

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra aplikované ekologie



**Česká
zemědělská
univerzita
v Praze**

**Kořenová čistírna jako nástroj dekontaminace v případě
havarijního úniku vod kontaminovaných Cs**

Diplomová práce

Bc. Jaromír Janda

Krajinné a pozemkové úpravy

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

© 2023/2024 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jaromír Janda

Krajinné a pozemkové úpravy

Název práce

Kořenová čistírna jako nástroj dekontaminace v případě havarijního úniku vod kontaminovaných Cs

Název anglicky

Constructed wetland treatment plant as a decontamination tool in the event of an emergency release of water contaminated with Cs

Cíle práce

Cílem práce je ověřit vhodnost kořenové čistírny pro odstranění radionuklidů z kontaminované vody při havarijním úniku a posoudit vhodnost *Phragmites australis* pro fytoremediaci vod kontaminovaných Cs.

Metodika

- 1) Rešerše
- 2) Práce s fyzikálním modelem – odběr rostlin
- 3) Laboratorní práce – mikrovlnný rozklad pevných vzorků
- 4) Vyhodnocení existujících dat z dlouhodobého experimentu, vyhodnocení schopnosti *Phragmites australis* akumulovat Cs v biomase v průběhu dlouhodobého experimentu a posouzení vhodnosti *P. australis* pro fytoremediaci Cs z vody.

Doporučený rozsah práce

60 stran

Klíčová slova

cesium, kořenová čistírna odpadních vod, účinnost, fytořemediace

Doporučené zdroje informací

- Burger, A., & Lichtscheidl, I. (2018). Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618, 1459–1485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.298>
- Marchand, L., Mench, M., Jacob, D. L., & Otte, M. L. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158(12), 3447–3461. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.018>
- Moogouei, R., Chen, Y., 2020. Removal of cesium, lead, nitrate and sodium from wastewater using hydroponic constructed wetland. *International journal of environmental science and technology*. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02627-x>.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 27. 2. 2024

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou/závěrečnou práci na téma: Kořenová čistírna jako nástroj dekontaminace v případě havarijního úniku vod kontaminovaných Cs 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 bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské 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 Sedlčanech dne 28.března 2024

(podpis autora)

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucí diplomové práce paní prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za odborné vedení práce, trpělivost, rady. Poděkování patří Ing. Jaroslavu Vaculovi za pomoc při praktické části práce a při vyhodnocení výsledků. Dále si velké poděkování zaslouží má rodina za velkou psychickou podporu a utvoření klidného zázemí pro psaní této práce.

Abstrakt:

Cesium, přirozený prvek, je běžnou složkou životního prostředí. Jeho radioaktivní izotopy se formují v důsledku jaderných procesů, jako je štěpení atomů, havárie v jaderných elektrárnách nebo při únicích jaderného odpadu. Mezi nejnebezpečnější patří izotopy ^{134}Cs a ^{137}Cs . Jejich přítomnost může mít dlouhodobé důsledky na životní prostředí, ovlivňující ekosystémy a mohou se šířit do potravních řetězců. Rákos obecný (*Phragmites australis*) je vysoce adaptabilní vytrvalá rostlina, která se často vyskytuje na březích vodních toků, mokřadech a vlhkých oblastech po celém světě. Tato rostlina je známá svou schopností akumulovat a filtrovat kontaminanty z vody a půdy, včetně těžkých kovů, organických látek a radioaktivních izotopů. Jeho kořenový systém hraje klíčovou roli v procesu fytoremediace, kdy absorbuje škodlivé látky z okolního prostředí a ukládá je do své biomasy.

Na jaře 2022 se prokázal statisticky významný rozdíl v obsahu cesia v *Phragmites australis* ($p < 0,005$) mezi substráty štěrk a půda, přičemž substrát půda dosahuje vyšší hodnoty cesia než substrát štěrk. Dále byly pozorovány rozdíly v obsahu cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech. V antuce byl zaznamenán nejvyšší procentuální nárůst průměrného obsahu cesia mezi jarním a podzimním obdobím o 256 %. Ve štěrku byl procentuální rozdíl mezi obsahem cesia v jarním a podzimním období o 120 %. U biouhlu byl také zjištěn nárůst cesia, kdy procentuální rozdíl mezi jarním a podzimním obdobím činil 175 %. Naopak, v půdě nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi jarem a podzimem ($p > 0,05$), přičemž obsah cesia v půdě mezi jarem a podzimem se snížil přesně o 45 %.

Klíčová slova: cesium, kořenová čistírna odpadních vod, účinnost, fytoremediace

Abstract

Cesium, a natural element, is a common component of the environment. Its radioactive isotopes are formed as a result of nuclear processes such as atomic fission, nuclear accidents, or nuclear waste leaks. Among the most dangerous are isotopes ^{134}Cs and ^{137}Cs , whose presence can have long-term consequences on the environment, affecting ecosystems and potentially spreading into food chains. Common reed (*Phragmites australis*) is a highly adaptable perennial plant that is often found along the banks of watercourses, wetlands, and moist areas worldwide. This plant is known for its ability to accumulate and filter contaminants from water and soil, including heavy metals, organic compounds, and radioactive isotopes. Its root system plays a crucial role in the phytoremediation process, absorbing harmful substances from the surrounding environment and storing them in its biomass.

In spring 2022, a statistically significant difference in cesium content in *Phragmites australis* ($p < 0.005$) was demonstrated between gravel and soil substrates, with the soil substrate exhibiting higher cesium values than the gravel substrate. Furthermore, differences in cesium content in common reed were observed across individual substrates. The highest percentage increase in average cesium content between spring and autumn was recorded in clay, with a 256% increase. In gravel, the percentage difference between spring and autumn cesium content was 120%. An increase in cesium was also observed in biochar, with a percentage difference between spring and autumn of 175%. Conversely, in soil, there was no statistically significant difference between spring and autumn ($p > 0.05$), with cesium content in soil decreasing precisely by 45% between spring and autumn.

Keywords: cesium, constructed wetland, efficiency, phytoremediation

Obsah

1	Úvod	10
2	Cíle práce	10
3	Literární řešerše.....	11
3.1	Rákos obecný	11
3.2	Těžké kovy	12
3.3	Radioaktivní prvky	13
3.4	Cesium	14
3.5	Vliv cesia na veřejné zdraví	14
3.6	Vliv na kondici rostlin.....	15
3.7	Bioremediace.....	16
3.8	Fytoremediace	16
3.8.1	Typy fytoremediace	16
3.9	Možnost zvýšení účinnosti fytoremediace	19
3.10	Příjem a akumulace kovů v rostlinách	20
3.11	Rostlinný příjem cesia.....	21
3.12	Mokřady	21
3.13	Kořenové čistírny odpadních vod	23
3.13.1	Princip čištění odpadních vod v kořenové čistírně.....	23
3.13.2	Druhy kořenových čistíren odpadních vod	24
3.13.3	Vegetace v kořenové čistírně odpadních vod.....	25
3.13.4	Rostliny vhodné pro kořenovou čistírnu	25
3.14	Konstrukce kořenového pole.....	26
3.15	Filtrační materiály vhodné k odstranění těžkých kovů	28
4	Metodika práce	30
4.1	Fyzikální model.....	30

4.2	Odběr vzorků.....	32
4.3	Zpracování vzorků	32
4.4	Laboratoř – ředění vzorků.....	35
4.5	Statistické vyhodnocení výsledků.....	36
5	Výsledky.....	37
5.1	Podzim 2021	37
5.2	Jaro 2022	41
5.3	Podzim 2022	43
5.4	Jaro 2023	45
5.5	Antuka.....	46
5.6	Štěrk	48
5.7	Biouhel.....	49
5.8	Půda.....	51
6	Diskuze.....	53
6.1	Posouzení vhodnosti druhu	53
6.2	Vhodnost substrátů.....	54
7	Závěr a přínos práce.....	56
8	Seznam použitých zdrojů	58
8.1	Články	58
8.2	Knihy.....	64
9	Seznam obrázku a grafů	65

1 Úvod

V dnešní době je riziko úniku nebezpečných látek do životního prostředí neustále přítomné, ať už z důvodu průmyslových nehod, technologických poruch nebo lidského zavinění. Mezi nejzásadnější látky, které mohou ohrozit životní prostředí a lidské zdraví, patří radioaktivní izotopy, jako je cesium (Cs), které se mohou dostat do vodních toků a významně znečistit vodní zdroje (Vymazalová et al., 2018).

Dekontaminace vody z radioaktivních látek představuje výzvu pro environmentální ochranu a bezpečnost obyvatelstva. V rámci možných technologií pro čištění vod z kontaminace Cs vzniká zájem o alternativní metody, které by byly účinné, šetrné k životnímu prostředí a ekonomicky dostupné. Kořenová čistírna, známá také jako fyto Remediacce, se jeví jako slibná technologie pro dekontaminaci kontaminovaných vod, zahrnující využití rostlin k odstraňování nežádoucích látek z půdy a vodních zdrojů. Tato metoda využívá přirozené schopnosti rostlin absorbovat a akumulovat látky z prostředí, což může zahrnovat i radioaktivní izotopy (Newman et Reynolds, 2005).

Cílem této diplomové práce je zkoumat potenciál kořenových čistíren jako nástroje pro dekontaminaci vody v případě havarijního úniku vod kontaminovaných Cs. Práce se zaměří na analýzu efektivity kořenových čistíren při odstraňování Cs z kontaminovaných vod, identifikaci rákosu obecného (*Phragmites australis*) a substrátů ovlivňujících účinnost procesu dekontaminace. Pro dosažení tohoto cíle budou v práci provedeny laboratorní experimenty, které umožní vyhodnotit potenciál kořenových čistíren jako součásti nouzových opatření při havarijních situacích s vodami kontaminovanými Cs.

Výsledky této práce mohou poskytnout důležité informace pro rozvoj strategií ochrany životního prostředí a bezpečnostních opatření v oblasti havarijního managementu.

2 Cíle práce

Cílem práce je ověřit vhodnost kořenové čistírny pro odstranění radionuklidů z kontaminované vody při havarijním úniku a posoudit vhodnost *Phragmites australis* pro fyto Remediacce vod kontaminovaných Cs. Práce analyzuje potenciál rákosu obecného (*Phragmites australis*) jako hlavního kandidáta pro fyto Remediacce vod

kontaminovaných cesiem. V rámci diplomové práce bude provedena detailní studie rostlinného materiálu, abychom porozuměli jejich schopnosti absorpce cesia a zhodnotili jejich praktickou aplikovatelnost v terénu.

3 Literární rešerše

3.1 Rákos obecný

Rákos obecný (*Phragmites australis*) je rostlina s bohatou historií využití a významným dopadem na životní prostředí. Jeho rozsáhlé porosty, často vytvářející nepřehlédnutelnou kulisu u vodních ploch, představují jen malou část jeho biologického a ekologického potenciálu. Tato vytrvalá tráva, se svými charakteristickými vysokými stonky a úzkými listy, se stal symbolem mokřadů a vodních toků po celém světě. Jedním z nejzajímavějších aspektů rákosu obecného je jeho schopnost prosperovat v různorodých prostředích, od sladkých vodních toků po brakická pobřežní mokřady. Tato adaptabilita z něj činí klíčového hráče ve stabilizaci břehů vodních toků, v procesu sukcese při zavádění nových ekosystémů a v poskytování útočiště a potravy pro mnoho živočišných druhů (Kobbing et al., 2013).

Rákos obecný se vyznačuje také zajímavou schopností reprodukce. Je schopen se rozmnožovat jak generativně pomocí semene, tak i vegetativně pomocí rozrůstání kořenů, což mu umožňuje rychle kolonizovat nová území a vytvářet kompaktní porosty. Tento reprodukční mechanismus má důležitý vliv na dynamiku populace rákosu obecného a jeho schopnost šířit se do nových prostředí. Jeho kořenový systém hraje klíčovou roli v udržování stability půdy a prevenci eroze břehů vodních toků. Navíc má rákos obecný schopnost čistit vodu tím, že filtruje nečistoty a absorbuje látky rozpuštěné ve vodě. Tato schopnost činí rákos obecný důležitým prvkem v udržování kvality vodních ekosystémů a ochraně před znečištěním (Marks et al., 1994).

Jedním z nejzajímavějších aspektů rákosu obecného je jeho schopnost akumulovat látky z prostředí, včetně těžkých kovů a radioaktivních prvků. Jak uvádí Soudek et al. (2004) rákos prokázal téměř dvojnásobnou kapacitu k absorpci ^{137}Cs ve srovnání se slunečnicí, s přibližně 15 % z počáteční aktivity po 32 dnech kultivace. V případě rákosu byl ^{137}Cs lokalizován v celé rostlině, zejména v koncích listů, uzlech a mladých výhoncích, které vyrostly z kořenového systému mateřské rostliny, a také v kořenovém systému. To znamená, že rákos obecný může hrát důležitou roli při čištění

znečištěných lokalit a vodních toků. Studie naznačují, že rákos obecný může být využit jako bioindikátor znečištění a také jako nástroj pro fytořediační procesy, které snižují koncentraci nebezpečných látek v půdě a vodě. Rákos obecný má také dlouhou historii využití lidmi. V minulosti byl široce využíván jako stavební materiál pro výrobu domů, plotů, košů a dalších konstrukcí. Jeho stonky byly také používány k výrobě papíru, k zastřešení budov a k výrobě tradičních nábytkových prvků. I dnes je rákos obecný někde stále využíván v řemeslném průmyslu a jako materiál pro výrobu dekorativních prvků. Nicméně, rákos obecný může mít i své negativní dopady. V některých oblastech se stává invazním druhem, který může konkurovat původním rostlinám a narušovat místní ekosystémy. V takových případech je důležité provádět monitorování a řízení populace rákosu obecného, aby se zabránilo jeho nadměrnému šíření a negativním dopadům na biodiverzitu (Kobbing et al., 2013).

3.2 Těžké kovy

Těžké kovy jsou skupinou prvků, které mají vysokou hustotu a často toxické vlastnosti. Tyto prvky, jako je olovo, rtuť, kadmium, arsen a chrom, se vyskytují v přírodě a mohou být uvolňovány do životního prostředí v důsledku lidských aktivit. Kontaminace těžkými kovy má vážné důsledky pro životní prostředí, biodiverzitu a lidské zdraví. Tato stránka se zaměřuje na vliv těžkých kovů na životní prostředí a zdraví a na opatření k jejich monitorování a řízení (Alloway, 2013).

Těžké kovy mají různé přírodní zdroje, jako jsou horniny a minerály, ale mohou být také uvolňovány do životního prostředí v důsledku lidských aktivit, včetně průmyslové výroby, těžby, používání pesticidů a skládkování odpadů. Mohou šířit v životním prostředí prostřednictvím vody, vzduchu a půdy. Po uvolnění do životního prostředí mohou být transportovány vodními toky a větry, což může vést k jejich rozšíření do vzdálených oblastí a kontaminaci dalších ekosystémů (Nordberg et al., 2014).

Kontaminace těžkými kovy může mít vážné ekologické důsledky, včetně poškození půdy, vodních zdrojů a biodiverzity. Tyto prvky se mohou hromadit v potravním řetězci, a nakonec způsobit otravu a smrt rostlin, zvířat a mikroorganismů. Těžké kovy mohou mít také závažné účinky na lidské zdraví, včetně neurologických poruch, rakoviny a poškození orgánů. Lidská expozice těmto kovům může nastat

prostřednictvím potravy, vody, ovzduší a kontaktu s kontaminovanými půdami a materiály (Marchand et al., 2010)

Je důležité monitorovat koncentrace těžkých kovů v životním prostředí a provádět opatření k minimalizaci jejich uvolňování a dopadů na životní prostředí a lidské zdraví. To zahrnuje regulaci průmyslových procesů, řízení odpadů, remediaci kontaminovaných oblastí a využívání alternativních technologií s nižším rizikem znečištění. Těžké kovy představují závažný problém pro životní prostředí a lidské zdraví. Je nezbytné provádět pravidelné monitorování, regulaci a remediaci, aby bylo dosaženo udržitelného řízení těchto látek a ochrany životního prostředí a lidského zdraví (Marchand et al., 2010).

3.3 Radioaktivní prvky

Samotná definice radioaktivních prvků zdůrazňuje jejich nestabilitu a schopnost spontánní transformace nestabilních jader na jádra jiných prvků. Tento proces, nazývaný radioaktivní rozpad, je doprovázen emisí jaderného ionizujícího záření. Existuje široká škála radioaktivních prvků, z nichž pouze malá část je stabilní. Například ze známých dvou tisíc nuklidů je stabilních pouze 266 (Švec, 2005).

Radioaktivní záření má pro lidský organismus značný potenciál nebezpečí. Jeho účinek závisí na intenzitě a délce expozice, jakož i na odolnosti samotného organismu. Záření může ovlivnit buněčnou úroveň, kde může vést k úmrtí buněk nebo k poškození DNA. V případě rozsáhlého poškození nebo úmrtí buněk může dojít k vážným poškozením orgánů nebo dokonce k úmrtí postižené osoby (Calabrese, 2004). V dnešní době je riziko úniku nebezpečných látek do životního prostředí neustále přítomné, ať už z důvodu průmyslových nehod, technologických poruch nebo lidského zavinění.

