

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**



**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vliv struktury filtračního lože KČOV na účinnost odstranění Cs**

Influence of filtration bed structure in constructed wetland on Cs removal efficiency

Diplomant: Bc. Jaroslav Lhotský

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

2020

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jaroslav Lhotský

Krajinné inženýrství  
Regionální environmentální správa

Název práce

**Vliv struktury filtračního lože KČOV na účinnost odstranění Cs**

Název anglicky

**Influence of filtration bed structure in constructed wetland on Cs removal efficiency**

---

### Cíle práce

Cílem práce je s využitím fyzikálního modelu KČOV zjistit vliv struktury filtračního lože na odstranění Cs a na základě experimentálních prací navrhnout vhodnou strukturu filtračního lože s cílem dosáhnout, co nejvyšší účinnosti odstranění Cs.

### Metodika

- 1) Rešerše
- 2) Sestavení fyzikálního modelu KČOV
- 3) Testování různých filtračních náplní
- 4) Laboratorní práce – mikrovlnný rozklad a stanovení Cs
- 4) Vyhodnocení výsledků a návrh struktury filtračního lože pro odstranění Cs z kontaminované vody

**Doporučený rozsah práce**

70 stran

**Klíčová slova**

Cs, kořenová čistírna, filtrační materiál, fytoremediace

---

**Doporučené zdroje informací**

- Burger, A., Lichtscheidl, I., 2017. Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Sci. Total Environ.*
- Rinaldi, F., Komínková, D., Berchová, K., Daguinet, J., Pecharová, E., 2017. Stable cesium (<sup>133</sup>Cs) uptake by *Calla palustris* from different substrates. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 139, 301–307.
- Squire, H.M., Middleton, L.J., 1966. Behaviour of Cs137 in soils and pastures a long term experiment. *Radiat. Bot.* 6, 413–423
- Van Bergeijk, K.E., Noordijk, van H., Lembrechts, J., Frissel, M.J., 1992. Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and-strontium as analyzed by a nonparametric method. *J. Environ. Radioact.* 15, 265–276.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2019/20 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

**Konzultant**

ing. Jaroslav Vacula

Elektronicky schváleno dne 29. 10. 2019

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 11. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 16. 01. 2020

### **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Vliv struktury filtračního lože KČOV na účinnost odstranění 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 diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Dasnicích dne 24.4.2020

.....

### **Poděkování:**

Chtěl bych tímto poděkovat paní prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za odborné vedení práce, trpělivost, rady a pomoci při praktické části práce. Poděkování patří Ing. Jaroslavu Vaculovi za pomoc při praktické části práce a při vyhodnocení výsledků. Děkuji za pomoc rovněž všem kolegyním a kolegům z fakulty životního prostředí, kteří mi poskytli svou pomoc při přípravě fyzikálních modelů, odběrech vzorků, přípravě vzorků k měření a mytí zkumavek. Též děkuji své rodině za jejich podporu.

## **Abstrakt:**

Diplomová práce se zabývá posouzením vlivů různých filtračních materiálů kořenové čistírny odpadních vod na odstranění cesia z kontaminované vody. Experimentální část byla provedena s využitím fyzikálních modelů kořenové čistírny odpadních vod, které byly vytvořeny a umístěny na experimentálním pozemku ČZU. Pro diplomovou práci bylo použito čtyřicet 75L nádob, které byly rozděleny do 4 treatmentů (10 nádob pro každý treatment). Základem každého filtračního lože byly štěrky a písek, ve třech treatmentech pak byla část písku nahrazena jedním filtračním aditivem (biochar, antuka, technogenní půda). Každá testovací nádoba byla osázena rákosem obecným (*Phragmites australis*) (3ks/nádobu). Testované nádoby byly kontaminovány 0,5 mM roztokem CsCl, první experiment proběhl s vysokým hydraulickým zatížením (20L roztoku na nádobu), během druhého experimentu byly testovací nádoby zatíženy malým hydraulickým zatížením (6L roztoku na nádobu). Koncentrace cesia na odtoku z nádrží byla sledována po dobu 23 resp. 5 dní pro první, resp. druhý experiment.

Nejvyšší účinnost 98,5 % odstranění Cs z kontaminované vody byla pozorována pro základní skladbu filtračního lože, tzn. štěrky a písek. Skladba filtračního lože z písku a technogenní půdy dosahovala účinnosti 93,7 %. Skladba z písku, antuky a štěrku dosahovala účinnost 69,9 %. Nejmenší účinnost 28,4 % byla pozorována u skladby z písku, biocharu a štěrku. V druhém experimentu trvajícím 5 dní vykazaly filtrační materiály stejné pořadí v účinnosti odstranění Cs. Základní skladba filtračního lože ze štěrku a písku dosahovala účinnost 97,9 %. Skladba z písku a technogenní půdy 77,3 %. Skladba z písku, antuky a štěrku 35 %. Nejnižší účinnost byla pozorována u skladby z písku, biocharu a štěrku 32,3 %.

**Klíčová slova:** Cs, kořenová čistírna, filtrační materiály, fytoremediace

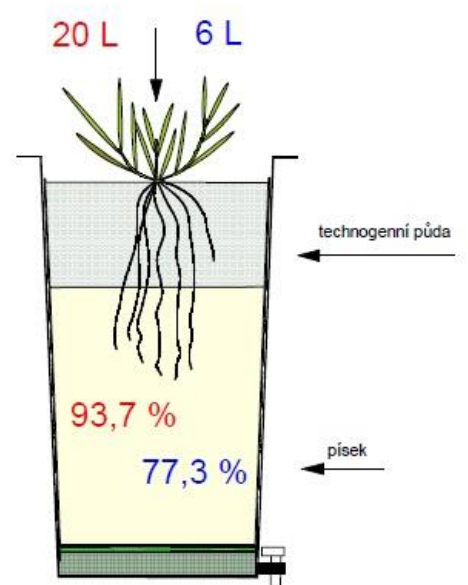
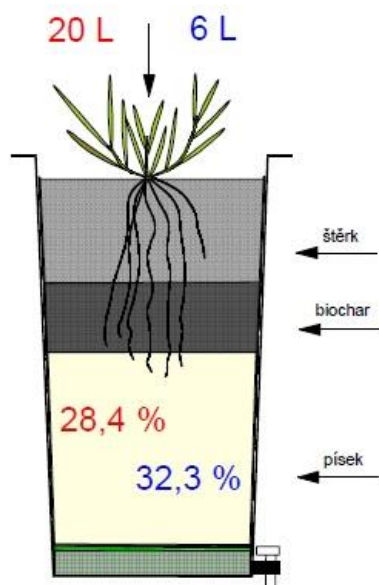
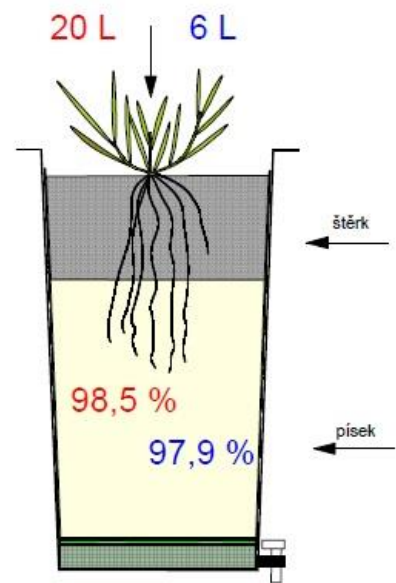
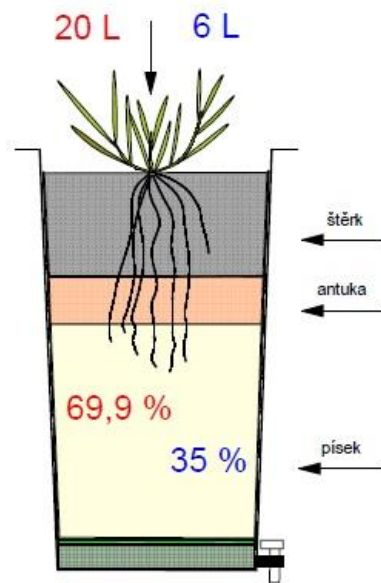
**Abstract:**

This thesis deals with the assessment of the effects of various filter materials of the root's sewage treatment plant on the removal of cesium from contaminated water. The experimental part was performed using physical models of the root's sewage treatment plant, which were created and placed on the experimental field. Forty 75L containers were used for the thesis and were divided into 4 treatments (10 containers for each treatment). The base of each filter space was gravel and sand. For three treatments a part of the sand was replaced by one filter additive (biochar, clay, technogenic soil). Each test's container was planted with reed (*Phragmites australis*) (3pcs per container). The test containers were contaminated with 0.5 mM CsCl solution, the first experiment was carried out with a high hydraulic load (20L solution per vessel), during the second experiment the test's containers were loaded with a low hydraulic load (6L solution per vessel). The concentration of cesium in the effluent from the reservoirs was monitored for 23 resp. 5 days for the first, respectively. second experiment.

The highest efficiency of 98,5 % Cs removal from contaminated water was observed for the basic composition of the filter space; gravel and sand. The composition of the filter space made of sand and technogenic soil reached an efficiency of 93,7 %. The composition of sand, clay and gravel reached an efficiency of 69,9 %. The lowest efficiency of 28,4 % was observed for sand, biochar and gravel compositions. In a second experiment lasting 5 days, the filter materials showed the same order of Cs removal efficiency. The basic composition of the filter space made of gravel and sand reached an efficiency of 97,9 %. Composition of sand and technogenic soil 77,3 %. Composition of sand, clay and gravel 35 %. The lowest efficiency was observed for sand, biochar and gravel compositions of 32,3 %.

**Key words:** Cs, constructed wetland, filtration material, phytoremediation

**Grafický abstrakt:**





## Obsah

1	Úvod .....	1
1.1	Cíle práce .....	2
2	Literární rešerše .....	2
2.1	Těžké kovy .....	2
2.2	Radioaktivní prvky .....	3
2.3	Cesium .....	4
2.4	Bioremediace .....	5
2.5	Fytoremediace .....	5
2.5.1	Princip fytoremediace .....	5
2.5.2	Typy fytoremediace .....	6
2.5.2.1	Fytodegradace .....	6
2.5.2.2	Rhizodegradace .....	6
2.5.2.3	Fytostabilizace .....	6
2.5.2.4	Fytoakumulace .....	7
2.5.2.5	Rhizofiltrace .....	7
2.5.3	Možnosti zvýšení účinnosti fytoremediace .....	7
2.6	Příjem a akumulace kovů v rostlinách .....	8
2.7	Rostlinný příjem cesia .....	9
2.8	Kořenové čistírny odpadních vod .....	12
2.8.1	Princip čištění odpadních vod v kořenové čistírně .....	12
2.8.2	Druhy kořenových čistíren .....	12
2.8.3	Činnost vegetace v kořenové čistírně .....	13
2.8.4	Rostliny vhodné pro kořenovou čistírnu .....	13
2.8.5	Konstrukce kořenového pole .....	14
2.8.5.1	Filtrační materiály vhodné k odstranění těžkých kovů .....	15
	Písek .....	16

Štěrk.....	16
Půda.....	17
Stavební odpad.....	17
Aktivní uhlí.....	17
Vápenec .....	18
Pyrit .....	18
3 Metodika práce.....	18
3.1 Tvorba fyzikálního modelu .....	18
3.2 Terénní experiment.....	22
3.3 Odběr vzorků.....	23
3.4 Zpracování vzorků.....	24
3.5 Statistické vyhodnocení výsledků .....	26
3.6 Výpočet účinnosti .....	26
4 Výsledky.....	28
4.1 První část experimentu.....	28
4.2 Druhá část experimentu .....	39
4.3 Cesium v rákosu .....	47
5 Diskuse .....	52
6 Závěr.....	54
7 Seznam literatury .....	56
8 Seznam obrázků a grafů .....	64
9 Přílohy .....	66
9.1 Boxploty jednotlivých treatmentů první expozice.....	66

# 1 Úvod

V současné době je životní prostředí významně ovlivněno lidskou činností. Lidstvo během svého vývoje využívá produkty, jejichž výroba znečišťuje životní prostředí. Mezi významné zdroje znečištění patří zemědělská produkce, výroba elektrické energie, likvidace odpadů, chemický průmysl, zpracování ropy a mnohé další zdroje znečištění (Singh et al., 2011). Znečišťující látky se nacházejí v ovzduší, půdě, a především ve vodě. Látky znečišťující životní prostředí mají negativní vliv na živé organismy.

Mezi nejvýznamnější látky znečišťující životní prostředí patří těžké kovy. Koncentrace kovů se v životním prostředí zvýšila v průběhu průmyslové revoluce. Kovy jsou samozřejmě v přírodě běžně zastoupeny v zemské kůře. Pro mnoho druhů organismů je jejich přítomnost v prostředí zásadní. Vysoká koncentrace kovů ohrožuje zdraví lidí i zvířat svou toxicitou. Do lidského těla se mohou dostat ionty kovů prostřednictvím trávicího ústrojí, dýchacího ústrojí nebo kůže. Látky v těle jsou dále přepravovány krví a dostávají se tak do celého těla (Yanga et al., 2005). Přítomnost kovů v lidském těle může vést k onemocnění, omezení funkcí lidských orgánů či případnému onkologickému onemocnění. Onemocnění je ovlivněno dobou a množstvím kovů v těle (Kafka et Punčochářová, 2002).

Cesium je jedním z nejrozšířenějších těžkých kovů v životním prostředí. Má formu stabilního cesia nebo také radiocesia. Původ radiocesia je přisuzován testům jaderných zbraní a průmyslovým haváriím, kdy nejznámější je havárie v jaderné elektrárně Černobyl v roce 1986 (Zhu et Shaw, 2000). Přítomnost kontaminace Cs v životním prostředí je nebezpečná z důvodu vysoké rozpustnosti ve vodě. Fyzikálně-chemické vlastnosti cesia jsou podobné vlastnostem draslíku. Cesium se snadno pohybuje ve vodním prostředí. Hromadí se tak v rostlinách, vodních i suchozemských druzích (Khotimchenko et al., 2014). Schopnost rostlin přijímat cesium je předmětem mnoha studií již od 50. let minulého století (White et Broadley, 2000). Cesium je rostlinami přijímáno, i když pro ně nepředstavuje zdroj výživy (Marschner, 1995).

Vhodným řešením k odstranění cesia i dalších těžkých kovů představuje fytoremediace. Metoda je založena na principu absorpce kontaminantů

ze znečištěného prostředí do rostliny. Jde o metodu šetrnou k životnímu prostředí, není nákladná, ale je časově náročná. Jednou z forem fytořemediace je rhizofiltrace. Metoda využívá kořeny rostlin k odstranění kovů a radionuklidů ze znečištěných vod (Soudek et al., 2008).

Rhizofiltrace je využívána především v kořenových čistírnách odpadních vod, kdy znečištěná voda protéká propustným filtračním ložem, které je osázeno mokřadními rostlinami. Při průtoku znečištěné vody filtračním materiálem dochází k vysokému odstraňování znečišťujících látek pomocí chemických, fyzikálních a biologických procesů za spoluúčasti rostlin (Mlejnská, 2009).

V diplomové práci je testován vliv různých filtračních materiálů při odstraňování cesia z kontaminované vody.

## **1.1 Cíle práce**

Cílem práce je s využitím fyzikálního modelu KČOV zjistit vliv struktury filtračního lože na odstranění Cs a na základě experimentálních prací navrhnout vhodné struktury filtračního lože s cílem dosáhnout, co nejvyšší účinnosti odstranění Cs.

## **2 Literární rešerše**

### **2.1 Těžké kovy**

V přírodě se kovy nachází v ryzí formě a ve formě solí. V nízkých koncentracích se vyskytují v zemské kůře. Zvýšené koncentrace jsou přirozené, ale pouze lokálně. Je to v místech, kdy jsou prvky zkoncentrovány v rudách. Kovy se vyskytují v tuhých, kapalných a plynných látkách. Koncentrace těžkých kovů v přírodě se liší (Kafka et Punčochářová, 2002).

Těžké kovy jsou přítomny v půdě, ovzduší, vodě, ale i v potravinovém řetězci. Vlivem působení plísní a bakterií v půdě a vodě dochází k chemickému rozkladu organických kontaminantů. Kovy nedegradují, ale kumulují se v horních vrstvách půdy. U některých kovů může být jejich toxicita zvýšena nebo pozměněna vlivem působení mikroorganismů. Kovy se pohybují především ve svých

biogeochemických cyklech. Mohou z cyklu vystoupit a kumulovat se například v půdě nebo živém organismu. Mobilita kovů se zvyšuje jejich rozpustností. Látky, které jsou rozpuštěné, mají dvě formy. Jde o stabilní komplex a o nestálou hydratovanou iontovou formu. Pohyb v přírodních podmínkách ovlivňuje rozpustnost v kyselinách. Jde především o kyseliny sírovou a dusičnou. V půdním prostředí mobilitu ovlivňuje kvalita a obsah organické hmoty, činnost půdních organismů a minerální složení (Makovníková et al., 2006).

Těžké kovy patří mezi hlavní znečišťující látky. Ke kontaminaci ploch dochází lidskou činností, a to v důsledku hnojení, ukládání kalů, kompostů pesticidů, emisí ze spaloven odpadů a průmyslovou činností (Singh et al., 2011). Dalším významným zdrojem znečištění je elektronický odpad. Jde o již nefunkční a staré počítače, mobilní telefony a další elektronické zařízení. Tato zařízení mohou obsahovat olovo, beryllium, rtuť a další kovy. Většina elektronického zařízení neprochází recyklací a končí na skládkách komunálního odpadu (Polášková, 2011). K dalšímu znečištění dochází díky tepelným elektrárnám či automobilové dopravě (Nagajyoti et al., 2010).

Přítomnost těžkých kovů je v životním prostředí pro zdraví člověka ohrožující. Do lidského těla se mohou dostat ionty kovů prostřednictvím trávicího ústrojí, dýchacího ústrojí nebo kůže. Látky jsou dále přepravovány krví a dostávají se tak do celého těla (Yang et al., 2005). Přítomnost v lidském těle může vést k onemocnění, omezení funkce lidských orgánů či případnému onkologickému onemocnění. Onemocnění je ovlivněno dobou a množstvím kovů v těle (Kafka et Punčochářová, 2002).

## **2.2 Radioaktivní prvky**

Mezi radioaktivní prvky patří ty, u kterých probíhá samovolná přeměna jader nestabilních nuklidů na jádra jiná. Při tomto procesu vzniká jaderné – ionizující záření. V současné době je znám počet dvou tisíc nuklidů. Z tohoto počtu je pouze 266 stálých. Radioaktivní prvky máme přirozené nebo umělé (Švec, 2005). Radioaktivní záření je pro lidský organismus škodlivá. Vliv je závislý na síle a délce expozice. Svou roli zde hraje odolnost organismu. Záření vyvolává projevy na úrovni buněčné. Záření způsobuje zánik buněk nebo buňky modifikuje zpravidla přímým

účinkem na vlákna deoxyribonukleové kyseliny (DNA) v chromozomech. V případě, že množství poškozených buněk nebo usmrčených buněk je velké, dochází k poškození orgánů, případně k smrti zasaženého subjektu (Calabrese, 2004).

### 2.3 Cesium

Cesium (Cs) je prvek, který se ve své přirozené formě v přírodních podmínkách vyskytuje jako  $^{133}\text{Cs}$  (Ashraf et al., 2014). Společně s lithiem (Li), draslíkem (K), sodíkem (Na), rubidiem (Rb) a franciem (Fr) patří do skupiny alkalických kovů. Jde o prvek, který je kujný, měkký. Je to slabě hydratovaný kov. Může se vyskytovat ve 20 izotopových formách ( $^{123}\text{Cs}$  až do  $^{144}\text{Cs}$ ). Všechny izotopy jsou nestabilní až na  $^{133}\text{Cs}$ . Tři izotopy mají velmi dlouhé poločasy rozpadu. Jde o  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{135}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$ . Všechny tyto prvky vyzařují beta záření. Jejich poločasy rozpadu jsou však různé. Většina z nich má poločas rozpadu kratší než 2 týdny. Pouze  $^{134}\text{Cs}$  a  $^{137}\text{Cs}$  mají poločasy rozpadu 2 roky, respektive 30,2 let. I když se jedná o kov, cesium má bod tání při relativně nízké teplotě 28 °C (Butterman et al., 2005).

V přírodních podmínkách je cesium zastoupeno ve vyvřelých horninách a usazeninách. Je obsaženo v půdách, kdy je jeho obsah v rozmezí 0-26 mg.kg<sup>-1</sup> (Cook et al., 2007). K hlavním zdrojům  $^{137}\text{Cs}$  v životním prostředí patří především jaderné zkoušky v 50. letech minulého století, havárie v jaderné elektrárně v Černobylu roku 1986 (Plohy, 2019) a havárie v jaderné elektrárně Fukušima (Wagner, 2012). Jedním z nejčastějších produktů štěpení uranu v jaderných reaktorech a jaderných zbraních je právě  $^{137}\text{Cs}$ .

Přítomnost kontaminace  $^{137}\text{Cs}$  v životním prostředí je nebezpečná z důvodu vysoké rozpustnosti ve vodě. Fyzikálně-chemické vlastnosti  $^{137}\text{Cs}$  mají téměř shodné vlastnosti jako  $\text{K}^+$ . Z tohoto důvodu  $^{137}\text{Cs}$  se snadno pohybuje ve vodním prostředí a pod povrchem. Hromadí se ve vodních a suchozemských druzích rostlin (Khotimchenko et al., 2014).

## 2.4 Bioremediace

V dnešní době je pro odstranění těžkých kovů z životního prostředí využíváno několik metod, které jsou založeny na fyzikálních, chemických a biologických principech. K nejšetrnější metodě patří bioremediace.

Živé organismy jsou při bioremediaci využívány k rozkladu polutantů nebo k detoxifikaci. Bioremediace může být uskutečněna rostlinami, i pomocí mikroorganismů. Bioremediace může být využita v přírodních podmínkách *In situ*, nebo i *Ex situ* (dekontaminační plocha). Při bioremediaci dochází k akumulaci kontaminantů, které nelze degradovat. Jde o těžké kovy a radionuklidy (Petrová et al., 2013).

## 2.5 Fytoremediace

Fytoremediace využívá zelených rostlin k odstraňování znečišťujících látek z půdy, vzduchu a vody. Jde o technologii, kterou můžeme definovat jako využití různých druhů rostlin k přesunu, akumulaci nebo odstranění kontaminantů z životního prostředí. Metoda je šetrná k životnímu prostředí a je nákladově efektivní. Metoda fytoremediace má své nevýhody, ke kterým patří především dlouhá doba dekontaminace. Nedá se uskutečnit za jedno vegetační období. Metoda se v poslední době vyvíjí, aby se mohla užít při dekontaminaci znečištěných míst jak v České republice, tak i ve světě. Fytoremediace je vhodná k odstranění látek, nebo jejich sloučenin, které nejvíce postihují životní prostředí. Mezi ně patří arsen (As), kadmium (Cd), měď (Cu), rtuť (Hg), olovo (Pb), zinek (Zn), a radioaktivní – toxické stroncium (Sr), cesium (Cs) a uran (U) (Raskin et al., 1997).

### 2.5.1 Princip fytoremediace

Metoda využívá funkce rostlin a spočívá v jejich pravidelném růstovém cyklu. Rostliny při svém přirozeném růstu absorbují a naakumulují prvky ze znečištěného prostředí. Po vegetačním období jsou rostliny sklizeny. Jejich tkáň mohou být využity k produkci bioplynu. Rovněž se mohou bezpečně usušit, zkompostovat nebo zpopelnit. Pro fytoremediace se nedají využít všechny typy rostlin. Nejvhodnějšími rostliny jsou ty, které rostou rychle a mají hustý kořenový systém (Smrček, 2003).

## **2.5.2 Typy fytořemediace**

### **2.5.2.1 Fytodegradace**

Při procesu fytodegradace dochází k absorpci, přeměně a odbourávání kontaminantu přímo uvnitř rostliny. Za fytodegradaci můžeme považovat rovněž proces snižování kontaminantu v důsledku uvolňování enzymatických metabolitů rostliny do půdy. Fytodegradace se používá za účelem odstraňování organických polutantů, jako jsou například detergenty a výbušniny. Při užití této techniky je zapotřebí zajistit, aby nedošlo k přeměně na metabolity. Tyto jsou často toxičtější než samotné primární polutanty (Soudek et al., 2008).

### **2.5.2.2 Rhizodegradace**

Tato metoda pracuje na základě zvýšení množství půdních bakterií v půdě díky kořenovému systému rostlin, což umožňuje snížit množství kontaminantu v půdě. Kořenový systém vylučuje do půdy mnoho organických sloučenin jako například alkoholy a cukry. Tyto sloučeniny se stávají potravou pro půdní bakterie. Vlivem dostatku živin může počet mikroorganismů rapidně vzrůstat. Dochází rovněž ke stimulaci jejich aktivity, což je důležité pro odbourání okolních polutantů (Soudek et al., 2008).

### **2.5.2.3 Fytostabilizace**

Metoda fytostabilizace využívá rostliny k imobilizaci půdních a vodních kontaminantů. Metoda závisí na biologických, chemických a fyzikálních vlastnostech půdy. Kořenový systém rostlin díky adsorpci, komplexaci a precipitaci snižuje případné vymývání kontaminantu z půdy, kalů a sedimentů. Při procesu fytostabilizace se uplatňuje vliv produkce huminových látek, které váží kontaminant v půdě. Rostliny svým vzrůstem rovněž zabraňují vodní a větrné erozi a zabraňují tak rozptýlu kontaminace na povrchu. Metodu fytostabilizace lze užit tam, kde je zapotřebí obnovit vegetační pokryv, ale vzhledem k velké kontaminaci není možné na znečištěné lokalitě aplikovat běžnou vegetaci. Využívá se pro konečnou úpravu ploch, kde byly k odstranění znečištění použity jiné sanační technologie (Soudek et al., 2008).



