

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



**VLIV FILTRAČNÍCH ADITIV (BIOCHARU A
VÁPENCOVÉ DRTI) NA ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ
ŠEDÝCH VOD**

Bakalářská práce

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

Bakalant: Miroslav Adam

© 2024 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Miroslav Adam

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv filtračních aditiv (biocharu a vápencové drti) na účinnost čištění šedých vod

Název anglicky

The effect of filter additives (biochar and crushed limestone) on the efficiency of gray water treatment

Cíle práce

Cílem práce je na základě experimentální práce ověřit a vyhodnotit vhodnost různých aditiv filtračních materiálů (biocharu 10% a vápencové drti) 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 (netříděný biochar a vápencová drť) 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, biochar, vápencová drť

Doporučené zdroje informací

- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002: Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4, 85–104.
- Ghaitidak, D.M.; Yadav, K.D. Characteristics and Treatment of Greywater—a Review. *Environmental Science and Pollution Research* 2013, 20, 2795–2809
- Ghunmi, L.A.; Zeeman, G.; Fayyad, M.; van Lier, J.B. Grey Water Treatment Systems: A Review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2011, 41, 657–698
- Leiva, E.; Rodríguez, C.; Sánchez, R.; Serrano, J. Light or Dark Greywater for Water Reuse? Economic Assessment of On-Site Greywater Treatment Systems in Rural Areas. *Water (Basel)* 2021
- Ottoson, J.; Stenström, T.A. Faecal Contamination of Greywater and Associated Microbial Risks. *Water Res* 2003, 37, 645–655
- Shaikh, I.N.; Ahammed, M.M. Quantity and Quality Characteristics of Greywater: A Review. *J Environ Manage* 2020, 261, 110266

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 19. 12. 2023

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 2. 1. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 07. 03. 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Vliv filtračních aditiv (biocharu a vápencové drti) na účinnost čištění šedé vody vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V Praze dne 28.3.2024

Miroslav Adam

Poděkování

Rád bych zde poděkoval hlavně paní prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. a dále panu Ing. Jaroslavu Vaculovi za trpělivost, lidskost, vynaložený čas, odborné rady i poznámky, kterých se mi dostalo během tvorby této bakalářské práce. Dále chci poděkovat Mgr. Radku Ostruzzkovi za cenné připomínky i pomoc. V neposlední řadě také děkuji mé rodině a blízkým za neochvějnou podporu při mém dosavadním i budoucím vysokoškolském studiu.

Abstrakt

V této bakalářské práci je na základě experimentálního výzkumu pojednáváno o vlivu aditiv filtračních materiálů a míry saturace na účinnost čištění šedých vod. V rámci výzkumu byla sledována účinnost čištění šedých vod biofiltry. Porovnána byla účinnost defaultní skladby biofiltru (štěrk, písek, technogenní půda) s biofiltry, jejichž filtrační lože bylo obohaceno o vápencovou drť, nebo biouhel. Byly použity dva saturační režimy, jeden se stálou 30% saturací a druhý, během kterého se cyklicky střídala nižší 30% saturace a vyšší 70% saturace, a to vždy po čtrnácti dnech. Doba trvání experimentu byla 133 dní. Pro zajištění stejného obsahu chemických látek v šedé vodě byla připravována syntetická šedá voda, která byla aplikována každý pracovní den. Vzorky pro chemickou analýzu byly odebírány ve čtvrtek. Pro zhodnocení kvality šedé vody na výstupu z filtru byly hodnoceny vlastnosti jako celkový obsah uhlíku, obsah organického uhlíku a anorganického uhlíku, obsah dusíku, koncentrace tenzidů, přítomnost kovů (měď, nikl, zinek) a různých kationtů a aniontů. V mnoha případech se všechny typy filtrů projevily jako účinné, např. u odstraňování všech kovů je průměrná účinnost nad 87 %, u tenzidů nad 59 %, celkový organický uhlík nad 56 % a u dusíku nad 69 %. V jiných případech pak docházelo ke zvyšování koncentrací látek po filtraci, např. u síranů, chloridů nebo u anorganického uhlíku. Vliv saturace se prokazatelně projevil jen u tenzidů. Při porovnání s předchozími lety se však filtrační vlastnosti jeví jako stabilní a v některých případech se stále zlepšují.

Klíčová slova:

Filtrace, šedá voda, saturace, biouhel, vápenec.

Abstract

This bachelor thesis discusses the impact of additives in filtration materials and the degree of saturation on the efficiency of greywater treatment based on experimental research. The study focused on the efficiency of greywater treatment using biofilters. The effectiveness of the default composition of the biofilter (gravel, sand, technogenic soil) was compared with biofilters whose filtration beds were enriched with limestone fines or biochar. Two saturation regimes were used: one with a constant 30% saturation and the other where the lower 30% saturation and the higher 70% saturation alternated cyclically every fourteen days. The experiment lasted 133 days. To maintain a consistent chemical composition of greywater, synthetic greywater was prepared and applied every working day. Samples for chemical analysis were taken on every Thursday. To assess the quality of greywater at the filter output, properties such as total carbon content, organic carbon and inorganic carbon content, nitrogen content, concentrations of surfactants, presence of metals (copper, nickel, zinc), and various cations and anions were evaluated. In many cases, all types of filters proved to be effective, e.g., in removing all metals with an average efficiency above 87%, above 59% for surfactants, above 56% for total organic carbon, and above 69% for nitrogen. In other cases, there were increases in the concentrations of substances after filtration, e.g., for sulfates, chlorides, or inorganic carbon. The influence of saturation was demonstrably evident only for tensides. However, compared to previous years, filtration properties appear to be stable, and in some cases, they continue to improve.

Keywords:

Filtration, greywater, saturation, biochar, limestone.

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce	3
3	Literární rešerše	4
3.1	Odpadní voda	4
3.2	Černá voda	4
3.3	Šedá voda	4
3.3.1	Složení šedé vody	5
3.3.2	Světlá šedá voda	7
3.3.3	Tmavá šedá voda	7
3.4	Bílá voda, její vlastnosti a požadované kvality	7
3.5	Základní metody úpravy surové šedé vody	10
3.5.1	Provzdušňování	11
3.5.2	Sorpce	11
3.5.3	Koagulace a flokulace	11
3.5.4	Filtrace	12
3.6	Hygienické zabezpečení	12
3.7	Filtry pracující na bázi písku	12
3.8	Filtry pracující na bázi biouhlu	15
3.9	Filtry pracující na bázi vápencové drtě	17
4	Metodika	19
4.1	Popis výzkumné plochy	19
4.2	Syntetická šedá voda	20
4.3	Stanovení vybraných polutantů v biomase vegetačního pokryvu	22
4.4	Průběh výzkumu	23
4.5	Sledované parametry vody	24
4.6	Sledované parametry vegetace	25
4.7	Statistická analýza dat	26
5	Výsledky	27
5.1	Celkový uhlík (TC)	28
5.2	Celkový organický uhlík (TOC)	31
5.3	Celkový anorganický uhlík (IC)	34
5.4	Celkový dusík (TN)	35

5.5	Amoniakální dusík.....	38
5.6	Dusičnany	39
5.7	Tenzidy	41
5.8	Fluoridy.....	43
5.9	Chloridy	44
5.10	Sírany	46
5.11	Nerozpuštěné látky ve vodě.....	47
5.12	Konduktivita, turbidita, pH.....	49
5.13	Kovy ve vodě.....	52
5.14	Výsledky biomasy.....	54
6	Diskuse.....	56
6.1	Formy uhlíku.....	56
6.2	Celkový dusík	58
6.3	Tenzidy	58
6.4	Kovy.....	59
6.4.1	Zinek	59
6.4.2	Měď	59
6.4.3	Nikl.....	60
6.5	Anionty	60
6.5.1	Dusičnany.....	60
6.5.2	Fluoridy	61
6.5.3	Chloridy	61
6.5.4	Sírany	61
6.6	pH, turbidita.....	62
6.7	Biomasa	62
7	Závěr.....	64
8	Seznam literatury	66
8.1	Odborné publikace.....	66
8.2	Internetové zdroje	71
8.3	Ostatní publikace	71

1 Úvod

Obecná definice vody je, že se jedná o chemickou sloučeninu podmiňující život na Zemi. Růst lidské populace, socioekonomický rozvoj i měnící se vzorce spotřeby vody, to vše jsou aspekty, které i nadále budou stimulovat zvyšující se spotřebu vody na planetě. Odhady říkají, že pokud se nic nezmění, bude do roku 2050 spotřeba vody o 20 až 30 % vyšší. Čtyři miliardy lidí, to je aktuální počet lidí, který trpí akutním nedostatkem vody minimálně jeden měsíc v roce. Dvě miliardy lidí pak žijí v zemích, které mají dlouhodobý nedostatek vody, jak uvádí zpráva OSN o světovém rozvoji v oblasti vody (Unesco., 2019). Již dnes můžeme být svědky diplomatických přestřelek mezi státy (Senková Zita et al., 2020), ale i skutečných fyzických sporů územních celků o vodu, při kterých umírají desítky lidí (RFE/RL. 2021). Není to tedy nelibá píseň budoucnosti, ale smutný fakt dnešní doby.

Vážná situace s nedostatkem vody je jasnou záminkou pro zvýšení úsilí v ochraně vody a hledání alternativních zdrojů této důležité sloučeniny vodíku a kyslíku. Jako jedna z jasných možností se naskytuje lepší hospodaření s vodou, a to například opětovným využíváním šedé vody.

Šedá voda je veškerá odpadní voda z domácností kromě vody z toalet (Eriksson et al., 2002) a tvoří 60 až 75 procent z celkové produkce odpadní vody z domácností (Friedler & Hadari, 2006; Ghunmi et al., 2011). Šedá voda neobsahuje moč, fekálie a toaletní papír, ale i tak z hygienických a ekologických důvodů musí projít patřičnou úpravou. Upravená šedá voda by se posléze mohla využít na opětovné splachování toalet, což by mohlo snížit ve městech spotřebu vody až o 25 % (Friedler & Hadari, 2006). Dále na závlahu rostlin, trávníků, parků a hřbitovů, také na umývání aut či budov. Mohla by zastoupit pitnou vodu při protipožární ochraně nebo například při výrobě betonu. Z ekologického a ochrannářského hlediska pak připadá v úvahu upravená šedá voda při ochraně a rozvoji mokřadů, nebo zkrátka infiltrovat vodu do půdy a zanechat ji tak v hydrologickém cyklu měst (Eriksson et al., 2002).

Zemědělství na naší planetě spotřebovává až 70% veškeré pitné vody (Simonis, 2008). V některých zemích Asie a Afriky to může být dokonce 85-90% celkové spotřebované vody. Jako snížení tlaku na spotřebu pitné vody se nabízí právě použití upravené šedé vody. Šedá voda však může zvýšit salinitu, obsah sodíku a pH půdy. Na druhou stranu šedá voda obsahuje makroživiny např. dusík a fosfor. Tyto látky pak mohou stimulovat

růst a zlepšovat vitalitu rostlin. Zásoby šedé vody také mohou vykrýt nedostatek srážek v období sucha, a tím zlepšit kontinuitu dodávek vody zemědělským plodinám (Radingoana et al., 2020). Ovšem nedostupnost vhodných technologií pro primární čištění šedé vody, jakou je například filtrace, je možným činitelem pro nepřijetí šedé vody jako potenciálního zdroje vody k zavlažování (Madungwe & Sakuringwa, 2007).

2 Cíle práce

Cílem práce je na základě experimentální práce ověřit a vyhodnotit vhodnost různých aditiv filtračních materiálů (biocharu 10% a vápencové drti) 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 Literární rešerše

3.1 Odpadní voda

Český zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) č. 254/2001 Sb. říká že: „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.“ Jedním z druhů odpadní vody je voda, která byla použita v domácnosti a byly u ní pozměněny její fyzikálně chemické vlastnosti. Taková odpadní voda se nazývá splaškovou. Z důvodu obsahu znečišťujících látek může splašková odpadní voda ohrozit kvalitu jak povrchových, tak i podzemních vod. Na základě vlastností splaškových odpadních vod je lze dělit do několika kategorií a podkategorií. Základním rozdělením odpadních vod je členění dle jejich původu, přičemž lze rozlišit vody černé, šedé a bílé (Beránková, 2016; Tumová, 2019).

3.2 Černá voda

Černá voda je splašková voda, která obsahuje veškeré odpady z domácnosti, a to včetně fekálií a moči. V odborné literatuře i mezi širokou veřejností se černé vody dále dělí na šedé, hnědé a žluté. Hnědé vody pocházejí z toalet a obsahují fekálie, zatímco žlutými vodami se rozumí vody obsahující pouze moč bez fekálií. Hnědé ani žluté vody se většinou nehodí ke zpětnému znovuvyužití kvůli vysokému znečištění (Beránková, 2016; Tumová, 2019).

3.3 Šedá voda

Šedou vodou nazýváme znečištěnou vodu z domácnosti, kancelářských budov, škol atd. pocházející především z koupelen (sprcha, umyvadlo), kuchyní (dřez, myčka) a

praček (Eriksson et al., 2002; Shaikh & Ahammed, 2020). Své pojmenování dostala dle charakteristického zbarvení. Tato odpadní voda zpravidla neobsahuje fekálie ani moč, nicméně některé činnosti, jakými jsou například praní dětských ušpiněných plen či sprchování dětí, mohou zapříčinit kontaminaci fekáliemi (Ottoson & Stenström, 2003). Šedé vody dle odborných článků tvoří 50 až 75 procent veškeré vyprodukované odpadní vody v domácnostech (Edwin et al., 2014; Eriksson et al., 2002; Ghaitidak & Yadav, 2013; Leas et al., 2014). Šedá voda se dělí na světlou a tmavou v závislosti na jejím původu a vlastnostech. Světlá šedá voda je z vany, sprch a koupelňových umyvadel. Tmavá šedá voda pochází z kuchyňských dřezů, myček na nádobí a praček (Leiva et al., 2021; Shaikh & Ahammed, 2020). Zpracovaná šedá voda se nazývá bílá, nebo také užitková voda (Ekrt, 2020). Ta se dá použít různými způsoby, kupříkladu k zavlažování trávníků v kempusech, na hřbitovech, v parcích či na golfových hřištích, dále je vhodná na splachování toalet, do systému požární ochrany, na mytí aut, k výrobě betonu nebo při ochraně mokřadů (Edwin et al., 2014; Eriksson et al., 2002; Leiva et al., 2021). Lokální znovuvyužití šedých vod může pomoci zmenšit zátěž na centrální čistírny odpadních vod (Edwin et al., 2014; Ghaitidak & Yadav, 2013; Shaikh & Ahammed, 2020) a přispět ke snížení spotřeby pitné vody.

Z legislativního hlediska pojem šedé vody upravuje norma ČSN EN 12056, která definuje šedou vodu jako „splaškovou odpadní vodu neobsahující fekálie a moč“. Tato norma se zabývá navrhováním, a dimenzováním vnitřní kanalizace pro odvádění šedých vod. Zabývá se například podobou rozvodů potrubí, určuje že nádrže na šedou vodu musí být odvětrávány. Udává tvar kolen na potrubí, aby se zamezilo vzniku pěny a také stanovuje výpočty pro průtok odpadních vod a jiné technické záležitosti (Bartáček et al., 2021; Ekrt, 2020; Tumová, 2019).

3.3.1 Složení šedé vody

Vlastnosti šedé vody, její množství a chemické složení se značně liší v závislosti na mnoha různých faktorech (Ghaitidak & Yadav, 2013). Mezi faktory, které ovlivňují vlastnosti vypouštěných šedých vod z domácností patří například počet, zdravotní stav, věk a životní úroveň obyvatel, dále také používané čisticí a prací prostředky či jiné chemikálie, drogerie (mýdla, šampóny, zubní pasty atd.) a celkové zvyky obyvatel (Edwin et al., 2014; Ghaitidak & Yadav, 2013; Leiva et al., 2021). Ghaitidak (2013)

poukazuje na fakt, že roli hraje i doba uchovávání a způsob. Klikněte nebo klepněte sem a zadejte text. Shaikh a kol. (2020), Spychała a kol. (2019) a Li, a kol. (2009) se ovšem shodují na tom, že tmavá šedá voda z kuchyně a prádelen má vyšší obsah organických i anorganických znečišťujících látek než světlá šedá voda z koupelny. Leiva et al., (2021) poukazuje na to, že je vhodnější používat světlou šedou vodu a snížit tak obtížnost čištění a s tím spojené ekonomické náklady.

Šedá voda obecně obsahuje značné koncentrace organických sloučenin a patogenů, ale ve srovnání s vodou černou se obsah těchto látek jeví jako nízký (Hernández Leal et al., 2010). Sluší se ovšem podotknout, že například Lazarova et al., (2003) tvrdí, že organická a mikrobiologická kontaminace tmavé šedé vody dosahuje stejných hodnot, jako je tomu obecně u odpadních vod z domácností. Dle Rakesh et al., (2020) tvoří organické látky okolo 30 procent z celkového objemu šedých vod. V šedé vodě se rovněž mohou vyskytovat některé mikroorganismy a bakterie gastrointestinálního původu. Příčinou může být kontaminace vody fekáliemi nebo manipulace s potravinami v kuchyni (Ottoson & Stenström, 2003).

V šedé vodě se nacházejí i xenobiotické (cizorodé) sloučeniny, které bývají těžce odbouratelné a následně se kumulují v rostlinách a zvířatech, kde dále představují hrozbu pro životní prostředí (Rakesh et al., 2020). Mezi tyto sloučeniny patří například těžké kovy (např. Al, Fe, Mn, Cd, Cu, Pb, Hg, Zn, Ni, Cr) (Eriksson et al., 2002), dusičnany a fosfáty, přičemž mnoho z těchto látek se do šedé vody dostává skrz tělová mléka, barvy na vlasy, make-up přípravky a jinou drogerii. Tyto látky mohou představovat riziko pro přírodní prostředí a vodní organismy (Rakesh et al., 2020). Další xenobiotické sloučeniny, které se mohou v šedých vodách vyskytovat, jsou antibiotika a jiná léčiva, na čemž se shodly studie autorů Glover et al., (2021); Le-Minh et al., (2010); Rakesh et al., (2020), dále také dezinfekční látky, herbicidy, insekticidy, pesticidy, fungicidy, repelentní látky proti hmyzu a hormony, což ve své studii prokázali Rakesh et al. (2020). Přítomnost zmíněných hubících látek je vysvětlována druhotným přenosem z pracovních oděvů při praní, zatímco u farmak se studie domnívá, že se mohou do šedých vod dostat např. při močení do sprchy (Rakesh et al., 2020). Jiná studie dále doplňuje, že se léky do vody vylučují také při pocení a dále pak se z povrchu těla také smývají krémy, které mohou obsahovat různá farmaka (Daughton & Ruhoy, 2009). Výskyt léků (hlavně antibiotik) v šedých vodách může způsobit vznik bakterií rezistentních vůči těmto farmakům. Pokud není šedá voda

dobře vyčištěna, tyto bakterie se následně mohou dostávat do potravního řetězce (například při zavlažování zeleniny šedou vodou), jak dokazuje Craddock et al., (2020).

3.3.2 Světlá šedá voda

Světlá šedá voda pochází ze sprch, van, umyvadel a celkově z koupelny. Výjimkou je voda z praček. Tyto vody téměř vždy obsahují šampon, mýdlo, zubní pasty, stopy moči, tělní maz a tuky, vlasy, chlupy, kožní buňky, výrobky pro péči o tělo a částice pískové či jílové. V případě mytí domácích mazlíčků nebo likvidací škodlivých látek se zvyšuje znečištění vody (Shaikh & Ahammed, 2020).

3.3.3 Tmavá šedá voda

Tmavá šedá voda pochází z dřezů, myček na nádobí a praček. Tyto vody téměř vždy obsahují mycí prostředky na mytí nádobí, oleje a tuky, zbytky potravin, slupky z ovoce a zeleniny, čaj či kávu, stopy konzervačních látek a pískové či jílové částice. Také bylo zjištěno, že kuchyňské šedé vody obsahují největší množství nerozpustných látek, organických látek a dusíku (Shaikh & Ahammed, 2020). Podle Nolde, (2000) odpadní voda, kterou produkuje pračka v souvislosti s pracími prostředky, obsahuje vysoké koncentrace toxických kovů a fosfátů, čímž dochází ke snížení biologické rozložitelnosti. Voda z praček též obsahuje chemické látky z bělidel, rozpouštědel, barev, které se mohou koncentrovat v zákalu či vláknech nacházejících se v šedé vodě .

3.4 Bílá voda, její vlastnosti a požadované kvality

Každý, kdo se bude zabývat problematikou šedých vod se téměř jistě setká s termínem „bílá“ voda. Bílá voda je název pro recyklovanou, chcete-li vyčištěnou šedou vodu. Voda tohoto původu nemusí a zpravidla nesplňuje jakostní podmínky pitné vody (Kettnerová, 2018). Použití bílé vody může sebou nést některé rizika. Dle budoucího použití se poté určují požadavky na kvalitu. Převážně se jedná o mikrobiologické aspekty, proto sledujeme výskyt například *Legionella pneumophila*, *Escherichia coli*, patogenních prvoků, helmintů a dalších (Raček, 2016). Riziko kontaktu různým bakteriím může být například ve formě aerosolů. Ty vznikají při splachování toalety a

hrozí vdechnutí a případná nákaza patogeny. Nákaza může hrozit i při kontaktu mikroorganismů s kůží. Musíme rovněž dbát i na obsah nerozpuštěných látek, které mohou vést k celkovému ucpání distribučního systému, či jeho součástí (Eriksson et al., 2002).

Dle Nolde, (2000) by měla bílá voda splňovat čtyři kritéria: hygienickou bezpečnost, estetičnost a její čištění by mělo být technicky i ekonomicky proveditelné. Neměla by mít negativní vliv na životní prostředí. Kritéria a požadavky na kvalitu však nejsou mezinárodně nějak pevně daná a každá země si určuje jiné podmínky. Podmínky mezi státy nesou značné rozdíly, zejména pokud jde o sledované ukazatele i limitní koncentrace, viz Tabulka 1 (Li et al., 2009).

Tabulka 1: Požadavky na kvalitu upravené šedé (tzv. bílé) vody (zejména pro závlahy) ve vybraných státech a oblastech ve světě. Převzato z (Bartáček et al., 2021).