Mezi nejzásadnější látky, které mohou ohrozit životní prostředí a lidské zdraví, patří radioaktivní izotopy, jako je cesium (Cs), které se mohou dostat do vodních toků a významně znečistit vodní zdroje (Vymazalová et al., 2018). Dekontaminace vody z radioaktivních látek představuje výzvu pro environmentální ochranu a bezpečnost obyvatelstva. Můžeme zde využít technologie fytoremediace, která se jeví jako slibná metoda pro odstraňování nežádoucích látek z půdy a vodních zdrojů, včetně radioaktivních izotopů (Newman et Reymonds, 2005).

3.4 Cesium

Cesium je prvkem, který se vyskytuje přirozeně v zemské kůře a je relativně hojný ve srovnání s jinými alkalickými kovy. Jeho nejběžnějšími přírodními izotopy jsou ^{133}Cs a ^{137}Cs . Nachází se v různých minerálech a horninách, avšak ve volné přírodě se vyskytuje především ve formě sloučenin (Švec, 2005).

Cesium je měkký, stříbrolesklý kov, který má nízkou teplotu tání a varu. Je chemicky reaktivní a snadno reaguje s vodou, čímž vytváří hořlavý vodík a hydroxid cesný. Tato reaktivita je základem jeho použití v průmyslu a výzkumu.

Přestože cesium není obvykle považováno za zvláště toxický prvek, jeho radioaktivní izotop ^{137}Cs má potenciál způsobit znečištění životního prostředí v případě jaderných havárií. Po jaderných testech a haváriích, jako je Černobyl nebo Fukušima, může být ^{137}Cs uvolněno do ovzduší a vody, což má vážné důsledky pro ekosystémy a lidské zdraví (Calabrese, 2004).

Vzhledem k potenciálnímu riziku radioaktivního ^{137}Cs je důležité pravidelně monitorovat jeho koncentrace v životním prostředí a provádět opatření k minimalizaci jeho uvolňování a dopadů na životní prostředí a lidské zdraví. To zahrnuje regulaci jaderných zařízení, kontrolu průmyslových a lékařských aktivit a implementaci ochranných opatření v případě havárií.

Cesium je důležitým prvkem v přírodě s různorodými fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Přestože není obecně považováno za toxické, jeho radioaktivní izotop ^{137}Cs může mít vážné důsledky pro životní prostředí a lidské zdraví v případě jaderných havárií. Je nezbytné pokračovat v monitorování a regulaci koncentrací cesia v životním prostředí, aby byla zajištěna ochrana životního prostředí a lidského zdraví (Merunka, 2015).

3.5 Vliv cesia na veřejné zdraví

Havarijní úniky vod kontaminovaných cesiem představují závažné riziko pro veřejné zdraví a životní prostředí. Cs je radioaktivní prvek, který může mít vážné důsledky pro zdraví lidí v důsledku expozice radioaktivnímu záření a kontaminace potravin a vody. Při haváriích, jako je jaderná katastrofa, se uvolňuje Cs do okolního prostředí, což může mít nepředvídatelné a dlouhodobé dopady na lidské zdraví. Zdravotní rizika spojená s expozicí Cs jsou široce dokumentována. ^{137}Cs , který je častým produktem jaderných havárií, může proniknout do lidského těla

prostřednictvím konzumace kontaminovaných potravin a vody nebo prostřednictvím inhalace kontaminovaného vzduchu. Akutní expozice Cs může způsobit závažné zdravotní problémy, včetně popálenin, poškození tkání a radiaci onemocnění. Dlouhodobá expozice může zvyšovat riziko vzniku rakoviny a genetických mutací (Pohler et Bem, 2007).

Veřejnost je také vystavena riziku expozice Cs prostřednictvím kontaminované vody a potravin. Havarijní úniky vodních zdrojů kontaminovaných Cs mohou vést k omezení pitné vody a zvýšenému riziku kontaminace potravinových řetězců. To může mít vážné důsledky pro lidské zdraví v postižených oblastech, zejména pokud nejsou k dispozici adekvátní opatření k ochraně obyvatelstva. Přestože existují různé metody dekontaminace vod kontaminovaných Cs, jejich účinnost a bezpečnost z hlediska veřejného zdraví jsou často předmětem debat. Kořenové čistírny jsou jednou z možností, jak snižovat koncentraci Cs ve vodě a minimalizovat riziko expozice. Studie ukazují, že rostliny pěstované v kořenových čistírnách mohou absorbovat Cs z půdy a vody, čímž pomáhají čistit prostředí a snižovat radioaktivitu. Důkladné zkoumání vlivu havarijního úniku vod kontaminovaných Cs na veřejné zdraví je nezbytné pro vypracování adekvátních preventivních opatření a reakcí v případě krize. Je důležité provádět monitorování kontaminace, poskytovat veřejnosti přesné informace a vytvářet plány nouzového zásahu pro minimalizaci rizik spojených s expozicí Cs.

3.6 Vliv na kondici rostlin

Jak již bylo zmíněno výše, cesium je radioaktivní izotop, může mít různé účinky na rostliny v závislosti na jeho koncentraci a délce expozice. Nízké koncentrace cesia mohou stimulovat růst rostlin a podporovat některé fyziologické procesy, zatímco vyšší koncentrace mohou způsobit toxické účinky a negativně ovlivnit kondici rostlin (Zhang et al., 2014). Jedním z hlavních efektů vlivu cesia na rostliny je inhibice růstu. Vyšší koncentrace cesia mohou zpomalit růst kořenů a nadzemních částí rostlin. To může být způsobeno poruchou vstupu cesia do buněk nebo jeho akumulací v různých částech rostliny. Důsledkem toho může být snížená produkce biomasy a omezený vývoj rostlin. Dalším významným účinkem cesia na rostliny je změna fyziologických procesů. Cesium může interferovat s absorpcí dalších živin, jako jsou dusík, fosfor a draslík, což může vést k nerovnováze živin a narušení normálních fyziologických funkcí rostlin. Cesium také může způsobit oxidativní stres v rostlinách.

Vyšší koncentrace tohoto prvku mohou zvyšovat tvorbu reaktivních kyslíkových druhů, které mohou poškodit buněčné membrány, proteiny a DNA. To může mít za následek morfologické a anatomické změny v rostlinách a ovlivnit jejich celkovou kondici a životaschopnost.

3.7 Bioremediace

Bioremediace je proces využívající biologických organismů nebo jejich metabolických produktů k odstraňování nebo redukci znečištění v životním prostředí. Tato metoda se stala důležitým nástrojem pro řešení environmentálních problémů spojených s kontaminací půdy, vody a vzduchu. Princip bioremediace spočívá v tom, že mikroorganismy, jako jsou bakterie, houby nebo řasy, jsou schopny metabolizovat nebo transformovat toxické látky na neškodné produkty. Tyto organismy mohou být přirozeně přítomné v prostředí nebo mohou být aplikovány uměle (Petrová et al., 2013).

3.8 Fytoremediace

Fytoremediace je specifický typ bioremediace, který využívá rostlin k odstraňování, neutralizaci nebo transformaci znečištění v půdě, vodě nebo vzduchu. Tento proces využívá přirozené schopnosti rostlin absorbovat, akumulovat nebo metabolizovat toxické látky prostřednictvím jejich kořenů, listů nebo stonků.

Fytoremediace má několik výhod, včetně nízkých nákladů, minimálního negativního dopadu na životní prostředí, estetické přitažlivosti a dlouhodobé udržitelnosti. Nicméně úspěšnost fytoremediace může být ovlivněna různými faktory, včetně druhu rostlin použitých k remediaci, typu znečištění, dostupnosti živin a vody, pH půdy nebo klimatických podmínek. V důsledku toho je důležité pečlivě vybrat vhodné rostliny a navrhnout efektivní fytoremediální systémy pro konkrétní kontaminované lokality (Smrček, 2003).

3.8.1 Typy fytoremediace

3.8.1.1 Fytodegradace

Fytodegradace je proces, při kterém rostliny a mikroorganismy spojené s nimi rozkládají organické kontaminanty v půdě, vodě nebo ovzduší na jednodušší a méně

toxické sloučeniny. Tento proces probíhá prostřednictvím enzymatických reakcí, které jsou katalyzovány mikrobiálními a rostlinnými enzymy (Vaněk, et., al, 2017)

Rostliny mají schopnost produkovat enzymy, které jsou schopny rozkládat organické látky. Tyto enzymy jsou obvykle nejvíce koncentrovány v kořenech a listech rostliny. Organické kontaminanty jsou přeměňovány na jednodušší sloučeniny, jako jsou například uhlovodíky, alkoholy nebo kyseliny.

Kromě rostlinných enzymů se na fytodegradaci podílí i mikroorganismy nacházející se v rizosféře, tedy v okolí kořenů rostliny. Tyto mikroorganismy mají také schopnost metabolizovat organické látky, což zvyšuje rychlost rozkladu kontaminantů v půdě. Kořeny rostlin navíc vylučují látky do půdy, které stimulují růst a aktivitu mikroorganismů.

Dalším faktorem ovlivňujícím fytodegradaci je mykorizní symbióza, tedy symbiotický vztah mezi rostlinami a určitými houbami. Tyto houby zlepšují přístup rostlin k vodě a živinám a současně zvyšují rychlost rozkladu organických látek v půdě. Některé rostliny produkují fytoalexiny, látky, které mohou inhibovat růst patogenů a stimulují aktivitu mikroorganismů schopných rozkládat organické kontaminanty.

Celková účinnost fytodegradace může být ovlivněna různými faktory, jako je druh kontaminantu, typ půdy a podmínky prostředí, jako je teplota, vlhkost a dostupnost kyslíku. Optimalizace těchto podmínek může zvýšit efektivitu fytodegradace, která je udržitelnou a ekologicky šetrnou metodou čištění kontaminovaných prostředí (Salt et al., 1998).

3.8.1.2 Rhizodegradace

Rhizodegradace je proces, při kterém mikroorganismy v kořenové zóně rostlin rozkládají organické látky nebo kontaminanty v půdě. Tento proces probíhá díky exudacím kořenů, které poskytují živiny pro mikroorganismy a tím podporují jejich aktivitu při rozkladu organických látek nebo škodlivých látek. Rhizodegradace pomáhá snižovat úroveň kontaminace půdy nebo vody pomocí rostlin. Tento proces může být využit k odstranění různých kontaminantů, jako jsou těžké kovy, pesticidy nebo ropné látky, a přispívá k obnově a čištění životního prostředí (Salt et al., 1998).

3.8.1.3 Fytostabilizace

Fytostabilizace představuje jednu z klíčových metod fytořemediace, která se zaměřuje na minimalizaci mobility a bioavailability kontaminantů v půdě pomocí rostlin. Tato technika se využívá zejména v případech, kdy není možné odstranit kontaminanty znečištěné půdy zcela, a proto se snaží omezit jejich šíření do okolního prostředí. Princip fytostabilizace spočívá v tom, že kořenový systém vhodných rostlin absorbuje kontaminanty z půdy a následně je zadržuje nebo fixuje v půdní matici. Rostliny mohou tuto funkci plnit různými způsoby, jako je tvorba komplexů s kontaminanty pomocí kořenových exsudátů, akumulace v pletivech nebo jejich vstřebávání do kořenových buněk (Soudek et al., 2008).

Díky fytostabilizaci se dosahuje snížení mobility kontaminantů v půdě a tím i jejich potenciálního vlivu na životní prostředí. Rostliny tak přispívají k fixaci kontaminantů v půdní matici a zabraňují jejich dalšímu šíření do podzemní vody nebo atmosféry. Pro úspěšnou fytostabilizaci je klíčová volba vhodných rostlin a optimalizace podmínek prostředí, jako je pH půdy, dostupnost živin a dalších faktorů ovlivňujících růst rostlin a interakci s kontaminanty. Touto metodou lze dosáhnout dlouhodobé stabilizace kontaminovaných lokalit a snížení rizika jejich negativního dopadu na lidské zdraví a životní prostředí (Salt et al., 1998).

3.8.1.4 Fytoakumulace

Metoda fytoakumulace využívá schopnosti rostlin absorbovat kontaminanty prostřednictvím jejich kořenů a následně je akumulovat v nadzemní části rostliny. Po absorpci kontaminantů je pak prováděna sklizeň rostlin, avšak s tím je spojeno důležité hledisko nakládání se sklizeným rostlinným materiálem jako s odpadem. Z tohoto důvodu je nezbytné pečlivě zvážit, jak bude tento odpad dále zpracován. Úspěšnost této metody závisí na schopnosti rostlin hyperakumulovat cílový kontaminant. Fytoakumulace je efektivní při odstraňování těžkých kovů a radionuklidů, avšak není vhodná pro eliminaci organických látek, které by mohly být metabolizovány rostlinou na ještě toxické sloučeniny. Existuje také riziko, že tyto toxické látky mohou být uvolněny z rostliny zpět do ovzduší (Soudek et al., 2008).

3.8.1.5 Rhizofiltrace

Princip rhizofiltrace spočívá v tom, že rostliny přijímají kontaminanty z okolního prostředí do svých kořenů a následně je transportují do nadzemní části, kde mohou být buď metabolizovány, akumulovány nebo vyloučeny ven z rostliny. Tento proces je možné vylepšit pomocí různých technik a strategií. Jednou z klíčových metod zvýšení účinnosti rhizofiltrace je výběr vhodných rostlin s vysokou schopností akumulace kontaminantů. Hyperakumulátory jsou rostliny, které mají schopnost akumulovat vysoké koncentrace toxických látek, jako jsou těžké kovy nebo radioaktivní prvky, ve svých tkáních. Výběr vhodných hyperakumulátorů může výrazně zvýšit účinnost fytořemediace (Meers et al., 2005).

3.9 Možnost zvýšení účinnosti fytořemediace

Zvýšení účinnosti fytořemediace je klíčovým faktorem pro efektivní čištění kontaminovaných prostředí. Existuje několik strategií a metod, které mohou být aplikovány k dosažení tohoto cíle. První možností je pečlivý výběr vhodných rostlin pro konkrétní typ kontaminace. Rostliny s vysokou fytoextrakční schopností pro daný kontaminant mají potenciál k efektivní akumulaci a odstranění škodlivých látek z půdy či vody. (Baker et al., 2000). Důkladná znalost fyziologie a ekofyziologie jednotlivých druhů rostlin je klíčová pro správný výběr. Optimalizace podmínek růstu je další důležitým faktorem pro zvýšení účinnosti fytořemediace. Správné nastavení pH půdy, dostupnost živin a vody, jakož i optimalizace teploty a osvětlení, mohou výrazně ovlivnit rychlost a účinnost procesu. Významnou roli může hrát také mykorrhizní symbióza, která zlepšuje příjem kontaminantů rostlinami pomocí symbiotických vztahů s mykorrhizními houbami. Tyto houby rozšiřují kořenový systém rostlin a zvyšují jeho absorpční schopnosti (Maestri et al., 2010).

Genetické inženýrství rostlin je další perspektivní oblastí v oblasti zvyšování účinnosti fytořemediace. Úpravy genů rostlin mohou vést k větší fytoextrakční kapacitě nebo zlepšení tolerance vůči kontaminantům, což přispívá k celkovému zvýšení efektivity procesu. Kombinace fytořemediace s jinými technologiemi, jako je chemická extrakce, biodegradace nebo fotokatalytická oxidace, může posílit účinnost odstraňování kontaminantů a vést k synergickým účinkům. Důležitým aspektem je také průběžné monitorování procesu fytořemediace a optimalizace podmínek podle zjištěných výsledků. Tímto způsobem je možné neustále zdokonalovat účinnost a

efektivitu čištění kontaminovaných prostředí. Celkově lze konstatovat, že kombinace těchto strategií a metod může výrazně přispět k efektivnímu zvýšení účinnosti fytořemediace a k úspěšné rehabilitaci kontaminovaných oblastí (Vangronsveld, 2009).

3.10 Příjem a akumulace kovů v rostlinách

Příjem a akumulace kovů v rostlinách jsou procesy, které mohou hrát klíčovou roli ve fytořemediaci kontaminovaných prostředí a zároveň mají významné důsledky pro životní prostředí a lidské zdraví. Kovové kontaminanty mohou být přítomny v půdě, vodě nebo ovzduší v důsledku lidských činností, jako je průmysl, zemědělství nebo těžba. Rostliny mohou absorbovat kovy z prostředí prostřednictvím svých kořenů a následně je akumulovat v různých částech svého těla (Clemens, 2006).

Příjem kovů rostlinami je proces, při kterém jsou kovy přijímány z půdy nebo vody do kořenů rostlin a transportovány do nadzemních částí rostliny. Tento proces je ovlivněn různými faktory, jako jsou fyzikální a chemické vlastnosti půdy, koncentrace kovů v prostředí, dostupnost živin a kyslíku a fyziologické vlastnosti rostlin. Kovové ionty jsou obvykle přijímány kořeny rostlin pomocí specifických transportních mechanismů a jsou následně transportovány cévními svazky do nadzemních částí rostliny (Gupta et Huang, 2014).