#### **2.5.2.4 Fytoakumulace**

Fytoakumulace je metoda založená na absorpci kontaminantu kořeny rostliny. Následně dochází k akumulaci v části rostliny nad zemí. Po absorpci kontaminantů následuje sklizeň. Se sklizenými rostlinami je nutno zacházet jako s odpadem. Je tedy nutné před samotnou aplikací metody uvážit, jak bude s rostlinným odpadem dále nakládáno. Důležitým předpokladem pro fungování této metody je hyperakumulační vlastnost rostliny vůči sanovanému kontaminantu. Metoda je úspěšná při sanaci těžkých kovů a radionuklidů. Není vhodná pro odstranění organických látek, které mohou být rostlinou metabolizovány na ještě toxičtější sloučeninu. Může dojít i k tomu, že toxické látky mohou být rostlinou vydýchány do ovzduší (Soudek et al., 2008).

#### **2.5.2.5 Rhizofiltrace**

Metoda rhizofiltrace se používá především při odstraňování kontaminantu ze znečištěných povrchových vod, splaškových vod, případně vyčerpaných podzemních vod za použití kořenového systému rostlin. Metoda je finančně vhodná pro případy dekontaminace velkých objemů znečištěné vody malými koncentracemi polutantů. Rhizofiltrace se ukázala jako zvláště vhodná při zachytu radionuklidů, které byly úspěšně akumulovány kořeny rostlin *Brassica juncea* nebo *Helianthus annuus* (Soudek et al., 2008). Při procesu čištění dochází k precipitaci kontaminantu na kořenový systém. Může dojít rovněž k absorpci přímo v kořenech. Polutant nemůže být rostlinou vylučován do ovzduší (Duschenkov, 2003). Na rozdíl od fytoextrakce jsou při rhizofiltraci cílovou částí rostliny kořeny, kdežto u fytoextrakce jsou to nadzemní části rostliny. Metoda se úspěšně používá např. v Černobyli, kde se užívají slunečnice k odstranění izotopu cesia (Cs) a stroncia (Sr) z povrchových vod (Soudek et al., 2008).

#### **2.5.3 Možnosti zvýšení účinnosti fytořemediace**

Fytořemediace lze považovat za agronomický postup. Zvýšení fytořemediace závisí na agronomických znalostech. Vzhledem k tomuto faktu jsou procesy hnojení půdy, selekce rostlin, hustota rostlin při výsadbě, střídání rostlin, podpora (hubení

škůdců, zavlažování), zvyšování biodostupnosti pomocí syntetických chelatorů, schopny zlepšit účinnost fytořemediace (Soudek et al., 2008).

Pro zvýšení účinnosti je zapotřebí výzkum, který je důležitý pro identifikaci fytořemediuujících druhů, které jsou schopny udržet stálou rychlost extrakce kovu. Informace jsou rovněž důležité pro optimalizaci doby sklizně rostlin. Ke sklizni by mělo docházet v době, kdy dochází ke snížení rychlosti akumulace kovu rostlinou. Tento postup může snížit dobu každého vegetačního cyklu. Došlo by k umožnění sklizně více biomasy v jedné sezóně (Soudek et al., 2008).

Novou moderní cestou mohou být transgenní rostliny. S jejich pomocí může být zvýšená účinnost fytořemediace. Mnoho genů v rostlinách se účastní příjmů kovů, translokace, ukládání a transferu. To může vést k rozvoji transgenních rostlin v závislosti na strategii, pro kterou budou vyšlechtěny. Pro akumulaci například ve vysokých koncentracích kovů ve sklíditelných částech, transfer nebo overexprese genů povede ke zvýšení příjmů kovů, jejich lepší translokaci, uložení nebo mezibuněčnému zacílení v rostlině. Zlepšení schopnosti přijímat kovy v rostlině může zajistit genetická úprava syntézy chelatorů kovů. Rozvoj účinných transgenních rostlin pro fytořemediaci je závislý na vnesení genů z hyperakumulátorů nebo jiných zdrojů do rostlin (Soudek et al., 2008).

## **2.6 Příjem a akumulace kovů v rostlinách**

Největší přísun živin přijímají rostliny svým kořenovým systémem. Rovněž mohou rostliny přijímat živiny celým svým povrchem. Přijímají látky z atmosféry zejména pomocí listů. Rostliny dokážou přijímat pouze volné ionty (Hall, 2002).

Důležitou charakteristikou rostliny pro fytořemediaci je morfologie kořene a jeho délka. Mezi rostlinami, které se pro účel fytořemediace užívají, jsou rostliny s vláknitým kořenovým systémem (trávy), tak i rostliny, v jejichž kořenovém systému je centrální kořen, který je dominantní. Příjem látek při fytořemediaci může ovlivnit i hloubka vod, úrodnost půdy, struktura půdy a koncentrace kontaminantů. Při výběru je důležité zvolit rostlinu, která v daných klimatických podmínkách prosperuje, má vhodné půdní podmínky a má rovněž dostatečnou schopnost fytořemediace. U rostliny se také musí zvážit, jak je odolná vůči chorobám, chladu, horku, hmyzu, suchu, chemikáliím a stresu (Vaněk et al., 2017).

Různé druhy rostlin jsou schopné přijímat organické látky do svého organismu přímo z míst, které jsou kontaminovány. Schopnost je závislá především na fyzikálně-chemických vlastnostech kontaminantů a na vlastnostech rostlin. Některé hydrofobní organické sloučeniny se váží pevně na povrch kořenů, a proto není snadné je odstranit. V takovém případě je nutné rostliny sklídit i s látkami, které absorbovaly. Látky, kterými jsou rozpustnější kontaminanty, se nesorbují příliš pevně a jsou transportovány skrze membrány do rostlinné tkáně za pomoci specifických přenašečů. Tyto přenašeče hrají významnou roli v toleranci rostlin ke kovům. Rostliny organické sloučeniny skladují v nezměněné formě nebo jsou původní sloučeniny pomocí detoxikačního metabolismu transformovány na nefytotoxické metabolity, které se uloží v různých místech rostlinné buňky, například ve formě ligninu nebo ve vakuole (Kučerová et al., 1999). Po absorpci kovů do buňky může být uložen v kořeni nebo detoxifikován. Rovněž může být transportován do nadzemních částí rostliny přes specifické přenašeče (Raskin et al., 1994).

## 2.7 Rostlinný příjem cesia

Jak již bylo zmíněno, ke kontaminaci životního prostředí cesiem dochází při nehodách v jaderném průmyslu, zkouškami jaderných zbraní a degradací kontaminované biomasy. Vyskytuje se především jako kationt  $\text{Cs}^+$ . Cesium je dobře rozpustné, a tudíž i dostupné (Avery, 1995). Při vniknutí cesia do půdního prostředí dojde k jeho imobilizování a adsorbování půdními složkami, jako jsou jílové minerály a oxidy železa. Během daného procesu je cesium uvolňováno do půdního roztoku díky zvětrávání půdy a organickým komplexům. Půdní roztok může být vyplaven do podzemních vod anebo odebrán rostlinami. Rostliny přijímají cesium, i když pro jejich výživu není v současné době známa žádná funkce (Marschner, 1995).

Rostliny přijímají cesium oddenky, kořeny a listy. Jejich schopnost absorpce má vliv na potravinový řetězec. Může být transportováno v rámci rostliny do různých orgánů (Yan et al., 2013). Cesta cesia v rostlinách je při příjmu rozdílná. Z kořenů je dále transportováno xylémem do vyšších částí rostliny – do stonků, listů a plodu (Nadkarni et Primack, 1989). Při příjmu listy se cesium přesouvá do stonku a plodu (Henner et al., 2005). Při studiu distribuce cesia v rostlinách bylo zjištěno, že se cesium v některých případech akumulovalo v kořenovém systému, jako to bylo

vypozorováno v kořenech *Epipremnum aureum* (Kamel et al., 2007), nebo v oddencích *Pteridium aquilinum* (Tyson et al., 1999). V jiných případech se cesium přeneso do stonků, kde se akumuluje v cévní systém výhonků např. zjištěno u *Arabidopsis thaliana* (Isaure et al., 2006). Cesium je v rostlinách vysoce mobilní. Různá distribuce v rostlinách může být pravděpodobně způsobena odlišnou schopností buněk přijímat cesium (Zhu et Shaw, 2000).

Schopnost rostlin přijímat cesium z půdy se vyjadřuje pomocí přestupového koeficientu (TF). Struktura půdních částic a obsah přítomnosti draslíku má zásadní vliv na přestupový koeficient (Guivarch et al., 1999). Přestupový koeficient Cs je ovlivněn obsahem organického materiálu v půdách. S rostoucím množstvím organické hmoty také roste dostupnost Cs pro rostliny (Sanchez et al., 1999). Smolders et al., (1997) uvádí, že vyšší přítomnost draslíku v půdách zvyšuje dostupnost cesia pro rostliny. Cesium má chemické vlastnosti podobné draslíku. Zhu et al., (1999) při mnoha pokusech zjistili, že při zvýšení koncentrace draslíku došlo ke snížení příjmu cesia. Malm et al., (1991) zase uvádí, že nenašli žádný vzájemný vztah mezi velikostí obsahu draslíku a příjmem cesia. Schachtman a Schroeder (1994) uvádí, že za pomoci draslíkových přenašečů dochází k transportu cesia. I přesto není cesium transportováno do rostlin stejně efektivně jako draslík. Na druhé straně Malm et al., (1991) a Ban-nai et Muramatsu (2002) nenašli žádnou korelaci mezi koncentrací draslíku a příjmem cesia. I další prvky ovlivňují transportní faktory přenosu cesia, jako jsou hořčík, vápník, dusík, fosfor, sodík, rubidium, lithium, stroncium, baryum, arsen, hliník a těžké kovy (Burger et Lichtscheidl, 2017). Rostliny samotné mohou ovlivnit půdní podmínky, kdy kořeny mohou vylučovat různé látky, jako třeba organické kyseliny s nízkou molekulovou hmotností, cukry a aminokyseliny,  $H^+$  a  $HCO_3^-$ . Uvolněním  $H^+$  nebo  $HCO_3^-$  kořeny aktivně ovlivňují pH v jejich bezprostředním okolí. Tímto se zvyšuje dostupnost draslíku a fosforu (Marschner et al., 1986), (Ehlken et Kirchner, 2002) a dochází tak ke zvýšení dostupnosti cesia pro rostliny (Wendling et al., 2004), (Chiang et al., 2005). Fyziologie a morfologie rostlin ovlivňuje absorpci cesia, jak bylo prokázáno v rozdílech při přenosu cesia u různých druhů rostlin rostoucích na stejné půdě (Coughtrey et Thorne, 1983), (Desmet et al., 1990). Teplota rovněž ovlivňuje příjem cesia, a to díky silnému vlivu na aktivitu a množství mikroorganismů, které jsou důležité pro retenci adsorbovaného cesia například v lesních půdách (Parekh et al.,

2008). Jak uvádí Ehlken et Kirchner (1996) vlhkost půdy také ovlivňuje příjem cesia. V důsledku vyššího výparu se stopové prvky koncentrují ve zbylém půdním roztoku, a to má za následek vyšší absorpci kořeny (Ehlken et Kirchner, 1996).

Jak uvádí Kamel et al., (2007) mělo by být využito vysokého potenciálu vodních rostlin k rhizofiltraci. Metoda je schopna za pomoci kořenů odstranit  $^{137}\text{Cs}$  z vodního prostředí. Ve vodním prostředí se  $^{137}\text{Cs}$  rychle šíří. Jeho tendence je se hromadit v sedimentech, bentosu a ve vodních rostlinách (Ashraf et al., 2014). Většina vodních rostlin je ukotvena v sedimentech oddenky nebo kořeny. Z kořenů a oddenků vyrůstají stonky a listy do vodního sloupce a nad hladinu. Rostliny absorbují živiny ze sedimentů nebo z vodního sloupce. Druhy rostlin dělíme do třech forem růstu: vynořené (emergentní), ponořené nebo plovoucí (Burger et Lichtscheidl, 2017). Rostliny vynořené jsou zakořeněné v sedimentech především v mělkých vodách. Mají vztyčené stonky. Ty vyčnívají nad hladinu vody. Ponořené rostliny mají kořeny ve větších hloubkách, stonky a listy sahají do vodního sloupce. Volně se pohybující rostliny mají listy a kořeny, které však nedosahují dolů do sedimentu (Pinder et al., 2006). Saleh (2012) zjistil, že volně plovoucí rostliny měly vyšší příjem  $^{137}\text{Cs}$  v kořenech než ve výhoncích. Pinder et al., (2006) upozorovali malý důkaz o příjmu cesia přes listy. Sawidis et al., (2011) při své studii došli ke zjištění, že v ponořených a vodních rostlinách je zachycena nejvyšší koncentrace  $^{137}\text{Cs}$  v kořenech, následně v listech a výhonkách. Soudek et al., (2004) zjistili, že v rákosu obecném *Phragmites australis* byl zjištěn příjem cesia v celé rostlině, především v uzlech a mladých výhoncích vyrůstajících z kořenového systému.

Jeden z prvních pokusů s využitím rostlin k zastavení šíření radionuklidů lze vysledovat na počátku padesátých let minulého století (White et Broadley, 2000). Timofeeva - Ressoavskaia et al., (1962) provedli studii zabývající se distribucí radionuklidů v ekosystému sladkovodního rybníka. Ukázalo se, že vodní rostliny akumulují většinu radionuklidů. I Dushenkov et al., (1999) uvádí, že rhizofiltrace je proveditelná metoda k odstranění radionuklidů z vodních toků. Rhizofiltrace byla úspěšně použita k odstranění uranu v bývalém zařízení na zpracování v Ashtabule (USA) (Dushenkov et al., 1999).

## **2.8 Kořenové čistírny odpadních vod**

### **2.8.1 Princip čištění odpadních vod v kořenové čistírně**

Kořenové čistírny odpadních vod fungující na principu mokřadů, tedy mechanických, fyzikálně-chemických a biologických procesech za spoluúčasti rostlin, které probíhají ve filtračním prostředí nasyceném vodou. Čistící proces má zpravidla dvoustupňový způsob čištění. V prvním stupni probíhá mechanické předčištění v septiku, případně ve šterbinové nádrži. Voda, která prošla prvním stupněm, pokračuje dále do druhého stupně, kde dochází k dočištění a odstranění nečistot. Druhý stupeň je tvořen filtračním ložem s vhodným substrátem, ve kterém jsou zasázeny rostliny. Proces čištění spočívá v kombinaci bakteriálního metabolismu a fyzikální sedimentace (Mlejnská, 2009).

### **2.8.2 Druhy kořenových čistíren**

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

### 2.8.3 Činnost vegetace v kořenové čistírně

Rostliny užívané v kořenových čistírnách zajišťují dvě základní funkce. První funkcí je zajištění přítomnosti kyslíku v dostatečném množství, aby mezi kořeny mohlo docházet k aerobnímu procesu, tedy k odstranění organických látek. Druhá funkce je udržování a zlepšení dobré hydraulické vodivosti. Vegetace vytváří vhodný základ pro tvorbu bakterií, vytváří zateplení povrchu kořenového lože (vhodné pro zimní období), vylučují alkaloidy, poskytují uhlík nutný pro denitrifikaci a mají estetickou funkci (Vymazal, 1995). Rostliny používají ke stavbě svého těla typické prvky, které nazýváme makrobiogenní prvky. Jedná se především o tyto prvky: vodík, kyslík, uhlík, dusík, fosfor, draslík, vápník a železo. Rostliny jsou v kořenových čistírnách používány pro svou schopnost přijímat makrobiogenní prvky. Dalším důvodem je systém jejich kořenů, které dodávají filtru kyslík. Rostliny u svých kořenů vytváří prostor vhodný pro růst aerobních mikroorganismů. Za výběrem vhodné rostliny je snaha dosáhnout stabilního povrchu filtračního lože, zvýšení poréznosti ve filtračním materiálu, vysoké absorpce živin z čištěné vody, zvýšení evapotranspirace a estetického vzhledu (Abou-Elela et Hellal, 2012). Přítomnost rostlin v kořenových polích prokázala, že jejich přítomnost zvyšuje retenční čas vody, kdy tím je prodloužena doba kontaktu kontaminantů se substrátem. Tím je zlepšená adsorpce kontaminantů na substrátové materiály (Wang et al., 2019). Kritériem, které je při výběru rostliny důležité dodržovat, je velikost kořenového systému rostliny. Kořenový systém by měl zasahovat do celého objemu kořenového pole. Velikost kořenového systému ovlivňuje velikost horní části rostliny (Moshiri, 1993).

### 2.8.4 Rostliny vhodné pro kořenovou čistírnu

- a) Rákos obecný (*Phragmites australis*) - Nejčastěji používanou rostlinou v kořenových čistírnách je rákos obecný. Rostlina má schopnost mohutného podzemního růstu kořenů a oddenků, a to do hloubky až 70 cm. Rozšiřuje se oddenky, za velmi příznivých podmínek až 1,5 m dlouhými. Část rostliny nad hladinou může dosahovat výšky 3 až 4 m. Jeho růst je rychlý. Rostlina je invazivní, vytlačuje jiné druhy rostlin. Rákos je schopen snášet větší znečištění (anorganické a organické), je tolerantní vůči výkyvům pH a odolný vůči velkému rozsahu teplot (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 (Šálek et Tlapák, 2006).
- c) **Orobinec širokolistý a úzkolistý** (*Typha lathifolia*, *Typha angustifolia*) - Jedná se o velmi odolnou rostlinu, schopnou žít v širokém rozmezí pH a teplot. Snadno se rozmnožuje pomocí výhonků, má hustý kořenový systém, který dosahuje hloubky až 0,6 m. Nadzemní část dorůstá až do výše 2,5 m. Jde o velmi vhodnou rostlinu do kořenové čistírny, především do vertikální kořenové čistírny (Šálek et Tlapák, 2006).
- d) **Skřípinec jezerní** (*Schoenoplectus lacustris*) - Rostlina je odolná a nachází se téměř po celém světě. Roste především ve stojatých vodách, na okraji břehů stojatých a mírně tekoucích vod, rovněž v tůních, příkopech, a může se nacházet i v brakických vodách a slaniskách. Je obvyklou složkou rákosin. Rostlina má plazivý oddenek, ze kterého rostou mnohočetné přídatné kořeny. Výška rostliny může být v rozmezí 0,8 až 3 m. Rostlina snáší i hlubší vodu, která může být od 20 cm až do 80 cm (Vymazal, 2008).
- e) **Zblochan vodní** (*Glyceria maxima*) - Jedná se o rostlinu, která tvoří složku pobřežních rákosin. Rostlina dosahuje výšky 0,5 m až do 2,5 m. Nejlépe se jí daří v mělkých vodách s hloubkou 20 cm až 30 cm. Kořenový systém je tvořen převážně dlouhým plazivým oddenkem. Rostlina má dlouhé vegetační období. To přispívá k jejímu rozrůstání. Za mírného zimního období téměř nepřerušuje svou vegetaci. Po posečení nebo odumření se velmi rychle rozkládá (Vymazal, 2008).

### 2.8.5 Konstrukce kořenového pole

Podle specifikace kořenové čistírny je při stavbě filtračního lože zapotřebí zvolit správné parametry jako jsou plocha, poměr délka/šířka, sklon dna, použitý substrát a jeho hloubka. Jednou z variant řešení kořenové čistírny je rozdělení



tekoucí čišťené vody do několika kořenových polí. V případě potřeby je možné průtok svést na jednu plochu. Plochy, které jsou zapojeny v sérii, jsou dalším řešením. Mohou být zapojeny za sebou, přičemž se kombinuje většinou více čistících mechanismů. Velikost kořenového lože se odvíjí od počtu ekvivalentních obyvatel a podle konstrukce (horizontální kořenová čistírna, vertikální kořenová čistírna). U horizontálních čistíren je to 5 m<sup>2</sup> na ekvivalentního obyvatele a u vertikálních 1 m<sup>2</sup> na ekvivalentního obyvatele (Vymazal, 1995). Hloubka filtračního materiálu je u horizontálních čistíren od 60 cm po 80 cm a u vertikálních čistíren od 100 cm do 120 cm. V současnosti je nejrozšířenějším materiálem praný štěrk, kačírek, drcené kamenivo a říční štěrkopísky s oblými zrny (Kouřil, 2006). Výsledný čistící účinek je ovlivněn použitým filtračním materiálem. U filtračního materiálu je zapotřebí, aby měl dobrou propustnost, a to proto, aby nedocházelo k jeho zanášení. Musí mít i vhodnou hydraulickou vodivost. Materiál musí vytvářet vhodné prostředí pro zakořenění rostlin. Hloubka filtračního lože je zvolena k potřebám rostliny, jíž je filtrační pole osázeno (Vymazal, 1995). Hrubé filtrační materiály mají vyšší hydraulickou vodivost, zachytí méně suspendovaných látek a jsou méně náchylné ke tvorbě kolmatace. Jemné filtrační materiály mají naopak vyšší schopnost zachytit suspendované látky. Jsou vhodnější pro mokřadní rostliny a mají příznivé sorpční vlastnosti. Čistící proces kořenových čistíren závisí na pórovitosti, hydraulické vodivosti a množství kořenů prorostlých filtračním ložem (Hyánková, 2007).

Vzhledem k tomu, že kořenové pole je tvořeno především jemným pórovitým materiálem, je důležité vždy před samotnou kořenovou čistírnou umístit stupeň mechanického předčištění. Mechanické předčištění by mělo být co nejvíce účinné a zachytit co největší množství nerozpuštěných látek. Nezachycené látky způsobují v kořenovém loži jev známý jako kolmatace (Šálek et Tlapák, 2006). Při procesu kolmatace dochází ke zmenšování pórovitosti filtračního lože, a dochází tak postupnému zanášení kořenového pole suspendovanými látkami a ke snížení účinnosti kořenové čistírny (Šálek et Tlapák, 2006).

#### **2.8.5.1 Filtrační materiály vhodné k odstranění těžkých kovů**

Kořenové čistírny odpadních vod jsou uměle vytvořené systémy pro zpracování znečištěných vod. Jsou navrženy tak, aby při čistící činnosti využívaly přirozené čistící procesy mokřadních rostlin, filtrační materiály a mikroby (Cheng et

al., 2018). Kořenové čistírny se rozšířily z čištění domácích vod na využití čištění zemědělských odpadních vod (Wood et al., 2007) a průmyslových odpadních vod (Mbuligwe, 2005). Filtrační materiály jsou základní součástí kořenových čistíren. Převážná část biologických, fyzikálních a chemických reakcí probíhá ve filtračních materiálech (Yang et al., 2018). Nejenže podporují růst mokřadních rostlin a poskytují podmínky pro tvorbu biofilmu, mají také významnou roli při odstraňování kontaminantů (Wu et al., 2015). Mezi hlavní mechanismy čištění můžeme zařadit sedimentaci a filtraci (Wood, 1995), a absorpci látek kořeny rostlin ve filtračním poli (Brix, 1997). V mokřadech mohou být přírodní materiály, umělé materiály, odpadní materiály ze zemědělství a průmyslu. Různé druhy materiálů díky svým fyzikálně – chemickým vlastnostem mohou odstraňovat kontaminanty včetně živin, těžkých kovů, pesticidů, herbicidů, povrchově aktivních látek, fekálních bakterií (Wang et al., 2019). Volba filtračního materiálu je pro čištění odpadních vod zásadní. Na vhodně vybraném filtračním materiálu závisí účinnost odstranění znečištění a zachování provozu samotné čistírny odpadních vod (Yang et al., 2018).

### **Písek**

Jde o přírodní materiál, který je zrnitý s velikostí zrn  $< 2$  mm. Písek dělíme na různé frakce dle velikosti zrn. Hrubý písek (koeficient propustnosti:  $9 \times 10^{-7} - 6 \times 10^{-3}$  m/s), střední písek (koeficient propustnosti:  $9 \times 10^{-7} - 5 \times 10^{-4}$  m/s) a jemný písek (koeficient propustnosti:  $2 \times 10^{-7} - 2 \times 10^{-4}$  m/s) (Zuhailawati et al., 2007). Sholz (2003) uvádí, že filtr tvořený pískem může hrát významnou roli při odstranění těžkých kovů. Manganový písek dle Wu et al., (2014) prokázali adsorpční kapacitu arsenu.

### **Štěrk**

Štěrk je přírodním materiálem. Jedná se o fragment horniny o velikosti částic větší než 2 mm. Štěrk a jeho přítomnost v půdách ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy (objemová hustota, poréznost půdy, vodivost vody, obsah vlhkosti v půdě). Rovněž ovlivňuje drsnost půdy a vlastnosti pronikání do půdy. Štěrkové půdy jsou velmi rozšířené a jsou dostupné. Štěrk má vysokou permeabilitu s koeficientem propustnosti  $3 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-2}$  m/s (Wang et al., 2019). Chen et al., (2013)

v provedené studii zjistili, že štěrk má vysokou celkovou účinnost odstraňování fosforu. Yadav et al., (2010) uvádí, že se štěrk ukázal jako vhodný substrát s výbornou schopností odstraňovat těžké kovy. Ve štěrkovém loži byl odstraněn chrom a nikl, kdy účinnost dosáhla 98,3 %, respektive 96,2 %.

### **Půda**

Je druh materiálu, který je hlavní součástí zemského ekosystému. Půda se skládá z částic minerálů (jíl, písek a bahno) o hustotě 2,6–2,7 g /cm<sup>3</sup>. Koeficient propustnosti půdy / sedimentu je  $6,0 \times 10^{-7} - 6,0 \times 10^{-6}$  m-s. V případech, kdy je půda vystavěna nepříznivým povětrnostním vlivům, dochází k erozi. V kořenovém poli z půdního substrátu mohou být těžké kovy snadno absorbovány. Mohammed et Babatunde (2017) tvrdí, že až 91 % chromu, 91 % kadmia a 89 % paladia by mohly být odstraněny v kořenovém poli z půdního substrátu. Palmer et al., (2015) zjistili při monitorování přítoku a odtoku vod na rašeliništi, že půdní lože s obsahem rašeliny má poměrně vysokou účinnost (98 %) při retenci arsenu a niklu.