Státní útvar					
Ukazatele (jednotka)	EU	Izrael	Čína	USA	Singapur
Hodnota pH	5,0-9,5	6,5 - 8,5	6,0-9,0	6,0-9,0	6,0-9,0
NL (mg/l)	bez viditelných nečistot			≤ 30	
BSK (mg/l)		≤ 10	≤ 20	≤ 30	< 5
ChSK (mg/l)					
Zákal (NTU)	≤ 10 (1 při UV dezinfekci)	≤ 2 (medián) ≤ 5 (max.)	10		< 2
Zbytkový chlór (mg/l)	< 2,0	> 1,0 (30 minut)		>1,0 (90 minut)	0,5 - 2,0
Celkový fosfor (mg/l)			0,6-27,3		
Celkový dusík (mg/l)			2,1-31,5		
Amoniakální dusík (mg/l)			20		1 - 10
Escherichia coli (KTJ/100 ml)	250			≤ 200 (7-denní medián) ≤ 800 (max.)	nedetekováno
Enterokoky (KTJ/100 ml)	100				
Termotolerantní koliformní bakterie (KTJ/100 ml)		≤ 0 (medián) ≤ 14 (max.)	≤ 200		
Koliformní bakterie: celkové počty (KTJ/100 ml)	< 1000				< 10

Konkrétně v České republice neexistují přesné právní předpisy, které by se zabývali znovuvyužitím šedých vod či stanovující minimální kvalitu bílých vod (Bartáček et al., 2021). Lze se ovšem opřít o jiné předpisy, např. zákon o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů č. 544/2020 Sb. Hlavně o pozdější vyhlášku č. 83/2014 Sb., která stanovuje požadovaná mikrobiologická a fyzikálně-chemická kritéria pro teplou, tedy i bílou vodu (viz Tabulka 2 a Tabulka 3).

Kožišek, (2012) se k tomuto tématu vyjádřil následovně „V zásadě platí, že jako první krok je nutné definovat, k čemu má být vyčištěná voda používána. Poté se posoudí všechna možná zdravotní rizika a stanoví se hygienické cíle, které mají jak podobu definovaných požadavků na kvalitu vyčištěné vody, tak ale i požadavků na účinnost úpravy vody a ověřování její účinnosti.“

Tabulka 2: Požadovaná mikrobiologická kritéria pro bílou vodu. Převzato z vyhlášky č.83/2014 sb.

Mikrobiologické požadavky		
Ukazatel	Jednotka	Limit
atypická mykobakterie	KTJ/1000ml	100
Escherichia coli	KTJ/100ml	0
Legionella spp.	KTJ/100ml	100
počet kolonií při 36 °C	KTJ/1 ml	200
Pseudomonas aeruginosa	KTJ/100ml	0
Staphylococcus aureus	KTJ/100ml	0

Tabulka 3: Požadovaná fyzikálně-chemická kritéria pro bílou vodu. Převzato z vyhlášky č.83/2014 sb.

Fyzikálně-chemická kritéria		
Ukazatel	Jednotka	Limit
chemická spotřeba kyslíku (manganistanem)	mg/l	5
pach		přijatelný pro odběratele
PH		6-9,5
trihalometany	µg/l	100
volný chlor	mg/l	0,1-1,0
vizuální posouzení		
zákal	ZF(t,n)	5

Značný vliv na kvalitu jak šedé vody tak i vody bílé má i doba skladování. Na tom se shodli Bartáček et al., (2021); Eriksson et al., (2002). Oba zdroje tvrdí, že skladování po dobu až 24 hodin je žádoucí a může mít pozitivní vliv na kvalitu vody, ale naopak delší skladování může být problémové. Dlouhodobější skladování může totiž způsobit vyčerpání rozpuštěného kyslíku ve vodě (Eriksson et al., 2002).

3.5 Základní metody úpravy surové šedé vody

Šedá voda, která neprošla žádným procesem úpravy je považována za nebezpečnou a zdraví škodlivou. Cílem úpravy vody je, aby se snížila kontaminace z hlediska biologické a chemické zátěže a aby se redukoval počet patogenních mikroorganismů na přijatelnou úroveň (Al-Husseini et al., 2021). Zvolení správné metody pro úpravu šedé vody závisí na celkovém množství šedé vody, jejích chemicko-fyzikálních a biologických vlastnostech a rovněž na následném způsobu použití. Neexistuje žádný univerzálně používaný postup úpravy. Technologie úpravy je buďto chemická, mechanická, biologická, případně jejich kombinace (Manna, 2018). Ghunmi et al., (2011); Manna, (2018) se také shodují, že můžeme celý proces rozdělit na předúpravu, hlavní úpravu a případně dodatečnou úpravu.

Mezi důležité metody při úpravě šedých vod řadíme: provzdušňování, sorpci, koagulaci, flokulaci a filtraci.

3.5.1 Provzdušňování

Provzdušňování pomáhá dodat a zvýšit množství kyslíku ve vodě. Provzdušňování zajišťuje dostatečně intenzivní promíchávání vody. Intenzivní pohyb vody napomáhá k mísení vody a vzduchu, tím pádem dochází k odstraňování sloučenin jako je oxid uhličitý či sirovodík. Provzdušňování také napomáhá ke zlepšení podmínek pro biologické čištění (Al-Husseini et al., 2021; Rakesh et al., 2020).

3.5.2 Sorpce

Tento pojem můžeme dále rozdělit na adsorpci a absorpci. Adsorpce je proces, při kterém jsou nežádoucí složky eliminovány fyzikálně nebo chemicky navázáním na povrch vhodných adsorbentů. Absorpce je naopak proces, kdy jsou nežádoucí složky asimilovány, nebo také pohlceny do volného prostoru uvnitř absorbentu (Al-Husseini et al., 2021; Rakesh et al., 2020).

3.5.3 Koagulace a flokulace

K dalším metodám úpravy šedých vod patří koagulace a flokulace, které lze využít pro odstranění jemně rozptýlených částic (koloidy) nesoucích záporný náboj, který způsobuje jejich vzájemné odpuzování. Principem těchto metod je tedy neutralizace tohoto záporného náboje. To je docíleno tím, že se šedá voda obsahující záporně nabitě koloidní částice smíchá s kladně nabitými koagulanty. Jakmile proběhne neutralizace náboje, částice se začnou shlukovat, díky čemuž dochází k tvorbě větších a hmotnějších celků (vloček). Prostřednictvím flokulace lze následně zvýšit účinnost tvorby těchto vloček. Princip spočívá v přidání polymerů, které mezi jednotlivými vločkami vytvoří můstky, přičemž pro dosažení kontaktu mezi vločkami je nutné pomalé míchání. Vzniklé útvary lze poté segregovat a separovat od čištěné šedé vody (Ghaitidak & Yadav, 2013).

3.5.4 Filtrace

Filtrace je velice široký pojem, který není lehké popsat. Kupříkladu Rakesh et al., (2020) definují filtraci v souvislosti s šedou vodou jako mechanismus odstraňující znečišťující pevné látky. Filtrace zahrnuje mechanické zachytávání, biodegradaci a adsorpci obsažených látek. Filtrace odstraňuje nerozpuštěné látky jako jsou vlasy, kousky látek, zbytky jídla a další substance. Al-Husseini et al., (2021) používají jinou definici, a to takovou že o filtraci smýšlejí jako o procesu při kterém se oddělují pevné látky od plynů a kapalin za pomoci filtračního média, které umožní průchod kapaliny, ale ne pevné látky. Pojem filtrace se používá bez ohledu na to, zdali je princip filtrování založen na chemické, biologické či mechanické bázi.

Mezi základní materiály filtračních médií řadíme například biouhel, písek, šterk, zeolit.

3.6 Hygienické zabezpečení

Posledním krokem před znovupoužitím šedé vody je její hygienické zabezpečení, tzn. dezinfikovat šedou vodu. To spočívá v odstranění patogenních organismů z přefiltrované vody. Postupy určené k dezinfekci lze dělit do dvou skupin, a to chemické a fyzikální. Mezi chemické postupy řadíme použití chlóru (používaný v různých formách). Ve velkých zařízeních je možné využít ozónu, nebo také pokročilejších filtračních procesů. Do fyzikálních chemických metod patří zejména dezinfekce UV lampou, nebo membránová filtrace. UV lampa na rozdíl od chemických postupů neovlivňuje kvalitu pročištěné šedé vody (bílé vody) (Plotěný, 2013).

3.7 Filtry pracující na bázi písku

Písek se jeví jako dobré filtrační médium. Funguje jako biologická, chemická i mechanická forma úpravy vody. Důvodem je to, že je schopný odstraňovat zákal, organickou hmotu i mikroorganismy. Hrubé částice v písku pomáhají odstraňovat nerozpuštěné látky, zatímco jemné částice napomáhají odstraňovat ionty za pomoci adsorpce a mechanismu iontové výměny, viz kapitola 6 (Samayamanthula et al., 2019). Důležité faktory, které ovlivňují funkčnost a účinnost filtrace jsou samozřejmě

vlastnosti pročišťované vody, teplota, rychlost průtoku vody filtračními médii, objemová hmotnost a pórovitost média (Verma et al., 2017).

Ellis (1987) zkoumal a porovnával filtrační aparatury s pískem, při čištění odpadních vod, přičemž měnil podmínky filtrace, jako například dobu setrvání vody ve filtru. Výzkum probíhal v laboratorních podmínkách a byly použity válce o průměru 140 milimetrů a výšce 2,65 metru. Hloubka písku v nádobě činila 950 milimetrů. Rychlost proudění vody ve válci byla stanovena na 37,4ml za minutu (2,2 litru za hodinu) a rychlejší proud měl 74,8ml za minutu (4,5 litru za hodinu). Velikost částic v písku byla rozdělena na 0,3 mm a 0,6 mm. Následně pod písek byl umístěn štěrk o hloubce 20 mm a úplně ve spod se nacházelo plastové síto. Celkově výzkum probíhal 7 měsíců a bylo odebráno na 32 vzorků, přičemž první měsíc se vzorky odebíraly až na konci, aby měl filtr čas se stabilizovat. Sledovanými aspekty byly biochemická spotřeba kyslíku, chemická spotřeba kyslíku, obsah nerozpuštěných látek, koliformní bakterie a dusičnany. Výsledky této studie naznačují, že není patrný zásadní rozdíl mezi menší a větší velikostí zrn písku. Jediný výrazný rozdíl mezi výsledky provozu jemnějšího písku a hrubšího písku byl v tom, že hrubší písek potřebuje dvojnásobně delší čas na stejně účinnou filtraci. To nás přivádí k myšlence, že nezáleží ani tak na velikosti zrn, jako spíše na době setrvání vody ve filtračních médiích. Výsledky ukazují, že písek byl schopen zachytit 88-93 % nerozpuštěných látek ve vodě, biochemická spotřeba kyslíku se snížila o 76 % a počty koliformních bakterií se zredukovali až o 91-99 %. Ukázalo se tedy že lepší je delší setrvání vody ve filtru, a tudíž nižší intenzita průtoku, viz Tabulka 4.

Tabulka 4: Hodnoty procentuálního snížení parametrů v horní a spodní části pískového filtru. Převzato z (ELLIS, 1987).

Stage 2—Slower filter							
	Mean inflow quality	Top sample point			Bottom sample point		
		% Removal	Maximum	Minimum	% Removal	Maximum	Minimum
BOD ₅	16	71	78	41	76	88	31
Suspended solids	16	90	97	85	93	98	91
COD	110	40	50	23	50	68	33
Coliform	442,000	94	99.9	88	99	99.9	90
Nitrate	18	23	30	7.5	41	66	83

Assayed et al., (2014) zkoumali možnost čištění šedé vody za pomoci samostatného jemného šterku (0,15-4,75 mm) a písku (0,4-2,36 mm). Výzkum trval po dobu 330 dnů v laboratorních podmínkách a byla použita syntetická šedá voda. Pro svůj experiment použily zásuvkový systém pískového filtru, kdy každá ze zásuvek z polyvinylchloridu, o celkovém počtu 6, měla rozměry 75x75x14cm. Každá zásuvka byla vystlána látkou z 2 mm tlustých vláken, aby se zabránilo úniku filtračního materiálu otvory na dně zásuvky. Filtrační vrstva by vždy 10 cm vysoká. Po dobu prvních 110 dní byl stanoven průtok šedé vody na 40 litrů denně. V druhém období, opět 110 dnů, byl průtok nastaven na 80 l denně a v posledním období taky na 80 litrů denně. Přičemž v prvních dvou období byl obsah organické hmoty stejný (160 mg na l) zatímco ve třetím období byl obsah organické hmoty vyšší (210 mg na l). Po každém období byl filtrační materiál vyměněn za nový. Výzkum prokázal, že nebyl zaznamenán významný rozdíl z hlediska účinnosti filtru mezi různými zatíženími pro všechny parametry. Výsledky ukázaly, že všechny režimy zatížení byly schopné odstranit více než 90 % organické hmoty a celkových nerozpuštěných látek. Došlo také k výraznému snížení biochemické i chemické spotřeby kyslíku. Výzkum došel k závěru, že tento systém je vhodný pro širokou veřejnost díky své jednoduchosti a nízkým nárokům na údržbu.

(Sabry, 2022) zkoumal účinnost konvenční pískové filtrace pro ošetření šedé vody. Šedá voda byla sbírána z administrativních budov a studentských kolejí na Britské univerzitě v Egyptě a analyzována podle standardních metod. Filtr se skládal z řady nádrží, ventilů a transparentních (průhledných) stěn filtru. Filtr byl naplněn pískem

jako filtračním médiem. Zařízení bylo provozováno při třech různých průtocích a třech různých hloubkách pískového média. Monitorovanými parametry byly pH, celkové suspendované látky, celková chemická spotřeba kyslíku. Výsledky ukázaly, že nižší průtoky a hlubší pískové médium vedly k lepšímu odstranění celkových suspendovaných látek a celkové chemické spotřeby kyslíku. Nejlepší účinnost odstranění byla zaznamenána při průtoku 555 litrů na metr čtvereční za hodinu a hloubce písku 80 cm, kdy dosáhla 81,08 % pro celkové suspendované látky a 78,75 % pro celkovou chemickou spotřebu kyslíku. Hodnoty pH a rozpustné chemické spotřeby kyslíku se vlivem filtrace nezměnily. Filtr se rychle ucpával a vyžadoval časté zpětné promývání. Autoři se domnívají, že ošetření šedé vody na místě pomocí pískové filtrace je jednou z dobrých možností, jak snížit tlak na přírodní zdroje vody. Písková filtrace je levná, snadno provozovatelná a ekologická technologie, která však má nevýhodu rychlého ucpávání a nízké účinnosti pro rozpustnou chemickou spotřebu kyslíku.

3.8 Filtry pracující na bázi biouhlu

Biouhel je produkt získaný termochemickou přeměnou biomasy (pyrolýzou) při velmi vysokých teplotách nad 300 °C (Mohamed et al., 2017). Biouhel je druh jemného granulovaného materiálu, který je bohatý na uhlík. Tento materiál je vysoce porézní a má schopnost zadržovat živiny. Je také známý pro dobrou kapacitu výměny kationtů (Mohamed et al., 2017; Sakhiya et al., 2020). Pro čištění vod a zlepšování vlastností půd se používá především pro svou schopnost adsorpce znečišťujících látek. Poréznost biouhlu poskytuje vhodný prostor pro mikroorganismy, které následně pomáhají se zlepšováním kvality vody. Bylo také prokázáno, že biouhel adsorbuje a fixuje různé druhy pesticidů, těžké kovy a zbytky ropných látek (Xie et al., 2021).

Mwenge Pascal & Seodigeng Tumisang, (2009) se zabývali čištěním šedé vody za pomoci biouhlu vyrobeného z banánových slupek. Tento experiment byl prováděn v laboratorních podmínkách za pomoci 800ml laboratorních plastových nádob. Na dně i na vrchu nádoby byla 2,5cm vysoká vrstva šterku. Uprostřed byl vložen biouhel v množství 200 a 400 g. Vzorky z filtračních nádob byly odebrány po týdně. Z výsledků je patrné že větší množství filtračního materiálu vždy zajistilo lepší výsledky filtrace. Po laboratorní analýze bylo zjištěno že filtry dokázaly odstranit až

95 % pevných částic ve vodě, 76 % dusičnanů a o 63 % se snížila chemická spotřeba kyslíku. Studie také zastává názor, že lepších výsledků je možné dosáhnout zvýšením doby zdržení vody ve filtračním médiu.

Gupta et al., (2016) se zaměřili na kvalitu a účinnost biouhlu při čistění šedých vod. Pro svůj pokus si vybrali filtrační nádrže ze skla o rozměrech: délka 1 m, výška 0.33 m a šířka 0.3 m. Pokus prováděli za kontrolovaných laboratorních podmínek. Dvě z nádob byly bez biouhlu (pouze šterk) a dvě s biouhlem. Jedna nádrž bez biouhlu nebyla osázena vegetací, zbylé tři ano. Syntetická šedá voda procházela nádržemi po dobu tří dnů a měla stabilní teplotu $25 \pm 2^\circ\text{C}$. Vzorke pročištěné vody odebírali po dobu sedmi po sobě jdoucích dní. Ihned po odběru je analyzovali. Po vyhodnocení výsledků tato studie tvrdí, že odstranění pevných částic ve vodě probíhalo ve všech nádržích stejně (průměrně 98 %), a tudíž nemá filtrační materiál ani výskyt vegetace vliv na odstranění pevných částic. Výzkumníci prokázali, že nádrže s biouhlem nejlépe odstraňují celkový dusík, a to až o 58,2 %. Také byla prokázána vyšší schopnost odstraňování dusičnanů (až o 92 %), fosforu (až o 79,5 %) a amoniaku (až o 58,3 %) u nádrží s biouhlem. Také chemická spotřeba kyslíku se nejvíce snížila (o 91,3 %) u nádrže s biouhlem.

L. Perez-Mercado et al., (2018) zkoumali rozdílné vlastnosti jednotlivých typů biouhlů, ať už se jednalo o původní materiál, ze kterého byl vytvořen biouhel nebo způsob výroby. V laboratorních podmínkách byly plněny akrylové válce o výšce 55 cm a průměru 5 cm. Válce obsahovali vždy tři vrstvy a to biouhel, poté filtrační materiál (písek) a opět biouhel. Pokus probíhal při teplotě $20 \pm 2^\circ\text{C}$. Byly zkoumány biouhly vyrobené ze smrkového a vrbového dřeva. Byla použita syntetická šedá voda, která byla denně přidávána po dobu 20-26 týdnů. Vzorke se odebírali jednou týdně. Z výsledků je patrné, že ani původní materiál ani způsob přípravy biouhlu neměl vliv na účinnost čistění vody. Co se týká odstraňování organické hmoty, všechny filtry měly účinnost nad 90 %. Nebyly ani prokázány významné statistické rozdíly mezi filtry při odstraňování dusíku z šedé vody. Vždy bylo odstraněno nad 50 % dusíku. Významnější rozdíl byl u fosforu, který byl lépe odstraněn u aktivovaného a vrbového biouhlu (nad 86 %) než u smrkového (62 %). Neaktivovaný biouhel je tvořen pyrolýzou biomasy, zatímco aktivovaný biouhel prošel chemickou nebo fyzikální aktivací (Gęca et al., 2022). V neposlední řadě byl také studován vliv biouhlu na odstranění amoniaku. Účinnost byla vždy nad 90 % pokud frakce biouhlu byla pod 1.4

mm. S vyšší frakcí (2.8 mm) klesala účinnost odstranění vlivem nedostatečného kontaktu amoniaku s filtračním materiálem.

3.9 Filtry pracující na bázi vápencové drtě

Gross a kol. (2007) zkoumali odstraňování chemických a mikrobiologických kontaminantů z domácích šedých vod pomocí vertikálního bioreaktoru. Syntetická šedá voda smíchaná s odpadem z jídelny byla recirkulována 2-3 dny v bioreaktoru. Po této době byla polovina šedé vody nahrazena za čerstvou. Celý experiment trval 10 týdnů. Odstranění chemických a mikrobiologických kontaminantů bylo stanoveno porovnáním vzorků přitékající šedé vody s vyčištěnými vodami získanými po 8 a 72 hodinách čištění ve filtračních systémech. Jako filtrační médium byla vybrána 4 cm vysoká vrstva rašeliny a 2,5cm vysoká směs drceného vápence a dolomitu. Drcený vápenec zde byl použit jako dodatečná fyzikální filtrace a pro tlumení potenciálních ztrát zásaditosti v důsledku tvorby kyselosti v procesu nitrifikace. Z výsledků je patrné, že došlo ke statisticky významnému snížení koncentrace CHSK, aniontových povrchově aktivních látek, celkově nerozpuštěných látek, NO₃-N, NO₂-N a celkového fosforu (Gross et al., 2007).

Aziz et al., (2008) se zaměřili na schopnost vápence odstraňovat kovy (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu a Cr) z vod. V laboratorních podmínkách porovnávali různá média, a to vápenec, drcené cihly a štěrk. Po vytvoření syntetického roztoku (s neutrálním pH) s danými kovy byl tento roztok promícháván společně s filtračním médiem po dobu 90 minut. Poté byly odebrány vzorky vody a testovány na přítomnost kovů. Bylo zjištěno, že vysoce kvalitní vápenec (obsah CaCO₃ ve vápenci byl 95,6 %) dokázal odstranit více než 90 % kovů při obsahu kovů 2 mg/l. Cihly měly 80% úspěšnost odstranění, kdežto štěrk pouze 65 %.

Travis a kol. (2010) studovali syntetickou šedou vodu pomocí uměle vytvořeného mokřadu s vertikálním tokem. Syntetická šedá voda se skládala z vody, pracího prášku, práškového tuhého mýdla, rostlinného oleje a surového odpadu z jídelny či kuchyně. Sestava se skládá z kontejneru o objemu 500 l. Nádoba obsahovala třívrstvé mokřadní dno (povrch mokřadu činil 1 m²) skládající se z 8 cm organické zeminy (osázené *Hydrocotyle leucocephala* a *Cyperus papyrus*) poté 40 cm vrstvy filtračního média (sopečný tufový kámen, průměr kamene byl 1-2 cm) a nakonec na dno nádoby byly

umístěny vápencové kameny ve vrstvě 5 cm. Tento experiment došel k závěru, že tato sestava dokázala snížit biochemickou spotřebu kyslíku o 99 %, odstranit až 89,76 % celkových nerozpuštěných látek, celkový dusík se snížil o 82,14 % a koncentrace aniontových povrchově aktivních látek byla snížena o 94 %.

4 Metodika

Veškeré terénní výzkumné práce probíhaly na experimentální ploše (experimentálním poli) České zemědělské univerzity v areálu kampusu. Samotný experiment probíhal od 19.6.2023 do 28.9.2023.