Akumulace kovů v rostlinách se většinou odehrává v kořenech a nadzemních částech rostliny, jako jsou stonky, listy a plody. Některé rostliny mají přirozenou schopnost akumulovat vysoké koncentrace kovů v nadzemních částech, aniž by to negativně ovlivnilo jejich růst a vývoj. Tyto rostliny jsou nazývány hyperakumulátory a jsou využívány ve fytořemediaci kontaminovaných půd a vod (Ernst, 1996).

Po absorpci kovů rostlinami mohou být tyto kovy uloženy v různých orgánech rostliny, jako jsou buněčné stěny, vakuoly nebo intracelulární prostor. Akumulace kovů může mít různé důsledky pro rostliny a pro životní prostředí. V některých případech může vést k toxickým účinkům na rostliny a zvířata, zatímco v jiných případech může být využita k fytořemediaci kontaminovaných prostředí (Rascio et Navari, 2011).

Celkově příjem a akumulace kovů v rostlinách jsou složité procesy, které jsou ovlivněny mnoha faktory a mají důležité důsledky pro životní prostředí a lidské zdraví.

Porozumění těmto procesům je klíčové pro úspěšné využití rostlin ve fytořemediaci a ochraně životního prostředí (Gupta et Huang, 2014).

3.11 Rostlinný příjem cesia

Jak již bylo uvedeno, cesium se často dostává do životního prostředí v důsledku nehod v jaderném průmyslu, zkoušek jaderných zbraní a degradace kontaminované biomasy. Je přítomno převážně ve formě kationtu Cs^+ . Cesium je dobře rozpustné, což znamená, že je snadno dostupné (Avery, 1995). Když se cesium dostane do půdy, váže se a adsorbuje na půdními částicemi, jako jsou jílové minerály a oxidy železa. Během tohoto procesu se cesium uvolňuje do půdního roztoku díky zvětrávání půdy a organickým sloučeninám. Tento půdní roztok může být spláchnut do podzemních vod nebo absorbován rostlinami. I když není známa žádná současná funkce cesia pro výživu rostlin rostliny ho stále přijímají (Marschner, 1995).

Rostliny přijímají cesium z půdy pomocí kořenového systému. Mechanismy tohoto příjmu jsou částečně podobné těm, které řídí příjem živin, jako je například draslík. Kořenové vlásky a kořenové buňky obsahují iontové kanály a transportní proteiny, které umožňují přenos kationtů Cs^+ z půdního roztoku do kořenových buněk. Tyto proteiny mohou mít různou afinitu k cesiu a mohou být ovlivněny různými faktory, jako je koncentrace cesia v půdě, dostupnost živin, pH půdy nebo konkurence s jinými kationty. Po absorpci cesia kořeny ho transportují do nadzemních částí rostliny. V nadzemních orgánech se cesium akumuluje v různých tkáních a orgánech v závislosti na druhu rostliny a její fyziologické aktivitě. Často se cesium nachází ve vodivých pletivech, jako jsou cévní svazky a listové žilky, kde může být transportováno do různých částí rostliny. Výzkum provedený Soudek et al. (2004) odhalil, že rákos obecný absorbující cesium je schopen akumulovat tento prvek v celé rostlině, přičemž nejvyšší koncentrace se nacházely v uzlech a mladých výhoncích vyrůstajících z kořenového systému.

3.12 Mokřady

Mokřady jsou specifickými ekosystémy, které se vyskytují ve vlhkých oblastech s periodickou nebo trvalou vodní náplavou. Jsou charakterizovány přítomností stojaté nebo pomalé tekoucí vody, která má vysoký obsah vlhkosti, a jsou často pokryty rašeliništěm, rostlinným třesem nebo bahenními rostlinami. Mají

klíčový význam pro životní prostředí a biodiverzitu (Mitsch et Gosselink, 2015). Tyto ekosystémy hrají důležitou roli při regulaci hydrologického cyklu, zachycování a ukládání uhlíku, filtraci a čištění vody, stejně jako poskytování útočiště a potravy pro mnoho rostlinných a živočišných druhů. Existuje několik typů mokřadů, včetně rašelinišť, slatinišť, pobřežních mokřadů a vnitrozemských mokřadů. Mokřady jsou často spojeny s vodními toky, jezery nebo mořskými pobřežími a jsou charakterizovány vysokou hladinou vlhkosti, což umožňuje specifické druhy rostlin a živočichů prosperovat (Middleton, 2002).

Umělé mokřady, jako jsou kořenové čistírny odpadních vod, jsou konstruovány za účelem čištění odpadních vod pomocí rostlin a mikroorganismů. Tyto mokřady jsou navrženy tak, aby napodobovaly přírodní procesy mokřadních ekosystémů, ale jsou optimalizovány pro efektivní odstranění znečištění z odpadních vod. Kořenové čistírny odpadních vod jsou jedním z typů umělých mokřadů, které se staly populární alternativou k tradičním čistírnám odpadních vod. Tyto systémy využívají rostliny, jako jsou rákos, mechorosty a šáchorovité rostliny, které mají schopnost absorbovat a metabolizovat znečištění z odpadních vod. Rostliny v kořenových čistírnách odpadních vod fungují jako přirozené filtrační systémy. Jejich kořeny poskytují životní prostředí pro symbiotické mikroorganismy, které rozkládají organické látky a odstraňují živiny z odpadních vod. Tímto způsobem dochází k biologickému čištění vody přirozeným procesem. Umělé mokřady, jako jsou kořenové čistírny odpadních vod, mají potenciál k efektivnímu odstranění různých znečišťujících látek z odpadních vod, včetně dusičnanů, fosfátů, těžkých kovů, a dokonce i radioaktivních látek jako je cesium. Tyto systémy nejenže poskytují účinné čištění vody, ale také přispívají k ochraně životního prostředí a udržitelnému hospodaření s vodními zdroji (Kadlec et Knight, 1996).

V umělých mokřadech probíhá cyklus draslíku podobně jako v přírodních ekosystémech, avšak s určitými specifiky způsobenými lidskou činností a konstrukcí mokřadů. Tyto umělé systémy jsou navrženy tak, aby simulovaly funkce přírodních mokřadů, včetně zpracování odpadních vod a zadržování živin. V zimním období, kdy jsou umělé mokřady často méně aktivní, dochází k menší spotřebě draslíku rostlinami a k jeho akumulaci v půdě a sedimentech mokřadu. Teploty jsou nižší a rostliny často zpomalují svůj růst, což ovlivňuje i procesy využívání draslíku. S nástupem jara a léta se aktivuje biologická aktivita v umělých mokřadech. Rostliny začínají intenzivněji růst a vyžadují více živin, včetně draslíku, pro svůj metabolismus. Během tohoto

období dochází k příjmu draslíku z vody a jeho akumulaci v rostlinách a půdě mokřadu. Letní měsíce přinášejí vyšší teploty a intenzivní sluneční světlo, což může zvýšit transpiraci rostlin a tím i potřebu draslíku pro udržení osmotické rovnováhy. To může vést k dalšímu zvýšení příjmu draslíku z okolní vody. Na podzim se mnoho rostlin v umělých mokřadech připravuje na období zimního klidu nebo odumírání. Dochází k opadu listů a odbourání biomasy, což může vést k uvolňování draslíku z rostlin zpět do vody nebo půdy mokřadu (Wang et al., 2011).

3.13 Kořenové čistírny odpadních vod

3.13.1 Princip čištění odpadních vod v kořenové čistírně

Princip kořenové čistírny odpadních vod spočívá v tom, že kořeny určitých rostlin jsou schopny absorbovat, metabolizovat a rozkládat organické látky a živiny ve vodním prostředí. Tato metoda využívá přirozenou schopnost rostlin k čištění vody a je často používána jako ekologicky šetrná alternativa k tradičním čistírnám odpadních vod (Mlejnská, 2009).

Princip fungování kořenové čistírny odpadních vod lze rozdělit do několika kroků:

1. Předčištění:

Odpadní voda je přivedena do předčištěné nádrže, kde dochází k oddělení hrubých nečistot, jako jsou větve, listí nebo jiné velké částice. V této fázi mohou být použity různé mechanické filtry, sedimentační nádrže nebo jiné zařízení k odstranění těchto hrubých nečistot z odpadní vody.

2. Biologická filtrace:

Odpadní voda je poté vedena do nádrže s kořenovým systémem rostlin, kde jsou rostliny umístěny tak, aby mohly svými kořeny absorbovat znečištění z vody. Kořeny rostlin poskytují substrát pro růst a osídlení mikroorganismů, které jsou schopny rozkládat organické látky a další znečištění přítomná ve vodě.

3. Fytoextrakce:

Rostliny ve vodním prostředí absorbují znečištění skrz své kořeny a transportují je do nadzemních částí, jako jsou stonky nebo listy. Tímto způsobem jsou znečištění koncentrována v rostlinách, což umožňuje jejich snadnější odstranění a recyklaci.

4. Biologický rozklad:

Mikroorganismy přítomné ve kořenovém prostředí rostlin jsou aktivní v rozkladu organických látek a dalších znečišťujících látek obsažených v odpadní vodě. Tyto mikroorganismy jsou schopny metabolizovat škodlivé látky a přeměnit je na méně neškodné sloučeniny, které mohou být dále recyklovány nebo odstraněny.

5. Vypouštění čištěné vody:

Po průchodu skrze kořenovou zónu a interakci s rostlinami a mikroorganismy je čištěná voda vypouštěna z čistírny. Tato voda má zlepšenou kvalitu a může být bezpečněji vypouštěna do přírodních vodních toků nebo využita pro další účely, jako je zavlažování zeleně nebo zemědělských plodin.

Každý z těchto kroků má svou klíčovou úlohu v procesu kořenové čistírny odpadních vod a přispívá k celkovému úspěchu tohoto systému v čištění vody a ochraně životního prostředí (Mlejnská, 2009).

3.13.2 Druhy kořenových čistíren odpadních vod

Kořenové čistírny dělíme především podle druhu použité vegetace. Kořenové čistírny mohou být se submerzními (ponořenými) rostlinami, rostlinami s plovoucími listy a s emerzními rostlinami (kořeny na dně, ale jejich listy a květy vyrůstají nad vodní hladinu). Dále dělíme kořenové čistírny na horizontálně a vertikálně protékané (Vymazal, 2004).

Rozdělení horizontálních kořenových čistíren:

- a) Horizontální kořenová čistírna s povrchovým průtokem vody
- b) Horizontální kořenová čistírna s podpovrchovým průtokem vody

Rozdělení vertikálních kořenových čistíren:

- a) Sestupný tok s kontinuálním, nebo diskontinuálním provozem a s nasyceným filtrem
- b) Sestupný tok s kontinuálním, nebo diskontinuálním provozem a s nenasyceným filtrem
- c) Vzestupný tok s kontinuálním, nebo diskontinuálním nátokem s plně nasyceným filtrem

3.13.3 Vegetace v kořenové čistírně odpadních vod

Vegetace v kořenové čistírně odpadních vod sehraává klíčovou roli v procesu čištění vody. Její činnost lze rozdělit do několika hlavních funkcí. Kořeny rostlin jsou schopny absorbovat živiny, jako je dusík a fosfor, a také různé znečišťující látky obsažené v odpadní vodě. Tímto způsobem vegetace přispívá k odstraňování znečištění z vody a snižuje riziko eutrofizace vodních toků.

Dále, kořeny rostlin poskytují substrát pro růst a osídlení mikroorganismů. Tyto mikroorganismy jsou schopny rozkládat organické látky a další znečišťující látky obsažené v odpadní vodě, což vede k biologickému rozkladu a zlepšení kvality vody.

Vegetace v kořenové čistírně také slouží jako filtrační médium, které zadržuje pevné částice a sedimenty obsažené v odpadní vodě. Tímto způsobem zlepšuje čistotu vody a brání ucpání čistírny.

Kořeny rostlin také poskytují stabilizaci břehů nádrží a kanálů čistírny, což snižuje erozi břehů a zlepšuje celkovou stabilitu infrastruktury čistírny.

V neposlední řadě, vegetace v kořenové čistírně poskytuje životní prostředí pro různé druhy rostlin, živočichů a mikroorganismů, což přispívá k zvýšení biodiverzity, podpoře ekosystémových služeb a má estetickou funkci (Vymazal, 1995).

3.13.4 Rostliny vhodné pro kořenovou čistírnu

Pro kořenovou čistírnu odpadních vod jsou vhodné rostliny, které mají schopnost efektivně absorbovat živiny a organické látky z vody, jsou odolné vůči proměnlivým podmínkám prostředí a jsou schopné růst v blízkosti vody. Zde je seznam několika rostlin, které jsou často používány v kořenových čistírnách odpadních vod:

a) **Rákos obecný** (*Phragmites australis*) - Je jednou z rostlin často používaných v kořenových čistírnách odpadních vod. Tato rostlina je dobře známá svou schopností růst ve vlhkých podmínkách a čistit vodu od různých nečistot, živin a organických látek. Má silné a husté kořeny, které jsou schopné efektivně absorbovat živiny, organické látky a jiné nečistoty z odpadní vody. Snáší proměnlivé podmínky prostředí, včetně kolísání hladiny vody, znečištění a různých klimatických podmínek. To znamená, že je schopen dobře fungovat v různých typech kořenových čistíren odpadních vod.

Rákos obecný je rostlina s poměrně rychlým růstem, což znamená, že může rychle pokrýt plochy a efektivně absorbovat živiny z vody. Přispívá k rychlejšímu

procesu čištění vody v kořenové čistírně. Vyžaduje minimální údržbu a péči. Po zavedení do kořenové čistírny odpadních vod obvykle vyžaduje jen pravidelné kontroly a řezání, aby se udržela jeho efektivita a zdravý růst.

Kromě svých čistících schopností může rákos obecný přispět k estetickému vzhledu kořenové čistírny. Jeho vysoké hálky listů a klasy květů mohou poskytnout přírodní a atraktivní vzhled okolí (Šálek et Tlapák, 2006).

b) **Kosatec žlutý** (*Iris pseudacorus*) - Vytrvalá rostlina, která roste především na březích stojatých a tekoucích vod. Roste rovněž v bažinách a tůních. Její výška dosahuje 1,5 m. Rostlině se daří především v místech, kde jsou půdy bohaté na dusíkaté látky a kde jsou kyselé půdy. Je důležité dodržovat zásady ochrany přírody a zabránit jeho nekontrolovanému šíření do ekosystémů, kde by mohl být invazní. (Šálek et Tlapák, 2006).

c) **Zblochan vodní** (*Glyceria maxima*) – Robustní vytrvalá rostlina vysoká až 2,5 m. Vyznačuje se plazivými oddenky pronikajícími do hloubky cca 30–50 cm. Roste ve vodě, na březích potoků a řek a okrajích přehrad a močálů (Vymazal, 2008).

d) **Orobinec širokolistý a úzkolistý** (*Typha lathifolia*, *Typha angustifolia*) - Rostlina s velkým množstvím nadzemní biomasy srovnatelná s přírodními porosty. Identifikuje se velmi mělkým kořenovým systémem. Sedimenty kolem orobince jsou více anaerobní než v přítomnosti jiných rostlin a také rychlost tvorby půdy je mnohem rychlejší ve srovnání s ostatními druhy (Vymazal, 2008).

Tyto rostliny jsou pouze několik z mnoha možností vhodných pro použití v kořenových čistírnách odpadních vod. Je důležité vybrat rostliny, které jsou přizpůsobeny specifickým podmínkám dané lokality a dokážou efektivně plnit požadavky na čištění vody.

3.14 Konstrukce kořenového pole

Samotná konstrukce kořenového pole v rámci kořenové čistírny představuje klíčový prvek systému fyto-remediace, který umožňuje efektivní odstranění nežádoucích látek z kontaminovaného prostředí, v našem případě radioaktivních izotopů.

Konstrukce tohoto pole vyžaduje důkladné plánování a navrhování, aby bylo dosaženo maximální účinnosti a efektivity procesu čištění vody. Prvním krokem při

navrhování konstrukce kořenového pole je stanovení vhodného umístění. Toto umístění by mělo být strategicky vybráno s ohledem na zdroj kontaminace vody a dostupnost rostlin pro fytořemediaci. Ideální je umístit kořenové pole co nejbližší k místu úniku kontaminované vody, což umožní co nejrychlejší zásah a minimalizaci šíření kontaminace. Dalším důležitým hlediskem je volba vhodného substrátu pro kořenové pole. Substrát by měl být schopen poskytnout rostlinám potřebné živiny a vlhkost pro optimální růst kořenů a absorpci látek z kontaminované vody. Mezi běžně používané substráty patří štěrk, štěrkopísek, rašelina nebo biouhel (Cooper et Findlater, 2012). Každý z těchto substrátů má své vlastní výhody a nevýhody, a proto je důležité vybrat ten nejvhodnější pro konkrétní podmínky. Samotné rostliny jsou pak umístěny do substrátu v kořenovém poli, kde se rozvíjejí jejich kořenové systémy. Rostliny vybrané pro fytořemediaci by měly být schopny efektivně absorbovat a akumulovat látky z kontaminované vody. Mezi nejběžněji používané rostliny pro fytořemediaci patří rákos obecný (*Phragmites australis*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a orobinec širokolistý a úzkolistý (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*). Výběr vhodných rostlin je klíčový pro úspěch kořenové čistírny a měl by být proveden s ohledem na specifické podmínky lokality a typ kontaminace (Vymazal, 2014).