### **Stavební odpad**

Využití stavebního odpadu jako substrátu pro kořenová lože je jedním ze způsobů jeho efektivního využití a snížení nákladů na jeho likvidaci. Mezi stavební odpad patří zbytkové materiály, cihly, střešní krytina, bahno, odpady vznikající při stavbách, materiál vzniklý po demolici budov, struktur a potrubí (Wang et al., 2019). V případě stavebních materiálů Wen-Ling et al., (2011) provedli studii, při které odváděná odpadní voda protékala přes filtrační lože, jehož substrátem byly izolační pěnové cihly. Výsledek studie ukázal, že jde o poměrně rychlou metodu pro odstranění fosforu, ale má menší rychlost odstranění dusíku (Zhou et al., 2010).

### **Aktivní uhlí**

Materiál je získáván ze zpracování nejčastěji uhlí, skořápek kokosových ořechů a dřeva. Suroviny se zpracovávají při teplotách v rozmezí od 200–300 °C. V tomto procesu se odstraní přirozené těkavé látky a vlhkost. Jedná se o první krok karbonizace. Další fází je aktivace při teplotách 900–1000 °C, kdy je přidávána vodní pára jako oxidační medium. Aktivní uhlí má velkou specifickou plochu

povrchu a dobrou adsorpční kapacitu pro anorganickou nebo organickou hmotu, koloidní částice v roztoku a plyny. Aktivní uhlí má stabilní vlastnosti – vysokou mechanickou pevnost, odolnost proti alkáliím, tepelnou odolnost, odolnost proti kyselinám, je nerozpustné ve vodě a organických rozpouštědel. Aktivní uhlí je v současné době široce využíváno v různých oblastech, jako je ochrana životního prostředí, v chemickém průmyslu, hutnictví, potravinářství, farmacii a mnohých dalších odvětvích (Dias et al., 2007). Aktivní uhlí bylo hodnoceno jako substrát, který není příliš dobrý k odstranění fosforu (Dai et Hu, 2017). Fu et al., (2017) prokázali, že granulované aktivní uhlí může být využito pro odstranění těžkých kovů např. olova, mědi, chromu, rtuti a niklu.

### **Vápenec**

Mezi vhodné substráty patří vápenec, který vykazoval vysokou schopnost odstraňování těžkých kovů. Při čištění odpadních vod je často používán zeolit. Využívá se i pro čištění výluhů ze skládek pro jeho nízkou cenu, dostupnosti, má velkou měrnou plochu a kapacitu odstraňování těžkých kovů, amoniaku a znečišťujících látek (Alende et al., 2012).

### **Pyrit**

Chowdury (2017) svým výzkumem zjistil, že pyrit je vhodný k odstranění arsenu ve filtračním materiálu za účasti mikrobů. Jedná se o vhodný materiál k odstranění těžkých kovů (Wang et al., 2019).

## **3 Metodika práce**

### **3.1 Tvorba fyzikálního modelu**

K přípravě fyzikálního modelu byly použity kuželovité plastové nádoby o výšce 62 cm, s horním průměrem 42 cm a spodním 32 cm. Ve spodní části nádoby se pomocí vrtačky vyvrtal otvor pro vypouštěcí kohout. Ze zatravňovací dlaždice byl vyroben plastový rošt. Do požadovaného kruhového tvaru byl vyřezán pomocí

přímočaré pily. Z geotextílie a plastové sítky byly vystříženy plné kruhy, které se při sestavování modelu použily k zakrytí plastového roštu. Z geotextílie byly vystříženy i obdélníky sloužící k obložení stěny modelu, aby se omezil vznik preferenčního proudění podél stěn nádob. Pro experiment bylo připraveno celkem 40 testovacích modelů. Příprava modelu je znázorněna na obrázku č. 1.

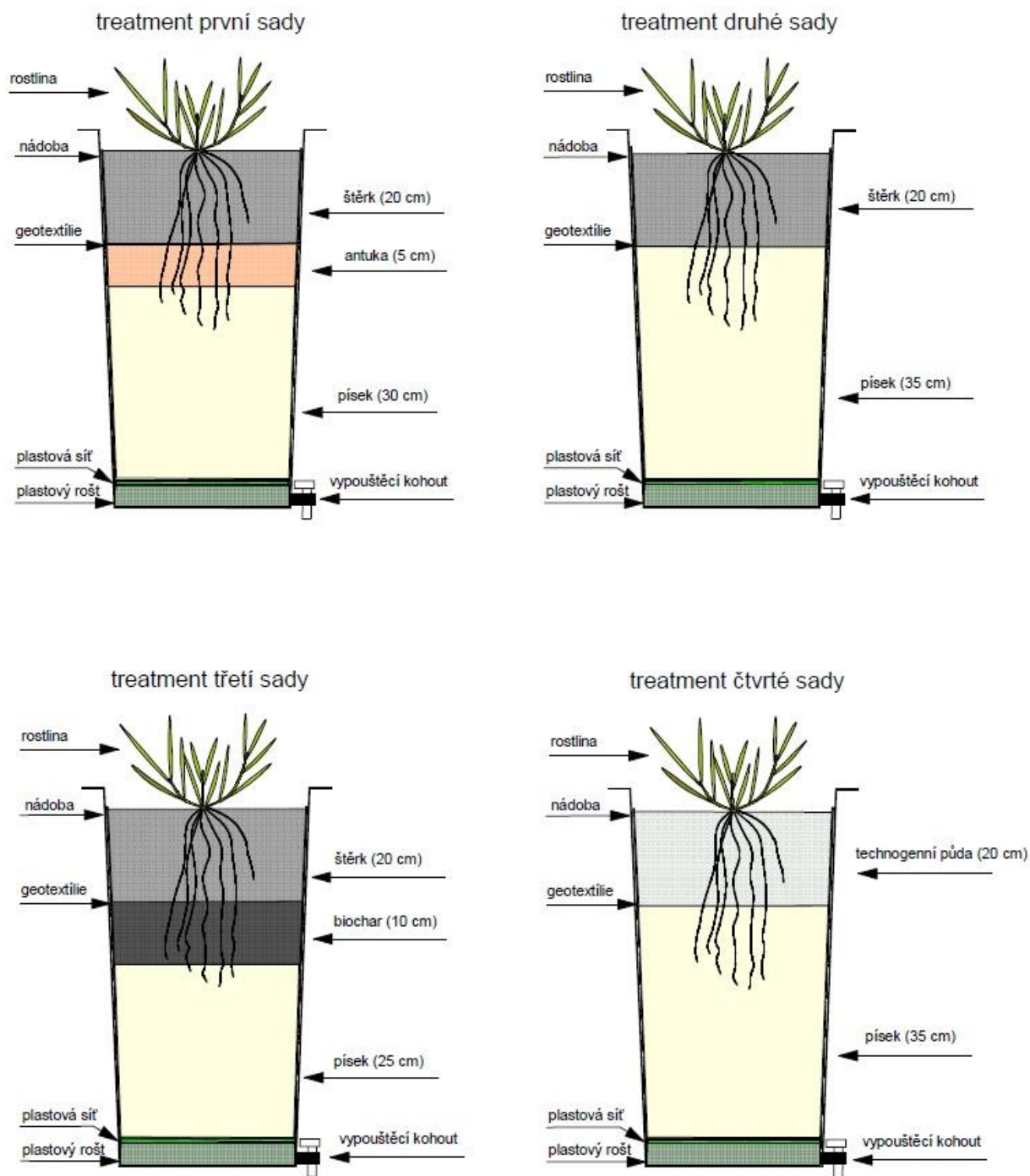


*Obrázek č. 1 – Příprava modelu*

Fyzikální modely byly sestaveny na demonstračním a pokusném poli České zemědělské univerzity v Praze. Pro umístění nádob byla vytvořena plocha pokrytá geotextílií, na niž bylo vyskládáno osm dřevěných palet. Na ně byly po pěti vyskládány nádoby. Samotné sestavení fyzikálního modelu probíhalo postupně. Při začátku sestavování byl do spodního otvoru nádoby vložen plastový vypouštěcí kohout, který byl zajištěn plastovou maticí s metrickým závitem. Po dotažení se provedla kontrola těsnosti kohoutu, kdy se do nádoby nalila voda. Byl kontrolován možný průsak kolem kohoutu. Po kontrole těsnosti byla do každé nádoby vložena geotextílie obdélníkového tvaru a umístěna tak, aby obepnula stěnu nádoby, a to v celé její výši.

Nádoby byly rozděleny do čtyř skupin po deseti. Prvních deset nádob bylo plněno nejprve pískem. Na třicetcentimetrovou vrstvu písku byla vložena

pěticentimetrová vrstva antuky a na ni dvaceticentimetrová vrstva štěrku. Druhá skupina nádob byla plněna pískem, kdy výška činila 35 cm. Na tuto vrstvu byl umístěn štěrk o výšce 20 cm. Třetí sada byla plněna nejprve pískem o výšce 25 cm, 10 cm biocharu a 20 cm štěrku. Čtvrtá sada byla plněna 35 cm pískem a 20 cm směsí štěrku s technogenní půdou v poměru 1:1. Technogenní půda byla tvořena z písku, kompostu a ornice v poměru 5:3:2. Naplněné nádoby byly osázeny rákosem obecným *Phragmites australis*. Do všech modelů byly zasazeny tři rostliny. Skladby jednotlivých treatmentů jsou znázorněny na obrázku č. 2. Nádoby pak byly naplněny vodou, jak lze vidět na obrázku č. 3.



Obrázek č. 2 – Grafické zobrazení treatmentů



*Obrázek č. 3 – Fotografie vyhotovených treatmentů*

### **3.2 Terénní experiment**

Experiment se skládal ze dvou částí. První část experimentu byla s vyšším hydraulickým zatížením. Druhá část naopak s nižším hydraulickým zatížením. Před samotným zahájením první části experimentu byla z modelů dne 15.10.2019 vypuštěna všechna voda. Dne 16.10.2019 došlo ke kontaminaci fyzikálních modelů. K samotné kontaminaci bylo zapotřebí namíchat 2 x 400 litrů 0,5 mM roztoku CsCl. Do každé z připravovaných nádob bylo nalito 20 litrů kontaminované vody. Pro přípravu 800 litrů 0,5 mM roztoku CsCl bylo použito 67,3434 g krystalického CsCl. Odběry vzorků probíhaly každých 24 hodin od kontaminace. Pro druhou část experimentu byla připravena stejná koncentrace CsCl, která byla rozpuštěna v objemu 1,8 litru. Příprava koncentrovaného roztoku proběhla v laboratoři. Roztoky se následně přenesly k fyzikálním modelům na demonstrační a pokusné pole. Před mícháním roztoku s vodou byl připraven plastový kontejner o objemu 400 litrů, který byl umístěn na dvou dřevěných paletách. Kontejner byl podložen tak, aby byl v mírném sklonu k vypouštěcímu kohoutu. To proto, aby šel objem nádrže snadno vypouštět. Po usazení kontejneru byl vypláchnut čistou vodou. Do poloviny kontejneru byla následně napuštěna čistá voda. Do tohoto objemu byl přidán roztok připravený v laboratoři. Po přidání roztoku se dopustil požadovaný objem do



400 litrů. Z následného objemu 400 litrů bylo do každého fyzikálního modelu nalito 10 litrů kontaminované vody, po zasáknutí, bylo dolito zbývajících 10 litrů.

Druhá část experimentu probíhala obdobně, pouze místo 20 litrů bylo do treatmentů dávkováno 6 litrů kontaminované vody. Roztok CsCl o objemu 1,8 litru byl v laboratoři rozdělen do 40 zkumavek o objemu 45 ml. Jedna zkumavka byla přidána do plastového kbelíku při napouštění vodou. Pro každý treatment byla takto namíchána kontaminovaná voda. Roztok o objemu 1,8 litru byl rozpuštěn ve 240 litrech vody. Jednotlivé kbelíky pak byly nality do treatmentů.

### 3.3 Odběr vzorků

Odběr vzorků prvního experimentu probíhal v době od 17.10.2019 do 8.11.2019. Vzorky byly odebírány vždy po 24 hodinách do plastových zkumavek. Od 17.10.2019 do 27.10.2019 bylo odebírané množství 45 ml. Od 28.10.2019 byly vzorky odebírány tak, že z přistavené skleněné nádoby byl vypuštěn objem 1,5 litru vody. Z objemu se následně odebral vzorek o objemu 45 ml. Odběr je zaznamenán na obrázku č. 4.



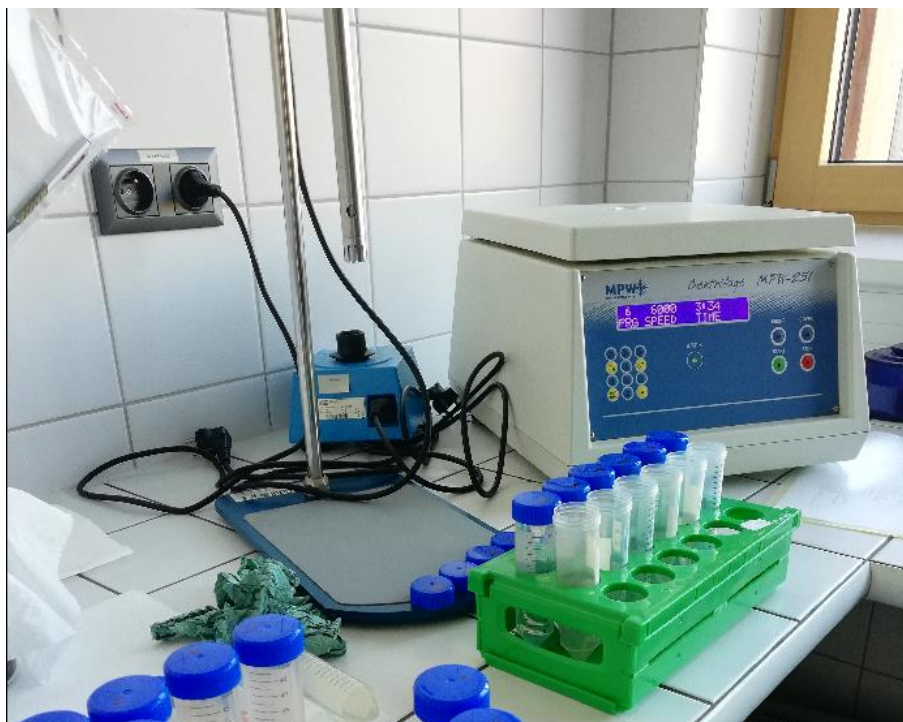
*Obrázek č. 4 – Odběr vzorků*

Dne 11.11.2019 byl proveden proplach fyzikálních modelů. Do modelů se vlila čistá voda, která se následně vypustila. Z této vody byl odebrán vzorek. Pak bylo provedeno odkalení nádob. Po jejich naklonění se vypustila zbývající voda, kdy byl z každé nádoby opětovně odebrán vzorek. Dne 18.11.2019 byla zahájena druhá část experimentu. Před samotnou kontaminací byl odebrán vzorek z usazené vody (zadržené po deštích) v modelech. Od 19.11.2019 byly odebírány vzorky z fyzikálních modelů až do 22.11.2019, vždy po 24 hodinách. Kontaminovaná voda byla stočena do skleněné nádoby, kdy z ní byl odebrán vzorek o objemu 45 ml. Dne 22.11.2019 bylo po odebrání vzorků provedeno odkalení, ze kterého byl odebrán vzorek. Stejně jako u první části experimentu byl proveden výplach a odkalení, rovněž spojený s odběrem vzorků.

Před započítím první expozice byl proveden odběr listů rákosu. Listy byly odebrány ze všech rostlin fyzikálních modelů podle jejich rozdělení. Po první a druhé expozici probíhal opětovný odběr. Ve snaze minimalizovat poškození rostlin, byl při každém odběru listů odstrihnout 1-2 listy (dle stavu rostliny) a pro každý treatment připraven směsný vzorek, který zahrnoval listy ze všech 30 rostlin v daném treatmentu (3 rostliny/nádobu). Po skončení experimentu byly odebrány i suché listy. Z každého odběru byly čtyři vzorky listů. Listy rákosu byly odstrižené nůžkami a uloženy do papírových sáčků. Všechny sáčky byly řádně označeny a přeneseny do laboratoře.

### **3.4 Zpracování vzorků**

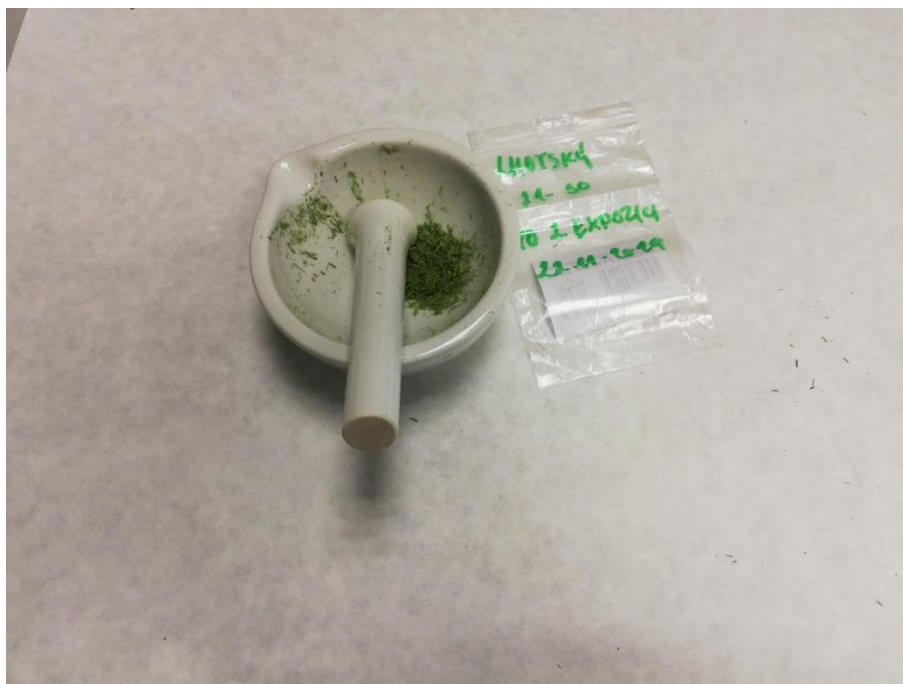
Odebrané vzorky z fyzikálních modelů byly přeneseny z demonstračního a pokusného pole do laboratoře Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. Vzorky odebrané kontaminované vody byly nejprve centrifugovány při 6000 ot/min, po dobu 10 minut přístrojem MPW – 251 (MPW MED. Instruments, Polsko), (obrázek č. 5). Po dokončení centrifugace byly vzorky opatrně přelity do čistých zkumavek a číselně označeny. Připravené vzorky byly okyseleny 1% roztokem HNO<sub>3</sub> a uchovány v lednici do pozdější analýzy.



Obrázek č. 5 – Příprava vzorků v přístroji MPW – 251

Vzorky odstřižených listů byly v papírových sáčcích vloženy do sušárny a sušeny při 40 °C. Po usušení byly listy rozmělněny v keramickém hmoždíři za pomoci keramického tloučku. Rozmělněná sušina byla umístěna do rychlouzavíracího sáčku a byla označena (obrázek č. 6). Vzorky byly v laboratoři Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity rozloženy pomocí mikrovlnného přístroje Multiwave GO (Anton Paar GmbH., Rakousko). Proces probíhal po dobu 45 minut. Před umístěním do tohoto zařízení byl z každého vzorku z rozmělněných listů rákosu odvážen vzorek o váze 0,19 g (3 opakování) za pomoci laboratorní váhy. Zvážený vzorek byl vložen do teflonové nádoby. K vzorku byla přidána kyselina dusičná  $\text{HNO}_3$  o objemu 9 ml a peroxid vodíku  $\text{H}_2\text{O}_2$  o objemu 1 ml.

Připravené vzorky byly předány k rozboru. Rozbor byl proveden v laboratoři environmentální chemie, České zemědělské univerzity v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů. Vyhodnocení vzorků bylo provedeno v hmotnostním spektrometru ICP MS 7700x (Agilent Technologies Inc., USA).



Obrázek č. 6 – Zpracování vzorku rákosu

### 3.5 Statistické vyhodnocení výsledků

Vyhodnocení dat probíhalo nejprve v tabulkovém procesoru Microsoft Excel. Data byla v tabulkovém procesoru rozdělena do jednotlivých dnů a následně přiřazena k jednotlivým treatmentům. Data byla vložena do tabulek, aby bylo možné jejich vyhodnocení. Statistické vyhodnocení dat probíhalo v matematickém softwaru RStudio, verze 1.2.5033. Statistické testy jsou většinou založeny na normalitě dat. Statistické metody mají několik předpokladů k použití, pouze dochází-li k jejich plnění. Z tohoto důvodu byla provedena kontrol normality dat pomocí Shapiro-Wilkova a následně i Bartlettova testu. Test ANOVA nesplnil předpoklady normality dat pro jejich vyhodnocení. Z tohoto důvodu byl zvolen Kruskal-Wallisův test.

### 3.6 Výpočet účinnosti

K výpočtu účinnosti bylo zapotřebí nejprve spočítat koncentraci CsCl, která byla v jednom litru kontaminované vody. Výpočet byl proveden tak, že množství krystalického CsCl bylo vyděleno objemem vody, která byla použita k rozředění a následnému rozdělení mezi treatmenty.

$$C = \frac{m}{V}$$

Kde: C – koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  v jednom litru kontaminované vody v g/L

m – hmotnost rozpuštěného krystalického CsCl v g

V – objem vody v L

Koncentrace byla převedena z g/L na  $\mu\text{g/L}$ .

Vypočítaná koncentrace byla vynásobena počtem litrů vody, jež byla nalita do jednoho treatmentu.

$$\mathbf{C_n = C \cdot V_n}$$

Kde: C<sub>n</sub> – koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  vlité vody do treatmentu v  $\mu\text{g/L}$

C – koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  v jednom litru kontaminované vody v  $\mu\text{g/L}$

V<sub>n</sub> – objem vody určené ke kontaminaci jednoho treatmentu

V tabulkovém procesoru byla vypočítána průměrná hodnota  $^{133}\text{Cs}$   $\mu\text{g/l}$ , která byla zjištěna v odebraných vzorcích kontaminované vody v konkrétních testovacích sadách.

$$\mathbf{C_r = \frac{Z_H}{P_M}}$$

Kde: C<sub>r</sub> – průměrná hodnota zjištěného  $^{133}\text{Cs}$  ve vzorcích vody v  $\mu\text{g/L}$

Z<sub>H</sub> – zjištěná celková koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  ze všech treatmentů v  $\mu\text{g/L}$

P<sub>M</sub> – počet změřených hodnot

Vypočítaný průměr byl vynásoben počtem litrů aplikované kontaminované vody v jednom modelu.

$$\mathbf{C_p = C_r \cdot V_n}$$

Kde: C<sub>p</sub> – zjištěný průměr  $^{133}\text{Cs}$  v treatmentu v  $\mu\text{g/L}$

C<sub>r</sub> – průměrná hodnota zjištěného  $^{133}\text{Cs}$  ve vzorcích vody v  $\mu\text{g/L}$

V<sub>n</sub> – objem vody určené ke kontaminaci jednoho treatmentu

Průměrná hodnota propuštěného  $^{133}\text{Cs}$  byla vydělena aplikovanou koncentrací. Takto vypočítaná hodnota byla vynásobena jedním stem. Tím se zjistilo procentuální množství  $^{133}\text{Cs}$ , které proteklo testovanými treatmenty.

$$U = \frac{c_p}{c_n} \cdot 100$$

Kde: U – procentuální množství propuštěného  $^{133}\text{Cs}$  v treatmentech v %

CP – zjištěný průměr  $^{133}\text{Cs}$  z treatmentů v  $\mu\text{g/L}$

Cn – koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  vlité vody do treatmentu v  $\mu\text{g/L}$

Celková účinnost se zjistila odečtením propuštěného  $^{133}\text{Cs}$  množství od jednoho sta %.

$$U_c = U - 100$$

Kde:  $U_c$  – celková účinnost v %

U – procentuální množství propuštěného  $^{133}\text{Cs}$  v treatmentech v %

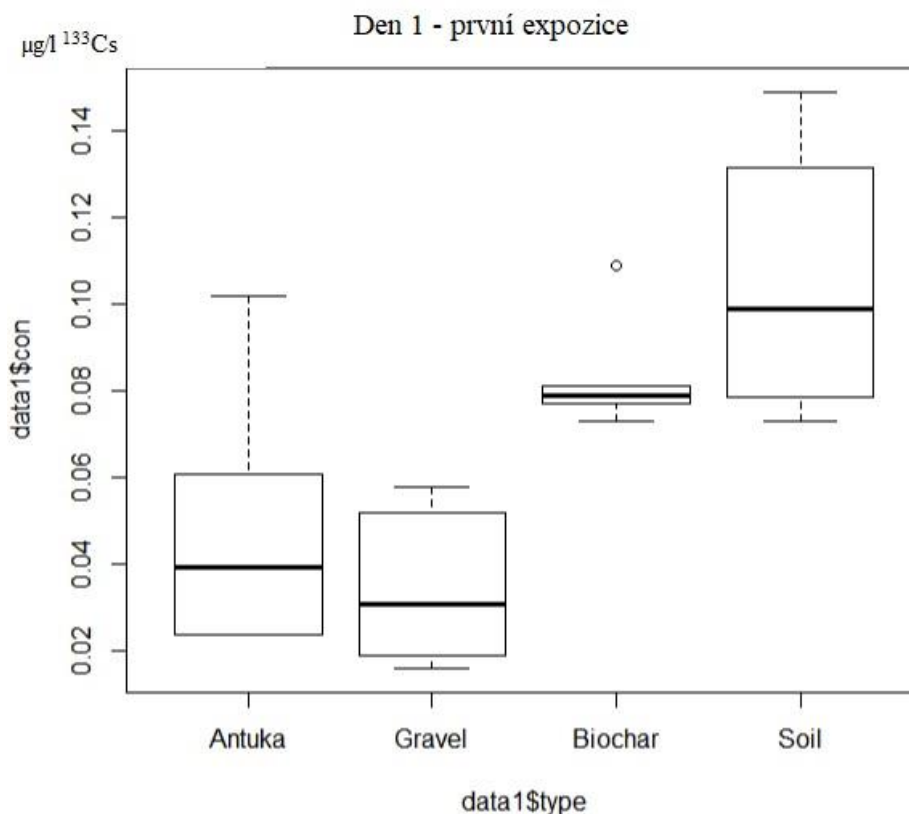
## 4 Výsledky

Provedená analýza u všech fyzikálních modelů ve dvou fázích testování prokázala, že aplikované  $^{133}\text{Cs}$  ve vodním roztoku je zachyceno ve filtračním materiálu s výraznými rozdíly. Kruskalův-Wallisův testem byly vyhodnoceny všechny změřené koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  odebraných z treatmentů. Kruskalův-Wallisův test prokázal, že skupiny (treatmenty) se mezi sebou signifikantně liší.

