

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ**

**KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE**



**Česká zemědělská  
univerzita v Praze**

**VLIV PŘIDÁNÍ ANTUKY A DŘEVNÍ ŠTĚPKY NA  
ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ ŠEDÝCH VOD ZASAKOVÁNÍM**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková,

Ph.D. Konzultant: Ing. Jaroslav Vacula a Ing. et Ing. Fatma Öykü Cömez

Bakalant: Lucie Sandra Lainerová

2024

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Vliv přidání antuky a dřevní štěpky na účinnost čištění šedých vod zasakováním“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

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

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

V Praze, dne 11. 3. 2024

Lucie Sandra Lainerová

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Lucie Sandra Lainerová

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Vliv přidání antuky a dřevní štěpky na účinnost čištění šedých vod zasakováním**

Název anglicky

**Effect of addition of crushed bricks and wood chips on the efficiency of gray water treatment by infiltration**

### Cíle práce

Cílem práce je na základě experimentální práce ověřit a vyhodnotit vhodnost různých aditiv filtračních materiálů (antuka a štěpka) pro čištění šedých vod a porovnat vlastní výsledky s již existujícími daty z ranějších fází provozu zasakovacího pásu a vyhodnotit změny v účinnosti filtru během jeho dlouhodobého provozu.

### Metodika

S využitím fyzikálního modelu zasakovacího pásu bude ověřena vhodnost a účinnost různých aditiv do filtračních loží (antuka a štěpka) pro čištění šedých vod.

Vyhodnocení proběhne na základě kvalitativních charakteristik šedé vody s přihlédnutím na stanovené koncentrační a jiné limity vybraných látek či charakteristik podmiňujících její znovuvyužití.

**Doporučený rozsah práce**

Dle Nařízení děkana č. 01/2020 – Metodické pokyny pro zpracování bakalářské práce na FŽP

**Klíčová slova**

šedá voda, zasakování, filtrace, antuka, dřevní štěpka

---

**Doporučené zdroje informací**

- Al-Jayyousi, O. R. (2003). Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156(1-3), 181-192. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00340-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00340-0)
- ČSN EN 16941-2: Zařízení pro využití ne pitné vody na místě – Část 2: Zařízení pro využití čisté šedé vody. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 2021. 32 s.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002: Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4, 85-104.
- le Coustumer, S., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S., & Lewis, J. F. (2009). Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. *Journal of Hydrology*, 376(1-2), 16-23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.012>

**Předběžný termín obhajoby**

2023/24 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 27. 2. 2024

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

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2024

**prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Děkan

V Praze dne 21. 03. 2024

## **Poděkování**

Ráda bych vyjádřila svou vděčnost paní profesorce RNDr. Daně Komínkové, Ph.D., panu Ing. Jaroslavu Vaculovi a také Ing. et Ing. Fatma Öykü Cömez za jejich odborné vedení, podporu a cenné rady, které mi poskytovali během psaní této bakalářské práce. Dále bych ráda poděkoval své rodině a blízkým za jejich neustálou podporu, kterou mi poskytovali v průběhu celého mého vysokoškolského studia.

## **Abstrakt**

Tato bakalářská práce se zaměřuje na hodnocení vlivu filtračních materiálů na účinnost čištění šedých vod. Tento vliv je analyzován prostřednictvím experimentálního výzkumu pomocí fyzikálních modelů zasakovacích pásů. V rámci experimentu byly zkoumány dvě varianty složení filtračního lože, ke kterým byly přidány aditiva (antuka a štěpka). Tyto varianty byly následně porovnány se standardní skladbou filtračního lože, tedy filtru bez přidaného aditiva. Typy fyzikálních modelů byly dále rozděleny podle saturace filtru, a to na zasakovací pásy se střídavou (30/70 %) a stálou (30 %) saturací. Filtrace probíhala na venkovní experimentální ploše. Tento experiment probíhal od 22. června 2023 do 21. září 2023. Každý pracovní den byla do jednotlivých skupin zasakovacích pásů aplikována syntetická šedá voda a odběry vzorků na výpusti filtru probíhaly každý čtvrtek. Kvalita šedé vody byla monitorována na základě několika parametrů, mezi něž patřily koncentrace celkového organického uhlíku, celkového uhlíku, anorganického uhlíku, celkového dusíku, dusičnanů, dusitanů, amoniakálního dusíku, celkového fosforu, fosforečnanů, tenzidů, fluoridů, chloridů, síranů, bromidů, niklu, mědi a zinku. Z výsledků laboratorní analýzy přefiltrované šedé vody vyplývá, že filtry se stálou saturací dosahovaly lepších výsledků než filtry se střídavou saturací. Většina zkoumaných parametrů ukázala účinnost všech typů filtrů při snižování koncentrací, přičemž nejlepší výsledky dosáhl filtr s aditivem štěpky. Tento filtr dosáhl nejvyšší účinnosti v odstraňování celkového organického uhlíku (TOC) (63.5 %), dusičnanů (99.4 %), tenzidů (85.1 %), nerozpuštěných látek (92.7 %), zinku (96.6 %) a fosforečnanů u střídavé saturace (43.8 %). Při porovnání s kontrolní skupinou filtrů bylo zjištěno, že přidáním aditiv do filtračního lože byla dosaženo vyšší účinnosti čištění pro většinu sledovaných parametrů.

## **Klíčová slova**

Úprava šedé vody, filtrace, zasakovací pás, antuka, štěpka

## **Abstract**

This bachelor's thesis focuses on the evaluation of the effect of filter materials on the efficiency of gray water treatment. This effect is analyzed through experimental research using physical models of infiltration trench. As part of the experiment, two variants of the composition of the filter bed were investigated, to which additives were added (crushed bricks and wood chips). These variants were subsequently compared with the standard composition of the filter bed, i.e. a filter without added additive. The types of physical models were further divided according to the saturation of the filter, namely into infiltration trench with alternating (30/70%) and constant (30%) saturation. Filtration took place on an outdoor experimental area. This experiment was conducted from June to September 2023. Synthetic gray water was applied to individual groups of infiltration trenches each weekday, and filter outlet sampling was conducted every Thursday. Greywater quality was monitored based on several parameters, including concentrations of total organic carbon, total carbon, inorganic carbon, total nitrogen, nitrate, nitrite, ammoniacal nitrogen, total phosphorus, phosphates, surfactants, fluorides, chlorides, sulfates, bromides, nickel, copper and zinc. From the results of the laboratory analysis of filtered greywater, it follows that filters with constant saturation achieved better results than filters with alternating saturation. Most of the investigated parameters showed the effectiveness of all types of filters in reducing concentrations, with the best results achieved by the filter with wood chip additive. This filter achieved the highest efficiency in removing total organic carbon (TOC), nitrates, phosphates, surfactants, suspended solids and zinc. Filters with crushed bricks additive achieved the highest efficiency in reducing chlorides. When compared with the control group of filters, it was found that the cleaning efficiency was increased for most parameters by adding additives to the filter bed.

## **Key words**

*Treatment of gray water, filtration, infiltration trench, crushed bricks, wood chips*

## Obsah

1	ÚVOD .....	1
2	Cíle práce .....	2
3	Rešerše .....	3
3.1	Odpadní vody.....	3
3.1.1	Charakteristika .....	3
3.1.2	Rozdělení.....	3
3.2	Šedá voda .....	5
3.2.1	Charakteristika .....	5
3.2.2	Rozdělení.....	5
3.2.3	Fyzikálně chemické vlastnosti .....	7
3.2.4	Využívání recyklovaných šedých vod .....	10
3.3	Čištění šedých vod .....	10
3.3.1	Systémy s jednoduchou úpravou .....	11
3.3.2	Systémy s fyzikální úpravou .....	13
3.3.3	Systémy s chemickou úpravou.....	14
3.3.4	Systémy s biologickou úpravou.....	16
3.4	Filtrační materiály .....	16
3.4.1	Křemičitý písek .....	17
3.4.2	Aktivní uhlí .....	18
3.4.3	Biouhel .....	19
3.4.4	Štěpka .....	20
4	Metodika .....	21
4.1	Výroba syntetické šedé vody .....	21
4.2	Design experimentu.....	23
4.2.1	Design sudů.....	23
4.2.2	Saturace .....	24
4.2.3	Filtrační materiály .....	24
4.3	Dávkování syntetické šedé vody .....	25
4.4	Odběr vzorků syntetické šedé vody na odtoku.....	25
4.5	Odběr a zpracování vzorků vegetace .....	26
4.6	Průběh experimentu .....	26
4.6.1	Před začátkem experimentu .....	26
4.6.2	Během experimentu .....	27
4.7	Analýza odebraných vzorků .....	27
4.7.1	pH, konduktivita a turbidita .....	27
4.7.2	Amonné ionty.....	28
4.7.3	Celkový fosfor .....	28
4.7.4	Kovy.....	29
4.7.5	Tenzidy .....	29
4.7.6	TOC a TN .....	29



4.7.7	Ionty .....	30
4.7.8	Nerozpuštěné látky .....	30
4.7.9	TOC a TN ve vegetaci .....	30
4.7.10	Kovy ve vegetaci .....	31
4.8	Statistické metody vyhodnocení dat .....	31
5	Výsledky .....	32
5.1	Syntetická šedá voda .....	32
5.2	Celkový organický uhlík (TOC) .....	33
5.3	Celkový uhlík (TC).....	36
5.4	Anorganický uhlík (IC) .....	39
5.5	Celkový dusík (TN) .....	40
5.6	Amoniakální dusík.....	43
5.7	Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ ).....	45
5.8	Dusitany ( $\text{NO}_2^-$ ) .....	48
5.9	Celkový fosfor .....	48
5.10	Fosforečnany ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) .....	51
5.11	Tenzidy.....	53
5.12	Nerozpuštěné látky .....	56
5.13	Fluoridy ( $\text{F}^-$ ) .....	59
5.14	Chloridy ( $\text{Cl}^-$ ).....	60
5.15	Sírany ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) .....	61
5.16	Bromidy .....	62
5.17	Nikl (Ni) .....	62
5.18	Měď (Cu) .....	64
5.19	Zinek (Zn) .....	67
5.20	VEGETACE .....	70
5.20.1	TC a TN .....	70
5.20.2	Cu, Ni a Zn .....	71
6	Diskuze .....	72
6.1	Formy uhlíku .....	72
6.1.1	TOC.....	72
6.1.2	TC .....	73
6.1.3	IC .....	74
6.2	Formy dusíku .....	74
6.2.1	Celkový dusík (TN).....	74
6.2.2	Amoniakální dusík .....	75
6.2.3	Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ ) .....	76
6.2.4	Dusitany .....	77
6.3	Anionty .....	78
6.3.1	Fluoridy ( $\text{F}^-$ ) .....	78

6.3.2	Chloridy (Cl <sup>-</sup> ).....	78
6.3.3	Sírany (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ).....	79
6.4	Tenzidy.....	79
6.5	Fosfor.....	80
6.6	Fosforečnany.....	80
6.7	Nerozpuštěné látky.....	81
6.8	KOVY.....	81
6.8.1	Nikl.....	81
6.8.2	Měď.....	82
6.8.3	Zinek.....	82
6.9	VEGETACE (TC, TN a kovy).....	83
7	Závěr.....	84
8	Zdroje.....	87

# 1 ÚVOD

Voda je jedním ze základních a neodmyslitelných prvků pro život na Zemi. Její význam pro lidskou civilizaci je obrovský, a to nejenom v kontextu přímé konzumace, ale i v mnoha dalších oblastech lidské činnosti. V domácnostech je voda využívána pro základní životní potřeby, jako je pití, vaření, mytí, či úklid. V průmyslu hraje roli v mnoha procesech výroby a zpracování, ať už jde o chlazení, či jako surovina přímo do výrobních procesů. V zemědělství je nezbytná pro zavlažování plodin a chov zvířat. Nicméně, i přesto, že je voda zásadní pro naše fungování a rozvoj, stále častěji se setkáváme s jejím nedostatkem. Tento problém je nejvíce patrný v rozvojových zemích, kde nedostatek čisté vody představuje závažný problém pro zdraví a životní podmínky obyvatelstva [1]. Avšak, i v jiných regionech světa, včetně centrální Evropy, se může začít nedostatek vody projevovat.

Jedním z hlavních problémů spojených s nedostatkem vody je špatné hospodaření s touto cennou surovinou. V mnoha částech světa se setkáváme s nadměrnou spotřebou a neefektivním využíváním vody, což vede k vyčerpání vodních zdrojů a zhoršení situace s nedostatkem vody. Jedním z možných řešení tohoto problému je zpětné využití tzv. šedých odpadních vod. Šedá voda je voda, která odtéká z různých domácích zařízení, jako jsou pračky, umyvadla, sprchy či vany, kuchyňské dřezy a myčky na nádobí. I když šedá voda neobsahuje fekálie ani moč, které jsou zdrojem spousty nebezpečných bakterií, stále však z důvodů zdravotních a ekologických vyžaduje úpravu [2]. S celosvětovým narůstáním cen za pitnou vodu v důsledku ubývání přírodních zásob a vyšších nákladů na její čištění je možné předpokládat, že znovu využívání odpadních vod bude nabývat na důležitosti i v České republice [3].

## **2 Cíle práce**

Cílem práce je na základě experimentální práce ověřit a vyhodnotit vhodnost různých aditiv filtračních materiálů (antuka a štěpka) pro čištění šedých vod a porovnat vlastní výsledky s již existujícími daty z ranějších fází provozu zasakovacího pásu a vyhodnotit změny v účinnosti filtru během jeho dlouhodobého provozu.

## 3 Rešerše

### 3.1 Odpadní vody

#### 3.1.1 Charakteristika

Podle legislativy ČR se pojmem odpadní vody rozumí: „*Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních.*“ (Zákon č. 254/2001 Sb. § 381, Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)) [4].

Zjednodušeně odpadní vody jsou vody, které po využití změnil svůj charakter (fyzikálně či chemicky) a před navrácením do vodního koloběhu je nutné je upravit tak, aby nebyly zdraví škodlivé [5].

#### 3.1.2 Rozdělení

Odpadní vody lze dělit do několika kategorií závislých na jejich původu. Ten nadále určuje jejich složení, fyzikálně chemické vlastnosti nebo možnosti jejich využití. Toto dělení je důležité, jelikož právně určuje nakládání a čištění odpadních vod.

#### **Průmyslová odpadní voda**

Průmyslová odpadní voda vzniká znečištěním vody v průmyslových provozech, a to buď jako voda technologická, která se přímo používá ve výrobě, nebo voda chladicí, která bývá znečištěná pouze tepelně. Díky velmi pestrým možnostem vzniku mohou mít vody velmi rozdílné chemické složení a jejich škodlivost se tak může velmi lišit. V ČR mají průmyslové provozy zákonem nařizeny určité parametry, které průmyslová odpadní voda nesmí překročit při vypouštění [6].

## **Srážková odpadní voda**

Mezi odpadní vody patří i vody srážkové. Ty se skládají ze srážek dešťových nebo sněhových, které se nevsáknou do půdy a místo toho stečou do veřejných kanalizací. Jejich chemické složení je závislé na složení atmosféry a zemského povrchu, ze kterého smývají nečistoty. Běžně tedy krom oxidů uhlíku a dusíku obsahují i pyl, bakterie a viry. Nejproblematictější je srážková voda z měst a silnic, která může obsahovat stopové množství ropných produktů nebo jiných chemických látek [7].

## **Splašková odpadní voda**

Jedná se o veškeré vody vypouštěné do veřejné kanalizace z domácností, škol, restaurací, hotelů apod. Hlavním podílem znečišťujících látek ve splaškových odpadních vodách jsou moč a fekálie (až 80% organických látek), které mohou obsahovat mikroorganismy nebezpečné pro lidské zdraví. Její nemalou součástí jsou však i zbytky potravin, pracích a čistících prostředků [7].

Splaškové vody jsou často označovány za vody černé, které obsahují vody žluté, hnědé a vody šedé. Pod pojmem žluté vody se rozumí vody obsahující moč pocházející z pisoárů. Vody hnědé obsahují pouze fekálie z toalet. Jejich smísením vznikají vody černé, které vedle moči a fekálií obsahují často ještě zbytky toaletního papíru. Pokud nedochází k separaci šedých vod, černé vody zahrnují i odpadní vodu ze zbytku domácnosti. Tyto vody obsahují také nemalé množství původně pitné vody využitě pro splachování. Černé vody díky jejich vysokému obsahu biologického znečištění nejsou pro znovu využití vhodné, a proto při úpravě je nutná jejich separace od vod šedých [8].

Poslední součástí splaškových vod jsou vody šedé. Těmi se rozumí v podstatě veškeré ostatní odpadní vody produkované domácnostmi, jako jsou vody z van, sprch, umyvadel, myček, praček apod. Šedé vody mají rozličný charakter závislý na místě jejich vzniku, a ne každý typ šedých vod je vhodný pro recyklaci [6].

## 3.2 Šedá voda

### 3.2.1 Charakteristika

Šedá voda je komunální splašková odpadní voda neobsahující fekálie ani moč. Pochází z van, sprch, kuchyňských dřezů, umyvadel, praček, myček apod. Byla pojmenována podle svého našedlého zbarvení, které je způsobeno znečištěním, které se v ní nachází. Její složení se v jednotlivých domácnostech značně liší a je ovlivněno parametry, jako je počet obyvatel, životní styl, věk, přítomnost dětí, zdravotní stav a vzorec spotřeby vody jednotlivých obyvatel domácnosti, lokalitou, ve které ke spotřebě vody dochází ale i klimatem [9].

Recyklovanou šedou vodu je možné po úpravě využívat jako vodu provozní, užitkovou, též zvanou bílou vodu, pro splachování záchodů, zalévání zahrad, uklízení a mytí aut. Nemůže však sloužit jako kompletní náhrada za vodu pitnou, jelikož neodpovídá parametrům pro pitnou vodu. Tyto parametry udává Vyhláška č. 252/2004 Sb., ve které jsou jasně uvedeny mikrobiologické, biologické, fyzikální, chemické a organoleptické ukazatele pitné vody a jejich hygienické limity [10].

Opětovné využití šedých vod je v široké veřejnosti přijímáno s převážně pozitivním ohlasem. Úspora na účtech za vodu může být taktéž jedním z motivujících faktorů, které vedou lidi k zamyšlení se nad alternativními způsoby využívání vodních zdrojů. Tento trend naznačuje možnost změny chování ve prospěch udržitelnějšího využívání vodních zdrojů nejen v České republice [11].

### 3.2.2 Rozdělení

Šedé vody lze rozdělit do několika kategorií na základě místa jejich vzniku, což má významný vliv na jejich chemické složení a následné možnosti opětovného využití. Tento faktor rovněž ovlivňuje složení šedých vod v závislosti na počtu osob v domácnosti, jejich věku a pohlaví. Hlavními součástmi šedých vod jsou totiž produkty osobní hygieny, jako jsou šampony, mýdla a čisticí prostředky, prací prostředky, včetně pracích prášků a tekutých pracích prostředků, čisticí prostředky používané k úklidu domácnosti, a další chemikálie, které se běžně nacházejí v domácnostech [12,13,14,15].

### **Šedé vody z kuchyní a myček**

Tyto šedé vody, jak už název napovídá, vznikají při úpravě a zpracování potravin a při následném mytí nádobí. Pro recyklaci šedých vod jsou toto nejméně vhodné vody. Obsahují totiž vysoké koncentrace organického materiálu, jako jsou tuky, oleje a zbytky jídla, které se z šedých vod obtížně separují, dochází kvůli nim k rychlejšímu zanesení filtrů a mohou způsobovat i zužování nebo dokonce úplné ucpání potrubí [12,13,14,15].

### **Šedé vody z praček**

Ani tyto vody nejsou pro recyklaci zcela vhodné, jelikož obsahují podstatné množství zbytků pracích prostředků a textilních vláken z praní oblečení. Jsou však již méně náročné pro čištění než předešlé šedé vody z kuchyní a myček, jelikož vláken se dá poměrně snadno zbavit pomocí hrubé filtrace a chemické látky z pracích prostředků se většinou odstraňují snáze než organické látky, jako jsou například tuky či jiné zbytky z jídel ve formě částic [12,13,14,15].

### **Šedé vody z umyvadel, van a sprch**

Jedná se o nejméně kontaminované zdroje šedé vody, a proto jsou zároveň nejvhodnější pro recyklaci a znovu využití šedých vod jako vody užitkové. Hlavní složkou jejího znečištění jsou hygienické prostředky, mezi které patří mýdla, šampony a zubní pasty. Obsahují ale také organický materiál, jako jsou vlasy a kousky kůže. V domácnostech s dětmi je také větší pravděpodobnost výskytu stopového množství fekálií a bakterií nacházejících se v nich, v zásadě se však nejedná o nijak zásadní výskyt, který by měl po správném čištění větší nežádoucí účinky na využití těchto druhů vod. Jelikož se vesměs jedná o jeden z největších zdrojů odpadních vod v domácnosti, recyklace i jen této složky šedé vody by měla za následek výrazný pokles spotřeby pitné vody [12,13,14,15].

### **Neseparované šedé vody**

Jedná se v zásadě o všechny předešlé skupiny šedých vod u kterých nebyla provedena separace. Tato voda nese vysoké množství organického materiálu z šedých vod z kuchyní a myček a zbytků pracích prostředků z vod z praček. Jedná se tedy o vysoce nevhodný vstupní materiál pro recyklaci šedých vod a jeho využívání pro účely čištění si nese podobná rizika, jako u dříve zmíněných druhů šedých vod z praček, kuchyní a myček [12,13,14,15].



### 3.2.3 Fyzikálně chemické vlastnosti

Fyzikálně chemické vlastnosti šedých vod jsou závislé na jejich původu, který byl již rozebrán výše. Tyto vlastnosti mohou značně ovlivnit proces čištění a před jeho zavedením je nutné si stanovit, které druhy šedých vod chceme recyklovat a v jakém množství. Tyto parametry mohou také ovlivnit výběr vhodné čistící aparatury.

	Kuchyně	Pračky	Koupelny	ŠD neseparovaná
pH	5,9–7,4	7,1–10	6,4–8,1	6,3–8,1
Plovoucí látky (mg/l)	134–1300	68 – 465	7–505	25–183
Zákal (NTU)	298,0	50 – 444	44–375	29–375
CHSK (mg/l)	26–2050	231 – 2950	100–633	100–700
BSK <sub>5</sub> (mg/l)	536–1460	48 – 472	50–300	47–466
TN (mg/l)	11,4–74	1,1 – 40,3	3.6–19.4	1,7–34,3
TP (mg/l)	2,9–74	ND –171	0,11–48,8	0,11–22,8
Celkové koliformní bakterie (CFU/100 ml)	$> 2,4 \times 10^8$	$200,5–7 \times 10^5$	$10–2,4 \times 10^7$	$56–8,03 \times 10^7$
Fekální koliformní bakterie (CFU/ 100 ml)	/	$50–1,4 \times 10^3$	$0–3,4 \times 10^5$	$0,1–1,5 \times 10^8$

Tabulka č. 1. Základní charakteristiky šedých vod různého původu [16].

#### pH

Hodnota pH je ovlivňována množstvím rozpuštěného oxidu uhličitého a minerálů ve vodě. Obecně platí, že čím větší obsah oxidu uhličitého, tím je pH kyselější. Naopak zásaditý charakter vody je způsobený větší koncentrací aniontů  $\text{OH}^-$ .

U šedých vod pocházejících z koupelen je rozmezí pH mezi 6,4 - 8,1 a podobné hodnoty lze naměřit i u neseparovaných šedých vod, jejichž hodnoty jsou značně ovlivněné vysokým množstvím vod z koupelen. U pH z kuchyní jde o hodnoty 5,9 - 7,4 a v případě šedých vod z praní může pH dosáhnout hodnot podstatně vyšších, od 7,1 až po 10 [16].

## Teplota

Teplota ovlivňuje množství rozpuštěných plynů ve vodě a tím i procesy chemických dějů, jako je například oxidace. V případě recyklace a následného znovu využití jsou vyšší teploty nežádoucí, jelikož při nich dochází k rychlejšímu rozvoji mikroorganismů a vysrážení uhličitánů, jako je například  $\text{CaCO}_3$ , které se při vysokých teplotách stávají méně rozpustnými. Zvýšené teploty vody také ovlivňují  $\text{BSK}_5$  (biologickou spotřebu kyslíku) a  $\text{CHSK}$  (chemickou spotřebu kyslíku). Při teplotě  $18^\circ\text{C}$  byla naměřena účinnost odstranění  $\text{BSK}_5$  ve výši 64 %, zatímco při  $32^\circ\text{C}$  dosáhla účinnost hodnoty 78 % [17,18].

Teplota šedých vod je závislá na jejich původu. Zatímco šedé vody z praček mají poměrně stálou teplotu mezi  $28$  až  $32^\circ\text{C}$ , u šedé vody z koupelen je rozmezí teploty mezi  $18$  až  $38^\circ\text{C}$  závislé na denní době i návycích obyvatel. V případě vyšších teplot nad  $35^\circ\text{C}$  dochází již k velikému riziku rozvoje bakterií a doporučuje se takovéto vody neuchovávat příliš dlouho v nádržích a rovnou u nich provádět čištění [12].

## Plovoucí látky

V případě plovoucích látek mívají nejmenší výskyt šedá voda ze sprch, umyvadel a van, kde se jedná povětšinou pouze o vlasy nebo vousy ( $7$ – $505$  mg/l). Vyšší množství plovoucích látek nalezneme u praček díky textilním vláknům z oblečení ( $68$  –  $465$  mg/l) a zcela největší množství vykazují vody z kuchyní a myček ( $134$  –  $1300$  mg/l), jelikož obsahují zbytky jídla, které jsou problematické při úpravě šedé vody. Aby nedocházelo k zanesení čistících jednotek těmito látkami, před vstupem do samotného procesu se často používá takzvané předčištění, neboli hrubá filtrace, která je schopná tyto látky povětšinou zachytávat [16,18].

## Zákal

Důvodem vysokých hodnot zákalu ve všech zdrojích šedé vody, jak je uvedeno v tabulce č. 1, je přítomnost nerozpuštěných látek. Těmito látkami může být písek či hlína z umývání rukou, jídla či praní oblečení, obohacená v případě praček o vlákna z oblečení a zbytků jídla z kuchyňských dřezů [16].