Důležitým aspektem konstrukce kořenového pole je také systém zavlažování. Aby rostliny v kořenovém poli mohly efektivně fungovat a absorbovat látky z kontaminované vody, je nezbytné zajistit, aby byl substrát neustále dostatečně zavlažován. Toho lze dosáhnout pomocí různých zavlažovacích systémů, jako jsou například zavlažovací hadice, trysky nebo kapkové zavlažování. Správné nastavení a řízení zavlažovacího systému jsou klíčové pro udržení optimálních podmínek pro růst rostlin a účinné čištění vody. Celkově je konstrukce kořenového pole důležitým prvkem kořenové čistírny, který umožňuje účinnou fytořemediaci kontaminovaných vod. Správně navržená a realizovaná konstrukce kořenového pole je klíčová pro dosažení optimálních výsledků v procesu odstraňování nežádoucích látek z prostředí a minimalizaci negativních dopadů na životní prostředí (Vymazal, 2014).

3.15 Filtrační materiály vhodné k odstranění těžkých kovů

Antracit (modifikovaný)

Antracit je tvrdá, kompaktní varieta uhlí. Nabízí dlouhodobě vysokou účinnost odstraňování fosforu a může být vylepšena odstraňování dusíku a organických látek z odpadní vody pomocí pokrytí antracitu hydroxidy dvojité vrstvy manganu a železa. Těžba antracitu však není příliš šetrná k životnímu prostředí. Dosud byly testovány pouze laboratorní verze vertikálních průtočných mokřadů. Efektivita nákladů, regenerace a opětovné použití antracitu nebyly posouzeny (Zhang et al., 2015).

Biouhel

Biouhel vzniká pyrolýzou zemědělských biomas, jako jsou sláma, kukuřice, dřevo a hnůj od dobytka, za účelem opakovaného využití odpadní biomasy a minimalizace problémů s jejím odstraňováním. Má vysokou pórovitost (55 %), velkou povrchovou plochu (123–147 m²/g) a vysokou výměnnou kapacitu kationtů (Kizito et al., 2017). Biouhel pomáhá zlepšovat odstraňování organických látek a živin a imobilizaci kovů. Dále také snižuje emise N₂O. Je však třeba vzít v úvahu, že výroba biouhlu vyžaduje vysokou energetickou náročnost a vlastnosti biouhlu se mohou výrazně lišit v závislosti na zdroji biomasy a podmínkách pyrolýzy (Zhang et al., 2012).

Štěrk

Štěrk je klíčovým prvkem v konstrukci mokřadů určených k odstraňování těžkých kovů z vody a odpadních vod. Jeho použití má několik výhod v tomto procesu. Za prvé, štěrk funguje jako účinná mechanická bariéra, která zadržuje pevné částice obsahující těžké kovy, jako jsou kovové ionty a suspendované částice. To pomáhá snížit jejich koncentraci ve vodě, která prochází mokřadem. Dále má štěrk schopnost adsorpce těžkých kovů z vody na svém povrchu. Díky své velké povrchové ploše a porézní struktuře poskytuje štěrk ideální prostředí pro adsorpci kovových iontů, což vede ke snížení jejich množství ve vodě. Štěrk také podporuje růst a aktivitu mikroorganismů, které mohou být zapojeny do procesů biologického čištění vody. Tyto mikroorganismy mohou pomoci v procesech, jako je biodegradace organických látek a redukce těžkých kovů na méně toxické formy. Díky své struktuře umožňuje štěrk také efektivní interakci mezi kořeny rostlin a vodou obsahující těžké kovy. V

mokřadech s použitím štěrku mohou být zasazeny rostliny, které absorbují těžké kovy z vody pomocí svých kořenů (Zhang et al., 2012).

Písek

Písek je dalším důležitým prvkem v konstrukci mokřadů pro odstraňování těžkých kovů. Existuje několik výhod jeho použití. Za prvé, písek má vysokou propustnost a schopnost rychlého toku vody skrz něj. Tento fakt umožňuje efektivní distribuci vody přes substrát mokřadu, což zvyšuje kontakt mezi vodou a mikroorganismy nebo rostlinami, které mohou absorbovat těžké kovy. Písek také poskytuje stabilní podloží pro růst rostlin, které mohou být v mokřadu umístěny. Scholz (2003) uvádí, že filtr tvořený pískem může hrát významnou roli při odstranění těžkých kovů.

Stavební odpady

Stavební odpady jsou směsí štěrku a rozbitých cihel (například červených cihel, popílkových cihel). Tyto materiály podporují růst mikroorganismů a rostlin a jsou účinné při sorpci fosforu. Obsah se může lišit v závislosti na dostupnosti materiálů a jejich složení (Shi et al., 2017).

Zeolity

Zeolity jsou přírodně se vyskytující aluminosilikáty s trojrozměrnou strukturou rámečku. Mají vysokou schopnost výměny kationtů z odpadní vody, vysokou specifickou povrchovou plochu s rozmezím 8,81–60 m²/g a vysokou porozitu s rozmezím 25–52,5 %. Posilují růst mikroorganismů v systému konstrukčních mokřadů a dosahují vysokých účinností při odstraňování dusíkatých sloučenin a biologicky rozložitelných organických látek ve srovnání se štěrkem. Těžba zeolitů není ekologicky přátelská (Shavandi et al., 2012).

Aktivní uhlí

Materiál se získává zpracováním různých surovin, jako je uhlí, kokosové ořechy a dřevo, při teplotách mezi 200 až 300 °C. Během tohoto procesu dochází k odstranění přirozeně se vyskytujících těkavých látek a vlhkosti, což představuje první fázi karbonizace. Dalším krokem je aktivace při teplotách 900 až 1000 °C, kdy se přidává vodní pára jako oxidační médium. Výsledkem je aktivní uhlí s velkou

specifickou povrchovou plochou a vysokou adsorpční kapacitou pro anorganické i organické látky, koloidní částice v roztoku a plyny.

Aktivní uhlí vykazuje stabilní vlastnosti, včetně vysoké mechanické pevnosti, odolnosti vůči alkáliím, tepelné odolnosti, odolnosti vůči kyselinám a nerozpustnosti ve vodě a organických rozpouštědlech. Jeho široké využití zahrnuje ochranu životního prostředí, chemický průmysl, hutnictví, potravinářství, farmacii a další obory. Aktivní uhlí bylo zkoumáno jako substrát s omezenou schopností odstranění fosforu, ale bylo prokázáno, že granulované aktivní uhlí může být účinné při odstraňování těžkých kovů, jako jsou olovo, měď, chrom, rtuť a nikl (Fu et al., 2017).

Bauxit

Bauxit je přírodně se vyskytující hornina bohatá na oxidy hliníku a železa. Bauxit má dobrou schopnost vázání fosforu a je účinným adsorbentem pro toxické kovy, jako jsou molybden, vanad a galium. Po ošetření má vysokou alkalitu vypouštěných odpadních vod, což může být důležité z hlediska environmentálního a regulačního rámce (Cherukumilli et al., 2017).

4 Metodika práce

4.1 Fyzikální model

K přípravě fyzikálního modelu byly použity kuželovité plastové nádoby o výšce 62 cm, s horním průměrem 42 cm a spodním průměrem 32 cm. V dolní části každé nádoby byl vrtán otvor pro vypouštěcí kohout za pomoci vrtačky. Plastový rošt byl vyroben ze zatravnovací dlaždice, která byla vyřezána do požadovaného kruhového tvaru pomocí přímočaré pily. Pro zakrytí plastového roštu byly vystřiženy plné kruhy z geotextílie a plastové síťky. Dále byly z geotextílie vystřiženy obdélníky, které sloužily k obložení stěn modelu a zabraňovaly vzniku preferenčního proudění podél nich. Celkem bylo připraveno 40 testovacích modelů pro experimentální účely.

Fyzikální modely byly sestaveny na demonstračním a pokusném poli České zemědělské univerzity v Praze. Pro umístění nádob byla vyhrazena plocha pokrytá geotextílií, na niž bylo rozmístěno osm dřevěných palet. Nádoby byly uspořádány po pěti na každé paletě. Samotný proces sestavování fyzikálního modelu probíhal postupně. Na začátku byl do spodního otvoru každé nádoby vložen plastový

vypouštěcí kohout, který byl následně zajištěn plastovou maticí s metrickým závitem. Poté, co byly kohouty dotáhnuté, následovala kontrola těsnosti, při níž byla do nádob nalita voda a sledováno, zda nedochází k průsaku kolem kohoutu. Po ověření těsnosti byla do každé nádoby vložena obdélníková geotextílie, která byla umístěna tak, aby obepínala stěny nádoby po celé její výšce.

Nádoby byly rozděleny do čtyř skupin po deseti. Prvních deset nádob bylo naplněno pískem jako první vrstvou. Na třiceticentimetrovou vrstvu písku byla umístěna dvaceti pětcentimetrová vrstva antuky, na niž následovala dvacetimetrová vrstva štěrku. Druhá skupina nádob byla naplněna pískem o výšce 35 cm, na který byla položena vrstva štěrku vysoká 20 cm. Třetí sada byla zpočátku naplněna pískem o výšce 25 cm, na který následovalo 10 cm biocharu a 20 cm štěrku. Čtvrtá sada měla vrstvu písku vysokou 35 cm a nad ní byla umístěna vrstva směsi štěrku s technogenní půdou v poměru 1:1. Technogenní půda byla složena z písku, kompostu a ornice v poměru 5:3:2. Všechny nádoby byly osazeny rákosem obecným (*Phragmites australis*), do kterých byly zasazeny tři rostliny. Poté byly nádoby naplněny vodou.



Obrázek 1: Hotové treatmenty.

4.2 Odběr vzorků

V rámci diplomové práce byl proveden odběr vzorků rákosu obecného (*Phragmites australis*) v souladu s plánem na podzim a na jaře. První odběr proběhl dne 19. října 2021, při kterém byly odebrány vzorky pro každý z pěti treatmentů. Vzorky zahrnovaly jak suché listy, tak i listy zelené. Druhý odběr proběhl po pěti týdnech, konkrétně dne 26. listopadu 2021, tentokrát byly odebrány pouze suché listy. Tím byl zajištěn pravidelný a systematický sběr dat pro následnou analýzu a vyhodnocení v rámci této práce. Další odběry proběhly dne 16. května 2022, kdy byly odebrány zelené listy pro každý treatment jeden vzorek, což celkem představovalo 40 vzorků. Tento stejný odběr se opakoval i na podzim téhož roku. Poslední fází odběru byl sběr na jaře 2023, kdy byly odebrány vzorky po deseti různých treatmentech. I vzorky za podzim 2023 byly odebrány, ale jejich zpracování v laboratoři začalo již od léta téhož roku. Je třeba poznamenat, že kvůli časovému omezení nebylo možné v laboratoři stihnout úpravu vzorků odebraných na podzim roku 2023 do doby dokončení diplomové práce.

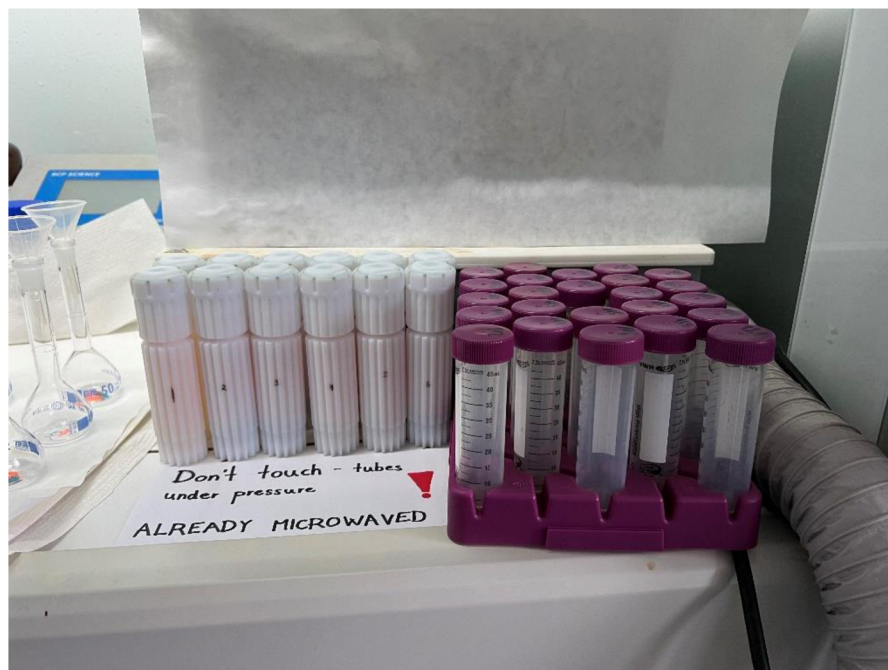
4.3 Zpracování vzorků

Listy rákosu obecného byly odštířeny a vloženy do papírových sáčků, které následně byly umístěny do sušárny a sušeny při teplotě 40 °C do konstantní hmotnosti. Po dokončení sušení byly listy rozmělněny na co nejmenší částice v keramickém hmoždíři s použitím keramického tloučku. Rozmělněná sušina byla pak uložena do rychle uzavíratelného sáčku a označena. Před procesem rozkladu byl z každého vzorku navážen vzorek o hmotnosti 0,19 – 0,20 g za použití laboratorní váhy. Tento vzorek byl poté umístěn do teflonové reakční nádoby, do které byla přidána kyselina dusičná HNO₃ (9 ml) a peroxid vodíku H₂O₂ (1 ml). Kyselina byla pipetována po okraji zkumavek, aby došlo ke smytí jakýchkoliv statickou elektřinou přichycených částic. Poté byly zkumavky zkontrolovány, jestli se na nich statickou elektřinou nepřichytily prachové částičky. V případě, že byly zkumavky čisté, začalo se s rozklady vzorků. Ty musely být dobře zašroubovány a vloženy do rotoru přístroje.



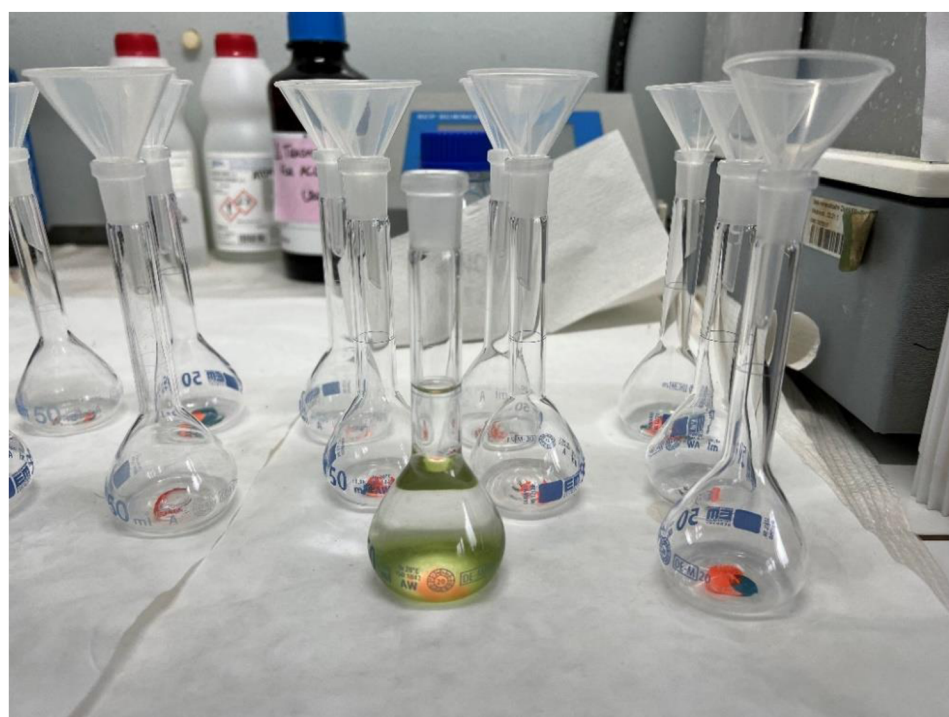
Obrázek 2: Přístroj Multiwave GO.

Vzorky byly rozloženy v hydrochemické laboratoři Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity pomocí mikrovlnného přístroje Multiwave GO (Anton Paar GmbH., Rakousko) po dobu 45 minut. Chladicí fáze probíhala 15 minut. Po ukončení chladicí fáze, byl rotor přístroje vytažen na laboratorní stůl a začalo se s otevíráním reakčních nádobek. Vše muselo probíhat v pracovním prostoru digestoře, jelikož v reakčních nádobkách byl přetlak. Obsahem teflonových zkumavek byly rozložené vzorky, které byly následně přeneseny do připravených 50 ml baněk a vnitřek teflonové zkumavky byl vypláchnut destilovanou vodou za pomoci stříčky, aby získal rozložený vzorek co nejvyšší. Baně byly naplněny za pomoci trychtýře do plného objemu 50 ml destilovanou vodou a jejich obsah byl převeden do zkumavek určených k analýze.



Obrázek 3: Teflonové zkumavky po vyndání z rotoru přístroje.