4.1 Popis výzkumné plochy

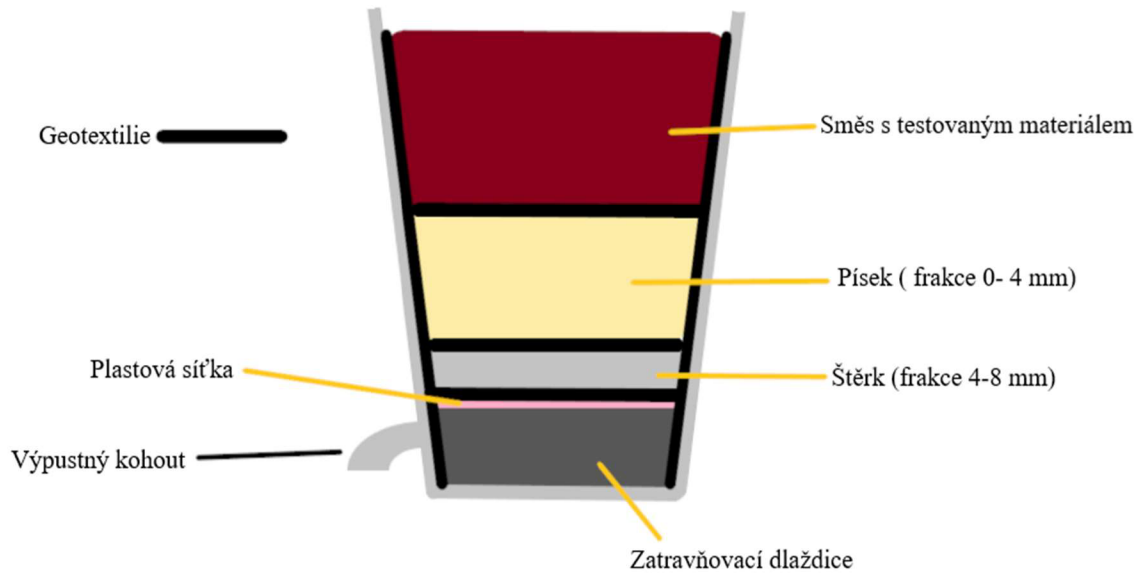
Veškerý filtrační materiál byl umístěn v plastových sudech o následující velikosti: horní průměr činil 42 cm, výška sudu byla 62 cm a dolní průměr činil 32 cm. Sudy byly již před začátkem experimentu osázeny komerční travní směsí, viz Tabulka 5.

Tabulka 5: *Kompletní složení travní směsi.*

Složení travní směsi	
Jetel plazivý	6 %
Jetel luční	10 %
Jetel zvrhlý	4 %
Jílek vytrvalý	10 %
Lipnice luční	12 %
Bojínek luční	29 %
Kostřava luční	23 %
Kostřava červená	7 %

Vnější strana nádob byla pokryta tmavou nepropustnou fólií, aby se zabránilo vniknutí světla, které by mohlo způsobit nežádoucí procesy uvnitř sudu. Nežádoucí bylo například bujení fotosyntetizujících organismů, růst řas či nadměrná degradace použitých materiálů vlivem slunečního záření. Vnitřek sudu byl po celé své ploše vystlán geotextílií, tak aby bylo zabráněno vzniku preferenčního proudění podél stěn sudu. Pro každou zkoumanou skupinu bylo vyhotoveno 10 stejných sudů. Každý sud měl svůj kohout téměř u dna pro snadný odběr vzorků. Těsně nad úrovní kohoutku byla umístěna plastová mřížka, aby se kohout neucpával. Nad plastovou mřížkou byla nejspodnější filtrační vrstva o výšce cca 4 cm a jednalo se o štěrk s frakcí 4-8 mm. Prostřední vrstva byla vysoká 16 cm a tvořená pískem s frakcí 1-4 mm, viz Obrázek 1. Nejsvrchnější vrstva o výšce 35 cm obsahovala technogenní zeminu (ornice,

kompost a písek) a testované filtrační aditivum. Mezi jednotlivé vrstvy byla opět umístěna geotextilie, aby se zabránilo mísení jednotlivých materiálů.



Obrázek 1: Příčný průřez skladnou filtrační nádoby

4.2 Syntetická šedá voda

Pro tento experiment byla použita synteticky připravená šedá voda. Koncentrace jednotlivých produktů v šedé vodě, viz Tabulka 6, byly převzaty z publikace od Diaper a kol. (2008), kde v návodu na přípravu syntetické šedé vody stanovují množství tělového mléka, mýdla na ruce, zubní pasty, šampónu, deodorantu a pracího prostředku. Druhy přípravku byly stanoveny na základě průzkumu učiněného za pomoci internetového dotazníku. Hlavními důvody použití syntetické šedé vody bylo zajištění stabilního množství a konzistentního složení šedé vody.

Tabulka 6: Množství drogerie použité na jeden litr šedé vody.

přípravek	značka	koncentrace [mg/l]
šampón	Head & Shoulders	72
mýdlo	Dove	648
zubní pasta	Colgate	32,5
tělové mléko	Nivea	10
deodorant	Nivea	10
prací prostředek	Ariel	150

Syntetická šedá voda se skládala z běžných hygienických produktů. Největší podíl mělo mýdlo, zde vybrané Dove Moisturising hand wash. Mezi další vybrané prostředky patří šampón Head & Shoulders Classic clean, tělové mléko Nivea Body Milk, pasta Colgate Triple Action, prací prášek Ariel Mountain Spring a antiperspirant Nivea Men Protect & Care roll-on.

Mimo tuto drogerii byly do syntetické šedé vody přimíchávány potenciálně toxické kovy ve formě sloučenin. Sledovaný byl zinek, nikl a měď, které byly přidávány jako síran měďnatý (CuSO_4), síran zinečnatý (ZnSO_4) a síran nikelnatý (NiSO_4), viz Tabulka 7.

Tabulka 7: Množství kovů použité na jeden litr šedé vody.

sloučenina	koncentrace [mg/l]	Obsah samotného kovu [mg/l]
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,786	0,2
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,879	0,2
$\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,895	0,2

4.3 Stanovení vybraných polutantů v biomase vegetačního pokryvu

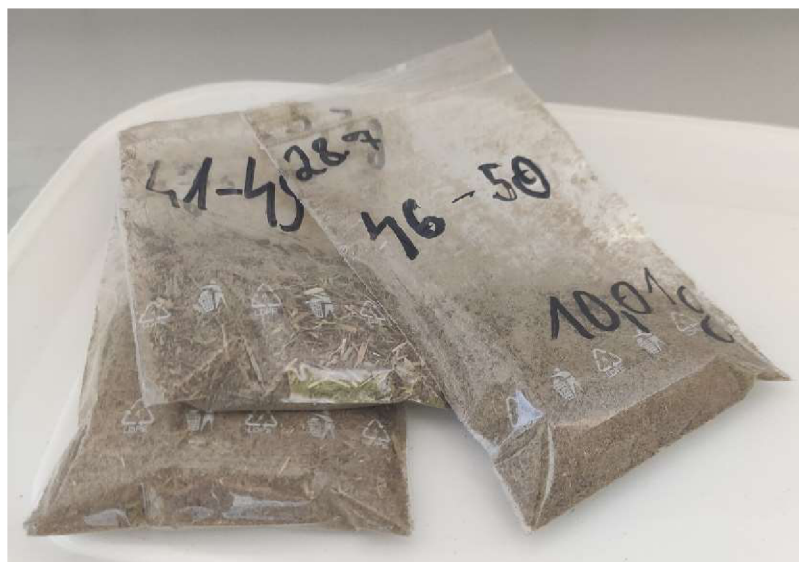
V rámci experimentu byla zjišťován obsah uhlíku, dusíku a některých kovů v biomase vegetačního pokryvu. Vzorek biomasy se odebíral jednou měsíčně, viz Obrázek 2.



Obrázek 2: Odběr biomasy z filtračních sudů.

Vždy z jedné skupiny stejných sudů byl vytvořen směsný vzorek. První směsný vzorek byl odebrán ještě před začátkem přidávání šedé vody v květnu. Další vzorky byly odebrány vždy na konci června, července, srpna a září.

Vzorek vegetace byl následně zvážen čerstvý a poté usušený v horkovzdušné sušárně (40 °C) , aby bylo zjištěn obsah vody v biomase. Příprava vzorků spočívala v kompletním vysušení a následně se za pomoci třecí misky s tloučkem a mlýnkem byla biomasa rozemlela na jemný prášek, který byl uschován v popsaných igelitových pytlících a připraven pro samotné testování, viz Obrázek 3.



Obrázek 3: Rozemleté vzorky s datem, číslem skupiny a váhou.

4.4 Průběh výzkumu

Před samotným zahájením aplikace šedé vody bylo potřeba zjistit maximální míra nasycení jednotlivých sudů. Byla provedena saturační zkouška, aby bylo zjištěno, jaký objem vody je každá skupina sudů schopna pojmout a zjistila se 100% saturace. Při této zkoušce se sudy pomalu napouštěly vodou až do momentu, kdy se voda přestala vstřebávat a na filtračním materiálu se vytvořila vrstva vody do tloušťky 1 cm.

Syntetická šedá voda byla připravována vždy v den použití v IBC kontejneru o objemu 1000 l. V kontejneru byly odměřené látky smíseny s vodou z vodovodu a promíchány za pomoci ponorného čerpadla, které zajišťovalo cirkulaci vody v kontejneru.

Po vytvoření byla šedá voda rozváděna za pomoci druhého ponorného čerpadla. Toto čerpadlo bylo napojeno na hadice, které rozváděly vodu do jednotlivých sudů. Hadice byly zakončeny koncovkami, které se používají běžně na kapkovou závlahu rostlin. Nebylo možné nastavit jiný objem závlahy pro každý sud zvlášť, a proto se zvolila nejnižší možná hodnota zálivky. Zbytek chybějící zálivky se dodával z kontejneru ručně za pomoci plastové odměrné nádoby.

Jednotlivé sudy byly rozděleny dle filtračního materiálu a saturace do skupin, viz Tabulka 8.

Tabulka 8: Množství vody (l) odpovídající jednotlivým stauracím a materiálům.

saturation pro jednotlivé skupiny sudů v litrech	celková saturace	stálá saturace	střídávající saturace	
Materiál	100%	30%	70%	30%
default	22,2	6,66	15,54	6,66
vápencová drť	22,4	6,72	15,68	6,72
biouhel	21,3	6,39	14,91	6,39

Každé skupině bylo přiřazeno pět sudů. Odběr vzorků probíhal jednou týdně dopoledne. Z každého sudu ze stejné skupiny byly odebrány 2 litry přefiltrované vody, tedy z jedné skupiny dohromady 10 litrů vody. Byl vytvořen směsný vzorek, který byl odebrán do plastových nádob o objemech 500 ml a 250 ml. Vzhledem k nedostatku sběrných nádob nebylo možné, aby každá skupina měla vlastní, a proto byly mezi jednotlivými skupinami nádoby vyplachovány čistou vodou, abychom zabránili kontaminaci jednotlivých vzorků mezi sebou.

V rámci experimentu byly zvoleny dvě hodnoty saturace. V rámci každého druhu materiálu byly vytvořeny dvě skupiny po pěti sudech. Jedna skupina měla stálou saturaci 30 % po celou dobu experimentu, zatímco druhá skupina měla saturaci střídávající. Střídávající saturace stanovena tak, že 14 dní byla saturace 30 % poté 14 dní 70 % a tak neustále dokola.

4.5 Sledované parametry vody

V rámci určení funkčnosti a míry účinnosti jednotlivých skupin byly jednotlivé vzorky podrobeny několika různým analýzám. V rámci laboratorních prací byl zjišťován celkový organický uhlík (TOC), celkový anorganický uhlík (IC) a celkový uhlík (TC) na analyzátoru SKALAR FormacsHT TOC/TN. Určovala se i konduktivita, turbidita a pH. Následně bylo zjišťováno množství tenzidů a množství nerozpuštěných pevných látek ve vodě. Koncentrace tenzidů byla stanovena kyvetovým testem LCK 332 (Hach Lange GmbH, DE) na spektrometru Hach Lang DR 3900. Dále byly měřeny základní anionty (SO_4^{-II} , PO_4^{-III} , NO_3^{-I} , NO_2^{-I} , Br^{-I} , F^{-I} , Cl^{-I}). Základní anionty byly stanoveny pomocí iontové chromatografie Metrohm 883 Basic IC Plus (Metrohm AG, CH). Ve vzorcích bylo také určováno celkové množství dusíku (TN). Uhlík a celkový

dusík byl měřen pomocí přístroje Skalar FormacsHT TOC/NT. Koncentrace kovů ve vzorcích byla stanovena za pomoci spektroskopie ICP-OES Agilent 5800.

Amoniakální dusík byl změřen na spektrometru Agilent Cary 60 UV-VIS 190-1100 nm. Kdy přefiltrované vzorky byly v objemu 4 ml přidány do 50 ml odměrných nádob. Následně bylo přidáno 0,4 ml vybarvovacího činidla (do 500 ml odměrné baňky se přidalo 65 g salicilanu sodného, 65 g dihydrátu citčronanu trisodného a 0,475 g nitroprusidu sodného. Po rozpuštění v destilované vodě byla destilovaná voda doplněna po rysku) a 0,4 ml alkalického roztoku (v 250 ml deionizované vody se rozpustilo 16 g NaOH, poté se přidal 1 g dihydrátu dichlorisokyanuranantanu sodného a následně se roztok přelil do 500 ml odměrné baňky a byl doplněn po rysku. Následně se odměrné baňky (50 ml) doplnily po rysku destilovanou vodou a zhruba 60 minut byly vystaveny tmě. Poté se vzorky měřily na spektrometru při vlnové délce 655 nm v 1 cm kyvetě. Vzorky se zbarvovaly do zelené barvy.

Celkový fosfor byl opět měřen na přístroji Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis (při vlnové délce 880nm), kdy do Erlenmeyerových baněk bylo přidáno 40 ml vzorku šedé vody a doplněno 4 ml peroxodisiranu draselného. Vzorky byly následně přivedeny k varu za pomoci varné desky nastavené na 200°C. Ohřívání vzorku probíhalo vždy v digestoři se spuštěným odvětráváním. Při dosažení bodu varu byly vzorky vařeny 30 minut. Poté se nechala klesnout teplota na pokojovou. Následně byly vzorky přelity do odměrných baněk (50 ml) a byla do vzorku přidána kyselina askorbová (1ml) a roztok molybdenanu amonného (2 ml). Po přidání chemikálií se roztok zamíchal a doplnil po rysku odměrné baňky destilovanou vodou. Následně se čekalo 15 minut. Vzorky se zbarvily do odstínu modré barvy.

4.6 Sledované parametry vegetace

V rámci zjištění vlivu šedé vody a její filtrace na pěstovanou vegetaci byly sledovány základní parametry rostlin, a to celkový dusík, celkový uhlík a obsah kovů v rostlinách. Také bylo sledováno celkové množství vegetace v čerstvém i sušeném stavu. Celkový uhlík a dusík byly analyzovány pomocí vysokoteplotního katalytického spalování. Analýzu provedl přístroj Primacs SNC total carbon and nitrogen analyser od výrobce Scalar. Vzorky pro stanovení kovů bylo nutno nejdříve rozložit s využitím mikrovlnného rozkladu (Multiwave GO plus ; Anton Paar) ve směsi HNO₃ a H₂O₂

(9:1), viz Obrázek 5: a Obrázek 4. Vzorčky byly následně analyzovány s využitím přístroje FAAS (55B AA, Aglient Technologies).



Obrázek 5: *Přístroj na mikrovlnný rozklad.*



Obrázek 4: *Detail teflonové nádoby.*

4.7 Statistická analýza dat

Data byla zpracovávána v uživatelském prostředí Microsoft Excel a v nástroji Poznámkový blok. V Excelu došlo k formátové úpravě dat pro jejich následnou analýzu za pomoci statistického programu RStudio.

Následně byla vybrána správná verze testu na základě hodnoty P (p-value), která byla vypočtena pomocí Shapiro-Wilkova testu normality. Hranice normality byla stanovena na 0,05. Při normálním rozdělení reziduí dat byl použit parametrický test ANOVA. Signifikantní statistické rozdíly mezi filtračními skupinami poté vypočítal Tukey HSD test. Bylo-li rozdělení dat nenormální, byl použit Kruskal-Wallisův test s Dunnovým testem. Nakonec bylo potřeba vytvořit konečný graf, kde byl zvolen krabicový graf a řádně graf popsat.

5 Výsledky

Následující podkapitoly zde zachycují podrobný přehled koncentrací polutantů ve šedé vodě a vodě, která byla odebrána na odtoku z jednotlivých typů filtrů.

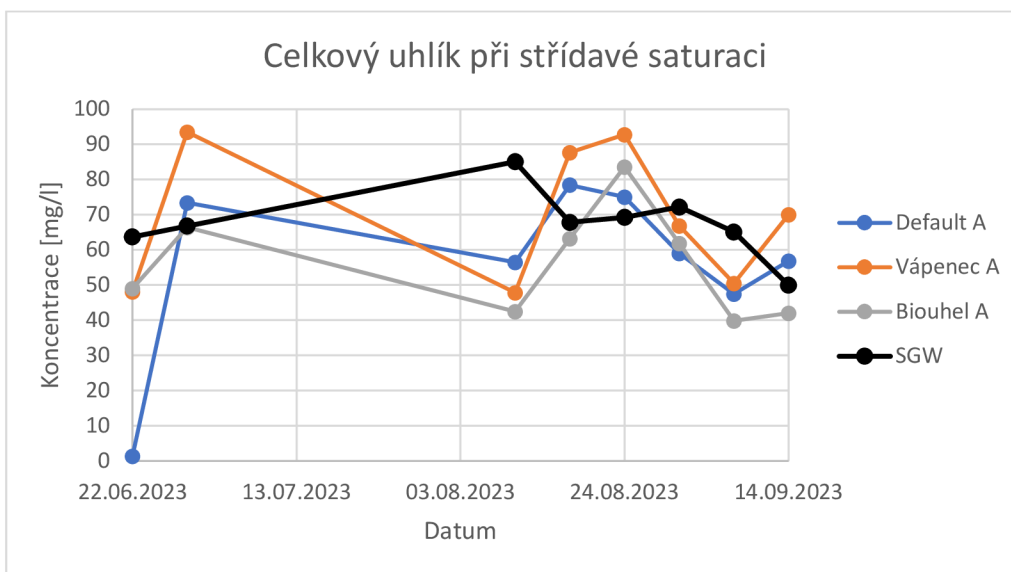
I přesto, že se jednalo o syntetickou šedou vodu nebyly naměřené hodnoty vždy konstantní, viz Tabulka 9. Způsobeno to může být tím, že se používali reálné kosmetické produkty, které nemají homogenní složení. Vliv na složení výrobku může mít stáří výrobku, šarže atd.

Tabulka 9: Průměrné naměřené hodnoty šedé vody.

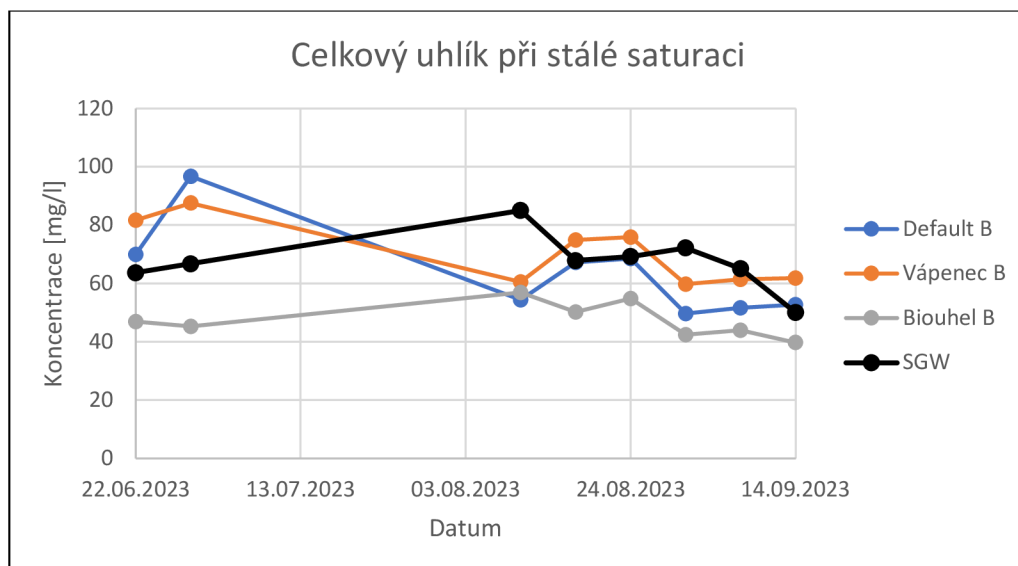
Parametr	Jednotka	Min	Max	Průměr	SO
Celkový organický uhlík	[mg/l]	31,81	69,13	50,10	10,28
Celkový uhlík	[mg/l]	49,98	85,03	67,46	9,71
Anorganický uhlík	[mg/l]	15,67	19,10	17,37	1,30
Celkový dusík	[mg/l]	5,39	7,83	6,33	0,87
Dusičnany	[mg/l]	1,85	24,67	19,19	5,92
Tenzidy	[mg/l]	0,43	7,95	2,29	2,91
Fluoridy	[mg/l]	0,11	0,18	0,14	0,02
Chloridy	[mg/l]	23,66	31,19	27,72	2,42
Dusitany	[mg/l]	0,01	11,93	1,70	3,94
Fosfáty	[mg/l]	0,16	0,54	0,38	0,14
Sírany	[mg/l]	24,32	50,52	41,62	7,49
Obsah nerozpuštěných látek	[mg/l]	2,50	21,24	11,12	6,40
Celkový fosfor	[µg/l]	0,26	0,86	0,52	0,22
Nikl	[µg/l]	184,50	202,40	190,93	9,96
Měď	[µg/l]	161,80	184,40	173,07	11,30
Zinek	[µg/l]	158,00	217,00	196,00	32,97
pH	-	6,95	7,69	7,38	0,21
Konduktivita	[µS/cm]	366,00	432,00	380,36	15,67
Turbidita	[FTU]	8,05	34,96	21,11	6,67
Amoniakální dusík	[mg/l]	0,003	0,034	0,020	0,008

5.1 Celkový uhlík (TC)

Na Graf 1 (střídavá saturace) a Graf 2 (stálá 30% saturace) můžeme pozorovat naměřené koncentrace TC ve výpusti filtru a koncentrace TC naměřené v šedé vodě. Při střídavé saturaci jsou naměřené hodnoty po dlouhou dobu experimentu vyšší než u šedé vody u všech skupin s výjimkou biouhlu, kde byla koncentrace pouze jednou vyšší než u šedé vody. V případě stálé saturace se koncentrace postupně dostávají pod koncentraci TC v šedé vodě s výjimkou vápence.

