémem z půdy či vody (Burger, Lichtscheidl 2019).

3.2.2 Cesium (^{137}Cs)

Jde o bílý krystalický prášek, jenž se snadno váže na chloridy a kapalní při pokojové teplotě. Poločas rozpadu je 30,05 let a po uplynutí této doby se mění na

stabilní baryum ^{137}Ba (URL 10). V malých dávkách využíváme ^{137}Cs pro kalibraci citlivých měřících přístrojů, ale také při samotném měření (např. průtokových objemů, tloušťkoměry). ^{137}Cs je čistě antropogenní prvek, k jehož výskytu by bez lidského přičinění nedošlo. K jeho vzniku dochází při jaderném štěpení uranu ^{235}U . V životním prostředí se tento prvek vyskytuje především po testech jaderných zbraní ve 20. století, ale také díky provozu a haváriím jaderných elektráren. Vystavením se působení velké dávky cesia může dojít k popáleninám. Vdechnutím a pozřením cesia potravou dochází k jeho ukládání v měkkých tkáních. Následně může dojít ke vzniku rakoviny. Významným faktem je jeho chemická podoba draslíků, což směřuje lidské bádání k jeho eliminaci v půdách. Cesium je dobře rozpustné ve vodě, čímž se dostává kořenovými systémy do rostlin, a tím následně do potravního řetězce. Mobilitu cesia snižuje jílovitost půd (URL 11). (Burger, Lichtscheidl 2018) popisují hrozbu cesia ve vodě, půdě a vzduchu. Přímým působením tohoto prvku na živé organismy z vnějších zdrojů, či jeho proniknutím do potravního řetězce ovlivňuje cesium zdraví zúčastněných organismů. (De Medici et al., 2019) zmiňují vliv Cs^+ na schopnost klíčení semen a růst sazenic salátu (*Lactuca sativa*). Se zvyšující se aktivitou/koncentrací Cs^+ v půdě klesá úspěšnost klíčení a růstu mladých sazenic.

3.3 Využívané analogické prvky

Úroveň absorbování radionuklidů rostlinami je podle (Yan et al., 2022) ovlivňována obsahem draslíku (K^+) a vápníku (Ca^+) v jednotlivých půdách. Jde o jeden ze způsobů, jak ovlivnit výsledný obsah radionuklidů v potravním řetězci a to tak, že jsou dotovány půdy právě K^+ a Ca^+ .

3.3.1 Draslík (K^+)

Měkký, lehký, stříbrný kov na vodní hladině plovoucí. V přírodě se vyskytuje ve formě K^+ , a velmi snadno oxiduje. Pro svou nestálost je účinný při redukčních reakcích (Jursík 2002). Na zemském povrchu je draslík zastoupen přibližně 2-3 %. Je bohatě obsažen v mořské soli a v minerálních vodách (Remy 1961). Draslík je důležitým prvkem, který je přítomen v kompletním potravním řetězci. Člověk jej konzumuje v běžných potravinách. Denní dávka spotřeby není definována, nicméně stejně jako nedostatek je organismem špatně snášen také přebytek. Pro rostliny je draslík jedním z nejdůležitějších stavebních prvků. Jeho nedostatek se projevuje vážnými fyziologickými poruchami výživy. Příjem nedostatku draslíku výrazně ovlivňuje příjem vody a tím i metabolické schopnosti rostliny (White, Karely 2010).

Draslík je organismy vnímán podobně jako cesium. Oba prvky využívají stejných vstupních principů také do těl rostlin. Díky dobré rozpustnosti ve vodě vstupuje do rostlin kořenovým systémem a tím i do potravního řetězce (Bjerregaard et al., 2022).

3.3.2 Vápník (Ca⁺)

Jedná se o poměrně měkký, lehký kov, který je velmi reaktivní a v přírodě se vyskytuje pouze ve vápenatých sloučeninách Ca²⁺ (Cotton, Wilkinson 1973). Ve sloučeninách se používá také k záměrnému vápnění půd, které spočívá ve zvyšování obsahu vápníku v půdách. Vápnění se provádí pro ovlivnění kyselých vlastností půd. Úpravou pH tak dochází ke zlepšení fyzikálně chemických vlastností půdy. Touto úpravou je v konečném důsledku dosaženo vyšší půdní úrodnosti (URL 17). Doplnky na bázi vápníku, jako je uhličitán vápenatý (CaO₃), síran vápenatý (CaSO₄) a oxid/hydroxid vápenatý (CaO, Ca(OH)₂) prokazatelně zlepšují stabilitu půdních agregátů (Vargas et al., 2018).

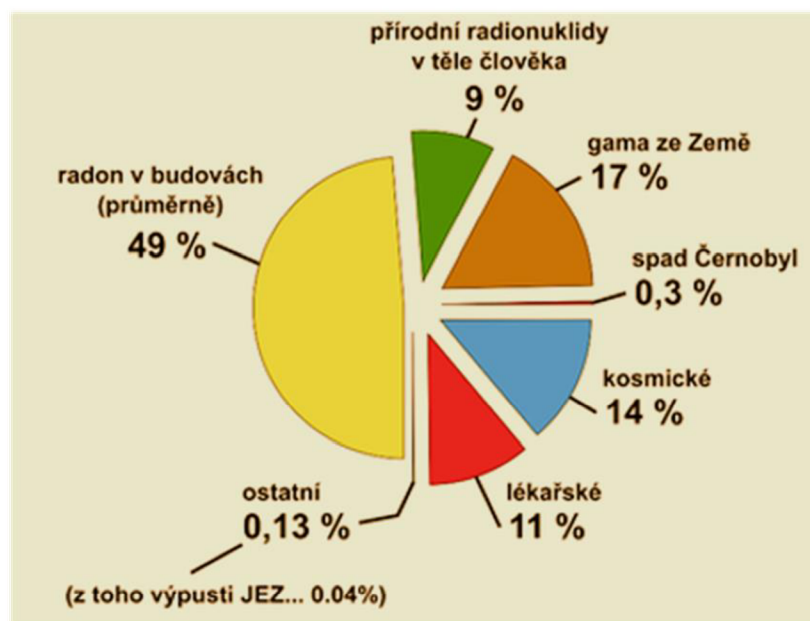
3.4 Poločas rozpadu/přeměny

Radionuklidy se vyznačují vlastností, kterou nazýváme radioaktivita. Ta spočívá v samovolné vnitřní přeměně složení nebo energetického stavu atomových jader. Za těchto okolností je do okolí emitováno vysokoenergetické záření (URL 3). Tato vlastnost jednotlivých radionuklidů netrvá věčně. Emise částic a elektromagnetického záření probíhá pouze po určitou dobu. Některé radioaktivní prvky se rozkládají zlomek sekundy, jiné miliardy let. Dobu, za kterou se rozpadne polovina jader z mateřských na dceřiné prvky, nazýváme „poločasem rozpadu/přeměny“ (URL 3). ¹³⁷Cs a ⁹⁰Sr jsou prvky, jejichž poločas rozpadu probíhá v rámci délky lidského života. Z tohoto pohledu jsou pro lidi zásadní. Motivací zkoumat jejich vlastností a chování v přírodě je tedy lidské zdraví.

3.5 Zdroje radionuklidů v půdě

K emisi radioaktivity do životního prostředí přispívá zásadním a nepřírozným způsobem člověk (URL 5). Významnými prvky, které jsou vlivem člověka vnášené do okolí, jsou ¹³⁷Cs a ⁹⁰Sr (Sinkulová 2006). Hlavní příčinou vlivu radioaktivity na člověka je radon, který se hromadí v uzavřených budovách. Druhým zásadním antropogenním zdrojem dávek radioaktivního záření je využití ve zdravotnictví. Zdálnivě bezvýznamné se mohou jevit následky Černobylské havárie a emise jaderných elektráren (obr. 1). Tato čísla nedosahují vysokých hodnot, ovšem zde je

třeba mít na paměti heterogenní rozprostření zdrojů na planetě a vliv jednotlivých faktorů na místo spadu, popřípadě kumulaci (URL 1). V celosvětovém měřítku nízká čísla je třeba vnímat v kontextu velmi malé plochy, na které se vyskytují. Záření antropogenního původu většinou zasahuje pouze malá území, a tím i omezené skupiny populace. V místě působení však mohou dosahovat hodnot, které mohou významně ovlivnit lidské zdraví (Hála 1998). Heterogenní rozmístění kontaminace po jaderných haváriích je třeba mít na paměti i při následných počinech v rámci vývoje kulturních složek životního prostředí. Například kontroverzní výstavba vodního díla E40, jež by mělo propojit Baltské a Černé moře, naráží na hrozbu šíření kontaminace z povodí řeky Pripjat'. A to jak samotnou kontaminovanou vodou, tak také pomocí sedimentu, který je vysoce kontaminovaný (Boilley et al., 2020). Výzkum z let 2012 až 2019 při čínské jaderné elektrárně Qinshan (QNPP) potvrzuje emise radionuklidů ^{137}Cs a ^{90}Sr spíše v důsledku provozního uvolnění než z kontinuálních výpustí. I tak byly hodnoty shledány jako bezpečné hluboko pod úrovní mezinárodně přípustných limitů a doporučení (Cao et al., 2021). V kontextu rozdílné vazby radionuklidů na jednotlivé druhy půd, je třeba vnímat situaci z pohledu středoevropských zeměpisných poloh. Je třeba se zaměřit na vlastnosti půd v České republice, které vymezuje (Kozak 2010). Vertikálním transportem ^{137}Cs lesním půdním profilem se zabývají (Suchara et al., 2016). Bylo zjištěno, že rozdíly v transportu ^{137}Cs pod korunami smrku a borovice nedosahují významných hodnot. Bilanci radiocesiumu v půdách významně neovlivňuje ani výskyt mechů, trav a jehličí.



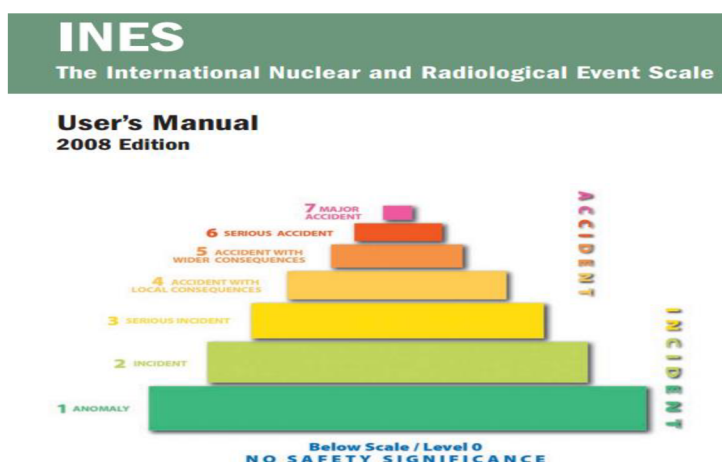
Obr. 1: Původ radioaktivity, které je obyvatelstvo vystavováno. Zdroj: SÚRO

3.5.1 Jaderné zbrojení a odzbrojení

Jedním z hlavních důvodů kontaminace životního prostředí umělými radionuklidy je testování jaderných zbraní ve 20. století, kdy bylo, a bohužel stále je, vlastnictví jaderných hlavic důkazem skutečné vojenské síly. Hlavními aktéry těchto aktivit byly především Spojené státy Americké, Sovětský svaz, ale také Francie a Velká Británie. Civilizovaný svět již od testování jaderných zbraní upustil (Cirincione 2007). I v dnešní době však politické prostředí čelí diskuzím a výhrůžkám některých rozvojových zemí, které se s jaderným odzbrojením nerady smiřují. Jadernému odzbrojení se věnuje MAAE (Mezinárodní agentura pro atomovou energii), která byla založena roku 1957 a sídlí ve Vídni. Mottem agentury je rozšiřování přínosu atomové energie pro mír, zdraví a prosperitu celého lidstva. MAAE tak svou aktivitou stála u zrodu smluvních dokumentů, které jsou základními úmluvami o jaderném odzbrojení (Tůma 2009).

3.5.2 Emise jaderných elektráren

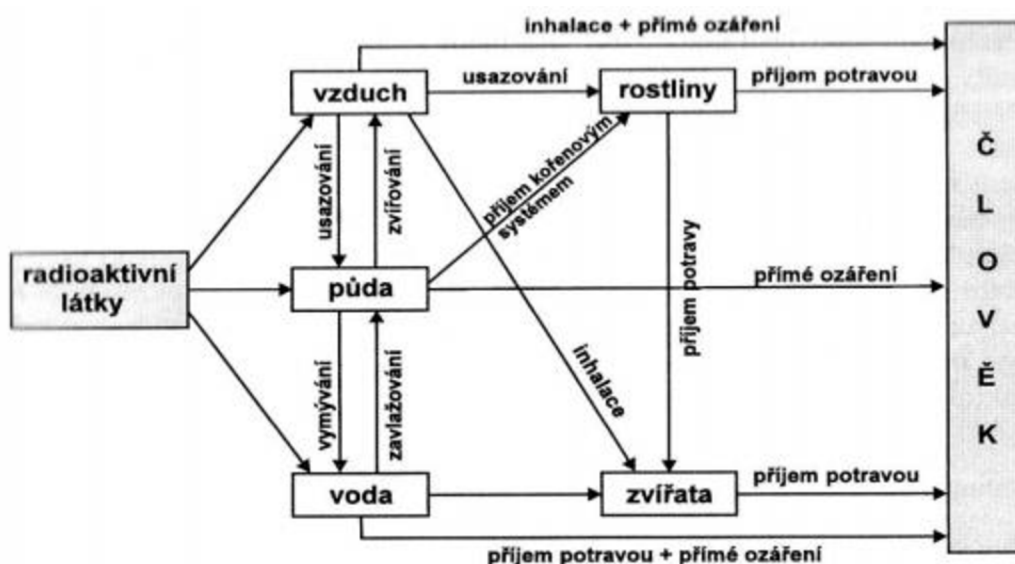
Emise jaderného záření vlivem provozu jaderných elektráren jsou dvojího charakteru. Buď se jedná o kontinuální provozní emise, jejichž hodnoty jsou sledované a musí splňovat kritéria dle zákona 263/2016 Sb. Jedná se především o hodnoty jednotlivých látek, které se do okolí dostávají pomocí plyných a kapalných výpustí. Nebo jde o emise spojené s haváriemi jaderných elektráren, které vlivem extrémních radioaktivních hodnot mívají zásadní vliv na životní prostředí. Rozsah účinku na okolí souvisí s mnoha faktory, ať už jde o stupeň jaderné katastrofy (obr. 2), povětrnostní podmínky v době havárie (případně v rozhodujícím čase po havárii), nebo environmentální vlastnosti zasaženého okolí (Hála 1998).



Obr. 2: Mezinárodní stupnice jaderných událostí (International Nuclear Event Scale). Sedmistupňová škála posuzující závažnost jaderných poruch a havárií. 1. odchylka, 2. nehoda, 3. vážná nehoda, 4. havárie lokálního významu, 5. havárie s vlivem na okolí, 6. těžká havárie, 7. velmi těžká havárie. Do 3. stupně hovoříme o nehodách, od 4. stupně jde o havárie. Zdroj: (URL 7).

3.6 Vliv ionizujícího záření na biotu

Určitá úroveň radioaktivity v živých organismech je přirozená. Člověk, stejně jako jiné druhy, se vyvíjel za přítomnosti přírodních radionuklidů. Organismus se adaptoval tak, že se naučil nalézt rovnováhu mezi absorpcí a vylučováním. Koncentrace radioaktivity v lidském organismu je tak téměř konstantní. Jiné je to u nárazového příjmu radioaktivity, ke které dochází vlivem jaderných havárií, častého vystavování se nadměrnému záření či neodbornou manipulací s radionuklidy. V takovém případě záleží na poločasů přeměny dané radioaktivní látky a na schopnosti metabolizování prvku organismem. Pro zdraví je rozhodující kombinace těchto dvou faktorů, protože ty pak udávají skutečnou dobu vystavení tkání radioaktivitě (Hála 1998). Nadměrná expozice radioaktivitě má prokazatelně vliv na rozmach rakovinného onemocnění. To je způsobeno vysokoenergetickým gama zářením produkovaným radionuklidy. Vysoké nárůsty onemocnění rakovinou jsou zaznamenávány v souvislosti s jadernými katastrofami v Černobylu, či v Japonské Fukušimě (URL 14). Výzkumy na lidech, kteří likvidovali následky, či jen obývali území s radionuklidovou kontaminací v oblasti Černobylu detekují reakci (poškození) genomu vyvolaném právě radiční zátěží v rozsahu malých a středních dávek (Fesenko et al., 2021). Pohyby kontaminantů potravním řetězcem znázorňuje (obr. 3).



Obr. 3: Schéma postupu radioaktivity potravním řetězcem. Zdroj: (Hála 1998).

3.7 Vliv podmínek prostředí na kontaminaci radionuklidy

Již (Squire, Middleton 1966) popisují rozdíl ve vstřebávání ^{137}Cs v závislosti na druhu půd. Zmiňují, že kromě obsahu draslíku v dané půdě je rozhodující také

obsah jílu resp. minerálů. Následný rozdíl ve vstřebávání radionuklidu do rostlin byl až desetinásobný. Kromě závislosti přestupového koeficientu na půdě, je uváděna také heterogenita obsahu ^{137}Cs v souvislosti s nadmořskou výškou, spádovými podmínkami reliéfu ale také s vlastnostmi půd (URL 1). Kumar et al. (2020) popisují princip přenosu radioaktivity z půdy jako přestup aktivity z půdního roztoku do rostlin. Přičemž absorbovaný obsah radionuklidu rostlinou je dán půdními vlastnostmi, které jsou zodpovědné za objem fixovaného radionuklidu na půdní frakci, nabídkou alternativního prvku, který si rostlina může vybrat místo radioaktivního, ale také mikrobiální aktivitou, jež souvisí s úrovní mobility těchto prvků profilem půdy. Yasuda (2021) ve své studii připomíná důležitost všech okolností a podmínek, které jsou charakteristické pro každou zasaženou oblast. Na základě místních podmínek je následně nutné přijmout adekvátní opatření pro ochranu lidí. Wai et al. (2020) uvádějí významný rozdíl mezi úrovní kontaminace půdy po jaderné havárii v Černobyli a podobnou havárií ve Fukušimě. Tento rozdíl přisuzují geografické poloze obou JE. Vnitrozemská poloha Černobyli tak hrála významnou roli ve vyšší kontaminaci půd okolních států než přímořská geografická poloha Fukušimy.

3.8 Možnosti dekontaminace půd

3.8.1 Přirozená přeměna

Materiálně nenáročnou cestou dekontaminace půd je čekání na přirozený rozpad radionuklidů v půdě. Schopnost samovolné přeměny jader těchto prvků však trvá dlouho, proto člověk hledá jiné způsoby dekontaminace, či přístupu k takovým půdám. Poločas přeměny ^{137}Cs je 30,17 let. ^{90}Sr se rozpadá 28,8 let (URL 10). Vzhledem k trvání poločasů rozpadu těchto emitovaných radionuklidů, a nezbytnosti využívat služeb půdních ekosystémů, je lidstvo nucené hledat nové cesty dekontaminace.

3.8.2 Proplach půd

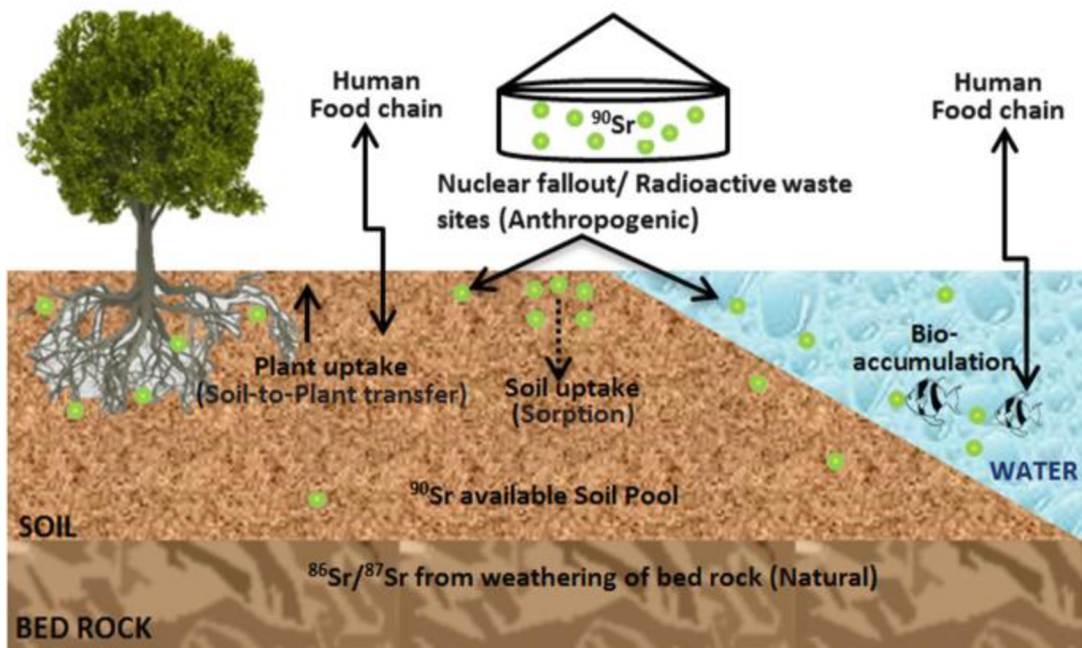
V kontextu dekontaminace půdy pomocí povrchově aktivních látek mají radionuklidy vlastnosti podobné těžkým kovům. Jako proplachovací přísada byly úspěšně použity některé povrchově aktivní látky např. hexadecyltrimethylamonium (Mao et al., 2015). Jedním z možných řešení je také ex-ante metoda dekontaminace půd formou retenčních mokřadů. Pecharová, Kašparová (2017) se zabývají návrhem takových mokřadů, které by minimalizovali negativní vliv radioaktivity na zemědělskou produkci. Součinností Cs^+ , se zabývá také Rinaldi et al. (2017). Tým vědců zkoumá

rozdíl v účinnosti dekontaminace půdního a vodního prostředí. Zatímco během experimentu odstranilo půdní prostředí 0,06 % poskytnutého ^{133}Cs , z vodního prostředí rostliny odstranily 31,6 % dodaného ^{133}Cs .