## **Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) a biochemická spotřeba kyslíku (BSK<sub>5</sub>)**

Poměr chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a biochemické spotřeby kyslíku (BSK<sub>5</sub>) je u šedých vod zpravidla 4:1, kdežto v klasických komunálních vodách činí poměr obvykle kolem 2:1. To je způsobeno větším množstvím hůře odbouratelných látek organického charakteru v šedých vodách. Přesné hodnoty CHSK a BSK<sub>5</sub> jsou zaznamenány v tabulce č. 1. [5,12,16].

## **Mikrobiologické znečištění**

Kontaminace šedých vod mikroorganismy obvykle vzniká převážně z fekálního znečištění. Avšak díky oddělení černých vod obsahujících fekálie a moč od šedých vod se tato kontaminace přičítá spíše nedostatečné osobní hygieně, mytí rukou nebo praní dětských plen. Hlavními znaky, které naznačují přítomnost fekální kontaminace ve vodě, jsou specifické mikroorganismy, jako například *Escherichia coli* a intestinální enterokoky, jejichž běžné množství vyskytující se v šedé vodě je zobrazeno v tabulce č. 1. Kromě toho se mohou vyskytovat i další patogenní organizmy, jako je *Pseudomonas aeruginosa* nebo druhy z rodu *Legionella* [16,19].

## **Celkový dusík**

Dusík je jedním z klíčových prvků, který hraje důležitou roli při hodnocení kvality odpadních vod a je často sledovaným parametrem z důvodu jeho významného dopadu na ekosystémy vodních toků a podzemních vod. V kontextu šedé vody je kuchyňský odpad hlavním zdrojem dusíku. Tento druh odpadu může obsahovat dusík v koncentracích mezi 11,4–74 mg/l. Tato škála je ovlivněna různými faktory, jako je například typ potravin, které se v domácnosti konzumují a způsob přípravy jídel. Obsah ve zbylých zdrojích šedé vody je zobrazen v tabulce č.1. [16].

## **Celkový fosfor**

Množství fosforu obsaženého v odpadní vodě je ovlivněno složením čisticích prostředků, které se používají při praní nebo mytí nádobí. V České republice a v mnoha dalších zemích je používání fosfátů již delší dobu regulováno zákonem. Hlavním zdrojem fosforu v šedé vodě jsou tak fosforečnany obsažené v pracích prostředcích, kde se mohou vyskytovat v koncentracích až 171 mg/l. Obsah ve zbylých zdrojích šedé vody je zobrazen v tabulce č.1. [16].

V závěru lze konstatovat, že navzdory rizikům spojenými s vyššími teplotami jsou z hlediska nejmenšího zatížení pro proces čištění a opětovného využívání nevhodnějšími zdroji šedé vody ze sprch, umyvadel a van. Ty se mohou po recyklaci využít jako vody provozní (vody bílé). Naopak nejméně vhodnými jsou, díky velkému obsahu organických zbytků, vody z kuchyní, které by pro recyklaci byly příliš náročné a nedoporučuje se je využívat.

#### 3.2.4 Využívání recyklovaných šedých vod

Po dostatečné úpravě šedých vod do takového stavu, aby nebyly škodlivé pro lidské zdraví ani životní prostředí má recyklovaná šedá voda veliké pole uplatnění. Lze jí používat na splachování záchodu a mytí podlah ve školách, nemocnicích, hotelech a dalších lidmi obývaných prostorech. V případě rodinných domů se zahradou či v parcích lze využít i na zavlažování rostlin a u vlastníků motorových vozidel i na jejich mytí. Ani po úpravě však nejsou šedé vody dostatečně vyčištěny, aby sloužily jako voda pitná a tak potrubí, ve kterém jsou vedeny, musí být řádně označeno, aby nedošlo k jejich záměně [20].

### 3.3 Čištění šedých vod

První úpravy a znovu využití šedých vod se datují už do sedmdesátých let minulého století, kdy se převážně používaly jednodušší metody založené na mechanicko-fyzikálních principech. Mezi tyto postupy čištění patřily hlavně metody založené na sedimentaci nebo hrubé filtraci. Tyto metody se následně často doplňovaly ještě dezinfekcí. Metody založené na biologických principech přišly o něco později, na pomezí osmdesátých až devadesátých let minulého století a na konci devadesátých let se začal využívat i membránový bioreaktor. Ve stejné době se také začaly využívat metody přírodního charakteru, jako jsou rákosová pole a kořenové čistírny. Ty jsou však kvůli vysokým nárokům na plochu a přísným parametrům na kvalitu čištěných vod jen omezeně využívány [5,21].

### 3.3.1 Systémy s jednoduchou úpravou

Jedná se o jedny z nejstarších a zároveň velmi jednoduchých metod. Tyto metody fungují na principu sedimentace a hrubé filtrace. Sami o sobě mají většinou nedostatečnou účinnost, kvůli které je nutné k jejich provozu přidávat ještě řádnou dezinfekci. Ta je schopná si poradit s mikroorganismy, které hrubá filtrace není schopná z šedých vod odstranit. I přes řádnou dezinfekci je však stále jejich účinnost značně omezená a doporučuje se tyto metody využívat jen na místech s malým znečištěním, pro čištění vod z koupelen nebo v kombinaci s dalšími typy čištění. Vody vyčištěné touto metodou se doporučuje využívat pouze u zalévání rostlin neurčených pro lidskou spotřebu a splachování toalet [5].

#### **Sedimentace**

Sedimentace je založena na působení gravitace na částice ve fluidním prostředí, což umožňuje jejich oddělení od kapaliny a jejich kumulaci na dně nádrže. Je klíčové optimalizovat rychlost sedimentace. Příliš vysoká rychlost by vedla k vyplavení látek do upravené bílé vody, zatímco příliš nízká rychlost by měla za následek nutnost využívání nesmyslně velikých nádrží. Při navrhování je taktéž důležité zabránit vzniku turbulence, která by negativně ovlivnila proces sedimentace [5].

#### **Hrubá filtrace**

Hrubá filtrace, na rozdíl od sedimentace, je založena na pomalém proudění čištěné vody skrze určitý materiál, filtrační lože. V případě hrubé filtrace se nejčastěji používá štěrk, kde dochází k zachycení nerozpuštěných látek [5].

#### **Filtrace**

Filtrace představuje jednoduchou separační metodu, která využívá přírodních jevů. Je nezbytnou součástí procesu čištění vody, neboť umožňuje zachytit pevné látky, které se v ní mohou nacházet buď přirozeně, nebo po předchozí úpravě, jako je sedimentace nebo koagulace. Tento proces umožňuje odstranit z vody nežádoucí částice a kontaminanty, čímž přispívá k její kvalitě a bezpečnosti pro další využití. Filtrace může být realizována různými způsoby a s různými typy filtrů, které se liší v propustnosti a účinnosti zachycení nečistot [22].

## **Mechanismus filtrace**

Při filtraci dochází nejprve k zachytávání větších nečistot mezi póry filtračního materiálu. Velikost takto zachycených nečistot záleží na jemnosti filtračního materiálu. Menší nečistoty pak procházejí hlouběji do filtračního materiálu, kde se postupně usazují díky rozdílům v proudění na vrchních částech jednotlivých zrn. Nakonec při filtraci probíhá absorpce, při které nečistoty ulpívají na povrchu materiálu filtru. Je však nezbytné udržovat rychlost průtoku v relativně stejném měřítku. Pokud bude při filtraci docházet ke kolísání rychlosti, může to způsobit vymývání již dříve usazených nečistot a jejich pronikání do filtrátu, přefiltrované kapaliny [22].

## **Filtrační cyklus**

Jedná se o proces, který je nezbytný pro provoz filtračních zařízení. Většina filtrů dokáže provádět filtrace po delší časové období, nicméně za cenu snížené kvality. Překročení doporučené doby filtračního cyklu způsobuje nárůst koncentrace organických látek ve filtru, což následně vede k jeho zahánění. V důsledku toho je čištění filtru obtížnější a často provázené nepříjemným zápachem filtrované vody. Filtrační cyklus se skládá ze série kroků, které umožňují udržet filtrační zařízení v optimálním stavu a zachovat jeho účinnost. Prvním krokem je filtrace, kdy dochází k čerpání vody přes filtrační médium (například písek, aktivní uhlí, nebo membrány). Ve filtračním mediu dochází k zachycení nečistot a kontaminantů, které jsou ve vodě přítomny. Po určité době provozu se filtrační médium začne ucpávat nečistotami, což může snížit jeho účinnost. K jeho vyčištění se proto jednou za čas provádí zpětný proplach, kdy dochází k obrácení proudu vody a čistá voda je použita k proplavení filtru opačným směrem, čímž se odstraní nahromaděné nečistoty a obnoví se jeho průchodnost. Pokud filtr obsahuje adsorpční materiál, je nutná také regenerace. Ta zahrnuje čištění adsorpčního média, aby bylo opět účinně schopné absorbovat kontaminanty. Filtrační cyklus se opakuje v pravidelných intervalech, aby se zajistila trvalá účinnost a provozuschopnost filtračního zařízení. Správně prováděný filtrační cyklus je klíčový pro udržení čisté a zdravé vody ve filtrech [22,23,24].

### 3.3.2 Systémy s fyzikální úpravou

Nejběžnějšími fyzikálními metodami pro čištění šedé vody jsou písková a membránová filtrace. Tyto filtrace mohou pracovat samostatně, ale pro zvýšení jejich efektivity se často kombinují. V takovémto případě se nejprve používá pískový filtr pro odstranění hrubých nečistot, po něm následuje membránová filtrace a celý proces je zakončený dezinfekcí [5].

#### **Písková filtrace**

V případě pískové filtrace dochází k adsorpci nerozpuštěných látek ve vrstvě zrnitého materiálu. Základním materiálem pro tuto filtraci je vodárenský křemičitý písek různé hrubosti, od velmi jemné, kdy velikost zrn je v rozmezí 0,4 - 0,8 mm až na velikost zrn 3,15- 5,60 mm, která se označuje jako štěrk [22].

#### **Membránová filtrace**

V případě membránové filtrace dochází k separaci částic v důsledku polopropustné membrány. Velikost pórů této membrány se liší v závislosti na použité technologii a stupni znečištění vody, která je filtrována. Tyto póry jsou obvykle tak malé, že pro průchod vody je nutné vytvořit podtlak. Membránové filtry se dělí podle velikosti pórů do několika kategorií, mezi které patří:

Mikrofiltrace: Velikost pórů mezi 0,1 až 10  $\mu\text{m}$ . Využívá se pro separaci bakterií, kvasinek a koloidních látek od filtrované šedé vody. Využívá se často pro předčištění před reverzní osmózou.

Ultrafiltrace: Velikost pórů mezi 2 nm až 100 nm. Využívá se pro separaci polysacharidů, virů, bílkovin a koloidních látek od filtrované šedé vody. Její využití může být obdobné jako u mikrofiltrace pro předčištění před reverzní osmózou nebo při čištění odpadních vod v textilním a papírenském průmyslu.

Nanofiltrace: Velikost pórů menší než 2 nm. Využívá se pro separaci dusičnanových iontů, pesticidů a herbicidů od filtrované šedé vody.

Reverzní osmóza: Slouží k oddělení nízkomolekulárních látek a iontů z vody. Osmóza je jev, při kterém dochází k pohybu rozpouštědla (například vody) skrz polopropustnou membránu směrem k roztoku s vyšší koncentrací rozpuštěných látek, čímž dochází k vyrovnání koncentrace mezi oběma stranami membrány. Reverzní osmóza využívá tento princip, ale v opačném směru. To znamená, že tlak je aplikován na stranu s roztokem (roztok s vyšší koncentrací), aby se překonala

tendence vody proudit směrem ke koncentrovanému roztoku. Tímto způsobem dochází k zahušťování roztoku, zatím co čistá voda je odváděna pryč [5,25].

Li a spol. [26] provedli studii, která zkoumala výkonnost membránového filtru při čištění šedých vod z obytného sídliště v Německu. Jejich výzkum dosáhl odstranění 82% celkové organické uhlíkové a zákalu o 99,6%. Nevýhodou tohoto systému však byla vysoká spotřeba energie a zvýšené náklady na výrobu a údržbu vzhledem k tendenci zanášení membránového filtru.

### **Přírodní postupy čištění**

Jedná se o ekologicky i finančně velmi šetrné metody založené na principu usazování větších částeczek z odpadní vody. Je často obohacena pískovým filtrem, který zachytává lehčí materiál unášený proudem. Tyto metody si však nejsou schopny moc dobře poradit s mikrobiálním znečištěním, jako jsou fekální znečištění a střevní patogeny. Další nevýhodou těchto metod je jejich velká náročnost na prostor, což může být problematické zejména v městských oblastech s omezeným prostorem. Z tohoto důvodu se tyto metody využívají spíše ojediněle v mimoměstských oblastech [5].

Gross a spol. [24] v jejich práci vybudovali vertikální mokřad složený ze dvou nádob nad sebou, kdy horní nádoba byla složena z třívrstvého lože a spodní sloužila jako zásobník vody. Mokřad byl schopný z šedé vody odstranit 69% celkového dusíku a 71% celkového fosforu.

### **3.3.3 Systémy s chemickou úpravou**

Mezi tyto procesy řadíme čištění odpadních vod na bázi koagulace a elektrokoagulace, kdy se do šedých vod přidávají chemikálie na bázi železa nebo hliníku, které reagují s organickými a anorganickými látkami v šedé vodě. Mezi další metody patří čištění šedých vod hydroxylovými radikály, které se uplatňují pouze ve specifických případech, jako jsou šedé vody z prádeln [5].



## Koagulace

Koagulace představuje metodu čištění odpadních vod, která je založena na chemické reakci mezi rozpuštěnými koloidními látkami, tzv. koagulanty (resp. koagulačními činidly) ve vodě. Koagulanty jsou obvykle soli obsahující železo nebo hliník. Mezi nejběžnější koagulanty patří  $\text{FeCl}_3$  (chlorid železitý),  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (síran železnatý) a  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  (síran hlinitý). Koloidní částice ve vodě obvykle nesou záporný náboj, a proto přidáním koagulačního činidla s kladným nábojem dochází k neutralizaci náboje povrchu koloidu. V důsledku této reakce vznikají větší agregáty částic, vločky, které lze snadno oddělit pomocí již dříve zmíněného procesu sedimentace nebo filtrace [5].

## Elektrokoagulace

Elektrokoagulace je technologie, která se v mnoha ohledech podobá výše zmíněné koagulaci, ale s jedním zásadním rozdílem – namísto koagulantu používá železné a hliníkové elektrody a srážení nečistot se uskutečňuje pomocí elektrického proudu. Proces začíná ponořením těchto elektrod do kontaminovaného prostředí, v tomto případě šedé vody. Když je elektrický proud přiveden do oblasti elektrod, začíná docházet k elektrochemickým reakcím. Na povrchu elektrod se tvoří kationty a anionty, které interagují s nečistotami v prostředí, jako jsou organické látky, těžké kovy nebo suspendované částice. Tyto látky jsou buď přitahovány kationty, nebo odpuzovány anionty, což vede ke srážení nečistot ve formě vloček [5].

Pidou a spol. [27] ve své práci provedli porovnání účinnosti koagulace na čištění šedé vody ze sprch s použitím dvou různých koagulantů: síranu železitého ( $\text{FeSO}_4$ ) a síranu hlinitého ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ). Výsledky jejich výzkumu jsou detailně prezentovány v tabulce č. 2.

	$\text{FeSO}_4$ (%)	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (%)	SGW
Zákal (NTU)	90.82	88.84	46.60
CHSK ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	63.72	63.59	791.00
BSK ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	88.78	85.37	205.00
TN ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	12.78	0.56	18.00
$\text{NH}_4^+$ ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	0.00	0.00	1.20
$\text{NO}_3^-$ ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	14.93	8.96	6.70
$\text{PO}_4^{3-}$ ( $\text{mg/l}^{-1}$ )	94.58	96.39	1.66

Tabulka č.2. Výsledky účinnosti práce Pidou a spol. při čištění šedé vody koagulací [27].

Při využití koagulace pro čištění šedých vod se může vyskytovat problém se snížením parametrů chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a biochemické spotřeby kyslíku ( $BSK_5$ ), jelikož na jejich odstranění závisí obsah rozpuštěných kontaminantů při vstupu do procesu. V rámci své práce Šostar-Turk a spol. [28] rozšířili proces koagulace o granulované aktivní uhlí. Tento přístup byl testován na šedé vodě z prádelny. Přidáním granulovaného aktivního uhlí bylo dosaženo významného zvýšení schopnosti odstranění CHSK z 36 % na 93 % a  $BSK_5$  z 51 % na 95 %.

### 3.3.4 Systémy s biologickou úpravou

Systémy s biologickou úpravou často začínají mechanickou předúpravou, jako je hrubé předčištění pomocí česlí nebo sít. Poté může následovat sedimentace, filtrace (buď písková nebo pomocí granulovaného aktivního uhlí) a samotná biologická úprava nejčastěji prostřednictvím aktivační nádrže. V nádrži je prováděno provzdušňování aktivovaného kalu, který obsahuje směsnou kulturu mikroorganismů, díky kterým probíhá systém čištění. Tyto systémy jsou primárně využívány v objektech s vysokou produkcí vysoce znečištěných šedých vod. Pro jejich hygienické zabezpečení je potřeba systém doplnit o UV lampu, chlorační nebo ozonizační jednotku, nebo je možné v procesu využít membránovou filtraci [5].

Takeuchi a spol. [29] ve své práci zkoumali účinnost systému s biologickou úpravou na vyčištění šedé vody ze stadiónu v Japonsku. Zjistily, že tento systém dosahuje vysokého stupně odstranění organických látek. U CHSK byla účinnost 98% a u  $BSK_5$  94%.

## 3.4 Filtrační materiály

Zvolení správného filtračního materiálu je zásadní pro hladký průběh recyklace šedých vod. Hlavním faktorem při vybírání vhodného filtru je dosažení co největší čisté jednotkové výroby filtru. To se rozumí získání co největšího objemu filtrátu za jeden cyklus filtrace. Tento parametr se označuje velkým písmenem **L** a lze ho vypočítat odečtením **L<sub>p</sub>** (objemu spotřebované prací vody na jedno praní dělené plochou filtru ( $m^3 / m^2$ )) od **L<sub>f</sub>** (objem vody protečené jednotkovou plochou filtru od začátku filtrace) [30].

$$L = L_f - L_p$$

### 3.4.1 Křemičitý písek

Křemičitý písek je upravená přírodní surovina, která patřila k prvním filtračním materiálům. Dodnes patří k velmi využívaným filtračním materiálům díky jeho snadné dostupnosti a ceně. Lze ho však i snadno čistit protichůdným spuštěním proudu pod tlakem, čímž se na jeho povrchu rozruší filtrační povlak také zvaný filtrační koláč.

Jeho použitím se lze zbavit mechanických nečistot nebo vysrážených vloček po chemické úpravě. Ve většině světa se jedná o velmi dostupný a levný materiál, ale jeho cena může narůst díky jeho transportu, jelikož se jedná o objemný a těžký materiál. Dělí se do pěti tříd podle zrnitosti, a to na:

- Velmi jemný - velikost zrn 0,4 - 0,8 mm
- Jemný - velikost zrn 0,71- 1,25 mm
- Standartní - velikost zrn 1,0 - 2,0 mm
- Jemný štěrk - velikost zrn 2,0 - 3,15 mm
- Štěrk - velikost zrn 3,15- 5,60 mm [31]

Vliv velikosti zrn na účinnost čištění šedých vod zkoumal ve své práci Abudi [32]. Jeho výzkum ukázal, že velikost zrn hraje zásadní roli při odstranění zákalu. Jako velmi efektivní se ukázal písek s průměrem zrna 0,35 mm a pórovitostí 39 %, který dosáhl účinnosti 89 %. Naopak, písek s průměrem zrna 0,75 mm a pórovitostí 43 % dosáhl nižší účinnosti, pouze 81 %. Abudi ve své práci taktéž pozoroval vliv hydraulického zatížení na odstranění organické hmoty z šedé vody. Zjistil, že se účinnost odstraňování BSK<sub>5</sub> zvyšuje s klesajícím hydraulickým zatížením. Při zatížení 680 l/h/m<sup>2</sup> byla účinnost pouhých 51 %, kdežto při hydraulickém zatížení 212 l/h/m<sup>2</sup> se účinnost zvedla až na 83 %. Na účinnost odstranění BSK<sub>5</sub> měla také vliv narůstající teplotou vody. Účinnost vzrostla z 64 % na 78 %, když došlo ke zvýšení teploty z 18 °C na 32 °C.

Dalahmeh a spol. [33] porovnávali účinnosti různých filtračních materiálů při odstraňování organického uhlíku, celkového fosforu, dusíku a dalších látek obsažených v šedých vodách. Jejich výzkum zahrnoval zkoumání čtyř různých typů filtračních materiálů: písku, aktivního uhlí, borové kůry a polyuretanové pěny. Experiment probíhal v plastových kolonách o průměru 20 cm a výšce 100 cm. Prvních 10 cm bylo pro snadné odvodnění naplněno štěrkem. Kolona byla poté vyplněna 60 cm daného zkoumaného materiálu. Během období 75 dnů byly filtry proplachovány denně 0,33 litry pitné vody. Poté následovalo období dalších 113

dnů, během kterých byla šedá voda o teplotě 25 °C dávkována třikrát denně v objemech 0,7 litru, 0,1 litru a 0,2 litru. Při využití písku je dosaženo účinnosti odstranění organického uhlíku ve výši 75 %, což představuje druhou nejvyšší míru účinnosti, hned po aktivním uhlí. Pokud jde o odstraňování celkového fosforu, dosahuje písek účinnosti 78 %, což ho řadí na třetí místo. Nejhůře si pak písek vedl při odstraňování celkového dusíku ve srovnání s dalšími zkoumanými materiály, kdy dosáhl pouze 5% účinnosti. Tabulka č. 3. poskytuje přehled pro tuto práci relevantních výsledků práce Dalahmeh a spol. (2012).

	SGW	Písek	Aktivní uhlí
CHSK (%)	890 ± 130	72 ± 2	94 ± 2
BSK5 (%)	425 ± 56	75 ± 6	97 ± 3
Organický uhlík (%)	304	75 ± 2	97 ± 0
Celkový dusík (%)	75 ± 10	5 ± 7	98 ± 1
Celkový fosfor (%)	4,2 ± 0,2	78 ± 7	91 ± 8
pH	7,8 ± 0,3	7,7 ± 0,3	7,8 ± 0,4
Elektrická konduktivita (mS/cm)	2,0 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,7 ± 0,3
MBAS (%)	30 ± 10	96 ± 1	> 99 ± 0

Tabulka č. 3. Přehled vybraných výsledků Dalahmeh a spol. před a po filtraci u relevantních filtračních materiálů [33].

### 3.4.2 Aktivní uhlí

Aktivní uhlí je porézní uhlíkatý materiál s velkým aktivním povrchem a patří mezi uhlíkové filtrační adsorpční materiály. Je vyráběno aktivací vodní párou z černého uhlí nebo spalováním přírodních produktů, jako jsou březové větve, rašelina nebo kokosová vlákna. Lze jej však vyrábět i z ropného odpadu [34].

Díky jejich adsorpčním vlastnostem dokáže aktivní uhlí zachytávat nejen mechanické nečistoty, ale i látky rozpuštěné a především látky organického charakteru. Je velmi významné při zachytávání ropných látek, organicky toxických sloučenin a toxických těžkých kovů, jako jsou rtuť, kadmium a olovo. Oxiduje rozpuštěný chlor a zbavuje filtrovanou vodu nežádoucích pachů. Díky těmto vlastnostem se často aktivní uhlí využívá pro dočištění upravované vody, nebo slouží k úplnému nahrazení pískových filtrů. Pro úpravu šedých vod se nejčastěji využívá granulované aktivní uhlí. To může v procesech nahrazovat křemenný písek, jelikož dovede filtrovanou vodu zbavit širšího spektra znečištění [35].

Aktivní uhlí, ve své práci využili již dříve zmíněný Dalahmeh a spol. [36]. Prokázalo se jako efektivní filtrační materiál, dosahující nejvyšší účinnosti při odstraňování celkového dusíku, a to až 98 %. Další relevantní parametry jsou uvedeny v tabulce č. 3. společně s popisem podmínek experimentu v kapitole zabývající se křemičitým pískem. Z této studie vyplývá, že aktivní uhlí představuje jednu z nejlepších technologií pro odstraňování organických sloučenin a odolných polutantů z vody během procesu čištění.

### 3.4.3 Biouhel

Základní složkou biouhlu je chemicky stabilní uhlík, který nepodléhá dalšímu rozkladu ani oxidaci. Jedná se o produkt vyráběný z odpadní biomasy technickou úpravou pomocí nízkoteplotní pyrolýzy nebo karbonizací. Má vysoký porézní povrch, který mu umožňuje fungovat jako biofiltr při čištění odpadních vod a umožňuje regeneraci živin v nich [37].

Nevýhodou biouhlu jako materiálu vyráběného z kalů a další biomasy jsou vyšší náklady na jejich výrobu, než u ostatních metod úpravy kalů. Při pyrolýze je potřeba kontrolovat stav kalů při vstupu i během procesu a v případě kontaminace je nutnost je zředit dalším materiálem nebo kontaminovaný materiál zcela vyřadit z provozu [38].

Kaetzl a spol. [39] provedli ve své práci srovnání biouhlu se dvěma dalšími filtračními materiály, a to štěpkou a křemenným štěrkem. Před zahájením experimentu Kaetzl prosál biouhlí a štěpku přes síta o velikostech 5, 8, 11 a 16 mm, aby zajistil podobnou frakci zrn. Experiment proběhl v skleněných filtračních kolonách s vnitřním průměrem 5 cm a výškou 180 cm. Všechny kolony obsahovaly dvě vrstvy štěrku mocnosti 10 cm na vršku a spodku filtrační kolony. Mezi těmito vrstvami byly umístěny tři vrstvy zkoumaných filtračních materiálů o mocnosti 50 cm o různé frakci (11/16 mm, 8/11 mm a 5/8 mm). Jejich výsledky ukázaly, že biouhel byl ze tří zkoumaných filtračních materiálů nejúčinnější v odstraňování celkového organického uhlíku a zákalu. Relevantní parametry této studie jsou zobrazeny v tabulce č. 4.