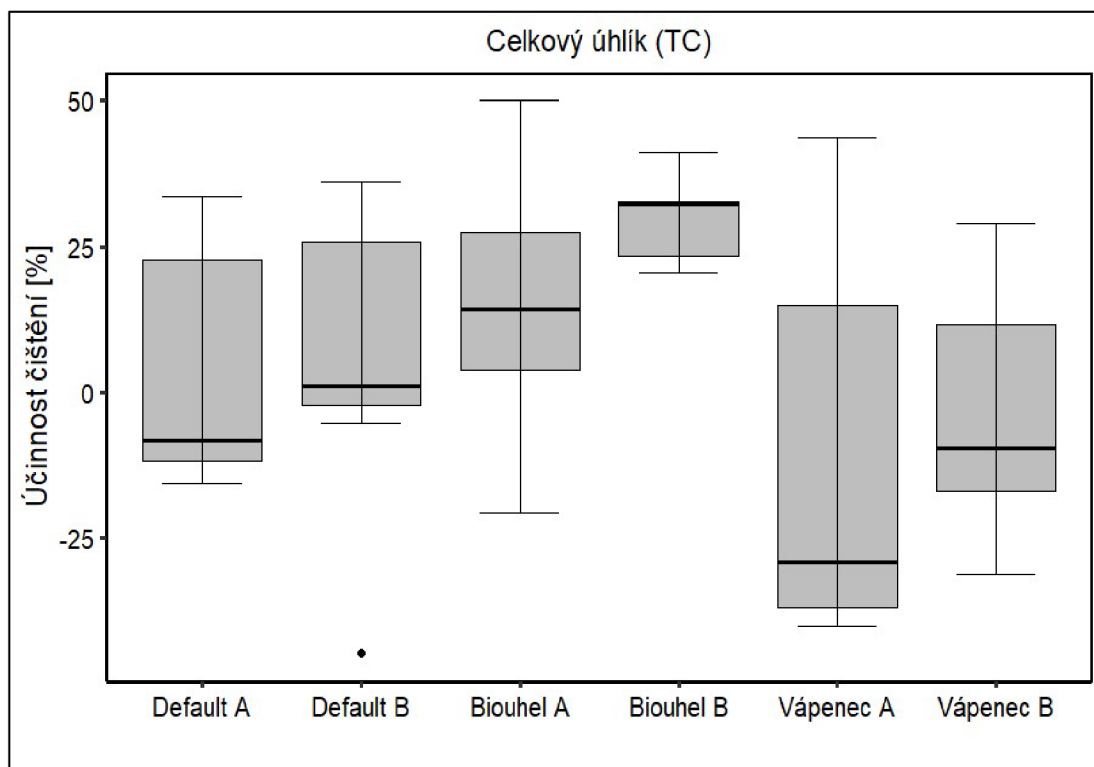


Graf 1: Koncentrace celkového uhlíku při střídavé saturaci.



Graf 2: *Koncentrace celkového uhlíku při stálé saturaci.*

Na základě vyhodnocení dat lze konstatovat, že nejvyšší průměrnou účinnost čištění v případě TC vykazuje biouhel při stálé saturaci. Naproti tomu obě skupiny s vápencem vykazují zápornou průměrnou hodnotu čištění. Tudíž dochází ke většímu znečištění šedé vody. Jak je patrné v Tabulka 10. Toto tvrzení dokládá i Tabulka 11, kde je patrné že nejvyšší průměrnou naměřenou koncentrací dosahoval vápenec (72,74 mg/l).



Graf 3: Účinnost čištění celkového uhlíku u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Na základě statistické analýzy dat bylo zjištěno, že biouhel B je signifikantně účinnější než vápenec A. mezi ostatními skupinami nebyl nalezen signifikantní rozdíl. To může dokládat i Graf 3.

Tabulka 10: Průměrná procentuální účinnost čištění u jednotlivých skupin.

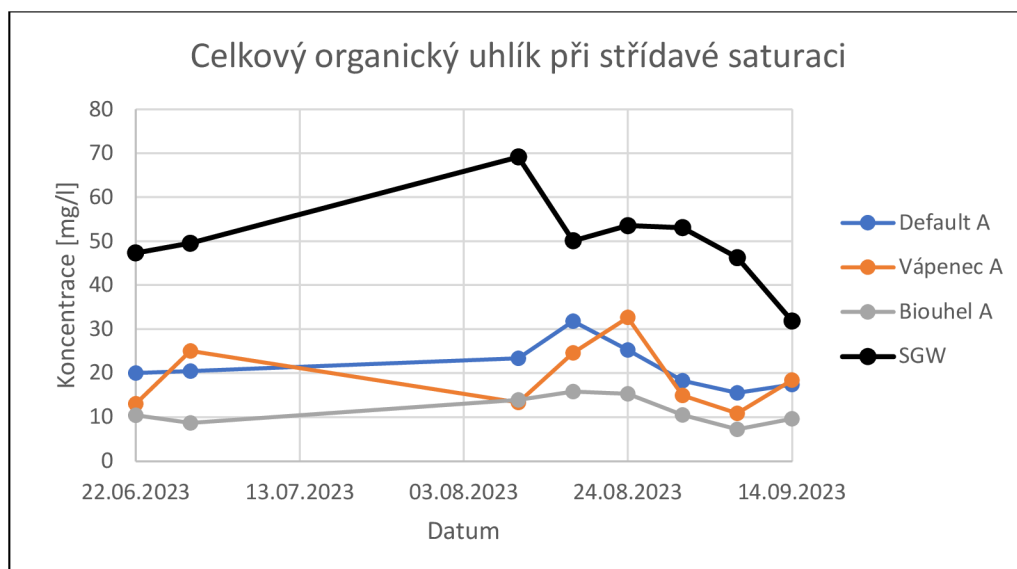
skupina	průměrná účinnost čištění (%)	SD
Default A	4,45	38,3
Default B	5,63	26
Vápenec A	-10,00	33,9
Vápenec B	-3,30	21,9
Biouhel A	15,11	22,1
Biouhel B	29,46	7

Tabulka 11: Průměrná koncentrace TC u výstupu z filtrů a v šedé vodě.

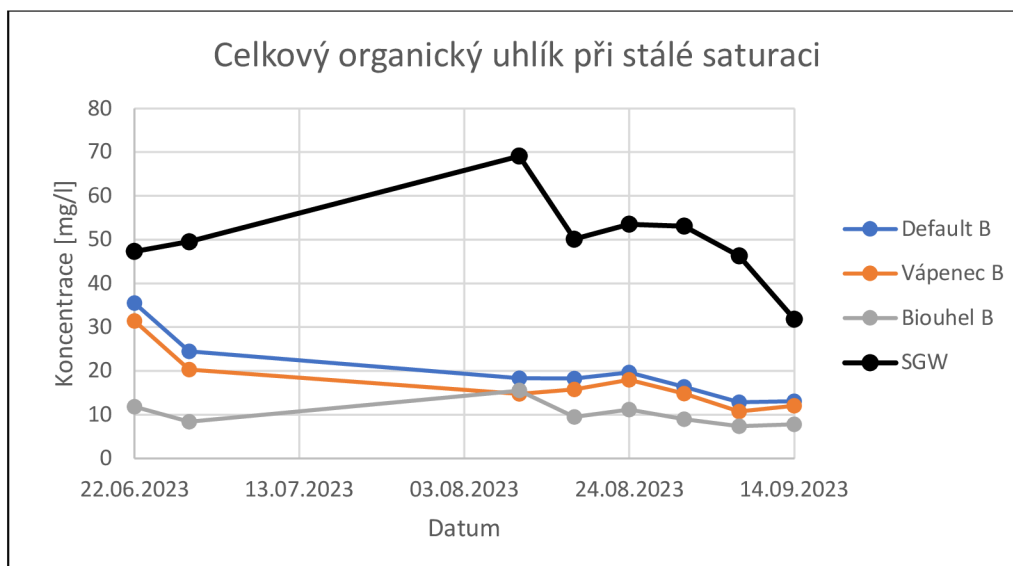
Skupina	Průměrná koncentrace (mg/l)	SD
Default A	63,80	24,59
Default B	62,98	15,64
Vápenec A	72,74	69,6619,8
Vápenec B	68,82	10,94
Biouhel A	57,04	15,33
Biouhel B	47,62	6
SGW	68,01	9,71

5.2 Celkový organický uhlík (TOC)

Na Graf 4 (střídavá saturace) a Graf 5 (stálá 30% saturace) můžeme pozorovat naměřené koncentrace TOC ve výpusti filtru, které byly vždy nižší oproti průměru TOC v šedé vodě (445,13 mg/l). Z grafů je patrné, že koncentrace celkového organického uhlíku v čase měla fluktuální tendenci. Ovšem při porovnání grafů se jeví, že při stálé saturaci jsou hodnoty vypouštěného množství TOC stabilnější a mají spíše klesající tendenci.

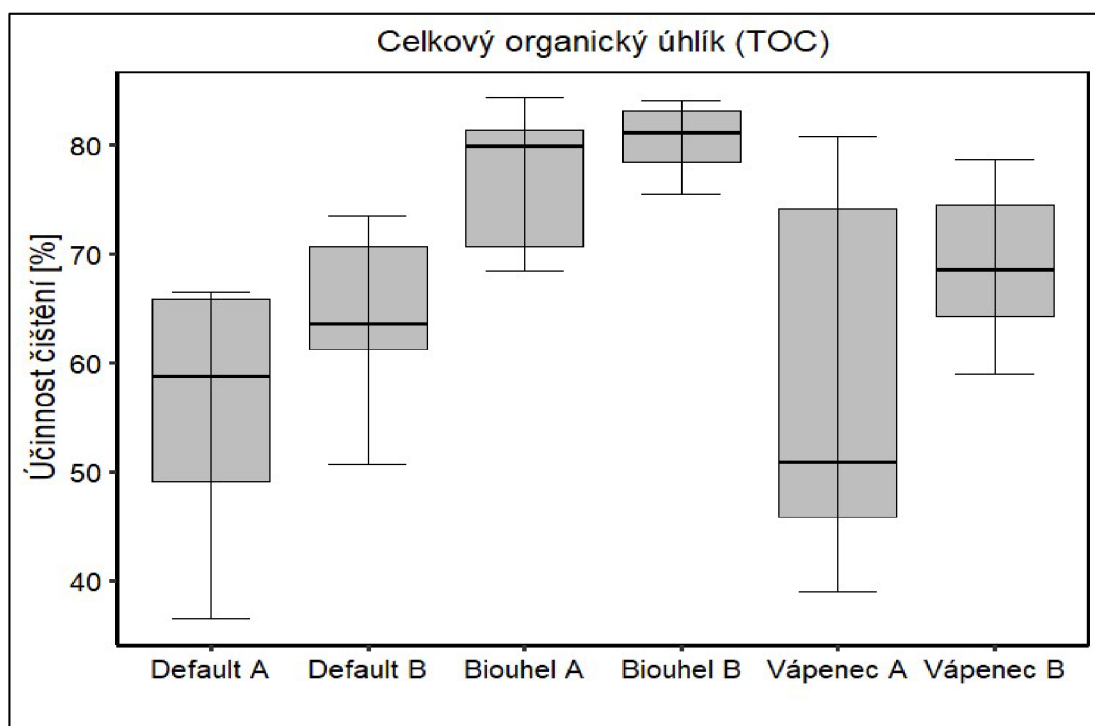


Graf 4: Koncentrace celkového organického uhlíku při střídavé saturaci.



Graf 5: *Koncentrace celkového organického uhlíku při stálé saturaci.*

Na základě analýzy výsledků měření odebraných dle pravidel stanovených v metodice, lze konstatovat, že všechny testované skupiny vykazovaly průměrnou účinnost čištění nad padesát procent, což dokládá Tabulka 12 (skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci). Aplikovaná šedá voda měla průměrný obsah celkového organického uhlíku 45,13 mg/l. Po vyčištění byly koncentrace nižší u všech skupin, viz Tabulka 13. Z výsledků je patrné, že nejlepší účinnost měl biouhel o stálé saturaci.



Graf 6: Účinnost čištění celkového organického uhlíku u jednotlivých skupin biofiltrů.
Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Na základě statistické analýzy vykazuje biouhel se střídavou saturací signifikantně vyšší účinnost než default se střídavou saturací. Dále biouhel se stálou saturací vykazuje signifikantně vyšší účinnost než vápenec se střídavou saturací, default se střídavou saturací a default se stálou saturací, viz Graf 6. Průměrná procentuální účinnost čištění u jednotlivých skupin je znázorněna v Tabulka 12.

Tabulka 12: Průměrná procentuální účinnost čištění u jednotlivých skupin.

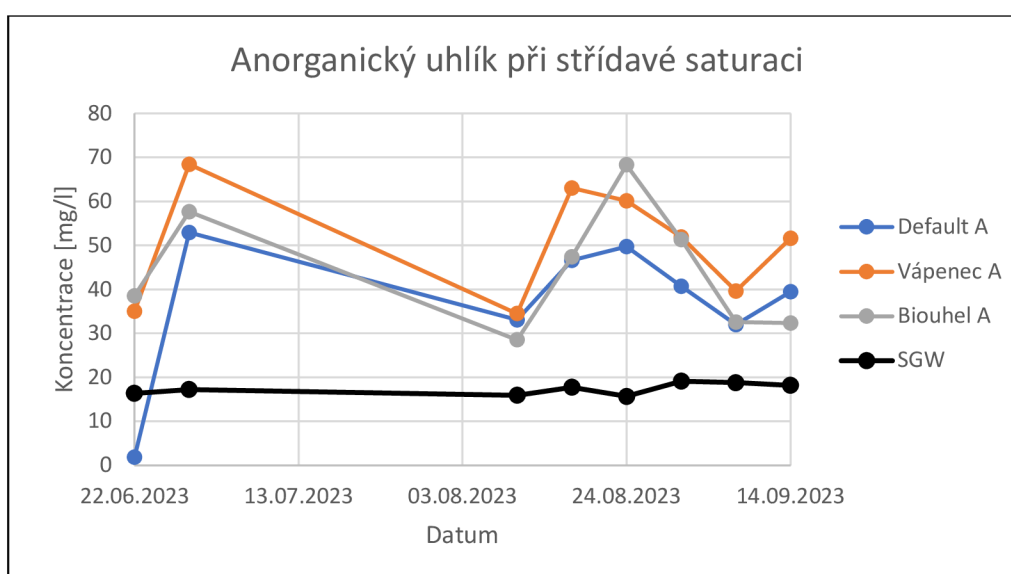
skupina	průměrná účinnost čištění (%)	SD
Default A	55,92	10,8
Default B	64,48	15,8
Vápenec A	58,63	16,7
Vápenec B	69,09	14,3
Biouhel A	76,64	6,1
Biouhel B	80,50	3,6

Tabulka 13: Průměrné koncentrace TOC při výstupu z filtrů a v šedé vodě.

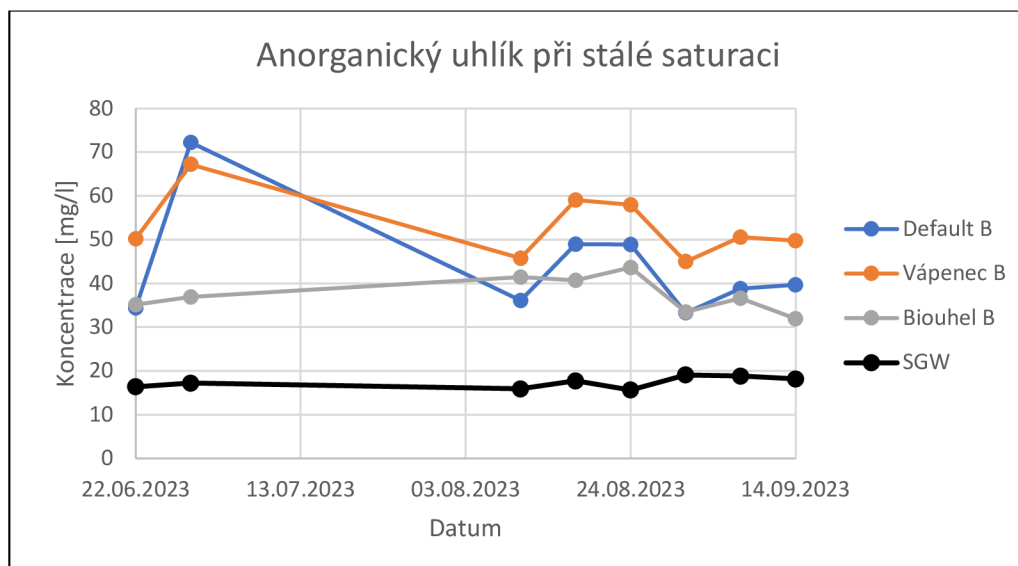
skupina	Průměrná koncentrace (mg/l)	SD
Default A	19,02	5,22
Default B	19,81	7,36
Vápenec A	19,12	7,61
Vápenec B	17,23	6,49
Biouhel A	11,44	3,17
Biouhel B	10,06	2,69
SGW	45,13	10,28

5.3 Celkový anorganický uhlík (IC)

Na Graf 7 (střídavá saturace) a Graf 8 (stálá saturace) můžeme pozorovat naměřené koncentrace IC ve výpusti filtru, které byly vždy vyšší oproti IC v šedé vodě, a tak docházelo k uvolňování anorganického uhlíku, viz Tabulka 14. Z grafů je patrné že stabilnější se jeví skupiny při stálé saturaci. Dle statistické analýzy nebyl nalezen mezi účinností všech skupin žádný významný rozdíl.



Graf 7: Koncentrace anorganického uhlíku při střídavé saturaci.



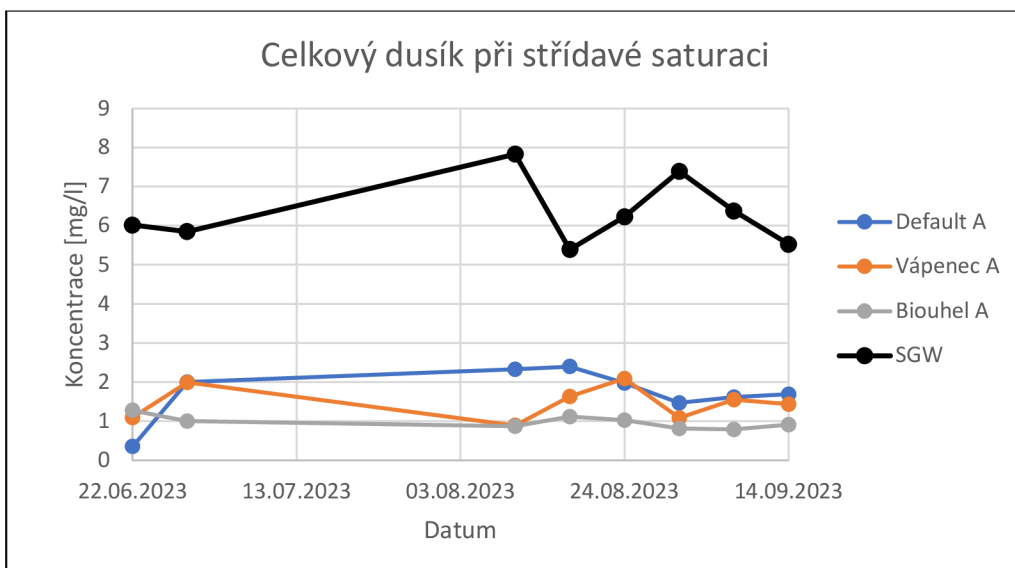
Graf 8: *Koncentrace anorganického uhlíku při stálé saturaci.*

Tabulka 14: *Průměrná koncentrace IC při výstupu z filtrů a v šedé vodě.*

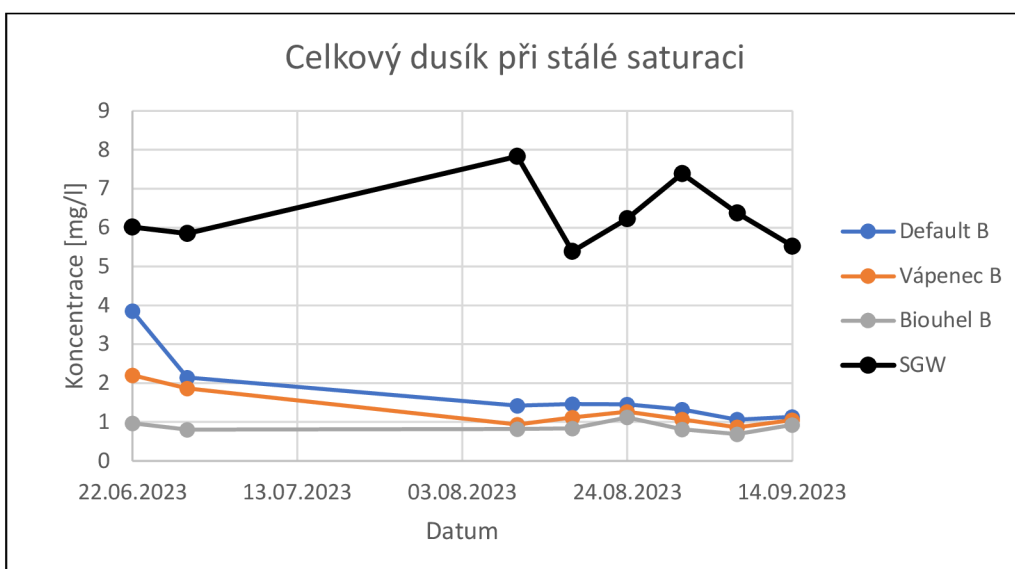
skupina	Průměrná koncentrace (mg/l)	SD
Default A	37,04	16,07
Default B	44,04	12,87
Vápenec A	50,54	13,02
Vápenec B	53,20	7,60
Biouhel A	44,59	14,02
Biouhel B	37,47	4,09
SGW	17,37	1,30

5.4 Celkový dusík (TN)

Na Graf 9 (střídavá saturace) a Graf 10 (stálá saturace) můžeme pozorovat naměřené koncentrace TN ve výpusti filtru, které byly vždy nižší oproti TN v šedé vodě. Z grafů je viditelné, že při neměnné saturaci je proces čištění stabilnější a nejlepší hodnoty vykazuje biouhel. Pokud se zaměříme na střídavou saturaci jsou výkyvy větší a nejlepší výsledky má opět biouhel, který se zdá nejstabilnější ze skupin A. Vypočítané průměrné koncentrace toto tvrzení potvrzují, kdy nejvyšší má šedá voda (6,44 mg/l) a nejnižší biouhel B (0,87 mg/l), viz Tabulka 15.