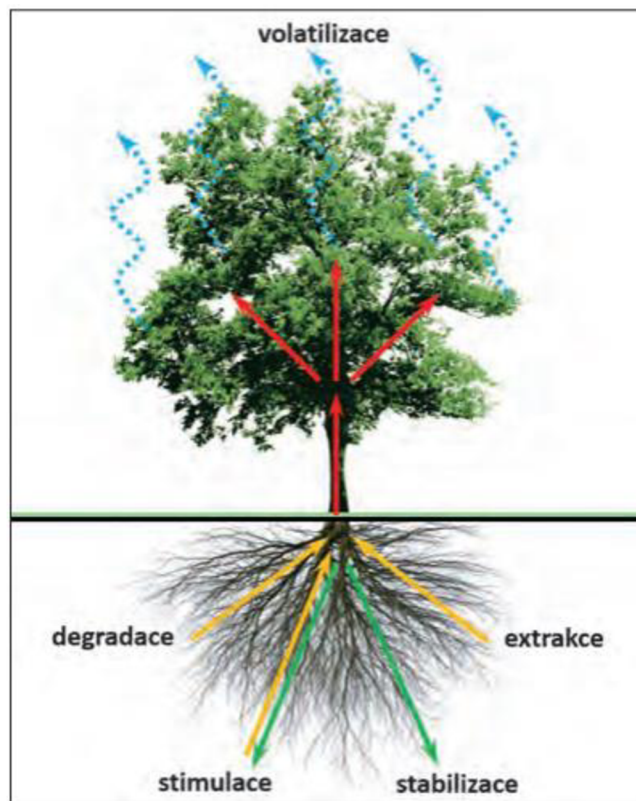
3.8.3 Fytoremediace

Neopomenutelným způsobem zbavování půd antropogenních radionuklidů je fytoremediace. Ta obecně spočívá v rozkladu, fixaci či akumulaci látek znečišťujících půdu, vodu a vzduch. Tato technologie není nová. Fytoremediaci již člověk využívá dlouho. Jedná se o vegetaci záměrně vysazenou podle dopravních koridorů tak, aby byla schopna zachytit polutanty z provozu dopravních prostředků. Za fytoremediační technologie lze považovat jednotlivé filtrační technologie, jako jsou umělé mokřady, kořenové čistírny odpadních vod apod. (Vaněk et al., 2017). Výzkumy prokazují zřejmý fytoremediační efekt, který je významnější s narůstající dobou expozice rostliny kontaminované půdě. Výzkum prováděný ve skleníkových a polních podmínkách se stabilním ^{133}Cs a ^{134}Cs prokázal vzrůstající akumulované hodnoty v závislosti na času (Vacula et al., 2020). Sanace radionuklidů na kontaminovaných lokalitách využívá především fyzikálních a chemických metod, jako je vitrifikace, chemická imobilizace, elektronická sanace či odtěžení zeminy. Preferované metody jsou zakrytí a promývání. Tyto tradiční technologie jsou nákladné a méně vhodné pro řešení velkoplošných znečištění. Naproti tomu nákladově efektivní a ekologicky šetrné alternativy, jako je fytoremediace využívající rostliny k odstranění radionuklidů ze znečištěných lokalit in situ, představují slibné alternativy pro čištění životního prostředí (Yan et al., 2021).

Také na stroncium se zaměřují práce vědců, kteří usilují o volbu vhodné sanační technologie ve formě fytoremediace. Dekontaminacemi stronciem zamořených půd se zabývá Sharma (2020), který zdůrazňuje nutnost řešit radioaktivní stroncium v půdách právě pro jeho dlouhý poločas přeměny. U ^{90}Sr jde o čas 28,8 let, při kterém je takto toxický prvek schopen napáchat významné škody v potravním řetězci (obr. 4).



Obr. 4: princip kontaminace životního prostředí antropogenním ^{90}Sr . Jaderné emise vytváří jaderný spad kontaminující půdu a vodu. Ve vodním prostředí a v půdě dochází k akumulaci a pronikání radioaktivních prvků do potravního řetězce. Zatímco v horninovém prostředí se vyskytují přirozené formy radioaktivních prvků (^{86}Sr a ^{87}Sr), v půdě nalézáme antropogenní formy např. ^{90}Sr . V těchto podmínkách dochází následně k interakci s organismy. V půdě pronikají radionuklidy kořenovým systémem do rostlin, ve vodě se ukládají v tělech vodních živočichů. V obou případech se jedná o proniknutí do potravního řetězce člověka (Sharma 2020).



Obr. 5: Fytoremediační procesy. Zdroj: (Vaněk et al., 2017)

Ať už však využíváme vysokých fytoimediačních schopností rostlin v případě záměrné dekontaminace, či nízkých fytoimediačních vlastností v případě pěstování potravin, vždy existuje nebezpečí přenosu včelami do medu. Dle Kaste et al. (2021) dochází vlivem cyklického chování Cs^+ dokonce ke kumulaci v medové hmotě. K dekontaminaci přispívají také některé řasy, houby, bakterie a rostliny. Ty mají potenciál vlivem své buněčné struktury degradovat radionuklidy. Určité druhy mají schopnost ovlivnit rozpustnost radionuklidů, popřípadě jejich biologickou dostupnost či mobilitu. V takových případech hovoříme o biotransformaci, bioakumulaci, biosorpci, bioprecipitaci, biomineralizace (tvorba biofilmu a sanace zprostředkovaná siderofory) (Koul, Adlakha 2021). Schéma pohybu kontaminantu rostlinou znázorňuje (obr. 5).

3.8.4 Transfery nuklidů do rostlin

Na mobilitu Cs^+ a Sr^+ mají zásadní vliv agrotechnické a agrochemické technologie. Kyselost půdy, parametry iontové výměny, obsah konkurenčních kationů, úroveň minerální výživy rostlin, to vše jsou způsoby, jakými lze omezit přechod radionuklidů do zemědělských produktů a lidské potravy (Sanzharova et al., 2020).

Hlavním důvodem výzkumu chování ^{137}Cs a ^{90}Sr v půdách je potřeba poznání principu přestupu těchto radionuklidů do rostlin a potravního řetězce. Prorok et al. (2006) provedli experiment měření obsahu ^{137}Cs v rostlinách pěstovaných v Černobylské vyloučené zóně za přirozených podmínek. Jednalo se výhradně o rychle dozrávající rostliny (*ředkev setá*, *locika setá*, *řeřicha setá*). Výsledek ukazoval rozdíl naměřených hodnot v závislosti na datu vyjmutí rostlin z půdy. Dále pak uvádějí, že přestupový koeficient mezi půdou a rostlinou závisí na typu půd. Státní ústav pro radiační ochranu definuje transferový koeficient (TK) následně: „Přestupu izotopů z půdy do rostliny je definován jako poměr hmotnostní aktivity radionuklidu v rostlině sušené 48 hod při 60 °C a hmotnostní aktivity suché půdy (půda sušena na vzduchu a poté stanoven obsah zbytkové vody) (URL 7).

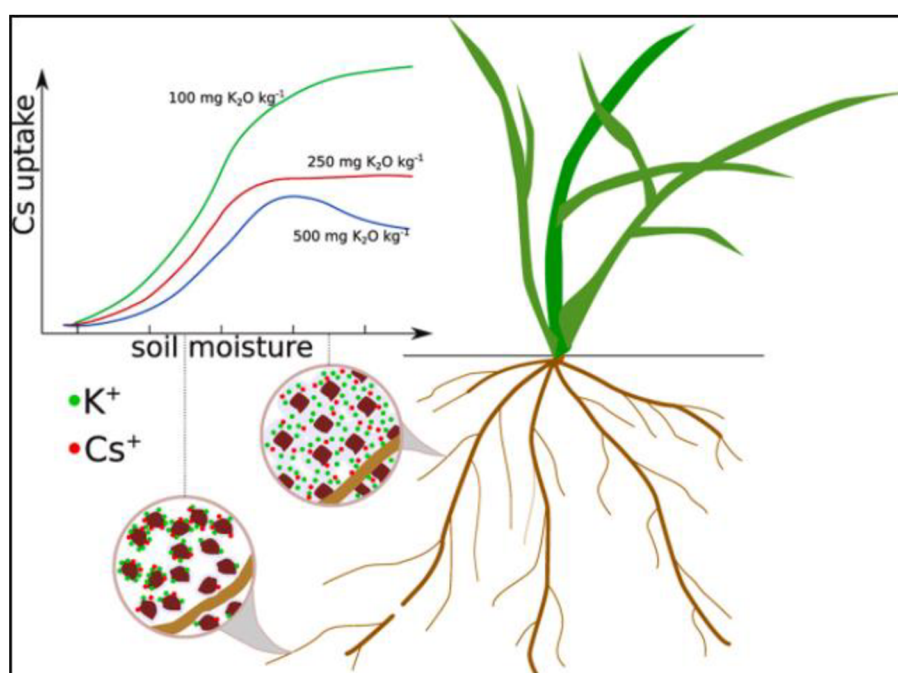
$$TK = \frac{A_m \text{ vysušené rostliny } [Bq \cdot kg^{-1}]}{A_m \text{ vysušené půdy } [Bq \cdot kg^{-1}]}$$

$$A_m = \text{hmotnostní aktivity } ^{137}Cs \text{ nebo } ^{134}Cs [Bq \cdot kg^{-1}]$$

Problematikou se zabývají také Makowski, Bouška, Voříšková, Šoltýs, Šváb (2020), kteří v rámci projektu Ministerstva vnitra s názvem „Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií“, zkoumají významně zasažené oblasti ČR jadernou havárií v Černobyli. Jejich práce prokazuje klesající koncentrace radionuklidů s rostoucí hloubkou půdy, závislost obsahu radionuklidů na

způsobu využití půd, a také množství absorbovaného záření na druhu bioty. V neposlední řadě je prokazatelný pokles radioaktivity v souvislosti pominutí poločasu přeměny ^{137}Cs . Průzkum situace 30 let po havárii v Černobylu je detailně popsán v pilotní práci k této problematice (Tesařová et al., 2018).

Zamořením životního prostředí, a následným transportem radioaktivity se zabývá řada studií. Jia, Magro (2021) uvádějí 54krát vyšší faktor přenosu z půdy do trávy u ^{90}Sr než u ^{137}Cs . Naopak radionuklid ^{137}Cs vstupuje mnohem snadněji z potravy do mléka než ^{90}Sr . Nikitin (2021) uvádí zřejmou souvislost mezi příjmem Cs^+ a K^+ kořeny a úrovní vlhkosti (obr. 6). Ta je klíčová pro stanovení mobility těchto prvků do těla rostliny. Rychlost příjmu Cs^+ kořeny je maximální při 60 - 80 % kapacity půdní vlhkosti. Rai, Kawabata (2020) se zabývají přestupem Cs^+ do rýže. Jako podmínku zmírnění akumulace radionuklidu uvádí, půdní podmínky, druh rýže a obsah K^+ v půdě. Nicméně uvádějí, že dynamika těchto dvou prvků se ne vždy shoduje při jejich přechodu z půdy do rostlin a uvnitř rostlin.



Obr. 6: Úroveň příjmu K^+ a Cs^+ kořenovým systémem při proměnné vlhkosti. Při zvyšování půdní vlhkosti (osa X), roste objem radionuklidů či analogů akumulovaných kořenovým systémem (osa Y). Zdroj: (Nikitin, 2021)

K ovlivnění přestupu radionuklidů do rostliny, konkrétně Cs^+ a Sr^+ , dochází také při úpravě koncentrace huminových kyselin. Konkrétně zvýšení jejich koncentrace v půdě má za následek snížení distribučních koeficientů. K tomuto jevu dochází v důsledku tvorby humátových komplexních sloučenin (Veronina et al., 2022). Navzdory dlouhé řadě studií, které dokládají chování radionuklidů při konkrétním nastavení určitého druhu půdy a plodiny, stále neexistuje jednoduchý způsob či návod chování radionuklidů v konkrétních situacích. Každý vztah je tak potřeba prověřit

odpovídajícím experimentem (Flouret et al., 2022). Vliv radionuklidů byl zkoumán také u léčivých rostlin. Pampelišky ve Voroněžské oblasti úspěšně akumulovaly Sr^{90} a Ra^{226} , obsah biologicky aktivních látek v kořenovém systému rostliny však zůstal nezměněn (D'yakova et al., 2020). Vlivem Sr^+ na pěstování salátu se zabývá Yan et al. (2022). Autoři nastavili jednotlivé pěstební podmínky tak, že stupňovali úroveň kontaminace a časy pěstování (7, 14 a 21 dnů). Z výsledků je patrné, že zvýšení příjmu Sr^+ ovlivňuje příjem Ca^+ . Dále se pak významně lišil obsahy síry (S), draslíku (K) a železa (Fe), které vzrůstaly s dobou pěstění. Velmi komplexně se danou problematikou zabývá Vadav, Singh (2021). Ti diskutují téma od kontaminace přes její vliv na lidskou populaci, přenos radionuklidů z půdy do rostlin, jejich distribucí potravním řetězcem, až po podmínky transferů ať už dané druhem rostliny, půdy nebo úrovní zamoření.

3.9 Zdroje radioaktivních emisí v ČR

V České republice se vyskytuje přirozená radioaktivita stejně, jako více či méně na celé planetě. Nejzásadnějšími zdroji je radon a thoron v obytných budovách, následuje horninový zdroj gama záření, dále pak záření kosmické. Z pohledu antropogenních zdrojů záření je však každá země unikátní. Česká republika byla významně zasažena únikem radioaktivity při katastrofě v Černobyli. Další emise radionuklidů probíhala v dobách testů jaderných zbraní (URL 15). V současné době lze mezi aktivní lokální zdroje záření řadit obě jaderné elektrárny, tedy Temelín a Dukovany (URL 16).

3.9.1 JE Temelín

Jaderná Elektrárna Temelín je jedním ze dvou českých výrobních závodů elektrické energie, jejichž energetickým zdrojem je jádro. Výstavba elektrárny probíhala v letech 1985 až 2002. Z původně plánovaných 4 bloků byly dostavěné dva, jejichž výrobní kapacita je 1 082 a 1 086 MW (URL 3).

Navzdory přísným bezpečnostním pravidlům, jež jsou nastavena v atomovém zákonu č. 263/2016 Sb., jsou sledované emise ^{137}Cs a ^{90}Sr také v souvislosti s činností JE Temelín. Jedním z důvodů jsou emise radionuklidů do vodního toku Vltava z odpadních vod. Vznikaly obavy, že vlivem přibývajících období sucha může docházet ke kumulaci radioaktivních látek v místech zaústění odpadních vod do toků (Hanslík et al., 2017). Z práce vyplývá, že v případě zmíněných dvou prvků se jedná o zanedbatelnou kontaminaci odpadními vodami z JE Temelín, kterou nelze odlišit od

reziduálního obsahu těchto radionuklidů z minulého století, kdy bylo emitováno jejich významné množství vlivem testů jaderných zbraní a exploze v JE Černobyl.

3.9.2 JE Dukovany

EDU je první jaderná elektrárna vybudovaná na území České republiky. Od roku 1979, kdy byla zahájena výstavba, byly zprovozněny 4 bloky produkující elektrickou energii o celkovém výkonu 2 040 MW. Instalovaný byly PWR (tlakovodní reaktory), což je vodou chlazený reaktor. Zahájení provozu všech 4 bloků proběhlo v letech 1985 až 1987 (URL 3). Zmíněný výkon odpovídá 20 % potřeby České republiky.

Z pohledu bezpečnosti se EDU řadí mezi pětinu nejlépe zajištěných jaderných elektráren na světě. Hodnocení pomocí měřítek WANO (World Association of Nuclear Operators) je prováděno prostřednictvím řady indikátorů, jejichž výsledkem je informace o úrovni bezpečnosti jaderných elektráren. Příklady zohledněných faktorů jsou: faktor spolehlivosti paliva, faktor chemického indexu, faktor počtu neplánovaných automatických havarijních odstavení, faktor četnosti pracovních úrazů, faktor míry vynucených ztrát, atp. Výsledkem je hodnota řadící EDU mezi nejbezpečnější elektrárny světa v ohledu bezpečnosti (URL 6). Navzdory přísným bezpečnostním opatřením však emise radioaktivních látek existuje.

4. Metodika

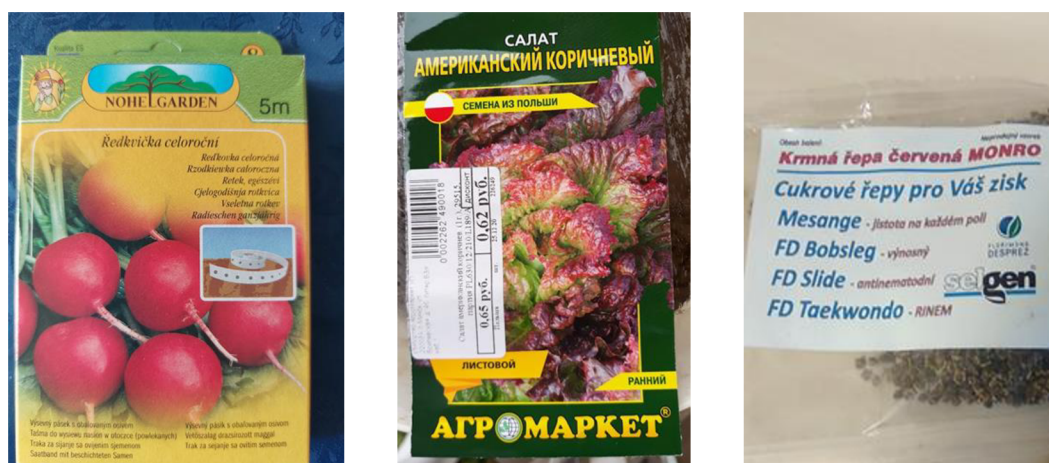
4.1 Rostlinný materiál

Pro účel laboratorního experiment byly zvoleny rostliny, které svým využitím mohou přispět k transferu radionuklidů do potravního řetězce. Jedná se o rychle rostoucí druhy salátu (*Lactuca sativa*), ředkvičky (*Raphanus sativus*) a řepy (*Beta vulgaris var. rapacea*). Pro účely experimentu byl zajištěn dostatek semen všech rostlin tak, aby nedošlo ke zkreslení výsledků vysazením semen jiné šarže (obr. 7).

Ředkvička celoroční (*R. sativus*) je krytosemenná, dvouděložná, brukvovitá kořenová zelenina. Kořen, který je nejčastěji konzumován je kulovitého či válcovitého tvaru. Barva kořene je nejčastěji červená s různými odstíny. Dužina je bílá, někdy narůžovělá. Chuť ředkvičky je významně vodová, pálivá a má nízkou kalorickou hodnotu. Pěstuje se v mírném pásu. Zdravé listy ředkvičky, které lze také konzumovat, jsou zelené (Kybal, Kaplická 1988).

Salát hlávkový (*L. sativa*) je rychle rostoucí listová zelenina vyskytující se pouze v kultuře. Locika je letnička, ale také dvouletka. Má zelené listy různých odstínů. Listy mohou být načervenalé, ale také tmavě červené (Mareček 1997).

Řepa krmná (*B. vulgaris var. rapacea*) je velmi významná plodina ve smyslu potenciálního přenosu půdních kontaminací do potravního řetězce. Pro své výživové vlastnosti má velké předpoklady zachovat své důležité místo jako krmivo pro domestikovaná zvířata také v ekologickém zemědělství. Patří k velmi výnosným okopaninám s využitím jako vhodná předplodina (Konvalina 2014).



Obr. 7: Použité osivo. (foto autor).

4.2 Příprava experimentu

Původní vize pěstování plodin v rámci projektu v pražském a královehradeckém klimaboxu ztroskotala na nevyhovujících parametrech klimaboxu v laboratoři FŽP. Nedostatečná velikost klimaboxu zavinila neúspěch prvního experimentu. Nedostatečná velikost, nízká cirkulace vzduchu a nerovnoměrné světelné podmínky se staly důvodem převozu připravené půdy pouze do klimaboxu v Hradci Králové. Laboratorní experiment tedy probíhal v Královehradeckém klimaboxu v objektu Státního ústavu radiální ochrany (SÚRO). Pěstování a sběr biologického materiálu se uskutečnily od jara do konce roku 2021. Transport materiálu a vhodnost klimaboxů pro experiment dokumentuje (obr. 8 a 9).