	SGW	Biouhel	Smrkové dřevní štěpky
CHSK (mg/l)	372 ± 120	48 ± 19	114 ± 29
Celkový organický uhlík (mg/l)	137 ± 45	31 ± 9,1	50 ± 14
Celkový dusík (mg/l)	70 ± 12,4	61 ± 10	64 ± 11
Celkový fosfor (mg/l)	2,6 ± 0,5	2,3 ± 0,3	2,3 ± 0,3
pH	7,8 ± 0,2	7,8 ± 0,3	7,8 ± 0,3
Elektrická konduktivita (µS/cm)	1 178 ± 166	1 148 ± 154	1 177 ± 168
Zákal (FNU)	260 ± 92	14 ± 8,2	20 ± 6,0
E. coli (log10MPN/ml)	4,93 ± 0,39	3,96 ± 0,43	4,13 ± 0,35
Enterococci (log10MPN/ml)	4,29 ± 0,28	3,28 ± 0,34	3,47 ± 0,32

Tabulka č. 4. Přehled vybraných výsledků Kaetzl a spol. před a po filtraci u relevantních filtračních materiálů [39].

#### 3.4.4 Štěpka

Dřevní štěpka (wood chips) vzniká jako odpadní materiál při zpracování dřeva nebo jeho cíleným drcením. Díky tomu, že není potřeba žádných složitých procesů při její výrobě je velmi dostupná, není potřeba jí dovážet na velké vzdálenosti a je tudíž i levným filtračním materiálem. Použitím štěpky jako filtračního materiálu lze dosáhnou kolem 78 až 83% snížení hodnoty biologické spotřeby kyslíku a kolem 78% snížení chemické spotřeby kyslíku [39].

Dřevní štěpka byla zkoumána v studii, kterou provedli Kaetzl a spol. [39]. Jejich zjištění naznačují, že při odstraňování celkového organického uhlíku (TOC) si štěpka vedla hůře než biouhel, ale podobně jako štěrk, přičemž oba dosáhly účinnosti odstranění TOC 64 %. Relevantní parametry této studie jsou uvedeny v tabulce č. 4, která je spolu s dalšími parametry výzkumu uvedena v kapitole věnované biouhlu.

## 4 Metodika

Experimentální práce probíhala v areálu České zemědělské univerzity v Praze na experimentální ploše, v období od 19. 6. do 21. 9. 2023. Práce na bakalářské práci probíhala ve dvou krocích. Práce na experimentální ploše a analýza vzorků v laboratoři KAE.

### 4.1 Výroba syntetické šedé vody

Pro tento výzkum se v laboratoři KAE připravovala syntetická šedá voda. Pro přípravu této šedé vody sloužily kosmetické přípravky, které se v šedé vodě z domácností běžně nacházejí. Pro simulaci šedé vody z koupelen byl jako zástupce šampónů využit produkt značky Head & Shoulders, tělové mléko a deodorant značky Nivea, mýdlo na ruce značky Dove a zubní pasta značky Colgate. A jako představitel šedé vody z praček sloužil prací prostředek značky Ariel. Množství těchto látek je znázorněné v tabulce č. 5. Do syntetické šedé vody bylo také přidáno navážené množství chemických látek obsahujících kovy, které se v šedé vodě z domácností taktéž mohou vyskytovat. Tyto látky byly síran měďnatý pentahydrát ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), síran zinečnatý heptahydrát ( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) a síran nikelnatý hexahydrát ( $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ). Množství těchto látek je znázorněné v tabulce č. 6.

Přípravky	Množství na 600l (g)	Koncentrace [mg/l]	Značka
šampon	43.2	72	Head & Shoulders
tělové mléko	6	10	Nivea
deodorant	6	10	Nivea
prací prostředek	90	150	Ariel
mýdlo	388.8	648	Dove
zubní pasta	19.5	32.5	Colgate

Tabulka č. 5. Množství přípravků pro jednu dávku syntetické šedé vody

Kovy	Množství na 600l (mg)	Koncentrace [ $\mu\text{g/l}$ ]
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.4716	0.786
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.5274	0.879
$\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.537	0.895

Tabulka č. 6. Množství kovů pro jednu dávku syntetické šedé vody

Navážené kosmetické prostředky a kovy byly následně naředěny 600 l čisté kohoutkové vody v IBC kontejneru (Obrázek č. 1.) o objemu 1000 l. Před vlastní aplikací bylo nutné řádně promíchat navážené přípravky a kovy s vodou pomocí čerpadla. Přebytečné množství šedé vody z IBC kontejneru bylo odčerpáno do kanalizace.



Obrázek č. 3. IBC kontejner (Lucie Sandra Lainerová, 2024)

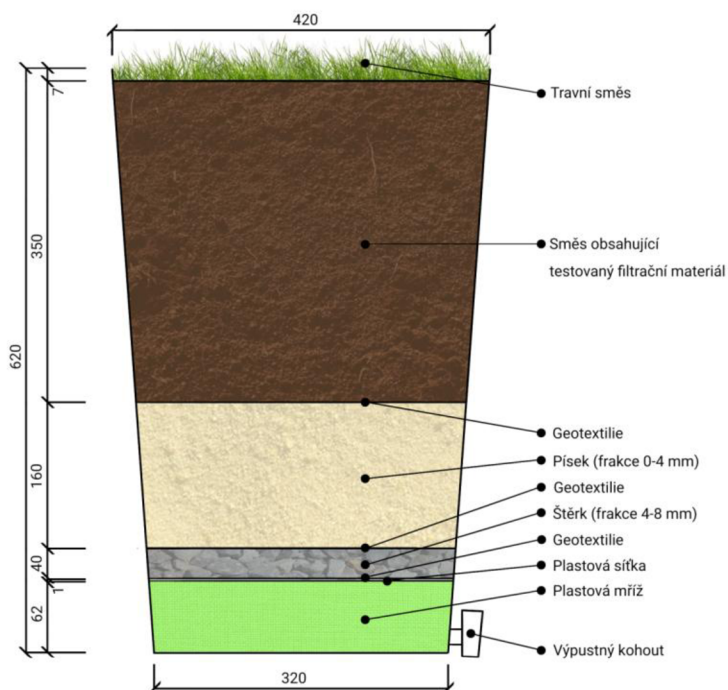


## 4.2 Design experimentu

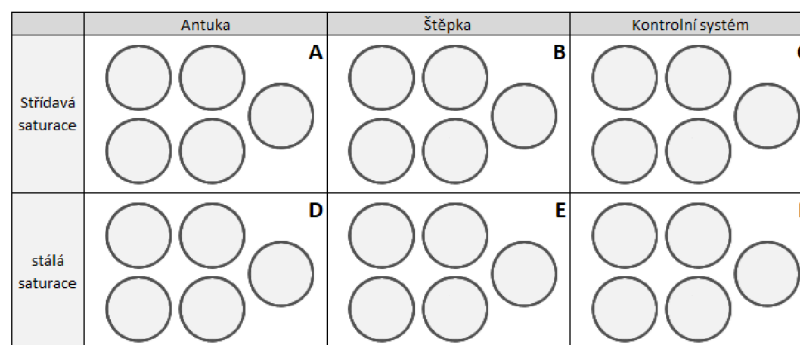
### 4.2.1 Design sudů

Filtrační zařízení bylo sestaveno z plastových barelů, jejichž výška činila 62 cm, horní průměr byl 42 cm a spodní průměr 32 cm. Vnější povrch barelů byl opatřen černou neprůsvitnou fólií, která bránila pronikání slunečního záření. Tímto opatřením se minimalizovala možnost zkreslení výsledků v důsledku růstu řas, které by mohly produkovat kyslík. V dolní části barelu byl umístěn plastový výpustný kohout, sloužící k odběru vzorků šedé vody na výstupu filtru.

Vnitřní část barelu byla obalena geotextilií, která byla rovněž použita mezi jednotlivými vrstvami filtračních materiálů, s cílem zabránit promísení vrstev během průtoku šedé vody. Jednotlivé filtrační vrstvy ode dna šly v tomto pořadí: štěrk, písek a půdní směs obsahující aditivum štěpku či antuku. Na povrchu půdní směsi byla vysazena vegetace. Mocnost jednotlivých vrstev je znázorněna v obrázku č. 2. Výzkum také obsahoval tzv. kontrolní barely bez přidaného aditiva pro porovnání účinnosti přidaných aditiv. Každá skupina byla rozdělena do dvou pětic sudů, takže 10 barelů pro každý ze tří treatmentů, znázorněno v obrázku č. 3.



Obrázek č. 2. Schéma fyzikálního modelu – kótováno v mm (Lucie Sandra Lainerová, 2024)



Obrázek č. 3. Jednotlivé skupiny filtrů (Lucie Sandra Lainerová, 2024)

#### 4.2.2 Saturace

Kromě hodnocení účinnosti jednotlivých aditiv byla ve výzkumu také analyzována efektivita saturace. Aditiva byla rozdělena do dvou stejných skupin, kde každá obsahovala pět sudů s příslušným aditivem. První skupina byla vystavena střídavé saturaci, při níž se saturace střídala mezi 30% a 70% každé dva týdny. Odběr vzorků při střídavé saturaci probíhal vždy druhý týden po změně saturace. Druhá skupina byla vystavena stálé saturaci, kde se saturace po celou dobu výzkumu udržovala na úrovni 30%. Odběr vzorků během stálé saturace se uskutečňoval každý týden.

#### 4.2.3 Filtrační materiály

Při tomto experimentu bylo pracováno se třemi sadami filtrů. První sada obsahovala jako aditivum antuku (drť z pálených cihel o frakci 0-2 mm). Druhá sada obsahovala štěpku. Poslední sadou byla tzv. kontrola, v práci označovaný jako kontrolní systém. Obě využitá aditiva byla vždy obsažena ve svrchní vrstvě filtr v kombinaci s pískem, kompostem a zeminou, jak je znázorněno v obrázku č. 3. Jejich poměr je znázorněný v tabulce č. 7.

Směs obsahující testovaný filtrační materiál	Poměr
	Písek : Kompost : Zemina : Aditivum
Antuka	4 : 3 : 2 : 1
Štěpka	5 : 2 : 2 : 1
Kontrolní systém	5 : 3 : 2 : 0

Tabulka č. 7. Složení směsi obsahující testovaný filtrační materiál

### 4.3 Dávkování syntetické šedé vody

Syntetická šedá voda byla do sudů dávkována pomocí kapénkové závlahy. Do každého sudu vedly 4 hadičky, které zajišťovaly rovnoměrné dávkování šedé vody na povrch filtračního lože. U stálé saturace se pomocí kapénkové závlahy doplňovalo 6 litrů šedé vody. V případě střídavé saturace docházelo ke střídání mezi 6 a 14 litry šedé vody. Do každé skupiny sudů se poté ručně pomocí konví a plastové odměrné nádoby doplňovalo určité množství šedé vody vypočtené podle 100 % saturace, která byla pro každý typ filtru jiná. Tyto hodnoty jsou znázorněny v tabulce č. 8.

saturace	Filtrační materiál	Objem šedé vody (l)	
		30%	70%
Střídavá (30/70%)	Antuka	0.2	1.6
	Štěpka	0.8	1.0
	Kontrolní systém	0.5	0.7
stálá (30%)	Antuka	1.2	
	Štěpka	0.8	
	Kontrolní systém	0.6	

Tabulka č. 8. Objem přidávané šedé vody pro jednotlivé filtry.

### 4.4 Odběr vzorků syntetické šedé vody na odtoku

Odběr vzorků probíhal v závislosti na momentální saturaci. U stálé, 30 %, saturace docházelo k odběru každý týden ve čtvrtek, kdežto u střídavé, 30-70 %, saturace se vzorky odebíraly každý druhý týden před změnou saturace.

Vzorky se odebíraly do předem umytých plastových kýblů, do kterých se vypustil obsah sudu z předchozího dne. Pomocí odměrky se z každého sudu jedné skupiny, pětice sudů, odebralo stejné množství přefiltrované vody. Takto odebrané vzorky se následně smíchaly v jednom kbelíku a odebral se směsný vzorek do dvou plastových vzorkovnic. Zbytky přefiltrované vody se následně převedly do odpadní nádrže.

Syntetická šedá voda se odebírala den předtím, ve středu, z 1000 l IBC nádrže (obrázek č. 1) po promíchání a před vlastním dávkováním do sudů. Takto odebraná šedá voda byla umístěna do lednice a následující den byla provedena analýza se vzorky bílé vody.

## 4.5 Odběr a zpracování vzorků vegetace

Vegetace byla odebrána na konci experimentu, který probíhal dne 21. 9. 2023. Pro výzkum byla použita UNI 4 aroma jetelotravní směs luční (Jílek vytrvalý 10%, lipnice luční 12%, kostřava červená dlouze výběžkatá 7%, bojínek luční 29%, kostřava luční 23%, jetel luční 9%, jetel plazivý 6% a jetel zvrhlý 4%), která byla vyseta v horní vrstvě filtru, na technogenní půdu. Tato vegetace byla umístěna do papírových označených pytlíků, aby se zachovala integrita vzorků. Následně byl obsah těchto pytlíků přesunut do sušárny, kde probíhal proces vysoušení. Teplota sušárny byla nastavena na 60 °C, aby bylo dosaženo optimálního výsledku při sušení vegetace. Takto vysušené vzorky vegetace byly následně nadrceny v hmoždíři. Mezi jednotlivým drcením byl hmoždíř důkladně vyčištěn, aby nedocházelo ke kontaminaci mezi vzorky.

## 4.6 Průběh experimentu

### 4.6.1 Před začátkem experimentu

Týden před zahájením experimentu proběhlo manuální propláchnutí všech sudů kohoutkovou vodou. Docházelo k opravě černé fólie okolo sudů a bylo ověřeno, zda sudy nevykazují žádné úniky. Během proplachování sudů byla současně u každé skupiny měřena 100% saturace jednoho vybraného sudu. Tato saturace byla zjišťována postupným přiléváním kohoutkové vody do okamžiku, kdy se voda přestala vsakovat do filtračního materiálu. Následně byly tyto naměřené hodnoty využity při přepočtu saturací pro danou skupinu. Na obrázku č. 4 je zobrazena experimentální plocha.



Obrázek č. 4. Experimentální plocha (Lucie Sandra Lainerová, 2024)

#### 4.6.2 Během experimentu

Práce na experimentální ploše byla prováděna každý všední den, od pondělí do pátku, kolem deváté hodiny ranní. Nejprve došlo k vyprázdnění sudů od šedé vody z předchozího dne do připravených plastových kbelíků. Takto odebraná bílá voda (šedá voda, která prošla úpravou ve filtračním materiálu) byla krom čtvrtka, kdy se odebíraly vzorky pro analýzu, umístěna do připravené odpadní nádrže, odkud se převáděla do kanalizace.

Poté byla z IBC kontejneru do sad barelů přidána syntetická šedá voda. Ta musela být nejprve řádně promíchána, aby došlo k homogenizaci syntetické šedé vody.

### 4.7 Analýza odebraných vzorků

Po dokončení práce na experimentální ploše byly každý čtvrtek prováděny analýzy získaných vzorků v laboratoři KAE, kde byly zkoumány parametry kvality bílé vody.

#### 4.7.1 pH, konduktivita a turbidita

pH hodnoty vzorků se měřily na přístroji značky InoLab pH 7110, konduktivita vzorků se měřila na konduktometru značky InoLab Cond 7110 a pro měření turbidity se používal mikroprocesorový měřič zákalu značky HANNA Instruments typ HI 93703 (obrázek č. 5.). Tyto tři metody nevyžadovaly filtrování vzorků.



Obrázek č. 5. Mikroprocesorový měřič zákalu značky HANNA Instruments typ HI 93703

#### 4.7.2 Amonné ionty

Pro měření amonných iontů se vzorky musely nejprve přefiltrovat přes membránový PES filtr o velikosti pórů 0,22  $\mu\text{m}$ . Pro tyto účely byly použity plastové stříkačky s našroubovaným filtrem požadované velikosti.

Analýzy byly provedeny dle stanovených metodických postupů. Přefiltrované vzorky šedé vody byli v objemu 4 ml převedeny do odměrných baněk o objemu 50 ml. Následně bylo pomocí pipety přidáno 0,4 ml předem připraveného vybarvovacího činidla. (Vybarvovací činidlo bylo připraveno do 500 ml odměrné baňky přidáním 65 g salicylanu sodného a 65 g dihydrátu citronanu trisodného. Po rozpuštění v destilované vodě bylo přidáno 0,475 g nitroprusidu sodného. Po plném rozpuštění byla baňka doplněna po rysku. Roztok je potřeba uchovávat v tmavé nádobě v lednici). Po promíchání bylo přidáno 0,4 ml předem připraveného alkalického roztoku. (Pro přípravu alkalického roztoku se v odměrné baňce do 250 ml deionizované vody rozpustilo 16 g NaOH. Roztok byl následně ochlazen na teplotu místnosti a přidán 1 g dihydrátu dichlorisokyanuranatanu sodného. Po rozpuštění byl roztok převeden do odměrné baňky 500 ml a doplněn po rysku. Roztok je potřeba uchovávat v tmavé nádobě v lednici.)

Následně se odměrné baňky doplnily po rysku (50 ml) destilovanou vodou a nechaly se stát přibližně 60 min ve tmě. Po uplynulé hodině se vzorky měřily na spektrofotometru Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis při vlnové délce 655 nm v 1 cm kyvetě. Vzorek nabyl zeleného zbarvení.

#### 4.7.3 Celkový fosfor

Do Erlenmeyerových baněk bylo převedeno 40 ml vzorku šedé vody a přidáno 4 ml peroxidisíranu draselného. (Při přípravě roztoku peroxidisíranu draselného se v 100 ml odměrné baňce rozpustí 5 g peroxidisíranu v 50 ml destilované vody. Pro napomáhání rozpuštění peroxidisíranu se použila vodní lázeň. Po úplném rozpuštění se odměrná baňka doplnila po rysku. Roztok se uchovával v tmavé láhvi.) Vzorky byly poté přesunuty na vařič nastavený na cca 200°C v digestoři se zapnutou ventilací, kde byly vařeny po dobu 30 minut. Tento čas se začal počítat až v moment první známky vaření. Vzorky byly během vaření udržovány pomocí stříčky s destilovanou vodou na objemu 20-30 ml. Po uběhlých 30 minutách se vzorky nechali cca 30 min stát, aby vychladly na pokojovou teplotu.

Po vychladnutí se vzorky převedly do 50 ml odměrných baněk. Pomocí pipety byl přidán 1 ml kyseliny askorbové, (Při přípravě roztoku kyseliny askorbové se rozpustilo 10 g kys. askorbové ve 100 ml odměrné baňce a doplnilo po rysku destilovanou vodou. Roztok se uchovával v tmavé láhvi v lednici.) a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. (Při přípravě roztoku molybdenanu amonného se v první kádince se 100 ml destilované vody rozpustilo 13 g molybdenanu amonného. V druhé kádince se 100 ml destilované vody rozpustilo 0,35 g vinanu antimonodraselného. Následně se připravilo 300 ml  $\text{H}_2\text{SO}_4$  o  $C = 9 \text{ mol/l}$ , do kterého se za stálého míchání a chlazení postupně přilil obsah první a poté i druhé kádinky. Roztok se uchovával v tmavé láhvi v lednici.)

Po zamíchání byly odměrné baňky doplněny po rysku a ponechány kolem 15 minut stát. Pro následné měření vzorků se používal spektrofotometr Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis při vlnové délce 880 nm v 1 cm kyvetě. Vzorek nabyl modrého zbarvení.

#### 4.7.4 Kovy

Vzorky pro měření kovů byly přefiltrovány stejným způsobem, jako při měření amonných iontů, přes membránový PES filtr o velikosti pórů 0,22  $\mu\text{m}$  a převedeny do plastových uzavíratelných zkumavek. V digestoři bylo k 10 ml roztoku přidán pomocí pipety 1 ml  $\text{HNO}_3$ . Vzorky byly následně uzavřeny a odeslány k analýze.

#### 4.7.5 Tenzidy

Vzorky pro měření tenzidu se obdobně, jako u měření amonných aniontů, nejprve přefiltrovaly přes membránový PES filtr o velikosti pórů 0,22  $\mu\text{m}$ . Následně bylo převedeno 3,5 ml přefiltrovaného vzorku do kyvetového testu LCK 332. Podle postupu byla přidána dvě činidla a vzorky byly změřeny na spektrometru HACH LANGE DR 3900.

#### 4.7.6 TOC a TN

Do připravených skleněných a plastových zkumavek byli přefiltrovány vzorky přes membránový PES filtr. Zkumavky byly následně uzavřeny voskovou fólií a ponechány v lednici do jejich měření v Analyzátoru SKALAR FormacsHT TOC/TN (Skalar Analytical B. V., NL)

#### 4.7.7 Ionty

Základní anionty (fluoridy, chloridy, bromidy, dusičnany, dusitany, fosforečnany a sírany) byly stanoveny pomocí iontové chromatografie. K těmto účelům byl využit přístroj Metrohm 883 Basic IC Plus (Metrohm AG, CH).

#### 4.7.8 Nerozpuštěné látky

Využitím vakuové filtrace byl každý vzorek (o objemu půl litru) přefiltrován přes předem zvážené filtrační papíry z borokřemičitých skleněných vláken o velikosti por 5 $\mu$ m, které byly před použitím propláchnuty deionizovanou vodou, vysušeny po dobu 2 hodin při 105°C. Po použití byly filtry umístěny do sušárny po dobu 2 hodin při teplotě 105°C. Po vysušení byly filtrační papíry zváženy na analytických vahách.

#### 4.7.9 TOC a TN ve vegetaci

Pro určení obsahu TOC a TN ve vegetaci byli využity kalíšky z křemenného skla. Tyto kalíšky byly nejprve samostatně zváženy na analytických vahách a následně naplněny do poloviny předem vysušeným a nadrceným homogenním rostlinným vzorkem. Plný kalíšek byl následně opět zvážen a poté přesunut do stroje Primacs<sup>SNC</sup> (Carbon-Nitrogen/Protein Analyzer) od výrobce SKALAR (Obrázek č.6.). Po dostatečném zahřátí přístroje byla zahájena analýza vzorků.



Obrázek č. 6. stroje Primacs<sup>SNC</sup> (Carbon-Nitrogen/Protein Analyzer)



#### 4.7.10 Kovy ve vegetaci

Pro určení obsahu kovů ve vegetaci bylo na analytických vahách naváženo určité množství předem vysušené a nadrcené vegetace v maximálním množství 0.2 g. K tomuto naváženému množství bylo následně v digestoři přidáno 9 ml kyseliny dusičné (HNO<sub>3</sub>) a 1 ml peroxidu vodíku (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Roztok byl následně podroben mikrovlnnému rozkladu v Multivave GO po dobu 1 hodiny.

### 4.8 Statistické metody vyhodnocení dat

Pro usnadnění přístupu a následné analýzy byla data přenesena do aplikace Microsoft Excel verze 2009. V tomto programu byla provedena úprava formátu dat, a dále byly vytvořeny a následně formátovány tabulky. Následně byla provedena analýza vzorků v prostředí softwaru RStudio. Začalo se Shapiro-Wilkovým testem normality, který následoval Tukeyho HSD test k vypočítání signifikantních rozdílů mezi účinnostmi jednotlivých filtračních materiálů. V případě, že nebyly splněny podmínky Shapiro-Wilkova testu (p-hodnota nižší než 0,05), byl použit Kruskal-Wallisův test, po němž následoval Dunnyho test, který obdobně jako Tukeyho HSD test sloužil k výpočtu signifikantních rozdílů. Software RStudio byl taktéž využit k vizualizaci účinností jednotlivých filtračních materiálů pomocí boxplot grafů.

Pokud byla koncentrace daného parametru pod detekčním limitem, pro účely statistické analýzy při hledání signifikantních rozdílů, byla použita koncentrace rovná detekčnímu limitu tohoto parametru, které jsou znázorněny v tabulce č. 9.

Parametr	Detekční limit [mg/l]
F <sup>-</sup>	0.02
Cl <sup>-</sup>	0.25
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.01
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.25
Br <sup>-</sup>	0.02
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.01
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.25

Tabulka č. 9. Detekční limity.

## 5 Výsledky

Výsledky zde popsané a zobrazené v grafech a tabulkách jsou rozděleny do dvou skupin podle saturace. Dělí se na střídavou saturaci, kdy docházelo ke střídání mezi 30 % a 70 % saturací vždy po dvou týdnech, a stálou saturací, kdy saturace po celou dobu výzkumu zůstávala 30%.

### 5.1 Syntetická šedá voda

V průběhu práce docházelo ke kolísání parametrů kvality SGW. Hlavním důvodem tohoto jevu bylo ne zcela homogenní složení použitých hygienických prostředků. Průměrné koncentrace jednotlivých sledovaných parametrů kvality vody jsou uvedeny v tabulce č. 10.

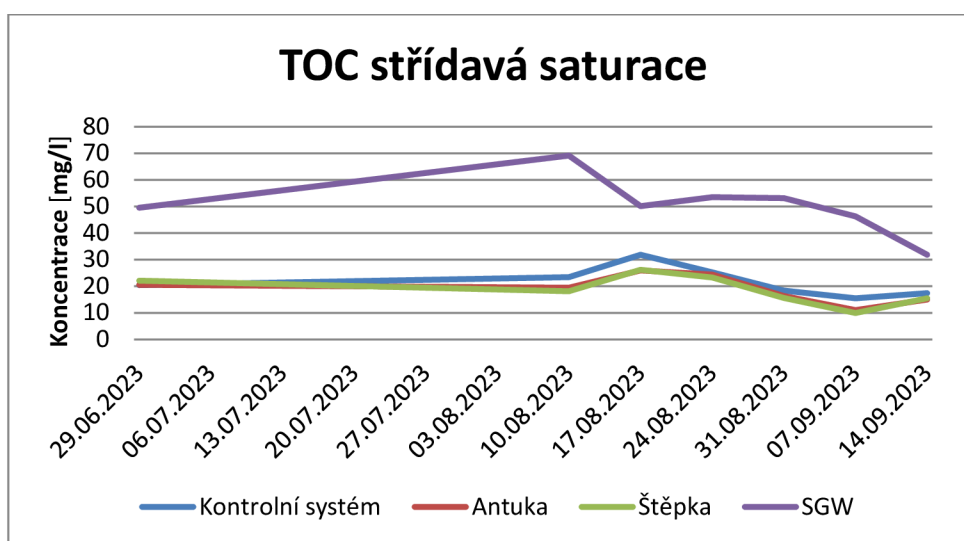
Prvek	průměr	max.	min.	směr. odchylka
TOC	45.1	69.1	7.6	17.1
TC	65.1	85.0	44.9	11.8
IC	20.0	37.3	15.7	6.7
TN	5.7	7.8	0.8	2.0
Amoniakální dusík	0.020	0.034	0.003	0.008
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	19.2	24.7	1.9	5.7
Tenzidy	8.9	11.8	6.3	2.0
Rozpuštěné látky	0.006	0.011	0.001	0.003
Celkový fosfor	0.7	1.3	0.3	0.2
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0.17	0.54	0.01	0.20
F <sup>-</sup>	0.14	0.18	0.11	0.02
Cl <sup>-</sup>	27.7	31.2	23.7	2.3
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	41.6	50.5	24.3	7.2

Tabulka č. 10. Obsah jednotlivých látek v syntetické šedé vodě, vše uvedeno v jednotkách mg/l.

