

**Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vyhodnocení efektivity čištění odpadní vody v domovní
kořenové čistírně odpadních vod**

Diplomová práce

Bc. Libor Kakos

Rozvoj venkovského prostoru

Vedoucí práce: Ing. Pavel Švehla, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vyhodnocení efektivity čištění odpadní vody v domovní kořenové čistírně odpadních vod" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.04.2024

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval zejména vedoucímu diplomové práce Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D., za jeho cenné rady, čas, ochotu, vstřícné jednání a odborné vedení této diplomové práce. Také bych rád poděkoval Ing. Pavlu Míchalovi, Ph.D. za cenné rady, vstřícnost a ochotu při laboratorních měření v rámci praktické části této práce. Velice děkuji za cenné rady, připomínky a podporu od Ing. Terezy Dvořákové Březinové Ph.D. a také bych rád touto cestou vzdal velké díky rodině a přátelům za trpělivost a podporu během celého mého studia.

Vyhodnocení efektivity čištění odpadní vody v domovní kořenové čistírně odpadních vod

Souhrn

Kořenové čistírny odpadních vod jsou již řadu let využívány jako jeden z účinných způsobů čištění různorodých odpadních vod. K tomuto účelu využívají přírodní procesy, charakteristické pro přirozené mokřady. K největším přednostem těchto systémů patří především jednoduchost, nízké nároky na elektrickou energii a minimální požadavky na speciální technologické prvky. Díky tomu představují kořenové čistírny alternativu vhodnou k čištění odpadních vod pro malé zdroje znečištění v decentralizovaných oblastech.

Hlavním cílem této práce bylo vyhodnotit účinnost kořenové čistírny s vertikálním uspořádáním u rodinného domu v obci Radíč – Žďár ve středních Čechách. V průběhu jednoho ročního cyklu, v období březen/2023 až březen/2024, byly odebírány vzorky na přítoku a odtoku filtračního pole čistírny, a to ve čtrnáctidenních intervalech. Ve vzorcích byly sledovány základní ukazatele znečištění odpadních vod.

Z výsledků získaných v rámci diplomové práce vyplývá, že většina studovaných parametrů je odstraňována v dostatečné míře.

Nejvyšší hodnota účinnosti byla zjištěna pro biochemickou spotřebu kyslíku (BSK) – 80,6 % a pro nerozpuštěné látky (NL), kdy průměrná hodnota účinnosti eliminace dosahovala 75,9 %. Účinnost odstranění znečištění kvantifikovaného jako chemická spotřeba kyslíku (CHSK) byla nižší (47,4 %). Nutno říci, že rovněž vstupní hodnoty CHSK na přítoku do čistírny byly nízké. Naproti tomu velmi významné bylo odstraňování amoniakálního dusíku (účinnost dosahovala v průměru 74,5 %), především ve srovnání s kořenovými čistírnami s horizontálním uspořádáním. Eliminace fosforu byla dle očekávání poměrně nízká – 19,5 %. Z pohledu sezónní dynamiky bylo prokázáno, že roční období nemá zásadnější vliv na efektivitu čistícího procesu.

Nutno uvést, že filtrační pole muselo být před prvními odběry renovováno a opětovně osázeno vegetací z důvodu zjištěného ucpání rozvodového potrubí filtračním materiálem a kořeny rostlin. I přes tuto skutečnost kořenová čistírna v parametrech BSK, CHSK a NL vyhovuje veškerým legislativním předpisům.

Klíčová slova: Domovní kořenová čistírna, vertikální systém, účinnost odstranění znečištění, decentralizovaný způsob čištění odpadní vody, chemická spotřeba kyslíku, amoniakální dusík

Evaluation of the efficiency of wastewater treatment in a domestic constructed wetland

Summary

Constructed wetlands have been used for many years as one of the effective ways of treating diverse types of wastewater, utilizing natural processes characteristic of natural wetlands. The chief advantages of such systems are their simplicity, low electricity needs and minimal technological requirements. This makes constructed wetlands a suitable alternative for treating wastewater with small pollution sources in decentralised treating systems.

The main objective of this work was to evaluate the efficiency of a vertical flow constructed wetland at a family house in the village of Radíč - Žďár in Central Bohemia. During one annual cycle, from March/2023 to March/2024, samples were taken at the inflow and outflow of the filter zone at fortnightly intervals. The samples were monitored for basic indicators of wastewater pollution.

The results obtained in the present thesis show that most of the studied parameters are removed to a sufficient extent.

The highest efficiency value was determined for biochemical oxygen demand (BOD) - 80.6% and for suspended solids (SS), with an average elimination efficiency of 75.9%. The chemical oxygen demand (COD) efficiency was lower (47.4%). It should be noted that the input COD concentrations at the inflow were likewise low. In contrast, the ammonia nitrogen removal was very significant (74.5% on average), especially when compared to systems with horizontal flow. Phosphorus removal was relatively low at 19.5%, as presumed. In terms of seasonal dynamics, seasons were shown to have no major influence on the operation of the constructed wetland.

It should be noted that the studied filtration zone had to be renovated and replanted with vegetation before the first sampling due to the clogging of the medium with filter material and plant roots. In spite of this, the constructed wetland complied with all legislative requirements in terms of BOD, COD and SS.

Keywords: Domestic constructed wetland, Vertical flow constructed wetland, Efficiency of pollution removal, Decentralized wastewater treatment, Chemical oxygen demand – COD, Ammonia nitrogen

1 Obsah

2 Úvod.....	9
3 Vědecká hypotéza a cíle práce.....	10
4 Literární rešerše	10
4.1 Způsoby čištění odpadních vod u decentralizovaných objektů ve venkovských oblastech.....	10
4.1.1 Odpadní vody.....	10
4.1.2 Decentralizované řešení čištění odpadních vod.....	11
4.2 Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.....	12
4.2.1 Mokřady.....	12
4.2.2 Umělé mokřady	13
4.3 Klasifikace umělých mokřadů:.....	14
4.3.1 Systémy s plovoucí vegetací.....	14
4.3.2 Umělé mokřady s rostlinami s plovoucími listy	15
4.3.3 Umělé mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací	15
4.3.4 Umělé mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací s povrchovým tokem ..	16
4.3.5 Umělé mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací s podpovrchovým tokem	17
4.4 Kořenové čistírny odpadních vod.....	17
4.4.1 Základní členění kořenových čistíren	17
4.5 Proces čištění odpadní vody v kořenových čistírnách	20
4.5.1 Předčištění odpadní vody.....	20
4.5.2 Filtrační pole	21
4.5.3 Filtrační materiál.....	21
4.5.4 Průběh čistícího procesu	22
4.6 Mokřadní vegetace v kořenových čistírnách	24
4.6.1 Vliv růstu kořenů na půdní systém	26
4.6.2 Rostliny v umělých mokřadech	26
4.7 Efektivita odstranění znečištění odpadních vod v kořenových čistírnách	29
4.7.1 Ukazatele organického znečištění.....	29
4.7.2 Nerozpuštěné látky	30
4.7.3 Transformace a odstranění sloučenin dusíku.....	31
4.7.4 Transformace a odstranění fosforu	32
4.7.5 Bakteriální znečištění.....	33
4.7.6 Těžké kovy.....	33
4.8 Limity a normy.....	34
5 Metodika.....	36
5.1 Lokalizace čistírny	36
5.2 Základní údaje o stavbě KČOV.....	38

5.3	Popis KČOV	39
5.3.1	Předčištění.....	40
5.3.2	Pulzní šachta	40
5.3.3	Vertikální kořenový filtr	41
5.3.4	Regulační šachta	42
5.3.5	Akumulační jímka.....	42
5.3.6	Vsakovací objekt.....	43
5.4	Odběry vzorků odpadních vod	43
5.4.1	Faktory, které mohly ovlivnit objektivitu výzkumu	44
5.5	Analytická stanovení.....	45
5.5.1	Použité přístroje	45
5.5.2	Odstředění vzorku.....	46
5.5.3	Stanovení pH.....	46
5.5.4	Stanovení chemické spotřeby kyslíku.....	46
5.5.5	Stanovení jednotlivých forem dusíku v odpadní vodě.....	47
5.5.6	Stanovení celkového fosforu	49
5.5.7	Stanovení sušiny vzorku	50
5.5.8	Sezónní účinnost čištění odpadních vod na kořenové čistírně	52
6	Výsledky.....	53
6.1	Účinnost čištění a sledované parametry	53
6.1.1	Chemická spotřeba kyslíku	53
6.1.2	Biochemická spotřeba kyslíku	54
6.1.3	Nerozpuštěné látky	55
6.1.4	Amoniakální dusík.....	56
6.1.5	Stanovení dusitanového dusíku	57
6.1.1	Stanovení dusičnanového dusíku.....	57
6.1.2	Celkový dusík	59
6.1.3	Celkový fosfor	59
6.1.4	Hodnota pH.....	60
7	Diskuze.....	61
7.1	Schopnost systému odstranit znečištění a účinnost jeho eliminace	61
7.1.1	Chemická spotřeba kyslíku.....	61
7.1.2	Biochemická spotřeba kyslíku	62
7.1.3	Nerozpuštěné látky	62
7.1.4	Amoniakální dusík.....	63
7.1.5	Dusitanový dusík	64
7.1.6	Dusičnanový dusík.....	65
7.1.7	Celkový dusík	65
7.1.8	Celkový fosfor	66
7.1.9	Zhodnocení výsledků ve vztahu k vytyčeným hypotézám	66

8 Závěr.....	68
9 Literatura.....	69
9.1.1 Legislativní dokumenty	73
9.1.2 Seznam obrázků.....	74
10 Seznam použitých zkratk a symbolů.....	75
11 Samostatné přílohy.....	I

2 Úvod

Dostupnost a kvalita vodních zdrojů vyvolávají do budoucna stále větší obavy. Prioritou se tak stává snaha o zachování a případně další využití vody na místě, kde byla použita či zachycena. Dle Souhrnné zprávy o vodě a hygieně Organizace spojených národů, programu UN-Water (2018) nazvané Agenda pro udržitelný rozvoj 2030, by odpadní voda měla být brána jako udržitelný zdroj vody, energie, živin a dalších využitelných vedlejších produktů, spíše než jako zátěž.

Řádné nakládání s odpadními vodami může výrazně přispět k ochraně vodních zdrojů a snížit poptávku o již tak vzácnou komoditu. Alnaimy et al. (2023) uvádí, že dlouhodobé využívání vyčištěných odpadních vod při zavlažování zlepšilo většinu studovaných vlastností půdy, včetně obsahu organických látek, dusíku, fosforu a draslíku. Mlejnská et al. (2015) doplňuje, že u závlah čištěnými odpadními vodami ekonomický efekt spočívá ve využití vodní a hnojivé hodnoty odpadních vod, plném využívání rostlinných nutrientů a zlepšení úrodnosti půd.

Technologie je v současnosti schopna vyčistit i silně znečištěné odpadní vody na vodu různorodé kvality, dokonce i na vodu pitnou. To vše závisí na použité technologii, energetických a zejména finančních zdrojích. S rostoucími náklady tak získávají na významu technologie s nízkou energetickou náročností a dobrou kvalitou vyčištěné odpadní vody (Nishu & Kumar 2023).

Decentralizované čištění odpadních vod je efektivním řešením čištění a likvidace relativně malého množství odpadních vod a exkrementů pocházejících z jednotlivých domácností nebo malých obydlí, které nejsou a nemají možnost být napojeny na centrální kanalizační síť. Voda může být po vyčištění zachycena a může najít své další využití například k záливce vegetace (Capodaglio 2017).

Umělé mokřady, přesněji mokřadní systémy s podpovrchovým tokem, známé také jako kořenové čistírny odpadních vod, představují jednu z možností pro decentralizované čištění odpadních vod a nabízí přírodní alternativu k tradičním metodám čištění (Capodaglio 2017). Pochopitelně disponují řadou výhod i nevýhod, které je nutné zvážit pro každý individuální případ. Tyto systémy využívají k čištění procesy, které jsou charakteristické pro přirozené mokřady (Kadlec & Wallace 2009). K přednostem patří jejich jednoduchost, nízká finanční náročnost, především na provoz a údržbu, nízké nároky na elektrickou energii, minimální nároky na speciální technologické prvky. Nevadí jim výkyvy v hydraulickém a látkovém zatížení a jsou vhodné i pro čištění odpadních vod s nízkými koncentracemi organického znečištění (Mlejnská et al. 2015). Z dlouhodobého vyhodnocení účinnosti vyplývá, že eliminace organických a nerozpuštěných látek pomocí těchto systémů je dostatečná (Vymazal 2011). Mezi negativa kořenových čistíren patří větší požadavek na plochu potřebnou pro stavbu čistírny a větší závislost na klimatických podmínkách (Stefanakis et al. 2014), ačkoli dle Vymazala (2011) čistírny velice dobře fungují i ve studených klimatických podmínkách. Jako nevýhodu však zmiňuje nižší účinnost v odstraňování fosforu.

Z literatury je zřejmé, že se umělé mokřady osvědčily jako vhodný způsob čištění městských a splaškových vod (Kadlec & Wallace 2009). Cílem předkládané práce je rozšíření dané problematiky o poznatky z vyhodnocení účinnosti konkrétní domovní kořenové čistírny s vertikálním tokem.

3 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je

- charakterizovat základní princip čištění odpadních vod v kořenových čistírnách
- popsat současný stav využití kořenových čistíren v České republice
- popsat způsob čištění odpadních vod u decentralizovaných objektů ve venkovských oblastech
- vyhodnotit provoz konkrétní kořenové čistírny rodinného domu během ročního cyklu s důrazem na efektivitu odstranění znečištění v ukazatelích chemická spotřeba kyslíku, nerozpuštěné látky a amoniakální dusík

Základní hypotézou práce je, že

- hodnocená domovní čistírna odpadní vody je schopna dlouhodobě docílit kvalitu vyčištěné odpadní vody v ukazatelích chemická spotřeba kyslíku a nerozpuštěné látky na úrovni požadované současnou legislativou České republiky
- hodnocená domovní kořenová čistírna odpadní vody je schopna významným způsobem snížit obsah sloučenin dusíku ve zpracovávané vodě
- efektivita čištění odpadní vody ve sledované kořenové čistírně bude ovlivněna ročním obdobím

V rešeršní části bude popsán princip čištění odpadní vody v kořenových čistírnách, v praktické části bude proveden terénní průzkum, pravidelné odběry a laboratorní vyhodnocení vzorků odpadní vody. Z dostupných výsledků bude provedeno vyhodnocení účinnosti kořenové čistírny odpadních vod s vertikálním filtrem rodinného domu v obci Žďár, Radíč ve Středočeském kraji.

4 Literární rešerše

4.1 Způsoby čištění odpadních vod u decentralizovaných objektů ve venkovských oblastech

4.1.1 Odpadní vody

Možnosti nakládání s odpadními vodami jsou dané legislativou. Poslední legislativní úprava vodního zákona je provedena zákonem č. 20/2004 Sb., který mění vodní zákon č. 254/2001 Sb. Za odpadní vody jsou dle § 38 odst. 1 považovány vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost. Může se jednat o změnu složení či změnu teploty. Dále se za odpadní vody považují i jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i vody, které z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékají a mohou ohrozit jakost vod přirozeně se vyskytujících v přírodě, tedy vody povrchové či podzemní.

Dle Pittera (2009) je možné odpadní vody rozdělit:

- Splaškové odpadní vody (splšky) jsou odpadní vody z domácností, hygienických zařízení, objektů společného stravování, ubytování apod.
- Městské odpadní vody jsou směsí splšků a průmyslových odpadních vod, popř. vody dešťové a jiných vod odváděných veřejnou kanalizací. U velkých a malých měst obytného charakteru převládají odpadní vody splaškové. U malých měst průmyslového charakteru tomu může být naopak.
- Průmyslové odpadní vody jsou vody použité a znečištěné při výrobním procesu, které jsou ze závodů vypouštěny a pro daný proces již nejsou použitelné. Řadí se mezi ně i odpadní vody ze zemědělství.
- Dešťová odpadní voda jako voda z atmosférických srážek vtékající do stoky nebo do recipientu.

Surovou odpadní vodou se rozumí odpadní voda přitékající do čistírny odpadních vod. V obecném smyslu jde o nečištěnou odpadní vodu

4.1.2 Decentralizované řešení čištění odpadních vod

Dle statistiky ministerstva zemědělství, bylo v domech napojených na kanalizaci za rok 2022 celkem 87,3 % obyvatel České republiky. V případě samostatného Středočeského kraje, v němž se nachází objekt předmětu zájmu této diplomové práce bylo toto procento nižší a činilo 77,9 % obyvatel (Hubalová et al. 2023). Stále je tedy poměrně mnoho obyvatel, kteří z nějakého důvodu nejsou napojeni na veřejnou kanalizaci. Ti mají dle litery vodního zákona 20/2024 Sb. za povinnost zamezit znečištění vod povrchových, nebo podzemních, zneškodňováním odpadních vod. Tento zákon, respektive § 38 odst. 5 upřesňuje povinnost buď jejich akumulace s následným odvozem na čistírnu odpadních vod, případně povinnost zajišťovat jejich zneškodňování v souladu s podmínkami stanovenými v povolení k jejich vypouštění. Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti zneškodňování odpadních vod, vyvinutých v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejúčinnějších pro ochranu vod.

Zneškodňování odpadních vod v blízkosti jejich zdroje prostřednictvím různých jednoduchých technologií, se označuje jako decentralizované řešení čištění odpadních vod (Chirisa et al. 2017). U decentralizovaných postupů lze čištění odpadních vod dále rozlišovat na intenzivní a extenzivní (Mlejnská et al. 2015). Intenzivními jsou v případě decentralizovaných objektů čistírny odpadních vod (dále ČOV) založené na čištění v mechanicko-biologických ČOV. Ty existují v různých variantách i velikostech. Princip čištění je velice podobný jako je tomu u větších ČOV. Tedy fáze předčištění, mechanické čištění a biologické čištění. Biologický stupeň následně využívá aktivačního procesu, nebo biofilmových procesů. Stabilita biochemických procesů může být narušena důsledkem přetížení systému, případně vniknutím toxických či jiných látek. Pro provoz je nutností připojení k elektrické síti.

Mezi extenzivní způsoby čištění se řadí ČOV, jež využívají v přírodě zcela běžné samočisticí procesy, které mohou probíhat v půdním, vodním nebo mokřadním prostředí. Nemusí být zcela závislé na dodávce elektrického proudu. Patří sem například provzdušňované nebo neprovzdušňované biologické nádrže, zemní filtry a kořenové čistírny. Velkou výhodou extenzivních technologií čištění odpadních vod obecně, jsou nízké konstrukční a provozní náklady v porovnání s klasickými způsoby a další výhodou je skutečnost, že mohou být využívány i v lokalitách s výrazně naředěnými odpadními vodami a s nerovnoměrným hydraulickým zatížením (Mlejnská et al. 2015). Také septiky a žumpy se řadí mezi extenzivní decentralizované postupy čištění. U žumpy ale nelze hovořit o průběhu čistírenských procesů. Obsah je nutno pravidelně odčerpávat a odvážet fekálními vozy ke zpracování na způsobilou ČOV, kde vystaví protokol o odvozu. Septik, ve kterém probíhají především anaerobní biochemické pochody je vhodný především jako stupeň předčištění, zvláště pro snížení koncentrace nerozpuštěných látek (Šálek & Tlapák 2003). Nedochází k účinnému odstraňování sloučenin dusíkatých látek a fosforu, proto je nutno vodu odtékající ze septiků podrobit dalšímu čištění (Mlejnská et al. 2015).

4.2 Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách

4.2.1 Mokřady

Ramsarská úmluva, která byla přijata v rámci UNESCO zmiňuje přirozené mokřady jako životně důležité pro přežití lidstva, nejproduktivnější prostředí na světě a středobod pro živobytí více než miliardy lidí. Tyto důležité ekosystémy mimo jiné poskytují sladkou vodu, regulují povodně a ukládají více uhlíku nežli všechny světové lesy dohromady. Úmluva byla přijata jako mezivládní smlouva, jež umožňuje mezinárodní spolupráci pro zachování a moudré využití mokřadů a jejich zdrojů (McInnes et al. 2017). Úmluva přijatá ve sbírce zákonů č. 396 / 1990 definuje mokřady jako území bažin, slatin, rašeliníšť i území pokrytá vodou, přirozeně i uměle vytvořená, trvalá i dočasná, s vodou stojatou i tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, včetně území s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů. Pro potřeby České republiky se mokřadem rozumí zejména lužní lesy, nivy řek, mrtvá ramena, tůňe, zaplavované nebo mokré louky, rákosiny, ostricové louky, prameny, prameniště, toky a jejich úseky, jiné vodní a bažinné biotopy, údolní nádrže, zatopené lomy, šterkovny, pískovny, horská jezera, slaniska. V České republice se nachází 14 mokřadů mezinárodního významu.

Mokřady jsou velmi různorodými ekosystémy a je pro ně typická přítomnost vody buď v nasyceném půdním profilu, nebo mělké zaplavení, a to buď stále, či jen po určité období roku (Richter & Skaloš 2021). Mokřady tak představují prolínání terestrického a vodního prostředí. Pro mokřadní ekosystém je charakteristická přítomnost tří složek. Jedná se o přítomnost vody v půdě i nad jejím povrchem, anaerobní podmínky v půdě vyvolané nasycením půdy vodou a posledně přítomnost rostlin adaptovaných na zamokření či zaplavení půdy, tzv. hydrofyty a naopak absence rostlin, které nesnášejí zamokření (Vymazal 2005, Richter & Skaloš 2021). Jak zmiňuje Vymazal (2011) nacházejí se přirozené mokřady v širokém spektru krajín a mohou nabídnout mělké vody, obvykle do dvou metrů hloubky, nebo dočasně stojaté vody. Obsahují půdní komponenty, substráty a biotu, jež je schopna se adaptovat na podmínky zaplavení či

zamokření a s tím spojené podmínky s omezeným přístupem vzduchu. Přírodní mokřady se vyznačují extrémní variabilitou funkčních součástí, je tedy takřka nemožné předpovědět jaké reakce v nich probíhají po aplikaci odpadních vod a převádět výsledky z jedné geografické oblasti na jinou. Každopádně výrazné zlepšení kvality odpadních vod je obecně pozorováno jako důsledek průtoku přirozenými mokřady. Rozsah čistících schopností je však do značné míry neznámý (Vymazal & Kröpfelová 2008).