Obr. 8: Transport vzorků z FŽP do Hradce Králové. Vlevo klimabox Praha, vpravo klimabox HK. (foto autor).



Obr. 9: Vzorky, znehodnocené špatnými podmínkami v klimaboxu FŽP. (foto autor).

4.2.1 Půda a kontaminace

Půda pro účely experimentu v klimaboxech byla přivezena kolektivem pedagogů a studentů Fakulty životního prostředí. Glej modální pocházela z vnější

havarijní zóny typických půd oblasti Temelína (Finkous, M., 2021). Černozem z dukovanska pochází z vnitřní havarijní zóny obce Dukovany (Doskočilová 2021). Třetím a posledním druhem půdy byl zakoupený zahradní substrát. Typické vlastnosti půd glej modální i černozem popisuje Chamra et al. (2005).

Kontaminace půd proběhla dle potřeb jednotlivých experimentů. Detailním postupem při kontaminaci půd se zabývá (Doskočilová 2021).

4.2.2 Setí a pěstování

Pro účely experimentu byla použita semena salátu, ředkve a řepy, která byla vysazena do půdy glej modální, černozem a zahradnického substrátu. Zalévány byly vodou. Půda byla kontaminována (^{134}Cs , ^{85}Sr). Část projektu probíhala v půdě dotované analogy (obr. 10), tedy draslíkem (K^+) ve formě chloridu draselného (KCl), a vápníkem (Ca^+) v podobě uhličitanu vápenatého (CaCO_3). Půda byla přesypána do květináčů o objemu (1,5 l). Pro proces kontaminace bylo použito standardní laboratorní vybavení (odměrné válce, pipety, elektronické váhy, silikonové rukavice). Pěstování probíhalo v klimaboxu.

Setí jsem prováděl vždy pod odborným dohledem a za pomoci pedagogů FŽP. Do květináčů byla zasazena semena dle pěstebních požadavků každého druhu rostliny. Každý květináč byl označen, zalit 100 ml vody, a uložen do klimaboxu s náhodným rozmístěním jednotlivých vzorků (obr. 11). Pěstování probíhalo v podmínkách, které byly v klimaboxu nastaveny následovně:



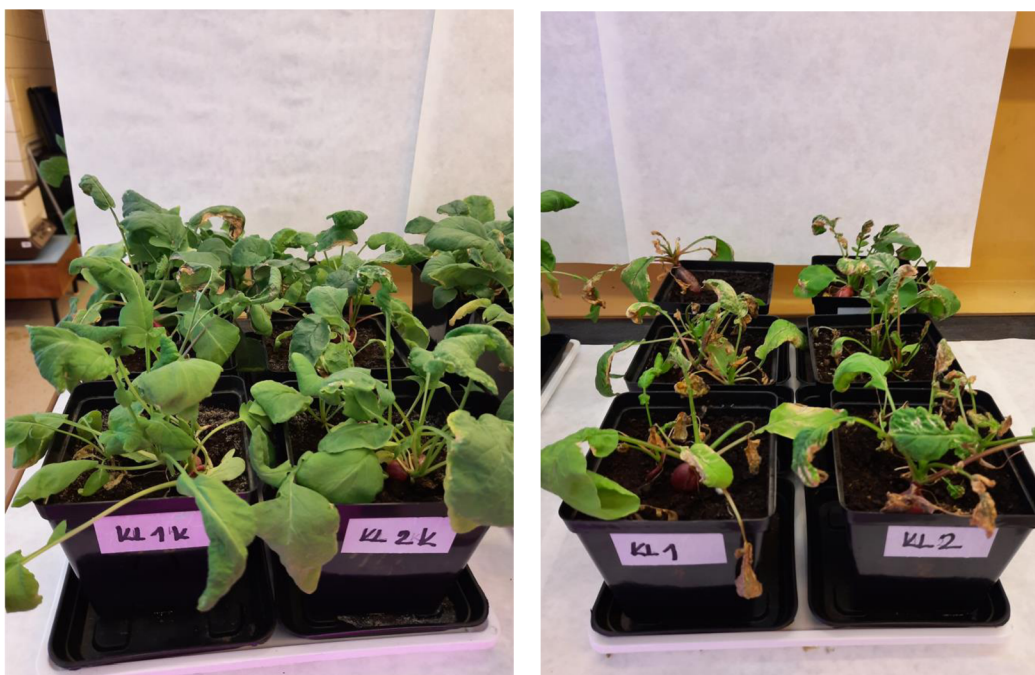
Obr. 10: Kontaminace půdy. (foto autor). Obr. 11: Náhodné uložení květináčů v klimaboxu. (foto autor)

Rostliny byly zalévány pracovníky SÚRO dle potřeby tak, aby netrpěly nedostatkem vody. Po uplynutí doby pěstování byly květináče vyjmuty z klimaboxu a

roztříděny do skupin dle půdních podmínek pro dodržení zásady správné posloupnosti sklizně (obr. 12, 13 a 14).



Obr. 12: Rostliny ředkve těsně po vyjmutí z klimaboxu. (foto autor).



Obr. 13 a 14: Roztříděné vzorky připravené ke sklizni. (foto autor).

4.3 Práce s vypěstovaným materiálem

4.3.1 Sklizeň a sušení biomasy

Před samotnou sklizní bylo nutné vždy zhodnotit zdravotní stav rostlin v jednotlivých květináčích. Ten prováděli pedagogové z FŽP. Hodnocení probíhalo

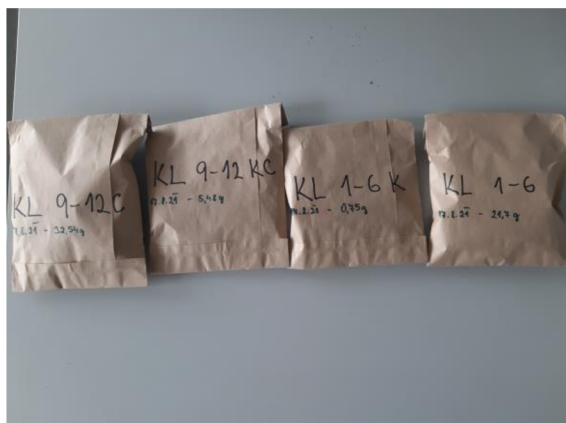
vizuálně s ohledem na známé příznaky fyto toxických projevů cesia. Nejlepší zdravotní stav byl hodnocen číslem 10 a jednalo se o prosperující rostlinu. Přežívající rostlina byla hodnocena 5. Hodnocení 4 a níž obdržely rostliny skomírající.

Pro sklizeň biomasy byly použity (silikonové rukavice, voda z řadu pro oplach biomasy, papírové utěrky na sušení, hliníkové misky, nůž, nůžky). Samotné sušení probíhalo v hliníkových miskách v sušičce.

Sklizeň biomasy probíhala vždy v laboratoři a podílel se na ní tým pracovníků FŽP, SÚRO a studentů. Ručně byly vyjmuty sazenice z půdy, opláchnuty vodou, a vloženy do hliníkové misky. Ta byla od počátku do konce procesu sklizně evidována označením nesoucí informaci o podmínkách pěstování. Miska byla dále přesunuta na stanoviště sušení, kde byla rostlina podrobena manuálnímu vnějšímu osušení. Dále byla rostlina rozdělena na kořen a listy. V případě větších kořenů, byly tyto krájeny na stejně velké kusy tak, aby docházelo k rovnoměrnému vysušení. Misky byly dále přesunuty k vážení a vloženy do sušičky (obr. 15). Po důkladném vysušení všech vzorků byly vzorky vloženy do papírových sáčků, které byly opatřeny popisem podmínek, v jakých byla daná rostlina pěstována (obr. 16).



Obr. 15: Příprava k sušení. (foto autor).



Obr. 16: Usušené vzorky v papírovém sáčku. (foto autor).

4.4 Laboratorní zpracování vzorků

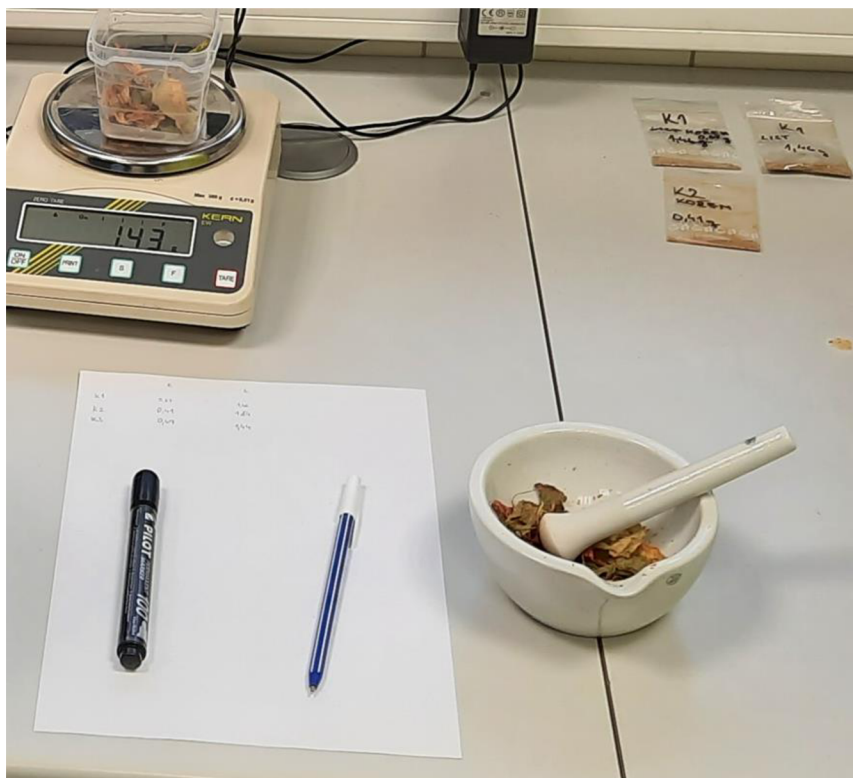
4.4.1 Drcení vzorků

Po vysušení všech vzorků bylo nezbytné defragmentovat biomasu tak, aby mohla být podrobena mikrovlnnému rozkladu. V laboratoři Fakulty životního prostředí jsem připravené, a patřičně evidované vzorky, jeden po druhém rozdrtil v lékařské misce na homogenní prachovou hmotu (obr. 17). Výsledný rozdrcený vzorek jsem

zvážil na elektronické váze, zapsal hmotnost každého vzorku, a uložil do samostatného plastového sáčku (obr. 18). Takto upravené vzorky byly připravené k provedení mikrovlnného rozkladu. Celý proces probíhal vždy od nekontaminovaných kontrol, přes rostliny dotované analogy K^+ a Ca^+ , až k těm rostlinám, které byly pěstované v kontaminované půdě ^{133}Cs a ^{88}Sr . Tento postup je důležité zachovat pro to, abychom si postupem v jiném pořadí nekontaminovali pracovní nástroje, což by mohlo mít za následek zkreslení výsledků experimentu.



Obr. 17: Rozdrcený vzorek kořenu řepy. (foto autor).



Obr. 18: Drcení vzorků. Elektronická váha, laboratorní miska, tlouček. (foto autor).

4.4.2 Mineralizace, příprava vzorků

Připravené a řádně evidované vzorky jsem následně pod odborným dohledem v laboratoři Fakulty životního prostředí podrobil mikrovlnnému rozkladu.

Zpracování usušené biomasy proběhlo v laboratoři pomocí laboratorních nástrojů a zařízení. Pro mikrovlnný rozklad bylo zapotřebí získané biomasy, lékařské misky, elektronické laboratorní váhy, laboratorní lžičky, špachtle, zkumavky, papírového trychtýře, pipet o objemu 10 ml a 1 ml, 65% kyselina dusičná HNO_3 , 30% peroxid vodíku H_2O_2 , laboratorní digestoř, zařízení Microwave Digestion System Multiwave GO pro mikrovlnný rozklad, skleněné zkumavky, skleněné trychtýře, teflonové reakční zkumavky, a centrifugační zkumavky pro uchování a přenos hotového vzorku.

Každý vzorek, u něhož jsem prováděl mikrovlnný rozklad jsem manipuloval pomocí laboratorního náradí, a vážil s přesností na tisícinu gramu. Cílem je navážení všech vzorků tak, aby byla jejich výsledná hmotnost v rozmezí od 0,19 g do 0,20 g. Každý vzorek byl umístěn do vlastní reakční teflonové zkumavky HVT50, jejíž hmotnost bylo nutné vždy odečíst tak, aby byla evidována pouze netto hmotnost vzorku (obr. 19).



Obr. 19: Vážení vzorku v reakční teflonové zkumavce HVT50. (foto autor).

K samotnému vzorku jsem pomocí pipet o objemu 10 ml a 1 ml dodal 9 ml 65% kyseliny dusičné (HNO_3) a 1 ml 30% peroxidu vodíku (H_2O_2). Mineralizační směs byla aplikována pomalu po stěnách, tak aby proud směsi co nejlépe spláchnul prach biomasy na dno zkumavky (obr. 20). Ta byla následně očištěna také z vnější strany, aby vysoká teplota a tlak nezpůsobily poškození, v extrémním případě i explozi zkumavky v průběhu rozkládání.



Obr. 20: Pipetování kyseliny dusičné a peroxidu vodíku do vzorku v teflonové zkumavce. Interiér laboratorní digestoře. (foto autor).

Zkumavka HVT50 využívá technologii tlakově aktivované ventilace, při které dochází k uvolňování reakčních plynů při tlaku 20 bar. Díky tlakům a teplotám, vznikajícím při použití této technologie je možné rozkládat mnohem rychleji, než bylo dopřáno kolegům v minulosti. Každý rozkladný cyklus trvajících 45 min pojme 12 zkumavek.



Obr. 21: Microwave Digestion Systém Multiwave GO, pro mikrovlnný rozklad. (foto autor).

Samotný rozklad proběhl v přístroji Microwave Digestion Systém Multiwave GO, metodou Organic 2. Doba trvání cyklu přístroje je zhruba 50 minut (obr. 21). Po

skončení procesu rozkladu jsem vyjmul zkumavky z rotačního tělesa stroje, a pokračoval v přípravě vzorku pro následnou analýzu.

Za použití ochranných pomůcek jsem každou ze zkumavek otevřel v laboratorní digestoři s ochranným sklem. Následně jsem přelil obsah teflonové zkumavky do zkumavky skleněné, kde jsem doplnil roztok destilovanou vodou po risku ukazující objem 50 ml (obr. 22). Takto připravený vzorek dále pokračoval k analýze jeho obsahu v centrifugační zkumavce (obr. 23).



Obr. 22: Konečná příprava vzorku. Ředění destilovanou vodou ve skleněné zkumavce. (foto autor).



Obr. 23: Hotové vzorky připravené pro analýzu. (foto autor).

4.5 Analýza aktivit a koncentrací kontaminantů v sušině

Analýza koncentrace stabilních nuklidů, tedy ^{133}Cs a ^{88}Sr , byla provedena v ČZU Praha v laboratoři environmentální chemie, Fakulta agrobiologie potravinových a přírodních zdrojů, Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin. Pomocí

hmotnostního spektrometru ICP MS 7700x (Agilent Technologies Inc., USA) bylo stanoveno množství ^{133}Cs a ^{88}Sr v jednotlivých vzorcích.

Pro účely měření aktivity radioaktivních izotopů ^{134}Cs a ^{85}Sr , bylo použito gama spektroskopické zařízení Auto-HPGe. Přístroj se nachází v laboratoři SÚRO v Hradci Králové a při svém měření využívá principu vysoce čistý germaniový detektor (Carvalho et al., 2018).

4.6 Evidence a hodnocení dat

Informace o pěstebních cyklech byly pečlivě zapisovány v průběhu všech experimentů. Po ukončení každého metodického kroku byla data přepsána do databáze programu Microsoft office excel. Pro potřeby experimentu byla evidována následující vstupní data (datum setí, typ půdy, úroveň kontaminace Cs, Sr, K, Ca, druh plodiny). K informacím, které definují vstupní podmínky pěstování následně přibyly výsledky měření (datum sklizně, váhy biomasy, naměřené aktivity/koncentrace zúčastněných kontaminantů v rostlinách, zdravotní stav). Následně byly doplněny váhy vzorků laboratorně zpracovaných stabilních analogů, a také byl dopočítán transferový koeficient.

Soubor dat, která byla evidována a shromážděna v průběhu celého experimentu bylo třeba zpracovat. Pro výpočty, tvorbu grafů a analytické úkony jsem použil program Microsoft office excel.

5. Výsledky

Výsledky laboratorního experimentu jsem shrnul do několika skupin. Hodnotil jsem zdraví a kvalitu u rostlin, u kterých byly tyto parametry sledované. Dále jsem vybíral zajímavé poznatky, které nabízely jednotlivé pěstební podmínky a jejich kombinace. Při hodnocení jsem se dále věnoval radioaktivitě ^{134}Cs a ^{85}Sr v závislosti na přidaných analogických prvcích K^+ a Ca^+ . U stabilních nuklidů ^{133}Cs a ^{88}Sr jsem porovnával úroveň jejich koncentrace v rostlinách v závislosti na přidaných analogiích K^+ a Ca^+ . Poslední kategorií výsledků jsou hodnoty transferového koeficientu mezi kontaminovanou půdou a každým pěstovaným druhem zvlášť.

V rámci experimentu proběhly 3 pěstební cykly. Salát (*Lactuca sativa*) a řepa (*Beta vulgaris* var. *rapacea*) pěstované v černoze, a ředkvička (*Raphanus sativus*) pěstovaná v zahradním substrátu. Výsledky jsou porovnávány mezi skupinami vzorků, které se od sebe liší obsahem kontaminantů v půdě. Dále jsou výsledky porovnávány také mezi druhy pěstovaných plodin. Ze získané databáze výsledků však bylo nejprve potřeba vyhodnotit, která data bude vhodné použít. Záměrem bylo vyhodnotit ta data, která co možná nejlépe vypovídají o proměně růstu, kvalitě rostliny a aktivity/koncentrace nuklidů při záměrných změnách pěstebních podmínek a kontaminace.

5.1 Salát

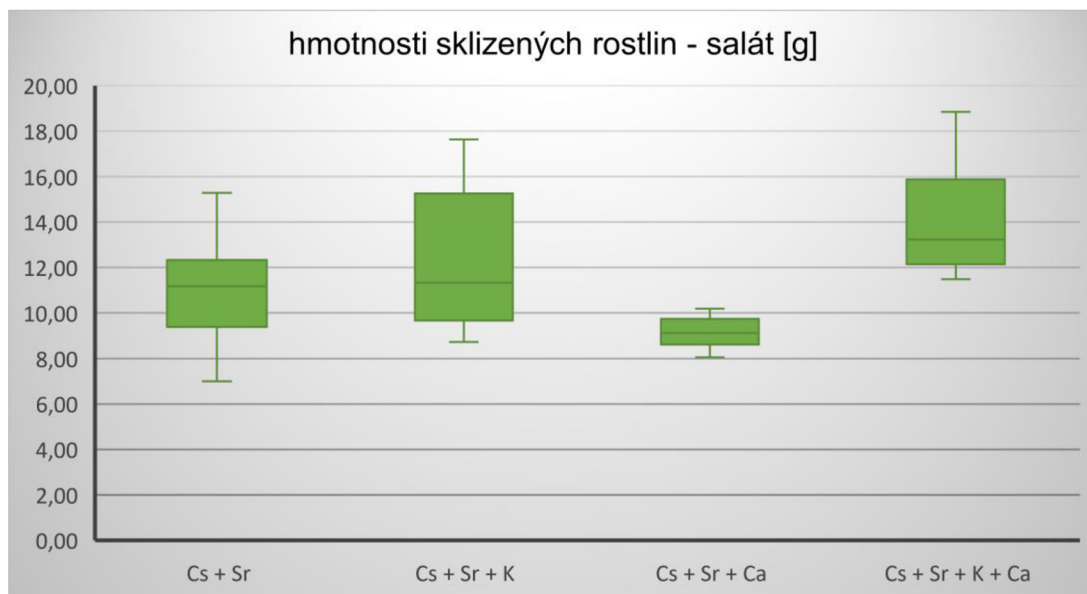
Výsledky prvního experimentu se opírají o hodnoty získané při pěstování salátu. Bylo použito 30 květináčů s černoze, jejichž půdy byly kontaminovány ^{134}Cs a ^{85}Sr . Z těchto 30 květináčů bylo 12 kontrolních, takže byly kontaminovány jen ^{134}Cs a ^{85}Sr . Skupina dalších 6ti vzorků obsahovala navíc K^+ . Do dalších 6ti květináčů byl přidán Ca^+ . Zbýlých 6 květináčů obsahovalo všechny zmíněné prvky, tedy ^{134}Cs , ^{85}Sr , K^+ a Ca^+ . Prezentovaná data vypovídají o zřejmém vlivu obsahu jednotlivých prvků a jejich kombinací na vlastnosti pěstovaných rostlin salátu.

5.1.1 Výtěžnosti a zdravotní stav salátu

Zdravotní stav vzorků všech skupin byl vynikající. Všechny sklizené vzorky byly označeny za prosperující a to známkami 9 a 10.