## 5.2 Celkový organický uhlík (TOC)

### Střídavá saturace:

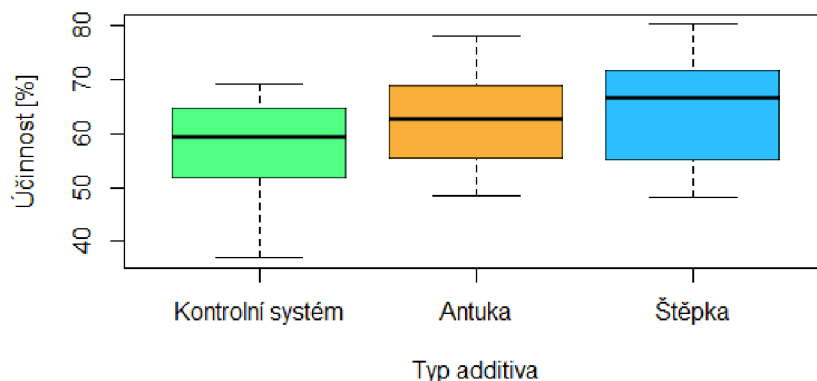
Oproti syntetické šedé vodě (dále označované pod zkratkou SGW), která měla koncentraci celkového organického uhlíku (dále jen TOC) v průměru 50.5 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin výrazně nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace TOC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 1.



Graf č. 1 Celkový průběh koncentrace celkového organického uhlíku při střídavé saturaci

Účinnost odstranění TOC pro střídavou saturaci u obou aditiv ve filtračním loži a kontrolním systému bez aditiva je znázorněna v grafu č. 2. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění TOC zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění TOC byla 64.5 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění TOC 62.7 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění TOC byla 57 % u kontrolního systému, který neobsahoval žádné filtrační aditivum. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 11.

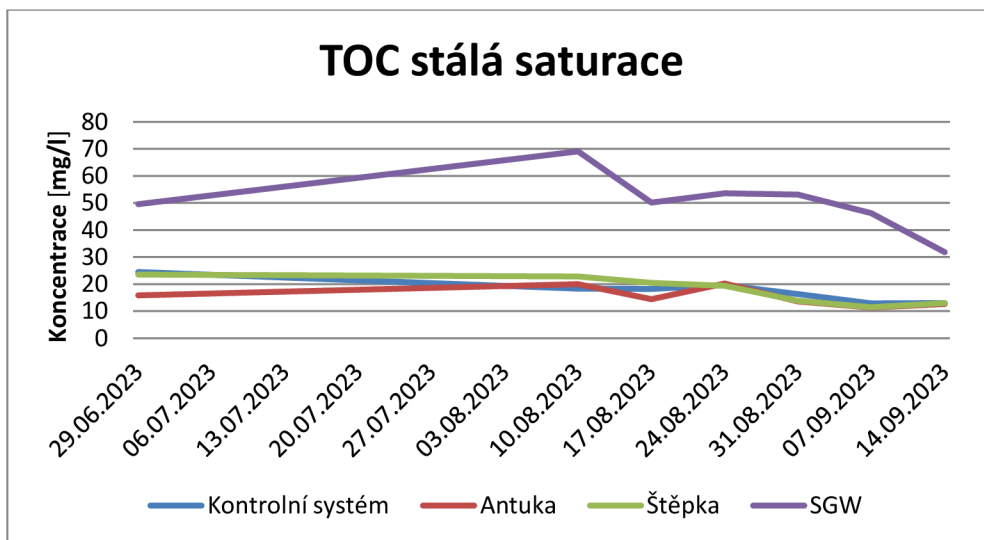
### TOC střídavá saturace



Graf č. 2 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci celkového organického uhlíku

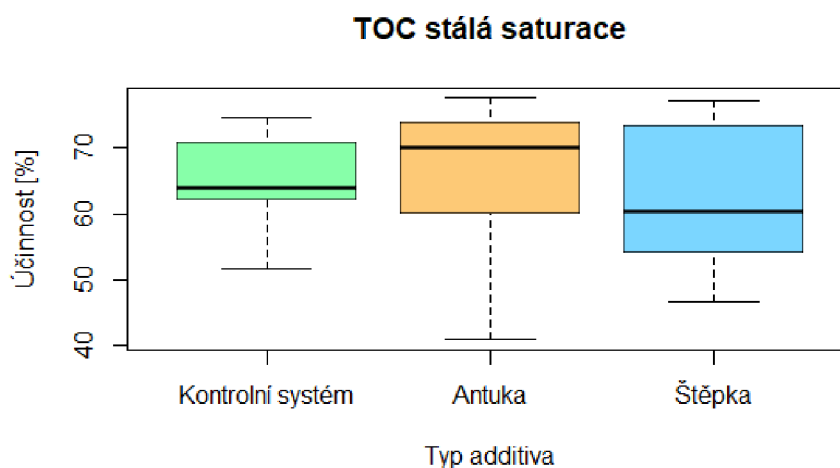
#### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu, kromě prvního týdne, dne 22. 6. 2023, měla koncentrace TOC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 3.



Graf č. 3 Celkový průběh koncentrace celkového organického uhlíku při stálé, 30 %, saturaci

Účinnost odstranění TOC pro stálou saturaci u obou aditiv ve filtračním loži a kontrolním systému bez aditiva je znázorněna v grafu č. 4. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění TOC zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění TOC byla 65.8 % u filtru s aditivem antuky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění TOC 65.2 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění TOC byla 62.5 % u filtru s aditivem štěpky. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 11.



Graf č. 4. Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci celkového organického uhlíku

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	57.0	69.3	36.9	10.3
	Antuka	62.7	78.1	48.6	9.0
	Štěpka	64.5	80.3	48.2	10.2
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	65.2	74.5	51.5	7.4
	Antuka	65.8	77.5	40.9	11.2
	Štěpka	62.5	77.2	46.8	10.4

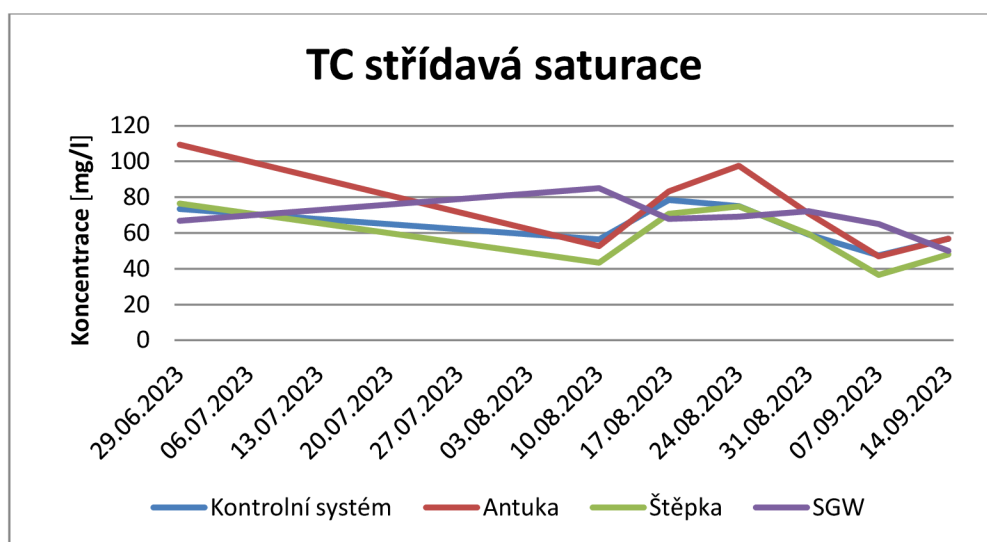
Tabulka č. 11. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci celkového organického uhlíku porovnání stálé a střídavé saturace

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování TOC, byl u všech tří filtrů minimální, jak je patrné v tabulce č. 11. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování TOC neměla velký vliv na funkčnost filtrů.

### 5.3 Celkový uhlík (TC)

#### Střídavá saturace:

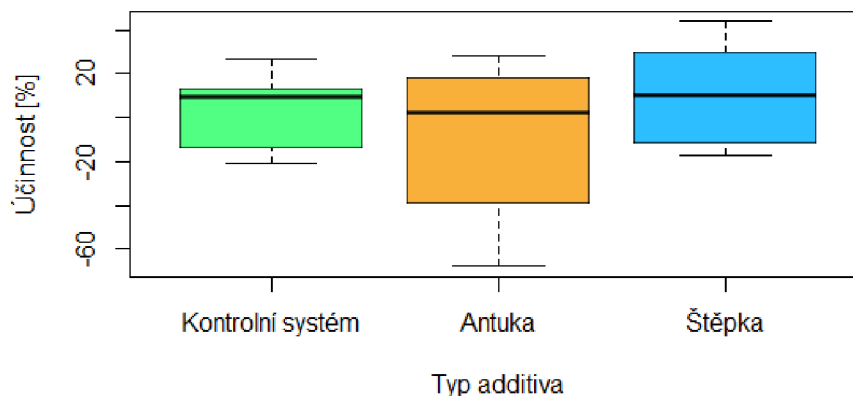
SGW měla koncentraci celkového uhlíku (dále jen TC) v průměru 65.1 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10. Po celou dobu experimentu měla koncentrace TC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 5.



Graf č. 5 Celkový průběh koncentrace celkového uhlíku při střídavé saturaci

Pokud účinnost odstranění dané látky dosáhla negativních hodnot, hovoříme o tzv. znečištění aplikované šedé vody daným typem filtru. Účinnost odstranění TC pro střídavou saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 6. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění TC zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění TC byla 10.3 % u filtru s aditivem štěpky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění TC 2 % a průměrná hodnota účinnosti u filtru s aditivem antuky byla - 9.6 %. Účinnost jednotlivých filtračních materiálů je znázorněna v tabulce č. 12.

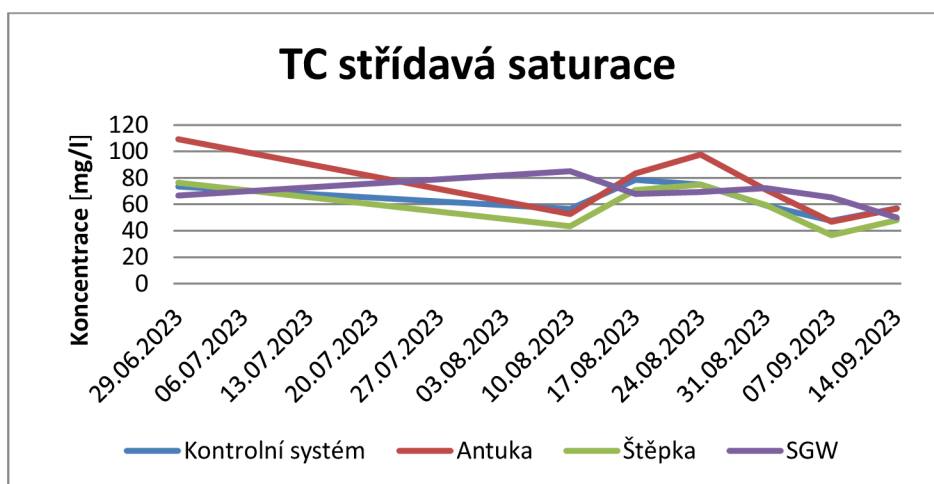
### TC střídavá saturace



Graf č. 6 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci celkového uhlíku

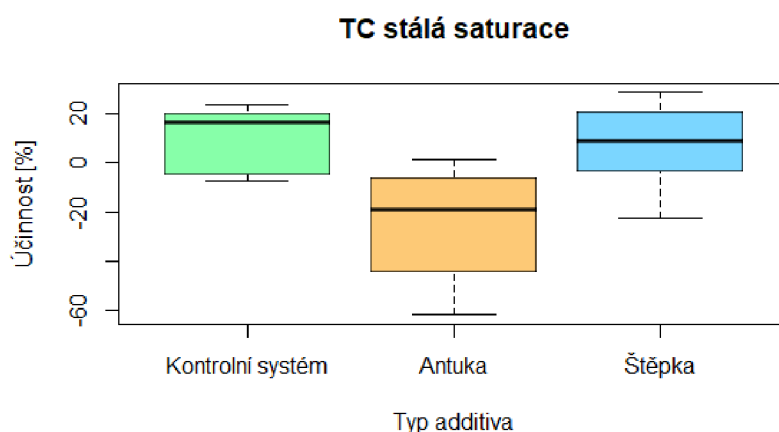
#### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace TC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 7.



Graf č. 7 Celkový průběh koncentrace celkového uhlíku při stálé saturaci

Účinnost odstranění TC pro stálou saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 8. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití stálé saturace pro odstranění TC nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou antukou a kontrolním systémem (0.0059229 p-hodnota) a mezi štěpkou a antukou (0.0070172 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnost odstranění TC byla 9.2 % u kontrolního systému. U zbývajících filtrů s aditivou docházelo k vyplachování TC z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku. Účinnost jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 12.



*Graf č. 8 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci celkového uhlíku*

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	2.0	27.1	-20.5	16.6
	Antuka	-9.6	28.0	-68.0	33.3
	Štěpka	10.3	43.8	-17.4	21.4
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	9.2	23.7	-7.4	12.7
	Antuka	-25.0	1.1	-61.9	22.3
	Štěpka	7.3	28.5	-22.3	15.6

*Tabulka č. 12. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci celkového uhlíku*

Jak je patrné v tabulce č. 12, došlo k rapidnímu propadu účinnosti antuky během stálé saturace. Zbylé dva filtry měly však pouze minimální rozdíly ve výsledcích obou saturací při odstraňování TC.



## 5.4 Anorganický uhlík (IC)

### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci anorganický uhlík (dále jen IC) v průměru 20 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin zásadně vyšší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace IC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku klesající charakter.

Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace zjištěn žádný signifikantní rozdíl. U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování IC z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace IC na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter. Docházelo však stále k vyplachování IC z filtračních materiálů.

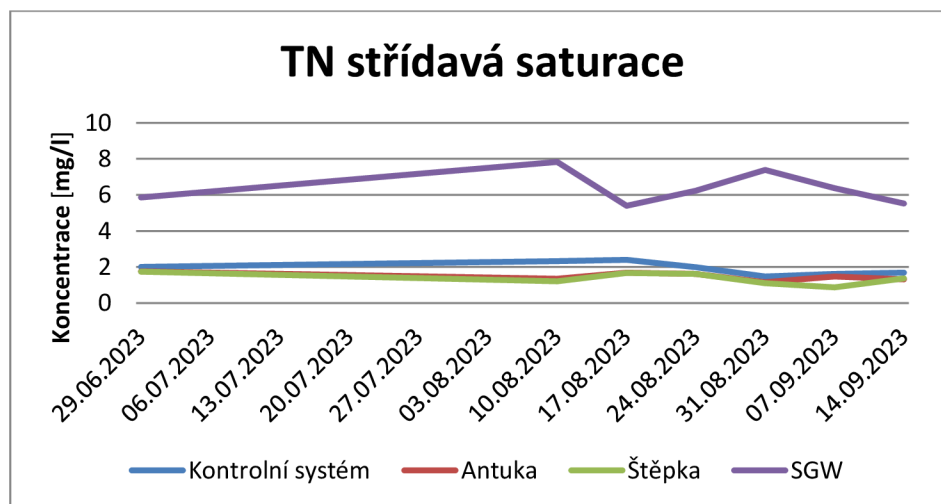
Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití stálé saturace pro odstranění IC nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou antukou a kontrolním systémem (0.0007580 p-hodnota) a mezi štěpkou a antukou (0.0009849 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování IC z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

V obou případech saturací došlo ke kontaminaci šedé vody a obdobně jako v případě TC došlo k většímu znečištění u filtru s aditivou antuky u stálé saturace. Zbylé dva filtry měly však pouze minimální rozdíly ve výsledcích obou saturací.

## 5.5 Celkový dusík (TN)

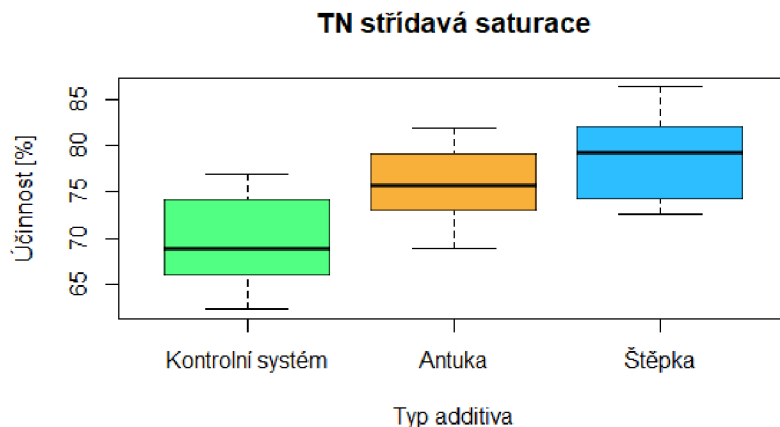
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci celkového dusíku (dále jen TN) v průměru 6.4 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin významně nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace TN na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 9.



Graf č. 9 Celkový průběh koncentrace celkového dusíku při střídavé saturaci

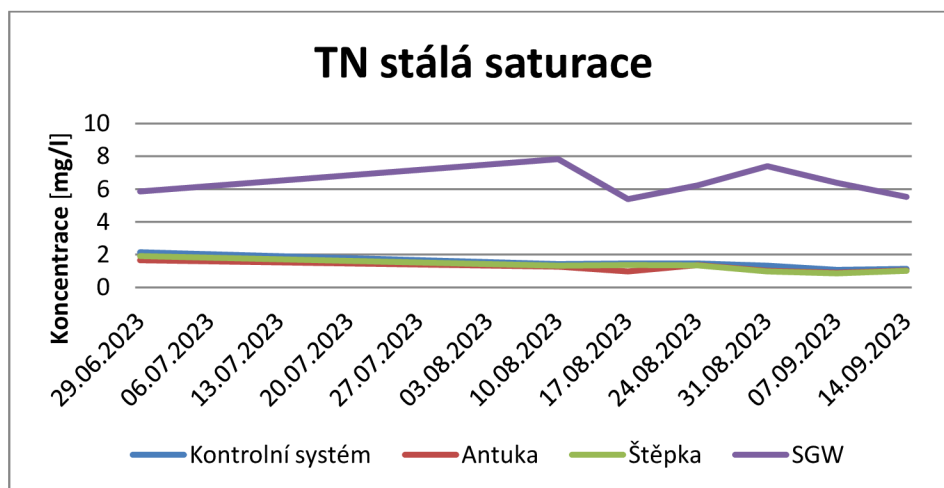
Účinnost odstranění TN pro střídavou saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 10. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace pro odstranění TN zjištěn signifikantní rozdíl mezi aditivem štěpkou a kontrolním systémem (0.0051994 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění TN byla 78.7 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění TN 75.8 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění TN byla 69.8 % u kontrolního systému. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 13.



Graf č. 10 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci celkového dusíku

Stálá saturace:

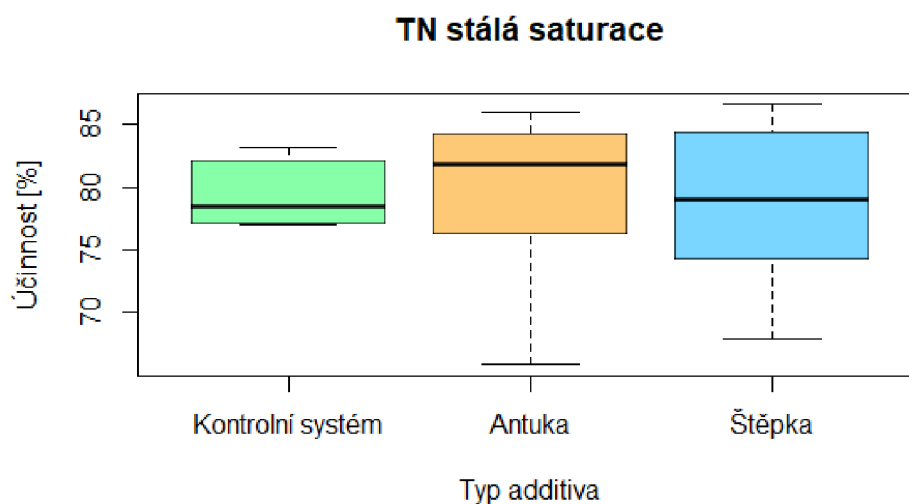
Po celou dobu experimentu měla koncentrace TN na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 11.



Graf č. 11 Celkový průběh koncentrace celkového dusíku při stálé saturaci

Účinnost odstranění TN pro stálou saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 12. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálá saturace pro odstranění TN zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění TN byla 79.6 % u filtru s aditivem antuky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění TN 79.4 % a průměrná

nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění TN byla 78.8 % u filtru s aditivem štěpka. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 13.



Graf č. 12 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci celkového dusíku

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	69.8	76.9	62.4	5.1
	Antuka	75.8	81.8	68.8	4.0
	Štěpka	78.7	86.3	72.6	4.4
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	79.4	83.2	77.0	2.4
	Antuka	79.6	86.0	65.9	6.4
	Štěpka	78.8	86.6	67.9	6.3

Tabulka č. 13. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci celkového dusíku

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování TN, byl u filtrů s aditivou minimální, zatímco u kontrolního systému byl pozorovaný nárůst účinnosti u stálé saturace, jak je patrné v tabulce č. 13. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování TN měla vliv pouze u defaultní skladby.

## 5.6 Amoniakální dusík

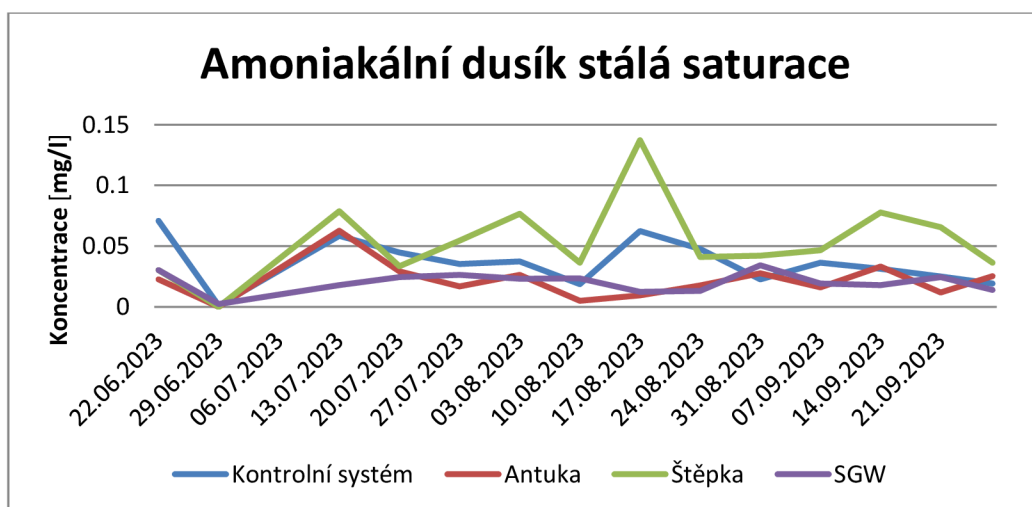
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci amoniakálního dusíku v průměru 0.02 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin vyšší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stoupající charakter.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování amoniakálního dusíku z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou antukou a kontrolním systémem (0.0004 p-hodnota) a mezi štěpkou a antukou (0.0207 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování amoniakálního dusíku z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

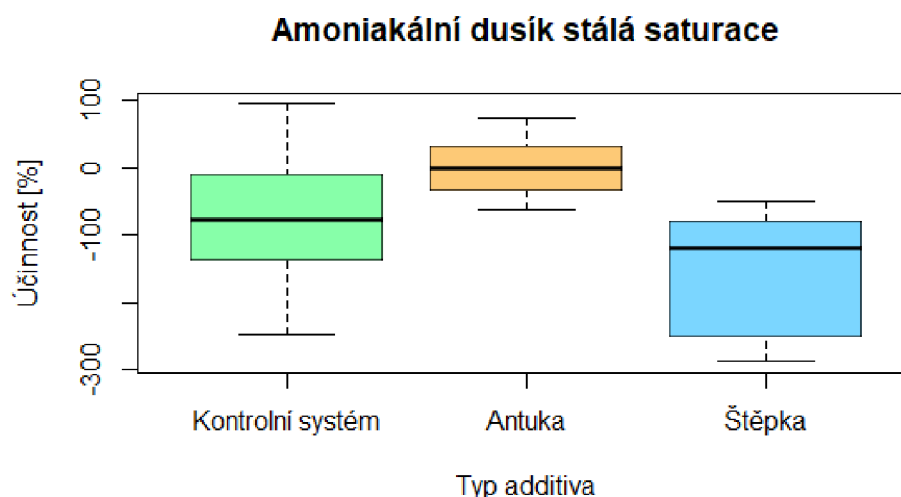
### Stálá saturace:

SGW měla koncentraci amoniakálního dusíku v průměru 0.02 mg/l. Po celou dobu experimentu měla koncentrace amoniaku na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 13. V průběhu téměř celého experimentu bylo pozorováno uvolňování amoniakálního dusíku z filtračního lože ze všech typů filtrů.