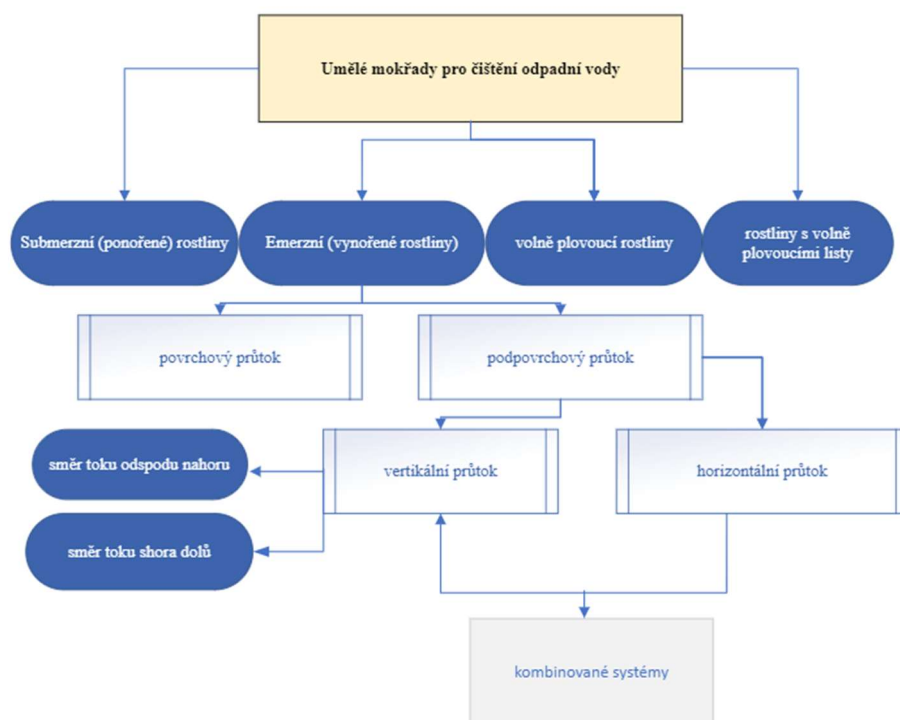
Lokalizace a struktura mokřadů se v čase mění, stejně jako se mění krajina vlivem působení přírodních, ale zejména antropogenních faktorů. Pozitivní role mokřadů buď nebyla známa anebo byla podceňována, a tudíž v průběhu 20. století byly celosvětově jejich plochy odvodňovány, zejména pro zemědělské využití (Richter & Skaloš 2021). Také mnoho vědců se o mokřadní ekosystémy dlouho nezajímalo, jelikož nebyly považovány ani za skutečný suchozemský ekosystém, ani za vodní ekosystém (Vymazal & Kröpfelová 2008). Až od 70 let 20. století se situace změnila, poněvadž došlo k poznání, jak důležitou ekologickou funkci mokřady mají. Ať se jedná o zadržení vody v krajině, tlumení pobřežní eroze, čistící schopnosti a habitat pro ryby a vodní ptactvo (Hatvany 2020).

4.2.2 Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou systémy určené pro čištění odpadních vod a využívají stejné procesy probíhající v přirozených mokřadech. V systémech umělých mokřadů však mohou procesy probíhat pod mnohem větším stupněm kontroly. To také dává prostor experimentům ke zjištění čistících schopností při použití různých druhů substrátů, rostlin či rychlosti průtoku. Umělé mokřady dávají také další výhody oproti přirozeným mokřadům. Jedná se o možnost výběru lokality, flexibilitu v určení rozměru a zejména kontrolu nad hydraulickým průtokem a času zadržení vody v systému. Znečišťující látky jsou v tomto systému odstraněny kombinací fyzikálních, chemických a biologických procesů zahrnujících sedimentaci, vysrážení, adsorpci na půdní částice, asimilaci rostlinnými tkáněmi a mikrobiální rozklad (Vymazal & Kröpfelová 2008).

První experimenty zaměřené na možnost využití principu čistících procesů, které probíhají u přirozených mokřadních systémů pro čištění odpadních vod byly uskutečněny v ranných 50 letech Dr. Kathe Seidel v Německu na Max Planck Institutu. Zprvu jako experiment zaměřený na zmírnění škod z nadměrného hnojení, znečištění z odpadních vod a zanášení vnitrozemských řek. První plnohodnotné systémy byly uvedeny do provozu v pozdních 60 letech. Od té doby se systémy běžně používají. V Evropě jsou častější systémy s podpovrchovým tokem, v severní Americe a Austrálii jsou více populární umělé mokřady s volnou hladinou (Vymazal 2011).

Umělé mokřady se rozdělují podle několika kritérií, především podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku odpadní vody, jak je znázorněno na Obr. 1.

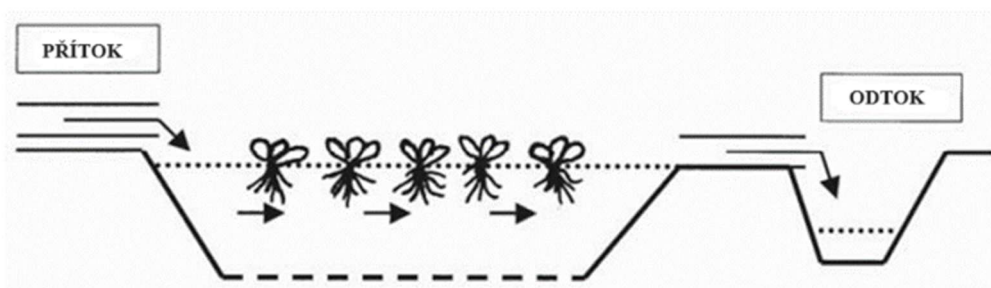


Obr. 1: Schematické rozdělení umělých mokřadů, převzato a upraveno z Stefanakis et al. (2014)

4.3 Klasifikace umělých mokřadů:

4.3.1 Systémy s plovoucí vegetací

Využívají se především *Eichhornia crassipes* (vodní hyacinty) a *Lemna spp.* (okřešky), které plavou na hladině. Rostliny nekoření v substrátu, ale přijímají živiny kořeny přímo z vodního sloupce, proto rostou ve vodách s vysokým obsahem nutrientů (Vymazal 1995). Organické látky jsou v principu odstraňovány metabolismem bakterií, které se buď pohybují volně ve vodním prostředí nebo jsou přichyceny k rostlinám. Kořenový systém volně plovoucích rostlin nabízí poměrně dost prostoru pro přichycení mikroorganismů (viz obr. 2). Proto s vyšším počtem rostlin se zvyšuje potenciál pro rozklad více organické hmoty (Vymazal & Kröpfelová 2008).

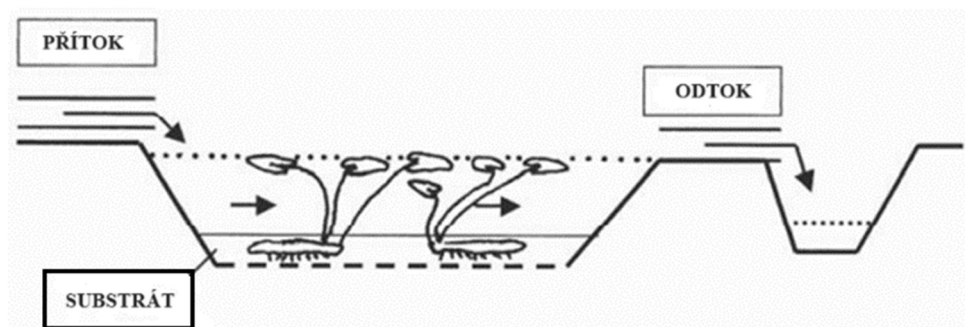


Obr. 2: Schéma umělého mokřadu s volně plovoucími rostlinami. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)

Do těchto systémů byly vkládány velké naděje především pro odstraňování dusíku a fosforu z odpadních vod. Provoz je však velmi neekonomický vzhledem k nutnosti pravidelně sklízet biomasu a nutnost intenzivního provzdušňování pro více zatížené systémy. Růst rostlin je také limitován klimatickými podmínkami (Vymazal 2004)

4.3.2 Umělé mokřady s rostlinami s plovoucími listy

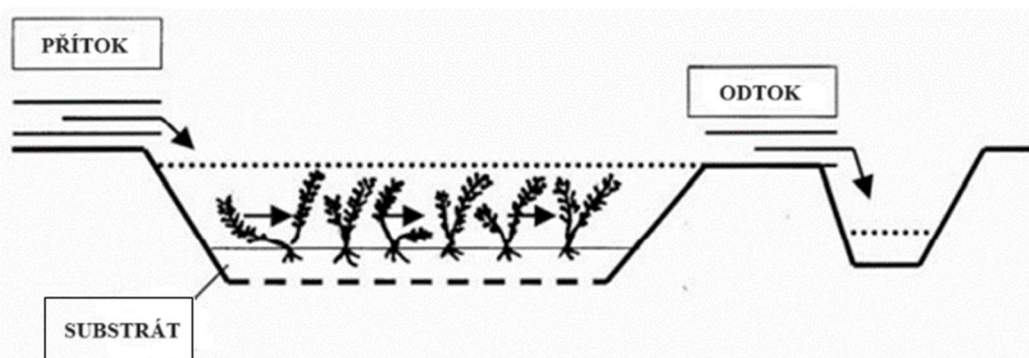
Využívají například *Nymphaea spp.* (lekníny), *Nuphar spp.* (stulíky), případně *Nelumbo nucifera* (lotos indický). Rostliny jsou zakořeněny v substrátu a listy plavou na vodní hladině (viz obr. 3). Tyto systémy jsou využívány pouze ojediněle (Vymazal 2004). Umělé mokřady s rostlinami s plovoucími listy mají dobrý potenciál pro odstranění nerozpuštěných látek, jelikož listy na povrchu minimalizují vliv větru, který následně podněcuje pohyb částic ve vodním sloupci a proudění vody. Organické látky jsou převážně odstraňovány sedimentací částic a mikrobiálním rozkladem (Vymazal & Kröpfelová 2008).



Obr. 3: Schéma umělého mokřadu s rostlinami s plovoucími listy. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)

4.3.3 Umělé mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací

Jedná se o vegetaci, která je ponořena do vodního sloupce s kořeny v sedimentu na dně mělkých nádrží (viz obr. 4). Rostliny přijímají živiny jak ze sedimentu, tak z vodního sloupce (Vymazal 1995). Využívají např. *Egeria densa* (morovinka hustolistá), *Elodea canadensis* (vodní mor kanadský), *Ceratophyllum demersum* (růžkatec ostnitý) nebo *Hydrilla verticillata* (přeslenice vodní). Vzhledem k fyziologické povaze rostlin je nezbytně nutné, aby voda neobsahovala vyšší koncentrace nerozpuštěných látek a nebyla limitována fotosyntéza rostlin nedostatkem světla. Proto se tento systém používá zejména na dočišťování odpadních vod, případně pro odpadní vody s nízkým obsahem organických látek (Vymazal 2004)



Obr. 4: Schéma umělého mokřadu s ponořenou (submerzní) vegetací. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)

4.3.4 Umělé mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací s povrchovým tokem

Jedná se o nejrozšířenější i nejpoužívanější skupinu umělých mokřadů pro čištění odpadních vod. Dají se dále rozdělit podle přítomnosti volné vodní hladiny (Vymazal 2004)

Obvykle je vodní plocha umělého mokřadu mělká uzavřená vodní nádrž, případně sled nádrží. Výška půdní vrstvy je 20-30 cm s vodním sloupcem o výšce přibližně 20-40 cm. Hustá vegetace emergentních, tedy vynořených rostlin pokrývá významnou část vodní plochy. Obvykle více než 50 %. Kromě vysazených rostlin adaptovaných na podmínky života ve vodním prostředí, tzv. makrofitních druhů rostlin, se zde mohou vyskytovat i přirozeně se vyskytující druhy rostlin (Vymazal 2010). Nejvíce využívané rostliny v Evropě jsou *Phragmites australis* (rákos obecný), *Scirpus lacustris* (skřípinec jezerní) (Vymazal & Kröpfelová 2008).

Voda je při průtoku mokřadem čištěna pomocí fyzikálních (sedimentace, filtrace, UV záření), chemických (srážení, adsorpce, těkání) a biologických procesů (mikrobiální rozklad, mikrobiologické přeměny živin převzatých z vodního sloupce a kořenové zóny) (Stefanakis et al. 2014). Umělé mokřady s volnou hladinou jsou účinné při odstraňování organických látek mikrobiálním rozkladem a usazováním koloidních částic. Nerozpuštěné látky jsou účinně odstraňovány usazováním a filtrací skrze hustou vegetaci. Dusík je odstraňován především nitrifikací (ve vodním sloupci) a následnou denitrifikací (v usazených vrstvách). Amoniak je také odbouráván, a to vzhledem k vyšším hodnotám pH způsobených fotosyntézou řas. Odstranění fosforu je obvykle nízké vzhledem k omezenému kontaktu vody s půdními částicemi, které adsorbují, nebo vysrážejí fosfor. Příjem fosforu rostlinami je pouze omezený, jelikož se po degradaci rostliny tyto živiny opět uvolňují zpět do vody (Vymazal 2010). Téměř stojatá voda také zvyšuje možnost výskytu komárů (Stefanakis et al 2014).

Umělé mokřady s povrchovým tokem se nejčastěji používají pro terciární čištění komunálních odpadních vod, pro dočištění dešťových vod a důlních vod. Nejčastěji jsou využívány v USA (Vymazal 2010).

4.3.5 Umělé mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací s podpovrchovým tokem

Jedná se o systémy s podpovrchovým tokem, které se dále rozlišují dle směru průtoku a tím i nastavením aerobních podmínek v systému. Tyto umělé mokřady jsou nazývány jako kořenové čistírny. Směr průtoku může být buď horizontální, vertikální, případně hybridní, kdy se kombinují oba tyto systémy. Kořenovým čistírnám se bude více věnovat následující kapitola. Kořenové čistírny jsou obvykle využívány jako sekundární čištění odpadních vod. V podstatě tedy představují alternativu k biologickému stupni „klasických“ mechanicko-biologických ČOV. Pro účinné čištění odpadních vod je třeba předřadit mechanické (primární) čištění. Po tomto předčištění jsou velmi účinné pro odstraňování organických látek, nerozpuštěných látek, mikrobiálního znečištění a od těžkých kovů. Organické sloučeniny jsou rozkládány bakteriemi za aerobních či anaerobních podmínek. Nerozpuštěné látky se usazují do mikrokapes ve filtračním loži nebo jsou odfiltrovány (Vymazal 2010). Odstranění amoniakálního dusíku je limitováno nedostatkem kyslíku, tedy nitrifikací ve filtračním médiu. Horizontální podmínky však poskytují dobré podmínky pro denitrifikaci. Možnosti pro odstranění fosforu je nízké, pokud nejsou využity speciální technologie (Vymazal 2010).

4.4 Kořenové čistírny odpadních vod

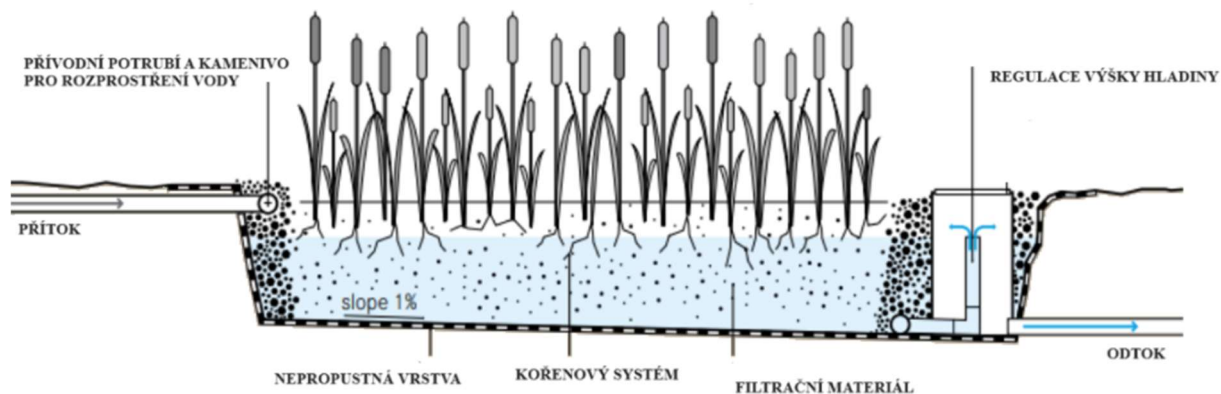
4.4.1 Základní členění kořenových čistíren

4.4.1.1 Kořenové čistírny s horizontálním tokem

Název „kořenová čistírna“ vznikl z anglického pojmenování „Root Zone Method“, což bylo pojmenování umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním průtokem, které se používalo v 70. a 80. letech 20. století (Vymazal 2004).

Dle Vymazala je základním principem čištění horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadní vegetací. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k jeho ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Při průchodu odpadní vody substrátem dochází k čištění, které se uskutečňuje komplexem chemických, fyzikálních a biologických procesů. Rostliny mají v České republice funkci zejména tepelně izolační v zimním období a jejich kořeny a oddenky pak poskytují podklad pro růst přisedlých bakterií a v omezené míře i dodávku kyslíku do filtračních polí a kumulaci živin (Vymazal 2009).

V případě kořenových čistíren s horizontálním tokem je celý objem filtračního tělesa zatopen odpadní vodou (obr. 5). Čištění odpadní vody tedy probíhá většinou v anoxických podmínkách. Anaerobní mikroorganismy využívají při respiraci namísto kyslíku řadu terminálních akceptorů kyslíků, jako jsou dusičnany, manganičité a železité ionty nebo sírany, v závislosti na hodnotě oxidačně-redukčního potenciálu. Vzhledem k anoxickým podmínkám dosahují kořenové čistírny většinou nižších účinností odstraňování amoniakálního dusíku (Mlejnská et al. 2015).

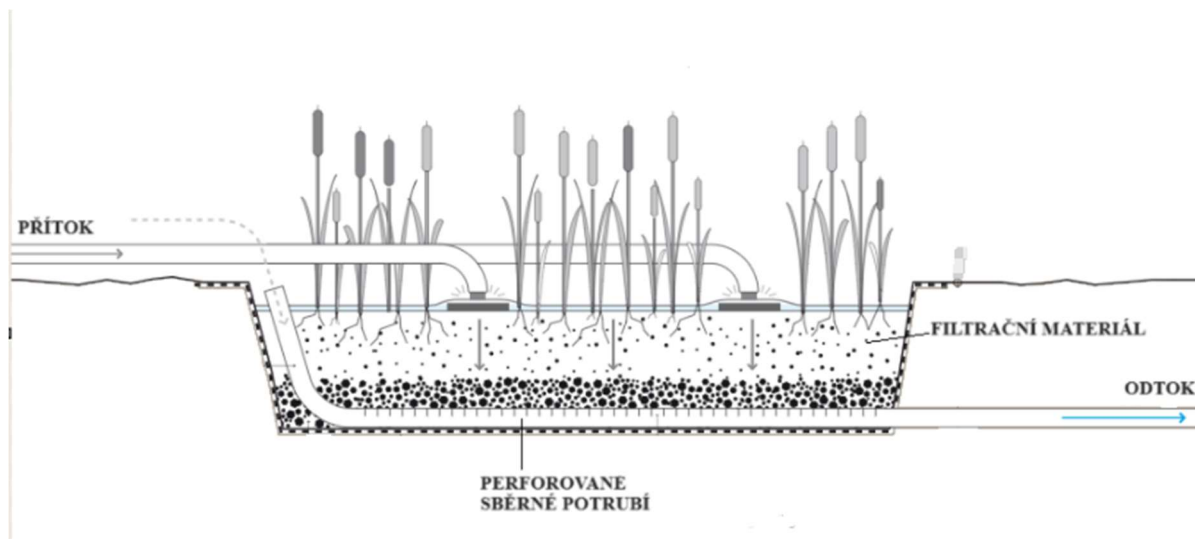


Obr. 5: schematické zobrazení horizontální kořenové čistírny. Převzato a upraveno z Tilley et al. (2014)

Hlavním rozdílem proti umělým mokřadům s povrchovým tokem, tedy volnou vodní hladinou je v tom, že voda protéká obvykle přibližně 5-15 cm pod povrchem porézního média, mezi kořeny rostlin. Na povrchu se nenachází žádná voda, a to také ve značné míře redukuje množství komárů (Stefanakis et al 2014).

4.4.1.2 Kořenové čistírny s vertikálním tokem

U kořenových čistíren s vertikálním tokem je voda aplikována na povrch kořenového lože tak, aby pokryla celou plochu čistírny. Rovnoměrné rozložení odpadní vody je zajištěno množstvím děrovaných trubek, které jsou rozprostřeny po celé ploše čistírny (Stefanakis et al. 2014). Substrát v čistícím loži je obvykle složen z několika frakcí. Větší kamenivo je ve spodní části (o rozměru přibližně 30-60 mm), menší frakce je při povrchu (o rozměru přibližně 6 mm). Voda se přivádí přerušovaně na povrch mokřadu, čímž se umožní odpadní vodě prosáknout a další dávka odpadní vody následuje až po vyprázdnění filtru. Tím dochází k dobré oxygenaci filtru a následné velmi efektivní oxidaci amoniakálního dusíku (Vymazal 2009). Voda je dávkována v krátkých cyklech v dostatečném množství, aby se pokryla celá plocha čistírny. Voda se poté vsakuje a vlivem gravitace stéká dolů do spodní části lože, odkud je vedena dále k výtoku z čistírny. Tento druh dávkování odpadní vody umožňuje přístup kyslíku a tím i možnost nitrifikace (Vymazal et al. 2008). Díky tomu dochází v těchto systémech k výrazně vyšší eliminaci amoniakálního dusíku než u kořenových čistíren s horizontálním průtokem. Nevýhodou jsou však poměrně vysoké technické požadavky na konstrukci a provoz čistírny a rychlé zanášení filtračního lože (Luederitz et al. 2001).