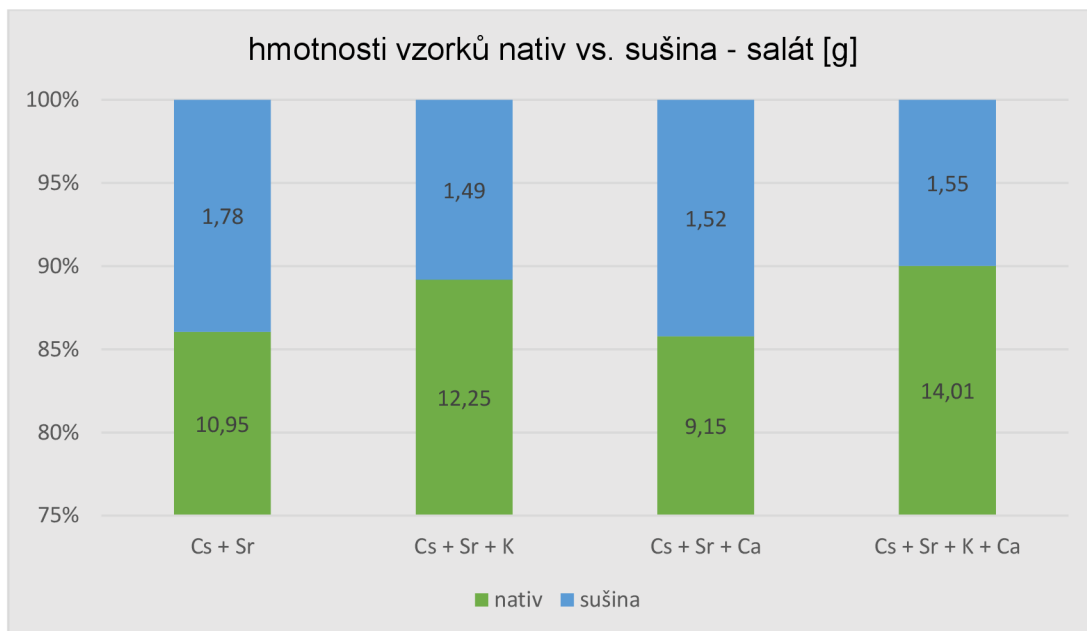
Ihned po sklizni byly zváženy všechny rostliny vypěstované v jednotlivých květináčích. Co do výtěžnosti nejméně prospívaly rostliny salátu tam, kde byly oba radionuklidy dotovány Ca^+ . Jejich průměrná hmotnost činila 9,15 g. Druhou nejméně prospívající skupinou byla skupina kontrolní o 12ti květináčích kontaminovaných radionuklidy. Jejich průměrná hmotnost činila 11 g. Podobně na tom byla skupina

vzorků s K⁺. Tyto vzorky vážily průměrně 12,25 g. Nejlépe se dařilo rostlinám, které obsahovaly všechny zmiňované prvky. Ty dosáhly průměrné hmotnosti 14 g (Graf 1).



Graf 1: Porovnání nativní hmotnosti vzorků salátu dle kontaminantů přidaných do půdy.

Zajímavé informace nabízí porovnání hmotnosti nativní s hmotností sušiny (Graf 2). Zatímco hmotnosti čerstvě sklizených (nativních) rostlin se významně lišily (9,15 až 14,01 g), hmotnosti sušiny si byly podobné (1,49 – 1,78 g).

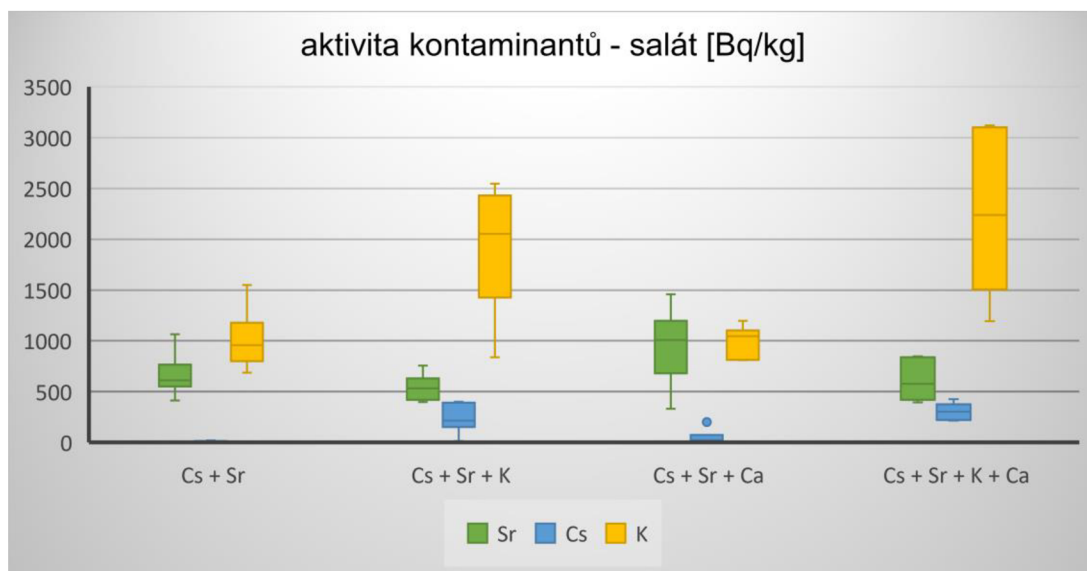


Graf 2: Porovnání nativní hmotnosti s hmotností sušiny - salát.

5.1.2 Aktivita a transferový koeficient kontaminantů v sušině salátu

Z laboratorně zpracovaných vzorků salátu byl dále měřen gamaspektrometrií obsah přidaných prvků ¹³⁴Cs a ⁸⁵Sr (Graf 3). Nejvyšší obsah ⁸⁵Sr byl zjištěn u vzorků dotovaných pouze Ca⁺. Zbylé tři skupiny jsou si v tomto parametru podobné.

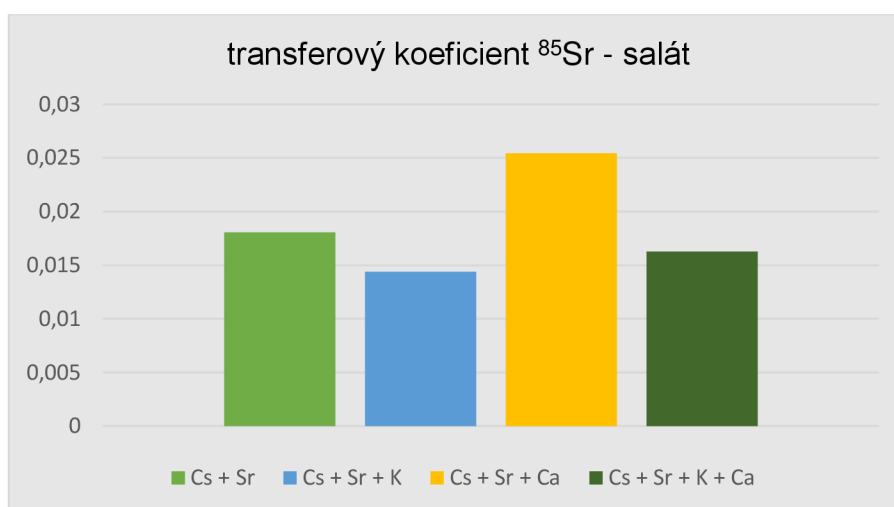
Paradoxem se zdá být aktivita ^{134}Cs , která se blíží nule tam, kde nebyl přidán K^+ ani Ca^+ . Významnějších hodnot dosahuje ^{134}Cs v obou skupinách s přidáním K^+ . Samotný K^+ , je pak zcela pochopitelně nejvyšší tam, kam byl uměle přidán, zatímco ve zbylých dvou skupinách zůstává jeho množství v přirozené výši.



Graf 3: Obsah jednotlivých radionuklidů v sušince salátu.

5.1.3 Transferový koeficient ^{85}Sr - salát

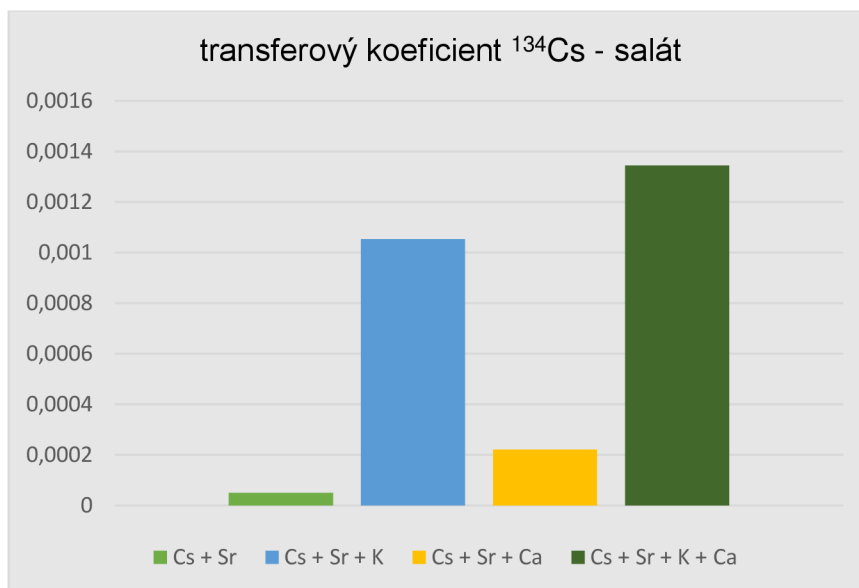
Pro lepší přehled transferových koeficientů ^{134}Cs a ^{85}Sr byly zohledněny průměrné hodnoty z naměřených a spočítaných dat. Nejvyšší aktivita ^{85}Sr byla absorbována skupinou vzorků, které obsahovaly (Cs, Sr a Ca). Naměřena byla průměrná hodnota $0,0254 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Druhý nejvyšší transferový koeficient se prokázal u skupiny dotované (Cs, Sr) s $0,181 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Hodnoty transferového koeficientu u zbylých dvou skupin jsou (Cs, Sr, K, Ca) $0,0163 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, a (Cs, Sr, K) s $0,0144 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ (Graf 4).



Graf 4: Hodnoty transferového koeficientu ^{85}Sr při pěstování salátu.

5.1.4 Transferový koeficient ^{134}Cs - salát

Radionuklid ^{134}Cs byl transferován do salátu nejvíce u vzorků skupiny (Cs, Sr, K, Ca) s hodnotou $0,0013 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Druhou skupinou s největším množstvím převzaté aktivity byla (Cs, Sr, K) s hodnotou $0,0011 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Zbylé dvě skupiny absorbovaly mnohem méně ^{134}Cs , a sice (Cs, Sr, Ca), s $0,0002 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, a (Cs, Sr) s $0,00005 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ (Graf 5).



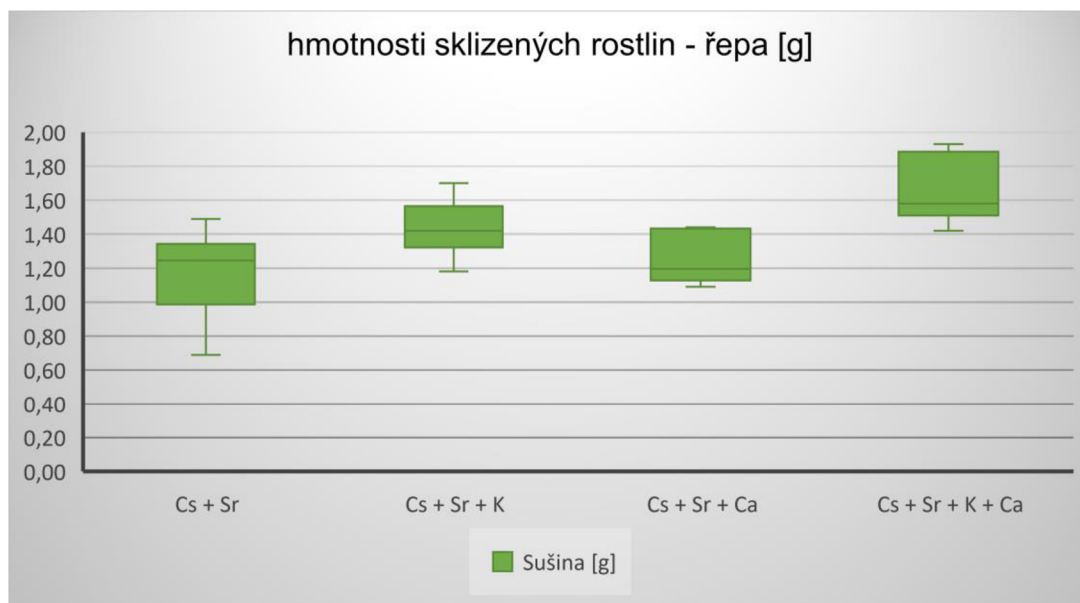
Graf 5: Hodnoty transferového koeficientu ^{134}Cs při pěstování salátu.

5.2 Řepa ^{134}Cs a ^{85}Sr

Řepa byla pěstována v 30 květináčích s černozemí, se stejným nastavením kontaminace, jako tomu bylo v případě salátu. Bylo použito 30 květináčů, jejichž půdy byly kontaminovány ^{134}Cs a ^{85}Sr . Opět bylo 12 ks květináčů kontrolních, takže byly kontaminovány jen ^{134}Cs a ^{85}Sr . 6 vzorků obsahovalo navíc K^+ . Do dalších 6ti květináčů byl přidán Ca^+ . Zbýlých 6 květináčů obsahovalo všechny zmíněné prvky, tedy ^{134}Cs , ^{85}Sr , K^+ a Ca^+ .

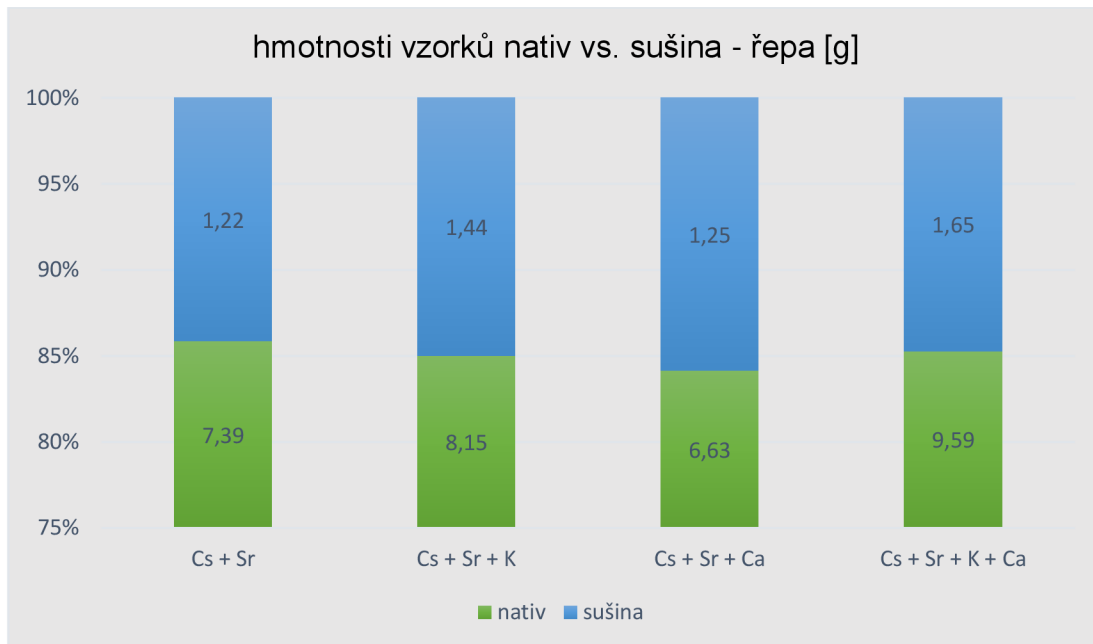
5.2.1 Výtěžnosti při pěstování řepy

Zdravotní stav vzorků řepy nebyl hodnocen. Rostliny každého květináče byly vyjmuty z půdy, omyty, osušeny a následně zváženy. Navážené hodnoty vypovídají o nevýznamném vlivu jednotlivých treatmentů. Výjimkou byly květináče se všemi kontaminanty (Cs, Sr, K, Ca), ty prospívaly z pohledu hmotnosti nativních vzorků nejlépe s průměrnou hmotností 9,6 g. Průměrné hmotnosti všech zbylých nativních vzorků podle skupiny byly následující. (Cs, Sr) 7,4 g, (Cs, Sr, K) 8,2 g, (Cs, Sr, Ca) 6,6 g (Graf 6).



Graf 6: Porovnání nativní hmotnosti vzorků řepy dle kontaminantů přidaných do půdy.

Na rozdíl od salátu, kde hmotnost sušiny nebyly přímo úměrné hmotnostem nativním, mají vzorky řepy hmotnosti sušiny odpovídající hmotnostem nativním. Nepoměr hmotnosti vykazuje jen skupina (Cs, Sr) vůči (Cs, Sr, Ca), kdy vyšší hmotnost nativu první skupiny je po vysušení nižší, než hmotnost sušiny druhé zmíněné (Graf 7).

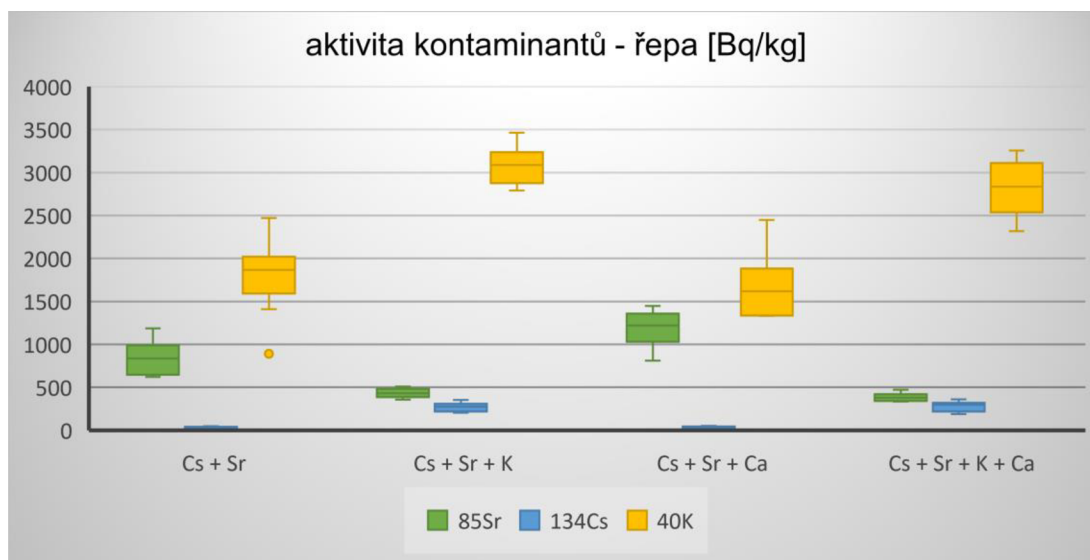


Graf 7: Porovnání hmotnosti nativní a hmotnosti sušiny - řepa.

5.2.2 Aktivita a transferový koeficient kontaminantů v sušině řepy

Pomocí gamaspektrometrie byly zjištěny hodnoty aktivit radionuklidů v jednotlivých vzorcích v jednotkách Bq/kg. Naměřené hodnoty byly opět sloučeny do skupin dle pěstebních podmínek resp. podle manuálně dodaných prvků ^{134}Cs , ^{85}Sr , K^+

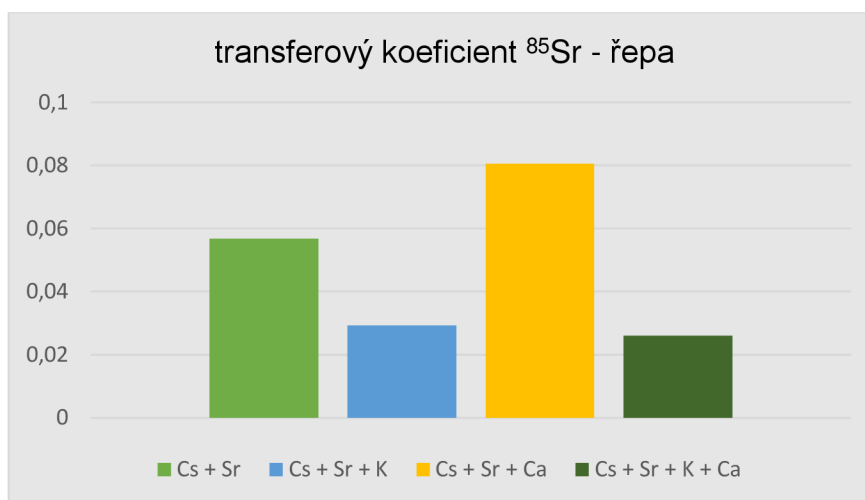
a Ca⁺ (Graf 8). Nejvyšší obsah ⁸⁵Sr byl zjištěn u vzorků dotovaných pouze Ca⁺. Naopak vzorky z půdy, která byla dotována K⁺, obsahovaly ⁸⁵Sr nejméně. ¹³⁴Cs se dařilo nejlépe proniknout do rostlin a přítomnost K⁺. Obě skupiny s přidáním draslíkem totiž vynikají také vyšší hladinou ¹³⁴Cs. A sice průměrně 270 a 279 Bq/kg u vzorků s K⁺, a průměrně 31 a 36 Bq/kg u vzorků bez dodaného K⁺. Aktivita draslíku K⁺ byla přirozeně vyšší u vzorků, do kterých byl dodán laboratorně.