Graf č. 13 Celkový průběh koncentrace amoniakálního dusíku při stálé saturaci

Účinnost odstranění amoniakálního dusíku pro stálou saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 14. Během výzkumu docházelo u všech filtrů ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování amoniakálního dusíku z filtračních materiálů, pouze u filtru s obsahem antuky docházelo i k odstraňování amoniakálního dusíku. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití stálé saturace nalezen signifikantní rozdíl mezi všemi filtry. Mezi aditivy antukou a kontrolním systémem (0.0108 p-hodnota), mezi aditivy štěpkou a antukou (0.0000 p-hodnota) a mezi aditivy štěpkou a kontrolním systémem (0.0301 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění amoniakálního dusíku byla 0.9 % u filtru s aditivem antuky. U zbývajících dvou filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování amoniakálního dusíku z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku. Hodnoty znečištění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 14.



Graf č. 14 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci amoniakálního dusíku

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	-732.1	7.5	-1354.1	406.7
	Antuka	-194.1	67.5	-536.5	170.6
	Štěpka	-472.0	-17.6	-989.1	263.0
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	-79.7	95.1	-248.3	90.7
	Antuka	0.9	74.9	-62.8	40.6
	Štěpka	-154.2	-49.5	-287.6	86.5

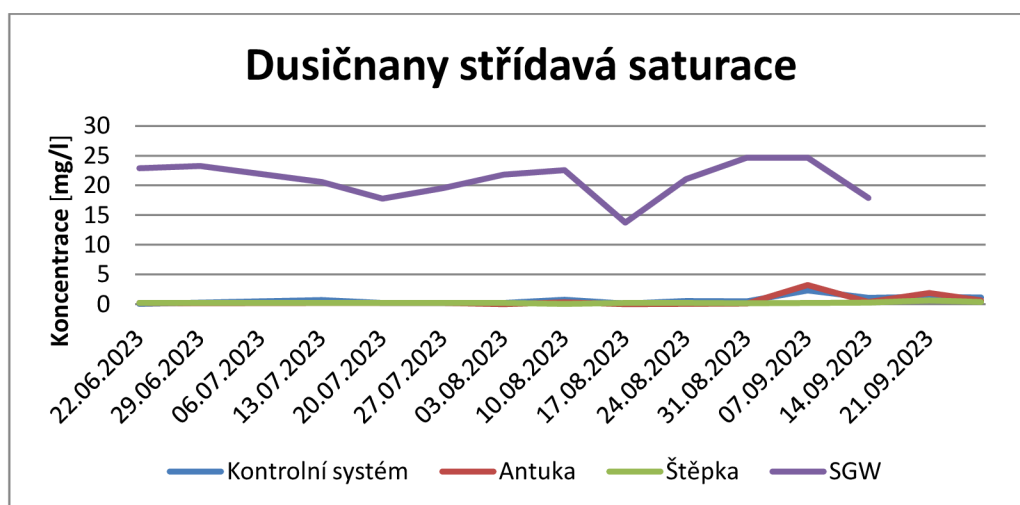
Tabulka č. 14. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci amoniakálního dusíku

Při odstraňování amoniakálního dusíku si mnohem lépe vedla stálá saturace, jak je patrné v tabulce č. 14. Zatímco při střídavé saturaci docházelo k nárůstu koncentrace amoniakálního dusíku nad úroveň šedé vody, při využití stálé saturace došlo dokonce k občasnému poklesu koncentrace pod hranici šedé vody, obzvláště u filtru s obsahem antuky. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování amoniakálního dusíku měla veliký vliv.

## 5.7 Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ )

### Střídavá saturace:

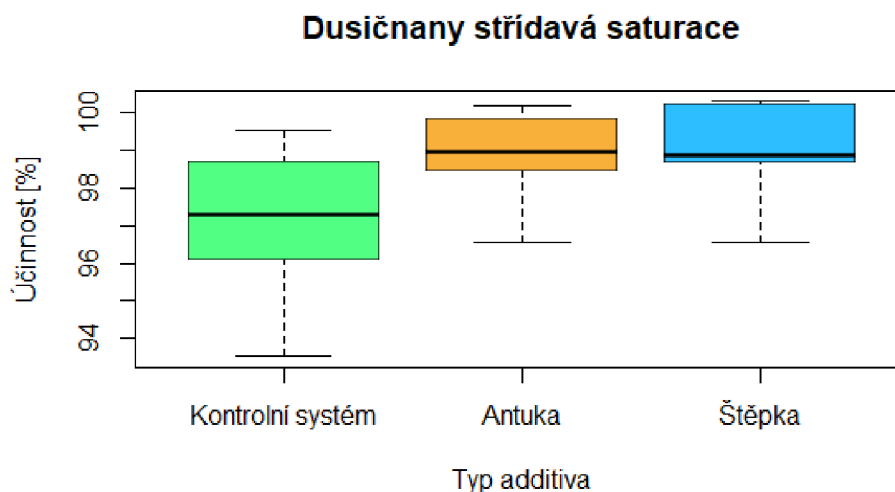
Oproti SGW, která měla koncentraci dusičnanů v průměru 19.2 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin zásadně nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace dusičnanů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 15.



Graf č. 15 Celkový průběh koncentrace dusičnanů při střídavé saturaci

Účinnost odstranění dusičnanů při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 16. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace pro odstranění dusičnanů nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivem antukou a kontrolním systémem (0.0230 p-hodnota) a mezi štěpkou a kontrolním systémem (0.0093 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusičnanů byla 99.3 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění dusičnanů 99 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusičnanů byla 96.1 % u kontrolního

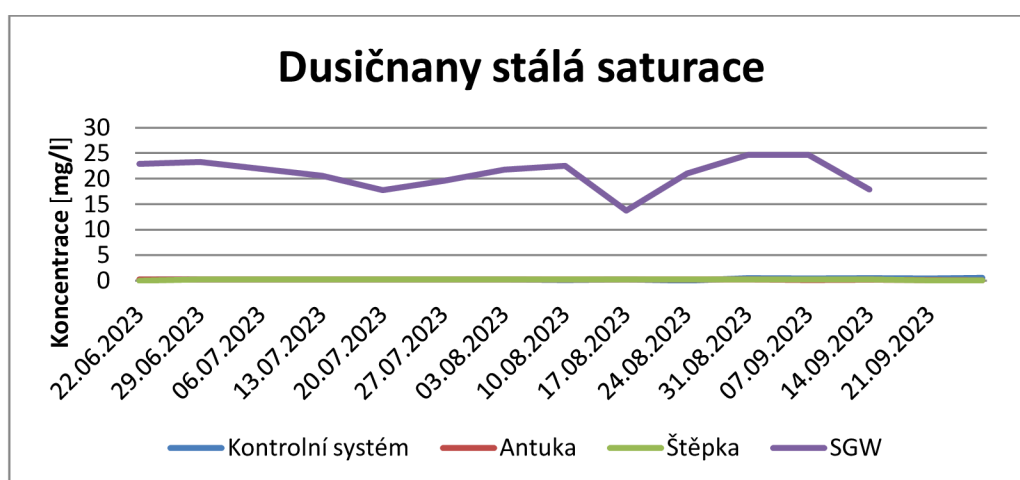
systému. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 15.



Graf č. 16 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci dusičnanů

#### Stálá saturace:

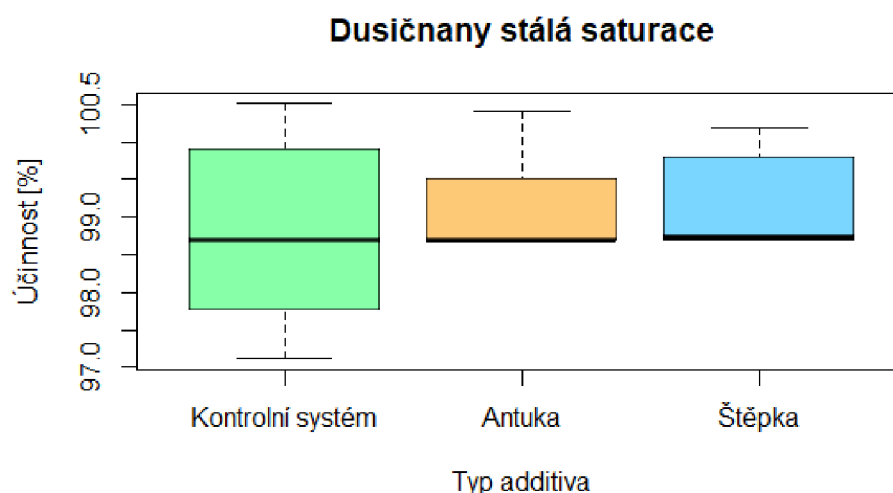
Po celou dobu experimentu měla koncentrace dusičnanů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 17.



Graf č. 17 Celkový průběh koncentrace dusičnanů při stálé saturaci



Účinnost odstranění dusičnanů při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 18. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění dusičnanů zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusičnanů byla 99.6 % u filtru s aditivem antuky. U filtru s aditivem štěpky byla účinnost odstranění dusičnanů 99.5 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusičnanů byla 98.8 % u kontrolního systému. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 15.



Graf č. 18 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci dusičnanů

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	96.1	99.6	88.0	3.1
	Antuka	99.0	100.2	96.6	1.1
	Štěpka	99.3	100.3	96.5	1.2
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	98.8	100.5	97.1	1.3
	Antuka	99.6	100.4	98.7	0.6
	Štěpka	99.5	100.2	98.7	0.6

Tabulka č. 15. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci dusičnanů

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování dusičnanů, byl u všech tří filtrů minimální, jak je patrné v tabulce č. 15. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování dusičnanů neměla velký vliv na funkčnost filtrů.

## 5.8 Dusitany (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

V obou případech saturací měla koncentraci dusitanů v průměru 1.1 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10. Avšak voda odtékající ze všech filtračních skupin v průběhu většiny experimentu vykazovala hodnoty pod detekční hranicí, která byla stanovena přístrojem na 0.01 mg/l. To naznačuje, že docházelo k účinnému odstraňování dusitanů z vody.

Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusitanů při střídavé saturaci byla 99.1 % u defaultní skladby. U filtru s aditivem štěpky byla účinnost odstranění dusitanů 93.4 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusitanů byla 92.8 % u filtru s aditivem antuky.

Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusitanů při stálé saturaci byla 93.7 % u filtru s obsahem štěpky. U defaultní skladby byla účinnost odstranění dusitanů 93.0 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění dusitanů byla 91.5 % u filtru s aditivem antuky.

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování dusitanů, byl nejvíce patrný u defaultní skladby, kde při střídavé saturaci docházelo k většímu odstranění dusitanů. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování dusitanů měla velký vliv na funkčnost filtrů pouze u defaultní skladby.

## 5.9 Celkový fosfor

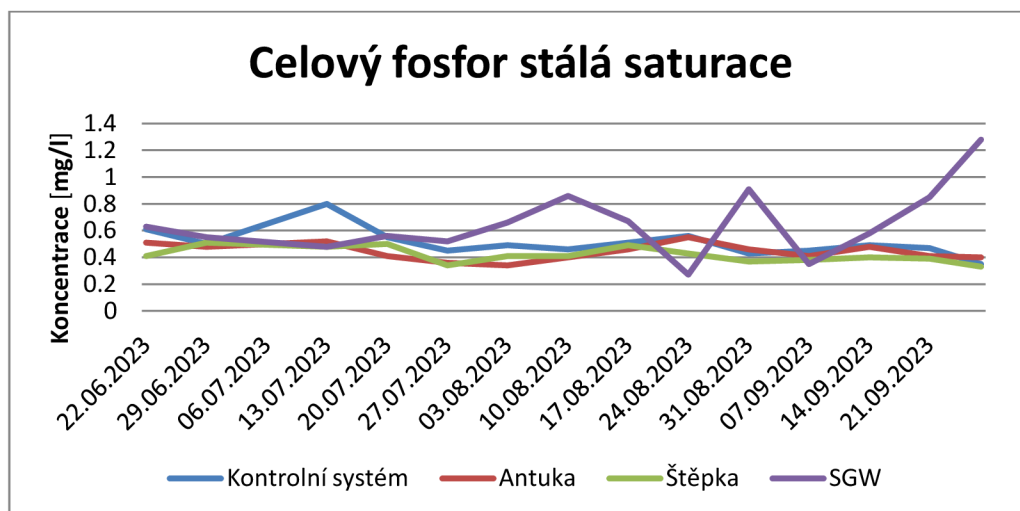
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci fosforu v průměru 0.7 mg/l, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin po celou dobu experimentu, krom aditiva antuka, vyšší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace fosforu na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stoupající charakter.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování fosforu z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace pro odstranění fosforu nalezen signifikantní rozdíl mezi všemi filtračními skupinami. Mezi aditivem antuka a defaultním systémem (0.0000035 p-hodnota), mezi aditivem štěpkou a kontrolním systémem (0.0198569 p-hodnota) a mezi aditivem antukou a štěpkou (0.0158033 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování celkového fosforu z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

### Stálá saturace:

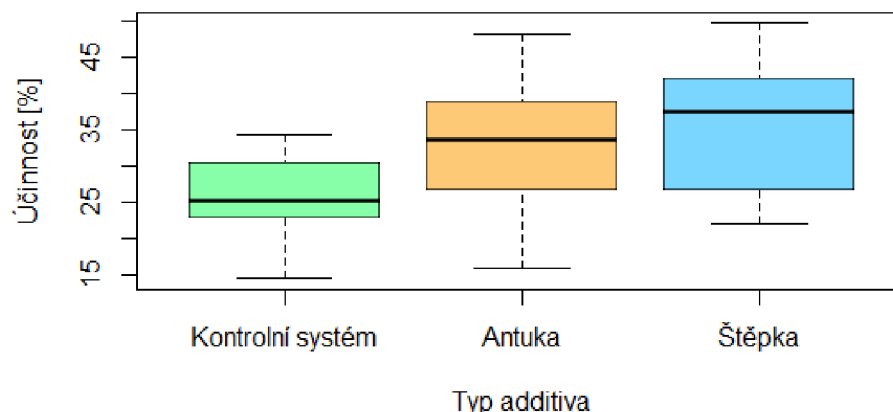
Po celou dobu experimentu měla koncentrace fosforu na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 19.



Graf č. 19 Celkový průběh koncentrace celkového fosforu při stálé saturaci

Účinnost odstranění fosforu při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 20. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace pro odstranění fosforu nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivy štěpkou a kontrolním vzorkem (0.0097492 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění fosforu byla 35.2 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění fosforu 32 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění fosforu byla 25.6 % u kontrolního systému. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 16.

### Celkový fosfor stálá saturace



Graf č. 20 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci fosforu

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	-171.5	-11.5	-290.8	79.6
	Antuka	-20.0	51.1	-119.8	50.5
	Štěpka	-96.9	11.5	-199.2	68.7
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	25.6	34.4	14.5	6.0
	Antuka	32.0	48.1	16.0	9.1
	Štěpka	35.2	49.6	22.1	8.5

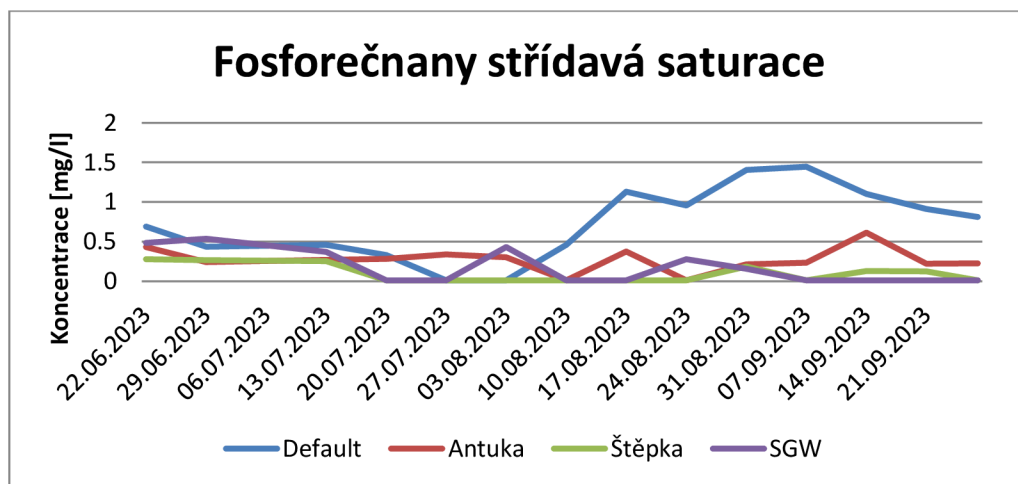
Tabulka č. 16. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci fosforu

Při odstraňování celkového fosforu si mnohem lépe vedla stálá saturace, jak je patrné v tabulce č. 16. Zatímco při střídavé saturaci docházelo k nárůstu koncentrace celkového fosforu nad úroveň šedé vody, při využití stálé saturace docházelo k odstraňování pod hranici šedé vody. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování fosforu měla veliký vliv.

## 5.10 Fosforečnany ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

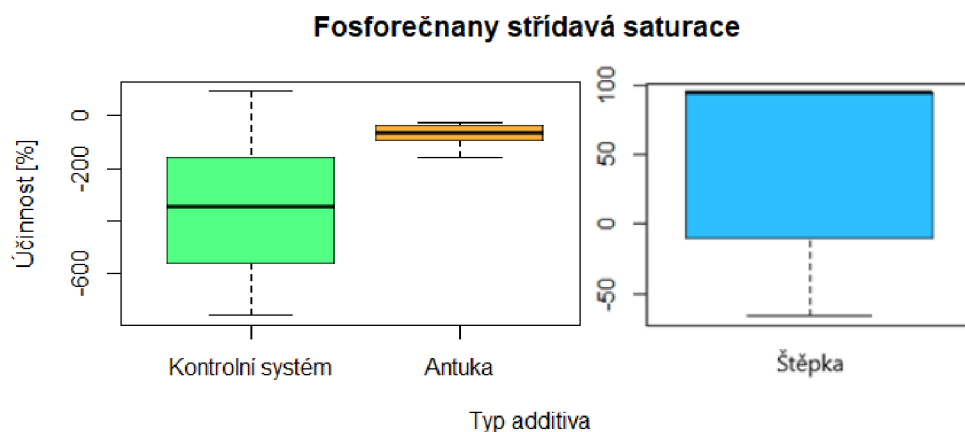
### Střídavá saturace:

SGW měla koncentraci fosforečnanů v průměru 0.2 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10. Po celou dobu experimentu měla koncentrace fosforečnanů na odtoku ze všech filtrů v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné z grafu č. 21. Pouze u kontrolní skladby docházelo k narůstání koncentrace. Během výzkumu docházelo k poklesu koncentrací pod detekční hladinu přístrojů (0.01mg/l).



Graf č. 21 Celkový průběh koncentrace fosforečnanů při střídavé saturaci

Účinnost odstranění fosforečnanů při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 22. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace pro odstranění fosforečnanů nalezen signifikantní rozdíl mezi všemi filtračními skupinami (Kontrolní systém/antuka 0.0315 p-hodnota, kontrolní systém/štěpka 0.0000 p-hodnota a antuka/štěpka 0.0137 p-hodnota). Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění fosforečnanů byla 43.8 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky a kontrolní skupiny, naopak docházelo k vyplavování fosforečnanů z filtračního lože a nárůstu koncentrací fosforečnanů na odtoku z filtrů. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 17.



Graf č. 22 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci fosforečnanů

Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace fosforečnanů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter. Během výzkumu taktéž docházelo ke klesnutí výsledků pod detekční limit přístroje (0.01mg/l).

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování fosforečnanů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití stálé saturace nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou štěpkou a kontrolním vzorkem (0.0004 p-hodnota) a mezi aditivou antukou a kontrolním vzorkem (0.0131 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování celkového fosforu z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

Účinnost čištění filtračního materiálu TOC					
	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Default	-333.4	94.0	-762.5	266.5
	Antuka	-70.2	-27.2	-157.4	40.4
	Štěpka	43.8	94.0	-66.0	63.1
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
	Default	-109.9	-73.2	-164.6	30.4
	Antuka	-34.0	94.0	-186.7	95.8
	Štěpka	-0.6	94.0	-94.7	69.5

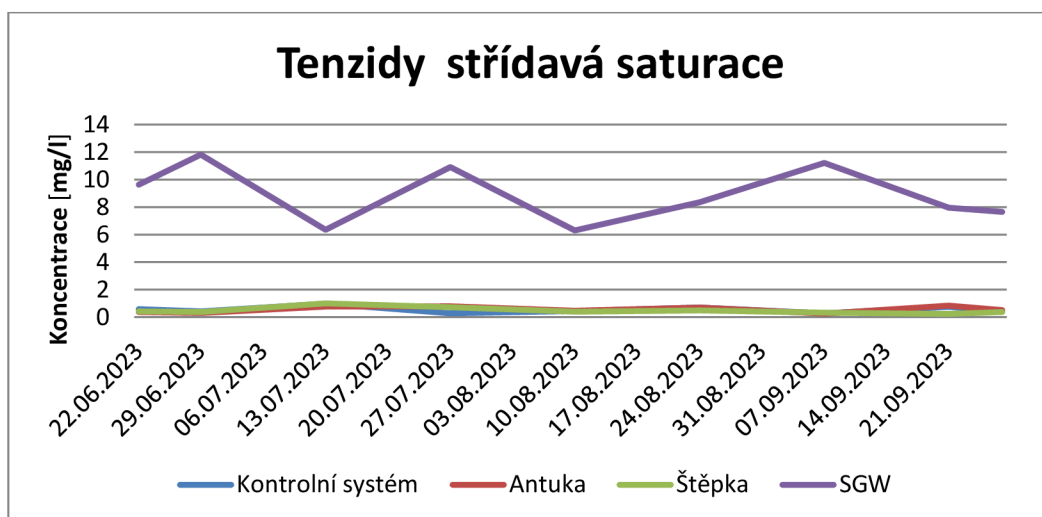
Tabulka č. 17. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci fosforečnanů

Při odstraňování fosforečnanů si u kontrolního systému a filtru s aditivem antuky lépe vedla stálá saturace, jak je patrné v tabulce č. 17. Pouze u filtru s aditivem štěpky si lépe vedla střídavá saturace. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování fosforečnanů měla zásadní vliv.

## 5.11 Tenzidy

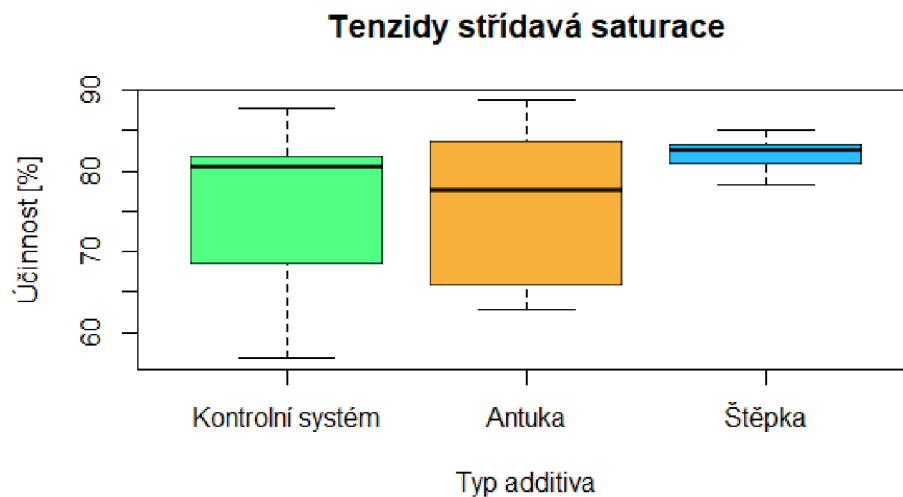
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci tenzidů v průměru 2.3 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin, kromě dne 13.7.2023, nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace tenzidů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 23.



Graf č. 23 Celkový průběh koncentrace tenzidů při střídavé saturaci

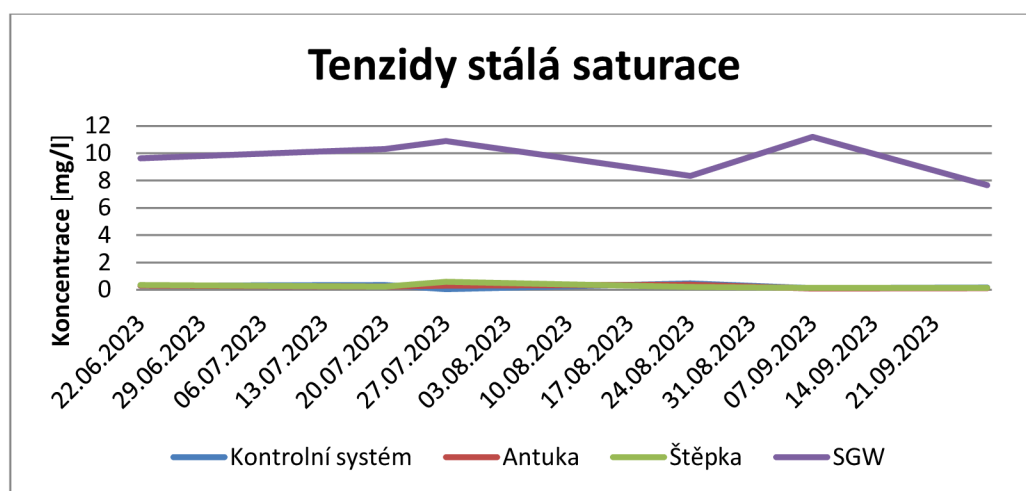
Účinnost odstranění tenzidů při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 24. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění tenzidů zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění tenzidů byla 82.1 % u filtru s aditivem štěpky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění tenzidů 76.1 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění tenzidů byla 75.4 % u filtru s aditivem antuky. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 18.