Obr. 6: schematické zobrazení vertikální kořenové čistírny. Převzato a upraveno z Tilley et al. (2014)

4.4.1.3 Ostatní typy kořenových čistíren

Mezi další typy kořenových čistíren odpadních vod se dají zařadit:

4.4.1.3.1 Hybridní systémy kořenových čistíren

Hybridní systémy jsou kombinací vertikální kořenové čistírny a horizontální kořenové čistírny se záměrem vylepšení celkové účinnosti. Záměrem je využití výhod jednoho systému k vyvážení nevýhod u druhého. Skutečnost, že horizontální čistírny mají nižší možnosti nitrifikace z důvodu anaerobního prostředí, může být kompenzována vertikálním systémem, kde je efektivní nitrifikace z důvodu přístupného kyslíku. Na druhou stranu horizontální čistírny nabízejí podmínky pro denitrifikaci, narozdíl od vertikálních systémů (Stefanakis et al. 2014). V podstatě existují dva typy hybridních systémů – kombinace vertikální systém následovaný horizontálním a druhý systém kde je naopak první horizontální a druhý vertikální. Více používaný je v současné době ta první kombinace (Vymazal 2005)

Kombinace vertikálního systému umístěného jako první v pořadí umožní nejprve odstranění organických látek a nerozložených látek a vzhledem k aerobním podmínkám dochází k eliminaci amonného dusíku. V následném horizontálním systému jsou oxidované formy dusíku dále transformovány skrze denitrifikaci a také dochází k dalšímu čištění organických látek (Stefanakis et al. 2014).

4.4.1.3.2 Plovoucí kořenové čistírny

Plovoucí kořenové čistírny, nazývané také jako plovoucí ostrovy představují nový vývoj v oblasti umělých mokřadů. Hlavní podstatou je, že rostliny nejsou umístěny v porézním médiu nebo zemině, nýbrž jsou umístěny na plovoucích zařízeních, které plavou na hladině. Plovoucí těleso je obvykle vyrobeno z plastu, aby bylo odolné různým hydraulickým podmínkám, přírodním vlivům a poskytlo vhodné podmínky pro růst emergentní vegetace. Tyto druhy rostlin poté pod plovoucím tělesem vyvíjejí rozsáhlý a hustý kořenový systém. Plovoucí ostrovy

plují na volné hladině a není omezován různými pohyby výšky vody v řece, jezeru, kanálu apod. Podobně jako u ostatních typů umělých mokřadů je úloha rostlin víceméně stejná. Kořenový systém poskytuje potřebný prostor pro uchycení a tvorbu biofilmu a funguje jako fyzický filtr. Rostliny si berou živiny pro svůj vývoj přímo z vodního sloupce (Stefanakis et al. 2014)

4.5 Proces čištění odpadní vody v kořenových čistírnách

4.5.1 Předčištění odpadní vody

Surová odpadní voda obsahuje kromě sledovaných ukazatelů znečištění i řadu dalších látek, jako jsou vlákna, vlasy, nitě, tuky, domovní odpadky, zbytky ovoce a zeleniny, plastické hmoty, kusy dřeva atd. Z tohoto důvodu je mechanický stupeň čištění důležitou součástí každé čistírny odpadních vod. U vertikálně a horizontálně protékaných umělých mokřadů zajišťuje ochranu porézních (filtračních) vrstev před zanesením hrubým materiálem, pískem nebo tukem (Mlejnská et al. 2015). V případě nedokonalého mechanického předčištění se dostatečně neodstraní nerozpuštěné látky, které mohou následně ucpat vlastní filtrační lože (Vymazal 2004).

Standardní mechanické předčištění se u extenzivních technologií čištění nejčastěji skládá z ručně stíraných česlí, ručně vyklízeného lapáku písku, který je zvláště důležitý v případě jednotné kanalizace, a vhodné usazovací nádrže. Pro malá zařízení do 50 EO, se nejčastěji používá septik, pro větší pak šterbinová nebo jiná vhodná usazovací nádrž, nejlépe s odděleným kalovým prostorem. V místech, kde mohou nastat problémy s tuky a oleji, je vhodné před česle ještě zařadit lapák tuků (Mlejnská et al. 2015). V případě jednotné kanalizace (splachy společně s dešťovými splachy) je nutné oddělit dešťové přívaly a zařadit lapák písku, případně i šterku (Vymazal 2004)

Septik je vodotěsná nádrž z betonu, sklolaminátu nebo plastu, kterou protéká odpadní voda k primárnímu mechanickému předčištění. Dochází zde k sedimentaci nerozpuštěných látek a anaerobnímu rozkladu organických látek, ale čistící účinnost je nedostatečná (Tilley et al. 2014). Je-li jako samostatný objekt, pak nesplňuje povolené limity na odtoku pro vypouštění do povrchových nebo podzemních vod. Proto se používá v kombinaci s dalším čistícím prvkem, jako je půdní filtr, nebo kořenová čistírna odpadních vod. Jeho účinnost je dána počtem komor a s tím související dobou zdržení (Mlejnská et al. 2015)

Proces povrchového ucpávání filtračního materiálu se nazývá kolmatace. Autoři Němcová et al. (2016) upřesňují, že vertikálně, pulzně protékané filtry jsou více náchylné na kolmataci než horizontální filtry právě vzhledem k menším frakcím použitého filtračního materiálu. Vertikální filtry nemohou z tohoto důvodu být umístěny za šterbinovou usazovací nádrž, ale musí mít předřazen správně hydraulicky vyřešený vícekomorový septik, u kterého lze předpokládat vyšší účinnost v odstranění nerozpuštěných látek.

4.5.2 Filtrační pole

Filtrační pole jsou oddělena od podloží nepropustnou bariérou. Nejčastěji plastovou fólií (PVC, PE) (Vymazal 2009). Aby nedocházelo k nekontrolovaným průsakům do podloží a následnému znehodnocování podzemních vod. Folií je nutno ochránit před poškozením například podložením geotextilií (Vymazal 2004).

Mezi návrhové parametry patří plocha kořenových polí, poměr stran kořenových polí, počet připojených EO, hydraulické a látkové zatížení, doba zdržení, střední velikost zrn filtrační náplně, její hydraulická vodivost atd. Plocha kořenových polí u horizontálně plněných kořenových čistíren by se měla pohybovat kolem $5 \text{ m}^2 / \text{EO}$. Obecně se většinou navrhuje plocha od 3 do $10 \text{ m}^2 / \text{EO}$. Terénním průzkumem bylo zjištěno, že skutečná hodnota je na mnoha navštívených kořenových čistírnách podstatně vyšší než původní návrhová hodnota $5 \text{ m}^2 / \text{EO}$ (Mlejnská et al. 2015). Vzhledem k faktu, že je produkce znečištění na malých vesnicích menší než v minulosti, vychází plocha vegetačních polí přibližně $8\text{--}10 \text{ m}^2 / \text{EO}$ (Vymazal, 2004). Kořenové filtry s vertikálním tokem mají menší nároky na plochu, a to $2 \text{ m}^2 / \text{EO}$ (Stefanakis et al. 2014). Stefanakis také zmiňuje, že nároky na plochu filtračního pole se liší dle klimatických podmínek. V oblastech s chladnějším podnebím je třeba větší plochy, poněvadž různé čistící procesy mohou být ovlivněny okolní teplotou a mají tendenci postupovat pomaleji. Dle Křišky a Němcové (2015) je vhodné velikost filtrační plochy dimenzovat dle předpokládané hodnoty CHSK_{Cr} . Účinnost, velikost a dimenze vertikálně skrápěného filtru je $15,0 \text{ g}_{\text{CHSK}}/\text{m}^2/\text{den}$.

Filtrační lože je většinou 60 až 80 cm hluboké a substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání (Vymazal 2004). Fitch (2014) doplňuje, že ač se může objem mokřadů o podobné velikosti plochy lišit různou hloubkou substrátu, účinnost čištění bude podobný.

4.5.3 Filtrační materiál

Výběr správného filtračního materiálu představuje velmi důležitý parametr, jež může výrazně ovlivnit funkčnost filtračního pole (Stefanakis et al. 2014). Kromě poskytování fyzické podpory pro růst rostlin a povrchu pro růst mikroorganismů podporuje filtrační náplň sedimentaci a filtraci znečišťujících látek. Některé druhy filtračních materiálů navíc přispívají ke zvýšené sorpci amoniakálního dusíku nebo fosforu (Mlejnská et al. 2015).

Mezi mechanické, fyzikální a chemické vlastnosti samotného filtračního materiálu patří dle Šálek a Tlapák (2006):

- Zrnitost, struktura a textura zrn, odolnost a mrazuvzdornost materiálu
- Chemické složení (podíl železa, hliníku a manganu)
- Obsah vyluhovatelných částic (minerálních i organických)
- Měrná a objemová hmotnost, hydraulická vodivost, pórovitost
- Dostupnost materiálu (cena, transportní vzdálenost)

V České republice se jako náplň běžně používá štěrk a drcené kamenivo frakce 4 – 8 mm. Upřednostňována je frakce 8 – 16 mm, poněvadž je prokázáno, že tato velikost poskytuje dostatečnou hydraulickou vodivost a zároveň podporuje zdravý růst vegetace a dobrou čistící

účinnost (Vymazal & Kröpfelová 2008). Čím jemnější materiál (frakce) je použit jako filtrační náplň, tím vyšší náchylnost ke kolmataci filtr vykazuje (Němcová et al. 2016).

4.5.4 Průběh čistícího procesu

V umělých mokřadech probíhají při čištění odpadních vod procesy fyzikální, fyzikálně-chemické, chemické a biologické. Mezi nejvýznamnější fyzikální procesy patří filtrace a sedimentace. Podstatné množství suspendovaných látek se zachytí v předních vrstvách filtru, jemné jílnaté a koloidní organické částice ale pronikají do hlubších vrstev. Mezi nejvýznamnější fyzikálně-chemické procesy patří vazba řady látek na sorpční komplex filtračního materiálu (amoniak, vápník, hořčík, sodík, draslík aj.). Obzvláště důležitá je vazba fosforu na sloučeniny železa, manganu nebo hliníku. Z chemických procesů jsou nejvýznamnější oxidačně-redukční pochody, které souvisejí s množstvím kyslíku přítomného ve filtračním prostředí. Vedle toho dochází i k rozkladu nebo syntéze nových sloučenin. Mezi nejvýznamnější biologické procesy patří bakteriální a rostlinný metabolismus (Mlejnská et al. 2015).

Biologické procesy čištění výrazně dominují v čištění odpadních vod v umělých mokřadech, ačkoli chemické procesy, pro které není potřeba organismů mohou také mít významný dopad. Je ale obecně přijato, že mikrobiální procesy jsou dominantním mechanismem pro odstraňování většiny znečišťujících látek a dopad makrofytů je přitom minimální (Fitch 2014).

Hlavními mechanismy odstraňování živin z odpadních vod v umělých mokřadech jsou mikrobiální procesy, jako je nitrifikace a denitrifikace a také fyzikálně-chemické procesy, jako je fixace fosfátů železem a hliníkem v půdním filtru. Kromě toho jsou rostliny schopny tolerovat vysoké koncentrace živin a těžkých kovů a v některých případech je dokonce akumulovat ve svých tkáních (Stottmeister et al. 2003).

Různorodá směs aerobních a anaerobních bakterií je zapojena do rozkladu organických látek a cyklu nutrientů v umělých mokřadech. Průběh jednotlivých procesů závisí především na množství biologicky rozložitelného materiálu přítomného v odpadní vodě a na množství kyslíku přítomného ve filtrační náplni. Fungovat mohou následující skupiny bakterií: desulfurikační (redukují oxidované formy síry na sirovodík), denitrifikační (redukují dusičnany na dusitany a až plynný dusík), proteolytické (utilizují bílkoviny), amonizační (rozkládají organické dusíkaté látky na amoniak), amylolytické (štěpí škrob a nižší cukry na organické kyseliny), nitrifikační (oxidují amonné ionty na dusitany až dusičnan Mlejnská et al. 2015

Tři nejdůležitější fyzikálně-chemické vlastnosti půdy pro zamokřené půdy jsou hodnota pH, koncentrace iontů v prostředí a oxidačně redukční potenciál. Průměrná hodnota pH pro podmáčené půdy se pohybuje mezi pH 6,5 a 7,5 (Patrick et al., 1985, Vymazal & Kröpfelová 2008)

Oxidačně redukční potenciál (ORP) je měrná jednotka elektrochemického potenciálu, nebo dostupnosti elektronů v chemických a biologických systémech. Elektrony jsou nezbytné pro všechny chemické reakce. Chemické druhy, které ztratí elektrony se oxidují a naopak, redukce nastává jako chemická forma s příjmem elektronů (Vymazal & Kröpfelová 2008).

Jako důsledek dlouhodobě zaplavené půdy a s ohledem na aktuální poptávku po kyslíku pro kořeny a mikrobiální spotřebu, stejně jako pro chemickou oxidaci redukovaných organických a anorganických látek, může být kyslík vyčerpán během několika hodin až několika dnů (Vymazal & Kröpfelová 2008). V případě, že se kyslík z půdy vyčerpá, pro anaerobní organismy, které potřebují akceptory elektronů vede k redukci několika oxidovaných sloučenin v půdě v tomto pořadí - kyslík, nitráty (NO_3^-), manganitý kationt (Mn^{4+}), železitý kationt (Fe^{3+}), síran (SO_4^{2-}) a oxid uhličitý (CO_2) (Patrick et al. 1985). S každým dalším akceptorem elektronů ale rozklad organických látek probíhá pomaleji, zisk energie se snižuje, redukční potenciál prostředí klesá (Vymazal 1995)

Skutečnost, že rostliny přizpůsobené podmínkám anoxické rhizosféry mohou přežít, je způsobena jejich schopností zásobovat kořenový systém kyslíkem z atmosféry. Přenos plynů z nadzemních rostlinných částí přes oddenek do jemných kořínků je způsoben specifickými oblastmi tkáně vytvořených v rostlině známými jako aerenchyma. Zásobníky plynu v oblasti oddenku jsou chráněny uzlovitými segmenty a membránami, které jsou propustné pro plyny, ale přesto poskytují bezpečnou bariéru, která brání pronikání kapalin. Typy a kombinace zahrnutých mechanismů pro tok plynu, jsou specifické pro každou rostlinu. Například velmi intenzivní konvektivní transport plynu byl pozorován u *Typha latifolia* (orobínek) a *P. australis* (rákos). Tato koncepce je způsobena tvorbou nízkého tlaku v částech rostliny spotřebovávajících kyslík a vytvářením vyššího tlaku v listech rostliny. Tvorba nízkého tlaku je založena hlavně na různých rozpustnostech kyslíku použitého pro obnovu a oxidu uhličitého vzniklého při tomto procesu. Vytváření vyššího tlaku v listech způsobuje proudění vzduchu celým tělem rostliny, přičemž rychlost transportu dosahuje až 10 ml vzduchu za minutu. Jedním z hlavních procesů způsobujících vyšší tlak je termoosmóza (Stottmeister et al. 2003)

Vzhledem k rozdílu teplot mezi studeným povrchem listů (phylloplanem) a teplejším vnitřkem listů, způsobuje termoosmóza, že molekuly vzduchu vstupují do mladých listů póry (které jsou menší než u starších listů). Teplejší vnitřek listu způsobuje expanzi plynu v důsledku Brownova pohybu, což omezuje možnost návratu skrz póry listu. Přetlak vznikající uvnitř listů je kompenzován v tkáni transportu plynu (aerenchymu) uvnitř rostliny. Výsledkem je, že molekuly plynu jsou transportovány rostlinou až k nejhlubším kořenům. Kompenzace tlaku rostlinného systému je nakonec dosažena uvolňováním plynu přes kořeny a přes starší listy s většími póry (Stottmeister et al. 2003).

Zavedením atmosférického vzduchu do útrob rostliny je za anoxických podmínek v oddenkové a kořenové zóně k dispozici dostatečné množství kyslíku, který lze využít k dýchání. Kyslík transportovaný v proudu vzduchu je však životně důležitý pro přežití rostliny i v jiném ohledu. Kyslík se uvolňuje do rhizosféry a části kořenového systému. Uvolňování kyslíku způsobuje tvorbu oxidačního ochranného filmu přímo na povrchu kořene. Tento film chrání citlivé kořenové oblasti před poškozením toxickými složkami v anoxické, obvykle extrémně redukované rhizosféře. Kyslík je nepřetržitě uvolňován z vnitřních kořenových zón, čímž se vyrovnává chemická a biologická spotřeba kyslíku. Toto neustálé uvolňování kyslíku v rhizosféře je zvláště zajímavé v souvislosti s využíváním rhizosféry k čištění odpadních vod (Stottmeister et al. 2003).

Mikrobiální prostředí, které se tvoří rhizosféře je silně ovlivněno rostlinami, což může vysvětlovat rozdíly v účinnosti v čištění mezi podobnými mokřady s různou vegetací (Fitch 2014).

4.6 Mokřadní vegetace v kořenových čistírnách

Má-li být odpadní voda vyčištěna co nejúčinněji, je zapotřebí mít detailní znalosti o vegetaci jež je v kořenové čistírně zasazena. Účinnost různých rostlinných druhů, kolonizační charakteristiky určitých skupin mikroorganismů a také jak biogenní sloučeniny a konkrétní kontaminanty (složky odpadních vod) interagují s materiálem filtračního lože. Tyto informace jsou zásadní při projektování umělých mokřadních systémů (Stottmeister et al. 2003)

Rostliny patří mezi nejdůležitější komponenty v mokřadních systémech. Nejsou rozhodující pro výrazné zvýšení účinnosti čištění přitékající odpadní vody. Rostliny ale plní celou řadu jiných významných funkcí. Patří mezi ně ochrana a stabilizace povrchu filtrační náplně (substrátu), tvorba vhodného prostředí pro mikroorganismy přítomné v substrátu, přenos kyslíku do bezprostředního okolí kořenů (vznik anoxické až oxické zóny v jejich blízkosti), zvýšení estetického dojmu a umožnění lepšího začlenění umělého mokřadu do krajiny, snížení odtoku čištěných odpadních vod zejména v letních měsících v důsledku evapotranspirace (až po možnost návrhu bezodtokých systémů), odčerpávání živin z odpadní vody, tepelná izolace filtrační náplně v zimním období a chladnějších oblastech apod. Rozkládající se organická hmota z rostlin složí jako zdroj organického uhlíku potřebného k denitrifikaci (Mlejnská et al. 2015)

Větší vodní rostliny rostoucí v mokřadech se nazývají makrofyta. Tento termín zahrnuje vodní cévnaté rostliny (krytosemenné a kapradiny), vodní mechy a některé větší řasy s pletivy, jež jsou snadno viditelná. Ačkoli jsou v mokřadech rozšířeny kapradiny jako *Salvinia* a *Azolia* a velké řasy jako *Cladophora* (tzv. žabí vlas), obvykle zde dominují kvetoucí rostliny (tj. krytosemenné rostliny). Makrofyta, stejně jako všechny ostatní fotoautotrofní organismy, využívají sluneční energii k asimilaci anorganického uhlíku z atmosféry k produkci organické hmoty, která následně poskytuje zdroj energie pro heterotrofy (zvířata, bakterie a houby). V důsledku dostatečného množství světla, vody a živin v mokřadech patří primární produktivita ekosystému ovládaných mokřadními rostlinami k nejvyšším zaznamenaným na světě a s touto vysokou produktivitou je obvykle spojena vysoká heterotrofní aktivita, tj. vysoká schopnost rozkládat a přeměňovat organické látky i některé anorganické látky (Brix 2003).

V umělých mokřadech nehrají hlavní roli při přeměně a mineralizaci živin a organických polutantů rostliny, ale mikroorganismy. V závislosti na přívodu kyslíku k mokřadním rostlinám a dostupnosti dalších akceptorů elektronů, jsou kontaminanty v odpadní vodě metabolizovány různými způsoby. V systémech podpovrchového proudění převládají aerobní procesy pouze v blízkosti kořenů a na povrchu kořenů. V zónách, které jsou z velké části bez kyslíku probíhají anoxické procesy jako je denitrifikace, redukce síranů a/nebo metanogeneze (Stottmeister et al 2003).

Pro výběr rostlin do umělých mokřadů je třeba respektovat určitá pravidla. Rostliny by měly být dobře přizpůsobeny místním podmínkám. Je nezbytné, aby nepředstavovaly žádná rizika týkající se možného přenosu onemocnění pro místní flóru a blízké ekosystémy. Měly by být

životaschopné v místních klimatických podmínkách a odolávat případným výskytům škůdců, hmyzu a chorob. Měly by být tolerantní vůči různým znečišťujícím látkám přítomným v odpadních vodách (např. organická hmota, dusík, fosfor, těžké kovy atd.) současně s vysokou kapacitou pro odběr buď přímým příjmem, nebo nepřímo zajištěním nezbytných podmínek (např. zvýšeného přenosu kyslíku) pro jiné mechanismy odstraňování. Rostliny by se měly snadno přizpůsobit místnímu prostředí a vykazovat relativně rychlý růst a šíření. Neposledně by měly být snadno dostupné, nejlépe přímo v okolní přírodě k dispozici k přesazení (Stefanakis et al. 2014). Měly by patřit mezi přirozeně se vyskytující druhy rostlin vyskytující se v dané oblasti, aby nedocházelo k šíření invazních druhů.