Graf 8: Aktivita jednotlivých radionuklidů v sušině řepy.

5.2.3 Transferový koeficient ⁸⁵Sr – řepa

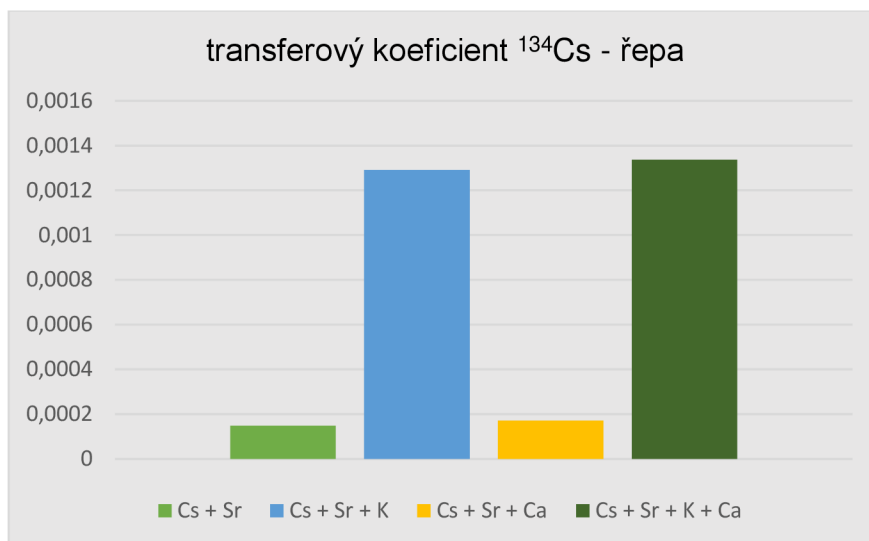
Výsledky spočítaných transferových koeficientů ¹³⁴Cs a ⁸⁵Sr byly pro lepší přehlednost spojené do průměrných hodnot. Nejvyšší transferový koeficient byl spočítán pro skupinu vzorků (Cs, Sr, Ca) s hodnotou 0,0805 Bqkg⁻¹/Bqm⁻². Druhou nejvyšší hodnotu koeficientu měla skupina (Cs, Sr) s 0,0568 Bqkg⁻¹/Bqm⁻². Zbývá (Cs, Sr, K) s 0,0293 Bqkg⁻¹/Bqm⁻², a vzorky s dotací všech nuklidů (Cs, Sr, K, Ca) s 0,026 Bqkg⁻¹/Bqm⁻² (Graf 9).



Graf 9: Hodnoty transferového koeficientu ⁸⁵Sr při pěstování řepy.

5.2.4 Transferový koeficient ^{134}Cs – řepa

Výsledné hodnoty spočítaného transferového koeficientu dosáhly nejvyšší úrovně u vzorků skupiny (Cs, Sr, K, Ca) s $0,00134 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, nepatrně menšími hodnotami se vyznačuje skupina (Cs, Sr, K) s $0,0013 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Významně nižší hodnoty patří skupině (Cs, Sr, Ca) s $0,0002 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, a nejnižší transferový koeficient skupiny (Cs, Sr) s $0,00015 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ (Graf 10).



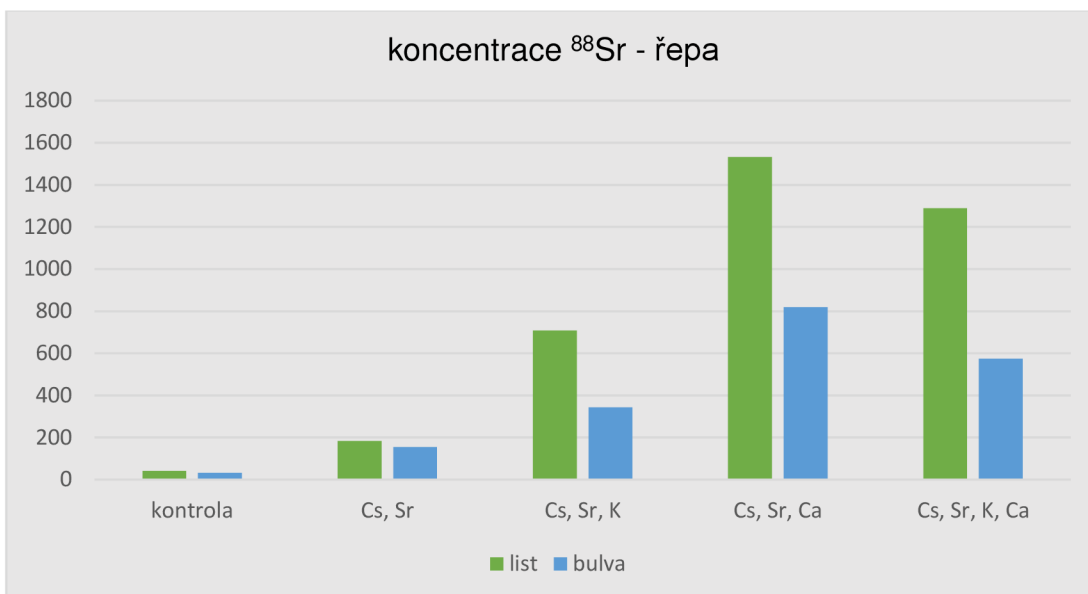
Graf 10: Hodnoty transferového koeficientu ^{134}Cs při pěstování řepy.

5.3 Řepa ^{133}Cs a ^{88}Sr

Rostliny řepy byly pěstovány také za přítomnosti stabilních izotopů Cs a Sr, tedy ^{133}Cs a ^{88}Sr . Experiment proběhl ve shodných podmínkách jako v případě radioaktivních vzorků s tím rozdílem, že místo radioaktivních ^{134}Cs a ^{85}Sr byly do půdy černozemě přidány jejich stabilní analogy ^{133}Cs a ^{88}Sr . Koncentrace nuklidů pak byla zjišťována na hmotnostním spektrometru v Praze.

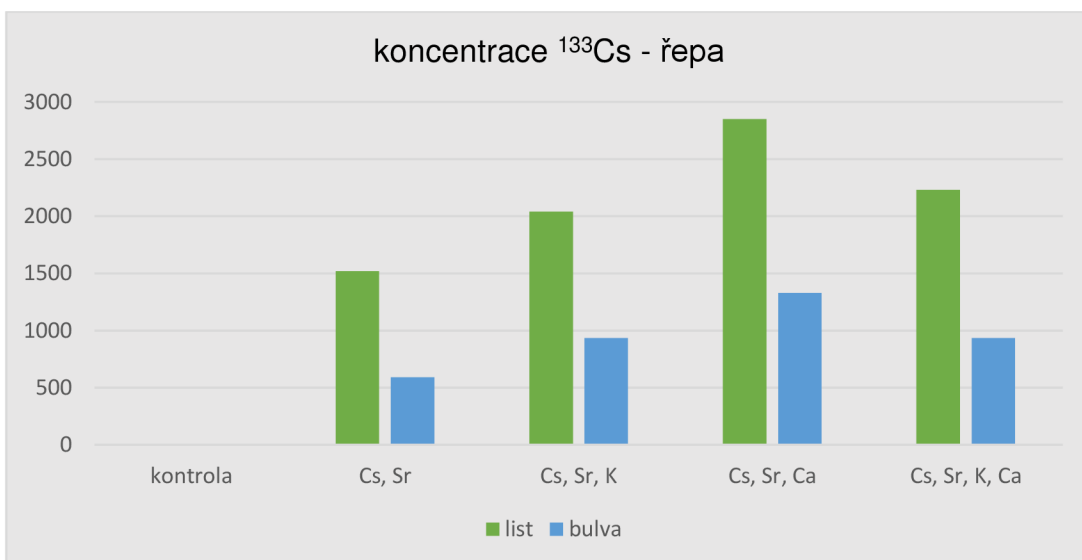
5.3.1 Koncentrace a transferový koeficient kontaminantů v sušině řepy

Pomocí hmotnostní spektrometrie byly zjištěny hodnoty koncentrace ^{133}Cs a ^{88}Sr v $[\mu\text{g}/\text{g}]$. Získaná data ukazují, že list i kořen řepy reagují stejně na přidané kontaminanty. Nejvyšší hodnoty naměřeného ^{88}Sr dosahuje skupina rostlin kontaminovaných kromě ^{88}Sr také Ca^+ . Druhá největší koncentrace byla naměřena u vzorků skupiny rostlin, která obsahovala všechny kontaminanty, tedy (Cs, Sr, K, Ca). Významnějších hodnot dosahuje koncentrace ^{88}Sr také v půdě s přidaným K^+ , tedy skupina (Cs, Sr, K). Zajímavý je fakt, že rostlina přijímá nejvíce ^{88}Sr až tehdy, dojde-li k přidání K^+ nebo Ca^+ (Graf 11).



Graf 11: Průměrné koncentrace ⁸⁸Sr v listu a kořenu řepy.

Koncentrace ¹³³Cs v sušině listu a kořenu řepy dosahují nejvyšších hodnot ve skupině rostlin (Cs, Sr, Ca), tedy 2 850 µg/g u listu a 1 329 µg/g u kořene. Druhou nejvyšší koncentraci ¹³³Cs vykazuje skupina (Cs, Sr, K, Ca), u listu 2 230 µg/g a 934 µg/g u kořene. Skupina rostlin (Cs, Sr, K) obsahovala 2 040 µg/g v případě listu a 934 µg/g ¹³³Cs u kořene. U rostlin, které neobsahovali K⁺ ani Ca⁺, tedy (Cs, Sr) dosahovaly koncentrace 1 518, resp. 591 µg/g (Graf 12).

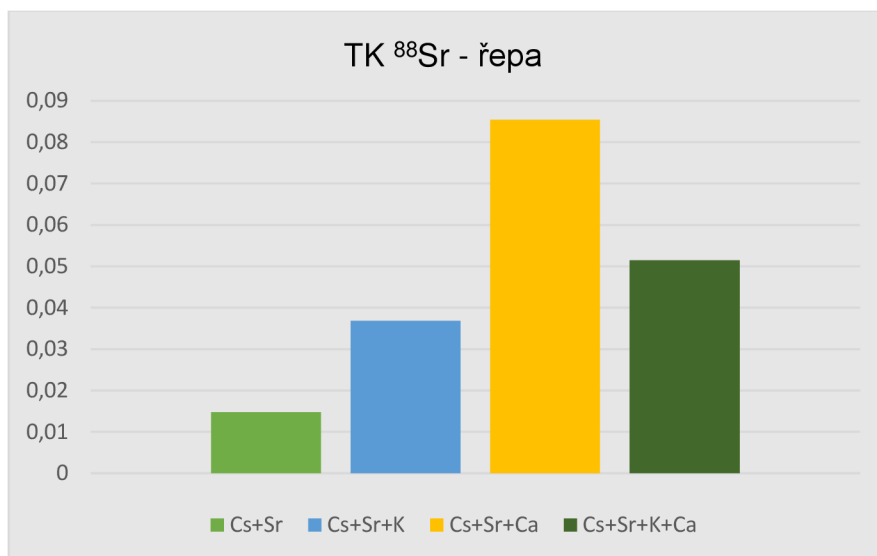


Graf 12: Průměrné koncentrace ¹³³Cs v listu a kořenu řepy

5.3.2 Transferový koeficient ⁸⁸Sr – řepa

Výsledky spočítaných transferových koeficientů ¹³³Cs a ⁸⁸Sr byly též pro lepší přehlednost přepočítané do průměrných hodnot. Nejvýznamnější byl transfer koncentrace ⁸⁸Sr do řepy ve skupině vzorků (Cs, Sr, Ca), a sice 0,085. TK u vzorků

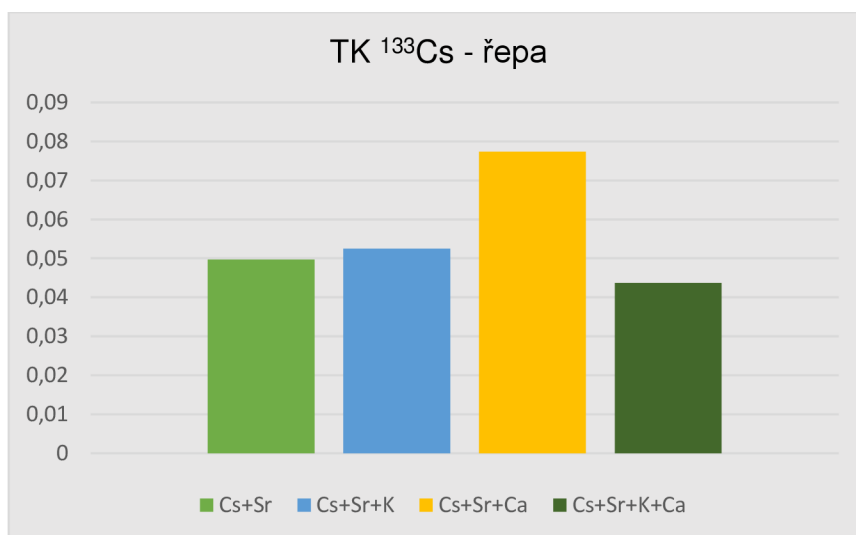
skupiny (Cs, Sr, K, Ca) dosahoval 0,052, u (Cs, Sr, K) to bylo 0,037, a ve skupině (Cs, Sr) byla hodnota transferového koeficientu 0,015 (Graf 13).



Graf 13: Hodnoty transferového koeficientu ⁸⁸Sr při pěstování řepy.

5.3.3 Transferový koeficient ¹³³Cs – řepa

Zhodnocené byly také průměrné hodnoty transferových koeficientů ¹³³Cs do řepy (Graf 14). Také u ¹³³Cs došlo k největšímu transferu ve skupině (Cs, Sr, Ca) 0,077. Nejmenšího transferu bylo dosaženo ve skupině (Cs, Sr, K, Ca) 0,044. Zbylé dvě skupiny dosáhly hodnot transferového koeficientu 0,05 u (Cs, Sr) a 0,053 u (Cs, Sr, K).



Graf 14: Hodnoty transferového koeficientu ¹³³Cs při pěstování řepy.

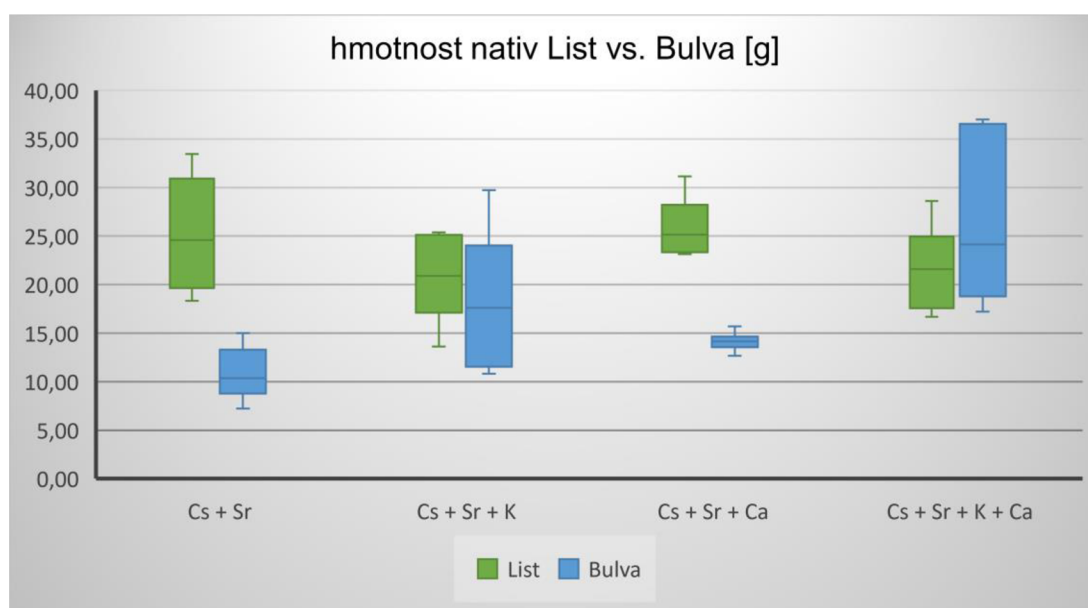
5.4 Ředkvička ¹³⁴Cs a ⁸⁵Sr

Ředkvičky byly na rozdíl od salátu a řepy pěstovány v zahradním substrátu. Při sklizni byly rostliny ředkvičky rozděleny odtržením na vzorky listů a bulvy. Toto

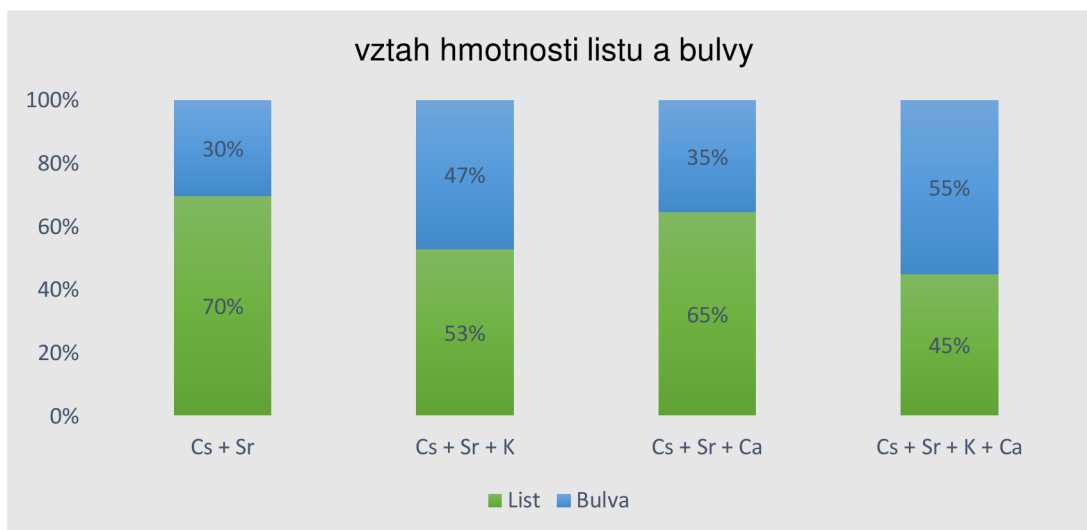
rozdělení bylo provedeno z důvodu rozdílného významu nadzemní a podzemní části rostliny v potravním řetězci. Cílem bylo posouzení koncentrací měřených parametrů v těchto dvou částech rostliny zvlášť. Stejně jako předchozí plodiny byl experiment proveden pro 4 skupiny po šesti vzorcích. Kontaminace ^{134}Cs a ^{85}Sr byla provedena u šesti květináčů první skupiny. Další skupina vzorků obsahovala ^{134}Cs , ^{85}Sr a K^+ . Třetí skupina byla kontaminována ^{134}Cs , ^{85}Sr a Ca^+ , a posledních šest vzorků obsahovalo všechny zmíněné kontaminanty ^{134}Cs , ^{85}Sr , K^+ a Ca^+ .

5.4.1 Výtěžnost při pěstování ředkvičky

Po vyjmutí, omytí a osušení rostlin z půdy byla získána nativní hmotnost zvážení. Při porovnání hmotností vzorků jednotlivých skupin bylo zjištěno, že jsou kontaminací více ovlivněné vzorky bulvy než vzorky listů. Ovšem u rostlin, jejichž listy měly nižší hmotnost, byla zjištěna vyšší hmotnost bulvy (Graf 15). Na situaci má evidentní vliv kontaminace K^+ , díky které se hmotnosti bulvy v obou případech pohybují okolo 50% hmotnosti celé rostliny. Konkrétně bulvy skupiny ^{134}Cs , ^{85}Sr a K^+ mají hmotnost 47% celé rostliny a bulvy skupiny ^{134}Cs , ^{85}Sr , K^+ a Ca^+ 55% z hmotnosti celé rostliny. U vzorků bez K^+ je to 30% u vzorků ^{134}Cs , ^{85}Sr a 35% u ^{134}Cs , ^{85}Sr a Ca^+ (Graf 16).



Graf 15: Porovnání hmotností listů a bulvy ředkviček – nativní hmotnost.



Graf 16: Procentuální porovnání hmotností listů a bulvy – ředkvička.

5.4.2 Aktivita kontaminantů v sušině

Významné rozdíly byly zjištěny po uspořádání dat, která vyjadřují aktivitu ^{85}Sr v listech a bulvách v jednotlivých skupinách. Aktivita ^{85}Sr byla významně snížena v listech obou skupin, které obsahovaly také přidání K^+ . Zatímco aktivita ^{85}Sr u listů bez K^+ byla v průměru 10 166 Bq/kg u skupiny (Cs, Sr), a 8 326 Bq/kg u skupiny (Cs, Sr, Ca), aktivita v listech s dodaným K^+ byla 4 738 Bq/kg resp. 3 861 Bq/kg. V tomto případě lze hovořit o významném vlivu K^+ na příjem ^{85}Sr listy ředkvičky.