Graf č. 24 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci tenzidů

Stálá saturace:

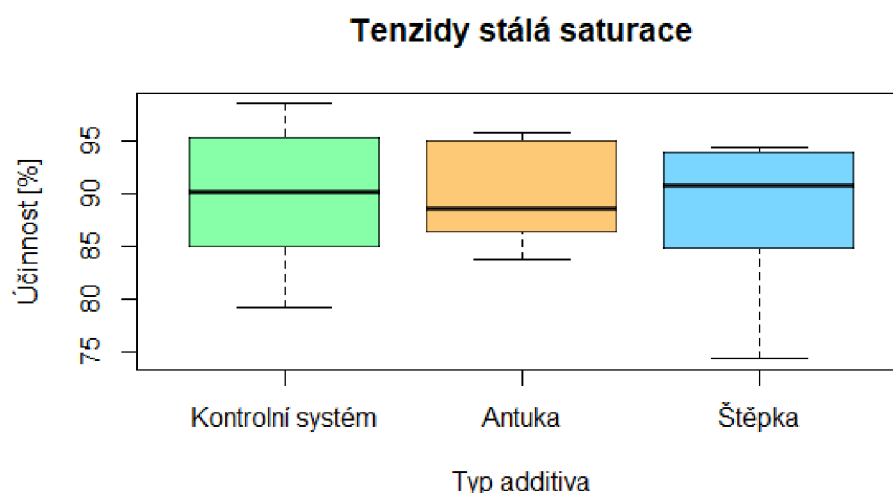
Oproti SGW, která měla koncentraci tenzidů v průměru 2.3 mg/l, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace tenzidů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 25.



Graf č. 25 Celkový průběh koncentrace tenzidů při stálé saturaci



Účinnost odstranění tenzidů při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 26. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění tenzidů zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění tenzidů byla 89.7 % u kontrolního systému. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění tenzidů 89.6 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění tenzidů byla 88.1 % u filtru s aditivem štěpky. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 18.



Graf č. 26 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci tenzidů

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	76.1	87.9	56.7	9.7
	Antuka	75.4	88.7	62.8	9.3
	Štěpka	82.1	85.0	78.4	2.1
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	89.7	98.5	79.2	6.6
	Antuka	89.6	95.7	83.7	4.4
	Štěpka	88.1	94.3	74.3	6.9

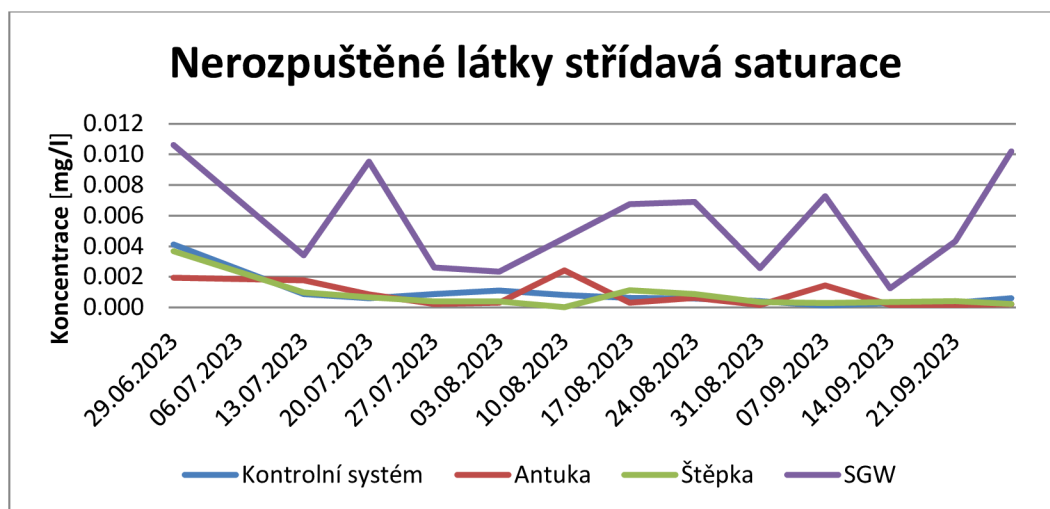
Tabulka č. 18. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci tenzidů

Jak je patrné v tabulce č. 18., stálá saturace měla lepší výsledky než střídavá saturace u všech tří filtrů při účinnosti odstraňování tenzidů. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování tenzidů měla veliký vliv.

## 5.12 Nerozpuštěné látky

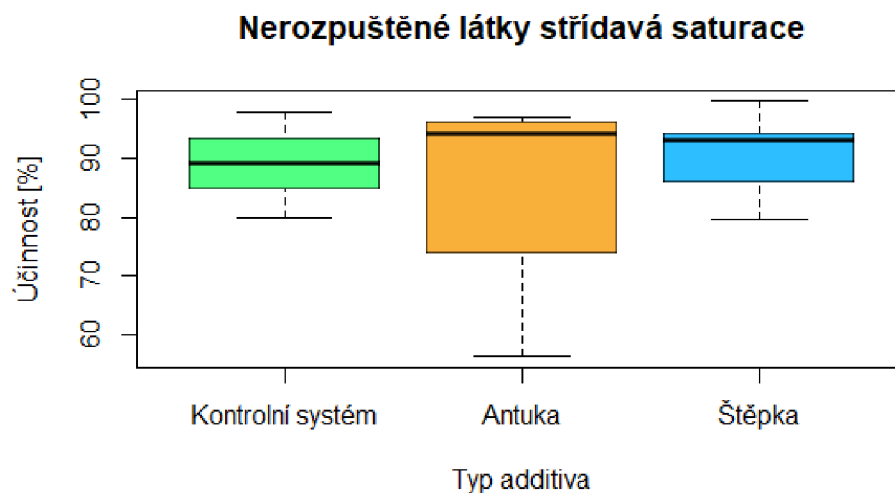
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci nerozpuštěných látek v průměru 0.0056 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace nerozpuštěných látek na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 27.



Graf č. 27 Celkový průběh koncentrace nerozpuštěných látek při střídavé saturaci

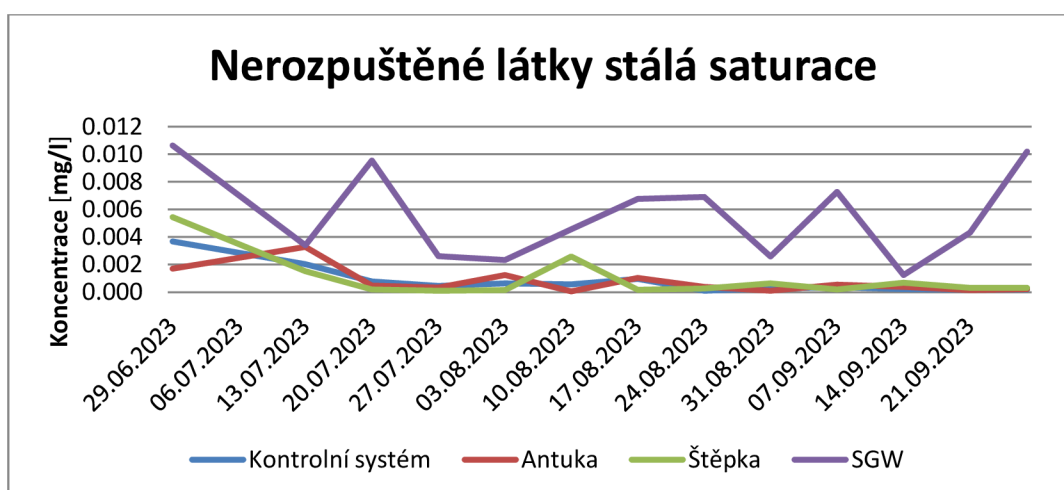
Účinnost odstranění nerozpuštěných látek při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 28. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění nerozpuštěných látek zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění nerozpuštěných látek byla 90.8 % u filtru s aditivem štěpky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění nerozpuštěných látek 89.1 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění nerozpuštěných látek byla 85.2 % u filtru s aditivem antuky. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 19.



Graf č. 28 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci nerozpuštěných látek

#### Stálá saturace:

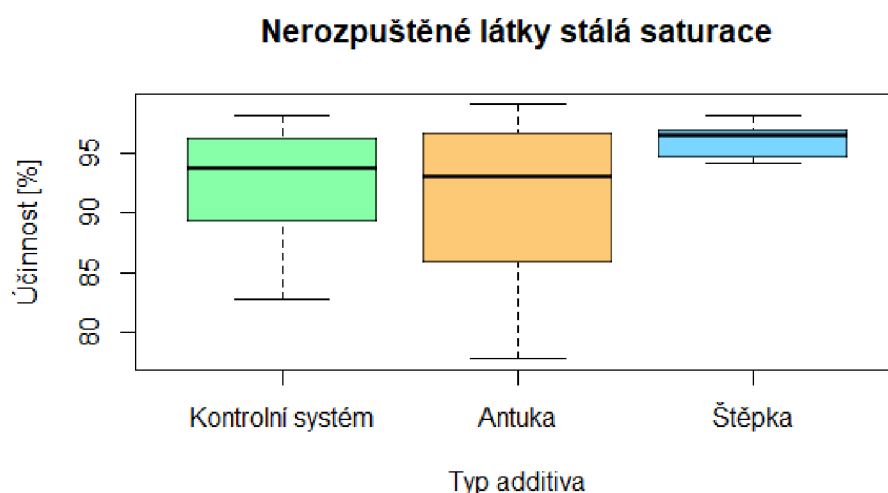
Po celou dobu experimentu měla koncentrace nerozpuštěných látek na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku klesající charakter, jak je patrné v grafu č. 29.



Graf č. 29 Celkový průběh koncentrace nerozpuštěných látek při stálé saturaci

Účinnost odstranění nerozpuštěných látek při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 30. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály

nebyl při využití stálé saturace pro odstranění nerozpuštěných látek zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění nerozpuštěných látek byla 94.5 % u filtru s aditivem štěpky. U kontrolního systému byla účinnost odstranění nerozpuštěných látek 92.4 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění nerozpuštěných látek byla 90.9 % u filtru s aditivem antuky. Účinnosti jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 19.



*Graf č. 30 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci nerozpuštěných látek*

Účinnost čištění filtračního materiálu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max. [%]	min. [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	89.1	97.7	79.9	4.9
	Antuka	85.2	96.9	56.3	13.8
	Štěpka	90.8	99.6	79.7	5.8
stálá saturace	Kontrolní systém	92.4	98.2	82.7	4.7
	Antuka	90.9	99.1	77.7	7.1
	Štěpka	94.5	98.2	87.6	3.4

*Tabulka č. 19. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci nerozpuštěných látek*

Jak je patrné v tabulce č. 19., stálá saturace měla slabě lepší výsledky než střídavá saturace u všech tří typů filtrů při účinnosti odstraňování nerozpuštěných látek. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování nerozpuštěných látek měla malý vliv.

## 5.13 Fluoridy (F<sup>-</sup>)

### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci fluoridů v průměru 0.2 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin vyšší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace fluoridů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování fluoridů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití střídavé saturace nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou antukou a kontrolním vzorkem (0.0000000 p-hodnota) a štěpkou a antukou (0.0000001 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování fluoridů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace fluoridů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování fluoridů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály byl při využití stálé saturace nalezen signifikantní rozdíl mezi aditivou antukou a kontrolním systémem (0.0000000 p-hodnota) a mezi štěpkou a antukou (0.0000000 p-hodnota). U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování fluoridů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

Výjimečně lépe si vedla střídavá saturace, avšak stále nedostatečně na to, aby docházelo k odstraňování fluoridů. Lze tak usuzovat, že saturace měla vliv na velikost kontaminace fluoridy.

## 5.14 Chloridy (Cl<sup>-</sup>)

### Střídavá saturace:

SGW měla koncentraci chloridů v průměru 27.7 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10. Po celou dobu experimentu měla koncentrace chloridů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter a docházelo k vyplavování chloridů z filtračního materiálu.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování chloridů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace zjištěn žádný signifikantní rozdíl. U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování chloridů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace chloridů na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku slabě klesající charakter a docházelo k vyplavování chloridů z filtračního materiálu.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování chloridů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálou saturací zjištěn žádný signifikantní rozdíl. U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplachování chloridů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování chloridů, byl u všech tří filtrů minimální. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování chloridů neměla velký vliv na funkčnost filtrů.

## 5.15 Sírany ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci síranů v průměru 41.6 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin po většinu doby experimentu vyšší koncentraci. V průběhu experimentu docházelo k pravidelným nárůstům a poklesům koncentrace síranů na odtoku vlivem střídavé saturace. Nižší hodnoty byly vždy naměřeny během 30 % saturace, přesto po většinu výzkumu docházelo k vyplavování síranů z filtračního materiálu.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování síranů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění síranů zjištěn žádný signifikantní rozdíl. U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplavování síranů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

### Stálá saturace:

V průběhu experimentu došlo k několika poklesům v koncentraci síranů, nikdy však nedošlo k poklesu pod koncentraci v šedé vodě. Docházelo tudíž k vyplavování síranů z filtračních materiálů.

Během výzkumu docházelo ke znečištění vody na odtoku vlivem uvolňování síranů z filtračních materiálů. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálou saturací pro odstranění síranů zjištěn žádný signifikantní rozdíl. U všech tří filtračních materiálů docházelo během výzkumu k vyplavování síranů z filtračního materiálu a docházelo tak k nárůstu koncentrace na odtoku.

Lépe si u defaultní skladby a filtru s obsahem štěpky vedla střídavá saturace, avšak stále nedostatečně na to, aby docházelo k odstraňování fluoridů. Pouze filtr s obsahem antuky měl nižší kontaminaci u stálé saturace. Lze tak usuzovat, že saturace měla vliv na velikost kontaminace sírany.

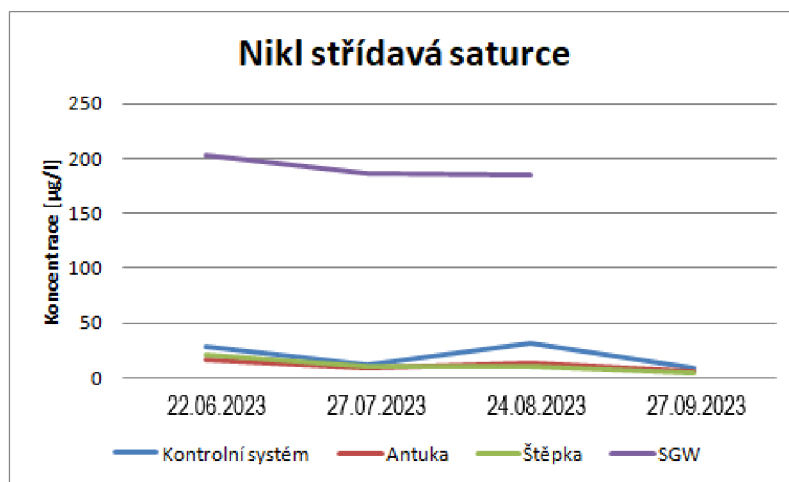
## 5.16 Bromidy

V obou případech saturací měla koncentraci bromidů v SGW v průměru 0.04 mg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10. Avšak voda odtékající ze všech filtračních skupin v průběhu většiny experimentu vykazovala hodnoty pod detekční hranicí, která byla stanovena přístrojem na 0.02 mg/l. To naznačuje, že docházelo k odstraňování bromidů z vody o více jak 50 %. Nicméně, kvůli téměř žádným výsledkům nad detekční hranicí není možné s jistotou určit, který materiál a typ saturace byl nejefektivnější při odstraňování bromidů z vody.

## 5.17 Nikl (Ni)

### Střídavá saturace:

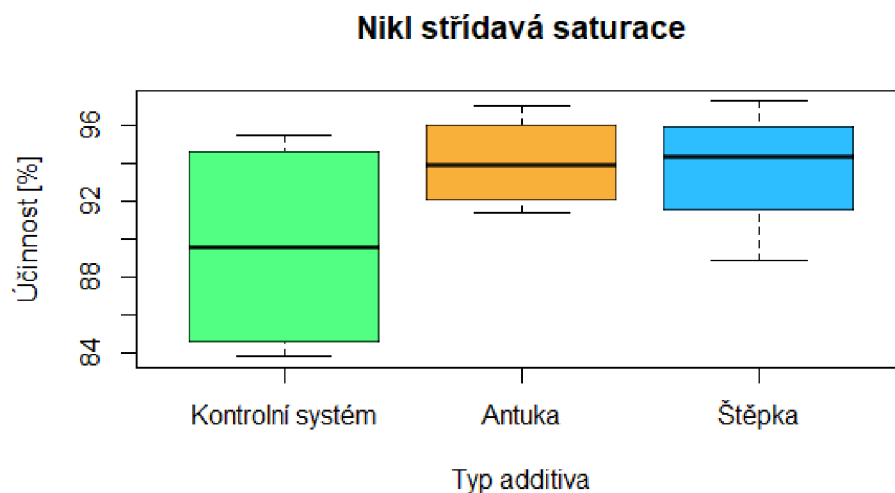
Oproti SGW, která měla koncentraci niklu v průměru 190.9  $\mu\text{g/l}$ , měla voda odtékající ze všech filtračních skupin po celou dobu experimentu nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace niklu na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 31.



Graf č. 31 Celkový průběh koncentrace niklu při střídavé saturaci

Účinnost odstranění niklu při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 32. Mezi zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění niklu zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění niklu byla 96.48 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění niklu 96.21 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění niklu byla 95.49 % u kontrolního systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 20.

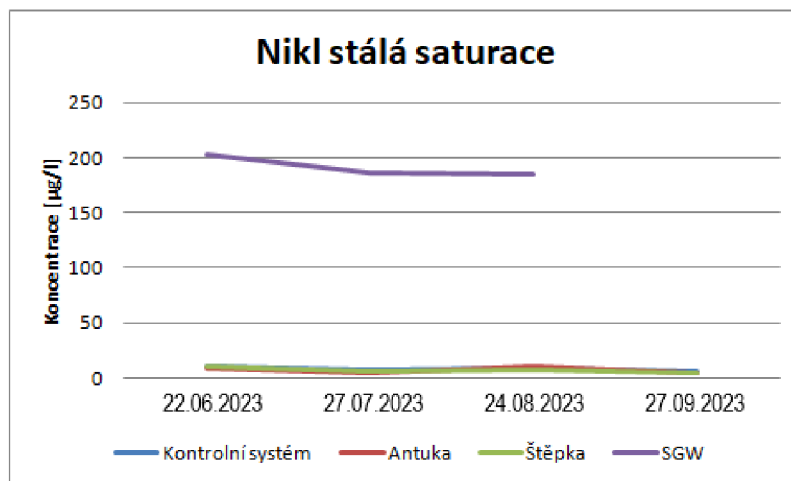




Graf č. 32 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci niklu

Stálá saturace:

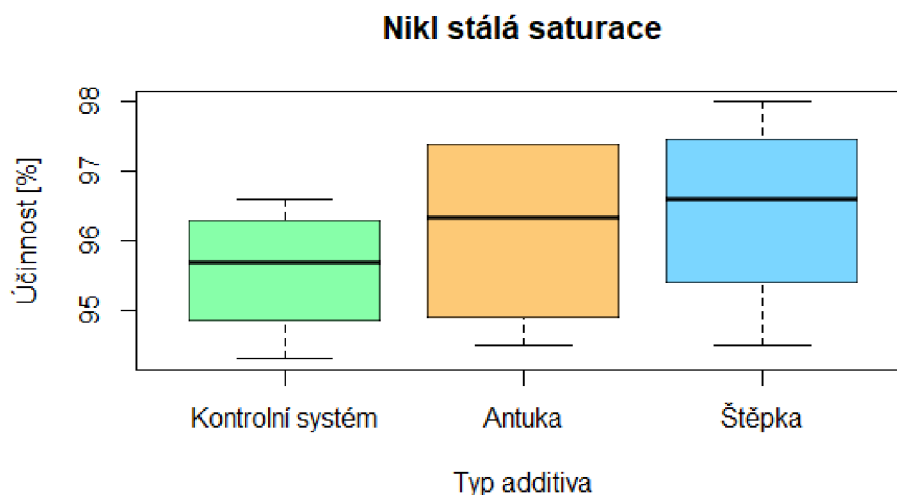
Po celou dobu experimentu měla koncentrace niklu na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 33.



Graf č. 33 Celkový průběh koncentrace niklu při stálé saturaci

Účinnost odstranění niklu při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 34. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění niklu zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění niklu byla 96.88 % u filtru s aditivem antuky. U filtru s aditivem štěpky byla účinnost odstranění niklu 96.58 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění niklu byla 96.25 % u kontrolního

systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 20.



Graf č. 34 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci niklu

Účinnost čištění filtračního materiálu Ni					
	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	89.6	95.5	83.8	5.1
	Antuka	94.1	97.1	91.4	2.2
	Štěpka	93.7	97.3	88.9	3.1
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	95.6	96.6	94.3	0.9
	Antuka	96.2	97.4	94.5	1.3
	Štěpka	96.4	98.0	94.5	1.3

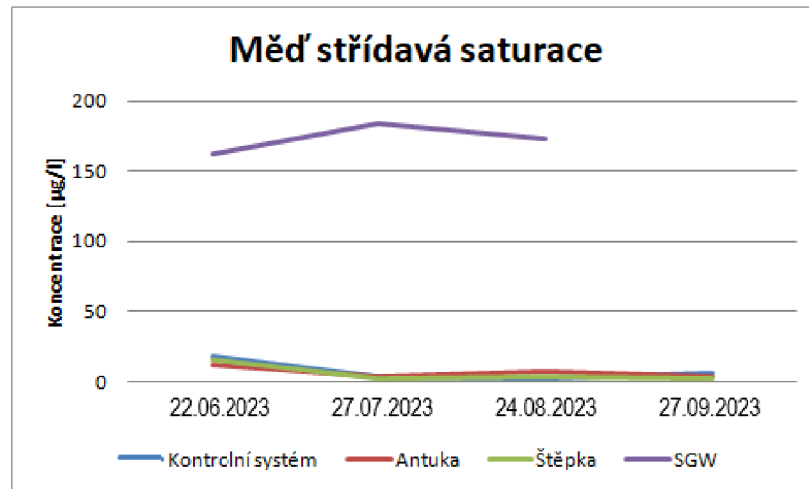
Tabulka č. 20. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci niklu

Při odstraňování niklu si o něco lépe vedla stálá saturace, jak je patrné v tabulce č. 20. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování niklu měla vliv, ne však nijak razantní.

## 5.18 Měď (Cu)

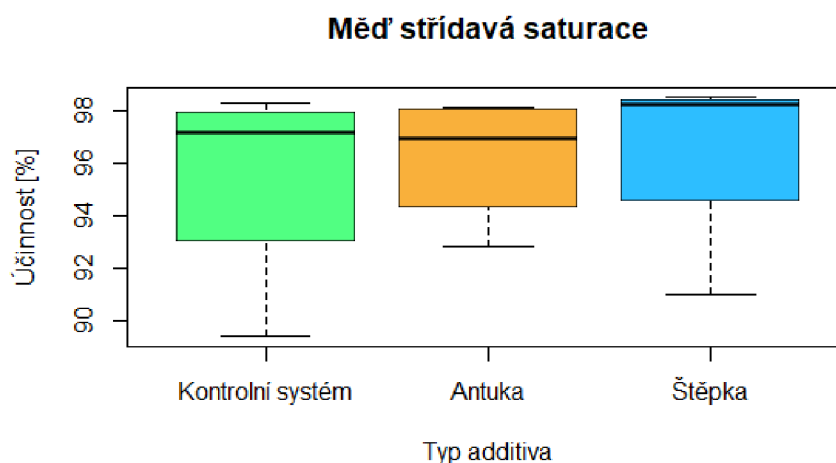
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci mědi v průměru 173.1 µg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin po celou dobu experimentu nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace mědi na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 35.



Graf č. 35 Celkový průběh koncentrace mědi při střídávě saturaci

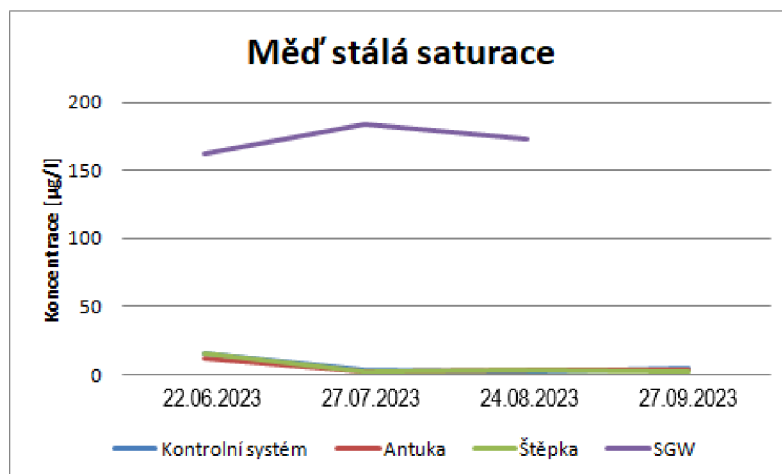
Účinnost odstranění mědi při střídávě saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 36. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídávě saturace pro odstranění mědi zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění mědi byla 96.48 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění mědi 96.21 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění mědi byla 95.49 % u kontrolního systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 21.



Graf č. 36 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci mědi

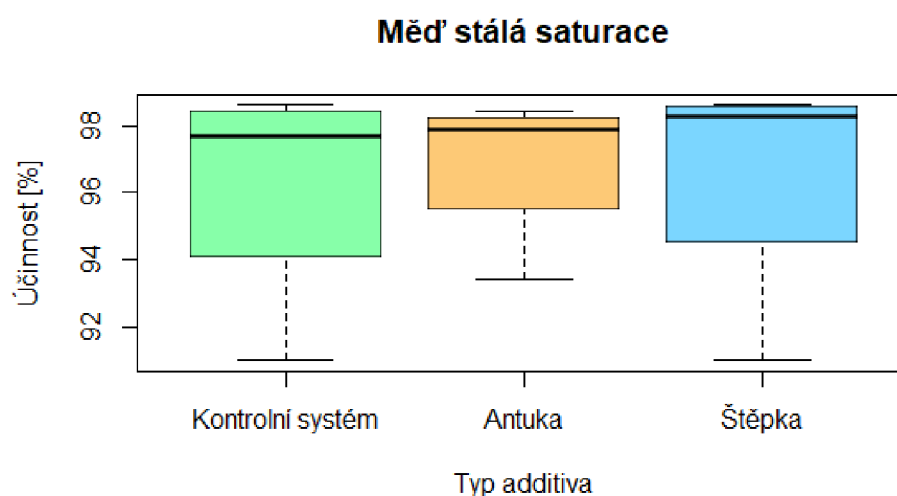
### Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace mědi na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 37.