### 4.1 První část experimentu

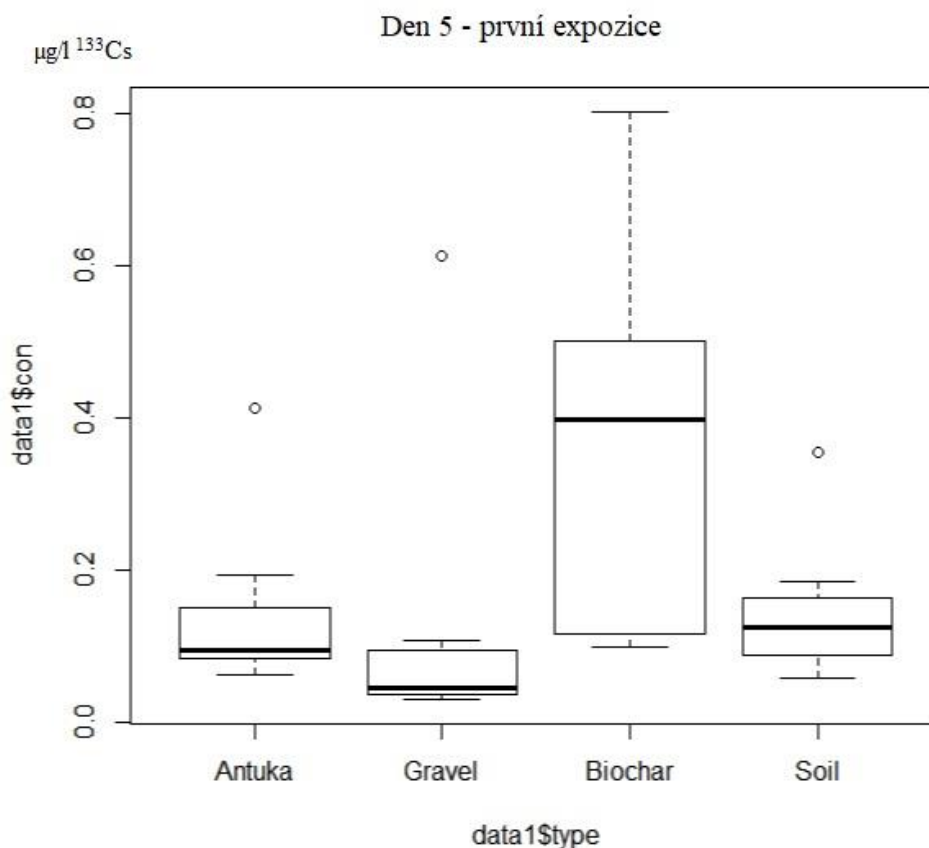
V první části experimentu trvajících od 17.10.2019 do 27.10.2019 byly pravidelně odebírány vzorky kontaminované vody. Od 17.10.2019 do 27.10.2019 byly odebírány vzorky o objemu 45 ml kontaminované vody. Od 28.10.2019 byla změněna metodika odběru a bylo stočeno množství 1500 ml, kdy z každého množství

bylo odebráno 45 ml kontaminované vody. První odběr vzorků proběhl 24 hodin po kontaminaci a v tomto bylo prokázána přítomnost  $^{133}\text{Cs}$ , jak lze vidět na obrázku č. 7.



Obrázek č. 7 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -1. den první expozice (po 24 hodinách od kontaminace)

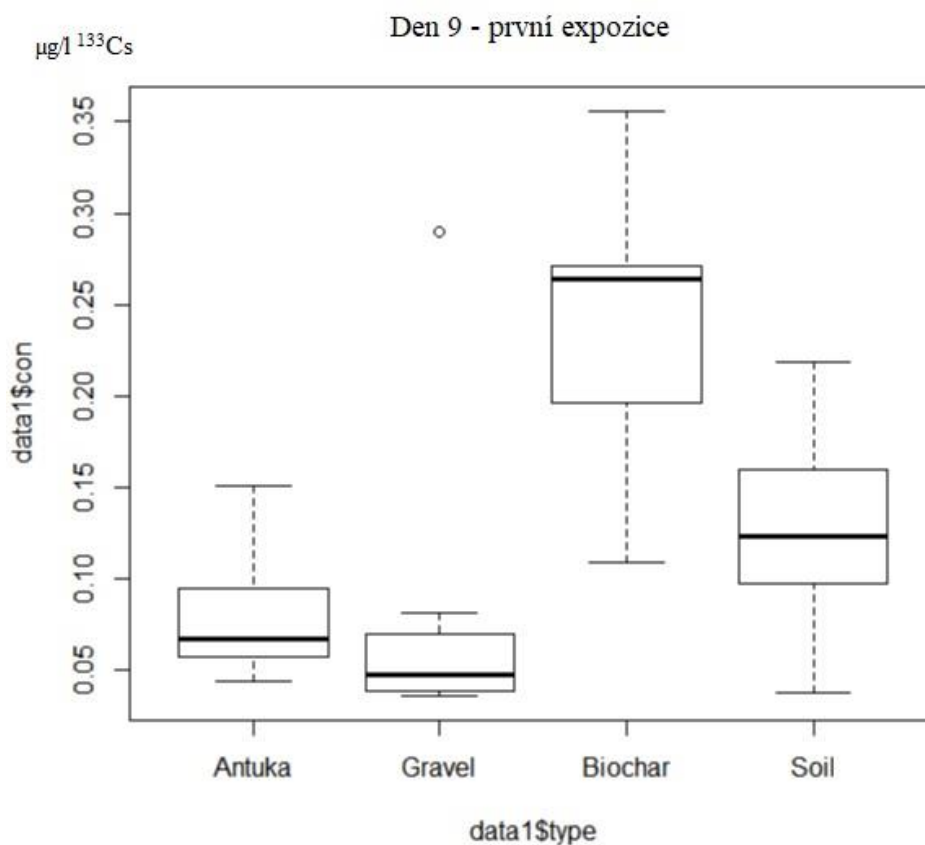
Na obrázku č. 7 je vidět, že nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  na odtoku byla zjištěna u treatmentu s pískem a technogenní půdou. Druhý nejméně účinný treatment byl s pískem, biocharem a štěrkem. Treatment s obsahem písku, antuky a štěrku měl podstatně vyšší účinnost zadržení  $^{133}\text{Cs}$ . Nejvyšší účinnost zadržení  $^{133}\text{Cs}$  byla zaznamenána v treatmentu bez přidávaných aditiv, tzn. filtrační materiál se skládal pouze ze štěrku a písku.



Obrázek č. 8 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -5. den první expozice (po 120 hodinách od kontaminace)

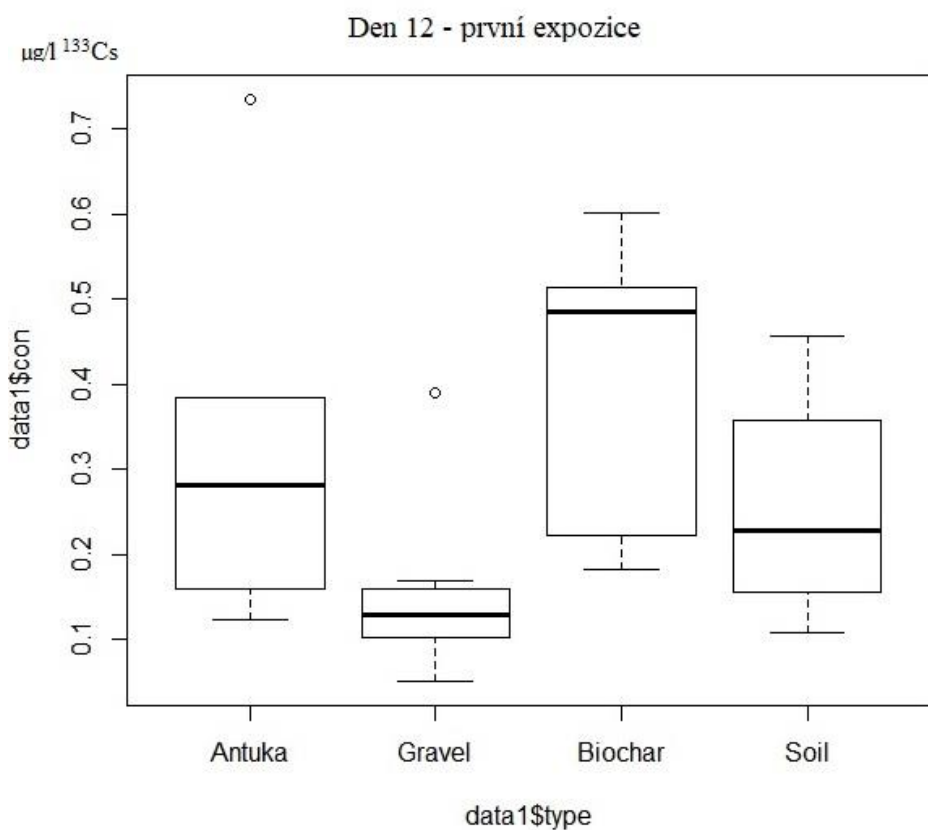
Z obrázku č. 8 je z boxplotu patrné, že podobně jako u obrázku č. 7 je nejvíce účinný treatment s pískem a štěrkem. Druhý nejúčinnější je treatment s pískem, antukou a štěrkem. S nejmenší účinností je  $^{133}\text{Cs}$  zachyceno treatmentu s pískem biocharem a štěrkem. Oproti obrázku 7 je zde vidět nárůst uvolněného  $^{133}\text{Cs}$ . Treatment s pískem a technogenní půdou má oproti prvnímu dni zvyšující tendenci v účinnosti zadržení  $^{133}\text{Cs}$ . Podobný průběh je zaznamenám i v devátém dni experimentu, jak je zřejmé z obrázku č. 9.





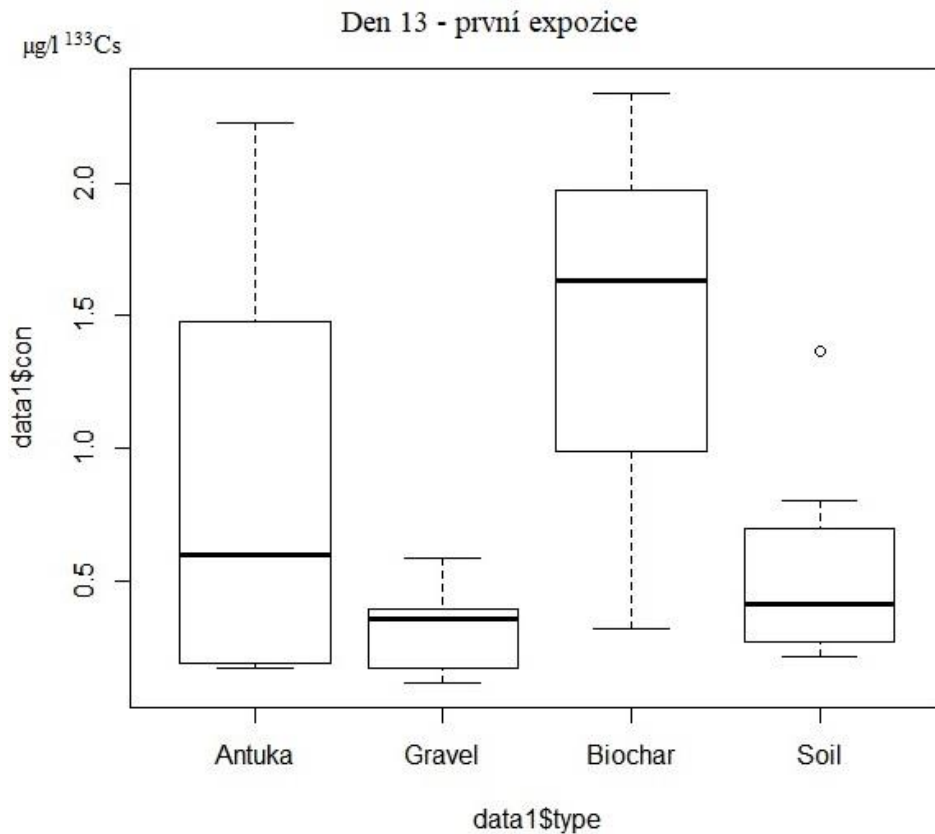
Obrázek č. 9 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -9. den první expozice (po 216 hodinách od kontaminace)

Na obrázku č. 9 je situace velmi podobná pátému dni experimentu. Nejvyšší účinnost zadržení je u treatmentu s obsahem písku a štěrku následovaného testamentem obsahujícího písek, antuku a štěrk. Treatment obsahující písek a technogenní půdu má téměř stejnou propustnost jako v pátém dni experimentu. Treatment s pískem, biocharem a štěrkem má opět nejnižší účinnost zadržení  $^{133}\text{Cs}$ . S větším časovým odstupem od kontaminace dochází ke zvětšení propustnosti  $^{133}\text{Cs}$  ve všech fyzikálních modelech, mírné zvýšení koncentrací na odtoku je patrné z obrázku č. 10.



Obrázek č. 10 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -9. den první expozice (po 288 hodinách od kontaminace)

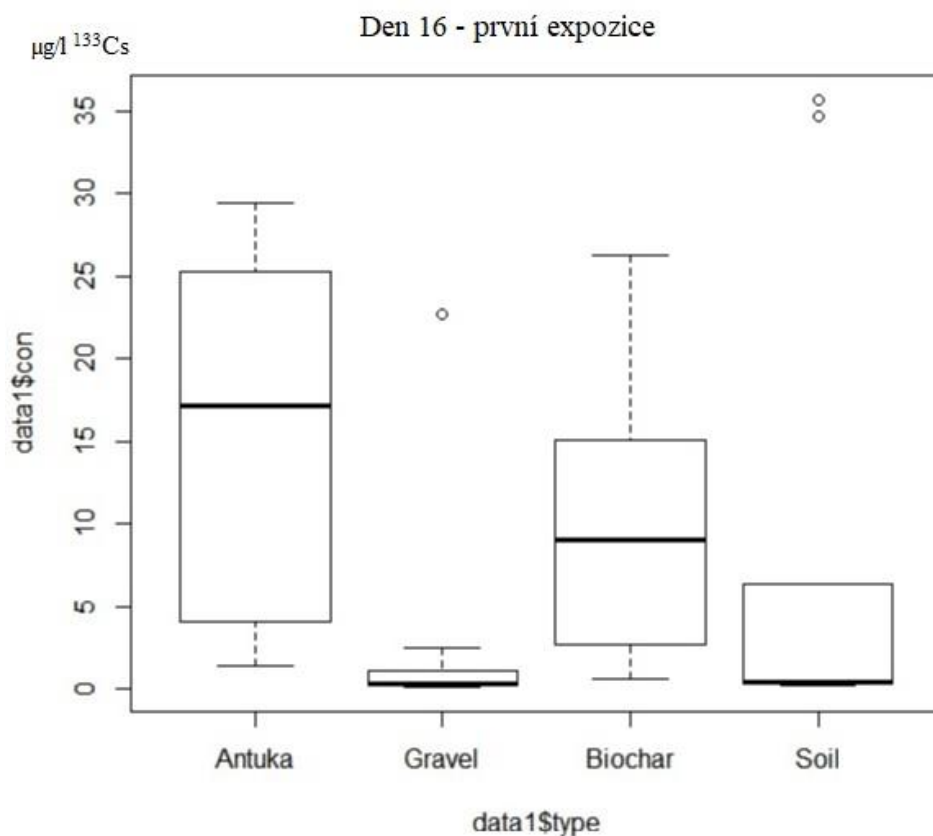
Na obrázku č. 10 je znázorněn 12. den experimentu. Z obrázku je patrné, že se propustnost  $^{133}\text{Cs}$  zvětšuje. Pořadí propustnosti je  $^{133}\text{Cs}$  je oproti obrázku č. 8 rozdílné. Nejnižší propustnost má treatment z písku a štěrku následovaný treatmentem s pískem a technogenní půdou. Třetím v pořadí je treatment s obsahem písku, antuky a štěrku. S nejmenší účinností zadržení  $^{133}\text{Cs}$  je opět treatment s obsahem písku a biocharu. Dvanáctý den první části experimentu byl posledním dnem, kdy byly odebrány vzorky z treatmentu o objemu 45 ml. Na obrázku č. 11 můžeme sledovat zvětšení uvolnění  $^{133}\text{Cs}$  po stočení 1500 ml kontaminované vody.



Obrázek č. 11 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -13. den první expozice (po 312 hodinách od kontaminace)

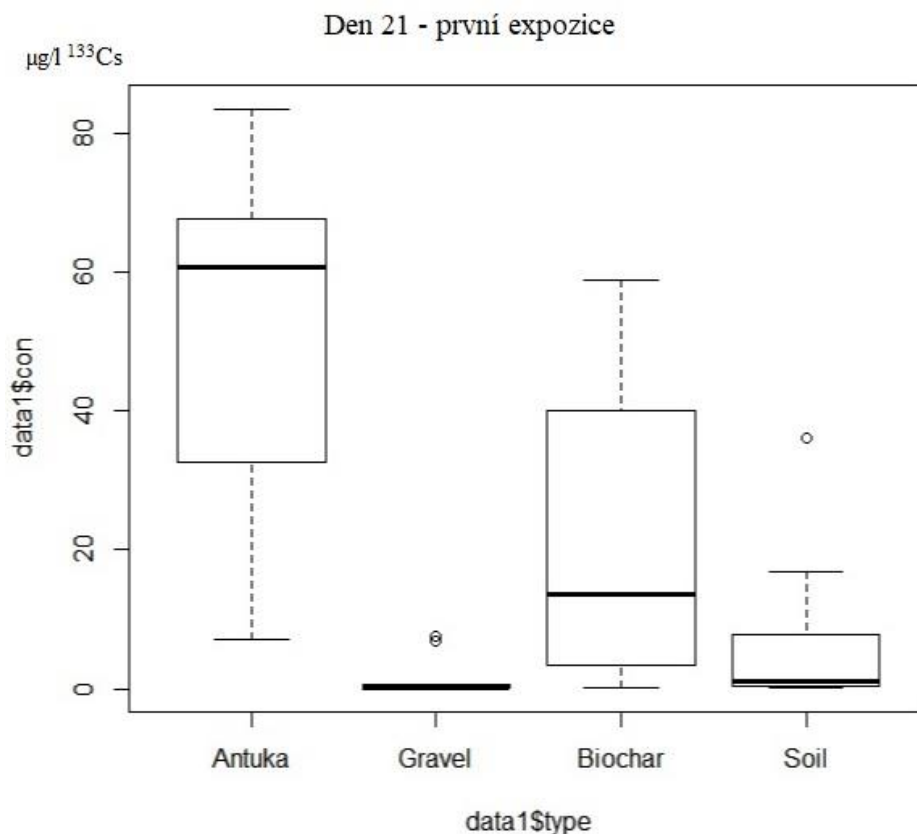
Jak je z obrázku č. 11 patrné, ve třináctém dni experimentu došlo k vyšší propustnosti  $^{133}\text{Cs}$  z treatmentů. Nejvyšší uvolnění došlo v modelu obsahující písek a biochar. Druhý nejméně účinný treatment byl s obsahem písku, antuky a šterku následovaný treatmentem z písku a technogenní půdy. Nejvyšší účinnost zadržení  $^{133}\text{Cs}$  byl u treatmentu s obsahem písku a šterku. Vyšší propustnost  $^{133}\text{Cs}$  je přisuzována v tomto případě většímu odběru vody z testovaných treatmentů.

V následujících dnech experimentu docházelo k postupnému uvolňování  $^{133}\text{Cs}$  z testovacích treatmentů, jak je vidět na obrázku č. 12.



Obrázek č. 12 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -16. den první expozice (po 384 hodinách od kontaminace)

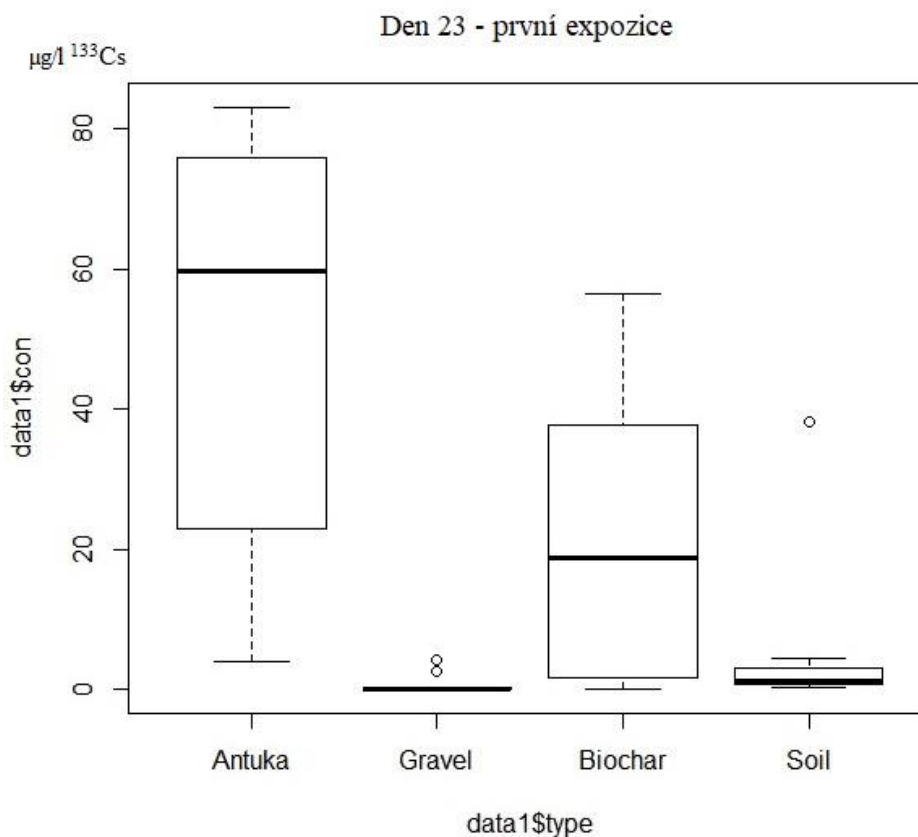
Na obrázku č. 12 je znázorněné snížení účinnosti treatmentu s pískem, antukou a štěrku. Snížení propustnosti  $^{133}\text{Cs}$  je viditelné u treatmentu s obsahem písku a technogenní půdy. Propustnost je zde téměř shodná s treatmentem obsahující písek a štěrk. Treatment z písku, biocharu a štěrku má svou propustnost i proti předchozím testovacím dnům bez výrazných změn. Zvýšení propustnosti  $^{133}\text{Cs}$  u treatmentu s obsahem písku, antuky a štěrku mohlo být způsobeno změnou techniky odběru kontaminované vody. Ve dnech, kdy docházelo k malému odběru kontaminované vody, nebyl nárůst propustnosti tak významný. Během odběru 1500 ml objemu vody pravděpodobně došlo k výraznějšímu pohybu kontaminované vody podél stěn treatmentu a tím rychlejšímu pohybu vody treatmentem směrem k vypouštěcímu kohoutu. Podobné výsledky jsou patrné u boxplotu na obrázku č. 13.



Obrázek č. 13 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -21. den první expozice (po 504 hodinách od kontaminace)

Jednadvacátý den první části experimentu měl podobné výsledky jako šestnáctý den, jež je vidět na obrázku č. 13. Zde má nejvyšší účinnost treatment s obsahem písku, antuky a štěrku u kterého se propustnost  $^{133}\text{Cs}$  zvětšila. Druhým treatmentem s nejvyšší účinností je s obsahem písku, biocharu a štěrku, u kterého se propustnost  $^{133}\text{Cs}$  ustálila. Nejvyšší propustnost je u treatmentu s pískem a štěrkem následovaným treatmentem s obsahem písku a technogenní půdy.

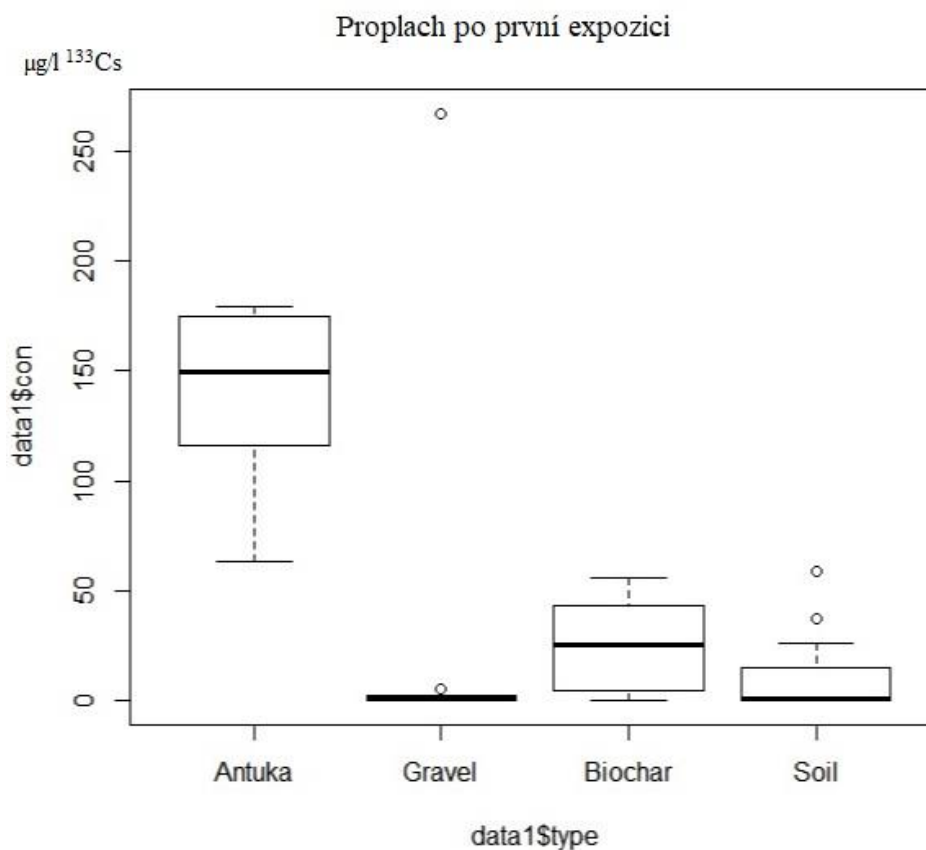
Ukončení první části experimentu proběhlo 23 dní po kontaminaci fyzikálních modelů. Výsledek závěrečného odběru je znázorněn na obrázku č. 14.