Použité zkumavky byly před každým dalším použitím umyty štětičkou a jarem a vyplachovány destilovanou vodou. Po každém dnu byly zkumavky ponořeny do 1% roztoku kyseliny dusičné, která umožňuje efektivní čištění, dezinfekci a přípravu zkumavek pro další experimentální manipulace v laboratoři. Veškeré použité nástroje byly po práci umyty a připraveny na další použití. Navíc, po každém dni byl pracovní prostor laboratorní digestoře pečlivě vytřen a vyčištěn.



Obrázek 4: Přelévání vzorků do 50 ml odměrných baněk.

4.4 Laboratoř – ředění vzorků

Při procesu ředění se uplatnila technika využívající připravené roztoky s poměry 1:3 a 1:9, kde první číslo označuje množství roztoku a druhé číslo reprezentuje objem rozpouštědla, v tomto případě MiliQ (Suprapur) s 1,5 % HNO₃. Například, při ředění poměrem 1:3 byla jednotka původního roztoku smíchána s třemi jednotkami MiliQ vody.

Pro každou jednotku původního roztoku byl poté v dalším kroku ředění použit poměr 1:7, což znamená, že každá jednotka této směsi obsahovala jednotku původního roztoku a sedm jednotek MiliQ vody. Celkově se tedy v obou krocích ředění pro každou jednotku původního roztoku přidalo celkem 21 jednotek rozpouštědla (3 jednotky při prvním ředění a 7 jednotek při druhém ředění). Takový postup vedl k vytvoření roztoku s poměrem 1:21 mezi roztokem a MiliQ vodou, což reflektuje koncový stav ředění.



Obrázek 5: Příklad na výrobu MiliQ vody.

Následně nařaděné vzorky byly předány k analýze do laboratoře environmentální chemie na Fakultě agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze.

4.5 Statistické vyhodnocení výsledků

Vyhodnocení dat nejprve probíhalo v tabulkovém procesoru Microsoft Excel. Data byla rozdělena do jednotlivých dnů a následně přiřazena k jednotlivým treatmentům. Tyto informace byly zaznamenány do tabulek, což umožnilo jejich další analýzu. Statistické vyhodnocení dat pak probíhalo v matematickém softwaru RStudio ve verzi 2023.12.1, kde byl sestaven skript.

Tento skript v programu RStudio slouží k analýze dat a testování statistických rozdílů mezi různými skupinami. Nejdříve jsou načtena data ze schránky do prostředí R pomocí funkce `read.delim`, následně jsou zobrazena pomocí `data1`.

Poté je jeden z sloupců dat (sloupec `type`) transformován na faktor pomocí funkce `as.factor`, aby bylo možné provádět analýzu na základě skupin.

Dále je vykreslen boxplot, který vizualizuje rozdělení hodnot cílové proměnné `con` podle typu faktoru `type`.

Následně se rozhoduje, jaký statistický test použít pro porovnání skupin. Nejprve se zkoumají předpoklady pro použití parametrického testu ANOVA (analýza variance). Je vytvořen lineární model pomocí funkce `lm`, jsou získány rezidua, která jsou zobrazena v histogramu a testována na normalitu pomocí testu Shapiro-Wilk `shapiro.test` a homogenitu pomocí Bartlettova testu `bartlett.test`. Pokud jsou splněny předpoklady testu ANOVA, je proveden samotný test pomocí funkce `aov`, jehož výsledky jsou zobrazeny pomocí `summary`. Dále je proveden Tukeyho post-hoc test pomocí funkce `TukeyHSD`. Pokud předpoklady pro použití testu ANOVA nejsou splněny, je použit neparametrický Kruskal-Wallisův test pomocí funkce `kruskal.test`. Nakonec je nainstalován a načten balíček `dunn.test` pro provedení Dunnova testu (post-hoc testu pro Kruskal-Wallisův test). Celý proces je zakončen vytvořením boxplotu s popisky, který přehledně zobrazuje výsledky analýzy.

Tento skript umožňuje uživateli provádět rozsáhlou analýzu dat a testování statistických rozdílů mezi skupinami, což je klíčové pro vědecký výzkum a statistickou analýzu dat v rámci diplomové práce.

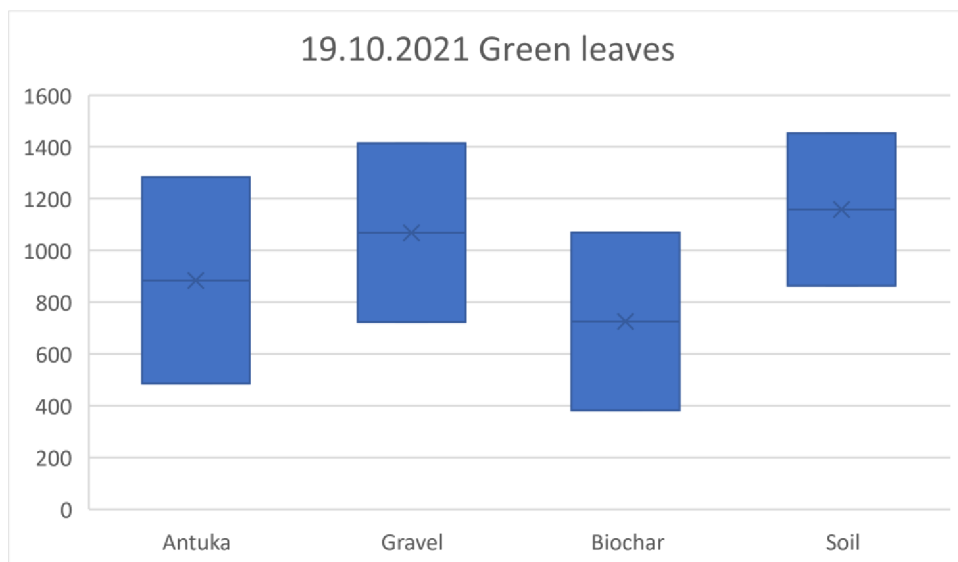
5 Výsledky

Ve výsledcích analýzy je patrné výrazné sezónní rozdílnosti v obsahu cesia v rákosu obecném. Konkrétně na podzim byly naměřené hodnoty cesia mnohonásobně až desetinásobně vyšší než na jaře s výjimkou půdy. Tento fakt naznačuje, že podzimní období může být spojeno s vyšší absorpcí či akumulací cesia v rostlinách, což může být způsobeno například sezónními změnami v půdních podmínkách nebo metabolismu rostlin. Dalším zajímavým pozorováním je, že hodnoty cesia v zelených listech jsou vyšší než v suchých listech. Tento jev naznačuje, že cesium má tendenci se hromadit v částech rostlin s vyšší fotosyntetickou aktivitou, což může být dáno jeho vazbou na organické látky či rostlinné pigmenty. Tyto poznatky přispívají k lepšímu porozumění chování cesia v rostlinných systémech a mohou mít důležité implikace pro ekologický a environmentální výzkum.

5.1 Podzim 2021

Ze zpracovaných dat vyplývá, že nejvyšší obsah cesia v zelených listech rákosu byl naměřen v substrátu půda s hodnotou 1452,62 mg/kg. Naopak nejnižší obsah cesia byl zaznamenán v substrátu biouhel s hodnotou 381,28 mg/kg.

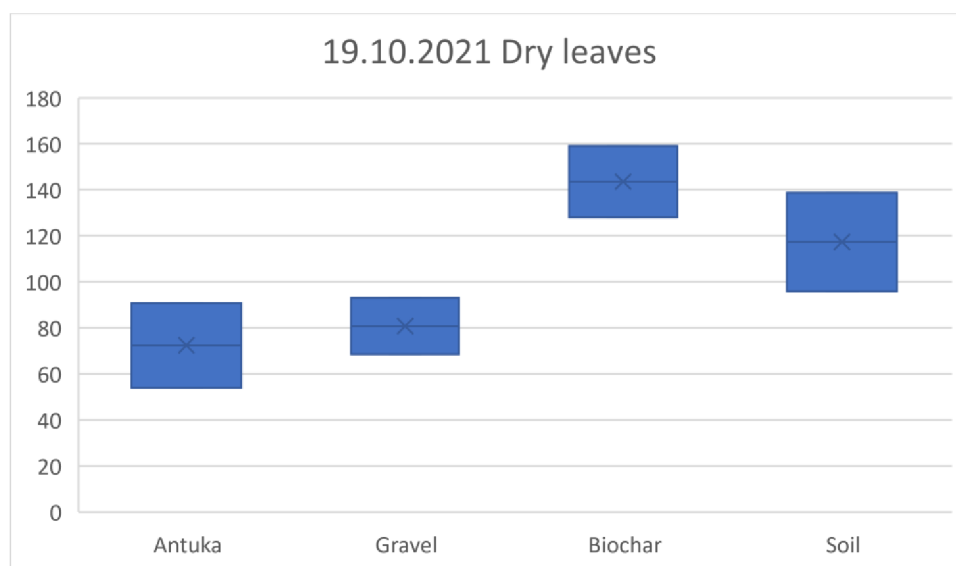
Rozdíly v obsahu cesia mezi jednotlivými substráty jsou patrné. Průměrně nižší hodnoty než substrát půda a biouhel vykazuje substrát antuka, s průměrnými hodnotami 883,59 mg/kg. Substrát štěrk má průměrnou hodnotu 1068,24 mg/kg, zatímco půda dosahuje průměrné hodnoty 1158,69 mg/kg. Nejnižší průměrné hodnoty obsahu cesia vykazuje substrát biouhel, a to 725,34 mg/kg, což může být způsobeno jeho schopností vázat a sorbovat radionuklidy. Průměrné hodnoty obsahu cesia mezi substráty se procentuálně liší. Nejmenší rozdíl byl zaznamenán mezi substráty štěrk a půda, kde činil přibližně 8 %. Největší rozdíl, naopak, byl mezi substráty půda a biouhel, kde dosahoval hodnoty přibližně 60 %. Tyto rozdíly mohou být důsledkem různých vlastností substrátů, jako je jejich sorpční schopnost nebo obsah organických látek, které ovlivňují dostupnost cesia pro rostliny.



Obrázek 6: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (zelené listy).

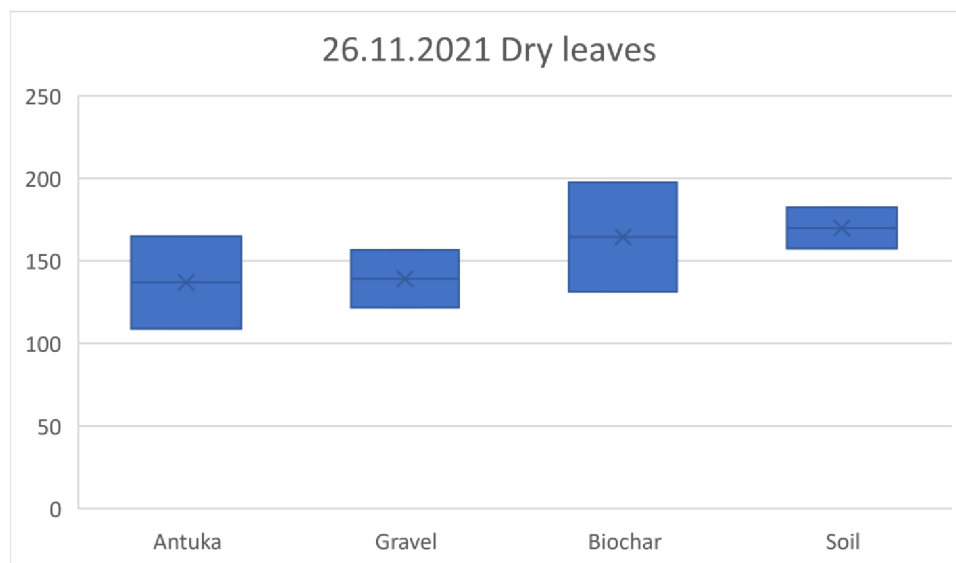
Z uvedených výsledků vyplývá, že nejvyšší obsah cesia byl zjištěn v suchých listech rákosu obecného pěstovaného v substrátu biouhel s hodnotou 159,13 mg/kg, zatímco nejnižší obsah byl naměřen v suchých listech pěstovaných v substrátu antuka s hodnotou 53,95 mg/kg. Existují zřejmé rozdíly v obsahu cesia mezi jednotlivými substráty. Substrát biouhel vykazuje nejvyšší hodnoty obsahu cesia, průměrně dosahující hodnoty 143,51 mg/kg, což může být způsobeno jeho vlastnostmi, jako je vysoká sorpční kapacita nebo specifická povrchová oblast. Naopak substrát antuka vykazuje nejnižší hodnoty obsahu cesia, průměrně dosahující hodnoty 72,33 mg/kg, což může být způsobeno jeho odlišnými vlastnostmi a menší schopností vázat radionuklidy.

Nejmenší procentuální rozdíl v obsahu cesia byl zaznamenán mezi substrátem antuka štěrk a to pouze 10 %. Naopak největší procentuální rozdíl byl mezi substráty biouhel a antuka, dosahující hodnoty přibližně 98 %.



Obrázek 7: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (suché listy).

Další vzorky suchých listů na podzim 2021 byly odebrány měsíc a 7 dnů po předchozím odběru. V prvním substrátu, antuce, byl naměřen nižší průměrný obsah cesia, přičemž vzorky 1-5 dosáhly průměrné hodnoty 108,91 mg/kg a vzorky 6-10 měly průměrnou hodnotu 164,80 mg/kg. Naopak, v substrátu biouhel byl zaznamenán výrazně vyšší obsah cesia, kde vzorky 21-25 dosáhly průměrné hodnoty 131,28 mg/kg a vzorky 26-30 měly průměrnou hodnotu 197,48 mg/kg. Mezi substráty štěrk a půda se rozdílily v obsahu cesia mírně lišily. V substrátu štěrk byla průměrná koncentrace cesia ve vzorcích 11-15 156,44 mg/kg a ve vzorcích 16-20 dosáhla průměrná hodnota 121,60 mg/kg. Na druhé straně, v substrátu půda byl zaznamenán průměrný obsah cesia ve vzorcích 31-35 157,31 mg/kg a ve vzorcích 36-40 dosáhla průměrná hodnota 182,35 mg/kg. Procentuální rozdíl v obsahu cesia mezi jednotlivými substráty poskytují důležité informace o variabilitě znečištění v těchto prostředích. Z výsledků vyplývá, že antuka vykazuje nižší obsah cesia než štěrk a biouhel, s rozdíly ve velikosti přibližně 2 % a 20 %, odpovídajícím pořadí. Naopak, půda má vyšší obsah cesia než antuka, se zvýšením o přibližně 24 %. Mezi biouhlem a štěrkem je rozdíl v obsahu cesia přibližně 18 %, zatímco mezi štěrkem a půdou dosahuje hodnota přibližně 22 %. Významným zjištěním je také to, že rozdíl v obsahu cesia mezi biouhlem a půdou je relativně malý, s odchylkou přibližně 3 %.



Obrázek 8: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (suché listy).

Porovnání výsledků obsahu cesia v rákosu obecném v suchých listech odebíraného v podzimním období 19. října 2021 a 26. listopadu 2021 ukazuje na značnou variabilitu v koncentraci tohoto alkalického v rákosu obecném v různých substrátech. V substrátu antuky bylo zjištěno zvýšení obsahu cesia mezi oběma daty odběru. Konkrétně průměrný obsah cesia ve vzorcích rákosu obecného v antuce se zvýšil z 90,72 mg/kg (19. října 2021) na 108,91 mg/kg (26. listopadu 2021) ve vzorcích 1-5 a z 53,95 mg/kg na 164,80 mg/kg ve vzorcích 6-10.

V substrátu šterk bylo také zaznamenáno zvýšení obsahu cesia. Průměrná koncentrace cesia ve vzorcích rákosu obecného na šterku se zvýšila z 68,47 mg/kg na 156,44 mg/kg ve vzorcích 11-15 a z 92,93 mg/kg na 121,60 mg/kg ve vzorcích 16-20.

Také v substrátu biouhel byl pozorován nárůst obsahu cesia. Průměrný obsah cesia ve vzorcích rákosu obecného pěstovaného na substrátu biouhel vzrostl z 127,90 mg/kg na 131,28 mg/kg ve vzorcích 21-25 a z 159,13 mg/kg na 197,48 mg/kg ve vzorcích 26-30.

V substrátu půda došlo ke změnám ve vzorcích rákosu obecného, kde byl zaznamenán nárůst obsahu cesia. Průměrná koncentrace cesia ve vzorcích rákosu obecného na půdě stoupla z 138,66 mg/kg na 157,31 mg/kg ve vzorcích 31-35 a z 95,90 mg/kg na 182,35 mg/kg ve vzorcích 36-40.