Graf č. 37 Celkový průběh koncentrace mědi při stálé saturaci

Účinnost odstranění mědi při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 38. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění mědi zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění mědi byla 96.88 % u filtru s aditivem antuky. U filtru s aditivem štěpky byla účinnost odstranění mědi 96.58 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění mědi byla 96.25 % u kontrolního systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 21.



Graf č. 38 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci mědi

Účinnost čištění filtračního materiálu Cu					
	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	95.5	98.3	89.4	3.6
	Antuka	96.2	98.1	92.8	2.2
	Štěpka	96.5	98.5	91.0	3.2
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	96.2	98.6	91.0	3.1
	Antuka	96.9	98.4	93.4	2.0
	Štěpka	96.6	98.6	91.0	3.2

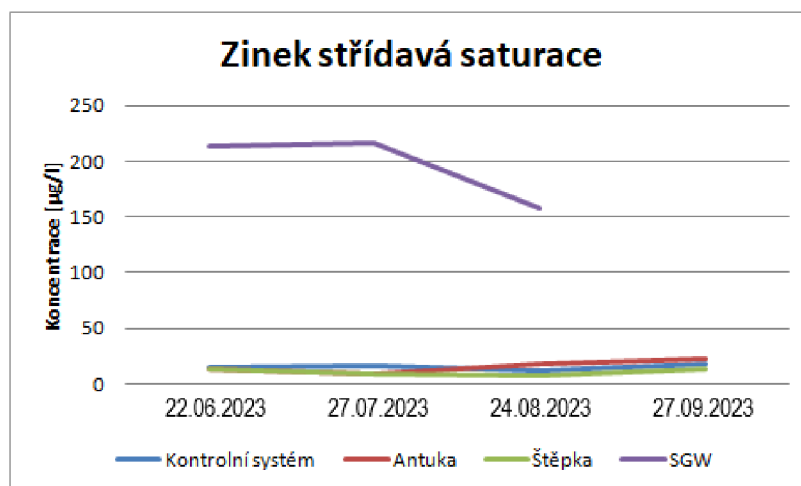
Tabulka č. 21. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci mědi

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování mědi, byl u všech tří filtrů minimální, jak je patrné v tabulce č. 21. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování mědi neměla velký vliv na funkčnost filtrů.

## 5.19 Zinek (Zn)

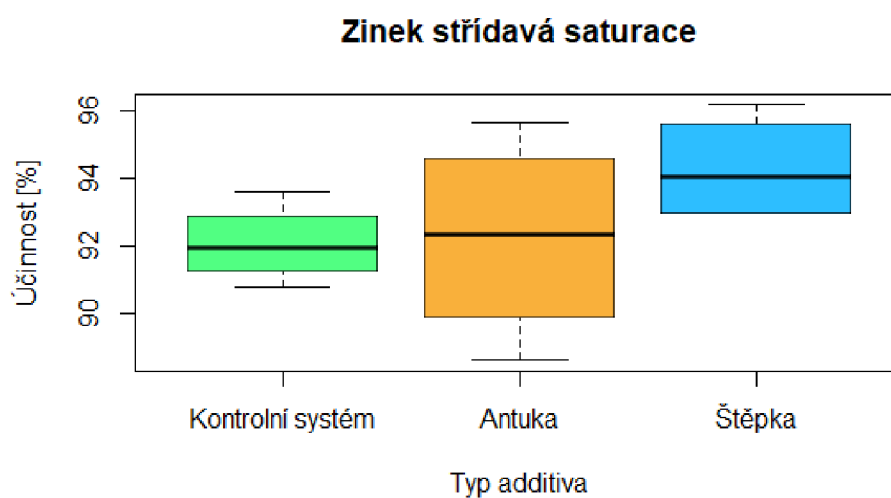
### Střídavá saturace:

Oproti SGW, která měla koncentraci zinku v průměru 196 µg/l, jak je zobrazeno v tabulce č. 10, měla voda odtékající ze všech filtračních skupin po celou dobu experimentu nižší koncentraci. Po celou dobu experimentu měla koncentrace zinku na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 39.



Graf č. 39 Celkový průběh koncentrace zinku při střídavé saturaci

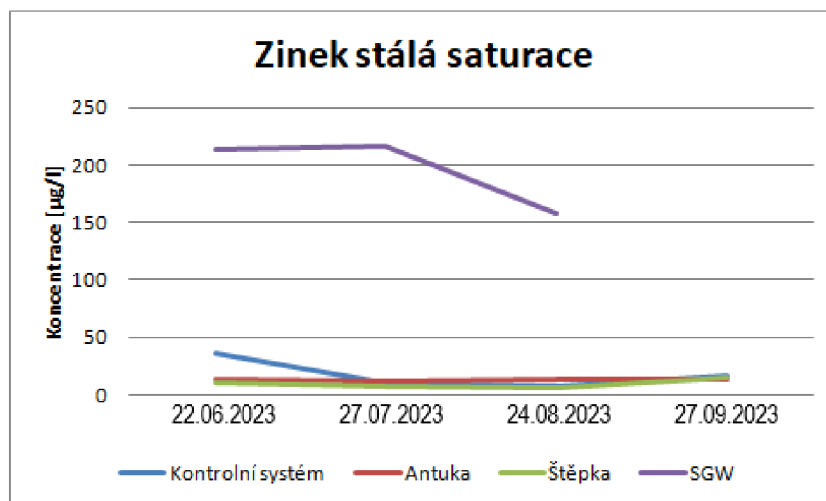
Účinnost odstranění zinku při střídavé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 40. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití střídavé saturace pro odstranění zinku zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění zinku byla 94.33 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění zinku 92.22 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění zinku byla 92.09 % u kontrolního systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 22.



*Graf č. 40 Celková účinnost filtračních materiálů při střídavé saturaci pro eliminaci zinku*

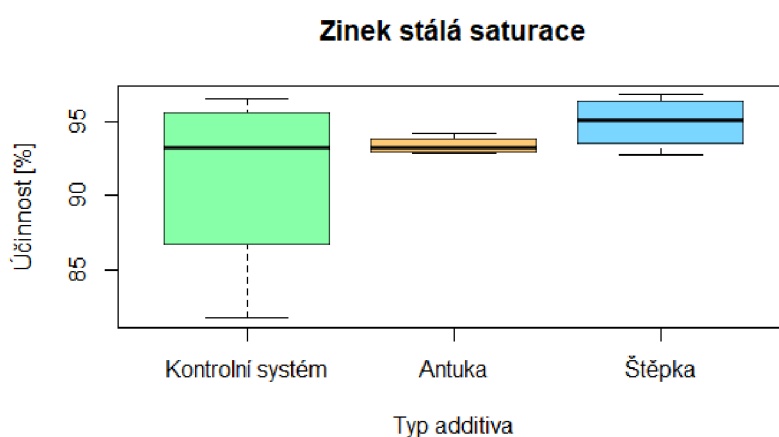
Stálá saturace:

Po celou dobu experimentu měla koncentrace zinku na odtoku ze všech filtračních skupin v dlouhodobém měřítku stagnující charakter, jak je patrné v grafu č. 41.



Graf č. 41 Celkový průběh koncentrace zinku při stálé saturaci

Účinnost odstranění zinku při stálé saturaci u všech filtračních skupin je znázorněná v grafu č. 42. Mezi těmito zkoumanými filtračními materiály nebyl při využití stálé saturace pro odstranění zinku zjištěn žádný signifikantní rozdíl. Průměrná největší naměřená hodnota účinnosti odstranění zinku byla 94.92 % u filtru s aditivem štěpky. U filtru s aditivem antuky byla účinnost odstranění zinku 93.37 % a průměrná nejmenší naměřená hodnota účinnosti odstranění zinku byla 91.14 % u kontrolního systému. Účinnosti odstranění jednotlivých filtračních materiálů jsou znázorněny v tabulce č. 22.



Graf č. 42 Celková účinnost filtračních materiálů při stálé saturaci pro eliminaci zinku

Účinnost čištění filtračního materiálu Zn					
	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
střídavá saturace	Kontrolní systém	92.1	93.6	90.8	1.0
	Antuka	92.2	95.7	88.6	2.6
	Štěpka	94.3	96.2	93.0	1.4
stálá saturace	filtrační materiál	průměr [%]	max [%]	min [%]	směr. odchylka [%]
	Kontrolní systém	91.1	96.5	81.7	5.7
	Antuka	93.4	94.2	92.8	0.5
	Štěpka	94.9	96.8	92.7	1.5

Tabulka č. 22. Celková účinnost filtračních materiálů pro eliminaci zinku

Rozdíl mezi saturacemi, který byl pozorován při procesu odstraňování zinku, byl u všech tří filtrů minimální, jak je patrné v tabulce č. 22. Z těchto výsledků lze usuzovat, že saturace při odstraňování zinku neměla velký vliv na funkčnost filtrů.

## 5.20 VEGETACE

### 5.20.1 TC a TN

V tabulce č. 23. jsou zaznamenány koncentrace celkového uhlíku (TC) a celkového dusíku (TN) v rostlinných vzorcích odebraných dne 21. 9. 2023, posledního týdne výzkumu.

Jak je z tabulky patrné, u celkového uhlíku i dusíku byly pozorovány jen velmi malé změny v koncentracích v rostlinných vzorcích s pozitivním trendem u kontrolního systému a filtru s obsahem antuky podléhající stálé saturaci. Filtr s obsahem štěpky měl stejné koncentrace TN při použití obou saturací a slabě menší koncentraci TC u stálé saturace. Změny byly však pouze minimální, a tak lze usuzovat, že ani saturace, ani aditiva přidaná do filtru neměla na obsah TC a TN ve vegetaci vliv.

Saturace	Filtr	TC	TN
Střídavá (%)	Kontrolní systém	41.35	2.68
	Antuka	42.23	2.5
	Štěpka	42.57	2.52
Stálá (%)	Kontrolní systém	42.49	3.64
	Antuka	43.64	3.75
	Štěpka	41.9	2.74
(mg/l)	SGW	65.1	5.7

Tabulka č. 23 obsahující koncentrace TC a TN ve vysušené vegetaci rostoucí na filtru.



### 5.20.2 Cu, Ni a Zn

V tabulce č. 24. je zaznamenáno množství mědi, niklu a zinku v rostlinných vzorcích odebraných dne 21. 9. 2023, posledního týdne výzkumu. Jak je z tabulky patrné, bylo nalezeno větší množství niklu ve vegetaci rostoucí na povrchu filtru u střídavé saturace, což se vzhledem k většímu množství přidané šedé vody do filtrů dalo očekávat. U zinku pro změnu bylo pozorováno větší množství ve vegetaci rostoucí na filtrech se stálou saturací. U zbylého kovu však výsledky nejsou tak jednoznačné. V případě mědi byl pozorován velký nárůst u kontrolního systému a menší nárůst u filtru s obsahem štěpky u střídavé saturace, nicméně u filtru s obsahem antuky bylo zjištěno větší množství u filtru se stálou saturací.

Saturace	Filtr	Sušina (mg)	Cu (ug/l)	Ni (ug/l)	Zn (mg/l)
Střídavá (%)	Kontrolní systém	0.19	169.04	30.60	0.15
	Antuka	0.17	51.30	33.94	0.13
	Štěpka	0.16	73.08	33.34	0.13
Stálá (%)	Kontrolní systém	0.15	56.82	15.47	0.13
	Antuka	0.18	87.28	22.34	0.19
	Štěpka	0.18	61.52	25.98	0.15

Tabulka č. 24. obsahující koncentrace Cu, Ni a Zn ve vysušené vegetaci rostoucí na filtru.

## 6 Diskuze

### 6.1 Formy uhlíku

#### 6.1.1 TOC

Pro odstranění celkového organického uhlíku z šedé vody se s nejlepšími výsledky jevily biofiltry s přidavkem štěpky s účinností  $64.5 \% \pm 10.3$ , což přibližně odpovídá výsledkům, kterých pro tento materiál dosáhl Kaetzl & kol. [39] a o asi 10 % nižší, než ve své studii dosáhli Dalahmeh & kol. [33] u aditiva složeného z kůry.

V průběhu celého experimentu byla u ostatních filtračních materiálů pozorována srovnatelná průměrná účinnost odstranění TOC. U filtru obsahujícím aditivum antuky se jednalo o  $64.3 \% \pm 10.1$ , a u kontrolního systému průměrné hodnoty čítaly  $61.1 \% \pm 8.8$ , což je asi o 14 % méně, než u filtrů obsahujících pouze písek, kterých dosáhli Dalahmeh & kol. [33]. Lze tedy konstatovat, že přidané aditivum nemělo veliký vliv na změnu účinnosti. Po celou dobu experimentu byl patrný pouze minimální rozdíl mezi saturacemi v účinnosti odstranění celkového organického uhlíku. Lze tedy usuzovat, že saturace neměla velký vliv na odstraňování TOC.

Tyto filtry byly pozorovány i v předchozích letech Michalem Pechačem [40] a Radimem Hladkým [30]. Pechač ve své práci pozoroval dvě saturace, 70 % a 30 %, ve dvou rozdílných časech: Vzorke odebrané po 22 hodinách a po 72 hodinách. Hladký ve svém výzkumu pracoval v 5 etapách během kterých vystřídal dvě saturace, 30 % a 70 %. V letošní práci byla změněna 70 % saturace na střídavou, kdy docházelo k obměně saturací mezi 30 a 70% po dvou týdnech. Bylo tak učiněno proto, že při využívání 70 % saturace během celého výzkumu docházelo k zahnívání filtračního materiálu a vegetace rostoucí na povrchu filtru.

Jejich výsledky jsou znázorněny v porovnání s letošními výsledky v tabulkách č. 25. Lze konstatovat, že docházelo ke zvýšení účinnosti při odstraňování TOC během stárnutí filtru.

TOC	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	56.95	57.32	53.56
		72 h	59.3	58.89	50.33
	30%	22 h	48.59	52.49	53.22
		72 h	51.79	56.32	53.89
Hladký [30]	/	/	18.9	34.57	/
Letošní výsledky	30/70 %	/	56.95	62.68	64.48
	30%	/	65.21	65.82	64.49

Tabulka č. 25. Výsledky TOC z předchozích let výzkumu

### 6.1.2 TC

Pro odstranění celkového uhlíku z šedé vody se s nejlepšími výsledky jevil biofiltr s přidavkem štěpky s účinností  $8.8 \% \pm 18.5$ . Tento filtr byl u střídavé saturace o 8.3 % účinnější a u stálé saturace o 1.9 % méně účinný než kontrolní systém. Lze tedy konstatovat, že přidané aditivum mělo u střídavé saturace vliv na změnu účinnosti.

Následoval ho filtr bez aditiva, s účinností odstranění TC  $5.6 \% \pm 14.7$ . Během celého experimentu docházelo k vyplavování TC z filtru s přidavkem antuky a zhoršení kvality vody na odtoku z biofiltru v tomto ukazateli, a to  $17.3 \% \pm 27.8$ . V průběhu experimentu vykazovaly všechny filtrační materiály i záporné hodnoty, což naznačuje, že docházelo k uvolňování sloučenin obsahujících uhlík z filtračních materiálů. Vzhledem k vyšší účinnosti odstranění u filtrů obsahujících aditiva antuky a štěpky při střídavé saturaci. Lze usuzovat, že saturace měla vliv na odstraňování celkového uhlíku.

Výsledky prací z předchozích let Pechače a Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 26. Lze tedy konstatovat, že docházelo ke zvýšení účinnosti při odstraňování TC během stárnutí filtru.

TC	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	-9.31	-24.55	2.76
		72 h	-13.91	-25.79	-10.04
	30%	22 h	-50.24	-46.77	-24.95
		72 h	-44.2	-38.86	-25.83
Hladký [30]	/	/	-79.76	-72.46	/
Letošní výsledky	30/70 %	/	2.02	-9.63	10.31
	30%	/	9.16	-25.02	7.29

Tabulka č. 26. Výsledky TC z předchozích let výzkumu

### 6.1.3 IC

Při odstraňování anorganického uhlíku byly průměrně u všech tří filtrů naměřeny záporné hodnoty, tudíž došlo k znečištění filtračním materiálem. K nejmenší kontaminaci došlo u filtru obsahující aditivum štěpky, následovaný kontrolním systémem.

Téměř dvojnásobné hodnoty znečištění vykazoval filtr obsahující antuku. Indikace záporných účinností naznačuje, že došlo k uvolňování organických sloučenin z použitých filtračních materiálů. V průběhu experimentu byl rozdíl mezi saturacemi patrný pouze u filtračního materiálu s aditivem antuky, kdy průměrné hodnoty kontaminace šedé vody u stálé saturace dosáhly až  $220.9 \% \pm 69$ , kdežto při střídavé saturaci dosahovala míra znečištění pouze  $162.9 \% \pm 94.1$ . Lze tedy konstatovat, že docházelo ke zvýšení účinnosti při odstraňování TC během stárnutí filtru pouze u filtru s aditivem antuky.

Nárůst koncentrace IC může být ovlivněn půdními procesy, jako je mineralizace, při níž dochází k rozkladu organického uhlíku, ať už přidaného do filtru uměle pomocí šedé vody, či se do filtračního materiálu dostal rozkladem rostlinných zbytků. Tento proces je uskutečňován mikroorganismy, které se v půdě přirozeně nacházejí [41].

## 6.2 Formy dusíku

### 6.2.1 Celkový dusík (TN)

Filtr s aditivem štěpky vykazoval nejvyšší odstranění celkového dusíku s průměrnou účinností dosahující  $78.7 \% \pm 5.4$ , což je o 59 % vyšší, než ve svém výzkumu za použití pískového filtru naměřili Dalahmeh & kol. [33].

Filtr s obsahem aditiva antuky svými výsledky ( $77.7 \% \pm 5.2$ ) nezůstal příliš pozadu. Kontrolní systém bez aditiva vykazoval o něco nižší účinnost ( $74.6 \% \pm 3.8$ ). Lze tedy konstatovat, že přidané aditivum mělo pozitivní vliv na změnu účinnosti. Během celého průběhu experimentu byl zřejmý pouze nepatrný rozdíl v účinnosti odstraňování celkového dusíku, který naznačoval pozitivní trend směřující ke stálé saturaci. Tento rozdíl byl však minimální, což naznačuje, že typ saturace pravděpodobně neměl výrazný vliv na odstraňování celkového dusíku.

Lavagnolo a kol. [42] ve své práci pozorovali vliv rostlin na účinnost odstranění dusíku z šedých a žlutých vod. Experiment se prováděl v 20 l plastových květináčích s vrstvou 30 cm písčitého substrátu a 10 cm jako drenáž sloužící vrstvou štěrku.

Pro experiment použily tři druhy rostlin: *Brassica napus* (řepka), *Glycine max* (sója) a *Helianthus annuus* (slunečnice). Dusík měl podle nich negativní vliv na vývoj rostlin, přesto ve svém experimentu dosáhly vysoká účinnost odstraňování dusíku (> 80 %).

Výsledky prací z předchozích let Pechače a Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 27. Lze tedy konstatovat, že docházelo ke zvýšení účinnosti při odstraňování TN během stárnutí filtru.

TN	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	-9.31	-24.55	2.76
		72 h	-13.91	-25.79	-10.04
	30%	22 h	-50.24	-46.77	-24.95
		72 h	-44.2	-38.86	-25.83
Hladký [30]	/	/	-79.76	-72.46	/
Letošní výsledky	30/70 %	/	2.02	-9.63	10.31
	30%	/	9.16	-25.02	7.29

Tabulka č. 27. Výsledky TN z předchozích let výzkumu

### 6.2.2 Amoniakální dusík

V průběhu experimentu všechny filtry dosahovaly negativních hodnot, tudíž vykazovaly kontaminaci syntetické šedé vody filtračním materiálem. Zásadně nižší průměrné znečištění oproti zbylým dvěma filtrům vykazoval filtr s aditivem antuka, kdy se jednalo o  $-96.6 \% \pm 105.6$ . V případě stálé saturace v průběhu experimentu dokonce došlo k malému odstranění amoniakálního dusíku filtrem s obsahem antuky.

Štěpka znečistila filtrát o víc jak trojnásobek a kontrolní systém o čtyřnásobek. Rozdíl mezi střídavou a stálou saturací je v případě účinnosti odstranění amoniakálního dusíku zásadní. V případě stálé saturace stav amoniakálního dusíku ve filtrátu zůstával stálý a docházelo dokonce i k pozitivním hodnotám účinnosti. Průměrná účinnost u stálé saturace u filtračního materiálu antuka měla dokonce kladné hodnoty ( $0.9 \% \pm 40.6$ ) a i v případě zbylých dvou filtrů se nejednalo o tak zásadní záporné hodnoty jako u střídavé saturace. U střídavé saturace docházelo, zvláště u kontrolního systému a filtru s obsahem štěpky, k nárůstu koncentrace amoniakálního dusíku a po celou dobu experimentu tyto hodnoty ani jednou neklesly pod hodnoty koncentrace amoniakálního dusíku u syntetické šedé vody. Z tohoto zjištění lze usuzovat, že v případě odstraňování amoniakálního dusíku má vliv saturace.

Nárůst koncentrací lze vysvětlit zvýšeným výskytem srážek v letních měsících, během nichž experiment probíhal. Atmosférické vody, které na zem dopadají v podobě dešťů, jsou totiž bohaté na amonné sloučeniny obsažené v ovzduší a jelikož se experiment neprováděl v uzavřeném prostoru se střechou, byl vystaven přírodním vlivům a tudíž i dešti, který mohl filtrovanou šedou vodu a filtrační materiály o amonné ionty obohatit [43]. Mohlo také docházet, obzvláště u filtrů se střídavou saturací, k anareobním podmínkám uvnitř filtru, které způsobily větší uvolňování dusíku do vody na odtoku [44]. Či obdobně jako bylo zmíněno u odstranění IC, docházelo k mineralizaci uvnitř filtrů [41].

Výsledky prací z předchozích let Pechače jsou znázorněny v tabulkách č. 28. Lze podle nich konstatovat, že stárnutí filtru vede k vyššímu uvolňování amoniakálního dusíku.

A. dusík	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	-226.49	-95.96	-165.42
		72 h	-216.76	-158.78	-175.55
	30%	22 h	-41.58	-6.99	17.35
		72 h	-48.28	12.41	7.49
Letošní výsledky	30/70 %	/	-732.12	-194.10	-472.03
	30%	/	-79.66	0.88	-154.24

Tabulka č. 28. Výsledky amoniakálního dusíku z předchozích let výzkumu

### 6.2.3 Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ )

Velmi nadějných výsledků bylo dosaženo při odstraňování dusičnanů z šedé vody, kdy oba filtry s aditivou dosáhly účinnosti nad 99 %. V případě filtru s aditivou štěpky se jednalo o 99.4 %  $\pm$  0.9 a u filtru s přídavkem antuky 99.3 %  $\pm$  0.9. Kontrolní vzorek měl účinnost 97.4 %  $\pm$  2.2. Lze tedy konstatovat, že přidané aditivum mělo jen velmi malý vliv na změnu účinnosti. Nebyl pozorován žádný výrazný rozdíl v účinnosti odstranění dusičnanů mezi režimy střídavé a stálé saturace. Tato skutečnost naznačuje, že saturace filtrů pravděpodobně nebyla klíčovým faktorem ovlivňujícím schopnost odstraňování dusičnanů ze vzorků syntetické šedé vody.

Výsledky prací z předchozích let Pechače a Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 29. Lze tedy konstatovat, že stárnutí filtru nemělo zásadní vliv na účinnost odstranění dusičnanů.

NO3 -	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	96.33	95.88	93.65
		72 h	94.57	93.07	93.65
	30%	22 h	98	97.87	98.48
		72 h	98.17	98.72	98.52
Hladký [30]	/	/	87.12	93.2	/
Letošní výsledky	30/70 %	/	96.08	98.99	99.28
	30%	/	98.79	99.59	99.50

Tabulka č. 29. Výsledky dusičnanů z předchozích let výzkumu

#### 6.2.4 Dusitany

Velmi pozitivních výsledků bylo dosaženo i při odstraňování dusitanů. V případě kontrolního systému se jednalo o 96.0 % ± 10.5, u filtru s přídavkem štěpky 93.5 % ± 19.7 a u filtru s přídavkem antuky 92.1 % ± 25.2. Lze tedy konstatovat, že přidané aditivum mělo jen malý negativní vliv na změnu účinnosti. Byl pozorován rozdíl v účinnosti odstranění dusičnanů mezi režimy saturace pouze u kontrolního systému, a to s lepšími výsledky u střídavé saturace. Tato skutečnost naznačuje, že saturace filtrů pravděpodobně nebyla klíčovým faktorem ovlivňujícím schopnost odstraňování dusičnanů ze vzorků syntetické šedé vody v případě filtrů s aditivu.

Výsledky prací z předchozích let Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 30. Lze tedy konstatovat, že stárnutí filtru mělo pozitivní vliv pouze na účinnost odstranění dusičnanů u kontrolního systému.

Dusitany	Saturace	kontrolní systém	antuka	štěpka
Hladký [30]	/	85.41	91.36	/
Letošní výsledky	30/70 %	99.09	92.76	93.36
	30%	93.00	91.45	93.66

Tabulka č. 30. Výsledky dusitanů z předchozích let výzkumu

## 6.3 Anionty

### 6.3.1 Fluoridy (F<sup>-</sup>)

Filtrační materiály prokázaly nedostatečnou účinnost při snižování koncentrací fluoridů ve vodě na odtoku z biofiltrů, ba naopak došlo ke kontaminaci vody tímto aniontem. Nejnižší průměrné znečištění vykazoval kontrolní filtr, následovaný filtrem s aditivem štěpkou. Největší kontaminaci šedé vody dosáhl filtr obsahující aditivum antuky, což je pochopitelné vzhledem k velkému obsahu křemíku v jílu [45]. Proces vyplavování fluoridů z filtračního materiálu může být závislý na přirozeném výskytu sloučenin obsahujících fluoridy. Tyto fluoridy jsou často přítomny ve vazbě s křemíkem, který je obsažen v křemičitém písku, používaném jako základní materiál ve všech typech zkoumaných filtrů [46]. Vzhledem k relativní nízké kontaminaci při střídavé saturaci, lze usuzovat, že na množství fluoridů v šedé vodě měla vliv saturace.