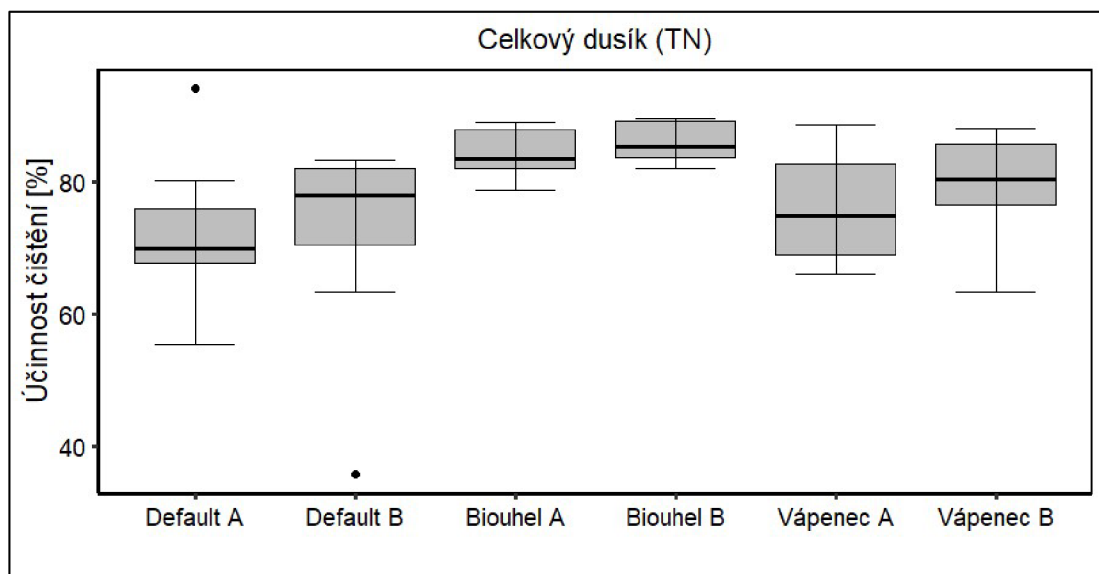


Graf 9: *Koncentrace celkového dusíku při střídavé saturaci.*



Graf 10: *Koncentrace celkového dusíku při stálé saturaci.*

Na základě získaných a vyhodnocených dat je možné určit, že všechny skupiny měly účinnost odstranění celkového dusíku nad 70 %, viz Tabulka 16. Nejvyšší účinnost čištění měl biouhel B (konstantní saturace) a to 86,31 %. Nejnižší účinnost vykazuje se 70,58 % skupina default s konstantní saturací.



Graf 11: Účinnost čištění celkového dusíku u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Statistická analýza prokázala, že biouhel B má signifikantně vyšší účinnost čištění celkového dusíku než skupiny default A a default B. Mezi ostatními skupinami nebyly zjištěny žádné signifikantní rozdíly, viz Graf 11.

Tabulka 15: Průměrná koncentrace TN při výstupu z filtru a v šedé vodě.

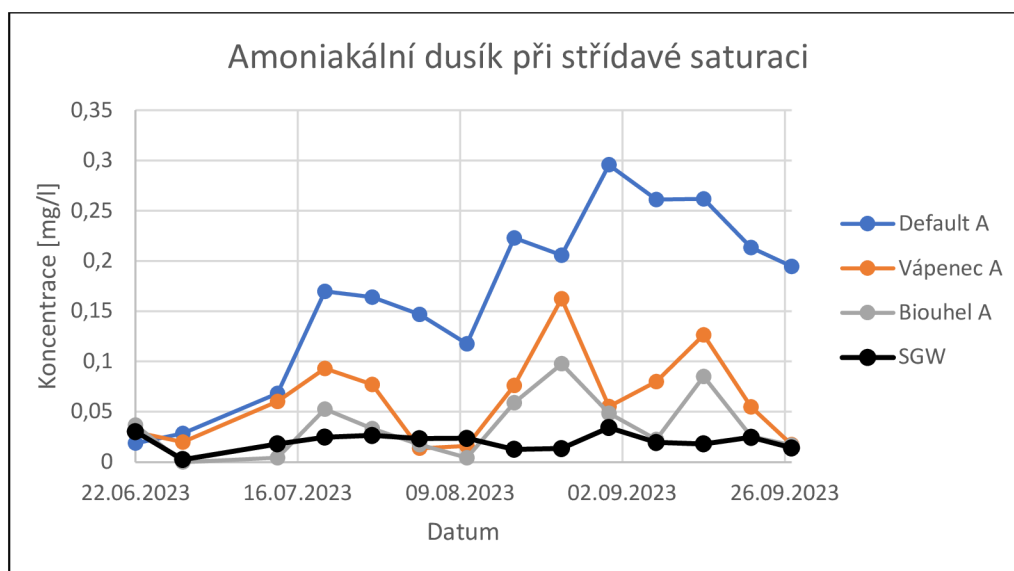
skupina	průměrná koncentrace (mg/l)	
Default A	1,73	0,65
Default B	1,82	0,92
Vápenec A	1,48	0,43
Vápenec B	1,33	0,48
Biouhel A	0,98	0,16
Biouhel B	0,87	0,13
SGW	6,44	0,87

Tabulka 16: Průměrná procentuální účinnost čištění u jednotlivých skupin.

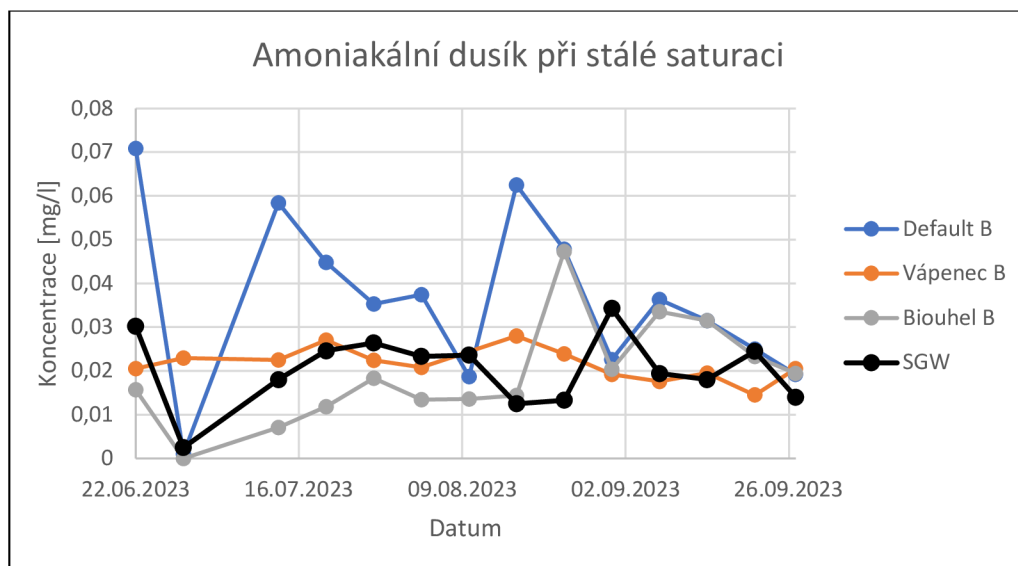
skupina	průměrná účinnost čištění (%)	SD
Default A	69,2	11,3
Default B	77,1	16
Vápenec A	76	8,6
Vápenec B	78,9	8,8
Biouhel A	84,2	4
Biouhel B	85,9	3

5.5 Amoniakální dusík

Z výsledků je patrné, že všechny skupiny biofiltrů vykazovaly během téměř celého experimentu na výpusti filtru vyšší hodnoty koncentrace amoniakálního dusíku oproti šedé vodě, viz Graf 12 a Graf 13. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 0,0203 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 0,1692 mg/l u střídavé a 0,0365 mg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 0,0630 mg/l a u stálé 0,0215 mg/l a biouhel u střídavé 0,0360 mg/l a u stálé pak 0,0193 mg/l.



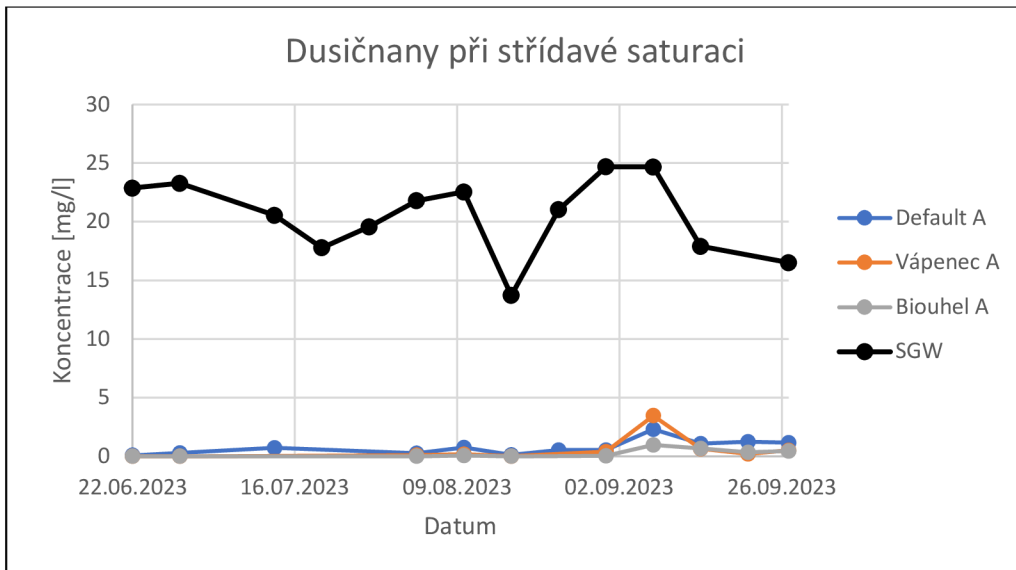
Graf 12: Koncentrace amoniakálního dusíku při střídavé saturaci.



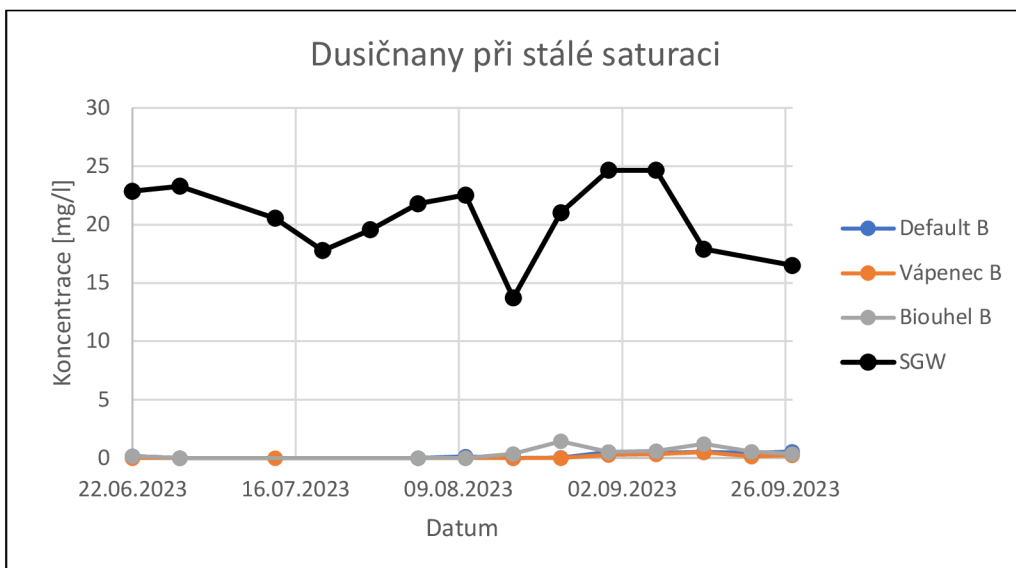
Graf 13: *Koncentrace amoniakálního dusíku při stálé saturaci.*

5.6 Dusičnany

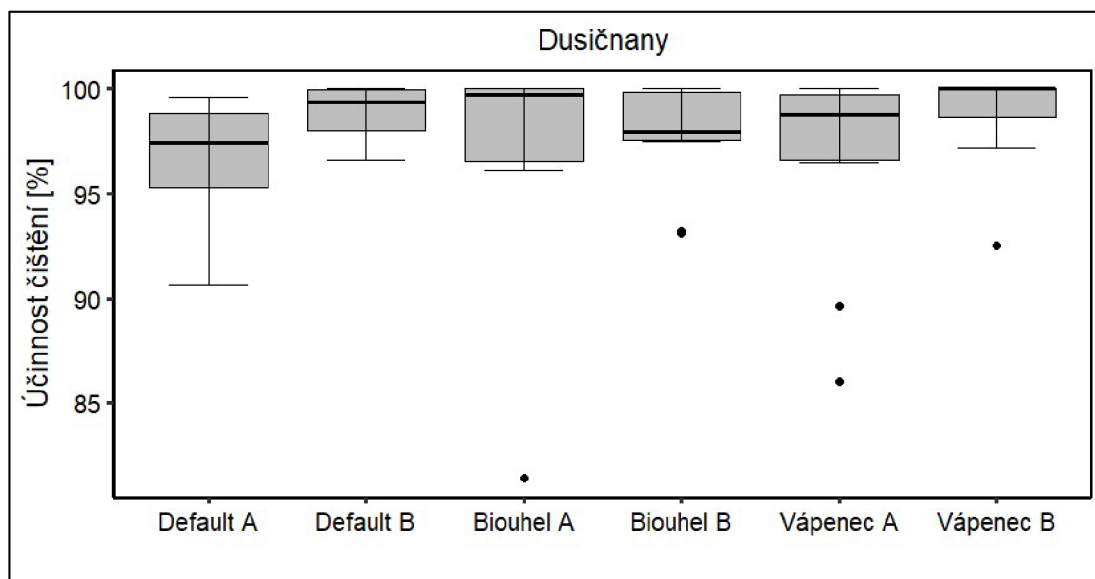
Koncentrace dusičnanů po celou dobu experimentu u výstupu z filtrů všech skupin byla vždy nižší než u šedé vody, viz Graf 14 a Graf 15. Koncentrace na vstupu filtru se jeví jako stabilní téměř po celou dobu experimentu. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 20,53 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 0,6 mg/l u střídavé a 0,16 mg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 0,4 mg/l a u stálé 0,08 mg/l a biouhel u střídavé 0,15 mg/l a u stálé pak 0,35 mg/l.



Graf 14: Naměřené hodnoty dusičnanů u skupin se střídavou saturací.



Graf 15: Naměřené hodnoty dusičnanů u skupin se stálou saturací.

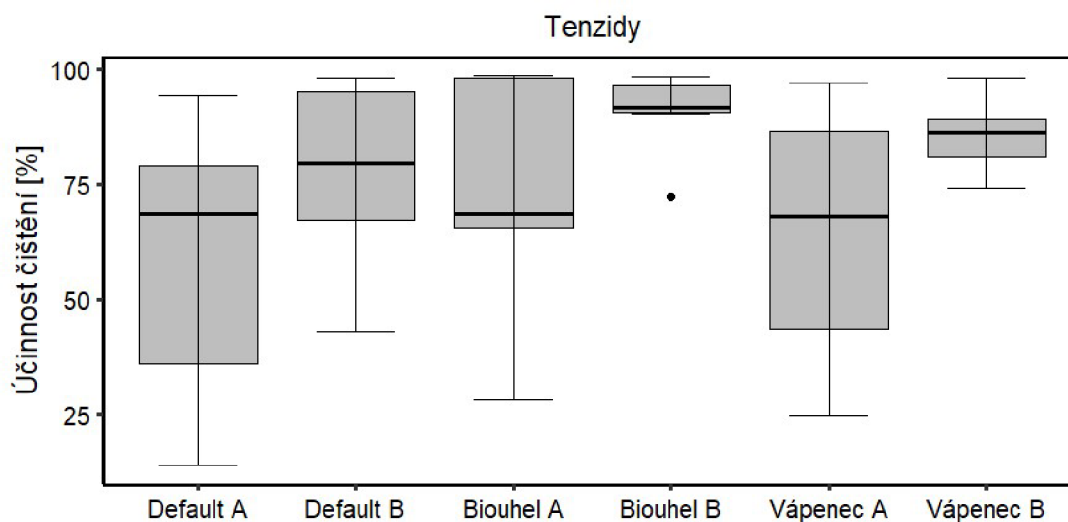


Graf 16: Účinnost čištění dusičnanů u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Dle statistické analýzy dat byl nalezen signifikantní rozdíl mezi defaultem se střídavou saturací a vápencem se stálou saturací (default A a vápenec B) v účinnosti odstraňování dusičnanů z šedé vody, viz Graf 16. Z dostupných dat je možné určit, že průměrná účinnost čištění jednotlivých skupin byla vždy vyšší než 91 %.

5.7 Tenzidy

Získané hodnoty odstranění tenzidů ukazují, že všechny testované skupiny vykazovaly různou účinnost čištění. Nejvyšší účinnost vykazuje biouhel B (88,76 %), zatímco nejnižší default A (34,82 %), viz Tabulka 17. Průměrné koncentrace toto potvrzují, protože nejvyšší má SGW (2,81 mg/l) a nejnižší biouhel B (0,12 mg/l), viz Tabulka 18.



Graf 17: Účinnost čištění tenzidů u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Na základě vyhodnocených statistických dat nebyl mezi skupinami stanoven žádný signifikantní rozdíl, viz Graf 17.

Tabulka 17: Průměrná účinnost odstraňování tenzidů u jednotlivých skupin.

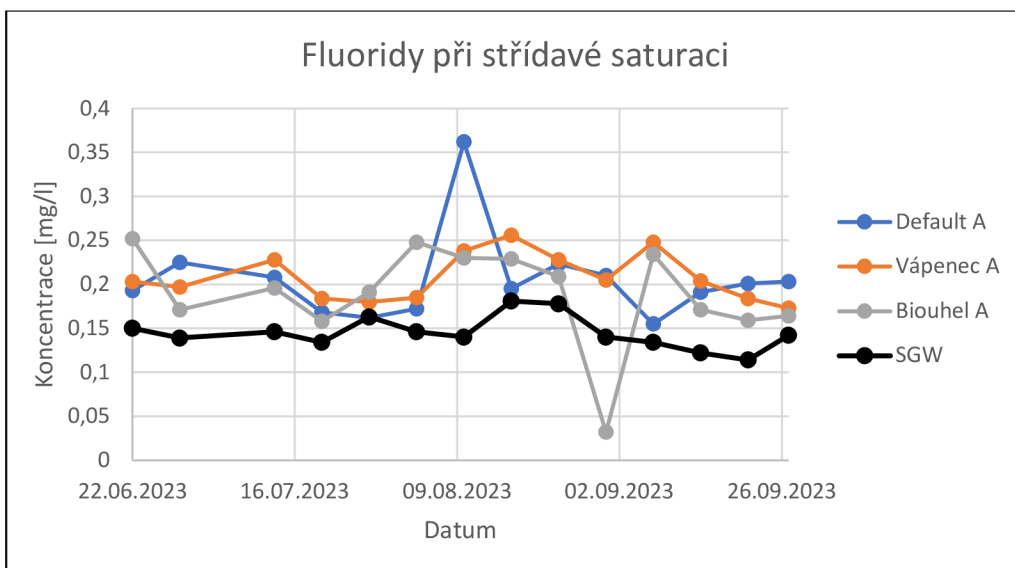
skupina	průměrná účinnost (%)	SD
Default A	59,9	29,3
Default B	77,7	21,6
Vápenec A	65,1	27,2
Vápenec B	85,6	8,4
Biouhel A	73,4	25,4
Biouhel B	90,3	9,5

Tabulka 18: *Průměrná koncentrace tenzidů.*

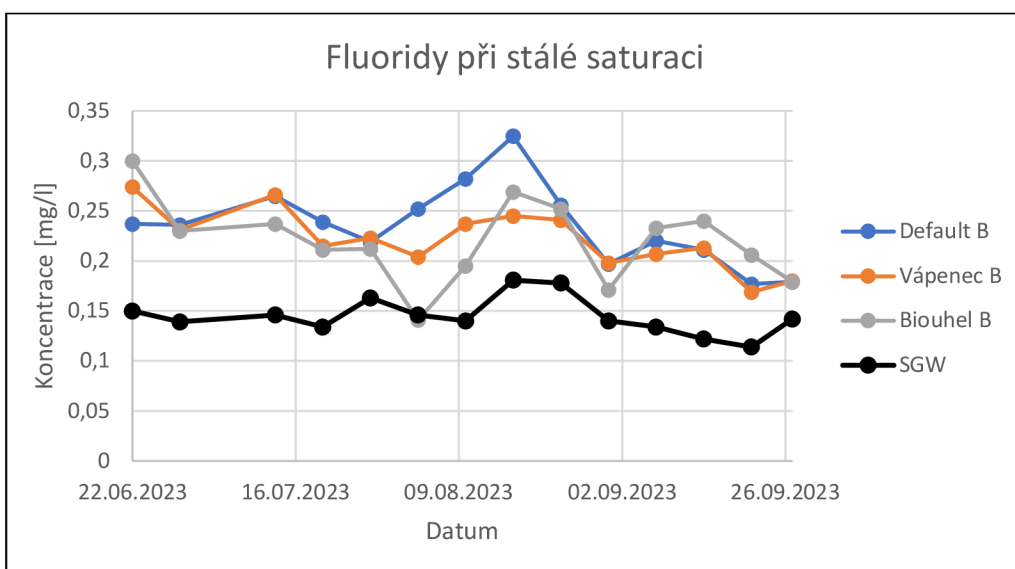
skupina	průměrná koncentrace (mg/l)	SD
Default A	0,57	0,23
Default B	0,24	0,17
Vápenec A	0,40	0,15
Vápenec B	0,16	0,05
Biouhel A	0,22	0,13
Biouhel B	0,12	0,09
SGW	2,81	2,91

5.8 Fluoridy

Koncentrace fluoridů na výtoků filtrů vykazovala převážně udržování stabilní hodnoty. Téměř vždy však hodnoty byly vyšší než u šedé vody, viz Graf 18 a Graf 19. Tedy docházelo k uvolňování fluoridů do šedé vody z biofiltrů. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 0,15 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 0,21 mg/l u střídavé a 0,24 mg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 0,21 mg/l a u stálé 0,22 mg/l a biouhel u střídavé 0,19 mg/l a u stálé pak 0,22 mg/l. Dle statistické analýzy dat nebyl mezi jednotlivými skupinami ani saturacemi nalezen žádný signifikantní rozdíl v účinnosti odstraňování fluoridů z šedé vody.



Graf 18: Naměřené hodnoty fluoridů u skupin se střídavou saturací.

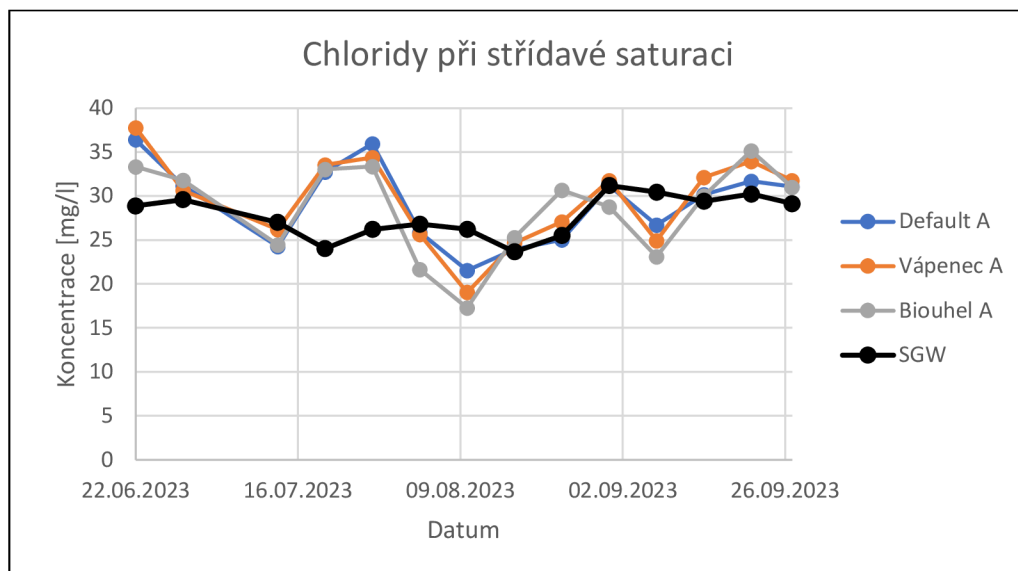


Graf 19: Naměřené hodnoty fluoridů u skupin se stálou saturací.