Mezi těmito daty, 19. října a 26. listopadu, byly pozorovány významné změny v obsahu cesia v různých substrátech. V antuce se obsah cesia zvýšil o přibližně 88,93

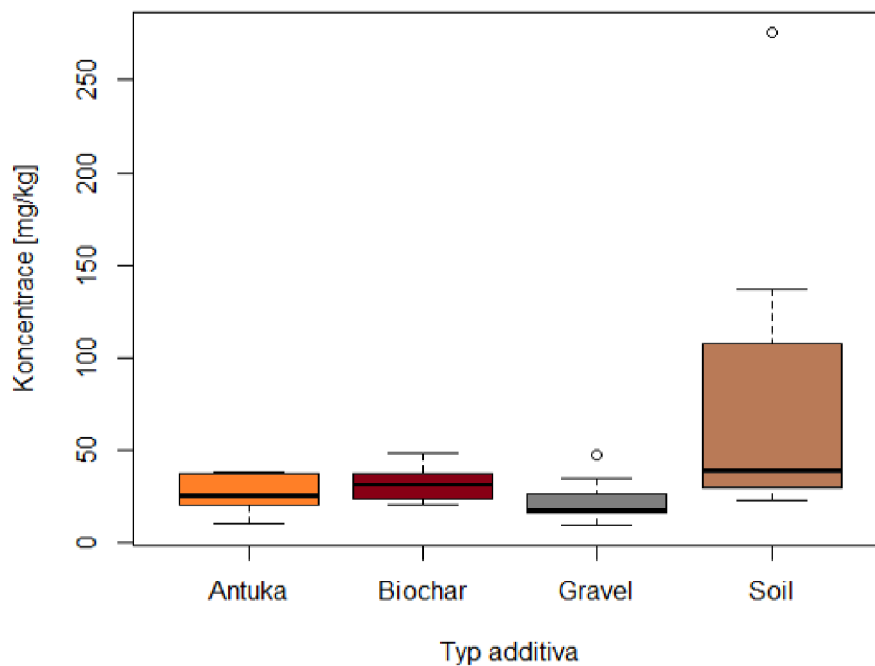
%, což naznačuje výrazné zvýšení znečištění tímto kovem v tomto substrátu během tohoto období. Podobně šterk vykazuje nárůst obsahu cesia o přibližně 72 %, což rovněž naznačuje významné zvýšení znečištění v tomto substrátu. Naopak, obsah cesia v biouhlu stoupl o pouhých 15 %, což naznačuje pouze mírné zvýšení znečištění v tomto substrátu. Půda vykazuje mezi dvěma daty nárůst obsahu cesia o přibližně 45 %, což naznačuje opět výrazné zvýšení znečištění v tomto substrátu.

5.2 Jaro 2022

Výsledky analýzy ukázaly, že průměrný obsah cesia v rákosu obecném se lišil v závislosti na použitém substrátu. V rákosu obecném rostoucím v antuce byla průměrná hodnota cesia 27,78 mg/kg, zatímco v rákosu rostoucím na šterku byla průměrná hodnota nižší, dosahující 21,91 mg/kg. Naopak, rákos obecný rostoucí na biouhlu vykazoval vyšší průměrný obsah cesia, který činil 31,66 mg/kg. Nejvyšší průměrný obsah cesia byl zjištěn v rákosu obecném rostoucím v půdě, a to 75,53 mg/kg.

Největší procentuální rozdíl v obsahu cesia byl zaznamenán mezi šterkem a půdou, kde průměrný obsah cesia ve šterku byl o 71 % nižší než v půdě. Naopak, nejnižší procentuální rozdíl byl zaznamenán mezi biouhlem a antukou, kde průměrný obsah cesia v biouhlu byl o 14 % vyšší než v antuce. Další rozdíl byl zjištěn mezi biouhlem a šterkem, kde průměrný obsah cesia v biouhlu byl o 44 % vyšší než ve šterku. Dále, průměrný obsah cesia v biouhlu byl o 58,05 % nižší než v půdě, a průměrný obsah cesia v antuce byl o 63 % nižší než v půdě.

Jaro 2022



Obrázek 9: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.

Analýza výsledků pomocí Kruskal – Wallisova testu pro hodnoty proměnné x ukazuje na statisticky významný rozdíl mezi zkoumanými skupinami ($\chi^2 = 11,0883$, $df=3$, $p < 0,01$). Post-hoc analýza s korekcí metodou Benjamini-Hochberg odhaluje, že existuje statisticky významný rozdíl mezi skupinami štěrk a půda ($p < 0,005$). Tento výsledek naznačuje, že skupiny štěrk a půda se signifikantně liší v hodnotách proměnné x , přičemž skupina půda dosahuje vyšší hodnoty než skupina štěrk. Tato statisticky významná diskrepance mezi skupinami půda a štěrk může mít důležité implikace pro zhodnocení vlivu různých substrátů na sledovaný parametr.

Tabulka 1: Tabulka Dumnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs v rákosu obecném mezi jednotlivými substráty.

data: x and group
 Kruskal-wallis chi-squared = 11.0883, df = 3, p-value = 0.01

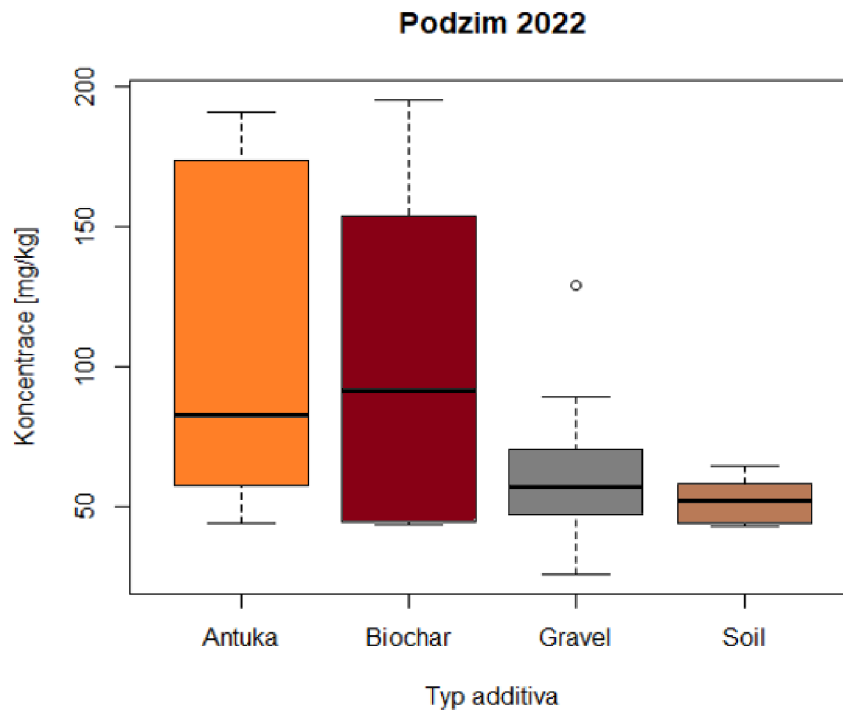
		Comparison of x by group (Benjamini-Hochberg)		
Col Mean- Row Mean		Antuka	Biochar	Gravel
Biochar		-0.937237 0.1743		
Gravel		1.071128 0.1705	2.008366 0.0446	
soil		-2.123130 0.0506	-1.185892 0.1767	-3.194259 0.0042*

alpha = 0.05
 Reject Ho if p <= alpha/2

5.3 Podzim 2022

Konkrétně, v antuce byla naměřena průměrná hodnota 100,49 mg/kg, což naznačuje míru znečištění tohoto substrátu. Ve štěrku byla průměrná hodnota obsahu cesia nižší, dosahující 56,97 mg/kg, což může signalizovat menší znečištění v porovnání s antukou. Naopak, v biouhlu byla zaznamenána vyšší průměrná hodnota 94,55 mg/kg, což naznačuje možnost většího znečištění tohoto materiálu. V půdě byla průměrná hodnota obsahu cesia 51,62 mg/kg, což může ukazovat na střední úroveň znečištění v porovnání s ostatními substráty. Průměrné hodnoty obsahu cesia ve vybraných substrátech ukazují významné rozdíly v znečištění tímto kovem.

Největší rozdíl byl zaznamenán mezi antukou a půdou, kde obsah cesia v antuce byl o 92 % vyšší než v půdě. Naopak nejmenší rozdíl byl mezi antukou a biouhlem, kde byla hodnota obsahu cesia v antuce o pouhých 3 % nižší než v biouhlu. Štěrk vykazoval o 68 % nižší obsah cesia než antuka a o 45 % nižší než půda, což ho řadí mezi substráty s nižším znečištěním. Biouhel, přestože měl o 3 % vyšší obsah cesia než antuka, vykazoval o 45 % vyšší obsah cesia než půda, což ho činí jedním z nejznečištěnějších substrátů z hlediska obsahu tohoto kovu.



Obrázek 10: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.

Tabulka 2: Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs v rákosu obecném mezi jednotlivými substráty.

Kruskal-wallis rank sum test

data: x and group
 Kruskal-wallis chi-squared = 7.3712, df = 3, p-value = 0.06

Comparison of x by group (Benjamini-Hochberg)			
Col Mean-	Antuka	Biochar	Gravel
Row Mean			
Biochar	0.516437		
	0.3028		
Gravel	1.721457	1.205019	
	0.0852	0.1711	
soil	2.429167	1.912730	0.707710
	0.0454	0.0837	0.2875

alpha = 0.05

Analýza provedená pomocí Kruskal – Wallisova testu pro hodnoty proměnné x neukázala statisticky významný rozdíl mezi zkoumanými skupinami (chi-squared= 7,3712, df = 3, p = 0,06). Po dalším posouzení s korekcí metodou Benjamini-Hochberg bylo potvrzeno, že mezi skupinami neexistují statisticky významné rozdíly (p>0,05).

Tento výsledek naznačuje, že zkoumané skupiny nevykazují signifikantní rozdíl ve sledované proměnné, což znamená, že nelze učinit žádné statisticky podložené závěry o vlivu zkoumaných faktorů na sledovaný parametr.

Porovnáním průměrných hodnot obsahu cesia mezi jarem a podzimem roku 2022 lze zaznamenat různé trendy v jednotlivých substrátech. V antuce došlo k výraznému nárůstu obsahu cesia z 28,18 mg/kg na 100,49 mg/kg, což naznačuje dramatické znečištění tohoto substrátu. Naopak, ve šterku byla zaznamenána mírnější změna, kde průměrný obsah cesia stoupl z 25,86 mg/kg na 56,97 mg/kg, což může signalizovat zvýšené znečištění, ale ve srovnání s antukou je to méně výrazné. Ve stejném období došlo k výraznému nárůstu obsahu cesia v biouhlu z 34,31 mg/kg na 94,55 mg/kg, což představuje významné zvýšení znečištění tohoto materiálu. Naopak, v půdě byl zaznamenán pokles průměrného obsahu cesia z 74,83 mg/kg na 51,62 mg/kg, což může naznačovat snížení znečištění tohoto substrátu v porovnání s předchozím obdobím.

Procentuální rozdíly mezi průměrnými hodnotami obsahu cesia mezi jarem a podzimem poskytují další perspektivu na změny v znečištění jednotlivých substrátů. V antuce byl zaznamenán extrémní o 256 %, což naznačuje dramatické zhoršení znečištění tohoto substrátu. Ve šterku došlo ke zvýšení o 120 %, což představuje výrazný nárůst, ale ve srovnání s antukou je to méně dramatické. Také v biouhlu byl zaznamenán velmi výrazný nárůst o 175 %, což je další významná změna. V půdě byl zaznamenán pokles o 45 %, což je významné snížení znečištění tohoto substrátu v porovnání s předchozím obdobím. Tyto procentuální rozdíly dále ilustrují rozmanitost a dynamiku změn v obsahu cesia v různých substrátech.

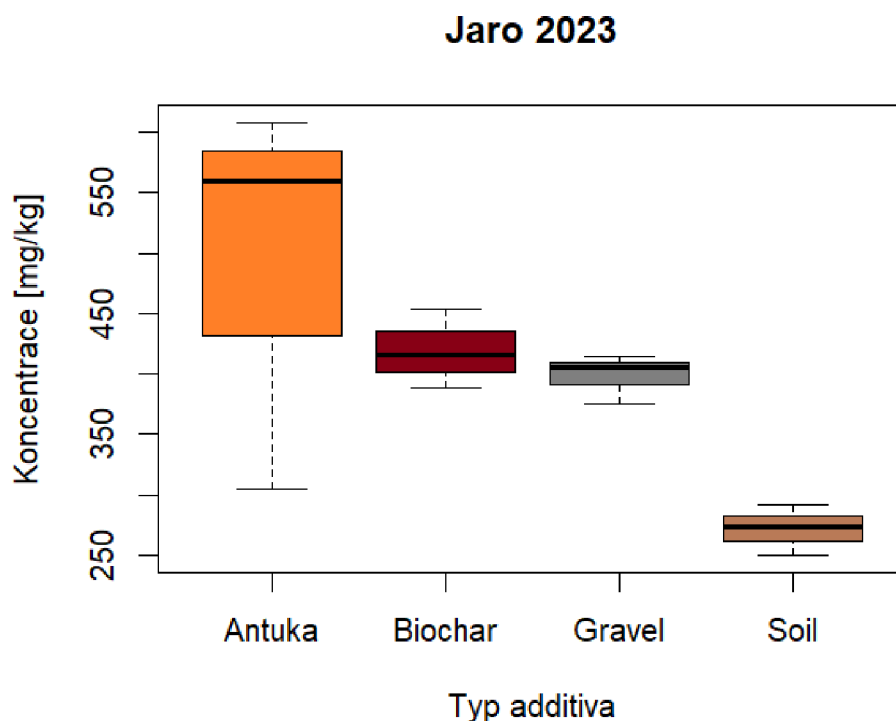
5.4 Jaro 2023

V analýze obsahu cesia v rákosu obecném rostoucím na jaře 2023 byly zaznamenány významné rozdíly v obsahu tohoto těžkého kovu v různých typech substrátů. Vzorky rákosu rostoucího na antuce vykazovaly výrazně vyšší obsah cesia v porovnání s ostatními substráty. Průměrný obsah cesia v těchto vzorcích činil 490,15 mg/kg, s maximální naměřenou hodnotou dosahující až 608,05 mg/kg. Tento substrát se zdá být zvláště náchylný k akumulaci cesia, což může být způsobeno jeho specifickými vlastnostmi a složením. Rostliny pěstované na substrátu šterk vykazovaly mírně nižší obsah cesia ve srovnání s antukou. Průměrný obsah cesia v

těchto vzorcích dosahoval 398,15 mg/kg, což naznačuje, že tento substrát může omezovat akumulaci těžkých kovů v rostlinách v porovnání s antukou. Biouhlový substrát také vykazoval vysoký obsah cesia, s průměrnou hodnotou 419,12 mg/kg. Tento substrát se zdá být podobně jako antuka příznivý pro akumulaci cesia v rostlinách, což může být důsledkem jeho vlastností a schopnosti udržovat látky v půdě. Naopak, vzorky rákosu rostoucí na půdním substrátu půda vykazovaly nejnižší obsah cesia ze všech zkoumaných substrátů, s průměrnou hodnotou 271,66 mg/kg. To naznačuje, že půdní podmínky mohou hrát klíčovou roli v absorpci cesia rostlinami.

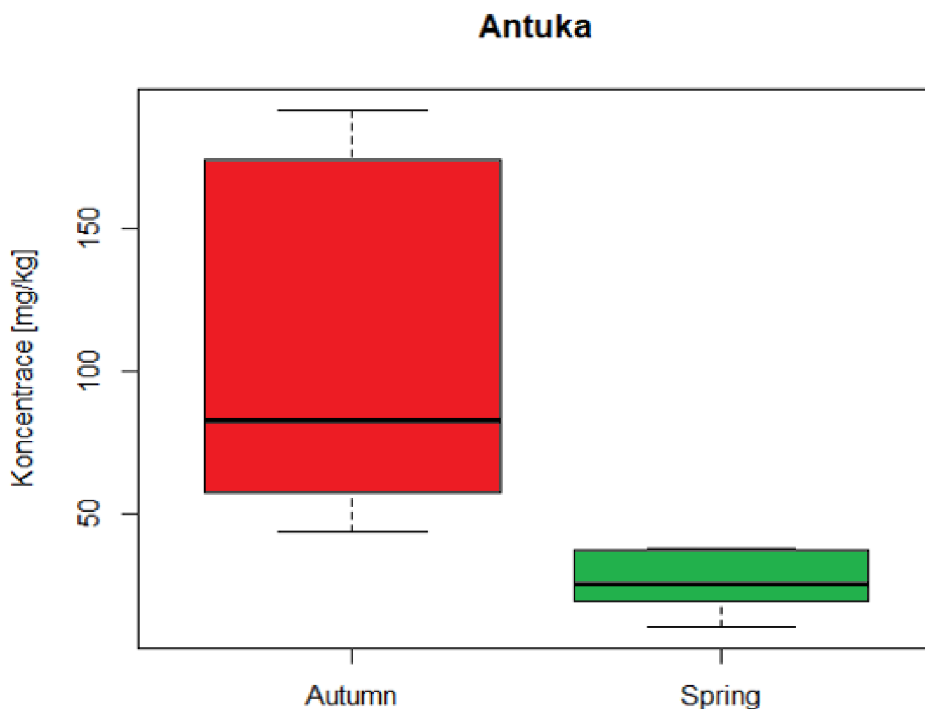
V průměru se obsah cesia v jarním období roku 2023 lišil v závislosti na použitém substrátu. Největší rozdíl byl pozorován mezi antukou a půdou, kde průměrný obsah cesia v antuce převažoval o významných 44, % oproti obsahu v půdě. Naopak, nejmenší rozdíl byl zaznamenán mezi štěrkem a biouhlem, kde průměrný obsah cesia ve štěrku byl pouze o 5 % nižší než v biouhlu. Mezi štěrkem a půdou byl zjištěný rozdíl 32 %, mezi biouhlem a půdou byl také rozdíl 32 %.