Vymazal v tab. 2 přehledně shrnuje vlastnosti makrofyt a jejich role v procesu čištění v umělých mokřadech

Tab. 3: shrnutí hlavních rolí makrofytů v umělých mokřadech, převzato od Vymazal (2011)

Vlastnosti makrofyt	Role v procesu čištění
Rostlinné pletivo nad hladinou	<ul style="list-style-type: none"> • Světelný útlum – snížená intenzita fotosyntézy • Vliv mikroklima – izolace během zimy • Snížená rychlost větru – snížené riziko víření prašných částic, nebo také resuspenze, tj. sekundární prašnosti • Estetický vzhled systému • Skladování živin
Rostlinné pletivo pod vodou	<ul style="list-style-type: none"> • Filtrační efekt – odfiltruje velké nečistoty • Snížená rychlost proudění – zvýšená rychlost sedimentace, snížené riziko resuspenze • Vylučování kyslíku vzniklém při fotosyntéze – podpora aerobních procesů • Příjem živin • Zajištění povrchu pro uchycení periphytonu (vodních organismů, žijících přisedle na předmětech ponořených do vody)
Kořeny a oddenky kořenů v sedimentu	<ul style="list-style-type: none"> • Stabilizace sedimentu – méně eroze • Prevence ucpání média v systémech s vertikálním tokem • Zajištění povrchu pro růst bakterií • Uvolňování kyslíku zvyšuje degradaci (a nitrifikaci) • Příjem živin • Uvolňování antibiotik, fyto-metalloïdů a fytochelatinů

U přerušovaně doplňovaných vertikálních filtrů se kyslík dostává do půdního filtru zejména díky sacímu efektu vody, jak proudí dolů. Naproti tomu v systémech podpovrchového horizontálního proudění kyslík přivádějí hlavně bahenní rostliny (helofyty). Reakce vyšších rostlin na nedostatek kyslíku v rhizosféře se pak výrazně liší. Zatímco typické suchozemské

rostliny v takových podmínkách nemohou dlouho přežít, rostliny adaptované na podmáčené oblasti, jako jsou močály, vřesoviště, bažiny a říční břehy, mají anatomické a fyziologické vlastnosti nezbytné pro jejich dlouhodobé přežití. Aktivní reakční zónou umělých mokřadů je kořenový systém (rhizosféra). Zde probíhají fyzikálně-chemické a biologické procesy, které jsou vyvolány interakcí mezi rostlinami, mikroorganismy, půdním prostředím a polutanty (Stottmeister et al. 2003)

Stottmeister et al. (2003) dále rozvádí proč se osvědčují zejména bahenní rostliny (helofyty). Je to proto, že mají specifické vlastnosti fyziologie růstu, které zaručují jejich přežití v extrémních podmínkách v oblasti rhizosféry. Extrémní podmínky v rhizosféře v mokřadech používaných k čištění odpadních vod lze shrnout takto:

- Vysoce redukované prostředí (ORP, oxidačně redukční potenciál až $< -200\text{Mv}$, zejména v systémech s horizontálním podpovrchovým prouděním) podněcujícím tvorbu H_2S a CH_4 .
- Kyselé nebo zásadité hodnoty pH v určitých odpadních vodách
- Toxické složky odpadních vod, jako jsou fenoly, tenzidy, biocidy, těžké kovy atd.
- Slanost

V bezprostředním okolí kořenových čistíren by se neměly nacházet dřeviny, které kořenová pole zastíňují a náletem semen způsobují zaplevelování obtížně odstranitelnými semenáčky stromů a keřů. Opadavé stromy dále znamenají přísun rozložitelné organické hmoty opadem listů (Mlejnská et al. 2005).

4.6.1 Vliv růstu kořenů na půdní systém

Jedním z důležitých aspektů složitých procesů probíhajících v rhizosféře je interakce mezi kořeny / oddenky a půdní matricí. Půda je hlavním podpůrným materiálem pro růst rostlin a mikrobiální biomasu. Kromě toho má půdní matrice rozhodující vliv na hydraulické podmínky (Stottmeister et al. 2003).

Kromě chemického složení půdy, tak i fyzikální parametry, jako jsou velikosti zrn, mezery mezi póry, efektivní velikosti zrn, stupně nepravidelnosti a koeficient propustnosti. To vše jsou důležité faktory ovlivňující systém biologického čištění. Tyto fyzikální parametry indikují určité stavy půdy a významně ovlivňují proudění odpadních vod ve vybudovaných mokřadech a v konečném důsledku odstraňování kontaminantů. Růst kořenů ovlivňuje fyzikální (hydraulickou) kvalitu půd. Na jedné straně kořeny a mikrobiální biomasa ucpávají půdní póry, na druhé straně ale růst kořenů a mikrobiální degradace mrtvých kořenů způsobuje tvorbu nových sekundárních půdních pórů (Stottmeister et al. 2003).

4.6.2 Rostliny v umělých mokřadech

U umělých mokřadů s podpovrchovým prouděním (s horizontálním či vertikálním) existuje široká skupina rostlin, které by mohly být případně využity. Jak však zkušenosti z terénu prokázaly, běžně se používá jen málo z nich. V České republice patří mezi nejvyužívanější rostliny kořenových čistíren *Phragmites australis* (rákos obecný) a *Phalaris arundinacea*

(chrastice rákosovitá) (Vymazal et al., 2007). Méně potom *Glyceria maxima* (zblochan vodní) nebo *Typha spp.* (orobinec širokolistý a orobinec úzkolistý). V malých domovních mokřadech jsou potom využívány především druhy okrasné, jako jsou *Iris pseudacorus* (kosatec žlutý), *Iris sibirica* (kosatec sibiřský), *Lythrum salicaria* (kyprej vrbice), *Schoenoplectus lacustris* (skřípinec jezerní), nebo *Butomus umbellatus* (šmel okoličnatý) (Mlejnská et al., 2015)

4.6.2.1 Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Zdaleka nejběžněji používanou rostlinou pro umělé mokřady je *Phragmites australis* (rákos obecný). Jedná se o vytrvalou a záplavám odolnou travu s rozsáhlým kořenovým systémem, který obvykle proniká do hloubky kolem 0,6-1,0 m. Dosahuje výšky od 0,5 m u zakrslých forem až po obří 8 m vysoké formy známé z bažin delty Dunaje. Rákos se vyskytuje v litorálních zónách jezer, rybníků, podél řek a v mělkých sladkovodních či brakických a v některých případech i přímořských společenstvech (Vymazal 2011b).

Phragmites australis je optimální volbou pro své specifické vlastnosti mezi které patří rychlý růst, vysoká transpirační kapacita, hluboké kořeny, vysoká tolerance a jednoduchá dostupnost napříč mnoha státy i regiony po celém světě (Stefanakis et al 2014).

Rákos tvoří velmi husté porosty a patří mezi nejproduktivnější emerzní rostliny v mírném podnebním pásu. Vymazal & Kröpfelová (2005) stanovovali množství nadzemní biomasy na dvanácti kořenových čistírnách odpadních vod v České republice, přičemž zjištěné hodnoty se pohybovaly v rozmezí 1650 až 5050 g·m⁻².

Hustota výsadby předpěstovaných sazenic se doporučuje 4 rostliny na 1 m². Rákos nesmí být v žádném případě vyžínán v jarním ani letním období, protože by to porost silně oslabovalo. Pokud se vyžíná v podzimním nebo zimním období, musí být dbáno na to, aby byl řez výše, než může sahat hladina čištěné odpadní vody. Pokud by voda vnikla do oddenků, došlo by k vymírání rákosu. S ohledem na estetické hledisko provozu kořenových čistíren, ale i pro snadnější kontrolu povrchu filtrů a rozvodných potrubí lze doporučit každoroční sklizení biomasy rákosu (Mlejnská et al. 2015).

4.6.2.2 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Jedná se o 1-3 m vysokou vytrvalou travinu. Vytváří husté porosty a výrazné sítě mohutných kořenů a oddenků, pronikající do hloubky asi 30 – 40 cm umožňující agresivní vegetativní šíření. Chrastice rákosová pochází z mírných pásem severní polokoule a je široce rozšířena po celé Eurasii (Vymazal 2011b). Jako většina invazivních rostlin, vyznačuje se i chrastice rychlým růstem a tvorbou velkého množství nadzemní biomasy. Na kořenových čistírnách v České republice se maximální množství biomasy pohybuje v rozmezí 345 - 1902 g·m⁻² (Vymazal & Kröpfelová 2005).

Názory na vyžínání porostů nejsou jednotné. Chrastice rákosovitá je obvykle sklízena na všech kořenových čistírnách, poněvadž vytváří velké množství lehce rozložitelné organické hmoty, kterou je nutno z kořenových polí odstraňovat. Na některých čistírnách se sklízena 1x ročně, na jiných 2 x ročně. Liší se též období, ve kterém je porost sklizen. Chrastice snáší sklizeň ve

vegetačním období. Vysazují se předpěstované sazenice o hustotě 10 rostlin na 1 m² (Mlejnská et al. 2015).

Využití chrastice na kořenových čistírnách je v České republice běžné. Ač prvotně vzhledem k množství dostupných informací byl České republice osazován především rákos. Chrastice se začala vysazovat až v polovině 90. let. Mezi hlavní důvody jejího využití patří především výborné rozmnožování pomocí semen, a tedy i jednoduchá výsadba, dále velmi rychlý růst, díky němuž dochází k vytvoření jednotných porostů na čistírně již během první růstové sezóny, a především zajištění kvalitní izolace čistírny v zimních měsících (Vymazal 2013)

4.6.2.3 Orobinec širokolistý a Orobinec úzkolistý (*Typha spp.*)

Orobinec je velmi produktivní druh s maximem hodnoty nadzemní biomasy, jak v přirozených porostech, tak v uměle vytvořených mokřadech. Rostlina dorůstá výšky kolem 3 m, s rozsáhlým rozvětveným horizontálním oddenkovým systémem (Vymazal 2011).

Orobince jsou rozšířeny po celém světě, což znamená jejich schopnost růst v různých klimatických podmínkách. V zimě se jejich metabolismus zpomaluje, aby se zabránilo kyslíkovému šoku. To znamená, že spotřebují menší množství kyslíku a jsou tedy schopny přenášet relativně vysoké množství kyslíku do substrátu. Také zvládnou rychle regenerovat po zimním období. Orobince jsou schopny vyprodukovat velké množství biomasy a jsou schopny asimilovat dusík a fosfor (Stefanakis et al 2014).

Ve volné přírodě se běžně druhy orobince vyskytují v mělkých zátokách, zavlažovacích kanálech, jezerech, rybnících, řekách a brakických i sladkovodních bažinách. Bývá velmi často používána v umělých mokřadech s volnou hladinou, ale je také asi druhou nejpoužívanější rostlinou v kořenových čistírnách odpadních vod (Vymazal 2011)

4.6.2.4 Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*)

Kosatec žlutý je vytrvalá bylina se silným rozvětveným oddenkem a mečovitými, dvouřadými listy. Výška se pohybuje od 50 do 150 cm. Kvete žlutými květy, listy jsou svěže zelené, čárkovité, mečovité, široké 1 – 3 cm a stejně dlouhé jako lodyhy. Jasně žluté květy jsou dole srostlé v trubku, dlouhou jako semeník. Tři vnější okvětní lístky nemají kartáčky a jsou uprostřed tmavě žluté s fialově hnědými žilkami. Plodem je trojpouzdrá tobolka, která obsahuje velká semena, která plavou na vodě nebo mohou být roznášena vodními ptáky. Kosatec žlutý vyhledává mokrá a bahnitá místa, břehy stojatých i mírně tekoucích vod, příkopy a rákosiny. Kvete od května do června (Vaněk & Stodola 1987).

4.7 Efektivita odstranění znečištění odpadních vod v kořenových čistírnách

Jak zmiňuje Vymazal (2004) kořenové čistírny prokazují vysoké účinnosti při odstraňování organických a nerozpuštěných látek, mikrobiálního znečištění a těžkých kovů. Stefanakis (2019) dodává, že použití vertikálních kořenových čistíren s podpovrchovým tokem má oproti jiným mokřadním systémům mnoho předností. Potřebuje méně prostoru, umožňuje přístup kyslíku pro proces nitrifikace a degradaci organické hmoty. Neposkytuje však dobré podmínky pro proces denitrifikace, pro nějž je nutné prostředí, kde je kyslíku nedostatek. Pro umožnění těchto podmínek jsou vhodné kořenové čistírny s horizontálním tokem (Kadlec & Wallace 2009).

Účinnosti čištění jednotlivých složek odpadních vod se budou věnovat následující kapitoly.

4.7.1 Ukazatele organického znečištění

Stanovení koncentrace organických látek má pro kvantifikaci znečištění odpadní vody zásadní význam. Organické látky jsou odstraňovány z KČOV především mikrobiálními procesy, a to jak aerobními, tak anaerobními. Tedy bez přítomnosti rozpuštěného kyslíku (Vymazal, 2009). Řada organických látek se vyskytuje běžně v přírodních, užitkových a odpadních vodách, někdy i ve vysokých koncentracích, přičemž nevykazují žádné významné vlivy, ale jejich koncentrace může ovlivnit kyslíkový režim povrchových vod, technologii čištění a provoz ČOV. V takových případech nemá podrobná identifikace jednotlivých organických látek význam a používají se postupy, které umožní vystihnout celkovou koncentraci organických látek ve vodě (Pitter, 2015). Pro kvantifikaci organických látek ve vzorku se nejčastěji používají metoda stanovení biochemické spotřeby kyslíku (dále jako BSK) a metoda založená na chemické oxidaci, která se nazývá chemická spotřeba kyslíku (dále jako CHSK). Pomocí těchto stanovení je možno určit souhrnnou koncentraci všech organických látek, které podléhají biochemické, resp. chemické oxidaci.

Biochemická spotřeba kyslíku – BSK

Vyjadřuje množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek přítomných ve vodě za aerobních podmínek. Vzhledem k tomu, že se určuje spotřeba kyslíku živými mikroorganismy, vypovídá hodnota BSK mnoho o výskytu biologicky rozložitelných látek v testovaném vzorku.

Dolním indexem se vyjadřuje délka testu ve dnech. Nejčastěji se jedná o BSK₅. Stanovení obvykle probíhá tak, že se vzorek po dobu pěti dnů uchovává při stálé teplotě a měří se koncentrace rozpuštěného kyslíku na začátku a na konci pokusu (Švehla et al. 2007).

Chemická spotřeba kyslíku - CHSK

Při stanovení chemické spotřeby kyslíku se koncentrace organických látek ve vodě posuzuje podle množství oxidačního činidla, které se za určitých podmínek spotřebuje na jejich oxidaci. Výsledky se přepočítávají na kyslíkové ekvivalenty a udávají se v mg/l (Pitter 2015).

Pro stanovení CHSK se používají dvě metody. Jednak manganistová metoda za použití manganistanu draselného - KMnO₄ (dále CHSK_{Mn}). Výhodou této metody je jednoduchost

provedení, poměrně malá časová náročnost a malá spotřeba činidel i tepelné energie. Nevýhodou je nízký stupeň oxidace většiny organických látek. To je také důvod proč hodnota $CHSK_{Mn}$ není chápána jako ukazatel obsahu organických látek ve vodě, ale spíše jako ukazatel jakosti vody. Stanovuje se pouze v pitné a přírodní vodě (Horáková et al. 2003).

Druhou metodou stanovení CHSK je za použití dichromanu draselného - $K_2Cr_2O_7$ (dále $CHSK_{Cr}$). Výhodou je vysoký stupeň oxidace většiny organických látek, proto bylo toto stanovení ihned celosvětově zaváděno do praxe jako standardizovaná metoda pro všechny druhy vod. Nevýhodou tohoto stanovení je velká spotřeba činidel, tepelné energie, i časová náročnost. Tyto nevýhody platné pro klasickou titrační dichromanovou metodu byly zčásti odstraněny po modifikování stanovení $CHSK_{Cr}$ semimikrometodou. Její jedinou nevýhodou je větší náročnost na absolutní dodržování bezpečnostní kázně při práci (Horáková et al. 2003). Stanovení obvykle probíhá oxidací vzorků dichromanem draselným, případně manganistanem draselným a následným měřením koncentrace produktů reakce, respektive množství zbývajícího oxidačního činidla. Hodnota CHSK je vyšší než hodnota BSK_5 . Důvodem je, že při stanovení BSK určujeme jen množství biologicky rozložitelných organických látek, přičemž při stanovení CHSK se stanovují též organické látky obtížně biologicky rozložitelné. U odpadních vod s dobře biologicky rozložitelným organickým znečištěním obvykle bývá hodnota $CHSK_{Cr}$ přibližně 2 x vyšší než hodnota BSK_5 , u vyčištěné vody odtékající z ČOV (ve které byl hlavní podíl biologicky rozložitelných látek odstraněn v biologickém stupni čištění, zatímco obtížně rozložitelné látky ve vodě zůstaly) bývá zpravidla hodnota $CHSK_{Cr}$ 5-10 x vyšší než hodnota BSK_5 (Švehla et al. 2007).

4.7.2 Nerozpuštěné látky

Složky vody, přítomné ve vzorku, je možno z fyzikálního hlediska rozdělit na látky rozpuštěné a nerozpuštěné. Jejich součtem jsou látky veškeré. Stanovení těchto složek patří mezi základní ukazatele chemických vlastností vody (Horáková et al. 2003)

Pod pojmem nerozpuštěné látky (dále jako NL) se rozumí tuhé látky, odstranitelné filtrací nebo odstředěním za určitých podmínek. Za rozpuštěné látky se u odpadních vod dle vyhlášky č. 328/2018 Sb. považují látky, které projdou filtrem ze skleněných vláken o určité maximální velikosti pórů, které jsou dány technickou normou ČSN EN 872. Pomocí těchto stanovení můžeme rozlišit znečištění organického a anorganického původu a jsou důležité pro zvolení vhodné technologie čištění.

Nerozpuštěné látky jsou v kořenových čistírnách odstraňovány velmi efektivně filtrací a sedimentací ve filtračním loži. Většina nerozpuštěných látek je zadržována v prvních metrech filtračních polí, což může vést především při nedokonalém předčištění k ucpávání lože a následnému povrchovému odtoku (Vymazal 2004).

Hlavní mechanismus odstraňování nerozpuštěných látek ve vertikálních kořenových filtrech je gravitační usazování (sedimentace) a filtrace. Při svislém toku odpadní voda protéká póry ve filtrační náplni, rychlost toku se zpomaluje a částice nerozpuštěných látek jsou zachyceny v pórech buď mechanicky nebo adhezí (Stefanakis et al. 2014). Jak již bylo uvedeno, postupná akumulace pevných nerozpuštěných látek ve filtračním substrátu je hlavním parametrem

ovlivňujícím kolmataci kořenového filtru. Pro účinné fungování kořenové čistírny je třeba kvalitní předčištění odpadní vody (Mlejnská et al. 2015).

4.7.3 Transformace a odstranění sloučenin dusíku

Dusík spolu s fosforem patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Řadí se do skupiny nutrientů, tedy prvků, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. Uplatňuje se při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních a odpadních vodách a při biologických procesech čištění a úprav vod. Přebytek dusíku v povrchových vodách může zhoršit jejich kvalitu v důsledku eutrofizace (Mlejnská et al. 2007). Dusík se vyskytuje ve vodách v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. Podle klesajícího oxidačního stupně lze seřadit dusíkaté sloučeniny obsažené ve vodách následovně: dusičnany, dusitany, amoniakální dusík (NH_3 a NH_4^+) a sloučeniny obsahující organicky vázaný dusík (Horáková et al. 2003).

Amoniakální dusík (dále jako N_{amon}) se vyskytuje ve vodách jako disociovaný iont NH_4^+ a nedisociovaný NH_3 . Podíl těchto dvou forem výskytu závisí na hodnotě pH vody a na teplotě vody (Horáková et al. 2003). Vysoké koncentrace amoniakálního dusíku mohou způsobit prudký pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku a je toxický pro vodní organismy (Mlejnská et al. 2007).

Dusitany (dále jako N-NO_2^-) ve vodách vznikají obvykle jako přechodný člen v cyklu dusíku při biologické redukcí dusičnanů či biologické oxidaci amoniakálního dusíku. Proto zpravidla doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík, obvykle ale jen v malých koncentracích, jelikož jsou velmi nestálé. V čistých přírodních vodách nebývají dusitany obsaženy vůbec, nebo jen ve stopových koncentracích. V znečištěných vodách mohou koncentrace dosahovat hodnot řádově jednotek mg/l (Horáková et al. 2003).

Dusičnany (dále jako N-NO_3^-) patří mezi čtyři hlavní anionty vod. Vyskytují se ve všech druzích vod, v různých koncentracích. Protože dusičnany jsou konečným produktem biochemické oxidace organicky vázaného dusíku, může být jejich větší koncentrace v přírodních vodách důkazem staršího znečištění organického původu. V povrchových vodách souvisí obsah dusičnanů se stupněm eutrofizace těchto vod. Dusičnany jsou proto významným základním ukazatelem rozborů vod (Horáková et al. 2003).

Základními jevy při přeměně dusíku jsou amonifikace, nitrifikace a denitrifikace. Organicky vázaný dusík mineralizují chemotrofní bakterie na amoniak procesem amonifikace. Uvolněný amoniak dále využívají bakterie, řasy a nitrifikační bakterie. Nitrifikace je oxidace amoniaku na dusitany (nitritace) bakteriemi rodu *Nitrosomonas* a dusitanů na dusičnany (nitrate) bakteriemi rodu *Nitrobacter*. Proces probíhající v anaerobním prostředí je denitrifikace. Bakterie rodu *Pseudomonas* redukcí dusičnanů na plynný dusík získávají kyslík pro svůj metabolismus (Ambrožová 2004). Všechny formy organického dusíku jsou v určitém vztahu s uhlíkatými organickými sloučeninami. Pro zajištění účinného odstraňování dusíku je klíčové dosáhnout stabilní a úplné nitrifikace. V tom případě je účinnost biologické denitrifikace, a tím eliminace dusíkatého znečištění, ovlivněna konfigurací aktivačního procesu a kvalitou odpadní vody z hlediska jejího denitrifikačního potenciálu (Novák et al 2017).

Jak upřesňuje Vymazal (2009) vzhledem k tomu, že ve filtračních polích horizontálních KČOV převládají anoxické/anaerobní podmínky, je oxidace amoniaku (nitrifikace) velmi limitovaná. Následně je nízké i odstranění celkového dusíku. KČOV mají dobrý předpoklad pro denitrifikaci, ale koncentrace nitrátů na přítoku, případně nitrátů vzniklých při nitrifikaci, jsou většinou nízké.

V případě, že je nutné eliminovat amoniak, lze KČOV kombinovat s umělými mokřady s vertikálním průtokem. Na tento typ umělého mokřadu se přivádí voda přerušovaně na povrch mokřadu, čímž se umožní odpadní vodě prosáknout a další dávka odpaní vody následuje až po uprázdění filtru. Tím dochází k dobré oxygenaci filtru a následně velmi efektivní oxidaci amoniakálního dusíku (Vymazal 2009).

Odstraňování dusíku (amoniakálního nebo dusičnanového) v kořenových čistírnách je tedy závislé na režimu průtoku vody, složení substrátu, druhu vegetace a hloubce kořenového lože a použitých provozních parametrech (například hydraulické zatížení, zatížení organickými látkami a dusíkem, poměrem C/N, režimem dávkování a úrovni zaplavení) a na klimatických podmínkách (např. teplotě) (Madeira et al. 2021).

Obsah celkového dusíku ve vodě je dán součtem koncentrací dusíku všech anorganických dusíkatých sloučenin a organických dusíkatých sloučenin. Zjištění hodnoty je důležité pro stanovování látkové dusíkové bilance povrchových vod a biologických čistírenských zařízení odpadních vod (Horáková et al. 2003).