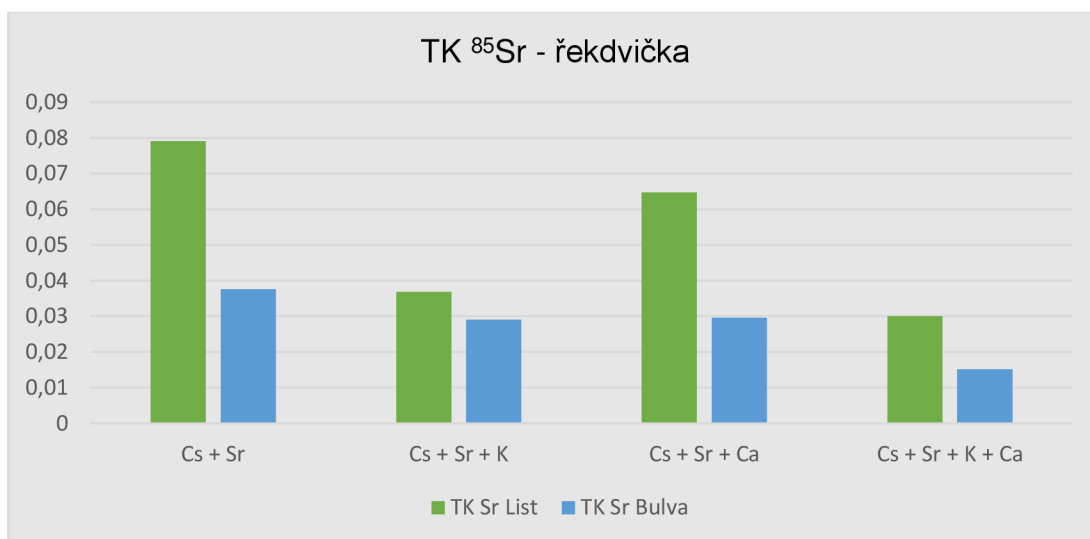
Stejně srovnání bylo provedeno také u radionuklidu ^{134}Cs . Tyto výsledky vypovídají velmi zřetelně o vlivu K^+ na jeho příjem jak listem, tak také bulvou rostliny. Zatímco rostliny nekontaminované K^+ přijmuly 16 634 Bq/kg a 17 705 Bq/kg v případě listů, a 8 508 Bq/kg s 7 399 Bq/kg u bulvy, u rostlin s přidáním K^+ byla změřena aktivita 3 245 Bq/kg a 2 787 Bq/kg u listů, a 1 070 Bq/kg s 708 Bq/kg u bulvy. Tyto výsledky napovídají, že dodání K^+ eliminuje transfer ^{134}Cs do celé rostliny ředkvičky (Tab. 1).

Tab. 1: Aktivita a transferový koeficient u rostlin ředkvičky. Tříděno podle kontaminace.

sklizeň 7.1.2022	Treatment	^{85}Sr			^{134}Cs				
		Aktivita ^{85}Sr [kBq] 7.1.2022	PA Sr	Aktivita ^{85}Sr [Bq/kg] TK ^{85}Sr	Aktivita ^{134}Cs [kBq] 7.1.2022	PA Cs	Aktivita ^{134}Cs [Bq/kg] TK Cs		
list	Cs + Sr	1,85	128 623	10166	0,0790	3,25	225 583	16634	0,0737
	Cs + Sr + K			4738	0,0368			3245	0,0144
	Cs + Sr + Ca			8326	0,0647			17705	0,0785
	Cs + Sr + K + Ca			3861	0,0300			2787	0,0124
bulva	Cs + Sr	1,85	128 623	4835	0,0376	3,25	225 583	8508	0,0377
	Cs + Sr + K			3741	0,0291			1070	0,0047
	Cs + Sr + Ca			3809	0,0296			7399	0,0328
	Cs + Sr + K + Ca			1948	0,0151			708	0,0031

5.4.3 Transferový koeficient ^{85}Sr – ředkvička

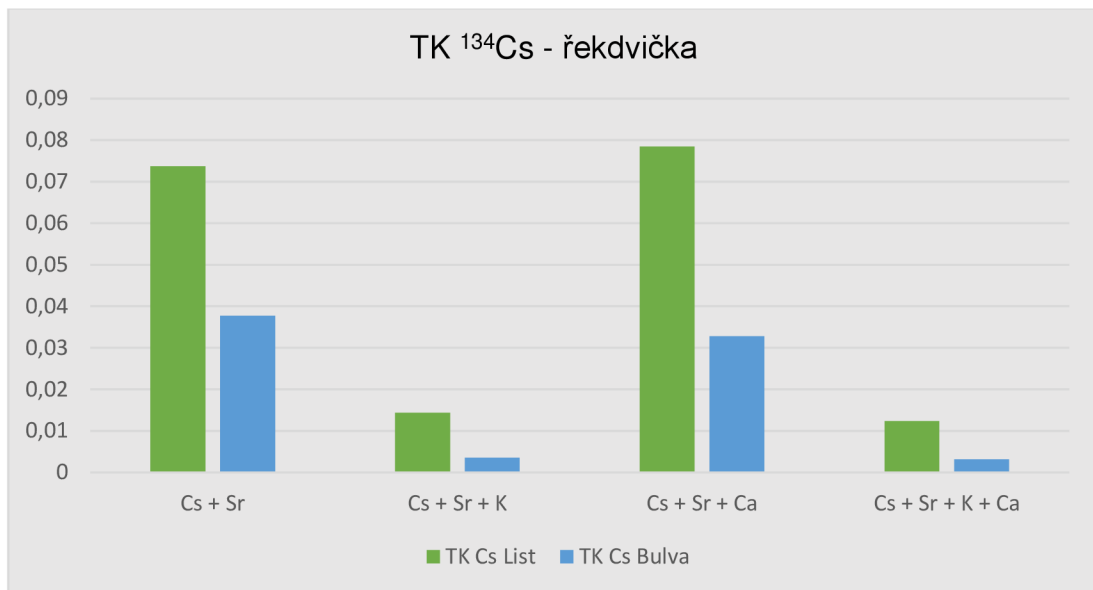
Průměrné výsledky spočítaných transferových koeficientů ^{85}Sr u ředkvičky vypovídají o nejvyšších přestupových hodnotách u vzorků skupiny, které obsahovaly pouze právě (Cs, Sr) s hodnotou $0,079 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u listu, a $0,038 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ v případě bulvy. Nižší transferový koeficient se prokázal u skupiny vzorků (Cs, Sr a K), kde bylo spočítáno $0,037 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u listu a $0,029 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u bulvy. U skupiny (Cs, Sr a Ca) se prokázal TK $0,065 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u listu, a $0,03 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ v případě bulvy. Nejnižší přestupový koeficient ^{85}Sr byl zaznamenán u vzorků skupiny se všemi přidanými nuklidy, tedy $0,03 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u listu a $0,015 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ u bulvy (Graf 17).



Graf 17: Hodnoty transferového koeficientu ^{85}Sr při pěstování ředkvičky.

5.4.4 Transferový koeficient ^{134}Cs – ředkvička

Radionuklid ^{134}Cs nejvíce přestupoval do listů a bulvy ředkvičky u skupiny (Cs, Sr) s hodnotami v listu $0,074 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, a v bulvě $0,038 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Druhý nejvýznamnější transferový koeficient patří skupině (Cs, Sr, Ca) kde jsou hodnoty TK u listu $0,079 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$, a u bulvy $0,033 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$. Ostatní transferové koeficienty radionuklidu ^{134}Cs do listů a bulvy ředkvičky měly hodnoty mezi $0,003$ a $0,014 \text{ Bqkg}^{-1}/\text{Bqm}^{-2}$ (Graf 18).



Graf 18: Hodnoty transferového koeficientu ^{134}Cs při pěstování řekdvičky.

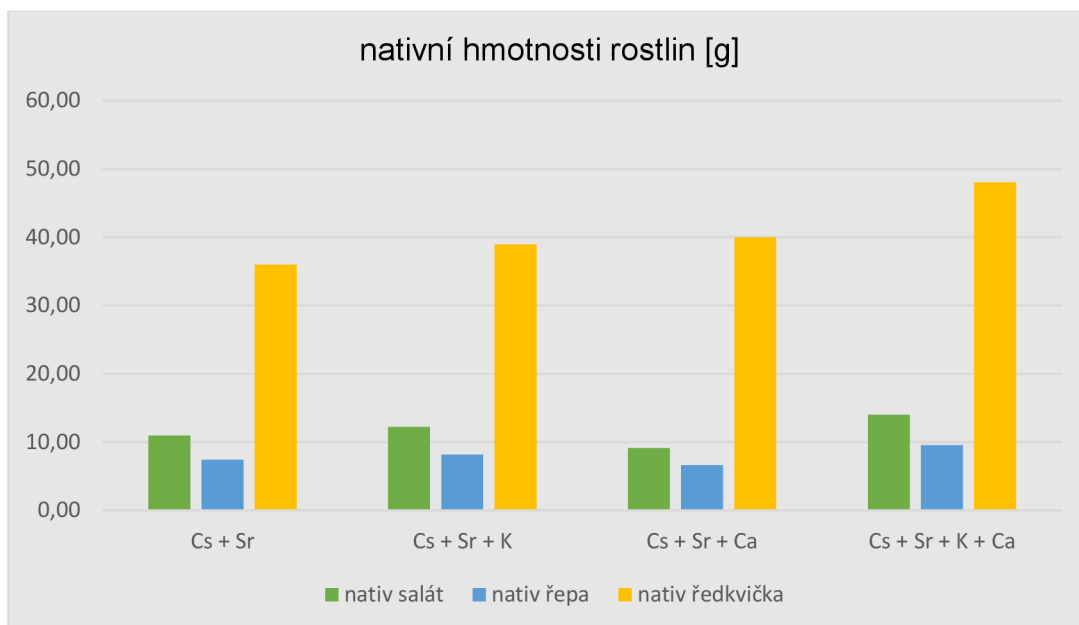
6. Diskuze

V souvislosti s potenciálním rizikem kontaminace půdy radionuklidy antropogenního původu probíhá řada podobných experimentů. Z těch, které jsou podstatě této práce nejbližší jsou experimenty Makowského (2022), který se zabýval pěstování ječmene a řepy v kontaminovaných půdách z oblasti Dukovan a Temelína. Pěstování probíhalo pod celtami stanů, které vyloučily vlivy extrémních výkyvů počasí. Kontaminace byla provedena se stejným rozdělením, jako tomu bylo v případě pěstování v klimaboxech, tedy (Cs, Sr), (Cs, Sr, K), (Cs, Sr, Ca) a (Cs, Sr, K, Ca). Šorm (2022) přispívá do diskuze výsledky svého experimentu, který prováděl v podmínkách skleníků. Také Šorm ve svém experimentu dělí své skupiny vzorků podle kontaminace, tedy (Cs, Sr), (Cs, Sr, K), (Cs, Sr, Ca) a (Cs, Sr, K, Ca), avšak podmiňuje pěstování navíc úrovní zálivky. Ke své práci použil půdu z oblasti Temelína. Pěstební materiál byl shodný s klimaboxem, tedy salát (*Lactuca sativa*), ředkvička (*Raphanus sativus*) a řepa (*Beta vulgaris var. rapacea*). Zajímavé porovnání dat nabízí také Finkous, M. (2021), který se zabýval pěstováním salátu a ředkvičky v půdě, která byla kontaminována $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ a $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr} + ^{40}\text{K}$. Stejným experimentem se zabývá Doskočilová (2021).

Porovnání dat z těchto experimentů přineslo řadu zajímavých informací, které doplňují již dříve prokázaná fakta. Zjištěné informace se vzájemně doplňují proto, že každý z těchto experimentů byl prováděn za částečně pozměněných podmínek. Nastavení kontaminace v jednotlivých skupinách však zůstalo vždy stejné. Zmíněné práce jsou tedy unikátní v nastavení konkrétních podmínek, a jejich porovnání přináší ucelenější pohled na problematiku vstupu radionuklidů do rostlin a potravního řetězce.

6.1 Vliv kontaminace na hmotnosti rostlin

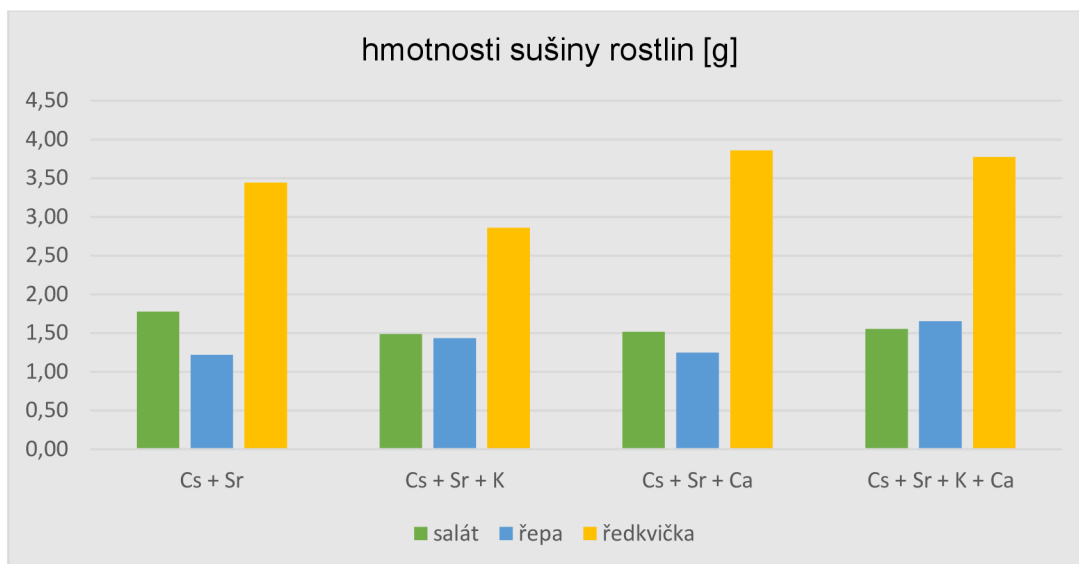
Data získaná vážením sklizených rostlin přinesla hodnoty, které umožňují porovnat vliv kontaminace na hmotnost sklizené biomasy. Všechny tři plodiny potvrzují největší prosperitu rostlin, které byly dotovány všemi analogy (Cs, Sr, K a Ca). Druhou nejúspěšnější skupinou vzorků, co do hmotnosti biomasy je skupina (Cs, Sr, K). Hmotnosti vzorků (Cs, Sr) jsou srovnatelné se vzorky (Cs, Sr, Ca), tedy kromě ředkvičky, které více vyhovovalo prostředí s přidaným Ca^+ (Graf 19).



Graf 19: Porovnání vlivu kontaminace na nativní hmotnosti plodin.

Finkous, M. (2021), který své rostliny pěstoval v prostornějších podmínkách, tedy v květináčích s 25 l půdy pod venkovními stany, získal vzorky o váze 0 g až 111,21 g. Průměrná nativní váha vzorků skupiny (Cs, Sr, K) byla 71,35 g, zatímco skupina (Cs, Sr) měla průměrnou hmotnost rostliny 59,33 g. Finkous nastavil tytéž pěstební podmínky ještě u cibule kuchyňské (*Allium cepa*) a ředkvičky (*Raphanus sativus*). Také cibule prospívala lépe při dodaném ^{40}K . Zatím co skupina (Cs, Sr, K) měla celkovou hmotnost biomasy 82,28 g, skupina (Cs, Sr) měla hmotnost 55,96 g. Rostliny ředkvičky měly ve skupině (Cs, Sr, K) průměrnou hmotnost 15,68 g, zatímco rostliny ve skupině (Cs, Sr) měly průměrné hmotnosti 13,52 g. Doskočilová (2021) uvádí průměrné nativní hmotnosti salátu u skupiny (Cs, Sr, K) 69,99 g, a u skupiny (Cs, Sr) 58,3 g. U ředkvičky byla průměrná hmotnost ve skupině (Cs, Sr, K) 8,18 g, ve skupině (Cs, Sr) to bylo 8,56 g. Kromě posledního případu, jehož průměrné hmotnosti se příliš neliší, dochází ve všech ostatních případech k zřejmému nárůstu biomasy v důsledku přidaného ^{40}K .

Vzorky rostlin byly zváženy také po vysušení (Graf 20). Tyto výsledky na první pohled nenaznačují žádný systematický trend. Zajímavé však je, že nejsou ekvivalentem svých nativních hmotností (Graf 19, 20).



Graf 20: Porovnání vlivu kontaminace na hmotnost sušiny.

V případě sušiny salátu Finkous, M. (2021) uvádí hmotnost skupiny (Cs, Sr, K) 3,12 g, sušina salátu bez přidaného ^{40}K měla průměrnou hmotnost 2,66 g. U cibule byla průměrná hmotnost rostlin s ^{40}K 0,85 g, zatímco rostliny bez ^{40}K 0,66 g. Podobně na tom byly rostliny ředkvičky s hmotnostmi u (Cs, Sr, K) 0,69 g, a u (Cs, Sr) 0,61 g. Zmíněné hodnoty potvrzují vyšší hmotnost sušiny u vzorků s přidaným ^{40}K . Jsou však v rozporu s experimentem v klimaboxu, kde byla hmotnost sušiny s přidaným ^{40}K vyšší pouze u rostlin řepy s 8,15 g proti 7,39 g. Salát s ředkvičkou měly výsledky opačné, takže sušina bez ^{40}K měla vyšší hmotnost než vzorky rostlin s dodaným ^{40}K . U salátu to bylo 1,49 g ve skupině s ^{40}K , a 1,78 g ve skupině bez ^{40}K . Sušina ředkvičky s přidaným ^{40}K (Cs, Sr, K) měla průměrnou hmotnost 2,86 g, sušina skupiny bez přidaného ^{40}K měla průměrnou hmotnost 3,44 g.

Domnívám se, že by bylo vhodné více prozkoumat vztahy nativních hmotností a hmotností sušiny. Větší množství dat by mohlo dát odpovědi na některé nejasnosti, kterými je například role vody při jednotlivých nastaveních kontaminace.

6.2 Vliv kontaminantů na hodnoty transferových koeficientů

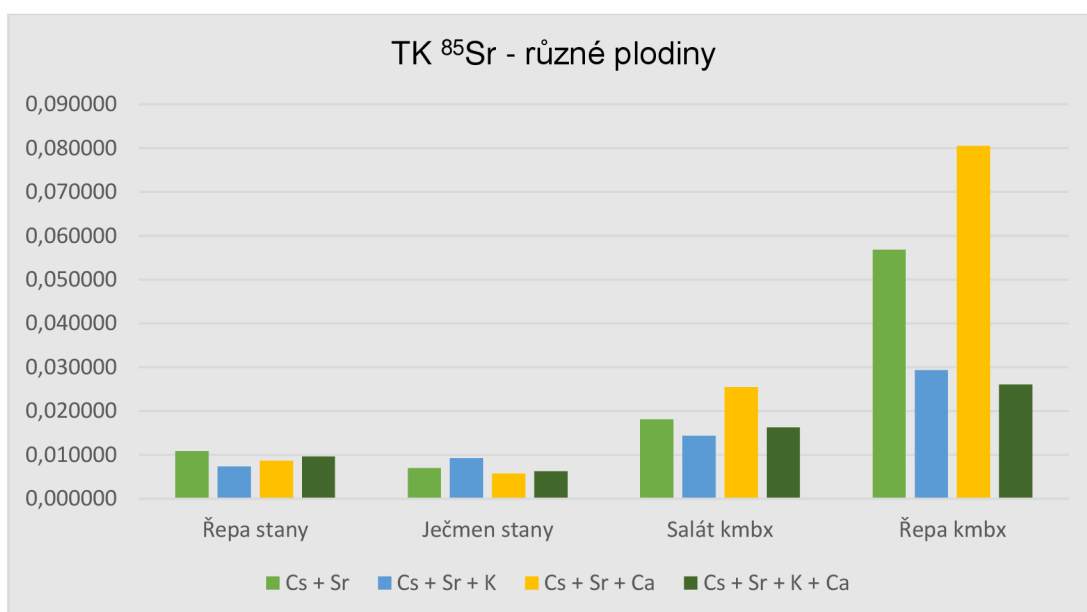
Hodnoty aktivit $^{134}\text{Cs} + ^{85}\text{Sr}$ naměřené v sušině vzorků jednotlivých rostlin jsou ovlivněné způsobem ošetření půdy. Kontaminace jednotlivými nuklidy a jejich kombinace ovlivňují příjem radionuklidů do těl rostlin. Tyto hodnoty mohou být vyjádřeny hodnotou aktivity v [Bq/kg], nebo hodnotou transferového koeficientu. V tomto textu byly použity hodnoty transferového koeficientu, který je platný pro všechny kombinace velikosti půdy a hmotnosti sušiny.

6.2.1 Transferový koeficient ^{85}Sr

Porovnání výsledků hodnot transferového koeficientu ^{85}Sr v plodinách přineslo několik významných hodnot (Tab. 2). K nejvyšším přestupům ^{85}Sr došlo u salátu a řepy v klimaboxu. V obou případech šlo o ošetření (Cs, Sr) a (Cs, Sr, Ca) s hodnotami 0,018074 a 0,025438 u salátu, a 0,056815 a 0,080513 u řepy. Makowski (2022) uvádí, že u ječmene došlo k nejméně významnému přestupu ^{85}Sr při kontaminaci (Cs, Sr, K), u řepy byl tento transferový koeficient nejvyšší u skupiny bez analogů, tedy u (Cs, Sr). TK u plodin pěstovaných v klimaboxu jsou výrazně vyšší (Graf 21).