5.5 Antuka



Obrázek 11: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.

Porovnání hodnot obsahu cesia v rákosu obecném v substrátu antuka mezi jarem a podzimem roku 2022 ukazuje významné rozdíly v těchto dvou obdobích. Během jarního období byly naměřeny nižší hodnoty obsahu cesia, přičemž hodnoty se pohybovaly v rozmezí přibližně 10 až 38 mg/kg. Naopak, v období podzimním byly zaznamenány výrazně vyšší hodnoty, které dosahovaly až 191 mg/kg. Průměrný obsah cesia v antuce byl v jarním období 28,18 mg/kg, zatímco v podzimním období dosáhl hodnoty 100,49 mg/kg. Průměrný obsah cesia v antuce mezi podzimním a jarním obdobím vzrostl o přibližně 256 %. Tento rozdíl naznačuje, že podzimní období může být spojeno s vyšší mírou kontaminace cesiem v substrátu antuka. Dalším významným rozdílem mezi jarem a podzimem je konzistence hodnot. Během jara byla pozorována menší variabilita, kde hodnoty byly relativně blízko sebe. Naopak v podzimních datech byl zaznamenán větší rozptyl mezi jednotlivými hodnotami, což naznačuje, že podzimní období může být charakterizováno větší fluktuací obsahu cesia v substrátu antuka. Průměrná hodnota obsahu cesia v podzimních datech byla také výrazně vyšší než průměrná hodnota v jarních datech. Tento fakt podtrhuje rozdíly v kontaminaci cesiem mezi oběma obdobími a zdůrazňuje důležitost sledování sezónních variací v obsahu těžkých kovů v půdě. Statistická analýza prokázala významný rozdíl mezi jarem a podzimem ($p < 0,001$), což potvrzuje významnost nalezených rozdílů v obsahu cesia mezi těmito obdobími.

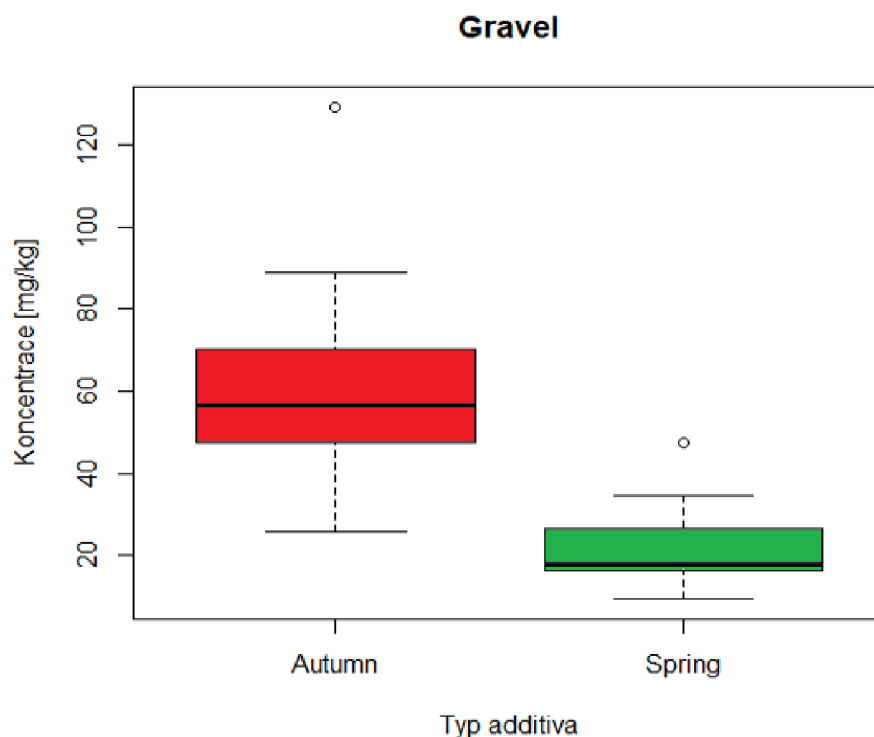


Obrázek 12: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu antuka na podzim a na jaře.

5.6 Štěrk

Porovnání hodnot obsahu cesia v rákosu obecném v substrátu štěrku mezi jarem a podzimem roku 2022 odhaluje významné rozdíly v obou obdobích. V jarním období byly naměřeny hodnoty obsahu cesia s rozmezím přibližně od 9,38 do 47,30 mg/kg, zatímco v podzimním období dosahovaly hodnoty až 129,33 mg/kg. Průměrný obsah cesia ve štěrku v jarním období byl 25,86 mg/kg, zatímco v podzimním období dosáhl 56,97 mg/kg. Procentuální rozdíl mezi průměrným obsahem cesia ve štěrku v podzimním a jarním období je přibližně 120 %. Tyto výsledky ukazují na možnost výrazné sezónní variabilitě v obsahu cesia v substrátu štěrku. Rozdíly mezi jarem a podzimem jsou také patrné ve fluktuaci hodnot. Během jara byla pozorována menší variabilita, zatímco v podzimním období byl zaznamenán větší rozptyl mezi jednotlivými hodnotami, což svědčí o větší proměnlivosti obsahu cesia v substrátu štěrku během podzimu. Průměrná hodnota obsahu cesia v podzimních datech byla výrazně vyšší než průměrná hodnota v jarních datech, což naznačuje vyšší míru kontaminace cesiem v podzimním období. Tento fakt zdůrazňuje důležitost systematického sledování sezónních variací v obsahu těžkých kovů v půdě a jejich potenciálních vlivů na životní prostředí. Statistická analýza prokázala významný

rozdíl mezi jarem a podzimem ($p < 0,001$), což potvrzuje významnost nalezených rozdílů v obsahu cesia mezi těmito obdobími. Tento výsledek zdůrazňuje význam systematického monitorování sezónních variací v obsahu těžkých kovů v půdě pro lepší porozumění jejich dynamiky a vlivu na životní prostředí.



Obrázek 13: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu štěrku na podzim a na jaře.

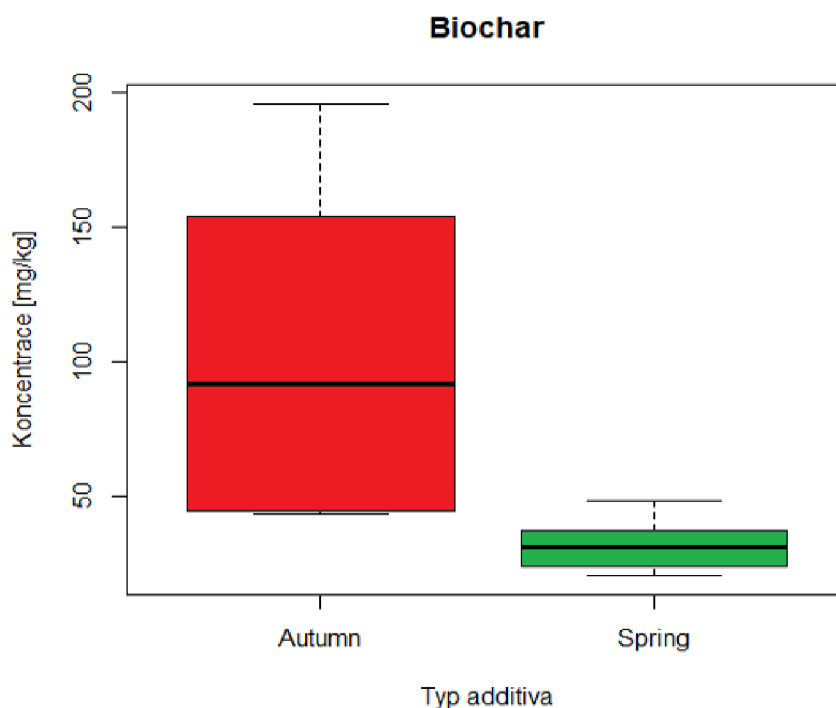
5.7 Biouhel

Výsledky analýzy obsahu cesia v rákosu obecném rostoucím na biouhlu naznačují významnou variabilitu mezi jarním a podzimním obdobím, což naznačuje sezónní fluktuace obsahu tohoto těžkého kovu v této formě organického materiálu. V jarním období, konkrétně dne 16. května 2022, bylo naměřeno několik hodnot v rozmezí od přibližně 20,72 mg/kg do 48,29 mg/kg. Tato škála hodnot ukazuje na různorodost obsahu cesia v biouhlu, která může být ovlivněna mnoha faktory, jako jsou druh biomasy, proces výroby biouhlu a podmínky prostředí.

Na druhé straně, v podzimním období, tedy v říjnu 2022, byly zaznamenány vyšší hodnoty obsahu cesia, s maximální hodnotou až 195,49 mg/kg u jednoho ze vzorků. Průměrný obsah cesia v biouhlu v podzimním období dosahuje přibližně 94,55 mg/kg. Tato hodnota ukazuje na výrazný nárůst obsahu tohoto alkalického kovu ve

srovnání s jarním obdobím, kde průměrný obsah činil pouze 34,31 mg/kg. Procentuální rozdíl mezi podzimním a jarním období činí 175 %. Tato vyšší koncentrace cesia v biouhlu v podzimním období může být důsledkem různých faktorů, jako jsou změny v půdních podmínkách, rozklad organických látek a změny v obsahu těžkých kovů v půdě.

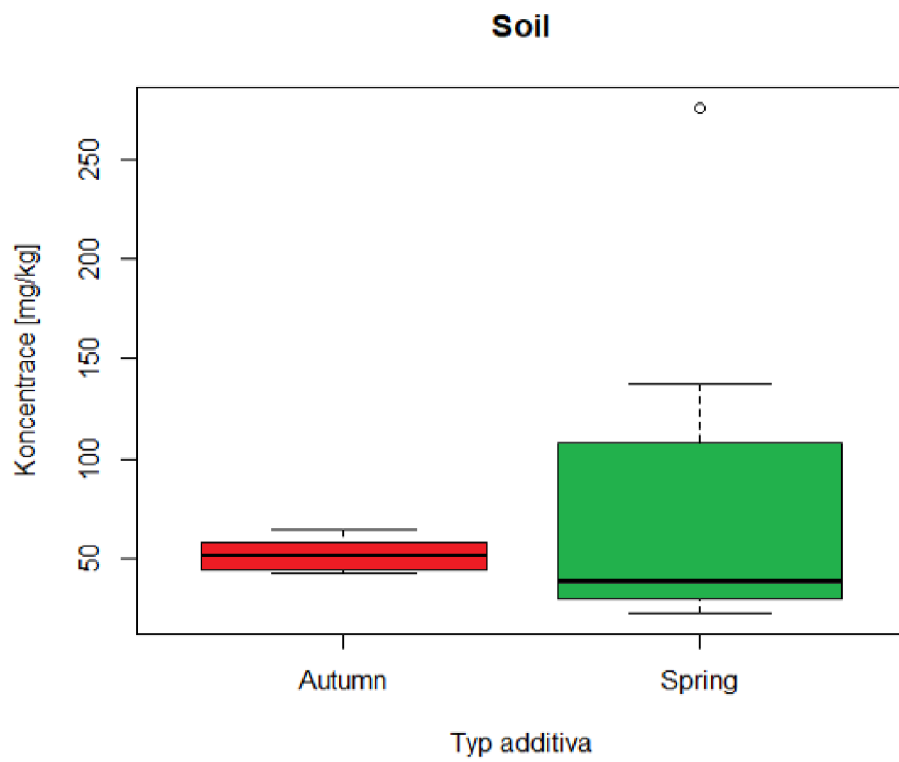
Celkově lze tedy konstatovat, že výsledky naznačují významné rozdíly v obsahu cesia v biouhlu mezi jarem a podzimem, což ukazuje na sezónní variabilitu v obsahu těžkých kovů v této formě uhlíkového materiálu. Statistická analýza prokázala významný rozdíl mezi podzimním a jarním obdobím ($p < 0,001$), což podtrhuje významnost nalezených rozdílů v obsahu cesia mezi těmito obdobími.



Obrázek 14: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu biouhel na podzim a na jaře.

5.8 Půda

Rozbor výsledků analýzy obsahu cesia v rákosu obecném na půdě prokázal zajímavé sezónní variace, které jsou důležité pro porozumění dynamiky kontaminace tímto těžkým kovem v prostředí. V jarním období, specificky dne 16. května 2022, byla naměřena široká škála hodnot, které se pohybovaly od přibližně 22,53 mg/kg až po 275,81 mg/kg. Tato široká variabilita naznačuje možné rozmanité faktory ovlivňující obsah cesia v půdním substrátu během jara. Naproti tomu, v podzimním období roku 2022, byly zaznamenány nižší hodnoty obsahu cesia, přičemž rozmezí těchto hodnot se pohybovalo mezi přibližně 42,67 mg/kg až 64,55 mg/kg. Průměr obsahu cesia v půdě pro jarní období činil přibližně 74,83 mg/kg, zatímco průměr pro podzimní období dosáhl hodnoty kolem 51,62 mg/kg. Procentuální rozdíl mezi průměry obsahu cesia v půdě mezi jarem a podzimem činí přibližně 45 %. Tento pokles obsahu cesia v podzimním období naznačuje možné změny v prostředí a podmínkách půdy, které mohou ovlivňovat dostupnost tohoto alkalického kovu pro rostliny. Je třeba zdůraznit, že v tomto konkrétním substrátu bylo zaznamenáno, že obsah cesia byl na jaře vyšší než na podzim, což je odlišné od ostatních substrátů, kde byl trend opačný. Tato specifická sezónní variabilita může být důsledkem komplexních interakcí mezi různými faktory, včetně teploty, vlhkosti, rozkladu organických látek a dalších environmentálních podmínek. Statistická analýza dat ukázala, že není statisticky významný rozdíl mezi jarním a podzimním obdobím ($p > 0,05$). Tento výsledek naznačuje, že sezónní variabilita v obsahu cesia v tomto substrátu není statisticky signifikantní.



Obrázek 15: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu půda na podzim a na jaře.

6 Diskuze

Téma diplomové práce se zabývá využitím kořenové čistírny jako prostředku k remediaci vody kontaminované cesiem v případě havarijního úniku. Tento přístup má potenciál poskytnout efektivní a ekologicky šetrné řešení pro odstranění cesia z vodních zdrojů, ale i v oblastech, kde je riziko úniku alkalických kovů vysoké. Na základě poskytnutých dat zjišťujeme, že kořenové čistírny mají potenciál efektivně redukovat obsah cesia v kontaminovaných vodách. Analýza výsledků ukazuje variabilitu v obsahu cesia v rákosu obecném mezi různými substráty a obdobími sběru dat.

V diplomové práci byla zkoumána sezónní variabilita obsahu cesia v rákosu v různých typech substrátů. Bylo zjištěno, že na podzim je obsah cesia v rákosu menší v substrátu obsahujícím půdu, zatímco u ostatních substrátů, jako je biouhel, antuka a štěrk, je situace opačná. Tato sezónní variabilita může být dána množstvím podzemní biomasy, kterou rákos obecný dokázal vytvořit během roku v půdě. Ve světě vědecké literatury se vyskytuje málo autorů věnující se problematice cesia v kontextu mé diplomové práce. Toto téma zůstává poměrně opomíjené a jen málo studií se zabývá vlivem cesia v mokřadních systémech a možnostmi jeho odstranění. Jak píše Burger et Lichtscheidl (2019), pouze omezený počet studií se hlouběji zabývá touto problematikou v mokřadech.

6.1 Posouzení vhodnosti druhu

Jedním z hlavních faktorů, který může ovlivňovat množství cesia v rákosu, je rozvoj kořenového systému rostliny. Rákos obecný se vyznačuje schopností rychle rozrůstat své kořeny a vytvářet hustý kořenový systém, který slouží pro zadržování živin a kontaminantů, včetně cesia. Na podzim, kdy rostlina aktivně připravuje svůj kořenový systém na přezimování, dochází k vyčerpání cesia v rákosu v důsledku jeho akumulace v kořenech. Tento proces může být zvláště výrazný u substrátů obsahujících půdu, které poskytují vhodné živinové podmínky pro růst kořenové biomasy. Přítomnost cesia v celé rostlině rákosu již prokázali Soudek et al., (2004) svým výzkumem, avšak výzkum byl prováděn v hydroponickém pěstování. Soudek et al. (2003) testoval tři druhy rostlin (rákos, slunečnice a topol) na jejich schopnost absorbovat nuklid ^{137}Cs při počáteční koncentraci 0,5 mM (jako CsCl). Příjem ^{137}Cs se výrazně lišil mezi testovanými druhy. Relativně nízký příjem byl zjištěn u

slunečnice, který činil asi 8 % z počáteční aktivity po 32 dnech kultivace. Rákos obecný měl téměř dvojnásobnou kapacitu pro příjem ^{137}Cs ve srovnání se slunečnicí (přibližně 15 % z počáteční aktivity po 32 dnech kultivace). V tomto případě byl ^{137}Cs lokalizován v celé rostlině, zejména na koncích listů, v uzlinách a v mladých výhonech, vyrostlých ze systému kořenů mateřské rostliny, a také v kořenovém systému. Nejlepší výsledky při příjmu ^{137}Cs byly dosaženy pomocí topolu. V tomto případě až 31 % počáteční aktivity zmizelo již po 16 dnech ^{137}Cs v topolu, kde se hromadil hlavně v cévách listů, mladých listech a v uzlinách.