Obrázek č. 14 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -23. den první expozice (po 552 hodinách od kontaminace)

Ze zobrazených boxplotů na obrázku č. 14 je vidět výrazné uvolnění  $^{133}\text{Cs}$  u treatmentu s pískem, antukou a štěrkem. Jde o shodnou hodnotu jako na obrázku č. 13. Druhá nejvyšší propustnost je u treatmentu s obsahem písku, biocharu a štěrku. Nejnižší propustnost je u treatmentu s obsahem písku a štěrku. Druhá nejnižší propustnost je u treatmentu s pískem a technogenní půdou.

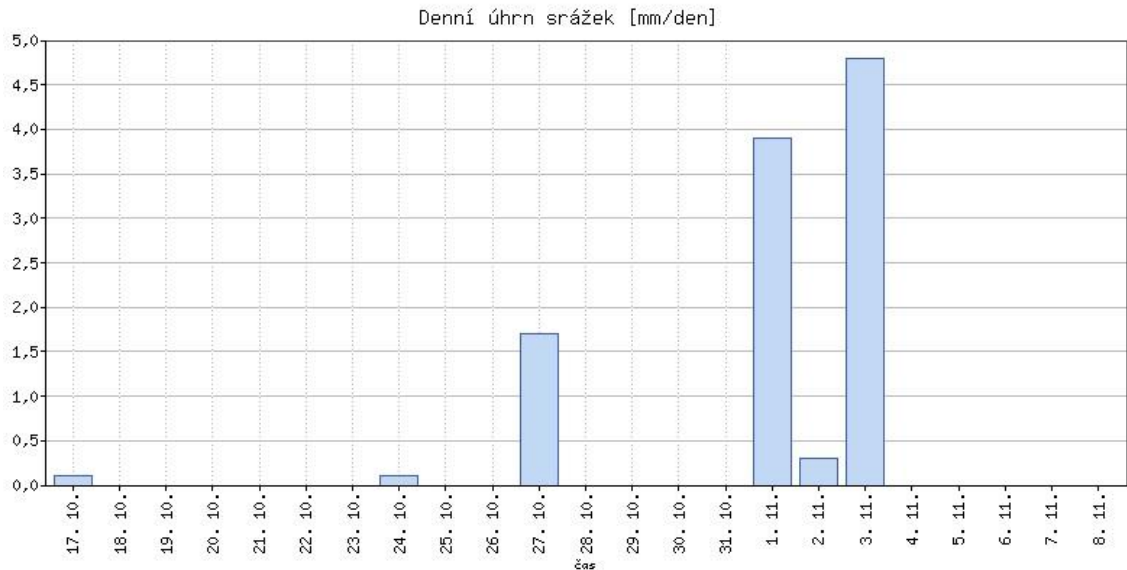
Po ukončení první části experimentu byl proveden proplach treatmentů čistou vodou. Objem 20 litrů vody, který byl do modelů vlit, byl následně stočen. Ze stočené vody byl odebrán vzorek o objemu 45 ml. Na obrázku č. 15 je zobrazení výsledek proplachu modelů.



Obrázek č. 15 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po proplachu jednotlivých treatmentů po první expozici

Obrázek č. 15 zobrazuje uvolněné množství  $^{133}\text{Cs}$  do vody. Nejvyšší množství  $^{133}\text{Cs}$  se uvolnilo v treatmentu s pískem, antukou a štěrkem. Následně z treatmentu z písku, biocharu a štěrku. K nejnižšímu uvolnění došlo u treatmentu z písku a štěrku a následně pak z treatmentu z písku a technogenní půdy.

Treatmenty byly v průběhu experimentu umístěny na demonstračním a pokusném poli České univerzity v Praze. V období od 17.10.2019 do 8.11.2019 byly modely vystaveny dešťovým srážkám. Přehled úhrnu srážek je na obrázku č. 16.



*Obrázek č. 16 – Denní úhrn srážek od 17.10.2019 do 8.11.2019  
(meteostanice.agrobiologie.cz upravil Lhotský, 2020)*

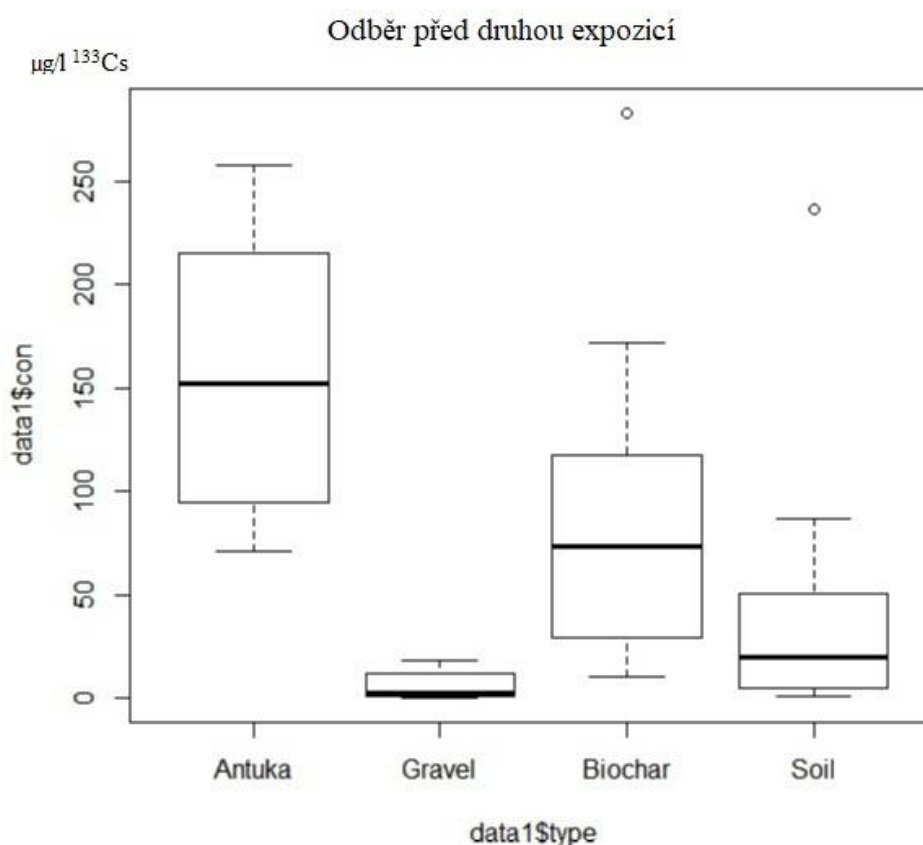
Z obrázku je patrné, že ke srážkám v lokalitě demonstračního pole došlo ve dnech 17.10. 2019, 24.10. 2019, 1.11. 2019, 2.11. 2019 a 3.11.2019. Celkové množství srážek bylo v době experimentu celkem 10,7 mm. Množství srážek nemělo výrazný vliv na výsledky měření, a to s přihlédnutím na vyhodnocené konkrétní dny. Výrazné rozdíly ve dnech, kdy nepršelo, a v deštivých dnech nebyl zásadní.

V první části experimentu byly nejúčinnější treatmenty s obsahem písku a šterku 98,5 %. Druhými nejúčinnějšími treatmenty byly s obsahem písku a technogenní půdy 93,7 %. U treatmentů z písku, antuky a šterku byla v první části experimentu, tedy ta část s nižším objemem odběru kontaminované vody, sledována vyšší účinnost zadržení 84,9 %. V polovině první části experimentu se účinnost treatmentů snížila na 69,9 %. Treatmenty z písku, biocharu a šterku se ukázaly jako nejméně účinné k zadržení  $^{133}\text{Cs}$ , kdy účinnost byla pouze 28,4 %. Treatmenty ze šterku a technogenní půdy v první části experimentu propustily více  $^{133}\text{Cs}$  než na konci experimentu. Je možné, že bezprostředně po kontaminaci došlo ke vzniku krátkodobého preferenčního proudění podél stěn treatmentů a k rychlému stečení kontaminované vody po stěnách fyzikálních modelů.



## 4.2 Druhá část experimentu

Před započítím druhé části experimentu byla z treatmentů stočená voda a zjištěné koncentrace byly identifikovány jako počáteční hodnoty zatížení odtoku (obrázek 17).

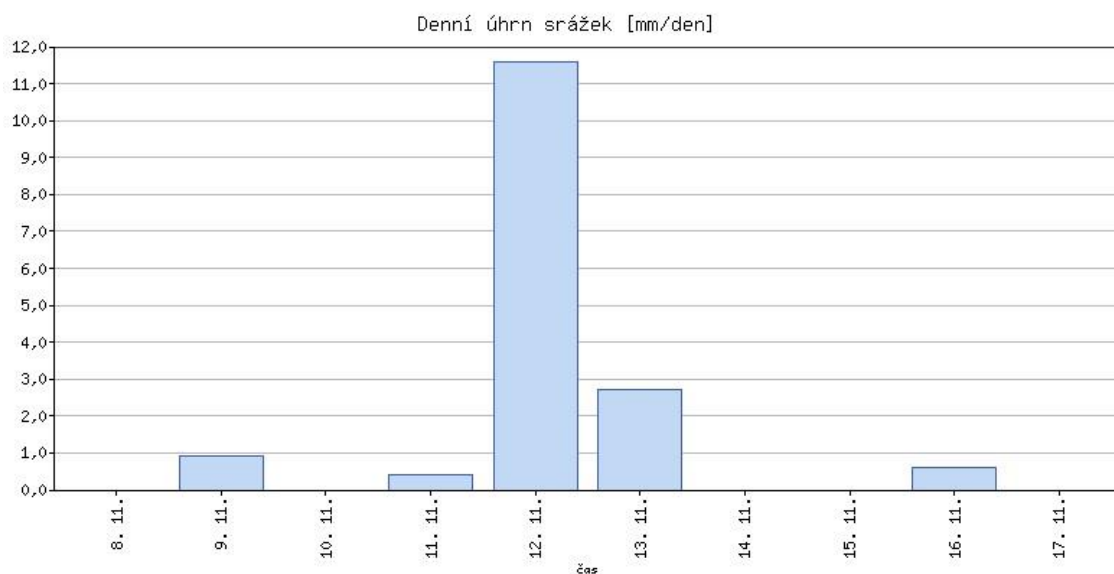


Obrázek č. 17 – Koncentrace Cs před druhou expozicí

V boxplotu na obrázku č. 17 je vidět uvolněné  $^{133}\text{Cs}$  v jednotlivých treatmentech. Nejvíce bylo  $^{133}\text{Cs}$  uvolněno v treatmentu obsahující písek, antuku a štěrk. Následoval treatment s pískem, biocharem a štěrkem a treatment s pískem a technogenní půdou. Nejnižší uvolnění bylo zjištěno u treatmentu s pískem a štěrkem.

Vzorky byly odebrány ze stočeného množství vody, která se v treatmentech nacházela po první části experimentu a částečně byla doplněna dešťovými srážkami.

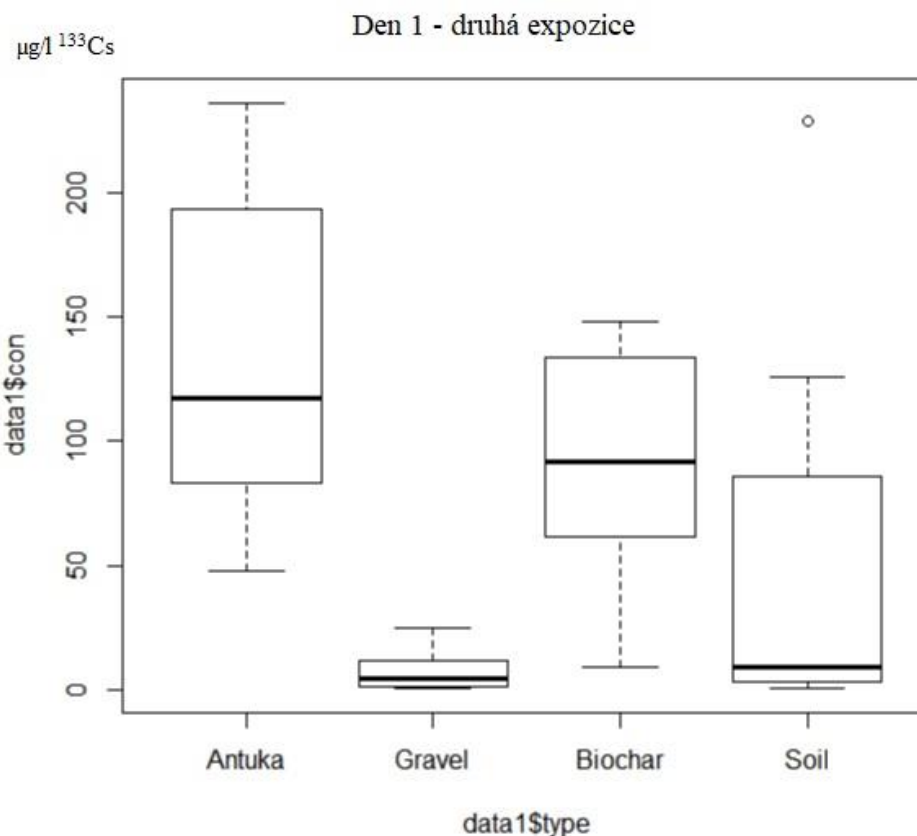
Celkový úhrn srážek ve dnech od 8.11.2019 do 17.11.2019 na demonstračním poli České zemědělské univerzity činily celkem 17,2 mm. Úhrn srážek je zobrazen v obrázku č. 18.



Obrázek č. 18 – denní úhrn srážek od 8.11.2019 do 17.11.2019

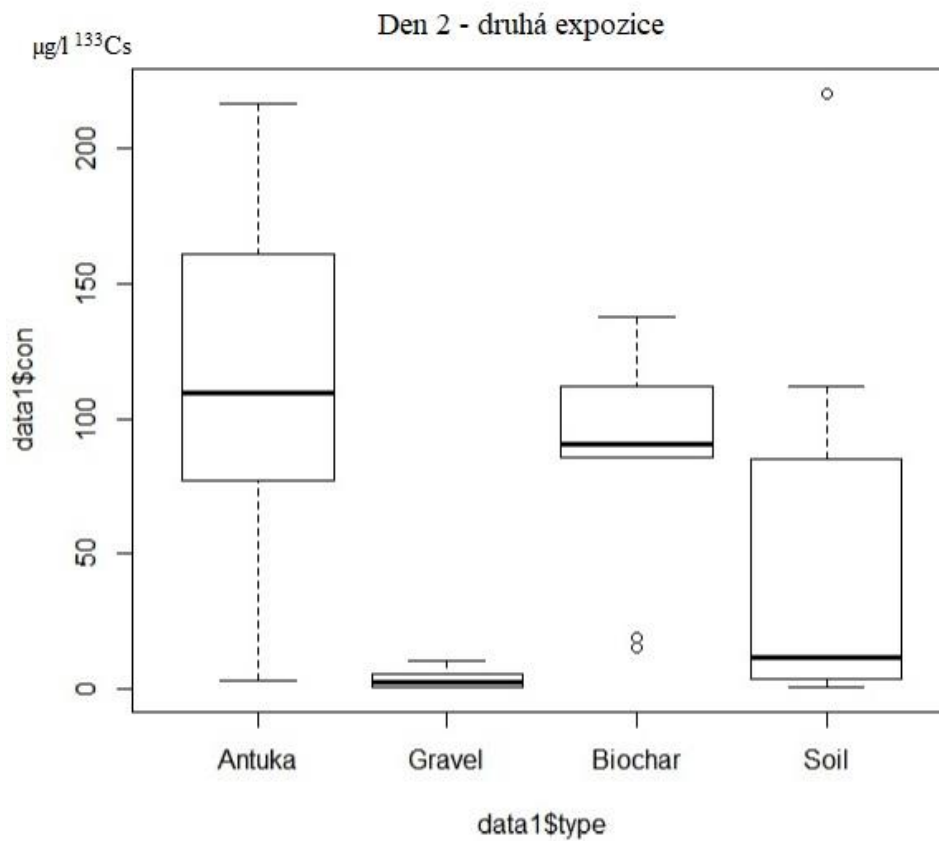
(*meteostanice.agrobiologie.cz upravil Lhotský, 2020*)

V druhé části experimentu trvajícím od 18.11.2019 do 22.11.2019 byly pravidelně odebírány vzorky kontaminované vody. Od 19.11.2019 do 22.11.2019 byly vzorky odebírány z obsahu 1500 ml stočené kontaminované vody. První odběr vzorků proběhl 24 hodin po kontaminaci. Na obrázku č. 19 jsou vyhodnoceny výsledky prvního dne.

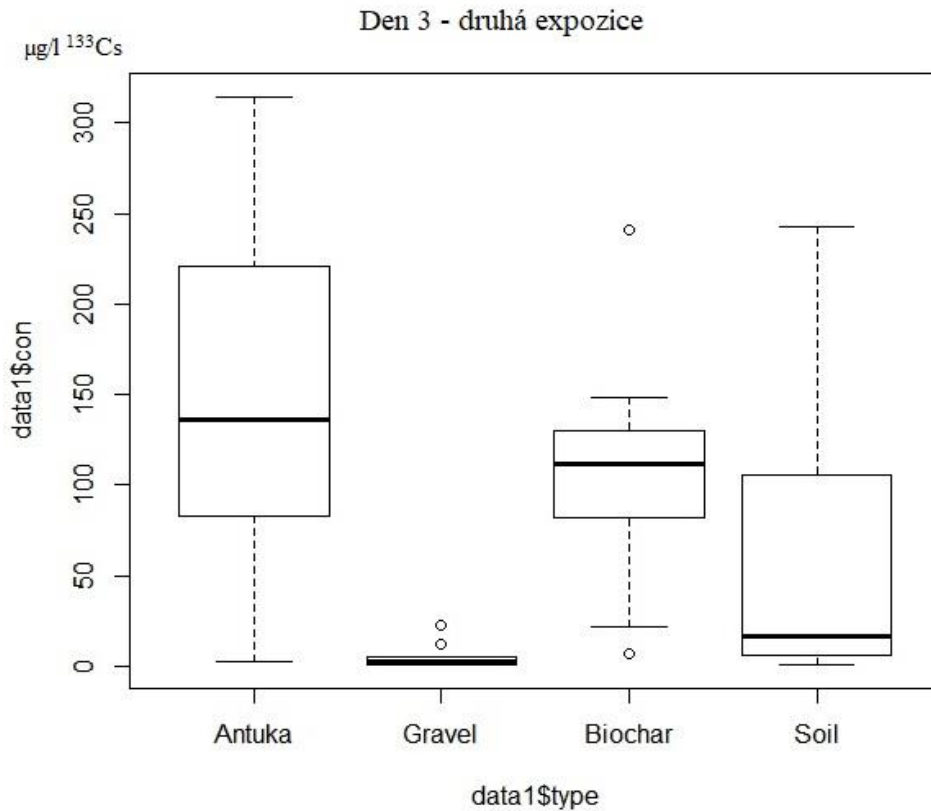


Obrázek č. 19 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -1. den druhé expozice (po 24 hodinách od kontaminace)

V prvním dni druhé části experimentu, jak je patrné z obrázku č. 19, je zřetelně vidět, že vlastnost nejlépe zadržet  $^{133}\text{Cs}$  má opět treatment s pískem a štěrskem. Následuje treatment s pískem a technologní půdou. Nejnižší zadržení  $^{133}\text{Cs}$  vykazuje model s pískem, antukou a štěrskem. Treatment s obsahem písku, biocharu a štěrku je svou účinností zadržení  $^{133}\text{Cs}$  nepatrně lepší než treatment s obsahem písku, antuky a štěrku. Podobná situace se opakuje ve druhém a třetím dni druhé části (obrázek 20) a (obrázek 21) experimentu.

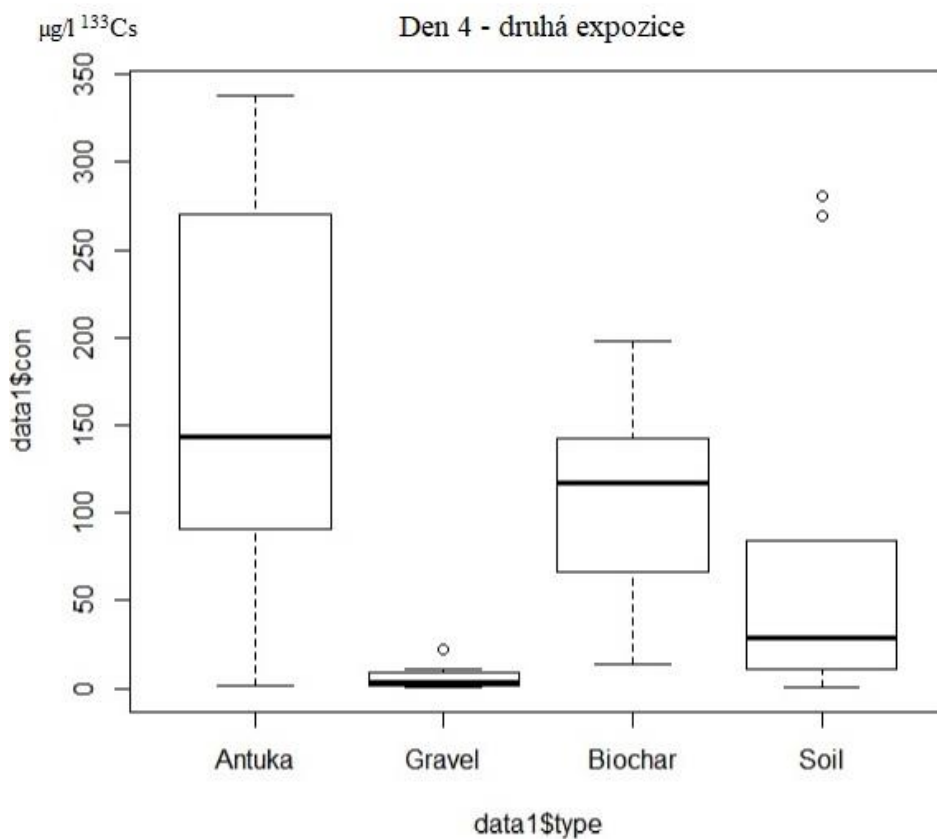


Obrázek č. 20 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -2. den druhé expozice (po 48 hodinách od kontaminace)



Obrázek č. 21 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -3. den druhé expozice (po 72 hodinách od kontaminace)

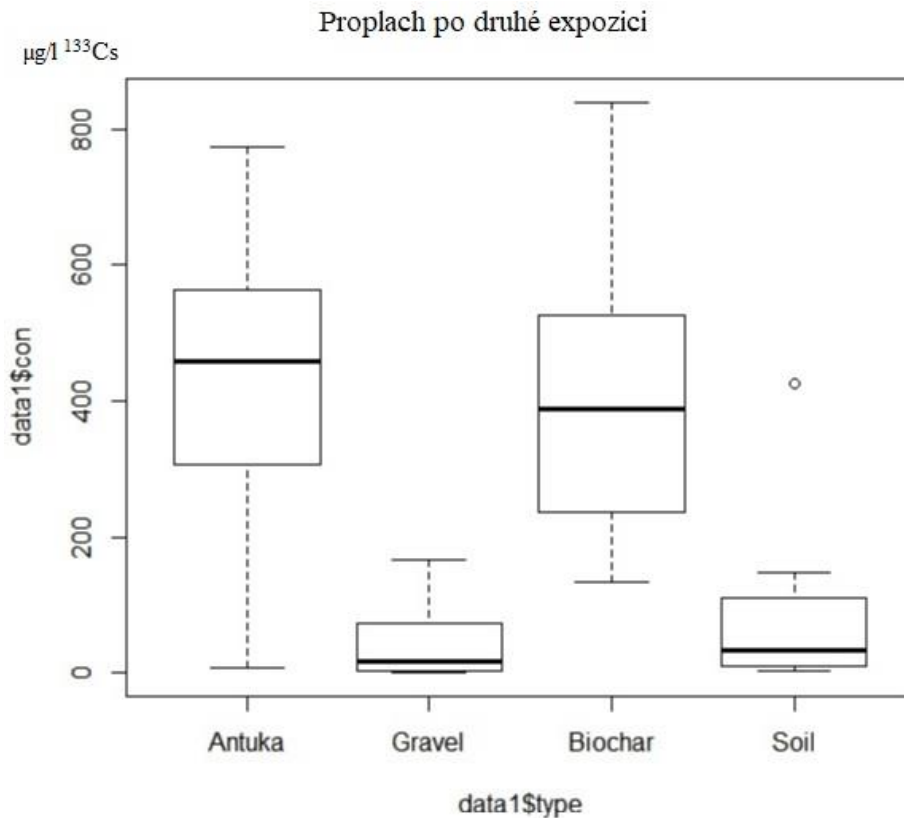
Na obrázku č. 19 a č. 20 lze sledovat téměř identické hodnoty zadržení  $^{133}\text{Cs}$  ve treatmentech. Nejlépe zadržuje  $^{133}\text{Cs}$  treatment s pískem a štěrskem. Následuje treatment s pískem a technogenní půdou. Třetí je treatment s pískem, biocharem a štěrskem. Nejméně zadržení bylo v treatmentu s pískem, antukou a štěrskem. Vyhodnocení čtvrtého dne druhé části experimentu je zobrazeno na obrázku č. 22.



Obrázek č. 22 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů - 4. den druhé expozice (po 96 hodinách od kontaminace)

Na obrázku č. 22 je zobrazeno zadržení  $^{133}\text{Cs}$  posledního dne druhé části experimentu. Z tohoto boxplotu je patrné, že podobně jako u boxplotů na obrázcích č. 20 a 21 je pořadí prakticky totožné. Nejvyšší účinnost je u treatmentu s pískem a štěrkem. Nejnižší míra zadržení je u treatmentu s pískem, biocharem a štěrkem.