4.7.4 Transformace a odstranění fosforu

Spolu s celkovým dusíkem se označují jako živiny (nutrienty). Tyto prvky stimulují biochemické procesy, tvorbu buněčné hmoty, tedy i množení mikroorganismů. Obsah fosforu je v povrchových vodách limitním faktorem projevů eutrofizace.

Celkový fosfor se ve vodách vyskytuje ve formě anorganických sloučenin, nebo v organických sloučeninách. Jsou to zejména orthofosforečnany a polyfosforečnany. Nejčastější formou výskytu jsou orthofosforečnany (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4). Distribuci jednotlivých forem orthofosforečnanů ovlivňuje zejména hodnota pH vody (Horáková et al. 2003).

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých minerálů a zvětralých hornin. Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace hnojiv na zemědělskou půdu a také odpadní vody z prádelny z pracích prostředků s obsahem fosforečnanů (Mlejnská et al. 2007). Přísun fosforu do vod povrchových odpadními vodami je nežádoucí, protože (podobně jako dusík) podporuje jejich eutrofizaci. V mnoha případech je právě fosfor limitujícím prvkem způsobujícím nadměrný růst zelených organismů v eutrofizovaných vodách (Švehla et al. 2007).

Zdrojem polyfosforečnanů jsou zejména výrobky s komplexotvorným účinkem. Jedná se např. o prací prostředky, tablety do myček nádobí, inhibitory koroze apod. Organicky vázaný fosfor je produktem biologických procesů (živočišné odpady, procesy biologického čištění odpadních vod apod.). Organofosfátové sloučeniny se vyskytují zejména v přípravcích využívaných v zemědělství a v domácnostech (pesticidy, herbicidy, insekticidy apod.). Fosfor se dále

vyskytuje také v sedimentech, ve formě vysrážených anorganických sloučenin, nebo jako součást různých organických látek (Horáková et al. 2003).

Účinnost odstraňování fosforu v běžných umělých mokřadech se zpravidla pohybuje na velmi nízké úrovni (Mlejnská et al. 2007). Většina procesů účastnících se cyklu a čištění, jsou na rozdíl od cyklu dusíkatých látek na bázi chemicko-fyzikální (Vymazal 2007)

Fosfor je v kořenových čistírnách odstraňován především adsorpcí a srážením ve filtračním loži, případně absorpcí rostlinami (a následnou sklizní nadzemní biomasy). Materiály, které jsou běžně využívány pro filtraci v kořenových čistírnách (kačírek, šterk, drcené kamenivo), však mají velmi malou sorpční kapacitu, a proto je odstraňování fosforu v KČOV poměrně nízké a pro splaškové vody většinou nepřesahuje 50 % (Vymazal 2004). Kromě sorpce na vlastní filtrační náplň umělého mokřadu je možné využít i dočišťovací filtry naplněné vhodným materiálem, které jsou umístěné na odtoku (Mlejnská et al. 2007)

V České republice však příslušné nařízení vlády limituje koncentrace fosforu na odtoku z čistíren větších než 2 000 EO a proto odstraňování fosforu z malých zdrojů znečištění není zatím primárním cílem čištění (Vymazal 2009)

4.7.5 Bakteriální znečištění

V kořenových čistírnách dochází k vysoké eliminaci mikrobiálního znečištění včetně patogenních a potencionálně patogenních bakterií kombinací biologických, fyzikálních a chemických procesů (Vymazal 2009). Je komplikované určit podíl jednotlivých procesů, ale předpokládá se, že nejvíce se uplatňuje přirozený úhyn (vzhledem k době zdržení po několik dní), oxidace (enterické bakterie jsou většinou striktně anaerobní), působení antibakteriálních látek vylučovaných z kořenů mokřadních rostlin, predace a sedimentace (Vymazal 2004)

Výsledky z našich i zahraničních KČOV ukazují, že eliminace mikrobiálního znečištění je minimálně srovnatelná s účinností klasických čistíren (Vymazal 2009)

4.7.6 Těžké kovy

Pojem těžké kovy je hojně užíván k označení environmentálně škodlivých kovů, popř. polokovů (Hodson 2004). Nicméně je snahou nahradit tento termín výrazem potenciálně toxické prvky (potentially toxic elements -PTE), mezi které se nejčastěji řadí As, Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb a Zn (Van Oosten & Maggio 2015).

Na rozdíl od jiných znečišťujících látek a jiných toxických sloučenin nejsou těžké kovy odbouratelné, a proto se akumulují v životním prostředí. V průběhu let hrozí, že by se mohly dostat do potravního řetězce a způsobit zdravotní komplikace (Stefanakis et al. 2014).

Výsledky ze zahraničí i z České republiky ukazují, že eliminace těžkých kovů a dalších rizikových prvků v kořenových čistírnách je vysoká. Rozbory nadzemní biomasy prokázaly, že kumulace v nadzemních orgánech rostlin je minimální a většina zadržovaných stopových prvků je uložena v sedimentech (Vymazal 2009). Přítomnost a forma Fe a Mn rovněž do značné míry ovlivňuje mobilitu a dostupnost většiny těžkých kovů (Kröpfelová et al. 2009; Vymazal et al. 2007). V aerobních podmínkách je hlavním procesem zadržování těžkých kovů tvorba

hydroxidů a oxyhydroxidů Fe a Mn, které pokrývají kořenový systém rostlin v podobě povlaků. Do struktur jsou vázány jiné kovové ionty, jako je např. Hg, Pb, Cd nebo Cu (Vymazal et al. 2007)

Mezi faktory, které nejvíce ovlivňují zadržování těžkých kovů v kořenových čistírnách, patří především přítomnost rozpuštěného kyslíku ve filtračním loži, koncentrace organických látek, dusičnanů, železa a manganu v odpadní vodě. Především přítomnost železa hraje důležitou roli. V aerobních podmínkách je železo oxidováno za vzniku sraženin oxyhydroxidů železa a v této sraženině dochází k souběžnému srážení i dalších kovů. Naproti tomu v anaerobních podmínkách je železo redukováno, čímž se stává více rozpustným, za současného uvolňování dalších kovů do vody. Za takových podmínek však mohou redukované železo a další kovy reagovat se sirovodíkem, který vzniká redukcí síranů za silně redukčních podmínek ve filtračním loži. Vzniklé siřníky se ukládají ve filtračním loži, plynný sirovodík však může unikát, což se projevuje nepříjemným zápachem (Vymazal 2004).

Koncentrace stopových prvků jsou většinou o dva řády nižší ve srovnání s limity pro lehké i ostatní půdy, a to i po 15 letech provozu. Z tohoto důvodu není v žádném případě nutné klasifikovat nadzemní biomasu jako nebezpečný materiál (Vymazal 2009).

4.8 Limity a normy

Vodoprávní úřad stanovuje nejvýše přípustné hodnoty množství a koncentrace vypouštěného znečištění (emisní limity) a objem vypouštěných vod. Je přitom vázán ukazateli vyjadřujícími stav vody ve vodním toku, normami environmentální kvality a hodnotami přípustného znečištění povrchových vod. Nařízení vlády stanovuje nejvýše přípustné hodnoty ukazatelů znečištění (emisní standardy) a náležitosti a podmínky povolení k vypouštění odpadních vod včetně specifikací nejlepších dostupných technologií v oblasti zneškodňování odpadních vod. Při povolování vypouštění odpadních vod vodoprávní úřad přihlíží k potřebě dosažení nebo zachování dobrého stavu povrchových nebo podzemních vod a na vodu vázaných ekosystémů. Také posuzuje možnosti opětovného využívání odpadních vod.

V případě, že se dům či stavba nachází v blízkosti kanalizace, mají dle § 3 odst. 8 zákona č. 274/2001 Sb. o vodovodech a kanalizacích obecní úřady v přenesené působnosti možnost uložit vlastníkům stavebního pozemku nebo staveb na kterých vznikají nebo mohou vznikat odpadní vody povinnost připojit se na kanalizaci v případech, kdy je to technicky možné.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod. Stanovuje náležitosti povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací. Určuje limity, které je třeba splňovat s čistírnou dané kategorie (viz Tab. 1).

Tab. 1: Přípustné hodnoty (p), maximální hodnoty (m) a hodnoty průměru koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod v mg/l (NV č. 401/2015 Sb.)

Kategorie ČOV (EO)	CHSK _{Cr}		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺		N _{celk}		P _{celk}	
	p	m	p	m	p	m	průměr	M	průměr	m	průměr	m
< 500	150	220	40	80	50	80						
500 – 2000	125	180	30	60	40	70	20	40				
2001 – 10000	120	170	25	50	30	60	15	30			3	8
10001 – 100000	90	130	20	40	25	50			15	30	2	6
> 100000	75	125	15	30	20	40			10	20	1	3

Ekvivalentní obyvatel (dále EO) označuje míru znečištění vyprodukované jedním obyvatelem zpravidla za 1 den. Jedná se o standardní jednotku, která vyjadřuje průměrného člověka denně produkujícího 150 litrů odpadních vod a organické znečištění odpovídající 60 g BSK₅.

Kořenové čistírny u decentralizovaných objektů musí splňovat požadavky kategorie do 500 EO. U této kategorie je třeba sledovat hodnoty CHSK_{Cr}, BSK₅, NL.

V kategorii zdrojů znečištění do 50 EO, může vodoprávní úřad stanovit menší četnost odběrů, než je uvedeno pro kategorii do 500 EO, kde je četnost 4 x do roka. Mělo by se jednat o dvouhodinový směsný vzorek získaný sléváním 8 dílčích vzorků stejného objemu v intervalu 15 minut. Pokud je však ČOV vybavena akumulacním prostorem pro vyčištěnou odpadní vodu, umožňující hydraulickou dobu zdržení alespoň 2 hodiny, je možné použití typu vzorku „prostý, jednorázově odebraný“.

Hodnota p značí přípustné koncentrace, nejsou aritmetickým průměrem za kalendářní rok a mohou být překročeny v povolené míře. Pro čistírny do 500 EO se jedná o jeden nevyhovující vzorek s překročenými limity z 4-7 vzorků za rok.

Hodnota m uvádí maximální koncentrace, které jsou nepřekročitelné.

Nařízení vlády č. 57/2016 Sb. stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění odpadních vod a stanovuje náležitosti pro povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních. Určuje limity, které je třeba splňovat s čistírnou dané kategorie (viz Tab. 2).

Tab. 2: Hodnoty přípustného znečištění odpadních vod pro vypouštění do vod podzemních v mg/l (NV č. 57/2016 Sb.)

Kategorie ČOV (EO)	CHSK _{Cr}	BSK ₅	N-NH ₄ ⁺	NL	N _{celk}
< 10	150	40	20	30	
10 – 50	150	40		30	30
> 50	130	30		30	20
stavby poskytující ubytovací služby	130	30	30	8	20

Dále se v § 38 Odst. 6, Vodního zákona stanovuje povinnost toho, kdo zneškodňuje odpadní vody, aby v souladu s rozhodnutím vodoprávního úřadu měřil objem vypouštěných vod a míru jejich znečištění. Vodoprávní úřad určí místo odběru vzorků, jejich četnost a způsob měření. Odběry a rozborů mohou provádět jen odborně způsobilé osoby a rozborů musí být analyzovány v akreditovaných laboratořích. Výjimkou je dle odst. 7 stejného zákona ten, kdo zneškodňuje odpadní vody do kapacity 50 EO prostřednictvím vodního díla s klasifikací CE. Ten, kdo akumuluje odpadní vody v bezodtokové jímce, je dle § 38 odst. 8 Vodního zákona povinen zajišťovat jejich zneškodňování odvozem na čistírnu odpadních vod a na výzvu vodoprávního úřadu nebo České inspekce životního prostředí předložit doklady o odvozu odpadních vod za období posledních dvou kalendářních let.

5 Metodika

V této části je sledovaná čistírna popsána z hlediska své lokalizace, základních parametrů a technologie čištění. Dále je popsán postup měření a rozborů jednotlivých vzorků v laboratoři.

5.1 Lokalizace čistírny

Zkoumaná domovní kořenová čistírna odpadních vod se nachází ve Středočeském kraji, okrese Příbram, v obci Radíč, místní části Žďár, respektive na polosamotě v osadě Baňov / Pazderna (obr. 7), které pod zmíněnou místní část Žďár spadají. Obec se nachází 8 km severně od města Sedlčany, 60 km jižně od Prahy. Oblast se nazývá jako Sedlčansko, případně také jako střední Povltaví. Řeka Vltava je vzdálena vzdušnou čarou přibližně 2 km, její přítok potok Musík protéká ve spodní části pozemku s kořenovou čistírnou. V místě není možnost napojení na kanalizační síť. Nejbližší obec Nalžovice je vzdálena 1 km (obr. 8).

Jak uvádí Čeleda (2018) v hydrogeologickém posouzení, zmiňovaná oblast se nachází v lokalitě s hydrogeologickými poměry:

Hydrogeologický rajón – 6320 – krystalinikum v povodí Střední Vltavy. Tedy oblasti, jež je tvořena magmatickými nebo metamorfovanými horninami s puklinovou propustností.

Dále Čeleda (2018) uvádí, z hydrogeologického hlediska se jedná o území průměrně vhodné pro získání většího množství podzemní vody. Nositelům zvodnění zájmového území je průlinově propustný kvartérní kolektor, který je hydraulicky spojený s hlubším kolektorem vytvořeným v zóně přípovrchového rozvolnění a puklinového porušení podložních hornin. Vydátnosti jednotlivých zdrojů jsou převážně vhodné pouze pro individuální zásobování. Je zde možné rozlišit dva typy hydrogeologických kolektorů - puklinový v podložních horninách a průlinový v kvartérních sedimentech. V souvislosti s geologickými poměry je zájmové území tvořeno horninami Českého masívu. Jednotka středočeský pluton.

Místo stavby čistírny se nachází na poměrně svažitém území. Sklon terénu k jihozápadu, směrem k potoku Musíku činí odhadem 27 %.



Obr. 7: mapa s vyznačením umístění KČOV (zdroj projektová dokumentace Ing. Libor Teplý)

Území dle BPEJ patří do 5 – klimatického regionu MT 2 – mírně teplý, mírně vlhký.

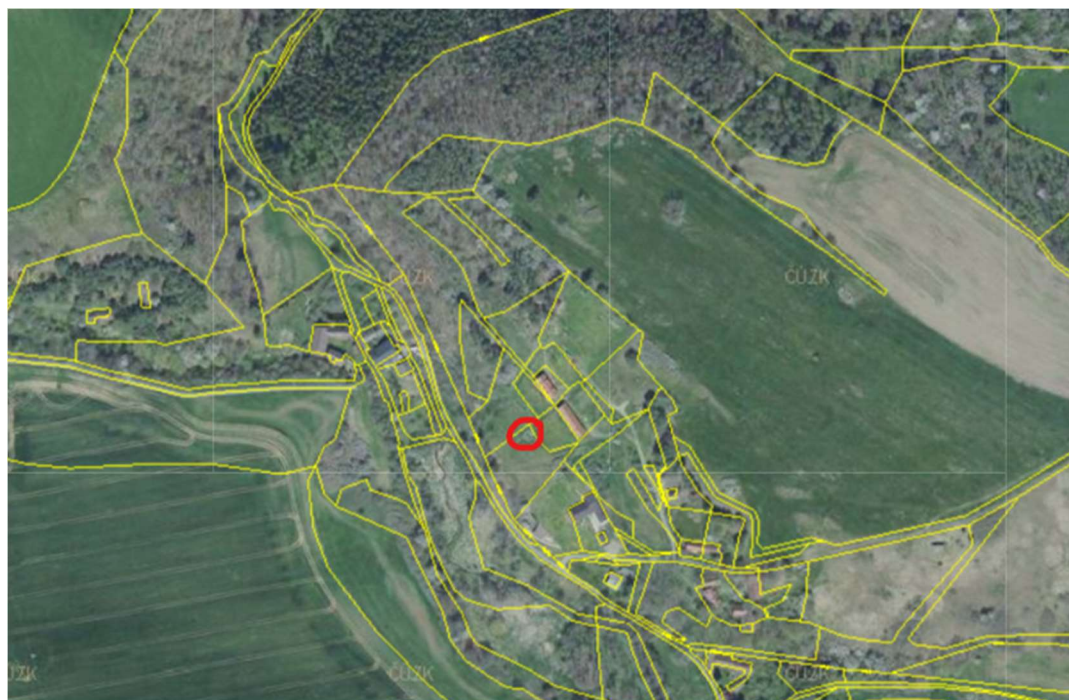
Charakteristika klimatického regionu

Průměrná roční teplota – 7-8 °C

Průměrný roční úhrn srážek v mm – 550-650

Pravděpodobnost suchých vegetačních období v % - 15-30

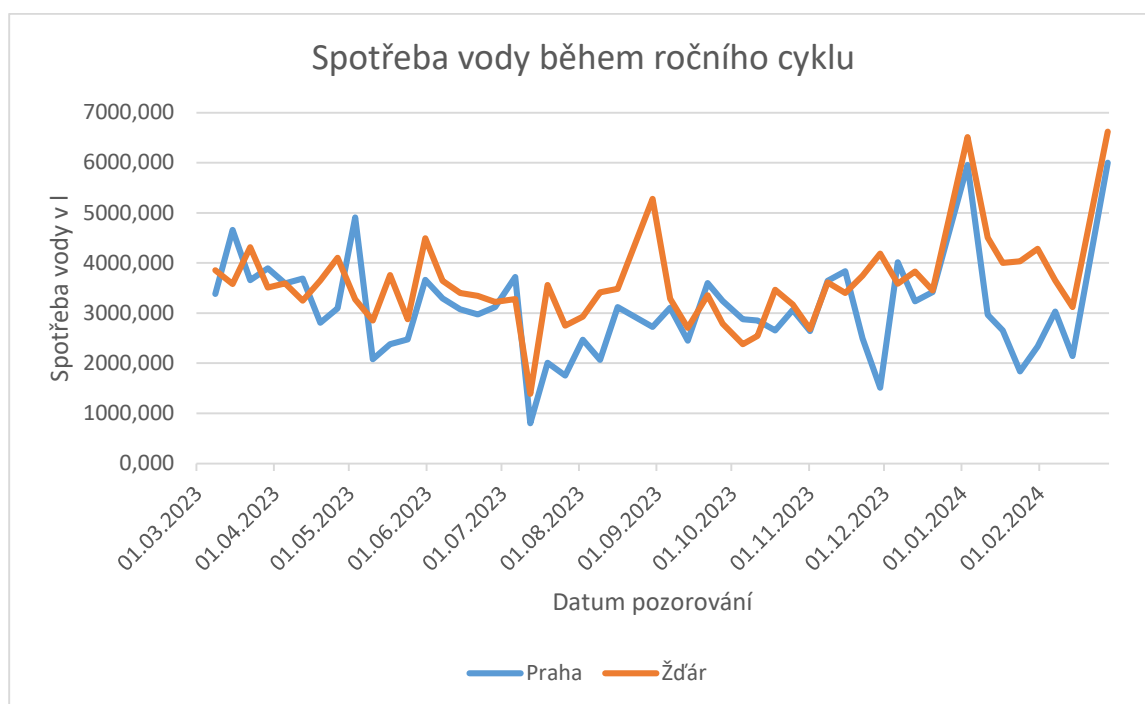
Vláhová jistota ve vegetačním období – 4-10



Obr. 8: ortofotomapa s vyznačením umístění KČOV (zdroj: www.googlemaps.com)

5.2 Základní údaje o stavbě KČOV

Čistírna je určena pro čištění odpadní vody pro domy popisné číslo 15 + 16. Jeden dům slouží k trvalému pobytu čtyřčlenné rodiny, ve druhém domě se nachází stodola a rekreační bydlení pro občasné návštěvy. Stavba je dimenzovaná na čištění splaškových odpadních vod pro potřeby 8 EO. Dle dat uvedených v tabulce v příloze 1., činila spotřeba vody za období od 1.března 2023 do 28.února 2024 celkem 151 tis. litrů vody, tedy 103 l vody na osobu a den. Pro srovnání byla souběžně měřena spotřeba jedné konkrétní čtyřčlenné domácnosti z Prahy, jež je v příbuzenském vztahu s autorem práce. Zde činila spotřeba za totožné období celkem 175,5 tis. litrů vody, tedy 120 l vody na osobu a den. Graf na obrázku č. 9 sleduje průběh spotřeby obou domácností během ročního cyklu. Český statistický úřad (2023) uvádí průměrnou spotřebu domácností v ČR za rok 2022 v průměru 90 litrů vody na osobu a den. Pro samostatnou Prahu je průměrná spotřeba vyšší a činí 111 litrů vody na osobu a den.



Obr 9: Spotřeba vody během ročního cyklu, srovnání s domácností srovnatelné velikosti v Praze.