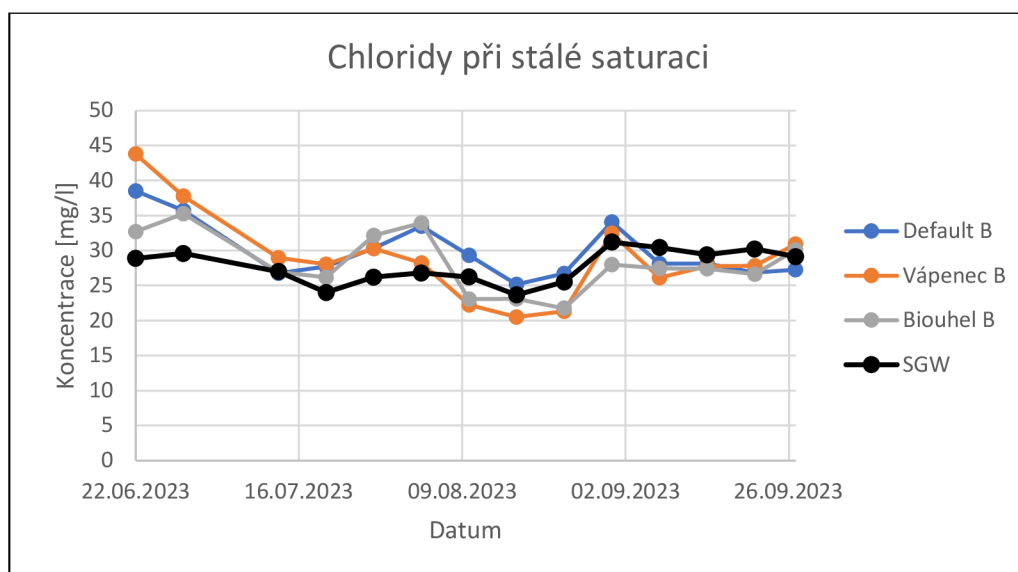
5.9 Chloridy

Koncentrace chloridů na výtoku všech filtrů neměla stoupající ani klesající tendenci. Veškeré koncentrace se pohybovaly většinou okolo hodnot šedé vody, viz Graf 20 a Graf 21. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 27,72 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 29,11 mg/l u střídavé a 29,87 mg/l u stálé saturace. Vápenec u

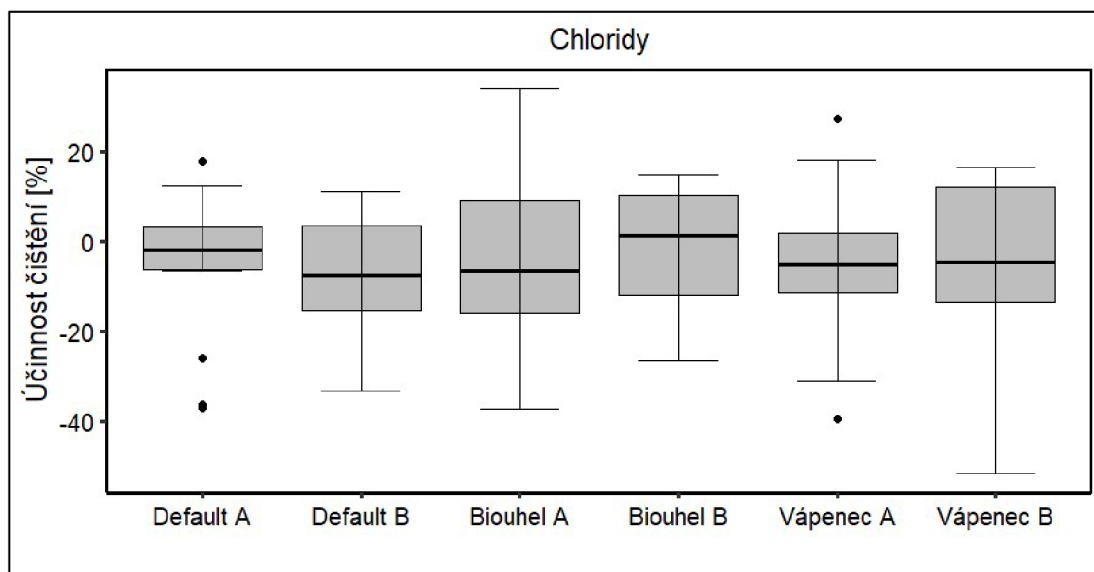
střídavé saturace 29,52 mg/l a u stálé 29,00 mg/l a biouhel u střídavé 28,48 mg/l a u stálé pak 28,18 mg/l.



Graf 20: Naměřené hodnoty chloridů u skupin se střídavou saturací.



Graf 21: Naměřené hodnoty chloridů u skupin se stálou saturací.

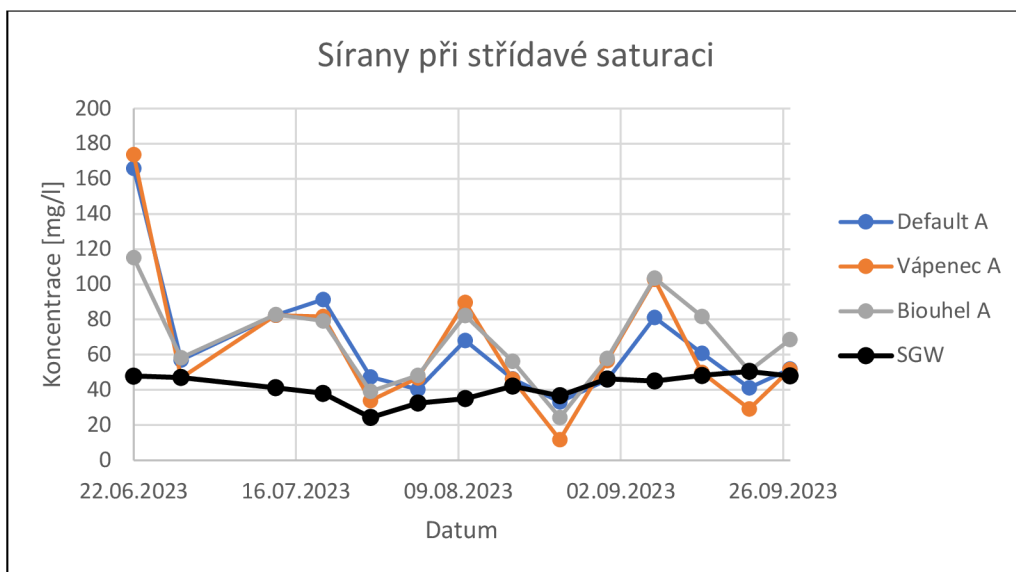


Graf 22: Účinnost čištění chloridů u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

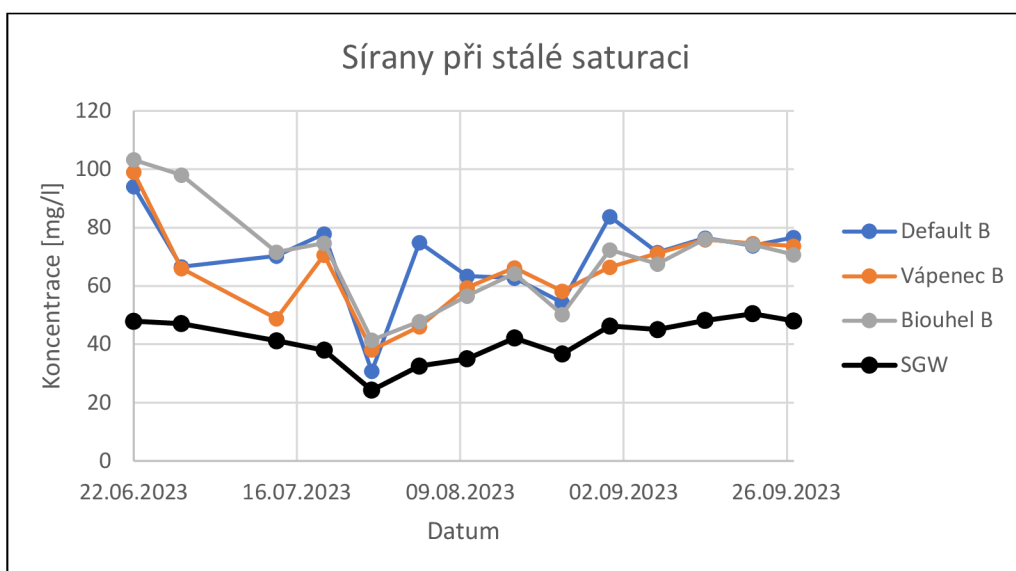
Dle statistické analýzy dat nebyl mezi jednotlivými skupinami ani saturacemi nalezen žádný signifikantní rozdíl v účinnosti odstraňování chloridů z šedé vody, viz Graf 22.

5.10 Sírany

Koncentrace síranů na výstupu z filtrů byla téměř vždy vyšší než koncentrace v šedé vodě, viz Graf 23 a Graf 24. U střídavé saturace je patrné opakující se střídání vzestupů a klesání hodnot koncentrací. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 41,62 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 65,2 mg/l u střídavé a 68,81 mg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 64,5 mg/l a u stálé 65,32 mg/l a biouhel u střídavé 67,74 mg/l a u stálé pak 69,2 mg/l. Dle statistické analýzy dat nebyl mezi jednotlivými skupinami ani saturacemi nalezen žádný signifikantní rozdíl v účinnosti odstraňování síranu z šedé vody. Veškeré průměrné účinnosti u všech skupin filtrů byly v záporných hodnotách. Nejlepší účinnost čištění vykazoval vápenec se stálou saturací a to -54,57 %.



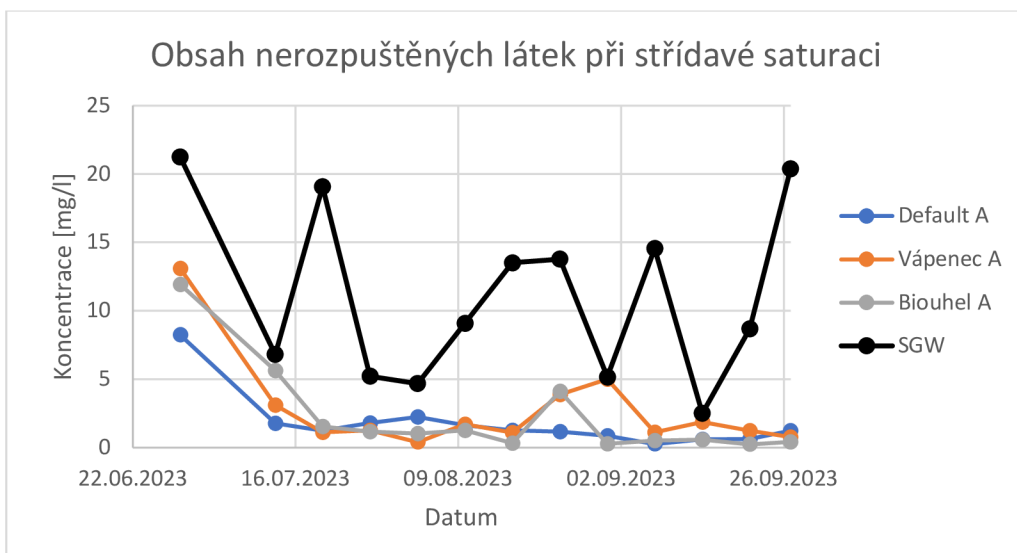
Graf 23: Naměřené hodnoty síranu u jednotlivých skupin střídavé saturace.



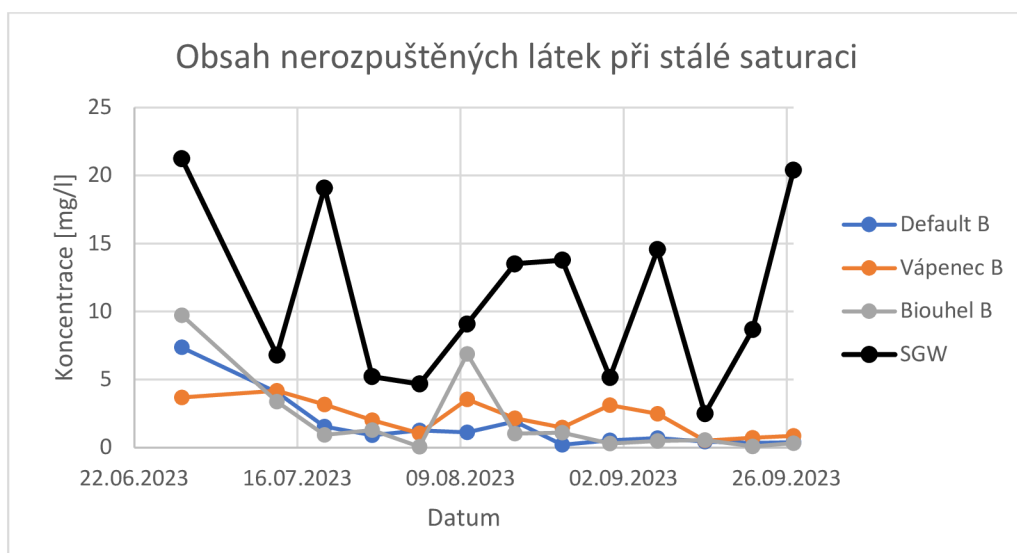
Graf 24: Naměřené hodnoty síranu u jednotlivých skupin stálé saturace.

5.11 Nerozpuštěné látky ve vodě

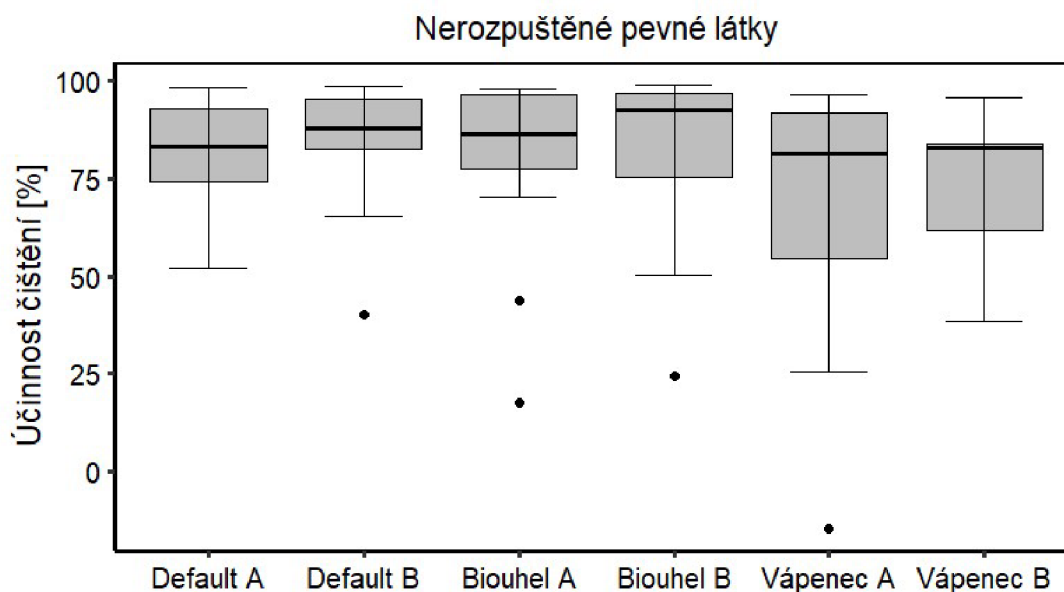
Obsah nerozpuštěných látek byla vždy nižší na výstupu z filtrů než v syntetické šedé vodě, viz Graf 25 a Graf 26. Šedá voda vykazovala průměrné hodnoty 11,12 mg/l. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 1,76 mg/l u střídavé a 1,60 mg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 2,74 mg/l a u stálé 2,22 mg/l a biouhel u střídavé 2,22 mg/l a u stálé pak 2,01 mg/l.



Graf 25: obsah nerozpuštěných látek při střídavé saturaci



Graf 26: Obsah nerozpuštěných látek při stálé saturaci.



Graf 27: Účinnost čištění nerozpuštěných pevných látek u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Na základě statistické analýzy lze konstatovat, že mezi jednotlivými skupinami nebyl nalezen signifikantní rozdíl, viz Graf 27.

5.12 Konduktivita, turbidita, pH

Na základě získaných dat lze konstatovat, že všechny skupiny filtrů bez ohledu na saturaci zvyšují konduktivitu (vodivost) šedé vody, viz Tabulka 19. Tedy schopnost vést elektrický proud byla vždy vyšší u přefiltrované vody než u šedé vody. Obě skupiny s vápencem vykazují vyšší vodivost než default i biouhel.

Tabulka 19: Průměrná konduktivita za celé období.

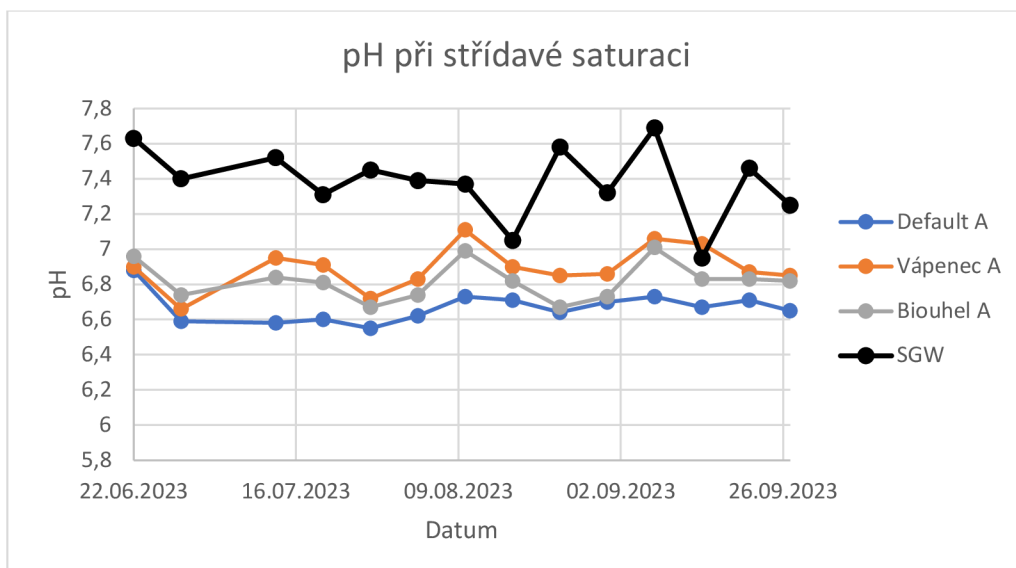
Konduktivita u jednotlivých skupin		
skupina	vodivost [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	SD
šedá voda	380,36	15,67
default A	571,86	67,48
default B	585,29	47,78
vápenec A	656,57	76,7
vápenec B	657,57	42,73
biouhel A	580,79	38,12
biouhel B	548,79	43,21

Z výsledků je patrné, že turbidita (zákal vody) se za pomoci filtrace snížila u všech skupin filtrů i saturací, viz Tabulka 20. Nejvýraznější odstranění zákalu nastalo u defaultní skupiny se stálou saturací. Nejvyšší zákal pak po filtraci vykazoval vápenec se stálou saturací. Na základě statistické analýzy byl nalezen signifikantní rozdíl mezi skupinami vápenec B a biouhel A, vápenec B a biouhel B, vápenec B a default B.

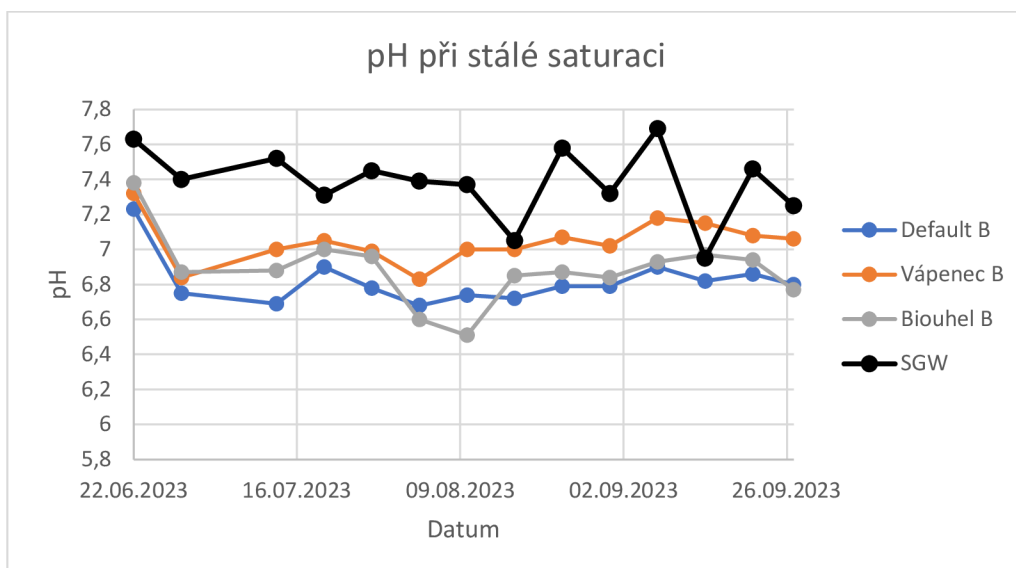
Tabulka 20: Průměrná turbidita u jednotlivých skupin.

Turbidita u jednotlivých skupin		
skupina	zákal [FTU]	SD
šedá voda	21,11	6,67
default A	5,78	2,16
default B	3,65	1,29
vápenec A	5,27	2,03
vápenec B	6,52	2,15
biouhel A	3,88	2,32
biouhel B	3,59	1,1

Z výsledku měření pH je patrné, že všechny skupiny za obou saturačních režimů mírně snižují hodnotu pH v naprosté většině případů, viz **Graf 28** a **Graf 29** a Tabulka 21. Během filtrace tak docházelo u všech skupin k mírnému okyselení přefiltrované vody.



Graf 28: Naměřené hodnoty pH při střídavé saturaci.