6.2 Vhodnost substrátů

U substrátů jako je biouhel, antuka a šterk, může být menší schopnost rákosu produkovat dostatečně velký kořenový systém na přezimování. Jak uvádí Vymazal (2008), materiály, které jsou běžně používány pro podzemní tok konstruovaných mokřadů, jako je například umytý šterk nebo drť, obvykle poskytují velmi nízkou kapacitu pro sorpci a srážení. Tyto substráty nemusí poskytovat optimální podmínky pro růst kořenové biomasy nebo nemají dostatek živin pro udržení aktivního růstu kořenů po celou sezónu. V důsledku toho může dojít k menší akumulaci cesia v kořenovém systému rákosu a méně efektivnímu zadržování tohoto prvku v půdě.

U substrátů neobsahujících půdu bylo na začátku jara nezbytné dosadit nové exempláře rákosu, aby bylo možné provést odběr vzorků pro další analýzy. To poukazuje na rozdíly v odolnosti rákosů v různých typech substrátů a má důležité důsledky pro plánování a údržbu kořenových čistíren odpadních vod. Tyto poznatky naznačují, že je nutné pečlivě zvolit vhodný substrát pro kořenové čistírny odpadních vod, aby byla zajištěna jejich dlouhodobá účinnost a udržitelnost.

Výsledky sběru dat na rákosu obecném ukazují, že substráty jako antuka, šterk, biouhel a půda mají vliv na remediaci cesia rákosem. Během jarního období je zjištěno nižší množství cesia v rostlinách a substrátech ve srovnání s podzimem s výjimkou půdy, což lze vysvětlit několika faktory. Prvním faktorem je růstová aktivita rostlin. Jaro je obdobím intenzivního růstu a rozvoje rostlin, kdy absorbované živiny z půdy, včetně draslíku, jsou distribuovány do buněk rostlin. Draslík, který má podobné chemické vlastnosti jako cesium, může být náhodně nahrazen tímto alkalickým kovem, což vede k jeho příjmu do rostliny. Druhým faktorem je vliv světelných podmínek. Jaro je spojeno s vyšší intenzitou slunečního světla a delšími denními

dobami, což stimuluje fotosyntézu a metabolické procesy rostlin. Zvýšená fotosyntéza a transpirace mohou zvyšovat příjem vody a rozpuštěných minerálních látek, včetně cesia, z půdy. Třetím faktorem jsou teplotní podmínky. Vyšší teploty v jarním období mohou urychlit chemické reakce v půdě a ovlivnit dostupnost cesia pro rostliny. Teplotní podmínky mohou také ovlivnit metabolismus rostlin a jejich schopnost absorbovat a akumulovat cesium. Nakonec také konkurence s jinými živinami může hrát roli. V jarním období mohou být rostliny více schopné konkurovat o příjem živin s jinými rostlinami nebo mikroorganismy v půdě, což může vést k rychlejšímu příjmu živin, včetně draslíku, a snížení konkurence o absorpci cesia.

Celkově tyto faktory mohou přispět k nižšímu obsahu cesia v rostlinách a substrátech během jarního období. Je důležité si uvědomit, že celkový obsah cesia v rostlinách je výsledkem složitých interakcí mezi různými faktory životního prostředí a fyziologií rostlin, které mohou variabilním způsobem ovlivňovat jeho absorpci a distribuci v průběhu různých sezón. Důležitým zjištěním je také variabilita v účinnosti kořenových čistíren v různých substrátech.

7 Závěr a přínos práce

Tato diplomová práce zkoumala kořenovou čistírnu jako nástroj dekontaminace v případě havarijního úniku vod kontaminovaných Cs. Cílem práce je ověřit vhodnost kořenové čistírny pro odstranění radionuklidů z kontaminované vody při havarijním úniku a posoudit vhodnost *Phragmites australis* pro fytořemediaci vod kontaminovaných Cs. Výsledky ukázaly rozdíly v distribuci obsahu cesia v rákosu obecném v různých typech substrátů během jarního a podzimního období. Výsledky studie odhalily významné rozdíly mezi sezónami, přičemž nižší hodnoty byly pozorovány v jarním období a vyšší hodnoty v podzimním s výjimkou substrátu půdy. Statistická analýza prokázala významné rozdíly v obsahu cesia mezi jarem a podzimem pro různé substráty. V antuce byl zaznamenán nejvýraznější nárůst obsahu cesia mezi podzimním a jarním obdobím, a to o 256 %. Ve štěrku byl tento také vysoký, dosahující 120 %. Další velký nárůst v obsahu cesia byl pozorován také u biouhlu, kde procentuální rozdíl mezi podzimním a jarním obdobím činil 175 %. Naopak, v případě půdy nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi oběma obdobími, přičemž procentuální rozdíl mezi podzimem a jarem obsahu cesia klesl přesně 45 %. Tyto výsledky potvrzují variabilitu příjmu a retence cesia v substrátech v závislosti na sezónních podmínkách. Tato sezónní variabilita je klíčová pro pochopení dynamiky kontaminace cesiem v přírodě a jejího možného dopadu na životní prostředí a lidské zdraví. Tyto poznatky jsou důležité pro pochopení schopnosti jednotlivých rostlinných druhů a substrátů čistit prostředí kontaminované tímto alkalickým kovem. Rákos obecný může být vhodnou rostlinou pro fytořemediaci cesia, ale efektivita fytořemedace závisí na mnoha faktorech, jako je druh půdy, koncentrace cílové látky a dostupnost dalších živin. Je proto důležité provést podrobné studie porovnávající různé rostliny a jejich schopnost čištění cesia v daném prostředí.

Výsledky této práce tak přispívají k rozšíření znalostí o kontaminaci cesiem v a poskytují podklady pro další výzkum v oblasti rostlinných čistících systémů. V rámci přínosů diplomové práce lze zdůraznit tři hlavní body. Zaprvé, práce poskytuje důležité informace o distribuci a dynamice obsahu cesia v přírodě, což je zásadní pro řízení rizik spojených s touto formou znečištění. Za druhé, výsledky podporují další výzkum v oblasti rostlinných čistících systémů a jejich potenciálního využití při fytořemediaci kontaminovaných prostředí. Nakonec, získané poznatky mohou sloužit jako podklad pro formulaci environmentálních politik a opatření zaměřených na

ochranu přírody před kontaminací cesiem a dalšími těžkými kovy. Celkově lze tedy konstatovat, že diplomová práce přináší důležité poznatky o kontaminaci cesiem v přírodě a má potenciál přispět k ochraně životního prostředí a lidského zdraví.

8 Seznam použitých zdrojů

8.1 Články

Alloway, B. J., 2013: Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. *Springer Science & Business Media*.

Avery S. V., 1995: Fate of Caesium in the Environment: Distribution Between the Abiotic and Biotic Components of Aquatic and Terrestrial Ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30, 139-171.

Avery, S. V., 1995: Caesium accumulation by microorganisms: uptake mechanisms, cation competition, compartmentalization and toxicity. *Journal of industrial microbiology*, 14(2), 76-84.

Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C., 2000: Metal hyperaccumulator plants: *a review of the ecology and physiology of a biological*.

Burger, A., et 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*.

Calabrese, E. J., 2004: Hormesis: a revolution in toxicology, risk assessment and medicine. *EMBO reports*, 5(1), S37-S40.

Clemens, S., 2006: Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, 88(11), 1707-1719.

Cooper, P. F., Findlater, B. C., 2012: Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape. John Wiley & Sons.

Dushenkov S., Mikheev A., Prokhnevsky A., Ruchko M., Sorochinsky, B., 1999: Phytoremediation of radiocesium-contaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environmental science & technology*, 33. S.469-475.

Ehlken S., Kirchner G., 1996: Seasonal variations in soil-to-grass transfer of fallout strontium and cesium and of potassium in North German soils. *Journal of Environmental Radioactivity* 3. S. 147-181.

Ernst, W. H. O., 1996: Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11(1-2), 163-167.

Fliedner, T. M., Friesecke, I. et Beyrer, K., 2001: Medical management of radiation accidents: manual on the acute radiation syndrome. *British Inst of Radiology*.

Fu, Hao, et al. 2017: Activated carbon adsorption of quinolone antibiotics in water: Performance, mechanism, and modeling. *Journal of Environmental Sciences*, 56, 145-152.

Guivarch A., Hinsinger P., Staunton S., 1999: Root uptake and distribution of radiocaesium from contaminated soils and the enhancement of Cs adsorption in the rhizosphere. *Plant and Soil* 211. S. 131-138.

Gupta, D. K., Huang, H. G., 2014: Corporeal properties and phytoremediation of environmental contaminants. *Springer*.

Cherukumilli, Katya, Delaire, Caroline, Amrose, Susan, & Gadgil, Ashok J. 2017: *Environmental Science & Technology*, 51(4), 2321-2328.

Khotimchenko, Y. S., 2014: Removal of cesium from aqueous solutions by sodium and calcium alginates. *Journal of environmental science and technology* 7. S. 30-43

Köbbing, J.-F., Thevs, N., Zerbe, S., 2013: The utilisation of reed (*Phragmites australis*). *The Utilisation of Reed (Phragmites australis): A Review*.

Maestri, E., Marmioli, M., Visioli, G., Marmioli, N., 2010: Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environ. Exp. Bot.* 68, 1–13.

Marchand, L., Mench, M., Jacob, D. L., Otte, M. L., 2010: Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: *A review. Environmental Pollution*, 158(12), 3447–3461.

Marks, M., Lapin, B., Randall, J., 1994: *Phragmites australis* (*P. communis*): threats, management and monitoring. *Phragmites australis* (*P. communis*): *Threats, Management and Monitoring*

Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M. J., & Samson, D., 2005: Phytoextraction of heavy metals from contaminated soils: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 8, 1-45.

Melnikov, P. et Zanoni, L. Z., 2010: Clinical effects of cesium intake. *Biological trace element research*, 135(1-3), 1-9.

Mlejnská, E. 2009: Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. *Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka*, Praha, 119 s.

Moogouei, R., & Chen, Y., 2020: Removal of cesium, lead, nitrate and sodium from wastewater using hydroponic constructed wetland. *International Journal of Environmental Science and Technology*.

Newman, L. A., et Reynolds, C. M., 2005: Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, 16(3), 243-247.

Nordberg, G. F., Fowler, B. A., Nordberg, M., Friberg, L. T., 2014: Handbook on the Toxicology of Metals. *Academic Press*.

Petrová, Š., Soudek, P., & Vaněk, T., 2013: Remediací oblastí těžby uranu v České republice. *Chemické Listy*, 107, 283-291.

Pohlert, T., Bem, H., 2007: Uptake of cesium-137 by plants in highly contaminated areas: Selection of plants for phytoremediation and radioprotection. *Journal of Environmental Radioactivity*, 94(3), 187-200.

Rascio, N., & Navari-Izzo, F., 2011: Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting?. *Plant Science*, 180(2), 169-181.

Salt, David E., Smith, R. D., Raskin, Ilya, 1998: Phytoremediation. Annual review of plant biology, 49(1), 643-668. Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 49(1), 643-668.

Sansone, U., Belli, M., Jeran, Z., Kanivets, V.V., Radojko, J., Riccardi, M. et Voitsekhovitch, O.V., 2002: Suspended particle adhesion on aquatic plant surfaces: implications for ¹³⁷Cs and ¹³³Cs uptake rates and water-to-plant concentration ratios. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59(3), pp.257-271.

Shavandi, M.A., Haddadian, Z., Ismail, M.H.S., Abdullah, N., Abidin, Z.Z. 2012: Removal of Fe(III), Mn(II) and Zn(II) from palm oil mill effluent (POME) by natural zeolite. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(5), 750-759.

Shi, X., Fan, J., Zhang, J. et al., 2017: Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. *Environ Sci Pollut Res*, 24, 22524–22534.

Scholz, M., 2003: Performance predictions of mature experimental constructed wetlands which treat urban water receiving high loads of lead and copper. *Water Research*, 37, 1270-1277.

Smrček, S. (2003): Phytoremediation – a method of soil and water decontamination from organic pollutants, metals, and radionuclides. *České vysoké učení technické, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská*, Praha, 20 s.

Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Kotyza J., Vaněk T., 2008: Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy* 102. S. 346-352.

Soudek, P., Tykva, R., & Vaněk, T., 2004: Laboratory analyses of ¹³⁷Cs uptake by sunflower, reed and poplar. *Chemosphere*, 55(7), 1081-1087.

Šálek, J., Tlapák, V. 2006: Přírodní způsob čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. *Informační centrum ČKAIT*, Praha, 283 s.

Vaněk, T., Soudek, P., Podlipná, R., Petrová, Š., Landa, P. 2017: Fytoremediace a možnosti její aplikace. *Středisko společných činností AV ČR*, v. v. i. Praha, 23 s.

Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D., Mench, M., 2009: Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 16, 765–794.

Véry, A.A. et Sentenac, H., 2003: Molecular mechanisms and regulation of K⁺ transport in higher plants. *Annual Review of Plant Biology*, 54(1), pp.575-603.

White, P. J. et Broadley, M. R., 2000: Tansley Review No. 113 Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytologist*, 147(2), 241-256.

Vymazal, J. 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. *ENVI a.s.*, Třeboň, 147 s.

Vymazal, J. 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. *ENKI o. p. s.*, Třeboň, 13 s.

Vymazal, J. 2008: Využití umělých mokřadů pro čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění. In: Vymazal, J. (eds): Decentralizované nakládání s odpadními vodami. *ARDEC s.r.o.*, Brno, s. 61-70.

Vymazalová, M., Matějů, V., Zima, J., Mihaljevič, M., 2018: Fytoremediace v obnově kontaminovaných půd. Prague: *Czech Academy of Sciences*, ISBN: 978-80-905317-9-5.

Wang, Y., Xu, Y., Li, M., Zhou, Q., & Liu, W. 2011: Potassium dynamics in a constructed wetland for treating eutrophic water. *Ecological Engineering*, 37(6).

White, P. J. et Broadley, M. R., 2000: Tansley Review No. 113 Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytologist*, 147(2), 241-256.

Yamagata, N., Yamagata, T. et Matsuda, S., 1959: The different distribution of rubidium and cesium in natural plants. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, 32(4), 407-414.

Zachara, J.M., Smith, S.C., Liu, C., McKinley, J.P., Serne, R.J. et Gassman, P.L., 2002: Sorption of Cs⁺ to micaceous subsurface sediments from the Hanford site, USA. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 66(2), pp.193-211.

Zhang, H., Davison, W., Gadi, R., Shen, J., 2014: Impact of cesium on rice growth and uptake. *Journal of Environmental Radioactivity*, 127, 80-85.

Zhang, H., Davison, W., Gadi, R., Shen, J., 2015: Application of anthracite-coated diatomite for simultaneous removal of ammonium, phosphate, and organic matter in aqueous solution. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8348-8357.

Zhang, Y., He, L., Chen, X., Shi, L., Zhu, X., 2012: Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by polydopamine microspheres: Synthesis, adsorption kinetics and adsorption isotherms. *Journal of Hazardous Materials*, 211-212, 28-37.

Zhu, Y. G. et Smolders, E., 2000: Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany*, 51(351), 1635-1645.

8.2 Knihy

Kadlec, R. H., & Knight, R. L. 1996: Treatment wetlands, CRC Press.

Marschner H., 1995: Mineral nutrition of higher plants 2nd edition. *Academic*, Great Britain. 651s.

Merunka, V., 2015: Radioaktivita a záření. Praha, VŠCHT Praha.

Middleton, B. A. 2002: Wetland restoration, flood pulsing, and disturbance dynamics, John Wiley & Sons.

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. 2015: Wetlands, John Wiley & Sons.

Švec, A., 2005: Jaderná chemie, *VUT Brno*, Brno.

9 Seznam obrázku a grafů

Obrázek 1: Hotové treatmenty.	31
Obrázek 2: Příklad Multiwave GO.	33
Obrázek 3: Teflonové zkumavky po vyndání z rotoru přístroje.	34
Obrázek 4: Přelévání vzorků do 50 ml odměrných baněk.	34
Obrázek 5: Příklad na výrobu MiliQ vody.	35
Obrázek 6: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (zelené listy).	38
Obrázek 7: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (suché listy).	39
Obrázek 8: Graf obsahu cesia v rákosu obecném ve vybraných substrátech na podzim 2021 (suché listy).	40
Obrázek 9: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.	42
Obrázek 10: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.	44
Obrázek 11: Grafy absorbovaného množství cesia v rákosu obecném v jednotlivých substrátech.	46
Obrázek 12: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu antuka na podzim a na jaře.	48
Obrázek 13: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu šterk na podzim a na jaře.	49
Obrázek 14: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu biouhel na podzim a na jaře.	50
Obrázek 15: Graf rozdílu příjmu cesia v rákosu obecném v substrátu půda na podzim a na jaře.	52
Tabulka 1: Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs v rákosu obecném mezi jednotlivými substráty.	43
Tabulka 2: Tabulka Dunnova testu porovnávající signifikanci rozdílu příjmu Cs v rákosu obecném mezi jednotlivými substráty.	44