Pozemky stavby se svažují JZ směrem k potoku Musík, Nadmořská výška 320 m. n. m., katastrální území Radič, okres Příbram, Středočeský kraj

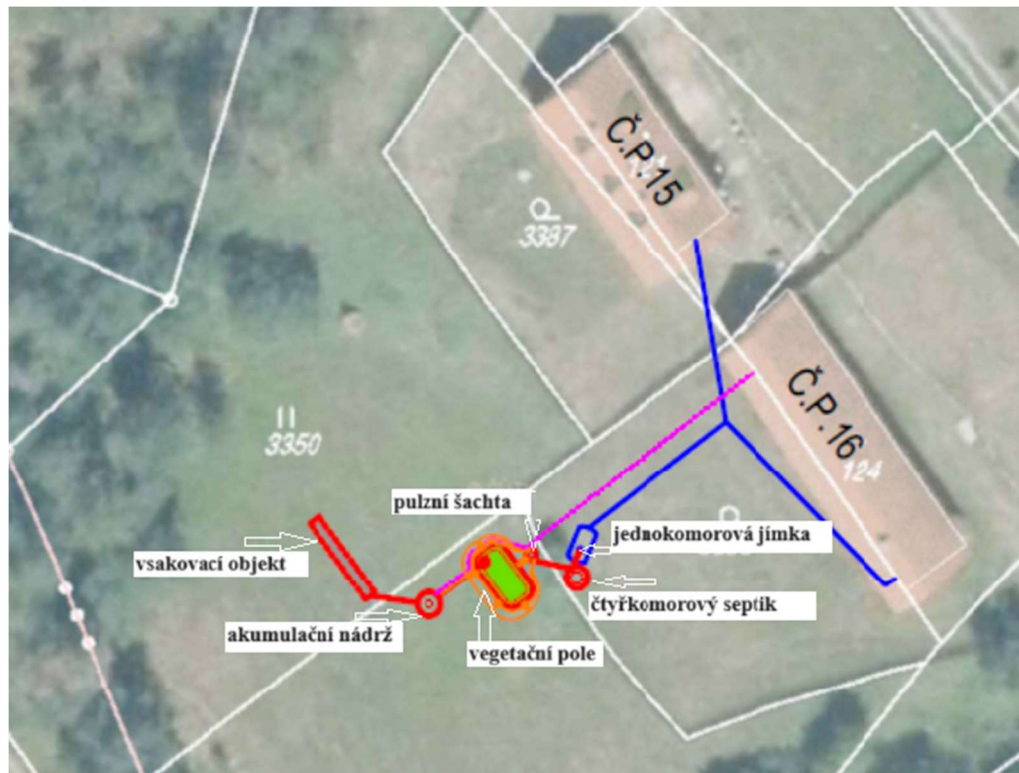
Projektant: JAMProjekt, Ing. Petr Lomnický, Ing. Jaroslav Kršňák, Ing. Libor Teplý

Dodavatel stavby: MEKLprojekt, Ing. Jan Jekl, Martin Meheš

Veškerá nutná rozhodnutí pro provoz KČOV byla schválena MěÚ Sedlčany, odborem životního prostředí. Kolaudace stavby proběhla v roce 2021.

5.3 Popis KČOV

Odpadní vody z obou domů přitékají do soustavy biologického septiku tvořeného odpadní jímkou o objemu 5 m³ a čtyřkomorovým septikem o objemu 3,5 m³. Voda ze septiku odtéká potrubím do pulzní šachty, která je umístěna před kořenovým filtrem. Zde se voda postupně shromažďuje. Jakmile se pulzní šachta naplní do nastaveného objemu, je pomocí plovákového mechanismu v daném objemovém intervalu vypuštěna potrubím do vertikálního filtru, kde se poté rovnoměrně rozlévá v celé jeho ploše a vertikálně jím protéká. Situační nákres je vyobrazen na obr. 10.



Obr. 10: Situační zobrazení KČOV Žďár 15, převzato z projektové dokumentace Ing. Libor Teplý

Kořenový filtr je navržen o užité ploše 16 m² a užitém objemu 12,5 m³. Ze dnové, zatopené filtrační části voda vtéká do regulační šachty DN400, která je součástí konstrukce filtru. Z šachty voda odtéká do akumulární jímky a odtud je přepadem veden odtok do vsakovacího objektu.

System je doplněn o recirkulační okruh, kde za pomoci čerpadla umístěného v akumulární jímkce je voda čerpána do pulzní šachty a umožní tak v pravidelných intervalech vyčištěnou vodu znovu vícekrát provést přes filtr dle potřeby. Pro tuto diplomovou práci nebylo tohoto systému využito.

Následuje popis jednotlivých objektů kořenové čistírny:

5.3.1 Předčištění

Předčištění se sestává ze dvou částí.

Prvním je bezodtoká odpadní jímka o objemu 5 m³, jež byla před zbudováním kořenové čistírny využívána jako vyvážecí žumpa. Pro účely první komory soustavy mechanicko-biologického předčištění prošla jímka drobnou stavební úpravou, při níž byl nově vyhotoven prostup pro odtok pomocí pryžového těsnicího límce. Jímka má v systému funkci prvního stupně anaerobního separátoru, která zachycuje větší části znečištění, jež jsou v nádrži postupně biologicky rozkládány. Výška kalu je v měsíčních intervalech kontrolována, a pokud dosáhne jedné třetiny užité hloubky nádrže, zajistí se vývoz určitého množství kalu do městské čistírny odpadních vod.

Druhou část systému předčištění tvoří kruhový čyřkomorový biologický septik z PP, DN 1800 mm a výškou 1500 mm o užitém objemu 3,5 m³, proveden jako samonosná konstrukce. Jedná se o druhou část soustavy mechanicko-biologického předčištění a tím systém o pěti komorách tvoří dohromady objem 8,5 m³. Také zde je výška kalu pravidelně kontrolována a pokud by dosáhla jedné třetiny užité hloubky nádrže, je nutné zajistit vývoz kalu do čistírny odpadních vod. Pronikání pevných částic do filtračního pole kořenové čistírny může zapříčinit problémy se zakolmatováním.

5.3.2 Pulzní šachta

Předčištěná odpadní voda z biologického septiku postupně přitéká do pulzní šachty. Funkce této šachty spočívá v zajištění dostatečně silné dávky odpadní vody, jež zajistí její rozlití po celém povrchu filtračního pole. Pulzní šachta je vybavena jednoduchým mechanismem-pulzním plovákovým dávkovačem o průměru 70 mm, který zajistí náhlé vypuštění přibližně 120 litrů vody ze šachty do kořenového pole po dosažení maximální hladiny (obr. 11). Tento objem odpovídá výšce vody v šachtě přibližně 16 cm.

Šachta se nachází před kořenovým polem a je s ním spojena polypropylenovým (dále PP) potrubím o průměru 70 mm. Konstrukčně je řešena jako samonosná konstrukce svařená z PP potrubí o vnitřním průměru 1000 mm a celkové výšce 650 mm.



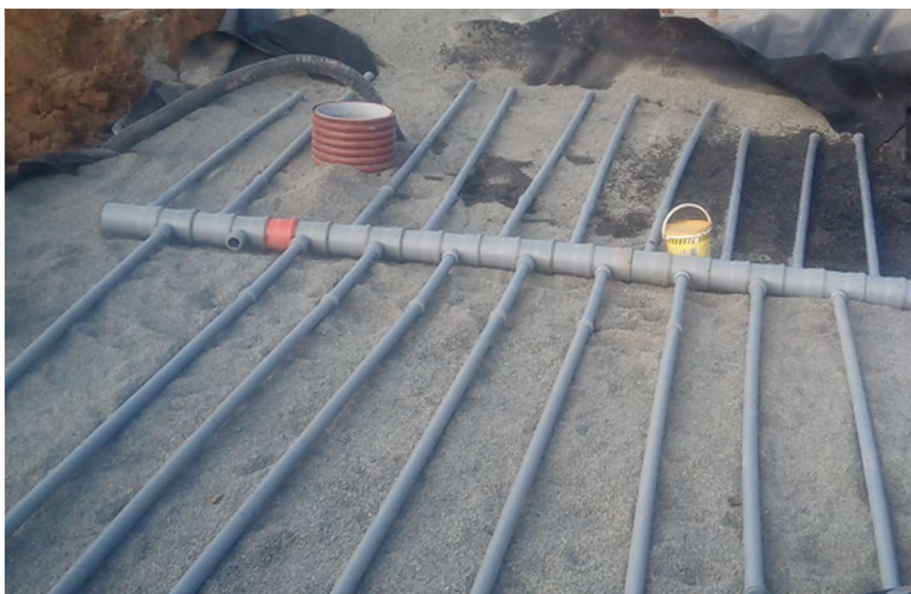
Obr. 11: fotosekvence vypouštění dávky odpadní vody z pulzní šachty do kořenového filtru, zdroj archiv autora (2023)

5.3.3 Vertikální kořenový filtr

V kořenovém filtru dochází k vlastnímu čištění odpadních vod. Vertikální kořenový filtr je hydroizolovaná přírodní nádrž, která je začleněna do okolního terénu. Její obsah je složen z kameniva různých mocností a frakcí a povrch je osázen mokřadní vegetací. Horní část filtru je uzpůsobena jako pulzně průtočná a dolní část je trvale zatopená. Ve filtru tak vznikají vhodné aerobní i anaerobní podmínky.

Užitná plocha je 16 m² a objem účinné filtrační náplně odpovídá 12,5 m³. Pro rovnoměrný přítok je použito PP potrubí o průměru 70 mm, které tvoří páteřní rozvod vody a rozděluje filtrační pole na dvě poloviny. Z tohoto potrubí jsou poté rozvedeny perforované PP potrubí o průměru 40 mm uložené do roviny v celé užitné ploše filtru (obr. 12). Přívodní potrubí jsou zasypána vrstvou kameniva, aby se zamezilo prolínání odpadní vody na povrch čistírny.

Pro rovnoměrný odtok je navrženo děrované PVC potrubí o průměru 100 mm, které je umístěno na dně filtračního pole.



Obr. 12: foto z průběhu stavby - rozvod vody na ploše kořenového filtru, zdroj: archiv autora (2019)

Účinná hloubka filtru je 1 m. Na ztuhlý podklad je umístěna geotextilie a na tu následně hydroizolační folie ze syntetické gumy s odolností proti UV záření, ozonu a stárnutí tl 1,02 mm a která je opět překryta ochrannou geotextilií. Folie je v přesazích vodotěsně spojena, je vytažena až nad provozní hladinu a zakončena zahrnutím do terénu svahu.

Jako náplň je použito drcené kamenivo frakce 2/5 a 8/16 z lomu Bělice, který se nachází přibližně 15 km od stavby čistírny. Filtr byl osázen mokřadní vegetací v množství zhruba 6 sazenic na 1 m². Vysázeny byly chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) a kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*). Poměr rostlin při výsadbě byl 50 % chrastice rákosovitá a po 25 % kyprej vrbice a kosatec žlutý. Na obrázku 13 je zachycena fotografie kořenového filtru z července 2022, v příloze č. 18 je série fotografií kořenového filtru z průběhu ročního cyklu březen 2023 – březen 2024. Z této fotogalerie je zřetelné, že v průběhu tří let v kořenovém filtru výrazně převládá chrastice rákosovitá.



Obr. 13: kořenový filtr z 23.07.2022. Zdroj archiv autora (2022)

5.3.4 Regulační šachta

Regulační šachta o průměru 400 mm z PP je tvořena jako potrubí bez dna a je volně posazena na dno konstrukce samotného filtru. Do šachty je svedeno sběrné potrubí o průměru 100 mm z drenážní vrstvy kameniva frakce 8/16. Ze šachty odtéká pevné potrubí o průměru 100 mm do akumulace jímky. Prostup odtokového potrubí stěnou filtru je těsněný, tvořený PP přírubou. Účelem šachty je možnost výškové regulace hladiny čištěné vody ve filtru. V době zakořenění rostlin, je hladina zvýšena a filtr celý zatopen. Běžná provozní hladina pak je udržována v úrovni spodní části, odhadem 19 cm nad dnem filtru.

5.3.5 Akumulační jímka

Vyčištěná odpadní voda je shromažďována v akumulace jímce, ze které až po dosažení maximálního objemu voda kontinuálně odtéká do vsakovacího objektu. Jímka má objem 5 m³, o rozměrech průměru 2100 mm a výšky 1500 mm. Konstrukce jímky z PP materiálu je samonosná, to znamená že není nutné před uložením nádrže dělat betonový základ. Nádrž se usazuje do vrstvy písku.

Jímka je vybavena dvěma čerpadly. Jedno čerpadlo slouží pro rozvod vody pro závlahu zeleně. Na dvou místech okolního pozemku jsou vyvedeny kohouty pro napojení hadice pro zalévání zeleně. Jedno místo je v bezprostřední blízkosti akumulace nádrže, druhé ve vzdálenosti 80 metrů ve svahu, v blízkosti vysázeného ovocného sadu a záhonů s okrasnými květinami. Druhé čerpadlo v akumulace nádrži slouží k případné recirkulaci vody z akumulace nádrže zpět do pulzního filtru. Voda tím může být kontinuálně přečišťována.

5.3.6 Vsakovací objekt

V případě decentralizovaných objektů, kde není možnost napojení na kanalizační systém je vyčištěnou odpadní vodu možné likvidovat buď vypouštěním do povrchových vod, nebo zasakováním do vod podzemních. Možnosti nakládání s odpadní vodou se musí řídit aktuální legislativou. Podle vodního zákona č. 20/2004 Sb., § 38 má být vypouštění odpadních vod do vod podzemních povolováno pouze výjimečně, a to na základě vyjádření osoby s odbornou způsobilostí, pokud není technicky možné jejich vypouštění do vod povrchových nebo kanalizace pro veřejnou potřebu. Zasakování se také povoluje pouze u individuální výstavby v rozsahu rodinného domu, nebo rekreačního objektu a jednotlivých staveb poskytujících služby.

U kořenové čistírny, která je předmětem této práce bylo v hydrogeologickém posouzení konstatováno, že vzhledem k uvažovaným hydrogeologickým a geologickým podmínkám se doporučuje řešit likvidaci vyčištěných odpadních vod primárně zasakováním v zasakovacím objektu o navržených rozměrech vsakovacího objektu 8 x 1 x 0,5 m. Při této navrhované ploše lze infiltrovat zhruba 1382 litrů denně. S ohledem na odhadovanou průměrnou spotřebu vody ve výši odhadem 800 litrů za den, maximálně 1 200 litrů za den je výsledná hodnota dostatečující a i rezervní (Čeleda 2018).

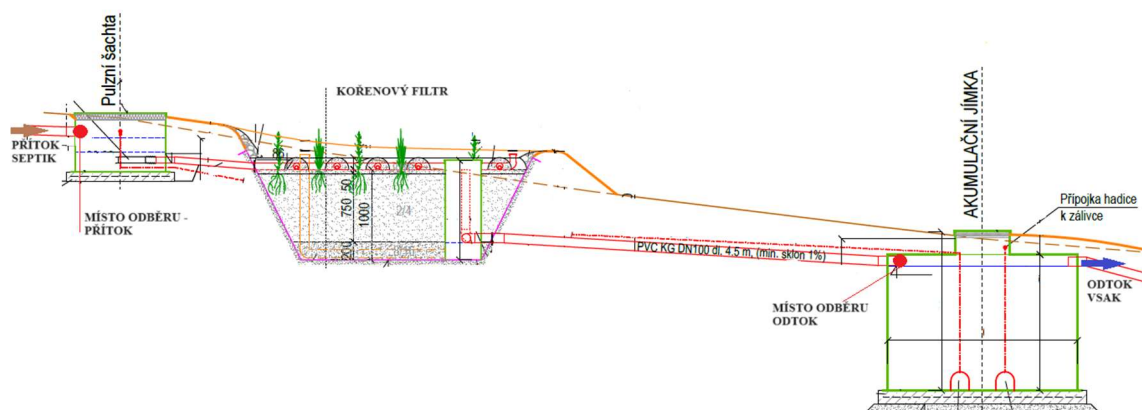
Vsakovací objekt s parametry vsakovací půdorysné plochy 8 m² a retenční kapacity 1,2 m³ je vyhotoven jako šterková vsakovací rýha v délce 8 m, šíři 1 m a hloubce 0,5 m.

Výkop hloubky přibližně 1,3 m je vyplněn kamenivem frakce 16/32 a osazen perforovaným potrubím. Vrch kameniva je překryt 2 x geotextilií a zasypán vytěženou zhutněnou zeminou.

Do vsakovacího objektu přitéká voda kontinuálně přepadem z akumulací jímky.

5.4 Odběry vzorků odpadních vod

Vzorky byly odebírány na přítoku a odtoku čistírny v období od 8. března, 2023 do 6. března, 2024 v intervalu čtrnácti dnů. Odběry byly směšné 8hodinové. Odpadní voda na přítoku byla odebírána z potrubí přivádějícího vodu do pulzní šachty. Odběr vyčištěné odpadní vody na odtoku byl odebírán z potrubí, které přivádí vyčištěnou vodu do akumulací jímky. Obě odběrová místa jsou vyznačena na obr. 14.



Obr. 14: Místa odběrů odpadní vody na KČOV, převzato a upraveno ze stavební dokumentace Ing. Libor Teplý (2019)

Pro odběry byly použity zachycovací nádoby, které byly vyrobeny autorem přímo pro tento účel z plastového potrubí. Jednalo se o koleno stejného průměru jako přívodní potrubí viz obr. 15. Do kolena bylo vsunuto 30 cm potrubí s koncovkou. Do horní části kolene byly vyvrtány otvory pro odtok přebytečné vody.



Obr. 15: Zachycovací nádoby pro odběry vzorků, zdroj archiv autora (2023)

Jednotlivé vzorky o objemu 0,4 l byly postupně přelévány do sběrných nádob. Po ukončení všech odběrů byly směsné nádoby promíchány a vzorky se přelily do 0,5 litrových PET lahví. Jedna pro přítok a jedna pro odtok. Vzorky byly pečlivě označeny a zamrazeny. Zvolený postup odpovídá metodickým pokynům ZP14/2008 ke vzorkování odpadů. Vhodnost zamražení vzorků byla konzultována i s certifikovanou laboratoří 1. SčV, a.s., pobočka Příbram.

V průběhu sledovaného období byly učiněny tři odběry v měsíci březnu, srpnu a v prosinci, tedy záměrně s dostatečnými odstupy, pro provedení kompletních rozborů v akreditované laboratoři 1. SčV, a.s., pobočka Příbram. Hlavním důvodem bylo provedení rozborů za účelem zjištění hodnoty BSK, kterou nebylo možno stanovit na pracovišti univerzitní laboratoře a zároveň pro určitou kontrolu výsledků autorových měření. Protokoly s výsledky rozborů jsou součástí přílohy této diplomové práce (příloha č. 12-17).

5.4.1 Faktory, které mohly ovlivnit objektivitu výzkumu

- 1) V druhé polovině února 2023, tedy zhruba 14 dní před prvními odběry bylo zjištěno, že rozvodové potrubí neplní správně svou funkci a voda není rozprostřena do celého filtračního pole. Bylo nutné posekat vegetaci, odstranit stařinu mokřadní vegetace, případně i celé rostliny s kořenovým balem a rozebrat jednotlivé části rozvodového potrubí. Bylo zjištěno, že části potrubí byly ucpané kořínky rostlin, filtrační náplní a jiným materiálem. Po důkladném vyčištění byl rozvod usazen stejným způsobem a vegetace opět vysazena do prostoru mezi jednotlivé potrubní rozvody odpadní vody. Viz sekvence fotografií na obr. 19.



Obr. 16: kolmatace rozvodového potrubí kořenového filtru. Zdroj: archiv autora ze dne 24-26.02.2023

- 2) Láhev se vzorkem odpadní vody ze dne 05. 04. 2023 / odtok byla po vyjmutí z mrazáku prasklá a následně došlo k neodborné manipulaci a ohřívání zbytku ledu, což mohlo ovlivnit výsledné koncentrace a výsledky.

5.5 Analytická stanovení

Chemické rozbory vzorků probíhaly na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze. Hodnoty pro celkový fosfor a celkový dusík se měřily v laboratoři pracoviště Katedry aplikované ekologie (Fakulty životního prostředí).

Většina vzorků byla ve vhodném poměru ředěna demineralizovanou vodou pro docílení koncentrace sledovaných parametrů, která byla v rozsahu kalibrace použitých spektrofotometrických postupů.

5.5.1 Použité přístroje

Pro stanovení sledovaných parametrů bylo použito laboratorní příslušenství:

- Odstředivka, Sigma 2-6 (Sigma)
- Analytické váhy, SI-234 (Denver Instrument)
- pH metr, ph 3110 (WTW)
- Topná ploténka, CB 500 (Stuart)
- Mineralizační box, DRB 200 (HACH)
- Spektrofotometr, DR3900 (HACH)
- Spektrofotometr, Cary 60 UV-Vis (Agilent technologies)

- Sušárna Ecocell (BMT)
- Muflová pec, MF 5 (Elsklo)
- Automatický analyzátor TOC Analyzer Formacs^{HT} (Skalar)
- Exsikátor
- Mechanické pipety různých objemů
- Laboratorní sklo

Následují konkrétní postupy stanovení jednotlivých ukazatelů znečištění řešené odpadní vody:

5.5.2 Odstředění vzorku

Vzorky, u nichž to postup měření vyžaduje, jsou odstředěny prostřednictvím odstředivky Sigma při otáčkách 13 500 rpm po dobu 10 min. Odstředěním dochází k oddělení nerozpustné části vzorku od kapalně fáze vzorku. Z kapalně fáze budou následně stanoveny jednotlivé analýzy, pro které jsou aplikovány spektrofotometrické postupy.

5.5.3 Stanovení pH

Stanovení hodnoty pH bylo prováděno pomocí pH metru WTW pH 3110.

5.5.4 Stanovení chemické spotřeby kyslíku

Stanovení CHSK_{Cr} semimikrometodou probíhá tak, že organické látky obsažené ve vzorku odpadní vody jsou oxidovány silným oxidačním činidlem. Hodnota CHSK příslušného vzorku je dána poklesem koncentrace oxidačního činidla, resp. nárůstem koncentrace produktů reakce mezi oxidačním činidlem a stanovovanými látkami. Jako oxidační činidlo je použit dichroman draselný (K₂Cr₂O₇) a jako katalyzátor reakce roztok síranu stříbrného a kyseliny sírové. Koncentrace chromitého iontu (vzniklého redukcí z dichromanu draselného), se stanoví metodou absorpční spektrofotometrie (viz obr. 16) při vlnové délce $\lambda = 600$ nm (Horáková et al. 2003).

Poněvadž se pracuje s toxickými látkami, je nutno dbát na bezpečnost práce a používat ochranné pomůcky.

Podmínky stanovení CHSK_{Cr}

- Organické látky jsou oxidovány dichromanem v silně kyselém prostředí kyseliny sírové
- Reakce probíhá za varu reakční směsi při teplotě 150 °C po dobu 120 min
- Přídavkem vhodného katalyzátoru je zapotřebí zajistit úplný rozklad všech organických látek přítomných ve vzorku
- Je zapotřebí eliminovat rušivý vliv chloridů na průběh stanovení
- Pro ředění vzorků se používá demineralizovaná či destilovaná voda



Obr. 17: stanovení CHSK na spektrofotometru HACH DR3900. Foto: archiv autora

Postup měření:

1. Do zkumavky pipetujeme 2,5 ml vzorku
2. Přidá se oxidační roztok (1,5 ml) dichromanu draselného
3. Přidá se katalyzátorový roztok (3,5 ml) roztoku síranu stříbrného a kyseliny sírové
4. Zkumavka se pečlivě uzavře a směs se promíchá
5. Zkumavka se umístí do mineralizačního boxu, kde se zahřívá 120 minut při 150 °C
6. Vyjmeme zkumavku z boxu a ochladíme
7. Zkumavku promícháme a oťřeme
8. Na spektrofotometru měříme absorbanci vzorku při vlnové délce $\lambda = 600 \text{ nm}$

5.5.5 Stanovení jednotlivých forem dusíku v odpadní vodě

Následující kapitoly se budou věnovat stanovení jednotlivých dusíkatých složek v odpadní vodě.