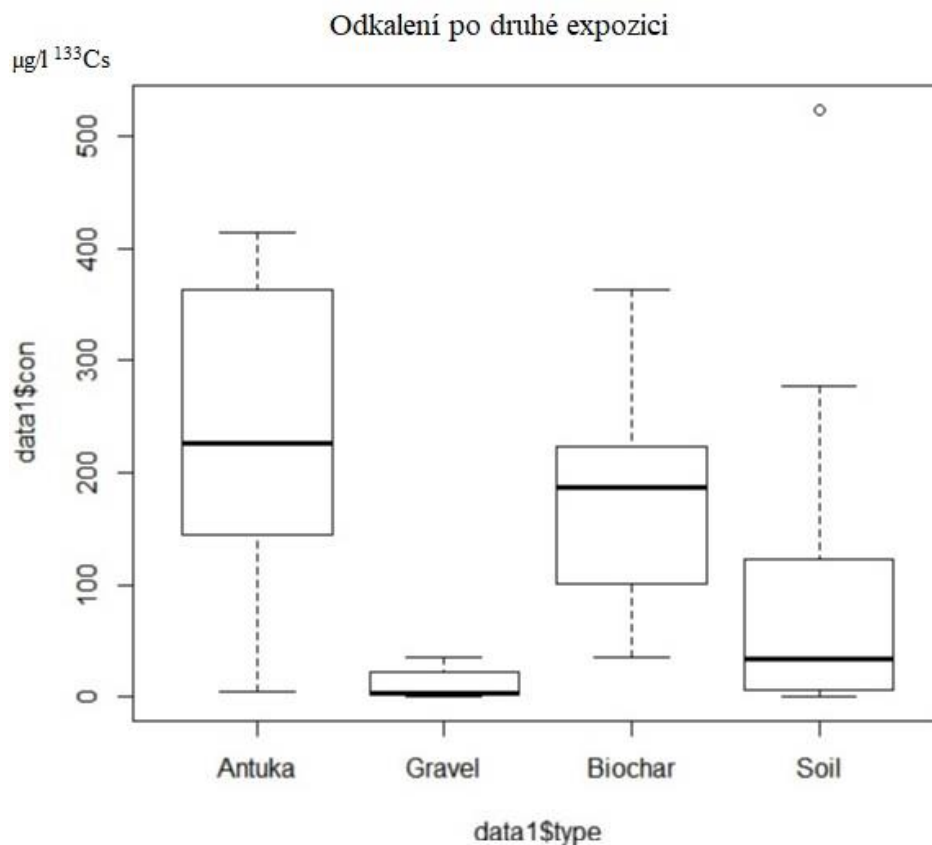
Po druhé části experimentu došlo k průplachu treatmentů. Výsledky vyhodnocení druhého průplachu jsou v boxplotu zobrazeny v obrázku č. 23.



Obrázek č. 23 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po proplachu jednotlivých treatmentů po druhé expozici

Obrázek č. 23 v boxplotu zobrazuje uvolněné množství  $^{133}\text{Cs}$  do vody po provedeném průplachu. Nejvyšší množství  $^{133}\text{Cs}$  se opět uvolnilo v treatmentu s pískem, antukou a štěrkem. Dále treatment s pískem, biocharem a štěrkem. Třetí byl treatment s pískem a technogenní půdou. Minimální uvolnění  $^{133}\text{Cs}$  do vody bylo v treatmentu s pískem a štěrkem.

Po proplachu treatmentů došlo k jejich odkalení. Veškerá voda, která v treatmentech stekla na dno modelu, byla stočena nakloněním modelu. Ze stočené vody byly odebrány vzorky a následně vyhodnoceny. Vyhodnocení odkalení treatmentů je na obrázku č. 24.

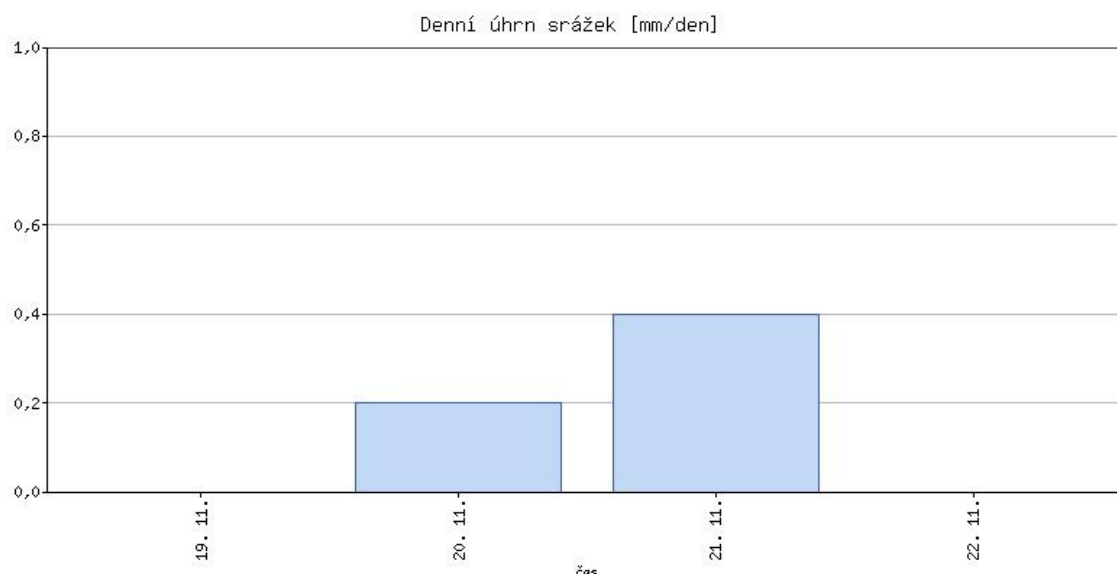


Obrázek č. 24 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po odkalení jednotlivých treatmentů po druhé expozici

Na obrázku odkalení po druhé expozici je opět v boxplotu podobný výsledek jako u proplachu treatmentů. Nejúčinnější je treatment s pískem a štěrkem. Naopak nejméně účinný je treatment s pískem, antukou a štěrkem.

V průběhu druhé části experimentu v období od 18.11.2019 do 22.11.2019 byly fyzikální modely rovněž vystaveny dešťovým srážkám. Přehled úhrnu srážek je na obrázku č. 25.





Obrázek č. 25 – Denní úhrn srážek od 19.11.2019 do 22.11.2019

(*meteostanice.agrobiologie.cz upravil Lhotský, 2020*)

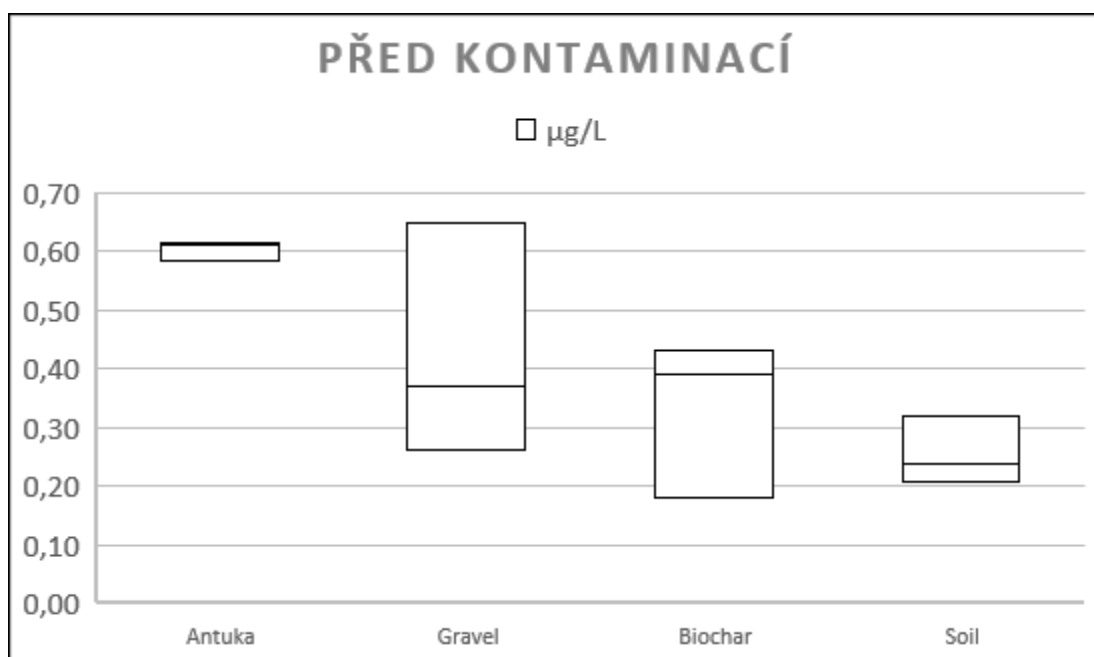
Celkový úhrn srážek ve dnech od 19.11.2019 do 22.11.2019 na demonstračním poli České zemědělské univerzity činily celkem 0,6 mm. Množství srážek neměl žádný vliv na výsledky měření.

V druhé části experimentu byl nejúčinnější treatment s pískem a štěrkem 97,9 %. Druhým nejvíce účinný treatment s 77,34 % byl tvořen z písku a technogenní půdy. Třetím nejúčinnějším byl v programu RStudio vyhodnocen treatment z písku, biocharu a štěrku. Poslední byl treatment z písku, antuky a štěrku. Při výpočtu účinnosti byly započteny všechny zjištěné hodnoty propuštěného  $^{133}\text{Cs}$ . V programu RStudio se při vyhodnocování odstranily extrémní zjištěné hodnoty. Třetí nejúčinnější je treatment podle výpočtu účinnosti s obsahem písku, antuky a štěrku 35 %. Nejméně účinný je dle výpočtu účinnosti treatment s obsahem písku, biocharu a štěrku 32,27 %.

### 4.3 Cesium v rákosu

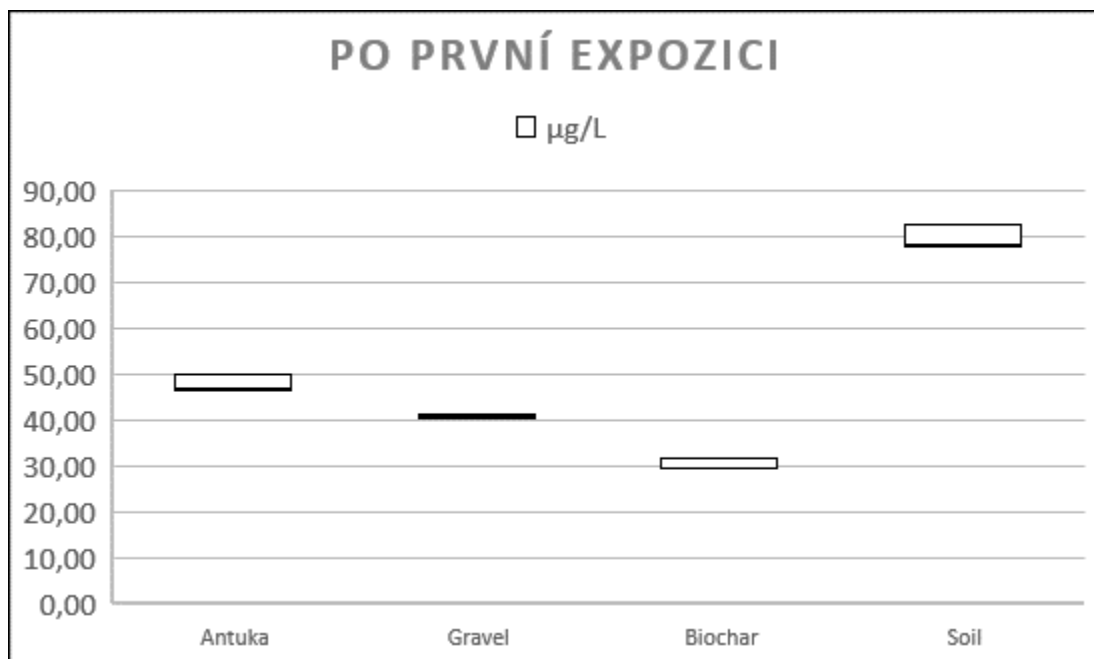
Před první kontaminací byly odebrány vzorky listů rákosu. Postup byl opakován po první expozici, druhé expozici a na závěr byly odebrány i odumřelé

listy rostlin. Přítomnost  $^{133}\text{Cs}$  pro jednotlivé fyzikální modely před kontaminací je znázorněn v obrázku č. 26.



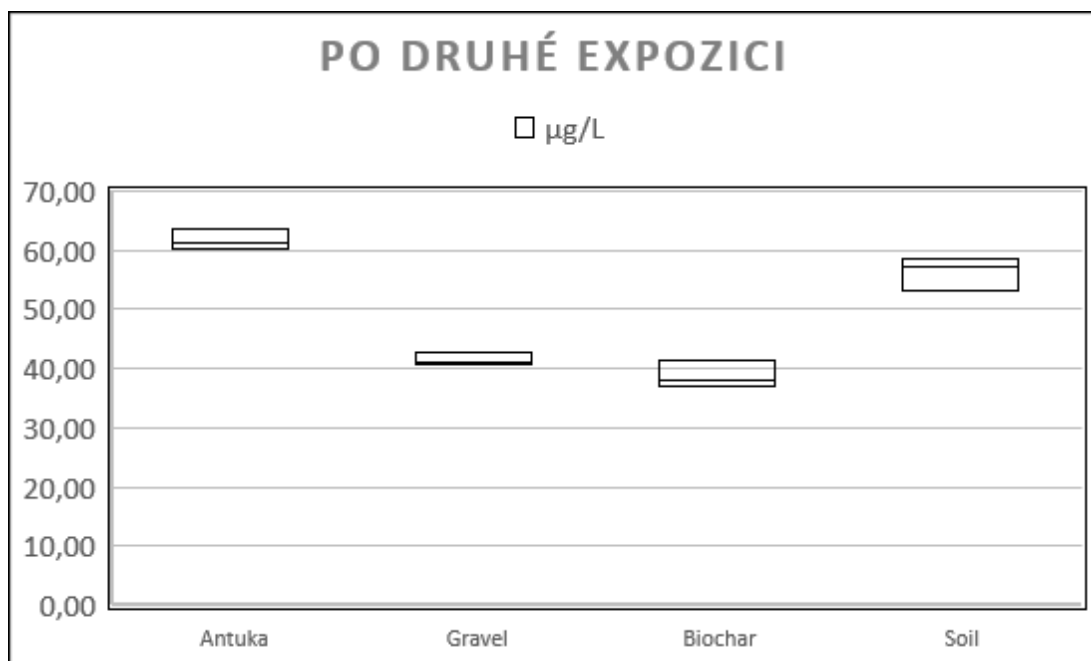
Obrázek 26 – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) v rákosu před první kontaminací

Koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  v listech rákosu před první kontaminací obrázku indikuje přirozené pozadí  $^{133}\text{Cs}$  v rostlinách (0,18  $\mu\text{g/l}$  až do 0,65  $\mu\text{g/l}$ ). Nejvyšší rozsah koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  je v treatmentu s pískem a šterkem. Nejvyšší průměrné hodnoty  $^{133}\text{Cs}$  jsou u treatmentu s pískem, antukou a šterkem. Nejnižší hodnoty jsou zaznamenány u treatmentu s pískem a technogenní půdou. Po první expozici došlo k výraznému nárůstu koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  v listech rákosu (obrázek č. 27).



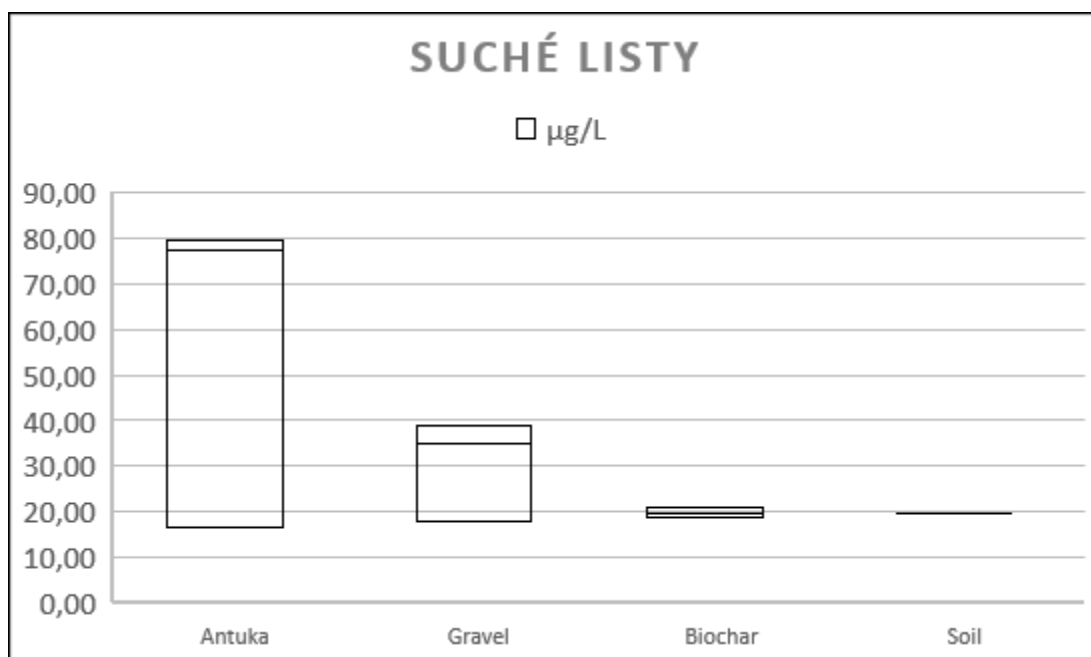
*Obrázek 27 – Koncentrace Cs (μg/l) v rákosu po první expozici*

Po provedení první části experimentu byla zjištěna vyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  ve všech testovaných treatmentech. Po první expozici byla nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  zjištěna u treatmentu s pískem a technogenní půdou. Druhá nejvyšší koncentrace byla zjištěna u treatmentu s pískem, antukou a šterkem. Nejnižší koncentrace byla u treatmentu s pískem, biocharem a šterkem. Po druhé expozici se koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  opět zvýšila, jak lze sledovat na obrázku č. 28.



Obrázek 28 – Koncentrace Cs (µg/l) v rákosu po druhé expozici

Po druhé expozici byla zjištěná nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  v treatmentu s pískem, antukou a šterkem. Druhý je treatment s pískem a technogenní půdou. Třetí treatment s pískem a šterkem. Nejmenší koncentrace byla zjištěna v treatmentu s pískem, biocharem a šterkem. Koncentrace u odumřelých listů je znázorněna na obrázku č. 29.



Obrázek 29 – Koncentrace Cs (µg/l) v rákosu - suché listy

Koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  byla nejvyšší u treatmentu s pískem, antukou a štěrkem. Treatment s pískem a štěrkem má druhou nejvyšší koncentraci  $^{133}\text{Cs}$ . Následuje treatment s pískem, biocharem a štěrkem. Nejmenší koncentrace byla zjištěna v treatmentu s pískem a technogenní půdou.

Experiment prokázal, že  $^{133}\text{Cs}$  bylo rákosem obecným přijímáno nejvíce v treatmentech s pískem a technogenní půdou. Pravděpodobně je to dáno tím, že filtrační materiál z technogenní půdy je nejvíce podobný přirozenému prostředí růstu rostliny. Druhá nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  byla zaznamenána v treatmentu s pískem, antukou a štěrku. Třetí nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  byla zjištěna v treatmentu s pískem a štěrkem. Treatment s pískem a štěrkem byl nejvíce účinný při zadržení  $^{133}\text{Cs}$ . Většina  $^{133}\text{Cs}$  je zadržena ve filtračním loži a rostliny se podíleli na jeho odstranění jen minimálně. U treatmentu s pískem a technogenní půdou je to však naopak a rostliny se více podílejí na odstranění  $^{133}\text{Cs}$  a mohou tak zvyšovat účinnost celého systému. Nejnižší koncentrace byla zjištěna u modelu s biocharem. Tento model nebyl efektivní při zadržení cesia. Nejmenší hodnota se proto dala očekávat.

## 5 Diskuse

Výsledky provedeného testování filtračních materiálů prokázaly jejich rozdílný vliv pro odstranění cesia z kontaminované vody. Pro experiment byly zvoleny zcela rozdílné filtrační materiály. Po 23 dnech první části experimentu bylo zadrženo nejvíce cesia v treatmentech s pískem a štěrkem, kdy účinnost dosahovala 98,5 %. Treatmenty s pískem a technogenní půdou měly účinnost 93,7 %. Treatmenty s pískem, antukou a štěrkem ve filtračním materiálu vykazovaly účinnost 69,9 %. Nejnižší účinnost vykazovaly treatmenty s pískem, biocharem a štěrkem 28,4 %. V druhé části experimentu trvajícího 5 dnů vykázaly filtrační materiály stejné pořadí v účinnosti zadržení cesia. Treatmenty s pískem a štěrkem měly účinnost 97,9 %. Treatmenty s pískem a technogenní půdou 77,3 %. Treatmenty s pískem, antukou a štěrkem dosahovaly účinnost 35 %. Nejnižší účinnost dosahovaly treatmenty s pískem, biocharem a štěrkem 32,3 %.

Statistické vyhodnocení jednotlivých dnů od počátku testování poukazuje na průběh zadržování cesia v jednotlivých treatmentech. Při malém odběru kontaminované vody byly odebírány vzorky o objemu 45 ml. Z počátku bylo nejméně cesium zadržováno v treatmentech s pískem a technogenní půdou. Postupem času se pak hodnoty měnily ve prospěch treatmentů s obsahem písku a štěrku. Ukázalo se, že zvýšení objemu stáčené vody (1500 ml) výrazně ovlivnilo uvolnění cesia z testovaných treatmentů.

Zásadní vliv na zadržení cesia v treatmentech měla samotná charakteristika filtračních materiálů. V jednom případě byl použit 1 dvousložkový filtr a 3 třísložkové filtry. Bylo provedeno několik studií zabývajících se výzkumem filtračních materiálů a jejich vlivu k odstranění, kontaminantů včetně těžkých kovů, mezi něž můžeme zařadit i cesium.

Štěrk ve své práci Yadavem et al., (2010) označili za materiál s výbornou schopností odstraňovat těžké kovy. Chrom a nikl byly při jejich výzkumu odstraněny ze štěrkového pole s účinností 98,3 %, respektive 96,2 %. Testované treatmenty s obsahem štěrku dosáhly nejvyšší účinnosti zadržení cesia. Tato práce potvrzuje tvrzení, že štěrk je vhodným filtračním materiálem k odstranění těžkých kovů. Provedená studie může do jisté míry rozšířit uplatnění štěrku, jako vhodného

filtračního materiálu pro odstranění cesia. Použití antuky jako filtračního materiálu ukázalo, že by tento materiál mohl být použit do filtračního pole kořenové čistírny odpadních vod. Jeho vliv na odstranění cesia, případně jiných těžkých kovů, nebyl dle dostupné literatury sledován. Je proto možné, že vlastnosti tohoto materiálu mohou mít přednosti k odstranění jiných znečišťujících látek. Biochar se jako vhodný filtrační materiál v této studii neosvědčil. Dosáhl nejnižší účinnosti zadržení cesia. K rozdílnému zjištění došli Fu et al., (2017) kteří prokázali, že aktivní uhlí, filtrační materiál podobný biocharu, je vhodný k odstranění těžkých kovů. Technogenní půda byla v zadržení cesia druhým neúčinnějším filtračním materiálem. V kořenovém poli bylo cesium zadrženo s vysokou účinností. Podle tvrzení Mohammed et Babatunde (2017) půdní substrát může být vhodný k odstranění různých druhů těžkých kovů, jako jsou chrom, paladium a další. Součástí všech treatmentů byl písek, který lze podle Sholz (2003) považovat za materiál, který může být vhodný rovněž k odstranění těžkých kovů. Jeho přítomnost dle mého názoru pozitivně ovlivnila zadržení cesia díky frakci materiálu.

Vliv na účinnost odstranění kontaminantů z kontaminovaných vod ovlivňuje dle Yanting et al., (2019) přítomnost vegetace. Testované treatmenty byly osazeny rákosem obecným (*Phragmites australis*). Rákos byl zvolen pro jeho nenáročnost a schopnost rychlého růstu kořenů a oddenků. Listy odebrané před vlastní kontaminací ukazují na hodnoty přirozeného pozadí  $^{133}\text{Cs}$  v rostlinách v jejich přírodních podmínkách. Ashraf et al., (2014) vysvětlují přítomnost  $^{133}\text{Cs}$  jako přirozenou formu prvku v přírodě. Sazenice rákosu pocházely z oblasti jižních Čech. Po první části experimentu byla potvrzena schopnost rákosu efektivně přijímat cesium. Vysoká hodnota příjmu cesia byla zaznamenána v treatmentech s obsahem písku a technogenní půdy. Je to dáno tím, že zde měly rostliny nejvíce živin. Rostliny tak snadno mohly absorbovat cesium spolu s živinami. Druhá nejvyšší hodnota cesia v rákosu byla zjištěna v treatmentech s pískem, antukou a štěrkem. Dále v treatmentech s pískem a štěrkem. Nejnižší koncentrace byla zjištěna v treatmentech s pískem, biocharem a štěrkem. Po druhé části experimentu byla nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  zjištěna v treatmentech s pískem, antukou a štěrkem. Následně pak byly treatmenty s pískem a technogenní půdou. Třetí nejvyšší koncentrace  $^{133}\text{Cs}$  byla zjištěna v treatmentech s pískem a štěrkem. Nejnižší hodnoty vykazovaly treatmenty s pískem, biocharem a štěrkem. I v případě uhynulých listů byla zjištěna přítomnost

koncentrace cesia. Tyto listy byly odebrány až po uplynutí experimentu. Pořadí bylo obdobné jako po druhé expozici. Rákos obecný (*Phragmites australis*) se projevil jako vhodná rostlina k odstranění cesia z kontaminované vody. Jeho osázení pozitivně ovlivnilo účinnost zadržení cesia. Přítomnost cesia v celé rostlině rákosu již prokázali Soudek et al., (2018) svým výzkumem. Experiment probíhal na konci vegetačního období. Je možné, že kdyby proběhl v dřívější době, mohla by být hodnota zadrženého cesia v rostlinách vyšší.