Tab. 2: Hodnoty transferových koeficientů ^{85}Sr u vybraných plodin pod stany a v klimaboxu.

TK ^{85}Sr	Cs + Sr	Cs + Sr + K	Cs + Sr + Ca	Cs + Sr + K + Ca
Řepa stany	0,011	0,007	0,009	0,010
Ječmen stany	0,007	0,009	0,006	0,006
Salát kmbx	0,018	0,014	0,025	0,016
Řepa kmbx	0,057	0,029	0,081	0,026



Graf 21: Transferové koeficienty ^{85}Sr u vybraných plodin.

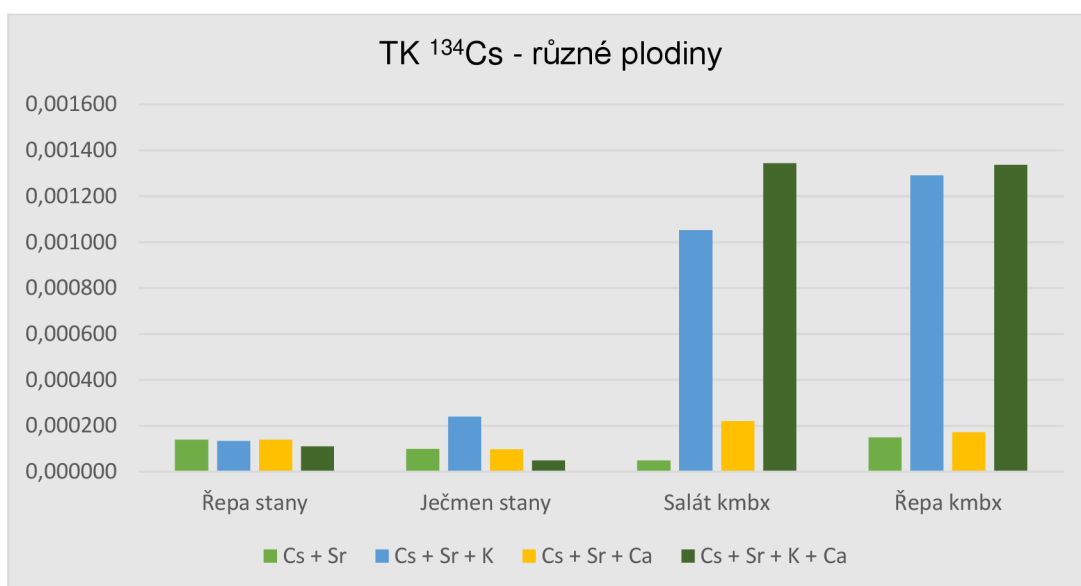
6.2.2 Transferový koeficient ^{134}Cs

Výsledky hodnot transferových koeficientů při pěstování salátu a řepy v podmínkách klimaboxu odporují teoriím, že přidaný draslík snižuje přenos cesia do rostlin (salát, řepa). Makowski (2022) provedl shodné ošetření pod celtami stanů, a jeho výsledky byly takové, že rostliny řepy téměř nereagovaly na ošetření půdy jednotlivými kontaminanty s hodnotami TK 0,00014, 0,00013, 0,00014 a 0,0001. U ječmene je patrný nárůst TK u skupiny (Cs, Sr, K), kde je jeho hodnota 0,00024.

Ostatní skupiny se téměř neliší hodnotami 0,000099, 0,000098 a 0,000049. Výsledky z klimaboxu naopak ukazují výrazné zvýšení TK ^{134}Cs jak u salátu, tak v případě řepy (Tab. 3) (Graf 22).

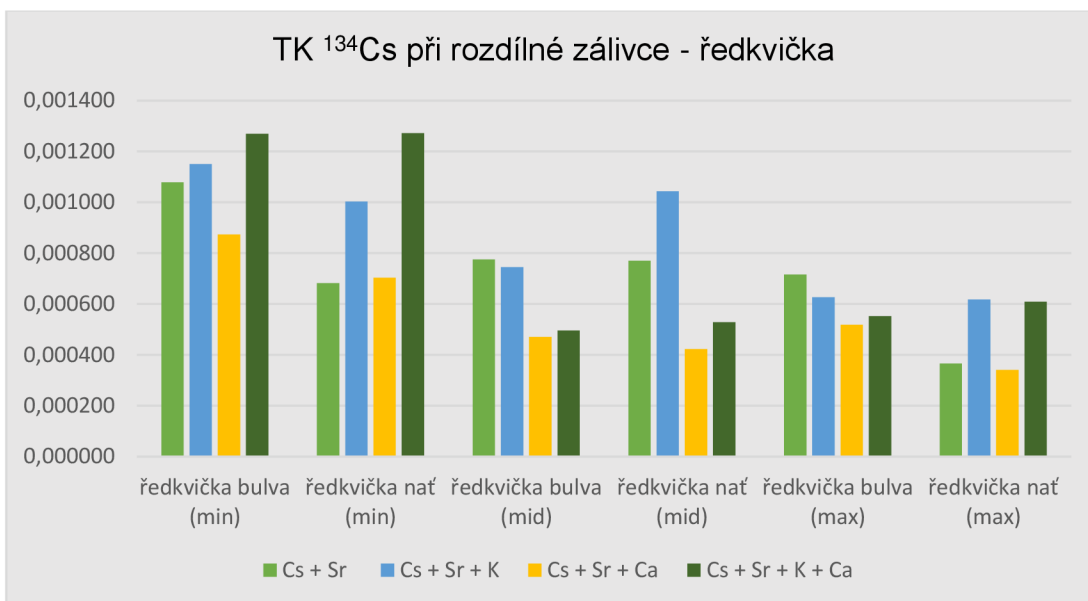
Tab. 3: Hodnoty transferových koeficientů ^{134}Cs u vybraných plodin pod stany a v klimaboxu.

TK ^{134}Cs	Cs + Sr	Cs + Sr + K	Cs + Sr + Ca	Cs + Sr + K + Ca
Řepa stany	0,000140	0,000134	0,000140	0,000110
Ječmen stany	0,000099	0,000240	0,000098	0,000049
Salát kmbx	0,000049	0,001052	0,000220	0,001344
Řepa kmbx	0,000149	0,001291	0,000172	0,001337

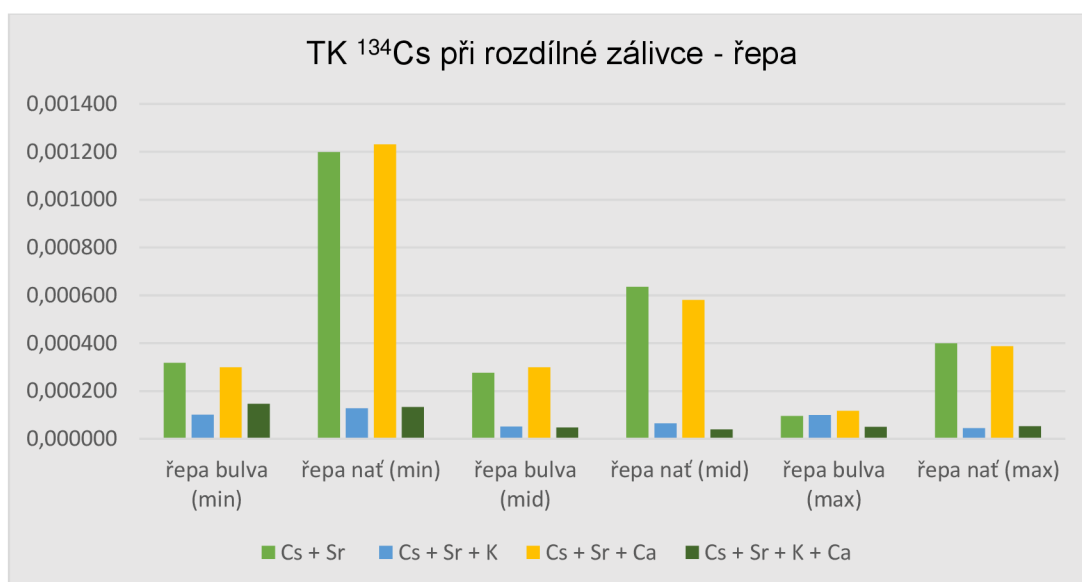


Graf 22: Transferové koeficienty ^{134}Cs u vybraných plodin.

Chováním ^{134}Cs v nati a bulvě ředkvičky se zabývá také Šorm (2022). Ten pěstoval své rostliny ve skleníku, a kromě způsobu ošetření odlišil od sebe jednotlivé cykly také úrovní zálivky. Grafické znázornění Šormova experimentu vypovídá o tendenci ředkviček více kumulovat ^{134}Cs při nižší úrovni zálivky (Graf 23). Tým trend lze pozorovat také při stejném ošetření řepy. Také rostliny řepy vykazují vyšší transferový koeficient ^{134}Cs tím, čím nižší je úroveň zálivky (Graf 24).



Graf 23: Příjem ¹³⁴Cs natí a bulvou ředkvičky při úrovni zálivky (min – minimální, mid – střední, max – maximální). (Šorm 2022).



Graf 24: Příjem ¹³⁴Cs natí a bulvou řepy při úrovni zálivky (min – minimální, mid – střední, max – maximální). (Šorm 2022).

Data z pěstování ředkviček Šormem jsem dal do kontextu s chováním ředkviček pěstovaných v podmínkách klimaboxu. Také tam byly rostliny ředkvičky po sklizni rozděleny na bulvy a nať. Pro lepší přehled uvádím výsledky porovnání pouze ve formě tabulky. Grafické srovnání není přehledné, protože transferové koeficienty pro ¹³⁴Cs v klimaboxu jsou o 1 až 2 řády vyšší, než je tomu u ředkviček ze skleníků (tab. 4).

Tab. 4: Hodnoty transferových koeficientů ředkviček, pěstovaných v podmínkách skleníku (oranžově), a klimaboxu (zeleně). Ošetření ve skleníku dle závlivky (min – minimální, mid – střední, max – maximální). (Šorm 2022).

TK 134Cs	Cs + Sr	Cs + Sr + K	Cs + Sr + Ca	Cs + Sr + K + Ca
ředkvička bulva (min)	0,0011	0,0011	0,0009	0,0013
ředkvička nať (min)	0,0007	0,0010	0,0007	0,0013
ředkvička bulva (mid)	0,0008	0,0007	0,0005	0,0005
ředkvička nať (mid)	0,0008	0,0010	0,0004	0,0005
ředkvička bulva (max)	0,0007	0,0006	0,0005	0,0006
ředkvička nať (max)	0,0004	0,0006	0,0003	0,0006
ředkvička bulva (klima)	0,0377	0,0035	0,0328	0,0031
ředkvička nať (klima)	0,0737	0,0144	0,0785	0,0124

6.3 Porovnání výsledků aktivních a stabilních analogů

Stěžejním cílem této práce je porovnání transferových koeficientů radioaktivních analogů cesia a stroncia, tedy ^{134}Cs a ^{85}Sr , s transferovými koeficienty stabilních analogů ^{133}Cs a ^{88}Sr . Pro srovnání jsem vybral rostliny řepy, které se v klimaboxu pěstovaly jak s aktivními, tak se stabilními analogy. Tyto hodnoty, jsem navíc porovnal s hodnotami TK řepy z Šormových skleníků (hodnoty TK ze skleníků patří střední závlivce mid.).

Zatímco výsledky ze skleníků potvrzují teorii, že K^+ eliminuje transfer Cs^+ do těl rostlin řepy, transferové koeficienty Cs^+ v klimaboxu vykazují opačný trend. Vzorky s přidaným ^{40}K obsahovaly více ^{134}Cs (Tab. 5). Stabilní ^{133}Cs vykazuje nevýznamný vliv jednotlivých ošetření kontaminací. Nejméně ^{133}Cs pojmuly vzorky skupiny (Cs, Sr, K, Ca) s hodnotou 0,0437. Nejvíce vzorky skupiny (Cs, Sr, Ca) s 0,0774. Z těchto výsledků plyne, že použití aktivního analogů cesia ^{134}Cs vede k jiným výsledkům než použití stabilního analogu ^{133}Cs .

Tab. 5: Hodnoty transferových koeficientů ^{134}Cs (oranžově), ^{133}Cs (zeleně). A-aktivní, S-stabilní. Řepa pěstovaná v podmínkách skleníku a klimaboxu.

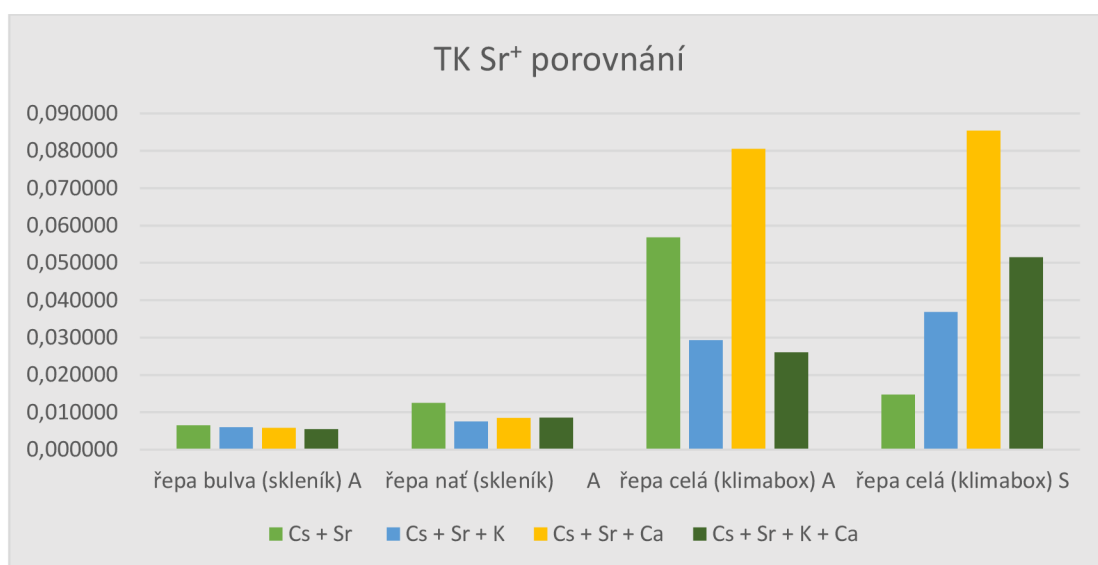
TK A - ^{134}Cs , S - ^{133}Cs	Cs + Sr	Cs + Sr + K	Cs + Sr + Ca	Cs + Sr + K + Ca
řepa bulva (skleník) A	0,0002	0,0001	0,0002	0,0001
řepa nať (skleník) A	0,0007	0,0001	0,0007	0,0001
řepa celá (klimabox) A	0,0001	0,0013	0,0002	0,0013
řepa celá (klimabox) S	0,0497	0,0525	0,0774	0,0437

Při porovnání transferových koeficientů Sr^+ za stejných pěstebních podmínek jsem došel k závěru, že zůstaly téměř neovlivněny u řepy pěstované ve skleníku (Tab. 6). Všechny hodnoty TK u těchto vzorků se pohybovaly mezi 0,0055 a 0,0125. Významnější byl přestup ^{88}Sr do natě než do bulvy, a to poměrem 6:4. Výsledky měření TK u řepy, vypěstované v klimaboxu vykazují zřejmý trend. Pěstována byla řepa s (A) aktivním a také se (S) stabilním analogem stroncia (^{85}Sr , ^{88}Sr). Obě tyto

hodnoty byly nejvyšší u skupiny (Cs, Sr, Ca). Aktivní forma stroncia dále nejvíce přestupovala do řepy ve skupině (Cs, Sr), zatímco stabilní ^{88}Sr do rostlin skupiny (Cs, Sr, K, Ca). Po srovnání vlastních výsledků s výsledky Šorma (2022) mohu konstatovat, že nebyla nalezena zřejmá podoba výsledků mezi těmito pěstebními cykly (Graf 25.).

Tab 6: Hodnoty transferových koeficientů ^{85}Sr (oranžově), ^{88}Sr (zeleně). A-aktivní, S-stabilní. Řepa pěstovaná v podmínkách skleníku a klimaboxu.

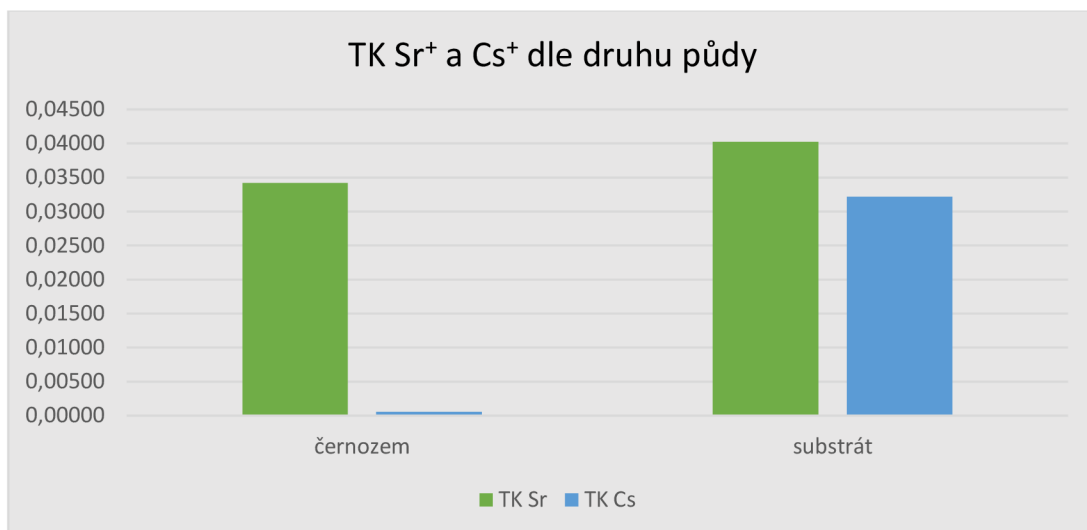
TK A - ^{85}Sr , S - ^{88}Sr	Cs + Sr	Cs + Sr + K	Cs + Sr + Ca	Cs + Sr + K + Ca
řepa bulva (skleník) A	0,006520	0,006002	0,005833	0,005493
řepa nať (skleník) A	0,012492	0,007574	0,008488	0,008595
řepa celá (klimabox) A	0,056815	0,029330	0,080513	0,026075
řepa celá (klimabox) S	0,014716	0,036829	0,085440	0,051468



Graf 25: Porovnání TK ^{85}Sr a ^{88}Sr u rostlin řepy v různých podmínkách A-aktivní, S-stabilní analog.

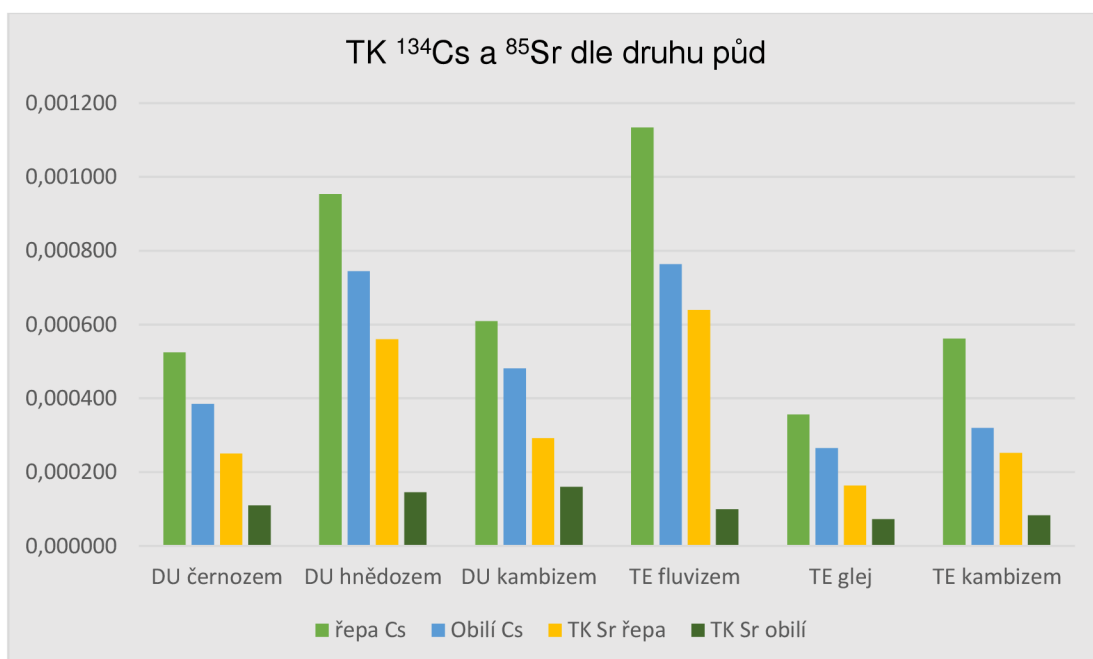
6.3.1 Transferový koeficient Cs+ a Sr+ a efekt druhu půdy

Prakticky od počátků provádění podobných experimentů je známý fakt vlivu druhu půdy, resp. obsahu minerálních látek, půdní frakce a obsah jílových částic (Squire, Middleton 1966). Dále je pak důležitá mobilita edafonu, tedy mikrobiální aktivita a aktivita živočichů v konkrétních půdách (Kumar et al., 2020). Průměrné hodnoty z klimaboxového experimentu vykazují nevýznamný rozdíl v akumulaci Sr+ mezi černozeří a zahradním substrátem. Naopak akumulace Cs+ je v substrátu 55krát vyšší než v černozeří (Graf 26).