5.5.5.1 Stanovení amoniakálního dusíku

Stanovení amoniakálního dusíku je založeno na reakci amoniaku, chlornanu a salicylanu za vzniku sloučeniny indofenolového typu. Reakce je katalyzována nitroprusidem sodným. Stanovení se provádí s využitím spektrofotometru HACH DR/3900 v jednocentimetrových kyvetách při vlnové délce $\lambda = 655 \text{ nm}$. Roztok indofenolového barviva je zbarven modře, ale roztok nitroprusidu je zbarven žlutě. Zbarvení proměřovaných roztoků je proto zelené (Švehla et al. 2007). Zbarvení vzorků je zřetelné na obr. 17.

Stanovená koncentrace se vyjadřuje hmotnostní koncentrací v mg/l a to jako N-(NH₃ + NH₄⁺) nebo N_{amon}. Vyjádření v těchto symbolech je jedině správné, poněvadž používanými chemickými metodami pro stanovení se nerozliší obsah ve vodě obsaženého NH₄⁺ a disociovaného NH₃⁻ a stanoví se vždy součet obou forem (Horáková et al. 2003).



Obr. 18: Zbarvení proměřovaných naředěných roztoků vzorků odpadní vody, zdroj: foto archiv autora

Postup měření:

1. Do odměrné baňky o objemu 50 ml se odpipetuje 40ml naředěného vzorku.
2. Ke vzorku se přidá 4 ml vybarvovacího činidla a směs se promíchá. Následně se přidají 4 ml roztoku dichlorisokyanuratanu a směs se opět promíchá.
3. Baňka se vzorkem s přidanými činidly se následně doplní po rysku demineralizovanou vodou a nechá se po dobu 60 minut reagovat. Vzorky se postupně vybarvují do zelených odstínů dle koncentrace amoniakálního dusíku.
4. Poté jsou jednotlivé vzorky postupně nality do jednocentimetrové kyvety, promíchány, otřeny čistým hadříkem a analyzovány ve spektrofotometru v příslušném režimu.
5. Výsledek nahlášený spektrofotometrem v mg/l se vynásobí ředícím poměrem.

5.5.5.2 Stanovení dusičnanového dusíku

Stanovení dusičnanů bylo prováděno s využitím spektrofotometru HACH DR/3900 při vlnové délce $\lambda = 324 \text{ nm}$ ve zkumavkách o průměru 16 mm. Dusičnany přítomné ve vzorku odpadní vody reagují s 2,6-dimethylfenolem v prostředí směsi koncentrované kyseliny sírové a koncentrované kyseliny fosforečné za vzniku cihlově červeného 4-nitro-2,6-dimethylfenolu (Švehla et al. 2007).

Postup měření:

1. Do zkumavky HACH o průměru 16 mm se odpipetuje 500 μl naředěného vzorku.
2. Do vzorku se přidá pipetou 350 μl kyseliny amidosírové a směs se důkladně promíchá.
3. Následně se přidá směs kyseliny sírové a fosforečné o objemu 3,5 ml. Poté se opět důkladně promíchá.
4. Do směsi se následně přidá 0,5 ml roztoku 2,6-dimethylfenolu. Zkumavka se uzavře a důkladně protřepá a otře čistým hadříkem.
5. Směs se vloží na 10 minut přes nastavený časovač do spektrofotometru, kde je po uplynutí této doby změřena.
6. Výsledek nahlášený spektrofotometrem v mg/l se vynásobí ředícím poměrem daného vzorku

5.5.5.3 Stanovení dusitanového dusíku

Stanovení dusitanů bylo prováděno s využitím spektrofotometru HACH DR/3900 při vlnové délce $\lambda = 540$ nm v jednopalcové kyvetě. Pro analýzu je třeba připravit 40 ml odstředěných a naředěných vzorků.

Ke vzorku je přidána směs chemikálií ve formě směsného vybarvovacího činidla. To obsahuje kyselinu fosforečnou, amid kyseliny sulfanilové a N-(1-naftyl)-1,2-ethylendiamin-dihydrochlorid (Švehla et al. 2007).

Postup měření:

1. Do odměrné baňky o objemu 50 ml se odpipetuje 40 ml naředěného vzorku.
2. Následně se přidá 1 ml vybarvovacího činidla.
3. Baňka se doplní demineralizovanou vodou po rysku a promíchá.
4. Baňka se vzorky se nechá po dobu 20 minut reagovat. Během této reakce se postupně zabarvuje do červených odstínů dle koncentrace dusitanů.
5. Poté jsou jednotlivé vzorky nality do jednopalcových kyvet, osušeny čistým hadříkem a analyzovány ve spektrofotometru v příslušném režimu.
6. Výsledek nahlášený spektrofotometrem v mg/l se vynásobí ředícím poměrem daného vzorku.

5.5.5.4 Stanovení celkového dusíku

Stanovení celkového dusíku bylo prováděno pomocí automatického analyzátoru Formacs^{HT} v laboratoři pracoviště Katedry aplikované ekologie (FŽP). Pro analýzu je třeba připravit 14 ml vzorků. Ty jsou následně v přístroji dávkovány do vysokoteplotního reaktoru, kde je všechem chemicky vázaný dusík konvertován na oxid dusnatý (NO). Ten následně v detektoru ND25 reaguje za vzniku metastabilního oxidu dusičitého. Fotony uvolněné při rychlém rozkladu metastabilního oxidu dusičitého, jsou detekovány fotonásobičem (Scalar Analytical BV 2023).

5.5.6 Stanovení celkového fosforu

Souhrnnou koncentraci fosforu vyskytujícího se v různých formách se vyjadřuje pomocí parametru celkový fosfor (P-celk). Principem stanovení fosforu je převedení jednotlivých forem na orthofosforečnany vhodnou předúpravou vzorku. Stanovení celkového fosforu bylo prováděno s využitím spektrofotometru HACH DR/3900 při vlnové délce $\lambda = 880$ nm.

Postup měření:

1. Vzorek odpadní vody o objemu 40 ml je odpipetován do odměrné baňky.
2. Přidá se 4 ml roztoku peroxidisíranu draselného a směs se mírně vaří 30 minut
3. Objem směsi se udržuje mezi 20 ml až 30 ml.

- Po ukončení oxidace se směs kvantitativně převede do 50 ml odměrné baňky a upraví se hodnota pH roztokem NaOH na fenolftalein do změny zbarvení.
- Přidá se 1 ml thiosíranu sodného a nechá se proběhnout redukce (10 minut) přítomných arseničnanů.
- Přidá se 1 ml kyseliny askorbové a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu .
- Směs se zamíchá a doplní destilovanou vodou po rysku.
- Absorbance se měří přesně za 15 minut po přidání molybdenanu.

5.5.7 Stanovení sušiny vzorku

Ke stanovení veškerých, rozpuštěných a nerozpuštěných látek se používá gravimetrické uzanční skupinové stanovení. Uvedené látky se stanovují buď při teplotě 105 °C (sušina), nebo při teplotě 550 °C (zbytek po žihání). Hmotnostní rozdíl mezi stanovením při teplotě 105 °C a 550 °C se nazývá ztráta žiháním (Horáková et al. 2003).

5.5.7.1 Gravimetrické stanovení veškerých látek

Stanovení veškerých (dále jako VL) látek kvantifikuje znečištění odpadní vody bez ohledu, zda se jedná o látky rozpuštěné či nerozpuštěné a také zda jde o látky organického či anorganického původu.

Postup měření veškerých látek:

- Pomocí alobalu a plastové formy jsou utvořeny mističky, které se pečlivě označí.
- Prázdné misky se zváží na analytických vahách a poté se do nich napipetuje 10 ml vzorku.
- Vzorky v miskách se umístí na vodní lázeň na varné plotně a odpaří se do sucha (viz obr. 18).
- Po úplném odpaření tekuté části vzorků se misky přemístí do sušárny o teplotě 105 °C, kde jsou sušeny po dobu 2 hodin.
- Po vyjmutí ze sušárny se vzorky umístí do exsikátoru pro odstranění vzdušné vlhkosti.
- Po vyjmutí z exsikátoru se zváží na analytických vahách.

Stanovení veškerých látek – výpočet:

Z rozdílů misky před a po stanovení se vypočte hodnota veškerých látek podle vztahů (převzato od Horáková et al. 2003):

$$\rho \text{ (VL)} = 1000 \cdot (m_2 - m_1) / V_0$$

kde je:

$\rho \text{ (VL)}$ hmotnostní koncentrace veškerých látek (VL) v mg/l

m_1 hmotnost prázdné misky před stanovením v mg

m_2 hmotnost prázdné misky s odparkem v mg

V_0 objem vzorku použitý pro stanovení v ml

Koeficient 1000 slouží k přepočtu ml na l, neboť objem vzorku je v ml a výsledná koncentrace v g / l (Švehla et al. 2007).

5.5.7.2 Gravimetrické stanovení rozpuštěných látek

Pod pojmem rozpuštěné látky (dále jako RL) se rozumí látky, které zůstanou ve zfiltrovaném a dosucha odpařeném vzorku. Rozdíl oproti stanovení veškerých látek je tedy v tom, že tyto vzorky je potřeba přefiltrovat, popř. odstředit.



Obr. 19: varné lázně pro odpaření vzorku. Zdroj: foto archiv autora

Postup měření rozpuštěných látek:

1. Vzorky odpadní vody se přefiltrují, případně odstředí.
2. Pomocí alobalu a plastové formy jsou utvořeny mističky, které se pečlivě označí.
3. Prázdné misky se zváží na analytických vahách a poté se do nich napipetuje 10 ml vzorku.
4. Vzorky v miskách se umístí na vodní lázeň na varné plotně a odpaří se do sucha.
5. Po úplném odpaření tekuté části vzorků se misky přemístí do sušárny o teplotě 105 °C, kde jsou sušeny po dobu 2 hodin.
6. Po vyjmutí ze sušárny se vzorky umístí do exsikátoru pro odstranění vzdušné vlhkosti.
7. Po vyjmutí z exsikátoru se zváží na analytických vahách.

Stanovení rozpuštěných látek – výpočet:

Z rozdílů misky před a po stanovení se vypočte hodnota veškerých látek podle vztahů (převzato od Horáková et al. 2003):

$$\rho \text{ (RL)} = 1000 \cdot (m_2 - m_1) / V_0$$

kde je:

$\rho \text{ (RL)}$	hmotnostní koncentrace rozpuštěných látek (RL) v mg/l
m_1	hmotnost prázdné misky před stanovením v mg
m_2	hmotnost prázdné misky s odparkem v mg
V_0	objem vzorku použitý pro stanovení v ml

Koeficient 1000 slouží k přepočtu ml na l, neboť objem vzorku je v ml a výsledná koncentrace v g / l (Švehla et al. 2007).

5.5.7.3 Gravimetrické stanovení nerozpuštěných látek

Pod pojmem nerozpuštěné látky (dále jako NL) se rozumí tuhé látky, které se zachytí na filtru za určených podmínek. Jejich koncentraci lze určit experimentálně, tedy rozdílem hmotností čistého filtru a poté vysušeného filtru se zachycenými tuhými látkami.

Nerozpuštěné látky je možné stanovit také výpočtem rozdílů koncentrací VL a RL.

Stanovení nerozpuštěných látek – výpočet:

$$\rho(\text{NL}) = \rho(\text{VL}) - \rho(\text{RL})$$

kde je:

$\rho(\text{NL})$ hmotnostní koncentrace nerozpuštěných látek (NL) v mg/l

$\rho(\text{VL})$ hmotnostní koncentrace veškerých látek (VL) v mg/l

$\rho(\text{RL})$ hmotnostní koncentrace rozpuštěných látek (RL) v mg/l

5.5.8 Sezónní účinnost čištění odpadních vod na kořenové čistírně

Cílem této kapitoly je popsat postup pro zhodnocení účinnosti v průběhu roku a tím potvrdit či vyvrátit hypotézu, zda je čištění v KČOV ovlivněno ročním obdobím. Měsíce v roce byly pro tento účel rozděleny dle Sobíška et al. (1993) na vegetační období léto (duben–září) a nevegetační období zima (říjen–březen).

Průkaznost hodnocení byla ověřena F-testem a následně dvouvýběrovým T-testem pomocí programu Excel MS Office.

1. Nulová hypotéza H_0 : účinnost čistírny v letním a zimním období se neliší
2. Alternativní hypotéza H_A : účinnost čistírny se v letním a zimním období liší
3. Hladina významnosti $\alpha = 0,05$

Pokud je p-hodnota T-testu vyšší než hladina významnosti α , nelze zamítnout nulovou hypotézu a závěr zní, že hodnoty sezónní účinnosti eliminace daného znečištění se neliší. Je-li hodnota T-testu nižší než α , lze zamítnout nulovou hypotézu a platí alternativní hypotéza.

6 Výsledky

6.1 Účinnost čištění a sledované parametry

V období od 08. 03. 2023 do 06. 03. 2024 bylo uskutečněno celkem 29 odběrů vzorků odpadní vody. Odebírány byly dva směsné 8hodinové vzorky. Jeden na přítoku do pulzní šachty, druhý na odtoku z kořenového filtru, respektive na přítoku do akumulární nádrže.

Tři kompletní rozborů (ze dne 08. 03. 2023, 09. 08. 2023, 06. 12. 2023) byly provedeny certifikovanou laboratoří 1.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozborů byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

Výsledky měření jednotlivých parametrů jsou uváděny v pořadí dle důležitosti sledovaných parametrů specifikovaných v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., které stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod pro čistírny do velikosti 50 EO a nařízení vlády č. 57/2016 Sb., které stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění pro ČOV, kde je vyčištěná odpadní voda vypouštěna do vod podzemních.

6.1.1 Chemická spotřeba kyslíku

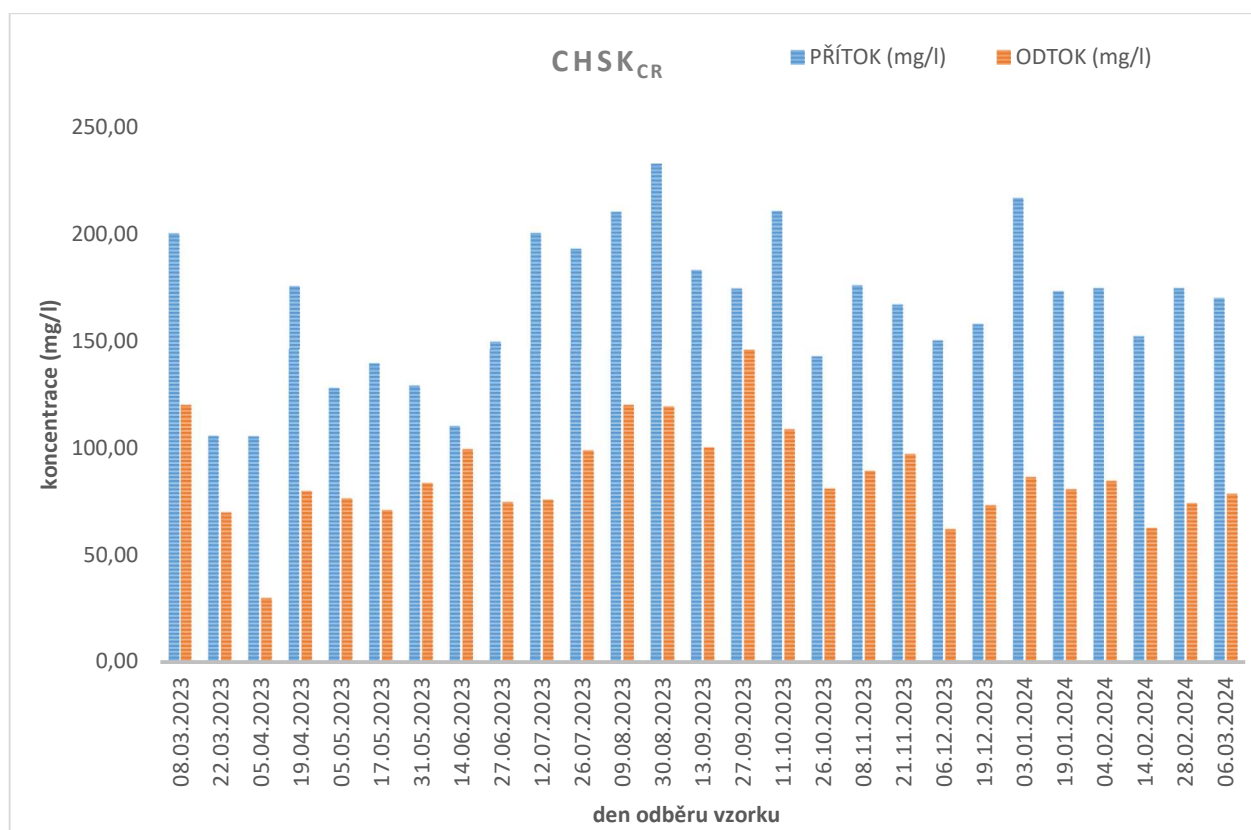
Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 20, přičemž jednotlivé hodnoty z měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 2.

Hodnoty $CHSK_{Cr}$ na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 105 mg/l ze dne 05. 04. 2023 po maximum 233 mg/l ze dne 30. 08. 2023. Průměrná hodnota $CHSK_{Cr}$ za celé měřené období činí na přítoku 167 mg/l.

Hodnota $CHSK_{Cr}$ na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 30 mg/l ze dne 05. 04. 2023 po maximum 146 mg/l ze dne 27. 09. 2023. Průměrná hodnota $CHSK_{Cr}$ za celé měřené období na odtoku činí 87 mg/l.

Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 47,4 %. Přičemž nejvyšší účinnost činí 71,7 % ze dne 05. 04. 2023. Naopak nejnižší je ze dne 14. 06. 2023, kdy činila 9,79 %.

Dvouvýběrovým T-testem bylo prokázáno, že zimní a letní průměrné účinnosti eliminace $CHSK_{Cr}$ se na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ neliší. Jelikož p-hodnota = 0,282 (viz příloha č. 11), nemůžeme zamítnout nulovou hypotézu. Sezónní účinnosti $CHSK_{Cr}$ se neliší.



Obr. 20: hodnoty $CHSK_{CR}$ jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

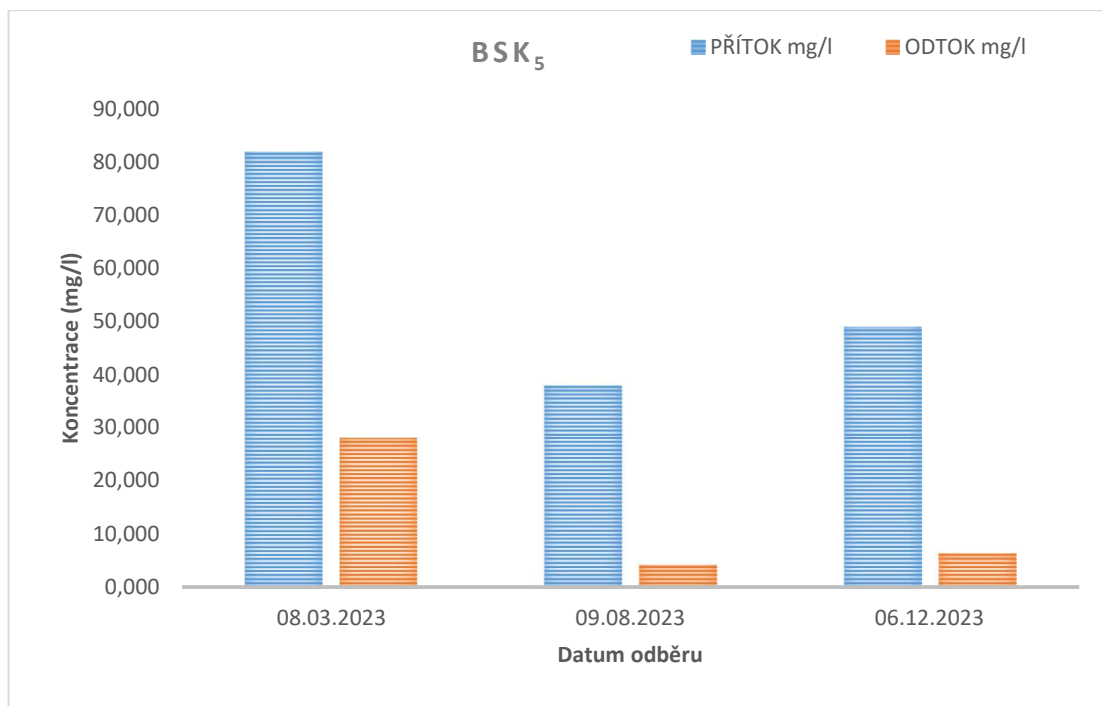
6.1.2 Biochemická spotřeba kyslíku

Vzhledem k faktu, že v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze nebylo v době přípravy této práce přístrojové vybavení nutné pro vyhodnocení koncentrace BSK₅, byly provedeny tři měření v certifikované laboratoři firmy 1.SčV a.s., Příbram. Zvoleny byly tři odběry v termínech 08. 03. 2023, 09. 08. 2023 a 06. 12. 2023, aby se pokryla všechna roční období v daném místě. Výsledky z měření jsou vyobrazeny na obr. 21, přičemž přesné hodnoty z měření jsou uvedeny v příloze č. 3.

Hodnoty BSK₅ na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 38 mg/l ze dne 09. 08. 2023 po maximum 82 mg/l ze dne 08. 03. 2023. Průměrná hodnota BSK₅ za celé měřené období na přítoku činí 56 mg/l.

Hodnoty BSK₅ na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 4,2 mg/l ze dne 09. 08. 2023 po maximum 28 mg /l ze dne 08. 03. 2023. Průměrná hodnota koncentrací BSK₅ za celé měřené období na odtoku činí 13 mg/l.

Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 80,6 %, přičemž nejvyšší účinnost činí 88,9 % ze dne 09. 08. 2023. Naopak nejnižší je ze dne 08. 03. 2023, kdy činila 65,9 %.