## 6 Závěr

Cílem této práce bylo navrhnout vhodnou konstrukci kořenového lože, která by dosáhla co nejvyšší účinnosti odstranění cesia z kontaminované vody, a to za pomoci využití modelu kořenové čistírny odpadních vod.

Nejvyšší účinnost v tomto testu prokázaly treatmenty s filtračním ložem z vrstvy písku a štěrku (98,5 %). Druhou nejvyšší účinnost dosahovalo filtrační lože z písku a technogenní půdy (93,7 %). Třetí nejúčinnější filtrační lože bylo z písku, antuky a štěrku (69,9 %). Nejnižší účinnost vykazovalo filtrační lože z písku, biocharu a štěrku (28,4 %). V následném testování bylo pořadí stejné. Filtrační lože z vrstvy písku a štěrku dosahovalo účinnosti (97,9 %), následně filtrační lože z písku a technogenní půdy (77,3 %). Třetí filtrační lože z písku, antuky a štěrku dosahovalo účinnosti (35 %). Nejnižší účinnost vykazovalo filtrační lože z písku, biocharu a štěrku (32,3 %).

Prací byla prokázána schopnost rákosu obecného (*Phragmites australis*) přijímat cesium. Nejvyšší příjem cesia v listech rákosu byl u treatmentů s obsahem písku a technogenní půdy. Dále pak u treatmentů s obsahem písku, antuky a štěrku. Nižší koncentrace byla zaznamenána v treatmentech s obsahem písku a štěrku. Nejnižší koncentrace v treatmentech s obsahem biocharu. Skutečnost, že přítomnost cesia byla zjištěna v listech rostlin, zvyšuje možnost vyššího příjmu a distribuce do všech částí rostliny. Je to pravděpodobně dáno vysokou mobilitou cesia v tkáních rostliny. Ze zjištěných skutečností vyplývá, že rákos obecný je vhodnou rostlinou pro fytoremediace cesia z kontaminovaných vod.

V diplomové práci jsem zhodnotil různé druhy filtračních materiálů vhodných do kořenových loží k odstranění cesia. K nejvhodnějším filtračním materiálům patří štěrk s kombinací písku. Rovněž jsem zjistil, že vhodnou mokřadní rostlinou



vhodnou pro fytořmediaci cesia je rákos obecný. Ověřil jsem si, že vyšší účinnost fytořmediace lze dosáhnout použitím vhodného filtračního materiálu s vyšším obsahem živin, jejichž prostřednictvím je cesium více přijímáno rostlinami.

Zjištěné výsledky této práce mohou být využity pro následný výzkum vhodnosti dalších filtračních materiálů a rostlin k odstranění cesia ze životního prostředí. V budoucnu by mohl být experiment opakován v jiné části vegetačního období, s jinými filtračními materiály a mokřadními rostlinami. Fytořmediace představuje budoucnost v dekontaminaci životního prostředí. Kořenové čistírny odpadních vod ve spojení s fytořmediací jsou dle mého názoru jedním z nejlepších a nejšetnějších řešení k odstraňování cesia ze životního prostředí.

## 7 Seznam literatury

**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. S. 139-171.

**Allende K. L., Fletcher T. D., Sun G., 2012:** The effect of substrate media on the removal of arsenic, boron and iron from an acidic wastewater in planted column reactors. *Chemical Engineering Journal* 179. S. 119-130.

**Ashraf M. A., Akib S., Maah M. J., Yusoff I., Balkhair K. S., 2014:** Cesium-137: radio-chemistry, fate, and transport, remediation, and future concerns. *Critical reviews in environmental science and technology* 44. S. 1740-1793.

**Ban-Nai T., Muramatsu Y., 2002:** Transfer factors of radioactive Cs, Sr, Mn, Co and Zn from Japanese soils to root and leaf of radish. *Journal of environmental radioactivity* 63. S. 251-264.

**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. S. 1459-1485.

**Butterman W. C., Brooks, W. E., Reese Jr, R. G., 2005:** Mineral commodity profiles: cesium. *US Geological Survey Open-File Report* 2004. S. 1432.

**Brix H., 1997:** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water science and technology* 35. S. 11-17.

**Calabrese E. J., 2004:** Hormesis: from marginalization to mainstream: a case for hormesis as the default dose-response model in risk assessment. *Toxicology and applied pharmacology*, 197. S. 125-136.

**Cheng G., Li Q., Su Z., Sheng S., Fu J., 2018:** Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production* 175. S. 572-581.

**Chen Y., Cheng J., Niu S., Kim Y., 2013:** Evaluation of the different filter media in vertical flow stormwater wetland. *Desalination and Water Treatment*, 51. S. 4097-4106.

- Chowdhury, R., 2017:** Using adsorption and sulphide precipitation as the principal removal mechanisms of arsenic from a constructed wetland—a critical review. *Chemistry and Ecology* 33. S. 560-571.
- Chiang P. N., Wang M. K., Wan J. J., Chiu C. Y., 2005:** Low-molecular-weight organic acid exudation of rape (*Brassica campestris*) roots in cesium-contaminated soils. *Soil science*, 170. S. 726-733.
- Cook L. L., Inouye R. S., McGonigle T. P., White G. J., 2007:** The distribution of stable cesium in soils and plants of the eastern Snake River Plain in southern Idaho. *Journal of arid environments*, 69. S. 40-64.
- Dai H., & Hu F., 2017:** Phosphorus adsorption capacity evaluation for the substrates used in constructed wetland systems: a comparative study. *Polish Journal of Environmental Studies* 26. S. 1003-1010.
- Dias J. M., Alvim-Ferraz M. C., Almeida M. F., Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., 2007:** Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: a review. *Journal of environmental management* 85. S. 833-846.
- Desmet G., Nassimbeni P., Belli M., 1990:** Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Science; London.
- 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.
- Duschenkov, V., 2003:** Plant and soil. Trends in phytoremediation of radionuclides 249. S 167–175.
- 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.
- Ehlken S., Kirchner G., 2002:** Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *Journal of environmental radioactivity* 58. S. 97-112.
- Fu J., Lee W. N., Coleman C., Meyer M., Carter J., Nowack K., Huang C. H., 2017:** Pilot investigation of two-stage biofiltration for removal of natural organic matter in drinking water treatment. *Chemosphere* 166: S. 311-322.

- 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.
- Hall J. L., 2002:** Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of experimental botany* 53. S. 1-11.
- Henner P., Colle C., Morello M., 2005:** Retention and translocation of foliar applied <sup>239,240</sup>Pu and <sup>241</sup>Am, as compared to <sup>137</sup>Cs and <sup>85</sup>Sr, into bean plants (*Phaseolus vulgaris*). *Journal of environmental radioactivity* 83. S. 213-229.
- Isaure M. P., Fraysse A., Devès G., Le Lay P., Fayard B., Susini J., Ortega R., 2006:** Micro-chemical imaging of cesium distribution in *Arabidopsis thaliana* plant and its interaction with potassium and essential trace elements. *Biochimie* 88. S.1583-1590.
- Kafka, Z., Punčochářová. J., 2002:** Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96. S. 611–617.
- Kamel H. A., Eskander S. B., Aly M. A. S. 2007:** Physiological response of *Epipremnum aureum* for cobalt-60 and cesium-137 translocation and rhizofiltration. *International journal of phytoremediation* 9. S.403-417.
- Krška, Š., Šálek, J., 2007:** Příčiny a možnosti mineralizace kolmatačních jevů ve filtračních náplních kořenových čistíren. In Hyánková, E.: Sborník přednášek „přírodní způsoby čištění vod V“. Vysoké učení technické v Brně, Ústav vodního hospodářství krajiny, Brno, S. 26-31.
- Khotimchenko M. Y., Podkorytova E. A., Kovalev V. V., Khozhaenko, E. V., 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.
- Kouřil M., 2006:** Kořenové čistírny: alternativní způsob nakládání s odpadními vodami:(informační brožura pro obce, soukromníky a zemědělce). Attavena, České Budějovice, 24s.
- Kučerová, P., Macková, M., Macek, T., 1999:** Chem. Listy 93, 19-26(1999). Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy* 93. S 19-26.
- Makovníková J., Barančíková G., Dlapa P. & Dercová K., 2006:** Anorganické kontaminanty v půdnom ekosystéme. *Chemické listy* 100. S. 424-432.

- Malm J., Rantavaara A., Uusi-Rauva A., Paakkola O., 1991:** Uptake of caesium-137 from peat and compost mould by vegetables in a greenhouse experiment. *Journal of environmental radioactivity* 14. S. 123-133.
- Marschner H., Römheld V., Horst W. J., Martin P. 1986:** Root-induced changes in the rhizosphere: Importance for the mineral nutrition of plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149. S.441-456.
- Marschner H., 1995:** Mineral nutrition of higher plants 2nd edition. Academic, Great Britain. 651s.
- Mbuligwe, S. E., 2005:** Comparative treatment of dye-rich wastewater in engineered wetland systems (EWSs) vegetated with different plants. *Water Research* 39. S. 271-280.
- Mohammed A., Babatunde A. O. 2017:** Modelling heavy metals transformation in vertical flow constructed wetlands. *Ecological Modelling* 354. S. 62-71.
- Moshiri, G. A., 1993:** Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers, Boca Raton, 632s.
- Mlejnská, E., 2009:** Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha, 119s.
- Nadkarni N. M., Primack R. B., 1989:** A comparison of mineral uptake and translocation by above-ground and below-ground root systems of *Salix syringiana*. *Plant and soil* 113. S. 39-45.
- Nagajyoti P. C., Lee, K. D., Sreekanth, T. V. M., 2010:** Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters* 8. S. 199-216.
- Petrová Š., Soudek, P., Vaněk, T., 2013:** Remediací oblastí těžby uranu v České republice. *Chem. Listy* 107. S.283-291.
- Palmer K., Ronkanen A. K., Kløve B., 2015:** Efficient removal of arsenic, antimony and nickel from mine wastewaters in Northern treatment peatlands and potential risks in their long-term use. *Ecological engineering* 75. S. 350-364.
- Parekh N. R., Poskitt J. M., Dodd B. A., Potter E. D., Sanchez, A., 2008:** Soil microorganisms determine the sorption of radionuclides within organic soil systems. *Journal of environmental radioactivity* 99. S. 841-852.

- Pinder III, J. E., Hinton T. G., Whicker F. W., 2006:** Foliar uptake of cesium from the water column by aquatic macrophytes. *Journal of environmental radioactivity* 85. S. 23-47.
- Plohy, S., 2019:** Černobyl: historie jaderné katastrofy. Jota, Brno, 400 s.
- Polášková, A., 2011:** Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí. Karolinum, Praha, 300s.
- Raskin I., Kumar P. N., Dushenkov S., Salt D. E., 1994:** Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in biotechnology* 5. S. 285-290.
- Raskin I., Smith R. D., Salt D. E., 1997:** Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current opinion in biotechnology* 8. S. 221-226.
- Saleh H. M., 2012:** Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides. *Nuclear Engineering and Design* 242. S. 425-432.
- Sanchez A. L., Parekh N. R., Dodd B. A., Ineson, P., 2000:** Microbial component of radiocaesium retention in highly organic soils. *Soil Biology and Biochemistry* 32. S. 2091-2094.
- Sawidis T., Bellos D., Tsikritzis L., 2011:** Cesium-137 concentrations in sediments and aquatic plants from the Pinios River, Thessalia (Central Greece). *Water, Air, & Soil Pollution*, 221. S.215-222.
- Schachtman D. P., Schroeder J. I., 1994:** Structure and transport mechanism of a high-affinity potassium uptake transporter from higher plants. *Nature*, 370. S. 655-658.
- Scholz M., 2003:** Performance predictions of mature experimental constructed wetlands which treat urban water receiving high loads of lead and copper. *Water Research*, 37. S. 1270-1277.
- Singh R., Gautam N., Mishra A., Gupta, R., 2011:** Heavy metals and living systems: An overview. *Indian journal of pharmacology*, 43. S.246.
- Soudek P., Tykva R., & Vaněk T., 2004:** Laboratory analyses of <sup>137</sup>Cs uptake by sunflower, reed and poplar. *Chemosphere* 55. S. 1081-1087.
- Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Kotyza J., Vaněk T., 2008:** Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy* 102. S. 346-352.

- Smolders E., Sweeck L., Merckx R., Cremers, A., 1997:** Cationic interactions in radiocaesium uptake from solution by spinach. *Journal of Environmental Radioactivity* 34. S. 161-170.
- 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, 20s.
- Šálek, J., Tlapák V., 2006:** Přírodní způsob čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Informační centrum ČKAIT, Praha, 283s.
- Švec, J. (2005).** Radioaktivita a ionizující záření. Ostrava: Vysoká škola báňská. 36s.
- Timofeeva-Ressovskaia E. A., Agafonov B. M., Timofeev-Ressovsk, N. V. 1962:** On radioisotopes fate in water bodies. *Proc. Inst. Biol* 22. S. 49-67.
- Tyson M. J., Sheffield E., Callaghan T. V., 1999:** Uptake, transport and seasonal recycling of <sup>134</sup>Cs applied experimentally to bracken (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn). *Journal of environmental radioactivity*, 46. S. 1-14.
- 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, 23s.
- Vymazal, J., 1995:** Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI a.s., Třeboň, 147s.
- Vymazal, J., 2004:** Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o. p. s., Třeboň. 13s.
- 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.
- Wang Y., Cai Z., Sheng S., Pan F., Chen F., Fu J., 2019:** Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 701.
- Wendling L. A., Harsh J. B., Palmer C. D., Hamilton M. A., Flury, M., 2004:** Cesium sorption to illite as affected by oxalate. *Clays and clay minerals* 52 37. S. 5-381.
- Wen-Ling Z. H. U., Li-Hua C. U. I., Ouyang Y., Cui-Fen L. O. N. G., Xiao-Dan T. A. N. G., 2011:** Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. *Pedosphere* 21. S. 454-463.

- White P. J., Broadley M. R., 2000:** Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytologist* 147. S. 241-256.
- Wood A., 1995:** Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology* 32. S. 21-29.
- Wood J., Fernandez G., Barker A., Gregory J., Cumby T., 2007:** Efficiency of reed beds in treating dairy wastewater. *Biosystems engineering* 98. S. 455-469.
- Wu M., Li Q., Tang X., Huang Z., Lin L., Scholz M., 2014:** Arsenic (V) removal in wetland filters treating drinking water with different substrates and plants. *International journal of environmental analytical chemistry* 94. S. 618-638.
- Wu H., Zhang J., Ngo H. H., Guo W., Hu Z., Liang S., Liu, H., Fan J., 2015:** A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresource technology* 175. S. 594-601.
- Yadav A. K., Kumar N., Sreekrishnan T. R., Satya S., Bishnoi, N. R., 2010:** Removal of chromium and nickel from aqueous solution in constructed wetland: mass balance, adsorption–desorption and FTIR study. *Chemical Engineering Journal* 160. S. 122-128.
- Yan D., Zhao Y., Lu, A., Wang S., Xu, D., Zhang P., 2013:** Effects of accompanying anions on cesium retention and translocation via droplets on soybean leaves. *Journal of environmental radioactivity* 126. S. 232-238.
- Yang X., Feng Y., He, Z., Stoffella P. J., 2005:** Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18. S. 339-353.
- Yang Y., Zhao Y., Liu R., Morgan D., 2018:** Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource technology* 261. S. 441-452.
- Zhu Y. G., Shaw G., Nisbet A. F., Wilkins B. T., 1999:** Effects of external potassium supply on compartmentation and flux characteristics of radiocaesium in intact spring wheat roots. *Annals of Botany* 84. S. 639-644.
- Zhu Y. G., Smolders E., 2000:** Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of experimental botany* 51. S. 1635-1645.
- Zhu, Y. G., Shaw, G., 2000:** Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Chemosphere* 41. S. 121-128.



**Zhou L., Huang Z., Li, T., 2010:** The Application of Wasted Architecture Walling Materials Used as a constructed wetland media. Water Infrastructure for Sustainable Communities China and the World, 1st ed.; Hao, X., Novotny, V., Nelson, V., Eds. S. 481-489.

**Zuhailawati H., Samayamutthirian P., CH M. H., 2007:** Fabrication of low cost of aluminium, matrix composite reinforced with silica sand. Journal of physical science 18. S. 47-55.

### **Internetové zdroje**

**Wagner, V., 2012:** Rok a půl po havárii v Jaderné elektrárně ve Fukušimě I. In: Energetický klub (online) [cit. 2019.09.17], dostupné z

<<http://www.energetickyklub.cz/2012/09/rok-a-pul-po-havarii-v-jaderne-elektrarneve-fukusime-i/>>.

**Abou-Elela, S., Hellal, M. S., 2012:** Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus (online) [cit. 2019.09.17], dostupné z

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857412002431?via%3Dihub>>.

## 8 Seznam obrázků a grafů

**Obrázek č. 1** – Příprava modelu

**Obrázek č. 2** – Grafické zobrazení treatmentů

**Obrázek č. 4** – Odběr vzorků

**Obrázek č. 5** – Příprava vzorků v přístroji MPW – 251

**Obrázek č. 6** – Zpracování vzorku rákosu

**Obrázek č. 7** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
1. den první expozice (po 24 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 8** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
5. den první expozice (po 120 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 9** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
9. den první expozice (po 216 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 10** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
12. den první expozice (po 288 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 12** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
16. den první expozice (po 384 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 13** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
21. den první expozice (po 504 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 14** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
23. den první expozice (po 552 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 15** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po proplachu jednotlivých  
treatmentů po první expozici

**Obrázek č. 16** – Denní úhrn srážek od 17.10.2019 do 8.11.2019 (online) cit  
[10.3.2020] dostupné z <<http://meteostanice.agrobiologie.cz>>.

**Obrázek č. 17** – Koncentrace Cs před druhou expozicí

**Obrázek č. 18** – Denní úhrn srážek od 8.11.2019 do 17.11.2019 (online) cit  
[10.3.2020] dostupné z <<http://meteostanice.agrobiologie.cz>>.

**Obrázek č. 19** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -  
1. den druhé expozice (po 24 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 20** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -2. den druhé expozice (po 48 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 21** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -3. den druhé expozice (po 72 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 22** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě odtékající z jednotlivých treatmentů -4. den druhé expozice (po 96 hodinách od kontaminace)

**Obrázek č. 23** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po proplachu jednotlivých treatmentů po druhé expozici

**Obrázek č. 24** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) ve vodě po odkalení jednotlivých treatmentů po druhé expozici

**Obrázek č. 25** – Denní úhrn srážek od 19.11.2019 do 22.11.2019 (online) cit [10.3.2020] dostupné z <<http://meteostanice.agrobiologie.cz>>.

**Obrázek 26** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) v rákosu před první kontaminací

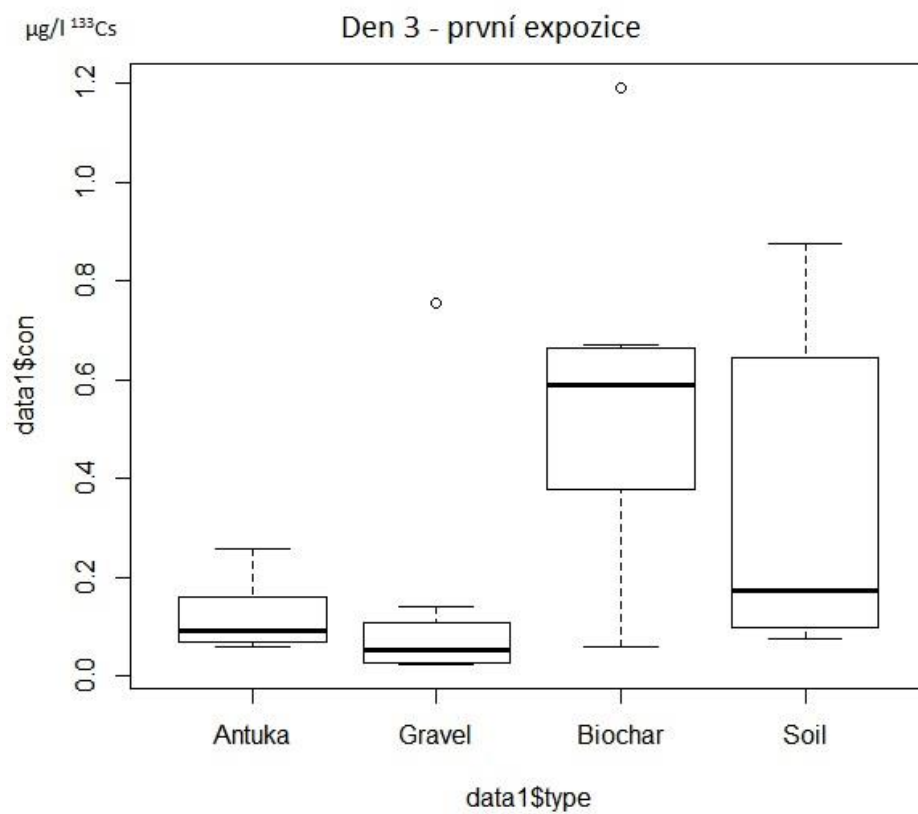
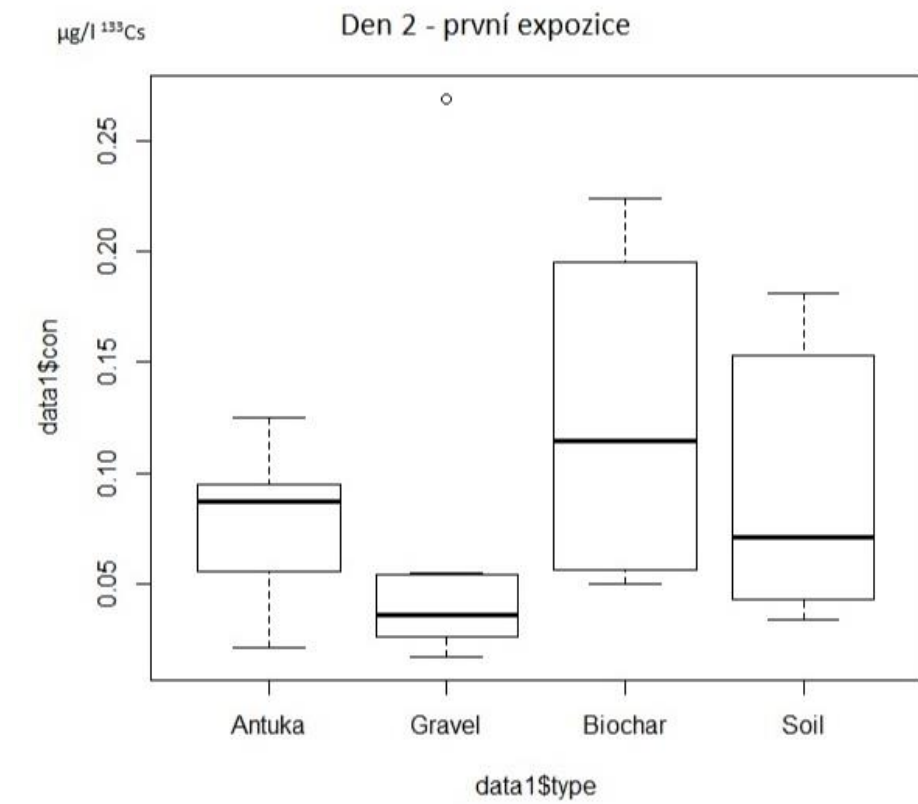
**Obrázek 27** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) v rákosu po první expozici

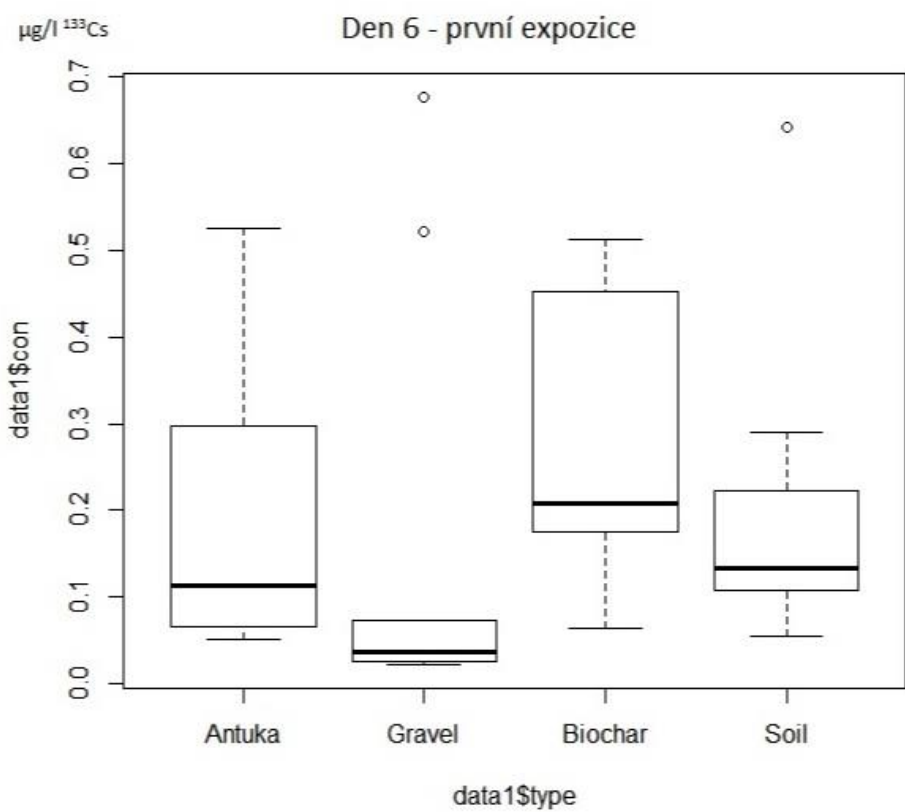
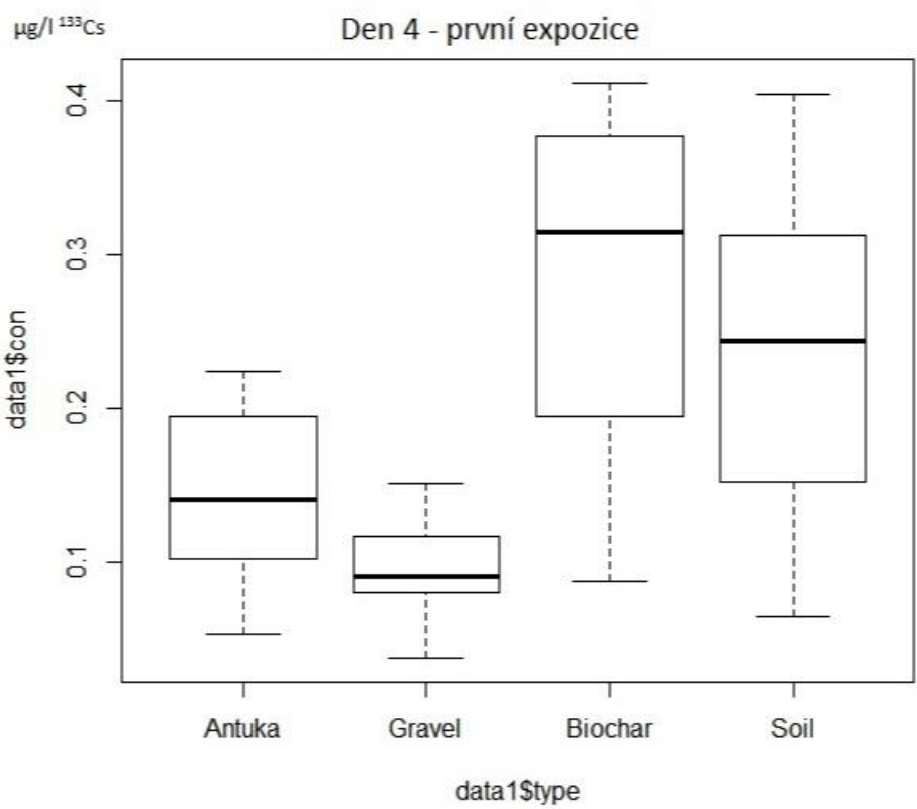
**Obrázek 28** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) v rákosu po druhé expozici