Graf 26: Porovnání TK v klimaboxu dle druhu použité půdy.

Vhodná data, která potvrzují vliv druhu půdy na akumulaci ^{134}Cs a ^{85}Sr , poskytl Makowski (2022) ve svém stanovém experimentu. Pěstoval řepu a ječmen v rozmanitých půdních podmínkách. Výsledná data ukazují na nejvyšší transferový koeficient u fluvizemi z oblasti JE Temelín. V této půdě dochází k nejvyššímu přestupu ^{134}Cs do řepy a ječmene, a ^{85}Sr do řepy ze všech použitých půd. Jednoznačně nejnižší transfer těchto radionuklidů do obou plodin proběhl v temelínské glejové půdě (Graf 27). Rozdílnost transferového koeficientu v těchto půdách přisuzují jejich pH, minerálnímu, mikrobiálnímu a frakčnímu složení (Sanzharova et al., 2020).



Graf 27: Porovnání TK pod stany dle druhu použité půdy. (Makowski 2022).

7. Závěr

Je tomu už více než sto let, kdy si člověk poprvé uvědomil existenci radioaktivity. Ohromen novým objevem nacházel pozitivní, ale i negativní vlivy tohoto fenoménu. I přes jeho zkoumání v technologicky nejvýznamnějším století se dá říct, že je pro nás velkou neznámou a poznatky o radioaktivitě jsou pouze elementární. Radioaktivitu umíme využívat v dobrém i zlém, ovšem následky jejího dopadu dopodrobna zkoumáme dodnes. Pro nedostatek informací o vlivu radiového záření zavádíme řadu opatření předběžné opatrnosti, které následně upravujeme na základě nových objevů.

Přínosem této práce je odhalení některých principů, které za přítomnosti radionuklidů fungují mezi půdou a rostlinami. Tyto interakce jsou základním pilířem potravních řetězců. Je známo, že přítomnost radionuklidů tyto interakce ovlivňuje ať už v kvalitě vypěstované biomasy, jejím zdraví anebo koncentraci či aktivitě akumulovaných nuklidů. Tato diplomová práce se zajímá o přestupy emitovaných antropogenních radionuklidů z půdy do rostlin. Nabízí řadu důkazů o úrovních a podmínkách transferových koeficientů cesia a stroncia z kontaminované půdy do vybraných zemědělských plodin. Pro možnosti bezpečného zkoumání pohybu zmíněných prvků práce přináší informace o možnosti nahradit aktivní analogy cesia a stroncia těmi stabilními.

Podarilo se prokázat zřejmé trendy přestupových koeficientů obou zmíněných nuklidů do rostlin. Systematickými změnami v pěstebních cyklech se podařilo potvrdit teorie o vlivu draslíku a vápníku na vstup cesia a stroncia do rostlin. Výsledky pěstování salátu, řepy a ředkvičky jsou diskutovány s projekty, které byly zaměřeny na tutéž problematiku. Některé vstupní podmínky pěstování, jako je druh rostliny a složení kontaminace byly stejné. Jiné byly pozměněny, jako třeba místo pěstování (skleník, stan), úroveň zálivky či objem půdy. Výsledky práce některé domnělé teorie potvrzují. Většině rostlinám se dařilo nejlépe v podmínkách, jejichž součástí byl přidaný draslík. Ten také významně omezuje přestupový koeficient cesia do rostlin ředkvičky, a to jak do bulvy, tak do listů. U salátu a řepy pěstovaných v klimaboxu byl zjištěný opak. Draslík významně napomohl cesiu k transferu do rostlinek. Ze získaných informací je zřejmé, že predikce transferu radionuklidů do zemědělských plodin nemůže být založena na nedostatečném množství dat. Je třeba vyvíjet další úsilí pro ověřování již zjištěných informací a k získávání nových poznatků o koloběhu radioaktivity a jejím vlivu na exponovanou biotu.

Zjištěné informace dávají prostor pro další zkoumání. Z výsledku je například patrné, že pořadí hmotnostních hodnot sušiny vypěstovaných vzorků nekopírují pořadí hmotností vzorků nativních. Domnívám se, že různé nastavení kontaminací souvisí s akumulací a obsahem vody ve sklizených nativních rostlinách. Voda, jakožto

významný element nezbytný pro transfer látek do rostlin, může hrát významnou roli v dalším bádání o radionuklidech v potravním řetězci.

Pro její nehmatatelný projev, je radioaktivita obestřena tajemstvím pro převážnou část veřejnosti. V porovnání s vlastnostmi a dopady skleníkových plynů jsou vlastnosti radionuklidů téměř nadpřirozené. Je třeba nových poznání v této oblasti. Ovšem žádné poznání principu chování radioaktivity nám nesdělí fakta, která už známe. Úroveň zodpovědnosti jedince vůči světu, který je jako buňka v těle organismu. Ta je buď zdravá, protože existuje ve střídém prostředí s přirozeným environmentálním stresem, schopna reagovat na období nedostatku. Anebo nemocná, pohodlná, s minimálním rozsahem svých valenčních hodnot. Buňka neochotná snížit své nároky, vyvíjející tlak na svůj nervový systém, aby obstaral přebytek a zajistil si tak důvod vlastního sebezničení. Proto je třeba, aby člověk postmoderní poctivě definovat svou kulturu, jejíž součástí bude vědomí své přirozené podstaty. Pokud se tak nestane, budou se přeživší druhy brzy procházet prostředím s nespočtem památek na katastrofální konec člověka.

Použité zdroje:

- Bjerregaard, P., Andersen, C. B., Andersen, O., 2022: Ecotoxicology of metals—sources, transport, and effects on the ecosystem. In Handbook on the Toxicology of Metals. Academic Press. 593-627.
- Boilley, D., Pigree, A., Barbey, P., 2020: Chernobyl heritage and the E40 trans-Europe waterway. E40 waterway could pose increased radiation risk for millions of people.
- Bouška, P., 2020: Sledování množství ¹³⁷Cs v půdě a vegetaci a plošné měření dávkového příkonu na vybraných lokalitách – Lysá nad Labem. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- 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. 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. 1458-1512.
- Cao, Y., Zhao, Z., Lou, X., Yu, S., Zhang, M., Xuan, Z., Wang, P., 2021: Levels, Variations and Sources of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in Environmental and Food Samples Around Qinshan Nuclear Power Plant, China in 2012-2019.
- Carvalho, M. C., Sanders, C. J., Holloway C., 2018: Auto-HPGe, an autosampler for gamma-ray spectroscopy using high-purity germanium (HPGe) detectors and heavy shields. Elsevier. *HardwareX*, 4, e00040.
- Cirincione, J., 2007: The history and future of Nuclear Weapons. Columbia university Press.
- Cotton, FA., Jenšovský, L., Wilkinson SG., Mašek, J., 1973: Anorganická chemie, souborné zpracování pro pokročilé. Academia. Praha.
- D'yakova, N. A., Slivkin, A. I., Gaponov, S. P., 2020: Assessment of Radionuclide Contents in Medicinal Plant Raw Material of the Central Black-Earth Belt and their Influence on Accumulation of Biologically Active Compounds. *Pharmaceutical Chemistry Journal*. 54(6), 626-630.
- Davis, S. J., Lewis, S. N., Shaner, M., Aggarwal, S., Arent, D., Azevedo, I. L., Benson, S. M., Bradley, T., Brouwer, J., Chiang, Y-M., Clack, Ch. T. M., Cohen, A, Doig, S., Edmonds, J., Fennell, P., Field, Ch. B., Hannegan, B., Hodge, B-M., Hoffert, M.I., Ingersoll, E., Jaramillo, P., Lackner, K. S., Mach, K. J., Mastrandrea, M., Ogden, J., Peterson, P. F., Sanchez, D. L., Sperling, D., Stagner, J., Trancik, J. E., Yang, Ch-J., Caldeira, K., 2018: Science. Net-zero emission energy systems. *Science*, 360(6396), eaas9793.
- 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*. 558-563.
- Doskočilová, V., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem typu kambizemě (havarijní zóna EDU) – poloprovozní experiment. Diplomová práce. ČZU v Praze. Praha.
- Drábová, D., Pačes V., 2014: Perspektivy české energetiky: Současnost a budoucnost. 1. Praha: Novela bohemika.

- Fesenko, S. V., Sanzharova, N. I., Isamov, N. N., Shubina, O. A., 2021: The Chernobyl Nuclear Power Plant Accident: Countermeasures and Remedial Actions in Agriculture. *Biology Bulletin*. (2127-2140)
- Finkous, M., 2021: Pohyb cesia a stroncia půdním profilem kambizemě v oblasti ETE a přestupový koeficient do experimentálních rostlin. Diplomová práce. ČZU v Praze. Praha.
- Flouret, A., Henner, P., Coppin, F., Pierrisnard, S., Carasco, L., Fevrier, L., 2022: Cesium transfer to millet and mustard as a function of Cs availability in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. In press.
- Haneklaus, S., Schnug, E., 2020: Strontium. In *Managing Global Resources and Universal Processes*. CRC Press. 339-344.
- Hanslík, E., Marešová, D., Juranová, E., Sedlářová, B., 2017: VTEI. Development of selected radionuclides in surface water in the vicinity of the Temelín Nuclear Power Plant in the period 1990–2016. 18-23.
- Hála, J., 1998: Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie. Konvoj. Brno.
- Howard, B., 2021: Environmental Pathways of Radionuclides to Animal Products in Different Farming and Harvesting Systems. In *Nuclear and Radiological Emergencies in Animal Production Systems, Preparedness, Response and Recovery*. Springer, Berlin, Heidelberg. 53-105.
- Chamra, S., Schröfel, J., Tylš, V., 2005: *Základy petrografie a regionální geologie ČR*. Vydavatelství ČVUT. Praha.
- Ježková, T., Rulík, P., 2015: Stanovení transferového koeficientu půda-rostlina v laboratoři – Metodika. Zpráva SÚRO 53/2015.
- Jia, G., Magro, L., 2021: Transfer behaviors of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs from soil to grass to cow milk under natural conditions in Central Italy and their exposure risk. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 845-856.
- Jursík, F., 2002: *Anorganická chemie kovů*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- Kaste, J. M., Volante, P., Elmore, A. J., 2021: Bomb ¹³⁷Cs in modern honey reveals a regional soil control on pollutant cycling by plants. *Nature communications*. 1-7.
- Kašparová, I., Pecharová, E., Zdražil, V., 2018: Optimising the safety of contaminated plant biomass manipulation in case of nuclear power plant accident. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*. 47-58.
- Konvalina, P., 2014: *Pěstování vybraných plodin v ekologickém zemědělství*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Košler, J., Jelínek, E., Pačesová, M., 1997: *Základy izotopové geologie a geochronologie*. Praha. Karlova Univerzita.
- Koul, B., Adlakha, K., 2021: Bioremediation of radionuclides by plant-microbe system: current progress and challenges. *Microbe Mediated Remediation of Environmental Contaminants*. 303-320.
- Kozak, J. (ed.), 2010: *Soil atlas of the Czech Republic*. Czech University of Life Sciences. Prague.
- Kybal, J., Kaplická, J., 1988: *Naše a cizí koření*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství.

- Makowski, V., 2020: Sledování množství ^{137}Cs v půdě a vegetaci a plošné měření dávkového příkonu na vybraných lokalitách – Loučeň, Patřín. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- Makowski, V., 2022: Sledování přestupového koeficientu cesia a stroncia z typických půd havarijní zóny ETE a EDU do vybraných zemědělských plodin. Diplomová práce. ČZU v Praze. Praha.
- Mao, X., Jiang, R., Xiao, W., Yu, J. (2015). Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: a review. *Journal of hazardous materials*. 419-435.
- Mareček, F., 1997: Zahradnický slovník naučný. III. svazek CH - M. 1. vyd. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací.
- Nikitin, A. N., 2021: Impact of soil moisture on cesium uptake by plants: Model assessment. *Journal of Environmental Radioactivity*. In press.
- Pecharová, E., Drábek, K., Komínková, D., Finkous, M., Finkous, P., Kautská-Hoffmanová, V., Stádníková, D., Šestáková, K., Doskočilová, V., Rulík, P., Borecký, Z., Musil, M., 2019: Design poloprovozního experimentu Technická zpráva k úkolu 1.3., VU MV VI20192022153 Optimalizace postupů pro realizaci rostlinné výroby na území zasaženém jadernou havárií. Dílčí zpráva. SURO. Praha.
- Pecharová, E., Kašparová, I., 2017: landscape management in the emergency hazard planning zone of the Temelín nuclear power plant: preventive improvement of landscape functions. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*. 11-17.
- Prorok, V.V., Melnichenko, L.Yu., Mason, C.F.V., Ageyev, V.A., Ostashko, V.V., 2006: WM'06 Conference. The Transfer of Dissolved CS-137 from Soil to Plants. Tuscon.
- Rai, H., Kawabata, M., 2020: The dynamics of radio-cesium in soils and mechanism of cesium uptake into higher plants: newly elucidated mechanism of cesium uptake into rice plants. *Frontiers in Plant Science*. 11, 528-528.
- Remy, H., 1961: *Anorganická chemie I. díl*. Státní nakladatelství technické literatury.
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguinet, J., Pecharová, E., 2017: Stable cesium (^{133}Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicology and environmental safety*. 301-307.
- Sanzharova, N. I., Geshel, I. V., Krylenkin, D. V., Gordienko, E. V., 2020: Current Status of Studies of ^{90}Sr Behavior in the Soil–Agricultural Plant System (Overview). *Biology Bulletin*. 1564-1575.
- Sharma, S., 2020: Uptake, Transport, and Remediation of Strontium. In *Strontium Contamination in the Environment*. Springer, Cham. 99-119.
- Sinkulová, V., 2006: Dědictví Černobylu: zdravotní, ekologické a sociálně ekonomické dopady a doporučení vládám Běloruska, Ruské federace a Ukrajiny. ČSVTS. Praha.
- Squire, H.M., Middleton, L.J., 1966: Radiation Botany. Behaviour of ^{137}Cs in soils and pastures a long term experiment. 413-423.
- Suchara, I., Sucharová, J., Holá, M., Pilátová, H., Rulík, P., 2016: Long-term retention of ^{137}Cs in three forest soil types with different soil properties.

Journal of environmental radioactivity, 102-113.

- Šoltýs, R., 2020: Sledování množství ^{137}Cs v půdě a vegetaci a plošné měření dávkového příkonu na vybraných lokalitách – Nová Telib. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- Šorm, J., 2022: Pohyb ^{134}Cs půdním profilem a stanovení transferového koeficientu půda-rostlina pro ^{134}Cs v experimentálních podmínkách. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- Šváb, M., 2020: Sledování množství ^{137}Cs v půdě a vegetaci a plošné měření dávkového příkonu na vybraných lokalitách – Modlany. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- Tesařová, B., Pecharová, E., Doksanská, T., Škrkal, J., 2018: pilot survey of soil contamination 30 years after Chernobyl. International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management. 59-64.
- Tůma, M., 2009: Mírové využívání jaderné energie, nešíření jaderných zbraní a jaderné odzbrojení. Ústav mezinárodních vztahů. Praha.
- Vacula, J., Komínková, D., Pecharová, E., Doksanská, T., Pechar, L., 2020: Uptake of ^{133}Cs and ^{134}Cs by *Ceratophyllum demersum* L. under field and greenhouse conditions. Science of The Total Environment. 720, 137292-137292.
- Vaněk, T., Soudek, P., Podlipná, R., Petrová, Š., Landa, P., 2017: Fytoremediace a možnosti její aplikace. Věda kolem nás. Praha. Nakladatelství Academia.
- Vargas, G., Verdejo Araya, J., Rivera, A., Suárez, D., Youlton, C., Celis-Diez, J., Bissonais, Y., Dovletyarova, E., Neaman, A., 2018: The effect of four calcium-based amendments on soil aggregate stability of two sandy topsoils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 159-166.
- Voronina, A. V., Bajtimirova, M. O., Semenishchev, V. S., 2022: The study of ^{137}Cs and ^{90}Sr sorption by natural and modified aluminosilicates in presence of humic acids. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 1-8.
- Voříšková, M., 2020: Sledování množství ^{137}Cs v půdě a vegetaci a plošné měření dávkového příkonu na vybraných lokalitách – Stvolínky. Bakalářská práce. ČZU v Praze. Praha.
- Wai, K. M., Krstic, D., Nikezic, D., Lin, T. H., Peter, K. N., 2020: External Cesium-137 doses to humans from soil influenced by the Fukushima and Chernobyl nuclear power plants accidents: A comparative study. Scientific reports. 1-8.
- White, P. J., Karley, A. J., 2010: Potassium. In Cell biology of metals and nutrients. Springer, Berlin, Heidelberg. 119-224.
- Wohlleben, P., 2013: Der Wald. Munchen. Ludwig Verlag.
- Yadav, P., Singh, B., 2021: Radioecology: dissecting complexities of radionuclide transfer under climate change. In Global Climate Change. Elsevier. (297-320)
- Yan, D., Ding, K., He, Y., Fan, L., Che, Y., Zhao, Y., Jiang, X., 2022: Effect of strontium on nutrient uptake, physiological parameters, and strontium localization in lettuce. Environmental Science and Pollution Research. 1-13.
- Yan, L., Van Le, Q., Sonne, C., Yang, Y., Yang, H., Gu, H., Peng, W., 2021:

Phytoremediation of radionuclides in soil, sediments and water. Journal of hazardous materials. 407, 124771-124771.

- Yasuda, H., 2021: Prediction of Long-Term Health Risk from Radiocesium Deposited on Ground with Consideration of Land-Surface Properties. Applied Sciences. 11(10), 2076-4424.
- URL 1: Alexander, B., Ivanov, A., Linnik, V., 2020: Vertical profiles of Cs-137 in soil of the Matua Island (the Central Kuril Islands, Russia) in 2017. EGU General Assembly 2020, EGU2020-6634. Online, [cit. 2021.11.19], dostupné z: <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-6634>
- URL 2: Ullmann, V., 2010: Jaderná fyzika a fyzika ionizujícího záření. Ostrava 2002. Online, [cit. 2021.11.19], dostupné z: <http://AstroNuklFyzika.cz/Fyzika-NuklMed.htm>
- URL 3: World nuclear association, Reactor database, 2020: Online, [cit. 2021.11.14]. Dostupné z: <https://www.world-nuclear.org/country/default.aspx/Czech%20Republic>
- URL 4: Svět energie, Vzdělávací portál ČEZ, Energetika z blízka, Jaderná elektrárna podrobně. Online, [cit. 2021.11.19], dostupné z: <https://www.svetenergie.cz/cz/energetika-zblizka/jaderne-elektrarny/jaderna-elektrarna-podrobne>
- URL 5: Reichl, J., Všeticka, M., 2006/2020: Encyklopedie fyziky. Online, [cit. 2021.11.20], dostupné z: <http://fyzika.jreichl.com/main/article/view/810-umela-radioaktivita>
- URL 6: Skupina ČEZ, Technologie a zabezpečení, Bezpečnost jaderné elektrárny Dukovany. Online, [cit. 2021.02.08] dostupné z: <https://www.cez.cz/>
- URL 7: IAEA., International nuclear event scale. Online, 1990: [cit. 2021.11.14]. Dostupné z: <https://www.iaea.org/publications/10508/ines-the-international-nuclear-and-radiological-event-scale-users-manual>
- URL 8: Evropská komise. 2022: Zelená dohoda pro Evropu. Online, [cit. 2022.02.14], dostupné z: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_cs
- URL 9: Radionuclide Basics Strontium – 90, United States Environmental Protection Agency. Online, [cit. 2021.02.25], dostupné z: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-strontium-90>
- URL 10: Radionuclide Basics Cesium-137, United States Environmental Protection Agency. Online, [cit. 2021.02.20], dostupné z: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-cesium-137>
- URL 11: Radioisotope Brief Cesium-137, Centers for Disease Control and Prevention. Online, [cit. 2021.02.20], dostupné z: <https://www.emergency.cdc.gov/radiation/isotopes/cesium.asp>
- URL 12: Radionuclide Basics Iodine, United States Environmental Protection Agency. Online, [cit. 2021.02.25], dostupné z: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-iodine>
- URL 13: Radionuclide Basics Plutonium, United States Environmental Protection Agency. Online, [cit. 2021.02.25], dostupné z: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-plutonium>
- URL 14: Klener, V., Tomášek, L., [s.a.]: Zdravotní následky černobylské

katastrofy. Online, [cit. 2021.11.14]. Dostupné z: https://www.suro.cz/cz/publikace/cernobyl/zdravotni_nasledky_cernobylu.pdf

- URL 15: Přírodní zdroje. Online, [cit. 2021.10.15], dostupné z: https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/zdroje_5.html
- URL 16: Skupina ČEZ, Jaderná energetika v České Republice. Online, [cit. 2021.10.15], dostupné z: <https://www.cez.cz/cs/o-cez/vyrobní-zdroje/jaderna-energetika/jaderna-energetika-v-ceske-republice>
- URL 17: Hlušek, J. 2004: Zásady vápnění půd. Ústav agrochemie a výživy rostlin, MZLU v Brně. Online, [cit. 2021.10.15], dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/hnojiva/mineralni/czasady.htm