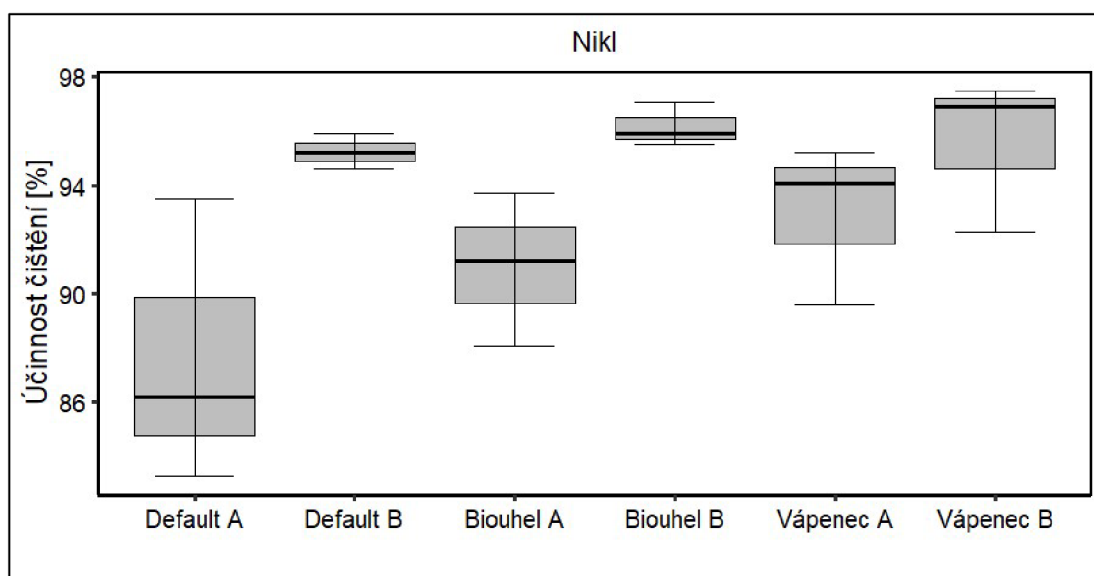
Graf 29: Naměřené hodnoty pH při stálé saturaci.

Tabulka 21: Průměrné hodnoty naměřeného pH.

pH u jednotlivých skupin		
skupina	pH	SD
šedá voda	7,38	0,21
default A	6,67	0,08
default B	6,82	0,14
vápenec A	6,89	0,12
vápenec B	7,04	0,13
biouhel A	6,82	0,11
biouhel B	6,88	0,2

5.13 Kovy ve vodě

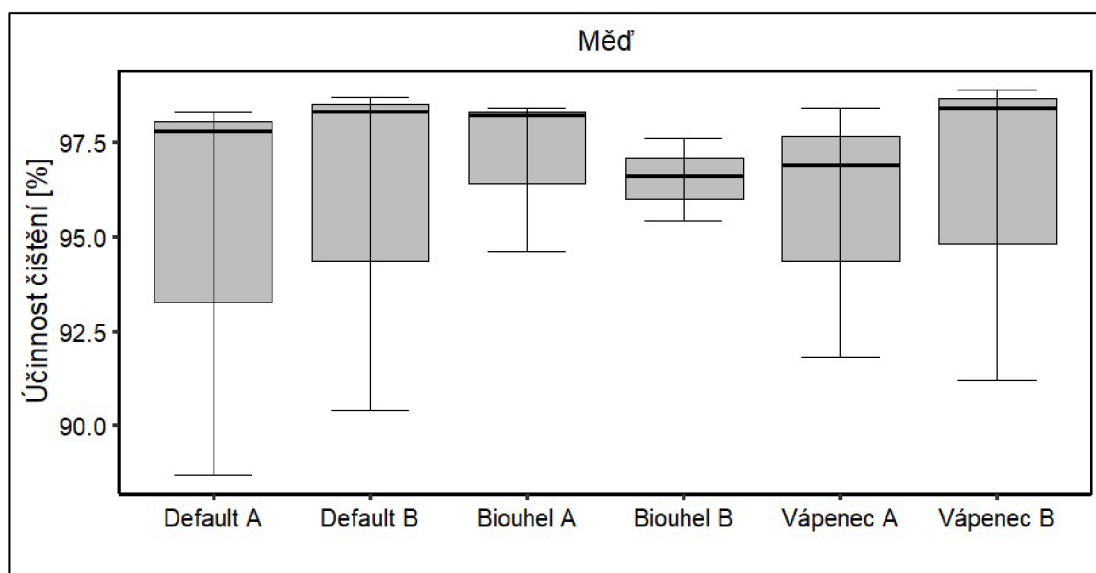
Účinnost odstraňování niklu, mědi a zinku pro jednotlivé skupiny filtračních skupin znázorňují Graf 30, Graf 31 a Graf 32.



Graf 30: Účinnost čištění niklu u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

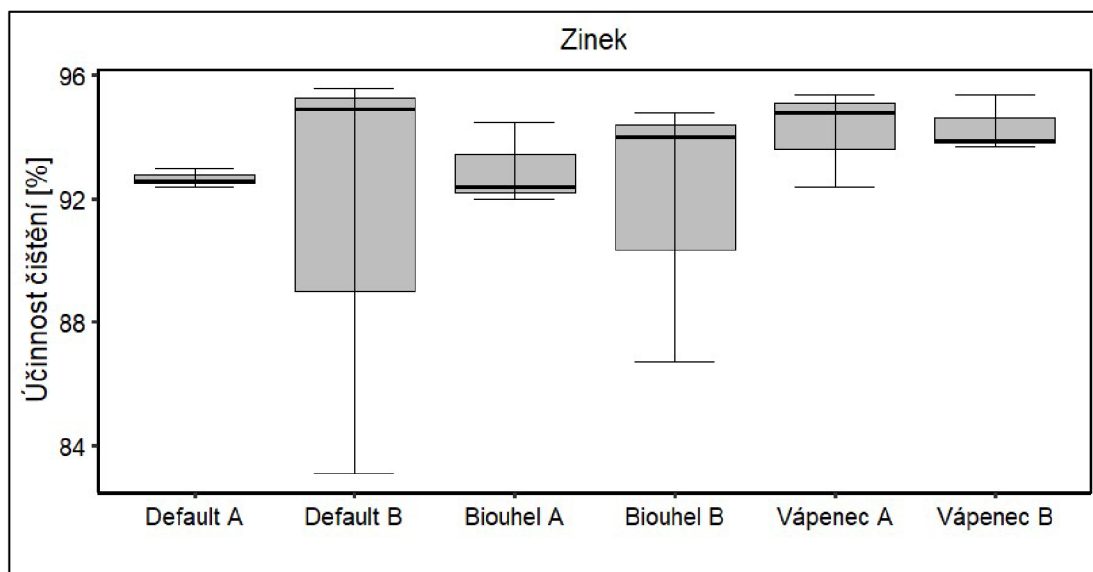
Významný rozdíl mezi účinností odstraňování niklu u jednotlivých skupin z hlediska statistické analýzy byl nalezen u biouhlu B (stálá saturace) a defaultní skupiny A (střídavá saturace). Průměrná koncentrace niklu v šedé vodě byla 190,9 µg/L. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 23,6 µg/l u střídavé a 9,13 µg/l u stálé saturace.

Vápenec u střídavé saturace 13,5 µg/l a u stálé 8,7 µg/l a biouhel u střídavé 17,3 µg/l a u stálé pak 7,4 µg/l.



Graf 31: Účinnost čištění mědi u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Významný rozdíl mezi účinností odstraňování mědi u jednotlivých skupin z hlediska statistické analýzy nebyl nalezen u žádné skupiny. Průměrná koncentrace niklu v šedé vodě byla 173 µg/L. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 8,5 µg/l u střídavé a 7 µg/l u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 7,2 µg/l a u stálé 6,4 µg/l a biouhel u střídavé 5 µg/l a u stálé pak 5,9 µg/l.



Graf 32: Účinnost čištění zinku u jednotlivých skupin biofiltrů. Skupiny A zastupují střídavou saturaci a skupiny B zastupují stálou saturaci.

Významný rozdíl mezi účinností odstraňování zinku u jednotlivých skupin z hlediska statistické analýzy nebyl nalezen u žádné skupiny. Průměrná koncentrace zinku v šedé vodě byla 196 $\mu\text{g/L}$. Default pak vykazoval průměrné hodnoty 14,3 $\mu\text{g/l}$ u střídavé a 18 $\mu\text{g/l}$ u stálé saturace. Vápenec u střídavé saturace 11 $\mu\text{g/l}$ a u stálé 11 $\mu\text{g/l}$ a biouhel u střídavé 13,7 $\mu\text{g/l}$ a u stálé pak 15 $\mu\text{g/l}$

5.14 Výsledky biomasy

Z výsledků je možné pozorovat, že procentuální zastoupení uhlíku a dusíku v biomase nevykazuje žádný významný rozdíl mezi jednotlivými skupinami ani saturacemi, viz Tabulka 22. Ve stejných měsících se také ukazuje, že není patrný žádný výrazný rozdíl v procentuálním obsahu sušiny v biomase mezi jednotlivými skupinami. Také není patrný žádný trend změn mezi jednotlivými měsíci a změny se jeví jako nekonzistentní, viz Tabulka 23. Výsledky také ukazují obsah prvků (vápník, měď, železo, mangan, sodík, nikl, zinek) v biomase jednotlivých filtračních skupin, viz Tabulka 24. Z důvodů malého souboru hodnot nelze provést statistickou analýzu dat.

Tabulka 22: Procentuální zastoupení dusíku a uhlíku v biomase.

	stálá saturace		střídavá saturace	
	uhlík	dusík	uhlík	dusík
Default	42,49	3,64	41,35	2,68
Vápenec	43,35	2,85	44,05	2,41
Biouhel	42,67	3,43	42,83	2,44

Tabulka 23: Procentuální obsah sušiny v biomase.

		červenec	srpen	září
střídavá saturace	Default	23,88	17,53	15,10
	Vápenec	22,45	16,50	17,17
	Biouhel	25,18	18,13	19,82
stálá saturace	Default	24,63	15,63	17,98
	Vápenec	24,20	17,80	16,57
	Biouhel	22,71	12,83	14,95

Tabulka 24: Průměrný obsah prvků (Ca, Cu, Fe, Mn, Na, Ni a Zn) v biomase.

	Ca	Cu	Fe	Mn	Na	Ni	Zn
skupina	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
Biouhel A	22,01	47,58	0,47	0,17	7,25	45,15	0,17
Biouhel B	33,27	77,98	0,55	0,15	17,22	30,52	0,20
Vápenec A	12,78	59,20	0,38	0,17	3,31	26,81	0,14
Vápenec B	26,44	67,56	0,39	0,14	4,50	21,30	0,16
Default A	23,43	185,02	0,51	0,16	3,06	31,87	0,16
Default B	27,11	59,60	0,39	0,14	9,41	14,36	0,18

6 Diskuse

Filtrace šedé vody je dnes často prováděna pomocí písku, který se považuje za nejčastěji používaný a nejznámější filtrační materiál. Avšak, stále se více a více začíná mluvit o využití biouhlu jako alternativního řešení. Postupně se totiž dostává do povědomí odborné veřejnosti a existuje mnoho výzkumných studií zaměřených na jeho účinnost při odstraňování polutantů z šedé vody. Na druhé straně, použití materiálů jako je vápenec není příliš rozšířené. Přesto by v budoucnu mohlo být vhodné věnovat tomuto materiálu více pozornosti, neboť v mnoha ohledech vykazuje srovnatelnou nebo dokonce lepší účinnost než biouhel, například u dusičnanů nebo při odstraňování zinku. Je také nezbytné zaměřit se na chování filtračních systémů a účinnost čištění šedé vody při nestabilním a měnícím se zatížením filtračních materiálů vlivem různé saturace, což může být klíčové pro optimalizaci procesů čištění a zlepšení celkové účinnosti.

6.1 Formy uhlíku

Při odstraňování koncentrace celkového organického uhlíku (TOC) se jako nejúspěšnější dle výsledků prokázal biouhel ($79,8 \pm 7,1$ %), což potvrzují i výsledky s předešlých let (Hladký, 2021). Přesněji se jednalo o biouhel ze skupiny filtrů se stálou saturací. Výsledky ukazují, že účinnost se zvýšila oproti předloňskému roku u biouhlu se stálou saturací až o 19 % (Hladký, 2021) a oproti minulému roku se účinnost zvýšila průměrně o 4 % (Pechač, 2022). O něco nižší účinnost měl biouhel při střídavé saturaci ($76,8 \pm 12,2$ %). Poté s větším odstupem vápenec při stálé saturaci ($64,6 \pm 28,5$ %), vápenec při střídavé saturaci ($60,4 \pm 33,4$ %), defaultní skladba při stálé saturaci ($59,5 \pm 31,7$ %) a nakonec defaultní skladba při střídavé saturaci ($56,1 \pm 21,7$ %). Oproti roku 2021 se účinnost defaultní skladby zvýšila průměrně o 40 % a oproti roku 2022 pak je na obdobné účinnosti (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). Lze tak konstatovat, že v rámci let 2021-2023 je účinnost odstraňování TOC u defaultní skupiny a skupiny s biouhlem konstantní nebo se zvyšuje. Na začátku experimentu byla účinnost čištění o něco nižší než na konci což lze s vysokou pravděpodobností přisuzovat možnému vymývání a uvolňování organických látek z filtračních aparatur. Průměrná účinnost biouhlu byla $79,8 \pm 7,1$ % tedy zhruba o 9 % více než uvádí Kaetzl et al., (2020).

Z výsledku je patrné že filtry se střídavou 30 a 70 % saturací a filtry se stálou 30 % saturací vykazovaly malý rozdíl v účinnosti čištění (filtry se stálou saturací byly o 3-4 % výkonnější). Je tedy možné předpokládat, že režim saturace neměl na odstranění TOC vliv.

Nejvýkonnější materiál pro odbourávání celkového uhlíku (TC) se jeví opět biouhel při stálé 30 % saturaci, konkrétně účinnost byla $29,1 \pm 14 \%$, což je oproti roku 2021 zlepšení zhruba o 50 % a roku 2022 je to zlepšení zhruba o 28 % (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). Zdá se tedy, že z dlouhodobého hlediska je rostoucí tendence účinnosti odstraňování TC u biouhlu se stálou saturací. Daleko méně úspěšné zbavení šedé vody celkového uhlíku prokázala skupina s biouhlem při střídavé saturaci ($16,1 \pm 44,1 \%$). Hraniční hodnoty úspěšnosti pak mají default se stálou saturací ($3,7 \pm 52 \%$) a default se střídavou saturací ($4,5 \pm 42,1 \%$). Oproti roku 2021 se účinnost defaultní skladby zvýšila průměrně o 85 % a oproti roku 2022 pak o 33 % (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). V roce 2023 tedy poprvé došlo k mírnému odstranění TC z šedé vody. Záporné hodnoty účinnosti čištění, tedy znečišťování, pak vykazovali obě skupiny s vápencem jak se střídavou saturací ($-5,7 \pm 67,8 \%$), tak i se stálou saturací ($-6,4 \pm 43,8 \%$). Malé hodnoty výkonu čištění lze opět přiřadit pravděpodobně vyplavování organického i anorganického uhlíku z filtrů.

Z výsledků lze tedy předpokládat že stejně jako u organického uhlíku tak ani u celkového uhlíku nehrál režim saturace významnější roli.

Co se týká eliminace anorganického uhlíku nebyla ani jedna z filtračních skupin úspěšná a všechny skupiny vykazují zápornou účinnost čištění tedy znečištění šedé vody. Nejmenší míru znečištění vykazuje biouhel se stálou saturací, přesněji záporná účinnost čištění je $-117,9 \pm 74 \%$. Ve srovnání s nejlepší skupinou z roku 2021 se jedná o zlepšení přibližně o 121 % (Hladký, 2021). S větším odstupem pak obdobné znečištění vykazovali default ($142,3 \pm 110,2 \%$) a biouhel ($159,2 \pm 189,1 \%$) se střídavou saturací i default se stálou saturací ($155,5 \pm 158,2 \%$). Nejhuře si vedli oba typy vápencových filtrů. Vápenec se střídavou saturací s hodnotou znečištění $191,8 \pm 155,5 \%$, se stálou saturací pak $208,3 \pm 105,9 \%$. Zajímavé je že u skupin se stálou saturací se míra znečištění časem snižovala a stabilizovala. To by mohlo naznačovat postupné zmenšování objemu vyplaveného anorganického uhlíku s filtračních nádob.

Mezi jednotlivými skupinami filtrů nebyl nalezen rozdíl mezi saturačním zatížením s výjimkou biouhlu, který při stále saturaci vykazoval průměrnou účinnost čištění o 40% větší než u saturace střídavé.

6.2 Celkový dusík

Na odstranění celkového dusíku z šedé vody se jako nejlepší prokázal biouhel se stálou saturací ($85,9 \pm 6 \%$), což je o zhruba 26,9 % více než dosažené účinnosti v roce 2021 (Hladký, 2021) a o 3 % méně než v roce 2022 (Pechač Michal, 2022). také se jedná zhruba o 72,5 % lepší výsledek, než kterého dosáhli v předchozí studii (Kaetzl et al., 2018). Jen o něco menší účinnost vykazoval biouhel se střídavou saturací ($84,2 \pm 8 \%$). Default se stálou saturací ($77,1 \pm 14,1 \%$) a obě skupiny filtrů s vápencem, jak se stálou saturací ($78,9 \pm 17,6 \%$), tak se saturací střídavou ($76 \pm 17,2 \%$), se jeví jako obdobně účinné při odstraňování celkového dusíku. Nejnižší zaznamenanou účinnost vykazovala defaultní skladba se střídavou saturací ($69,2 \pm 15,3 \%$). Oproti roku 2021 se úspěšnost odstranění celkového dusíku zlepšila průměrně o 48 % a oproti roku 2022 o 2 % (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). Lze tedy usuzovat, že účinnost odstraňování se pravděpodobně ustaluje. Během použití filtračního systému s vápencem byla naměřena zhruba stejná účinnost, jakou naměřili během experimentu s vápencovou vrstvou Travis a kol. (2010). V rámci celého výzkumu vykazovali všechny skupiny filtrů dobrou účinnost odstraňování celkového dusíku i když skupiny se stálou saturací se svými hodnotami jeví jako stabilnější. Nižší účinnost čištění na začátku experimentu tento rok mohla být s velkou pravděpodobností opět způsobena vyplachováním dusíku z filtrů.

Jelikož mezi skupinami filtrů se stálou saturací a se střídavou saturací není viditelný žádný významnější rozdíl v účinnosti čištění celkového dusíku, lze s velkou mírou jistoty konstatovat, že režim saturace neměl vliv na odstraňování dusíku z šedé vody.

6.3 Tenzidy

Tenzidy s největší úspěšností odstraňoval biouhel se stálou saturací ($90,3 \pm 19 \%$). Jedná se o 5 % nižší účinnost odstraňování oproti roku 2021 a o 9 % nižší účinnost při porovnání s nejlepší skupinou roku 2022 (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022).

Druhou nejvyšší účinnost prokázal vápenec při stálé saturaci ($85,6 \pm 16,7 \%$). Třetí byl defaultní vzorek se stálou saturací ($77,2 \pm 21,6 \%$). Oproti roku 2021 se účinnost snížila průměrně o 10 % a oproti roku 2022 pak o 21 % (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). Je možné pozorovat klesající trend účinnosti odstraňování tenzidů z šedé vody. Následovaly skupiny se střídavou saturací, biouhel ($73,4 \pm 50,8 \%$), vápenec ($65,1 \pm 54,4 \%$) a defaultní skupina ($59,9 \pm 58,7 \%$).

Vzhledem ke skutečnosti že skupiny se stálou saturací byly úspěšnější než skupiny se střídavou saturací vždy minimálně o 15 %, lze tak předpokládat že saturační režim má vliv na účinnost odstraňování tenzidů z šedé vody.

6.4 Kovy

6.4.1 Zinek

Při odstraňování zinku z šedé vody bylo docíleno velmi vysoké účinnosti. Všechny skupiny měli více než 90 % účinnost, což je obdobná účinnost jako u Aziz a kol. (2008). Nejúspěšnější zde byl vápenec se stálou saturací ($94,3 \pm 1,9 \%$), což je srovnatelná účinnost jako v roce 2022 (Pechač, 2022) Těsně za ním vápenec se střídavou saturací ($94,2 \pm 3,2 \%$). Následně biouhel se střídavou saturací ($93 \pm 2,6 \%$), defaultní vzorek se stálou saturací ($92,7 \pm 0,6 \%$), biouhel se stálou saturací ($91,9 \pm 8,9 \%$) a defaultní vzorek se stálou saturací ($91,2 \pm 14 \%$). Účinnost vápence při odstraňování zinku může souviset s přítomností uhličitanu v něm. Vápenec tak dokáže adsorbovat a vysrážet těžké kovy z vody, jak se domnívá Aziz a kol. (2008) .

Mezi jednotlivými skupinami nebyl nalezen žádný významný rozdíl a lze tedy usuzovat, že saturace neměla vliv na účinnost odstraňování zinku z šedé vody.

6.4.2 Měď

Stejně jako u zinku i u mědi byla naměřena vysoká účinnost odstraňování tohoto kovu z šedé vody. U všech skupin filtrů i obou saturací byla účinnost odstraňování mědi vyšší než 94 %, podobnou účinnost odstranění mědi zaznamenal i Aziz et al., (2008). Největší hodnotu účinnosti zde měl biouhel při střídavé saturací ($97,1 \pm 4,2 \%$). Následně pak vápenec se stálou saturací ($96,2 \pm 8,7 \%$), biouhel se stálou saturací ($96,5 \pm 2,3 \%$), default se stálou saturací ($95,8 \pm 9,4 \%$), vápenec se střídavou saturací ($95,7$

$\pm 7 \%$) a defaultní skupina se stálou saturací ($94,9 \pm 10,8 \%$). Všechny hodnoty jsou srovnatelné s předchozím rokem výzkumu v roce 2022.

Mezi jednotlivými skupinami nebyl nalezen žádný signifikantní rozdíl a lze tedy vyvodit, že saturace neměla vliv na odstraňování mědi.

6.4.3 Nikl

Jako i ve dvou předešlých případech i zde byla účinnost odstraňování kovu poměrně vysoká. Průměrná účinnost odstranění niklu se pohybovala vždy nad 87 %. Nejvyšší účinnosti dosáhl biouhel se stálou saturací ($96,2 \pm 1,7 \%$). Poté vápenec se stálou saturací ($95,5 \pm 5,7 \%$) i defaultní skupina se stálou saturací ($95,2 \pm 1,3 \%$). Následně skupiny se saturací střídavou vápenec ($93 \pm 5,9 \%$), biouhel ($91 \pm 5,6 \%$) a default ($87,7 \pm 10,6 \%$). Opět se hodnoty jeví jako srovnatelné s rokem 2022.