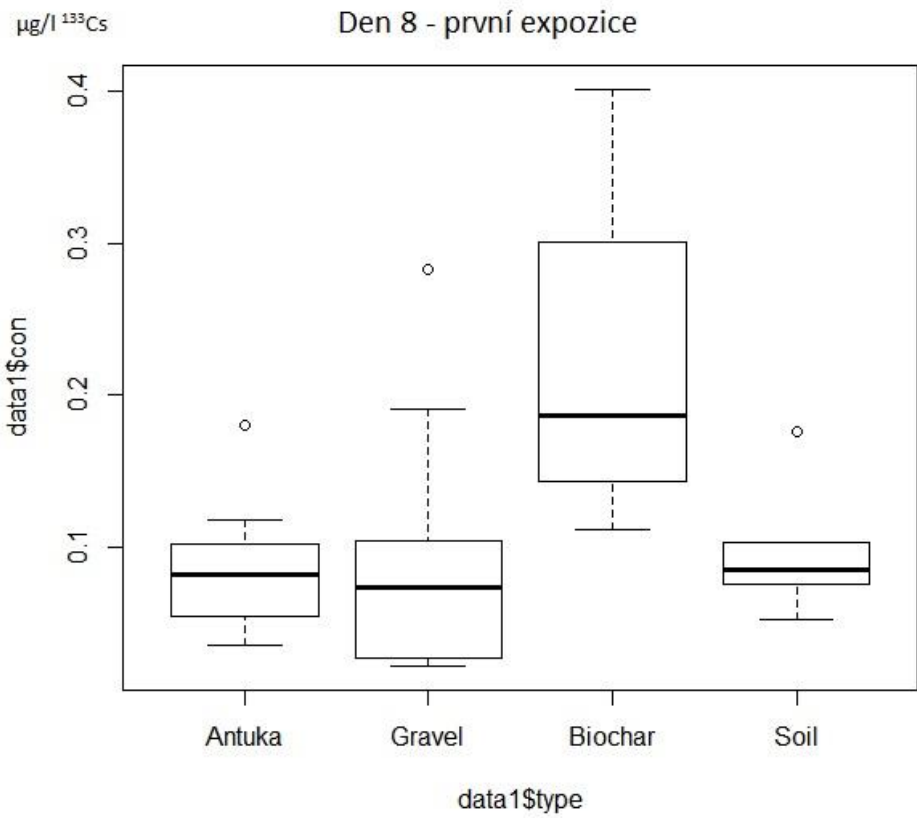
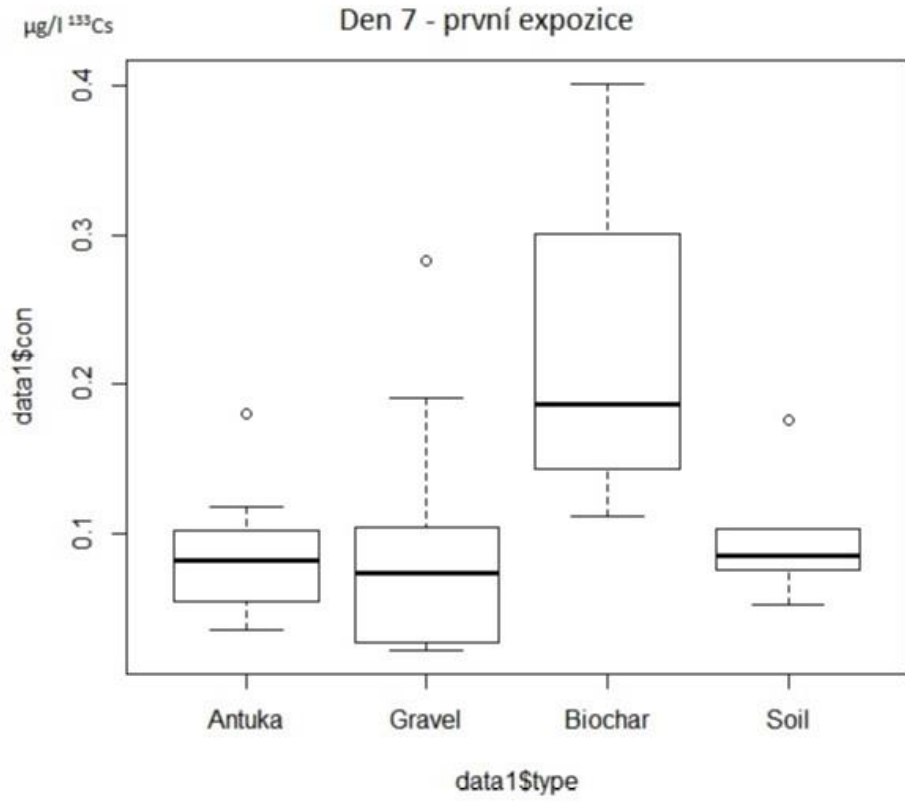
**Obrázek 29** – Koncentrace Cs ( $\mu\text{g/l}$ ) v rákosu - suché listy

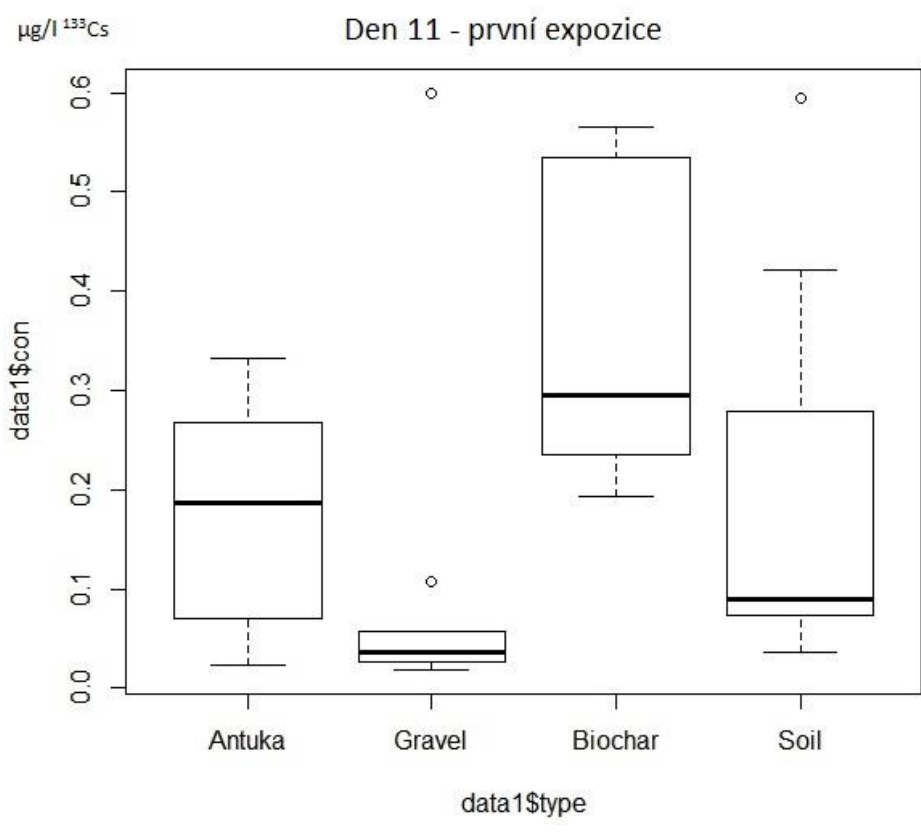
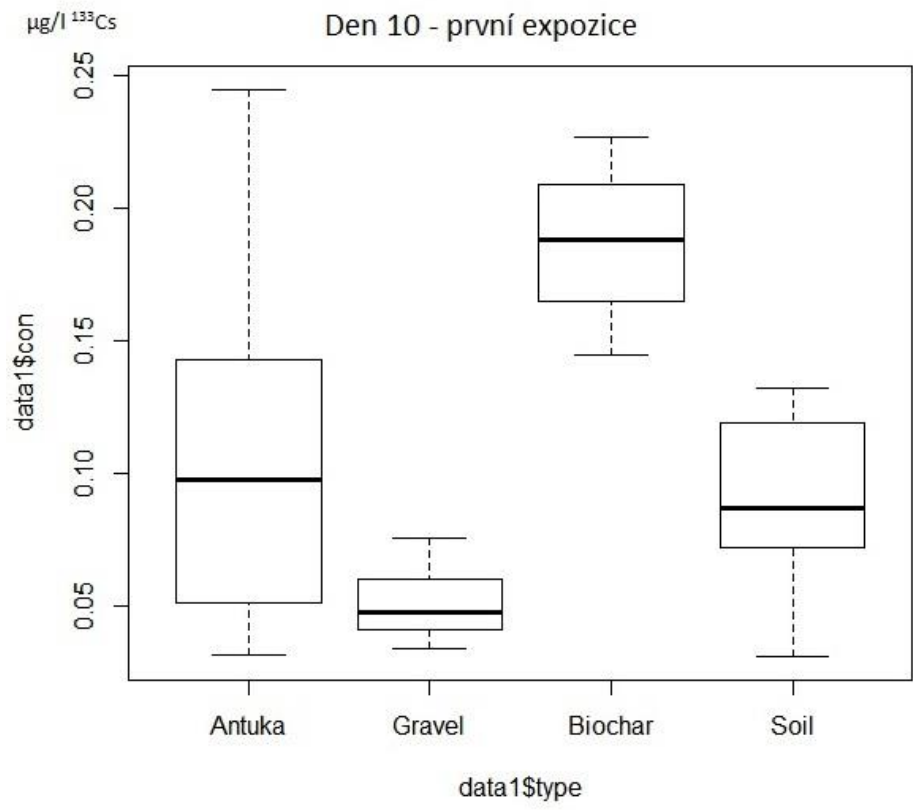
## 9 Přílohy

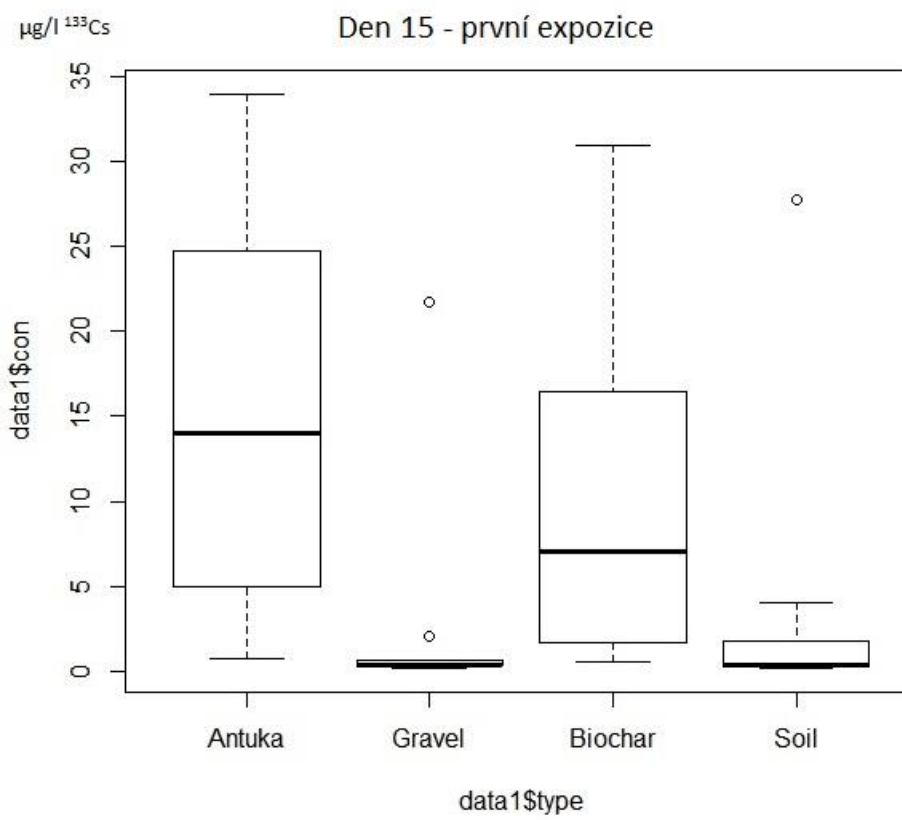
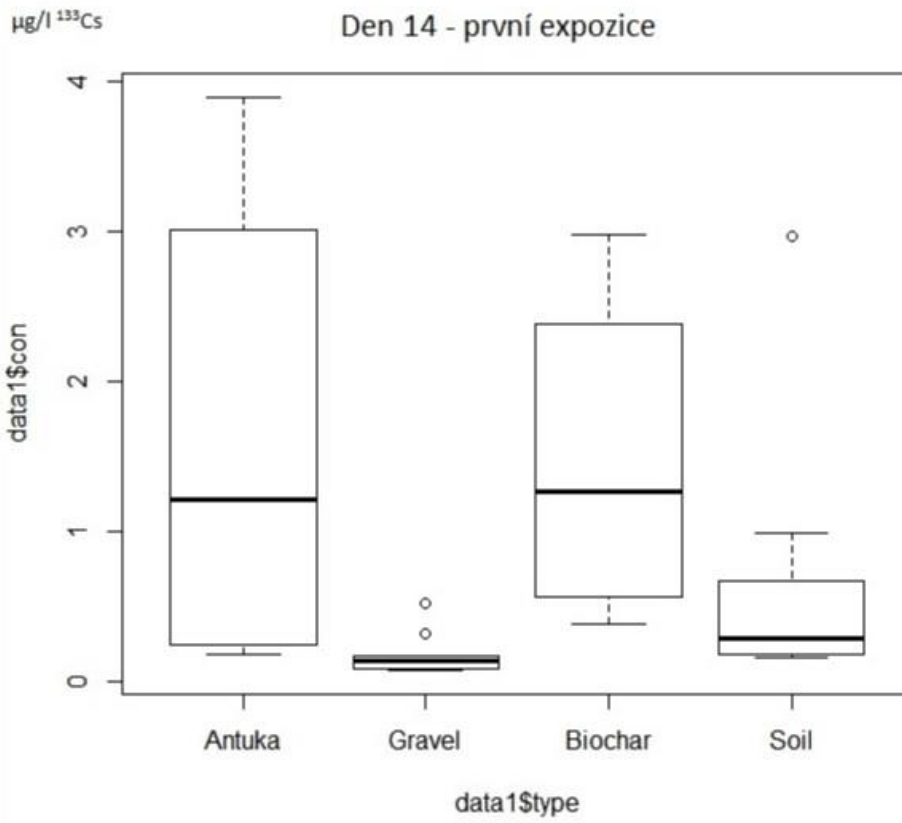
### 9.1 Boxploty jednotlivých treatmentů první expozice







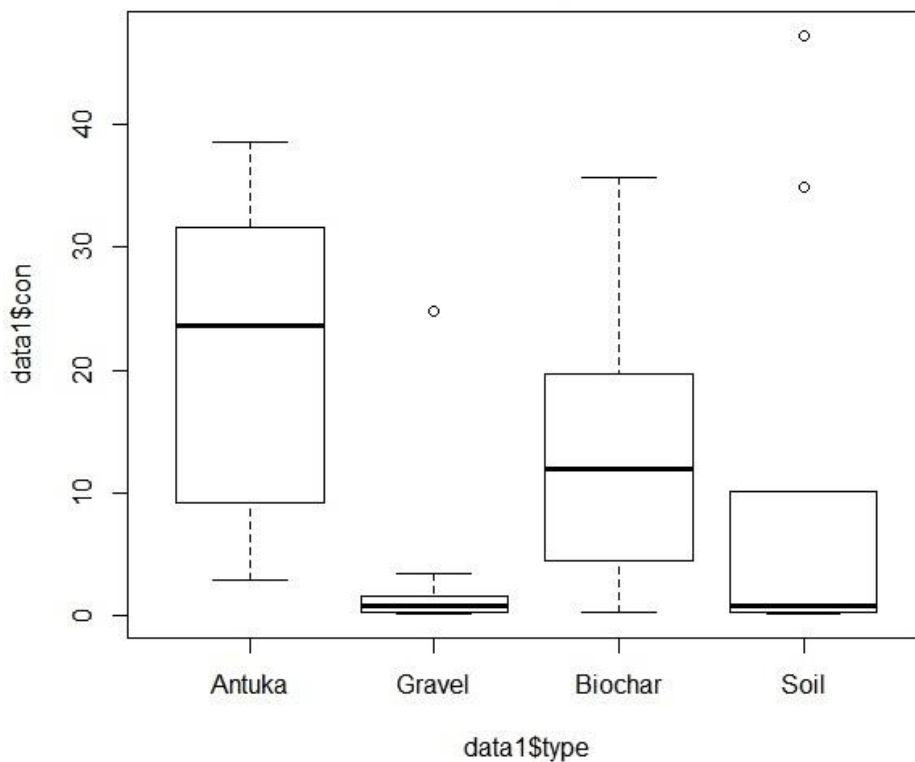






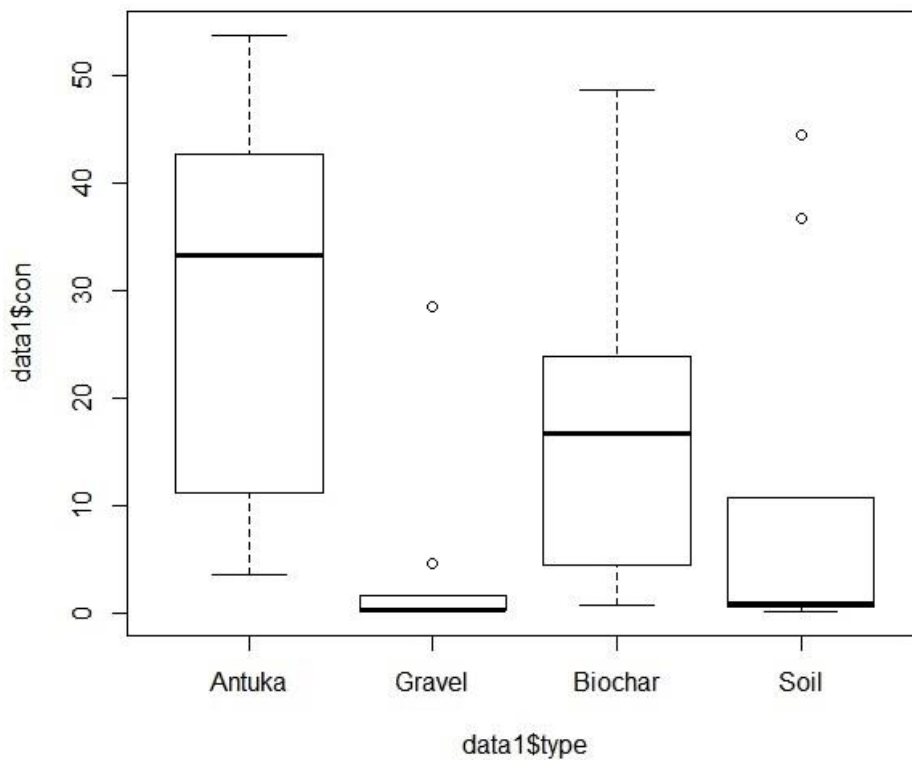
$\mu\text{g/l } ^{133}\text{Cs}$

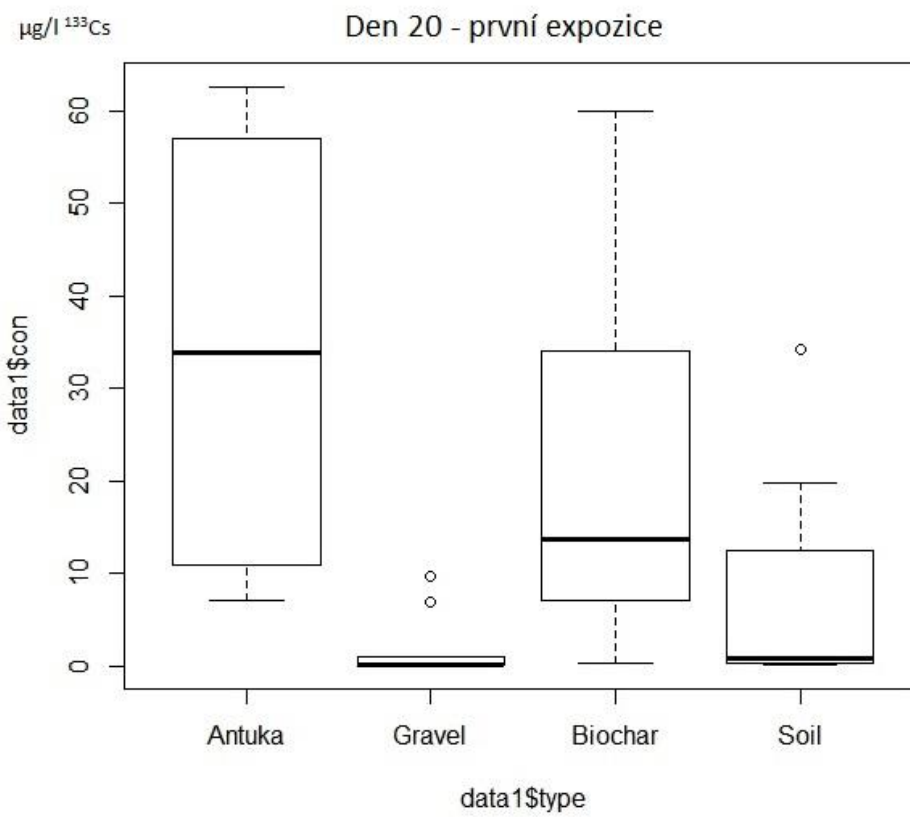
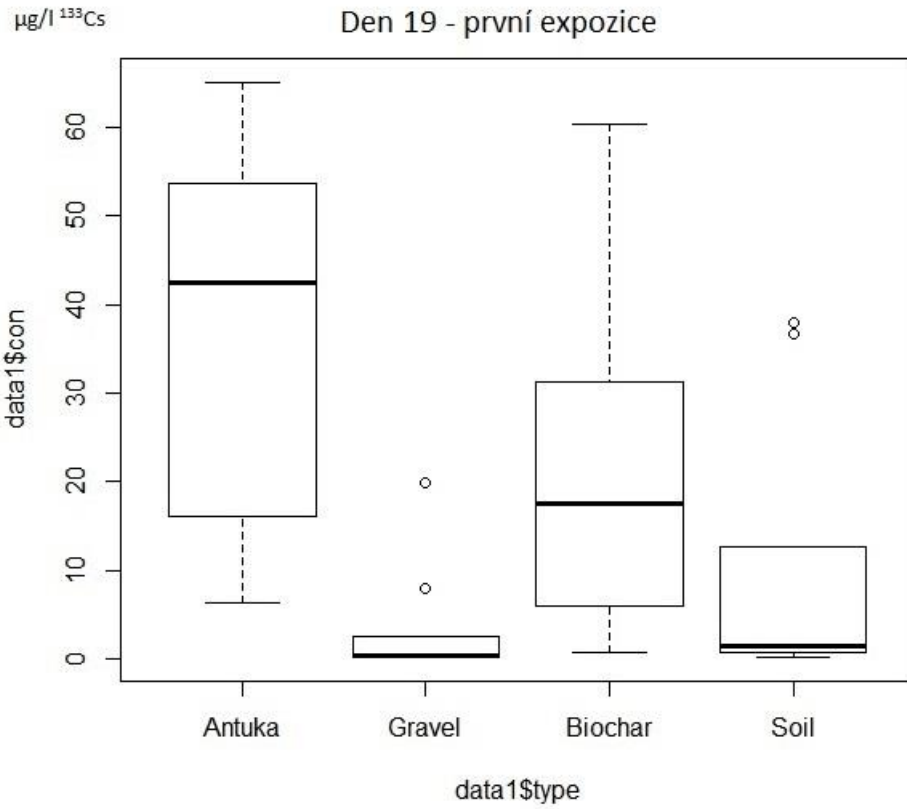
Den 17 - první expozice



$\mu\text{g/l } ^{133}\text{Cs}$

Den 18 - první expozice





$\mu\text{g/l } ^{133}\text{Cs}$

Den 22 - první expozice