### 6.3.2 Chloridy (Cl<sup>-</sup>)

Filtrační materiály nedosáhly dostatečné účinnosti při snižování koncentrací chloridů ve vodě na odtoku, v průběhu experimentu spíše docházelo k jejich kontaminaci, což znamená, že koncentrace chloridů ve vodě na odtoku se zvýšily.

V průběhu experimentu docházelo k naměření i kladných hodnot, zhruba do poloviny experimentální doby dne 3. 8. 2023, u stálé saturace, než se zřejmě začaly vyplavovat chloridy z filtračních materiálů. U střídavé saturace docházelo k obdobnému jevu, i když ne tak konstantnímu. Jinak nebyl nalezen rozdíl mezi saturacemi.

Výsledky prací z předchozích let Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 31. Lze podle nich konstatovat, že stárnutí filtru má negativní vliv a vede k vyššímu uvolňování chloridů.

Cl <sup>-</sup>	Saturace	kontrolní systém	antuka	štěpka
Hladký [30]	/	2.28	5.53	/
Letošní výsledky	30/70 %	-5.00	-3.11	-6.98
	30%	-7.73	-1.49	-4.25

Tabulka č. 31. Výsledky chloridů z předchozích let výzkumu



### 6.3.3 Sírany ( $\text{SO}_4^{2-}$ )

Filtrační materiály nedosáhly potřebné účinnosti při redukci koncentrací síranů ve vodě na odtoku. Naopak, během celého průběhu experimentu docházelo k jejich kontaminaci, což mělo za následek zvýšení koncentrace síranů v šedé vodě po provedení filtrace.

Vzhledem k výraznému rozšíření síry v půdním prostředí je možné tyto negativní účinky připsat k vylučování tohoto prvku do filtrované šedé vody a její následné kontaminaci [47]. V průběhu experimentu nebyl rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi.

## 6.4 Tenzidy

Během experimentu se podařilo dosáhnout výrazně pozitivních výsledků při procesu odstraňování tenzidů ze syntetické šedé vody. V tomto případě dosáhly všechny použité filtry účinnosti přibližně 95 %. Nejlepší průměrné výsledky činily  $95.1 \% \pm 2.4$  u filtru s aditivem složeným ze štěpky, poté následoval kontrolní filtr s  $95 \% \pm 2.4$  a nakonec filtr s aditivem antuky s velmi obdobným výsledkem  $94.9 \% \pm 2$ . Vysoká účinnost, kterou tato studie dosáhla, lze přičítat rozsáhlým rozměrům molekul tenzidů. Tyto molekuly se následně efektivně absorbují na materiály, které disponují větším povrchem, vyšším množstvím pórů a četností [48]. Tuto skutečnost testovali ve svém pokusu Pištěková a Šálek [49], kdy porovnávali materiály s různou zrnitostí a velikostí částic. Filtry, které byly vybaveny pískem a hlinitou půdou o velikosti zrna mezi 1 a 2 mm, prokázaly extrémně vysokou účinnost odstranění tenzidů na úrovni téměř 100 %. Naopak, filtry obsahující vápencové kamenivo s fragmenty o velikosti 4 až 8 mm, dosáhly pouze 29,1 % účinnosti. Tato kontrastní účinnost naznačuje významný vliv velikosti a typu média ve filtru na celkovou schopnost zachycení nečistot ve vodě. Dalším důležitým faktorem, který může celkově ovlivnit obsah tenzidů ve vzorku, je aktuální trend zaměřený na používání tenzidů s vysokou biologickou rozložitelností. Tento trend se výrazně projevuje především ve složení pracích a čisticích prostředků. Tenzidy s touto vlastností mají schopnost snadného rozkladu v prostředí, což způsobuje nižší zbytkové množství v přefiltrovaném vzorku [50]. V průběhu experimentu byl patrný jen velmi drobný rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi s kladným příklonem k stálé saturaci.

Výsledky prací z předchozích let Pechače a Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 32. Lze podle nich konstatovat, že stárnutí filtrů vedlo k mírnému snížení účinnosti u Hladkého a následnému opětovnému zvýšení účinnosti pro odstranění tenzidů, avšak ne na původní úroveň. Docházelo tedy k mírnému poklesu.

Tenzidy	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	98.65	98.66	98.51
		72 h	98.75	98.83	99.16
	30%	22 h	99.15	99.51	99.45
		72 h	99.39	99.48	99.44
Hladký [30]	/	/	87.42	84.63	/
Letošní výsledky	30/70 %	/	92.99	92.79	93.70
	30%	/	96.97	96.96	96.52

Tabulka č. 32. Výsledky tenzidů z předchozích let výzkumu

## 6.5 Fosfor

Při redukcí koncentrace fosforu došlo u dvou ze tří filtrů ke kontaminaci syntetické šedé vody. Jediný filtr, který vykazoval průměrné pozitivní výsledky, byl filtr s aditivem antuky, jehož účinnost dosahovala  $6 \% \pm 29.8$ .

Pro eliminaci fosforu se ukázala být saturace jako klíčový faktor. Při střídavé saturaci docházelo ke kontaminaci vzorků šedé vody, přičemž se projevoval trend postupného zvyšování znečištění, což bylo zejména patrné u filtru bez aditiva. Naopak při stálé saturaci se výsledky po celou dobu výzkumu zásadně neměnily, a dokonce většinu času zůstávaly pod hodnotou koncentrace fosforu v šedé vodě. To vedlo k průměrně pozitivním hodnotám účinnosti odstraňování fosforu.

Tento jev mohl být zapříčiněn posílením mineralizace, běžného děje v půdě, anaerobními podmínkami. Ty mohly ve filtrech vzniknout díky většímu množství vody než u filtrů se stálou saturací [41].

## 6.6 Fosforečnany

Při redukcí koncentrace fosforečnanů docházelo téměř u všech filtrů ke kontaminaci syntetické šedé vody. Jedinou výjimkou byl filtr podléhající střídavé saturaci s obsahem štěpky, kde účinnost dosáhla  $43.8 \% \pm 63.1$ .

Výsledky prací z předchozích let Hladkého jsou znázorněny v tabulkách č. 33. Lze podle nich konstatovat, že stárnutí filtrů vedlo velmi zásadní vliv na snížení účinnosti odstranění fosforečnanů a u většiny filtrů docházelo k uvolňování.

Fosforečnany	Saturace	kontrolní systém	antuka	štěpka
Hladký [30]	/	68.09	86.36	/
Letošní výsledky	30/70 %	-333.4	-70.2	43.8
	30%	-109.9	-34.0	-0.6

Tabulka č. 33. Výsledky fosforečnanů z předchozích let výzkumu

## 6.7 Nerozpuštěné látky

V rámci prováděného experimentu se podařilo dosáhnout příznivých výsledků při efektivním odstraňování nerozpuštěných látek ze syntetické šedé vody. Největší účinnost odstranění nerozpuštěných látek měl filtr se štěpkou jako aditivem, kdy se jednalo o 92.7 % ± 4.6.

Následoval kontrolní systém s 90.8 % ± 4.9 a nejhůře si při odstranění nerozpuštěných látek vedl filtr s antukou jako aditivem s 88 % ± 10.4. Během provedeného experimentu byl zaznamenán pouze minimální rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi, který naznačoval pozitivní trend směřující ke stálé saturaci.

## 6.8 KOVY

### 6.8.1 Nikl

V rámci prováděného experimentu se podařilo dosáhnout velmi příznivých výsledků při efektivním odstraňování niklu ze syntetické šedé vody. Největší účinnost odstranění niklu měl filtr s antukou jako aditivem (95.1 % ± 1.7). Následoval filtrem s přidavkem štěpky s 95.1 % ± 2.2 a nejhůře si při odstranění niklu vedl kontrolní systém s 92.6 % ± 3.0. Během provedeného experimentu byl zaznamenán pouze minimální rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi, který naznačoval pozitivní trend směřující ke stálé saturaci.

Výsledky prací z předchozích let Pechače jsou znázorněny v tabulkách č. 34. Lze tedy konstatovat, že stárnutí filtru nemělo vliv na účinnost odstranění niklu.

Nikl	Saturace	Odběr vrozků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	96.06	95.84	95.94
		72h	95.46	94.68	94.4
	30%	22 h	94.14	95.4	94.91
		72h	94.36	94.48	90.43
Letošní výsledky	30/70 %	/	89.60	94.09	93.74
	30%	/	95.56	96.16	96.40

Tabulka č. 34. Výsledky niklu z předchozích let výzkumu

### 6.8.2 Měď

V rámci prováděného experimentu se podařilo dosáhnout příznivých výsledků při efektivním odstraňování mědi ze syntetické šedé vody. Největší účinnost odstranění mědi měl filtr s antukou jako aditivem (96.5 % ± 2.1). Následovaný filtrem s aditivem štěpky s 96.5 % ± 3.2 a nejhůře si při odstranění mědi vedl kontrolní systém s 95.9 % ± 3.3. Během provedeného experimentu nebyl zaznamenán rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi.

Výsledky prací z předchozích let Pechače jsou znázorněny v tabulkách č. 35. Lze tedy konstatovat, že stárnutí filtru nemělo vliv na účinnost odstranění mědi.

Měď	Saturace	Odběr vrozků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	95.32	96.38	92.75
		72h	94.57	95.73	94.82
	30%	22 h	94.96	95.72	94.43
		72h	94.17	94.43	94.1
Letošní výsledky	30/70 %	/	95.49	96.21	96.48
	30%	/	96.25	96.88	96.58

Tabulka č. 35. Výsledky mědi z předchozích let výzkumu

### 6.8.3 Zinek

V rámci prováděného experimentu se podařilo dosáhnout příznivých výsledků při efektivním odstraňování zinku ze syntetické šedé vody. Největší účinnost odstranění zinku měl filtr se štěpkou jako aditivem (94.6% ± 1.4). Následován filtrem s antukou jako aditivem s 92.8% ± 1.6 a nejhůře si při odstranění zinku vedl kontrolní systém s 91.6 % ± 3.4. Během provedeného experimentu nebyl zaznamenán rozdíl mezi dvěma pozorovanými saturacemi.

Výsledky prací z předchozích let Pechače jsou znázorněny v tabulkách č. 36. Lze tedy konstatovat, že stárnutí filtru nemělo vliv na účinnost odstranění zinku.

Zinek	Saturace	Odběr vzorků	kontrolní systém	antuka	štěpka
Pechač [40]	70%	22 h	93.23	91.61	93.34
		72h	94.4	93.67	93.95
	30%	22 h	94.34	90.62	93.85
		72h	94.13	93.29	93.84
Letošní výsledky	30/70 %	/	92.09	92.22	94.33
	30%	/	91.14	93.37	94.92

Tabulka č.36. Výsledky zinku z předchozích let výzkumu

## 6.9 VEGETACE (TC, TN a kovy)

V případě TC i TN ve vegetaci nedocházelo k žádnému viditelnému rozdílu při odběru vzorků na konci experimentu.

Během odběru vzorků na konci experimentu nebyly pozorovány žádné rozdíly v obsahu celkového uhlíku a celkového dusíku ve vegetaci vlivem saturace i filtračního materiálu. Koncentrace zinku v rostlinách mohla být ovlivněna přítomností fosforečnanů v půdě a v přidané šedé vodě. Ty totiž ovlivňují rozpustnost zinku ve vodě a snižují tak dostupnost tohoto prvku pro rostliny [51].

## 7 Závěr

V rámci experimentální bakalářské práce byl testován a porovnán vliv skladby filtračního lože na účinnost čištění šedých vod. Byly zkoumány celkem tři složení filtrů, dvě obohacená o aditiva a jedna bez aditiv sloužící jako kontrolní systém. Aditiva zkoumaná v této práci byla antuka a dřevní štěpka. V rámci výzkumu byl mimo složení filtračního lože také sledován vliv saturace na účinnost filtrů. Tyto vlivy byly studovány ve dvou formách - střídavá saturace, kde docházelo k pravidelnému střídání mezi 30 % a 70 % saturace v dvoutýdenních intervalech, a stálá saturace, která po celou dobu výzkumu činila 30 %.

Oba testované materiály s aditivou si při odstraňování celkového organického uhlíku vedly lépe nežli skupina filtrů bez aditiva. Jejich výsledky si byli v zásadě velice podobné, kdy materiál s aditivem štěpky měl účinnost 64.48 % a materiál s antuky 64.25 %. Tyto materiály projevily svou účinnost i při snižování celkového obsahu dusíku, a ukázaly se být opět účinnější, než skupina filtrů bez přidaných aditiv. Materiál obsahující aditivum štěpka opět dosáhl nejvyšší účinnosti odstranění TN, a to 78.74 %. Tento výsledek byl pak následován materiálem s aditivem antuka (77.71 %). Výrazně pozitivní výsledky byly dosaženy i při snižování koncentrace dusičnanů. Stejně jako v předchozích dvou případech, nejlepší výkon s účinností 99.39 % předvedl materiál s aditivem štěpka. Antuka následovala s účinností 99.29 %. Kontrolní systém opět projevily nejnižší účinnost, avšak pouze s mírným rozdílem, necelými 2 %. Při snižování koncentrace tenzidů byl zaznamenán podobný trend, kdy materiály obohacené aditivou předčily svou účinností materiál s výchozí složkou. Nejvyšší účinnost byla dosažena filtru s materiálem štěpka, a to s hodnotou 95.11 %. Antuka následovala s téměř stejně vysokou účinností, konkrétně 94.87 %. V rámci odstraňování suspendovaných látek byla pozorována podobně vysoká účinnost. Opět zaznamenal nejlepší výsledek materiál štěpka s účinností 92.66 %. Tentokrát však materiál bez aditiva dosáhl lepších výsledků s 90.72 %, zatímco antuka se ukázala jako méně účinná při odstraňování koncentrace suspendovaných látek, s odstupem téměř 3 %. Zkráceně lze tedy konstatovat, že v rámci odstraňování TOC, TN, dusičnanů, tenzidů a suspendovaných látek se prokázalo, že mezi zkoumanými filtračními materiály dosahuje nejlepší účinnosti materiál obsahující aditivum štěpka.

Při snižování koncentrace celkového uhlíku se nejlepší účinností prokázal materiál štěpka, který dosáhl hodnoty 8.80 %. Následoval defaultní materiál s účinností 5.59 %. Naopak, antuka se ukázala jako neefektivní při odstraňování koncentrace celkového uhlíku. Namísto snižování koncentrace docházelo k jejímu nárůstu, neboli kontaminaci. Podobné výsledky byly zaznamenány i při snižování koncentrace fosforu, kde jediným účinným materiálem byla antuka s účinností 6.02 %, avšak pouze v případě stálé saturace.

Testované filtry se rovněž ukázaly jako neefektivní při odstraňování koncentrace chloridů, síranů, fluoridů, anorganického uhlíku a anorganického dusíku. Pro všechny tyto zkoumané hodnoty byly zaznamenány míry znečištění. Zvláště vysoké koncentrace v porovnání s původními hodnotami byly pozorovány u fluoridů, anorganického uhlíku a anorganického dusíku.

Pokud se projevil vliv saturace, docházelo k pozitivnímu trendu u stálé, 30 %, saturace. Tyto pozitivní změny se nejvíce projevily při redukci fosforu a způsobovali menší uvolňování amoniakálního dusíku. V případě ostatních pozorovaných prvků měla saturace jen velmi malý vliv, či se vůbec neprojevila. Jedinou výjimkou byli fluoridy, které se při střídavé saturaci uvolňovaly v menší míře, než při saturaci stálé. Bylo by však vhodné saturace, i zkoumané filtrační materiály, porovnat v budoucnu i s dalšími filtračními materiály, či jinými sadami saturací, pro nalezení nejvhodnějších kombinací. Vzhledem k pomalému narůstání účinnosti odstranění u některých faktorů, jako byl například TOC nebo TN, by taktéž bylo vhodné ve výzkumu pokračovat po delší dobu bez zimních přestávek, což však v našem výzkumu nebylo možné.

Byla porovnána účinnost filtračních materiálů s pracemi z předchozích let a bylo zjištěno, že stárnutí filtrů kladně ovlivňovalo odstraňování TOC, TC a TN. U dusičnanů, niklu, mědi a zinku stáří filtru nemělo zásadní vliv na účinnost a při odstraňování tenzidů docházelo k mírnému poklesu účinnosti. A u amoniakálního dusíku a chloridů docházelo ke zvýšení uvolňování do vody na odtoku.

Zohledněním těchto výsledků lze pravděpodobně tvrdit, že využití biofiltrů pro čištění šedé vody s cílem jejího dalšího využití, jako je například zavlažování, mytí podlah či splachování toalet, má opodstatněný význam. Průměrně nejlepším aditivem se v této práci prokázala dřevní štěpka, která je z ekonomického hlediska cenově dostupná, jelikož jak již bylo řečeno dříve, může vznikat i jako odpadní

materiál. Když se její výsledky porovnájí s kontrolní skladbou, u fosforu a fosforečnanů má výjimečná pozitiva, dále u střídavé saturace amoniakálního dusíku, TOC, TC, IC, TN, tenzidů a síranů.



## 8 Zdroje.

- [1] Ahmadi, M. S., Sušnik, J., Veerbeek, W., & Zevenbergen, C. (2020). Towards a global day zero? Assessment of current and future water supply and demand in 12 rapidly developing megacities. *Sustainable Cities and Society*, 61, 102295.
- [2] Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002: Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4, 85–104.
- [3] Biela R., 2011: Kvalita šedých vod a možnost jejich využití (online) [cit. 2021 01.11], dostupné z Kvalita šedých vod a možnost jejich využití - TZB-info
- [4] 254/2001 Sb. Vodní zákon. Zákony pro lidi - Sbírka zákonů ČR v aktuálním konsolidovaném znění [online]. Copyright © AION CS, s.r.o. 2010 [cit. 12.04.2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254?text=>
- [5] Raček, J. (2016). Metodika návrhu systému využití šedých vod ve vybraných objektech. *Vysoké učení technické v Brně*.
- [6] 401/2015 Sb. Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, nál.... Zákony pro lidi - Sbírka zákonů ČR v aktuálním konsolidovaném znění [online]. Copyright © AION CS, s.r.o. 2010 [cit. 12.04.2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401?text=>
- [7] Švehla P., Tlustoš P., Balík J., (2004). *Odpadní vody*. Česká zemědělská univerzita v Praze, 107 s.
- [8] Abdel-Shafy, H. I., El-Khateeb, M. A., & Shehata, M. (2014). Greywater treatment using different designs of sand filters. *Desalination and Water Treatment*, 52(28-30), 5237-5242.
- [9] Edwin, G. A., Gopalsamy, P., & Muthu, N. (2014). Characterization of domestic gray water from point source to determine the potential for urban residential reuse: a short review. *Applied Water Science*, 4, 39-49.
- [10] 252/2004 Sb. Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly.... Zákony pro lidi - Sbírka zákonů ČR v aktuálním konsolidovaném znění [online]. Copyright © AION CS, s.r.o. 2010 [cit. 12.04.2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-252?text=>

- [11] Kim, J., Song, I., Oh, H., Jong, J., Park, J., & Choung, Y. (2009). A laboratory-scale graywater treatment system based on a membrane filtration and oxidation process—characteristics of graywater from a residential complex. *Desalination*, 238(1-3), 347-357.
- [12] BIELA, R. (2011). Kvalita šedých vod a možnost jejich využití. *Voda, kanalizace-TZB-info*.
- [13] Morel, A. (2006). Greywater management in low and middle-income countries (No. 628.2 G842g). Dübendorf, CH: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
- [14] Boyjoo, Y., Pareek, V. K., & Ang, M. (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67(7), 1403-1424.
- [15] Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., ... & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the total environment*, 711, 134731.
- [16] Li, Fangyue & Wichmann, Knut & Otterpohl, Ralf. (2010). ChemInform Abstract: Review of the Technological Approaches for Grey Water Treatment and Reuses. *Cheminform*. 41. 10.1002/chin.201010275.
- [17] Oteng-Peprah, M., Acheampong, M.A. & deVries, N.K. Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception—a Review. *Water Air Soil Pollut* 229, 255 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>
- [18] Plotěný K., 2011, Dělení vod, bílé a šedé vody – nové poznatky a možnosti využití, *Asio*
- [19] Baudišová, D., & Mlejnková, H. (2017). Mikrobiální znečištění povrchových vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 59(6), 12-16.
- [20] LHOTÁKOVÁ, Z. (2014). Zpětné využívání odpadních vod v domech pro bydlení. *TZB-info [online]*. Praha: Topinfo, 12.
- [21] Thesis, 2006, Hybrid membrane processes for water reuse, School of Applied Science Department of Sustainable Systems Centre for Water Science

- [22] Skříček J. (2016). Filtrační cyklus a regenerace vodárenských filtrů. Vysoké učení technické v Brně.
- [23] HANUŠOVÁ, P. V. (2015). Vyhodnocení provozu vodárenských filtrů. Vysoké učení technické v Brně.
- [24] Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., & Raveh, E. (2007). Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*, 66(5), 916-923.
- [25] Euroclean, 2021: Membránová filtrace v čištění odpadních vod
- [26] Li, F., Gulyas, H., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Treatment of household grey water with a UF membrane filtration system. *Desalination and Water Treatment*, 5(1-3), 275-282.
- [27] Pidou, M., Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S. A., Liu, S., ... & Jefferson, B. (2008). Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, 71(1), 147-155.
- [28] Šostar-Turk, S., Petrinić, I., & Simonič, M. (2005). Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(2), 185-196.
- [29] Takeuchi, H., & Tanaka, H. (2020). Water reuse and recycling in Japan—History, current situation, and future perspectives. *Water Cycle*, 1, 1-12.
- [30] Hladký, R. (2023). Experimentální porovnání vhodnosti filtračních materiálů pro odstranění vybraných mikropolutantů přítomných v šedých vodách. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze
- [31] Vodárenský písek | Kowa. Úprava vody a potrubní rozvody | Kowa [online]. Dostupné z: <https://www.kowa.cz/komponenty-pro-upravu-vody/filtracni-hmoty-a-chemikalie/vodarensky-pisek>
- [32] Abudi, Z. N. (2011). The effect of sand filter characteristics on removal efficiency of organic matter from grey water. *Al-Qadisiya Journal for engineering sciences*, 4(2), 143-155.
- [33] Dalahmeh, S. S., Pell, M., Vinnerås, B., Hylander, L. D., Öborn, I., & Jönsson, H. (2012). Efficiency of bark, activated charcoal, foam and sand filters in reducing pollutants from greywater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 3657-3671.

- [34] NAVRÁTIL, P. (2013). Využití aktivního uhlí v procesu čištění spalin. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství.
- [35] Úprava vody a potrubní rozvody | Kowa [online]. Copyright © [cit. 12.04.2023]. Dostupné z: <https://www.kowa.cz/pdf.php?url=/komponenty-pro-upravu-vody/filtracni-hmoty-a-chemikalie/aktivni-uhli>
- [36] Dalahmeh, S. S., Hylander, L. D., Vinnerås, B., Pell, M., Öborn, I., & Jönsson, H. (2011). Potential of organic filter materials for treating greywater to achieve irrigation quality: a review. *Water Science and Technology*, 63(9), 1832-1840.
- [37] He, M., Xu, Z., Hou, D., Gao, B., Cao, X., Ok, Y. S., ... & Tsang, D. C. (2022). Waste-derived biochar for water pollution control and sustainable development. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(7), 444-460.
- [38] Šťastný, V. (2019). Biouhel – nová perspektiva v technologii dočišťování odpadních vod, nebo slepá ulička?. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 61(3), 40-43.
- [39] Kaetzi, K., Lübken, M., Gehring, T., & Wichern, M. (2018). Efficient low-cost anaerobic treatment of wastewater using biochar and woodchip filters. *Water*, 10(7), 818.
- [40] Pechač, M. (2022). Vliv typu filtračního materiálu na účinnost čištění šedých vod. *Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze*
- [41] Šantrůčková, H., Kaštovská, E., Bárta, J., Miko, L., & Tajovský, K. (2018). *Ekologie půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 2018. Episteme. Natura. ISBN 978-80-7394-695-1.*
- [42] Lavagnolo, M. C., Malagoli, M., Alibardi, L., Garbo, F., Pivato, A., & Cossu, R. (2017). Use of oleaginous plants in phytotreatment of grey water and yellow water from source separation of sewage. *Journal of Environmental Sciences*, 55, 274-282.
- [43] Pitter P., 2015: *Hydrochemie 5. vydání. VŠCHT, Praha, 792 s.*
- [44] Balík, J., Černý, J., & Pavlíková, D. *Systém dusíkaté výživy CULTAN u travních a jetelotravních porostů.*
- [45] Bažíková, L., 2018: *Přehled mechanických vlastností nepálené hlíny, dostupné z Přehled mechanických vlastností nepálené hlíny - TZB-info*

[46] Shaw Resources, ©2021: What Is Silica Sand & How Is It Different From Regular Sand?, dostupné z . What Is Silica Sand & How Is It Different From Regular Sand? (shawresources.ca)

[47] Prasad, R., & Shivay, Y. S. (2018). Sulphur in soil, plant and human nutrition. Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences, 88, 429-434.

[48] Verma, A. K., Dash, A. K., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2021). Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: a review. Surfaces and Interfaces, 27, 101532.

[49] Pištěková, M., Šálek, J., 2008: Poutání tenzidů, dostupné z Poutání tenzidů při filtraci různými zeminami (vodnihospodarstvi.cz)

[50] Pitter, P., 2015: Hydrochemie 5. vydání. VŠCHT Praha, Praha. 792 s.

[51] Balafrej H., Bogusz D., Triqui Z., Guedira A., Bendaou N., Smouni A. and Fahr M., Zinc Hyperaccumulation in Plants: A Review, Journal Plants, France, 2020