Významný rozdíl mezi skupinami nalezen nebyl jen defaultní skladba při střídavé saturaci jako jediná nepřekročila 90 % hranici účinnosti. Za povšimnutí, ale stojí fakt, že vždy byla lepší skupina se stálou saturací oproti střídavé i když procentuálně ne o závratné hodnoty.

6.5 Anionty

6.5.1 Dusičnany

Vysoké účinnosti bylo dosaženo i při odbourávání dusičnanů z šedé vody. Veškeré testované skupiny měly účinnost odstranění nad 90 %. Nejúčinnější se zde jevil vápenec se stálou třiceti procentní saturací, konkrétně $98,7 \pm 4,5 \%$. Poté v těsném sledu biouhel se střídavou saturací ($97,1 \pm 11,5 \%$), defaultní skladba se stálou saturací ($96,9 \pm 13,5 \%$), vápenec se střídavou saturací ($96,6 \pm 9,8 \%$) a biouhel se stálou saturací ($95,2 \pm 16,8 \%$). Nejnižší účinnost pak vykazala defaultní skladba se střídavou saturací ($91,3 \pm 37,3 \%$). V porovnání s předchozími roky 2021 a 2022 se zdá být úspěšnost čištění šedé vody od dusičnanů stabilní a konzistentní (Hladký, 2021; Pechač Michal, 2022). Zřetelný rozdíl mezi skupinami stálé a střídavé saturace nalezen nebyl, lze tedy předpokládat že saturační režim nemá vliv na odstranění dusičnanů z šedé vody.

6.5.2 Fluoridy

Ani jedna z testovaných skupin filtračních materiálů nebyla úspěšná při odstraňování fluoridů. Všechny vykazovaly záporné hodnoty účinnosti čištění, tedy znečišťování šedé vody. Nejnižší míru znečištění vykazoval biouhel ($-39,1 \pm 45 \%$). Ovšem i tak se jedná o zlepšení o zhruba 100 % oproti roku 2021 na základě měření, které provedl (Hladký, 2021). Druhá nejmenší míra znečištění byla naměřena u defaultního vzorku se střídavou saturací ($-43,5 \pm 79,2 \%$). Následoval vápenec se střídavou saturací ($-44,9 \pm 41,7 \%$), biouhel se stálou saturací ($-52,9 \pm 59 \%$), vápenec se stálou saturací ($53,8 \pm 37,8 \%$) a defaultní vzorek se stálou saturací ($-62,8 \pm 41,9 \%$). Mezi jednotlivými skupinami nebyl nalezen žádný rozdíl, a proto je možné usuzovat, že saturace neměla vliv na účinnost odstraňování, resp. znečištění vody na odtoku fluoridy.

6.5.3 Chloridy

Stejně jako u fluoridů i u chloridů nebyla účinná žádná z testovaných skupin a všechny vykazovaly záporné hodnoty účinnosti čištění. Nejmenší míru znečištění vykazoval biouhel při stálé saturaci a to $1,9 \pm 28,1 \%$, což je 10,04 % nižší účinnost čištění než v roce 2021 při použití biouhlu (Hladký, 2021). Poté biouhel se střídavou saturací ($3,2 \pm 40,5 \%$), vápenec se stálou saturací ($4,4 \pm 38,4$), defaultní vzorek se střídavou saturací ($5,3 \pm 33,6 \%$), vápenec při střídavé saturaci ($6,8 \pm 36,5 \%$), a nakonec největší míra znečištění byla zaznamenána u defaultní skupiny se stálou saturací ($8 \pm 26,5 \%$). I u defaultní skladby došlo oproti roku 2021 k zhoršení účinnosti o 8,28 %. Mezi režimy saturace nebyl nalezen rozdíl a lze se domnívat že tedy saturace neměla vliv na zvýšení koncentrace chloridů na odtoku z biofiltrů. Za zmínku stojí krátkodobé zlepšení filtrace v srpnu, kdy většina skupin až na defaultní skupinu při stálé saturaci dokonce vykazovala kladné hodnoty účinnosti čištění.

6.5.4 Sírany

Filtrační skupiny nebyly schopné účinně snižovat koncentraci síranů. Naopak, koncentrace síranů ve vodě po úpravě byly vyšší než v původní neupravené šedé vodě. Nejmenší zápornou míru účinnosti má vápenec se střídavou saturací ($-55,5 \pm 175,9 \%$), poté vápenec se stálou saturací ($-56,9 \pm 42,1 \%$), defaultní skladba se stálou

saturací ($-58,4 \pm 146,4$ %), biouhel se střídavou saturací ($-63,3 \pm 106,6$ %), biouhel se stálou saturací ($-65,9 \pm 49,1$ %) a defaultní skupina se stálou saturací ($-68,1 \pm 56,3$ %). Při porovnání s předchozím rokem studie 2021 lze konstatovat, že u defaultní skladby došlo k zhoršení účinnosti o 45,26 % a u biouhlu o 53 % (Hladký, 2021). Nejsou patrné žádné rozdíly mezi oběma saturacemi a lze tak předvídat, že saturace nemá vliv na účinnost odstraňování síranů.

6.6 pH, turbidita

Z analýzy vody lze vyvodit, že proces filtrace, bez ohledu na typ biofiltru má vliv na pH vody. Výsledky naznačují, že přefiltrovaná voda vykazuje v naprosté většině případů nižší hodnoty pH ve srovnání s nefiltrovanou šedou vodou. Šedá voda vykazuje průměrnou hodnotu $\text{pH } 7,38 \pm 0,21$. Naopak voda u všech skupin filtrů vykazuje hodnoty pH v rozmezí 6,67 až 7,04. I když jsou mezi skupinami nepatrné rozdíly, hodnoty pH jsou v každé skupině relativně konzistentní, což naznačuje stabilitu pH v rámci každé skupiny. Celkově lze tedy konstatovat, že proces filtrace vody má tendenci snižovat její pH.

V oblasti odstraňování zákalu (turbidity) vody vykazovaly všechny skupiny průměrnou úspěšnost odstranění nad 66 %. Přesněji, nejúspěšnější byl biouhel B ($82,1 \pm 5,7$ %), biouhel A ($81,7 \pm 10,7$ %) a defaultní skladba B ($80,9 \pm 9,7$ %). Poté pak vápenec A ($72,8 \pm 12,4$), default A ($70,6 \pm 11$ %) a vápenec B ($66,7 \pm 13,4$ %). Po celou dobu experimentu byly hodnoty odstraňování zákalu u všech skupin filtrů na víceméně konstantní úrovni a žádná ze skupiny nevykazovala prokazatelné výrazně vyšší účinnost. Mezi saturačními režimem a účinností není patrný žádný vztah.

6.7 Biomasa

Na základě výsledků a analýzy sušené biomasy je možné vyvodit že saturace ani obsažený materiál neměl přílišný vliv na obsah a poměry dusíku a uhlíku v rostlinách. Ani poměr sušiny a vody ve vegetaci nejevil značné rozdíly v žádné skupině filtrů. Při důkladnějším pohledu na data obsahu kovů v biomase lze pozorovat určité výkyvy v koncentracích některých prvků v rámci jednotlivých saturačních režimů. Například, koncentrace vápníku (Cu), sodíku (Na) a zinku (Zn) jsou vždy vyšší u stálé saturace

oproti střídavé u všech typů filtrů (vápenec, default, biouhel). Naopak, mangan (Mn) a nikl (Ni) vykazovali vyšší zastoupení u skupin se střídavou saturací. To naznačuje, že vliv saturačního režimu na koncentrace prvků může být specifický pro určité prvky a nemusí být obecným pravidlem pro všechny prvky.

7 Závěr

Tato bakalářská práce pojednává o účinnosti různých aditiv do filtračních loží biofiltrů při čištění syntetické šedé vody. V experimentálním prostředí zkoumala biofiltry složené ze štěrku, písku a technogenní půdy (defaultní skladba) a porovnávala vliv přidání biouhlu a vápencové drti do svrchní vrstvy biofiltru tvořené technogenní půdou. BP také věnovala pozornost vlivu saturace na úspěšnost čištění. Přesněji porovnávala stálou saturaci při třiceti procentech a střídavou saturaci, kdy docházelo k systematickému a cyklickému střídání 30 % a 70 % saturace. Sledovanými parametry byly formy uhlíku (celkový uhlík, organický uhlík, anorganický uhlík), celkový dusík, tenzidy, kovy (zinek, měď, nikl), anionty (dusičnany, fluoridy, chloridy, sírany) a základní vlastnosti či parametry biomasy.

Pro odstraňování organického uhlíku z šedé vody se prokázal jako nejúčinnější biouhel s průměrnou účinností 79,8 %. Po porovnání s předchozími lety experimentu je jasné, že účinnost je stabilní, a i třetím rokem ještě mírně stoupá. Nejlepší odbourávání celkového uhlíku prokázal opět biouhel se stálou saturací s účinností 29,1 %. Z dlouhodobého hlediska se zdá, že účinnost čištění stálé stoupá, ale i tento rok byla jediná opravdu úspěšná skupina s biouhlem. Ostatní skupiny vykazovaly spíše znečišťování šedé vody. U anorganického uhlíku nebyla ani jedna ze skupin při odstraňování účinná. U odbourávání celkového dusíku byly všechny skupiny filtrů účinné. Nejlepších výsledků dosáhl biouhel se stálou saturací, přesněji 85,9 %. Pro filtraci tenzidů byl opět nejúspěšnější biouhel se stálou saturací. Konkrétně dosáhl 90,3 % účinnosti, ale všechny skupiny vykazovaly velmi dobrou účinnost. Stálá saturace se vždy jevila jako o trochu lepší (0 ± 15 %) než střídavá saturace. Všechny kovy byly také velmi dobře odfiltrovány. Pro eliminaci zinku se jevil jako nejlepší vápenec se stálou saturací (94,3 %). Pro odstranění mědi byl nejvýkonnější biouhel se střídavou saturací (97,1 %) i nikl odstranil nejlépe biouhel také se střídavou saturací (96,2 %). U kovů je funkčnost filtrace stabilní v porovnání s rokem 2022. Dusičnany všechny skupiny odstraňovaly velmi dobře, nejlépe je odboural vápenec se stálou saturací (98,7 %). V případě fluoridů nebyla žádná z testovaných skupin úspěšná a všechny vykazovaly zápornou účinnost čištění. Ani v případě chloridů a síranů nebyla ani jedna z pokusných skupin úspěšná a všechny znečišťovali šedou vodu. V případě vegetace nebyla prokázána souvislost mezi materiálem nebo saturačním režimem a obsahem dusíku i uhlíku či obsahem sušiny a vody ve vegetaci.

Při bližším rozboru výsledků je patrné že saturační režim měl prokazatelně vliv pouze pro odstraňování tenzidů, kde skupiny se stálou saturací vykazovaly úspěšnost čištění vyšší o 15 % oproti skupinám se saturací střídavou.

Pro získání plného a detailního pochopení schopností a účinnosti používaných filtračních materiálů je nezbytné provést rozsáhlejší výzkum. Tento výzkum by měl být prováděn po delší časové období a mohl by zahrnovat sledování dalších možných vlivů na účinnost čištění jako jsou teplota vody, tlak a průtok vody. Zvláštní pozornost by mohla být věnována vlivu povětrnostních podmínek na funkci filtračních materiálů. Vzhledem k tomu, že filtrační systémy jsou vystaveny přímému vlivu atmosférických jevů, jako jsou srážky, teplotní výkyvy nebo sezónní změny, by bylo užitečné začlenit do výzkumu informace o čase, množství srážek a složení dešťové vody. Tyto informace by umožnily lepší porozumění interakcím mezi filtračními materiály a vnějším prostředím, což by mohlo vést k vylepšení účinnosti a výkonnosti filtračních systémů.

8 Seznam literatury

8.1 Odborné publikace

- Al-Husseini, T. H., Al-Anbari, R. H., & AL-Obaidy, A. H. M. J. (2021). Greywater Environmental Management: A Review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 779(1), 012100. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/779/1/012100>
- Assayed, A., Chenoweth, J., & Pedley, S. (2014). Drawer compacted sand filter: a new and innovative method for on-site grey water treatment. *Environmental Technology*, 35(19), 2435–2446. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.909886>
- Aziz, H. A., Adlan, Mohd. N., & Ariffin, K. S. (2008). Heavy metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr(III)) removal from water in Malaysia: Post treatment by high quality limestone. *Bioresource Technology*, 99(6), 1578–1583. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.007>
- Bartáček, J., Dolejš, P., Kabelková, I., Matějů, L., Stránský, D., & Šátková, B. (2021). *Studie problematiky recyklace šedých vod v sídlech ČR*. [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prioritni_osa_6_seznam_projektu/\\$FILE/ofeu-studie_sede_vody-20210517.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prioritni_osa_6_seznam_projektu/$FILE/ofeu-studie_sede_vody-20210517.pdf)
- Beránková, M. (2016). Odpadní voda – odpad nebo poklad? *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace*, 58(2), 43. <https://doi.org/10.46555/VTEI.2016.01.006>
- Craddock, H. A., Chattopadhyay, S., Rjoub, Y., Rosen, D., Greif, J., Lipchin, C., Mongodin, E. F., & Sapkota, A. R. (2020). Antibiotic-resistant *Escherichia coli* and *Klebsiella* spp. in greywater reuse systems and pond water used for agricultural irrigation in the West Bank, Palestinian Territories. *Environmental Research*, 188, 109777. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109777>
- Daughton, C. G., & Ruhoy, I. S. (2009). Environmental footprint of pharmaceuticals: The significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12), 2495–2521. <https://doi.org/10.1897/08-382.1>
- Diaper, C., Toifl, M., & Storey, M. V. (2008). *Greywater Technology Testing Protocol*. <https://www.researchgate.net/publication/237506644>

- 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(1), 39–49. <https://doi.org/10.1007/s13201-013-0128-8>
- Ekrt, M. (2020). *Využití dešťové a šedé vody v bytovém domě*. České vysoké učení technické v Praze, fakulta stavební .
- ELLIS, K. (1987). Slow sand filtration as a technique for the tertiary treatment of municipal sewages. *Water Research*, 21(4), 403–410. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90187-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90187-4)
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4(1), 85–104. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Friedler, E., & Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190(1–3), 221–234. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.10.007>
- Gęca, M., Wiśniewska, M., & Nowicki, P. (2022). Biochars and activated carbons as adsorbents of inorganic and organic compounds from multicomponent systems – A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 305, 102687. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2022.102687>
- Ghaitidak, D. M., & Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(5), 2795–2809. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1533-0>
- Ghunmi, L. A., Zeeman, G., Fayyad, M., & van Lier, J. B. (2011). Grey Water Treatment Systems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(7), 657–698. <https://doi.org/10.1080/10643380903048443>
- Glover, C. M., Liu, Y., & Liu, J. (2021). Assessing the risk from trace organic contaminants released via greywater irrigation to the aquatic environment. *Water Research*, 205, 117664. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117664>
- Gross, A., Kaplan, D., & Baker, K. (2007). Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic greywater using a recycled vertical flow bioreactor

- (RVFB). *Ecological Engineering*, 31(2), 107–114.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.06.006>
- Gupta, P., Ann, T., & Lee, S.-M. (2016). Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. *Environmental Engineering Research*, 21(1), 36–44. <https://doi.org/10.4491/eer.2015.067>
- Hernández Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C. J. N. (2010). Comparison of Three Systems for Biological Greywater Treatment. *Water*, 2(2), 155–169. <https://doi.org/10.3390/w2020155>
- Kaetzel, K., Lübken, M., Gehring, T., & Wichern, M. (2018). Efficient Low-Cost Anaerobic Treatment of Wastewater Using Biochar and Woodchip Filters. *Water*, 10(7), 818. <https://doi.org/10.3390/w10070818>
- Kaetzel, K., Lübken, M., Nettmann, E., Krimmler, S., & Wichern, M. (2020). Slow sand filtration of raw wastewater using biochar as an alternative filtration media. *Scientific Reports*, 10(1), 1229. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57981-0>
- Kožíšek, F. (2012). Šedé vody z pohledu hygienika a legislativy. *SOVAK Časopis Oboru Vodovodů a Kanalizací*, 14–14.
- Lazarova, V., Hills, S., & Birks, R. (2003). Using recycled water for non-potable, urban uses: a review with particular reference to toilet flushing. *Water Supply*, 3(4), 69–77. <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0047>
- Leas, E. C., Dare, A., & Al-Delaimy, W. K. (2014). Is Gray Water the Key to Unlocking Water for Resource-Poor Areas of the Middle East, North Africa, and Other Arid Regions of the World? *AMBIO*, 43(6), 707–717. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0462-y>
- Leiva, E., Rodríguez, C., Sánchez, R., & Serrano, J. (2021). Light or Dark Greywater for Water Reuse? Economic Assessment of On-Site Greywater Treatment Systems in Rural Areas. *Water*, 13(24), 3637. <https://doi.org/10.3390/w13243637>
- Le-Minh, N., Khan, S. J., Drewes, J. E., & Stuetz, R. M. (2010). Fate of antibiotics during municipal water recycling treatment processes. *Water Research*, 44(15), 4295–4323. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.020>

- Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407(11), 3439–3449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- Madungwe, E., & Sakuringwa, S. (2007). Greywater reuse: A strategy for water demand management in Harare? *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 32(15–18), 1231–1236. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.015>
- Manna, S. (2018). Treatment of Gray Water for Reusing in Non-potable Purpose to Conserve Water in India. *International Journal of Applied Environmental Sciences*, 13(8), 703–716. <http://www.ripublication.com>
- Mohamed, B. A., Ellis, N., Kim, C. S., & Bi, X. (2017). The role of tailored biochar in increasing plant growth, and reducing bioavailability, phytotoxicity, and uptake of heavy metals in contaminated soil. *Environmental Pollution*, 230, 329–338. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.075>
- Mwenge Pascal, & Seodigeng Tumisang. (n.d.). *Greywater Treatment Using Activated Biochar Produced from Agricultural Waste*. <https://doi.org/doi.org/10.5281/zenodo.2643647>
- Nolde, E. (2000). Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin. *Urban Water*, 1(4), 275–284. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00023-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00023-6)
- Ottoson, J., & Stenström, T. A. (2003). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37(3), 645–655. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00352-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00352-4)
- Perez-Mercado, L., Lalander, C., Berger, C., & Dalahmeh, S. (2018). Potential of Biochar Filters for Onsite Wastewater Treatment: Effects of Biochar Type, Physical Properties and Operating Conditions. *Water*, 10(12), 1835. <https://doi.org/10.3390/w10121835>
- Radingoana, M. P., Dube, T., & Mazvimavi, D. (2020). Progress in greywater reuse for home gardening: Opportunities, perceptions and challenges. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 116, 102853. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102853>

- Rakesh, S., Ramesh, Dr. P., Murugaragavan, Dr. R., Avudainayagam, Dr. S., & Karthikeyan, Dr. S. (2020). Characterization and treatment of grey water: A review. *International Journal of Chemical Studies*, 8(1), 34–40. <https://doi.org/10.22271/chemi.2020.v8.i1a.8316>
- Sabry, M. (2022). Grey Water Treatment Using Sand Filtration. In *International Research Journal of Advanced Engineering and Science* (Vol. 7, Issue 2). <https://www.researchgate.net/publication/360873925>
- Sakhiya, A. K., Anand, A., & Kaushal, P. (2020). Production, activation, and applications of biochar in recent times. *Biochar*, 2(3), 253–285. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00047-1>
- Samayamanthula, D. R., Sabarathinam, C., & Bhandary, H. (2019). Treatment and effective utilization of greywater. *Applied Water Science*, 9(4), 90. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0966-0>
- Shaikh, I. N., & Ahammed, M. M. (2020). Quantity and quality characteristics of greywater: A review. *Journal of Environmental Management*, 261, 110266. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110266>
- Simonis, U. E. (2008). Lester R. Brown, Plan B—Rescuing a Planet under Stress and a Civilization in Trouble. *The Environmentalist*, 28(3), 337–338. <https://doi.org/10.1007/s10669-007-9158-9>
- Spychała, M., Nieć, J., Zawadzki, P., Matz, R., & Nguyen, T. (2019). Removal of Volatile Solids from Greywater Using Sand Filters. *Applied Sciences*, 9(4), 770. <https://doi.org/10.3390/app9040770>
- Travis, M. J., Wiel-Shafran, A., Weisbrod, N., Adar, E., & Gross, A. (2010). Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of The Total Environment*, 408(12), 2501–2508. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.005>
- Unesco, World Water Assessment Programme (United Nations), & UN-Water. (2019). *Leaving no one behind: the United Nations World Water Development Report 2019*. 186.

Verma, S., Daverey, A., & Sharma, A. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47–58. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1278278>

Xie, C., Yuan, L., Tan, H., Zhang, Y., Zhao, M., & Jia, Y. (2021). Experimental study on the water purification performance of biochar-modified pervious concrete. *Construction and Building Materials*, 285, 122767. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.122767>

8.2 Internetové zdroje

Plotěný K. (2013) *Využití šedých a dešťových vod v budovách* [online]. Voda.tzb-info.cz.

Dostupné z: [Využití šedých a dešťových vod v budovách - TZB-info](#)

RFE/RL. (2021). Tak vypadá další dějství války o vodu. Mrtvých jsou desítky. *Seznam Zprávy*. [online] Dostupné z: [Tak vypadá další dějství války o vodu. Mrtvých jsou desítky - Seznam Zprávy \(seznamzpravy.cz\)](#)

Senková Zita, Storch David, & Odložilová Pavlína. (2020). David Storch: Válka o vodu? Tři africké země k tomu nemusejí mít daleko. *Český Rozhlas Dvojka*. Dostupné z: [David Storch: Z přírody bereme všechno, co se dá. Udržitelné je hospodaření, které netlačí na pilu | Dvojka \(rozhlas.cz\)](#)

8.3 Ostatní publikace

Hladký, R. (2021). *Ověření vhodnosti různých filtračních materiálů pro čištění šedých vod zasakovacím pásem*. Zemědělská univerzita v Praze, fakulta životního prostředí, katedra aplikované ekologie. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. uis čzu.

Kettnerová, M. (2018). *Případová studie využití srážkových a šedých vod v budově základní školy*. České vysoké učení v Praze, fakulta stavební, katedra technických zařízení budov. (diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. ČVUT DSpace.

Pechač Michal. (2022). *vliv typu filtračního materiálu na účinnost čištění šedých vod*. Zemědělská univerzita v Praze, fakulta životního prostředí, katedra aplikované ekologie. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. uis čzu.

Raček, J. (2016). *Metodika návrhu systému využití šedých vod ve vybraných objektech*. Vysoké učení technické v Brně, fakulta stavební, ústav vodního hospodářství obcí. (dizertační práce). „nepublikováno“. Dep. Knihovnické informační centrum, Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně.

Tumová, K. (2019). *Uživatelé šedé vody - motivace a zkušenosti*. Masarykova univerzita, Katedra enviromentálních studií. Dep. is muni.