Obr. 21: hodnoty BSK jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

6.1.3 Nerozpuštěné látky

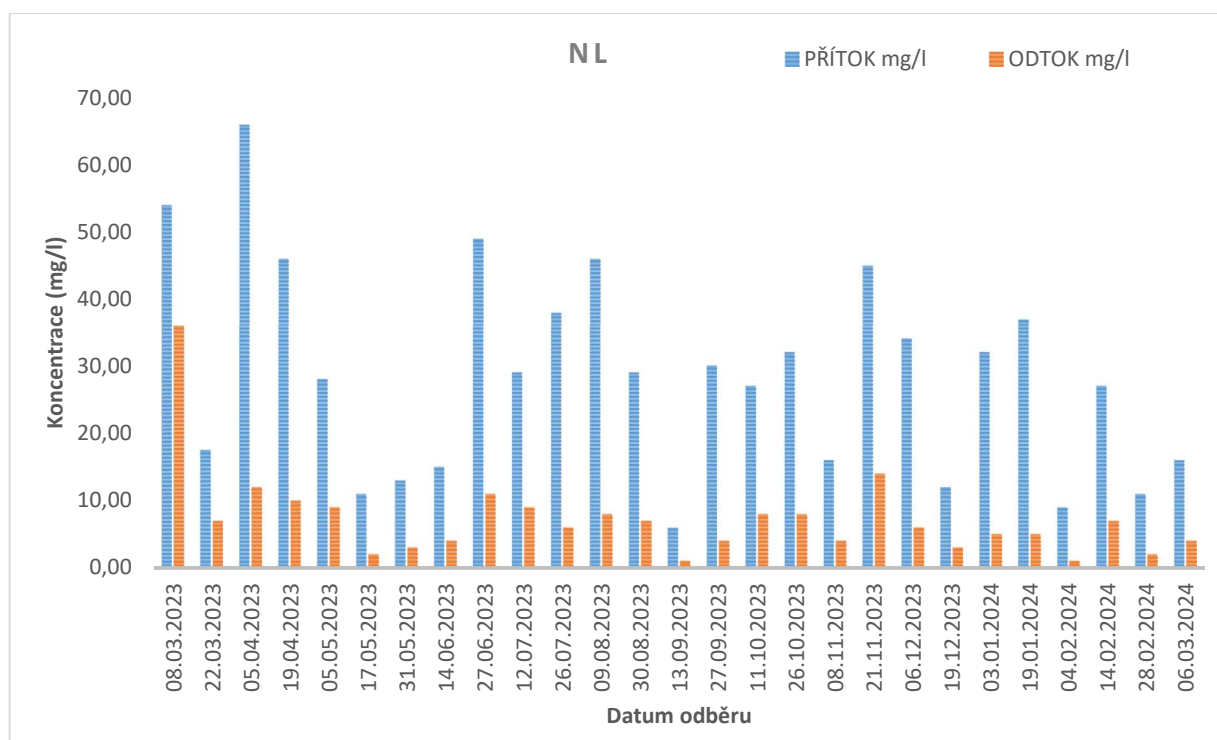
Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 22, přičemž hodnoty z jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 4.

Koncentrace NL na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 6,00 mg/l ze dne 13. 09. 2023 po maximum 66,0 mg /l ze dne 05. 04. 2023. Průměrná hodnota koncentrací NL za celé měřené období činí na přítoku 28,7 mg/l. Medián pro stejné období činí 29,0 mg/l.

Koncentrace NL na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 1,00 mg/l ze dne 04. 02. 2024 po maximum 36,0 mg/l ze dne 08. 03. 2023. Průměrná hodnota koncentrací NL za celé měřené období na odtoku činí 7,26 mg/l. Medián pro toto období činí 6,0 mg/l.

Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 75,9 %. Přičemž nejvyšší účinnost činí 88,9 % ze dne 04. 02. 2024. Naopak nejnižší je ze dne 09. 03. 2023, kdy činila 33,3 %. Účinnost vypočtená z mediánu činí 84,4 %.

Dvouvýběrovým T-testem bylo prokázáno, že zimní a letní průměrné účinnosti eliminace NL se na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ neliší. Jelikož p-hodnota = 0,502 (viz příloha č. 11), nemůžeme zamítnout nulovou hypotézu. Sezónní účinnosti NL se neliší.



Obr. 22: koncentrace NL jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

6.1.4 Amoniakální dusík

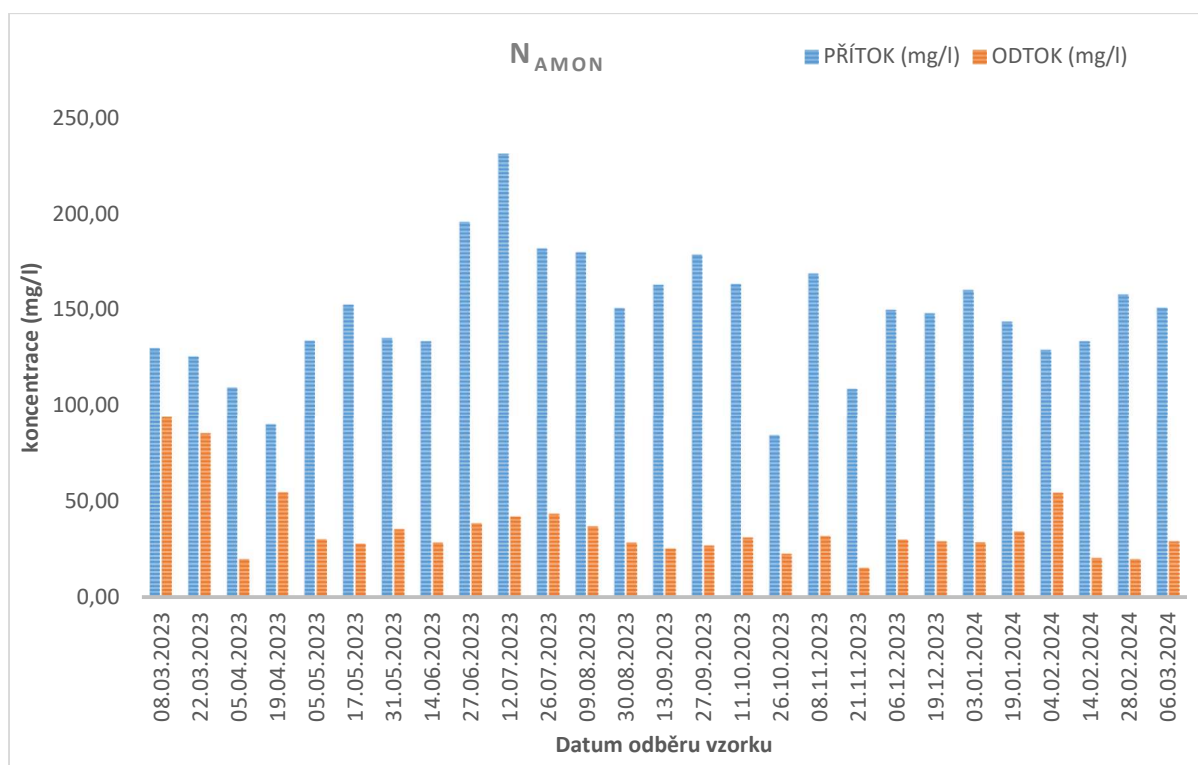
Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 23, přičemž hodnoty z jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 5.

Koncentrace N_{amon} na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 84,4 mg/l ze dne 26. 10. 2023 po maximum 231,6 mg/l ze dne 12. 07. 2023. Průměrná hodnota koncentrací N_{amon} za celé měřené období činí na přítoku 148 mg/l.

Koncentrace N_{amon} na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 15,3 mg/l ze dne 21. 11. 2023 po maximum 94,0 mg/l ze dne 08. 03. 2023. Průměrná hodnota koncentrací N_{amon} za celé měřené období na odtoku činí 35,8 mg/l.

Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 74,5 %. Přičemž nejvyšší účinnost činí 87,4 % ze dne 28. 02. 2024. Naopak nejnižší je ze dne 08. 03. 2023, kdy činila 27,7 %.

Dvouvýběrovým T-testem bylo prokázáno, že zimní a letní průměrné účinnosti eliminace N_{amon} se na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ neliší. Jelikož p-hodnota = 0,941 (viz příloha č. 11), nemůžeme zamítnout nulovou hypotézu. Sezónní účinnosti N_{amon} se neliší.



Obr. 23: koncentrace N_{amon} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

6.1.5 Stanovení dusitanového dusíku

Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 24, přičemž hodnoty jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 8.

Koncentrace $N-NO_2^-$ na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 0,01 mg/l ze dne 05. 04. 2023 po maximum 0,09 mg/l ze dne 14. 02. 2024. Průměrná hodnota koncentrací $N-NO_2^-$ za celé měřené období činí na přítoku 0,04 mg/l.

Koncentrace $N-NO_2^-$ na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 0,00 mg/l ze dne 27. 06. 2023, 12. 07. 2023 a 26. 07. 2023, po maximum 22,0 mg/l ze dne 14. 06. 2023. Průměrná hodnota koncentrací $N-NO_2^-$ za celé měřené období na odtoku činí 5,49 mg/l.

Vzorky ze dnů 27. 06. 2023, 12. 07. 2023 a 26. 07. 2023 nebyly v období mezi 29. 08. 2023 – 30. 11. 2023 zmrazeny. Kvalita vzorků byla ovlivněna uskladněním v lednici.

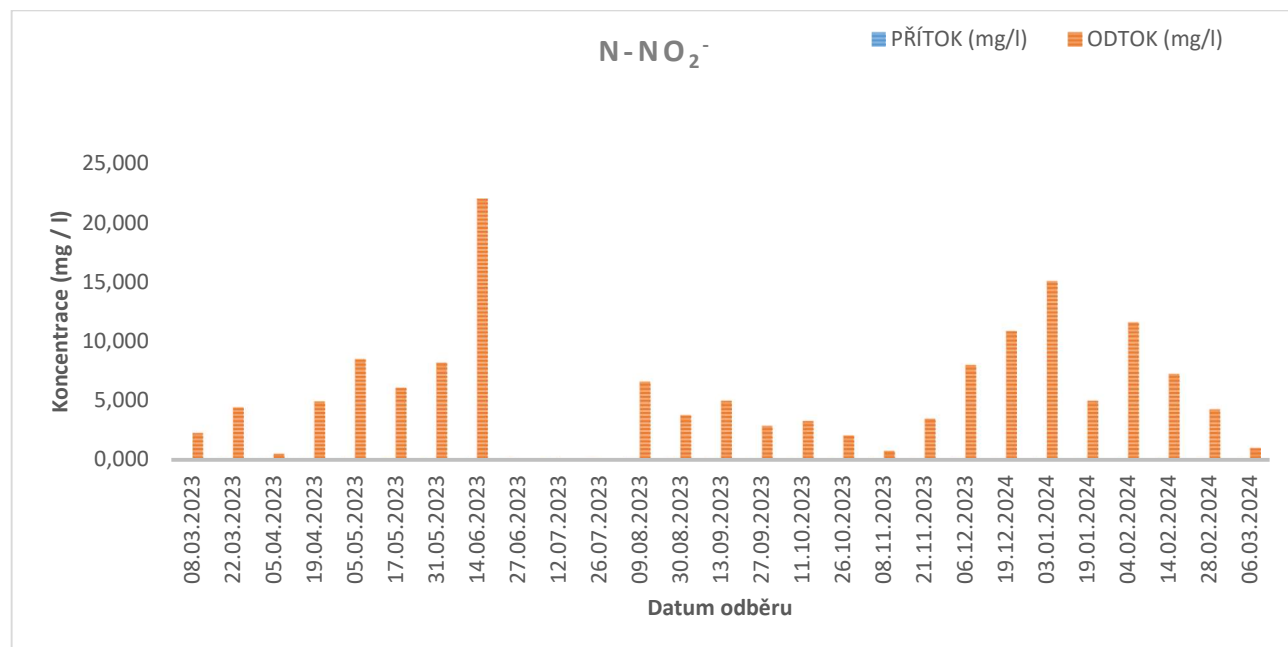
6.1.1 Stanovení dusičnanového dusíku

Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 25, přičemž hodnoty jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 8.

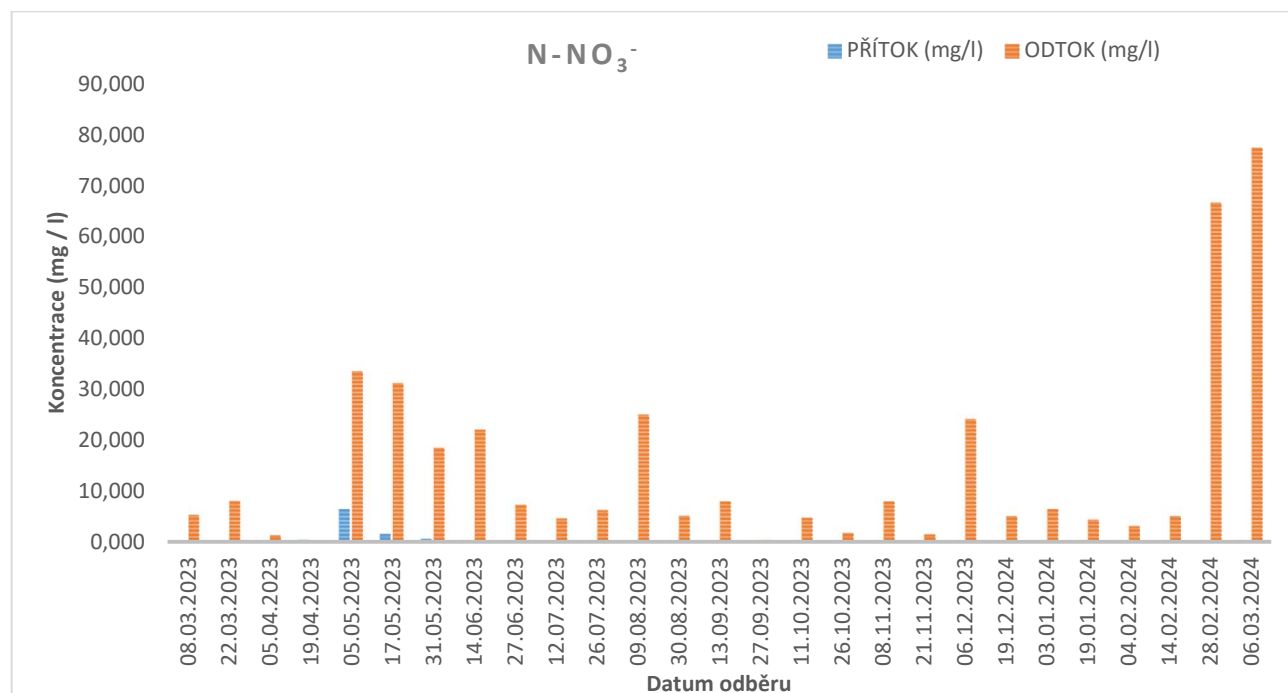
Koncentrace $N-NO_3^-$ na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 0,00 mg/l v celkem 18-ti z celkových 27 vzorků. Maximum bylo 6,60 mg/l ze dne 05. 05. 2023. Průměrná hodnota koncentrací $N-NO_3^-$ za celé měřené období činí na přítoku 0,37 mg/l.

Koncentrace N-NO_3^- na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 0,00 mg/l ze dne 19. 04. 2023, po maximum 77,6 mg/l ze dne 06. 03. 2024. Průměrná hodnota koncentrací N-NO_3^- za celé měřené období na odtoku činí 14,3 mg/l.

Vzorky ze dnů 27. 06. 2023, 12. 07. 2023 a 26. 07. 2023 nebyly v období mezi 29. 08. 2023 – 30. 11. 2023 zmrazeny. Kvalita vzorků byla ovlivněna uskladněním v lednici.



Obr.24: koncentrace N-NO_2^- jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.



Obr. 245: koncentrace N-NO_3^- jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

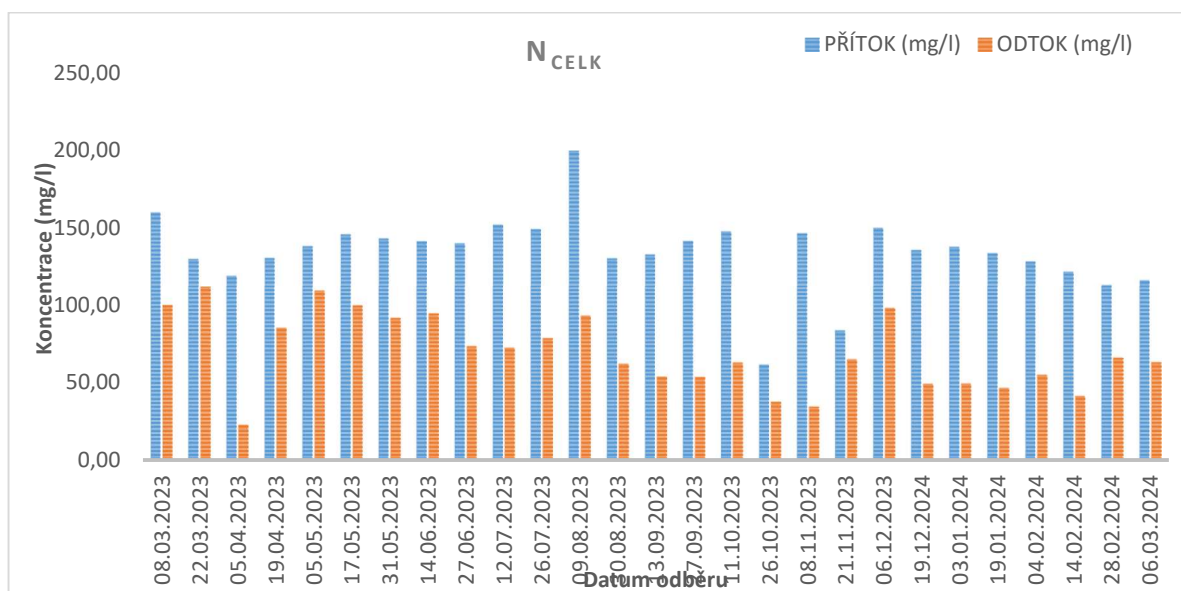
6.1.2 Celkový dusík

Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 26, přičemž hodnoty jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 7.

Koncentrace N_{celk} na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 61,5 mg/l ze dne 26. 10. 2023 po maximum 200,0 mg/l ze dne 09. 08. 2023. Průměrná hodnota koncentrací N_{celk} za celé měřené období činí na přítoku 134,4 mg/l.

Koncentrace N_{celk} na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 22,8 mg/l ze dne 05. 04. 2023 po maximum 111,9 mg/l ze dne 22. 03. 2023. Průměrná hodnota koncentrací N_{celk} za celé měřené období na odtoku činí 69,3 mg/l.

Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 48,0 %. Přičemž nejvyšší účinnost činí 80,8 % ze dne 05. 04. 2023. Naopak nejnižší je ze dne 22. 03. 2023, kdy činila 13,9 %.



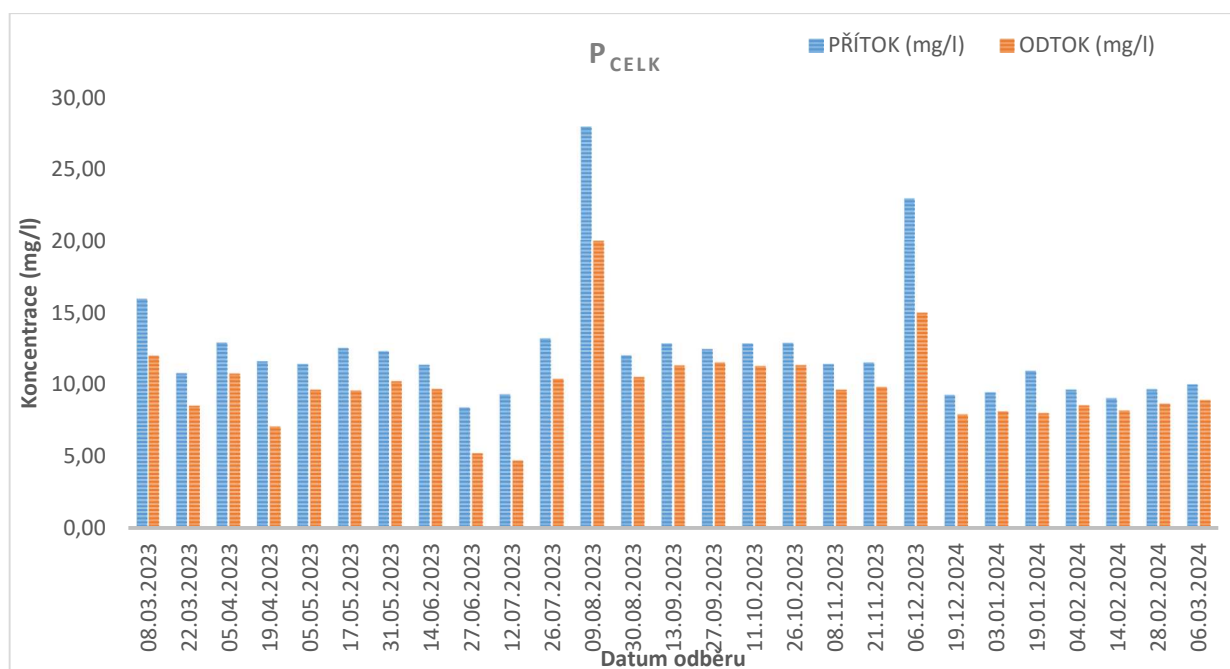
Obr. 256: koncentrace N_{CELK} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.

6.1.3 Celkový fosfor

Koncentrace na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 27, přičemž hodnoty z jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 6.

Koncentrace P_{celk} na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 8,40 mg/l ze dne 27. 06. 2023 po maximum 28,0 mg/l ze dne 09. 08. 2023. Průměrná hodnota koncentrace P_{celk} za celé měřené období činí na přítoku 12,4 mg/l.

Koncentrace P_{celk} na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 4,71 mg/l ze dne 12. 07. 2024 po maximum 20,0 mg/l ze dne 09. 08. 2023. Průměrná hodnota koncentrace P_{celk} za celé měřené období na odtoku činí 9,88 mg/l. Procentuálně vyjádřená průměrná účinnost čištění za sledované období činí 19,5 %. Přičemž nejvyšší účinnost činí 49,4 % ze dne 12. 07. 2024. Naopak nejnižší je ze dne 27.09.2023, kdy činila 7,64 %.



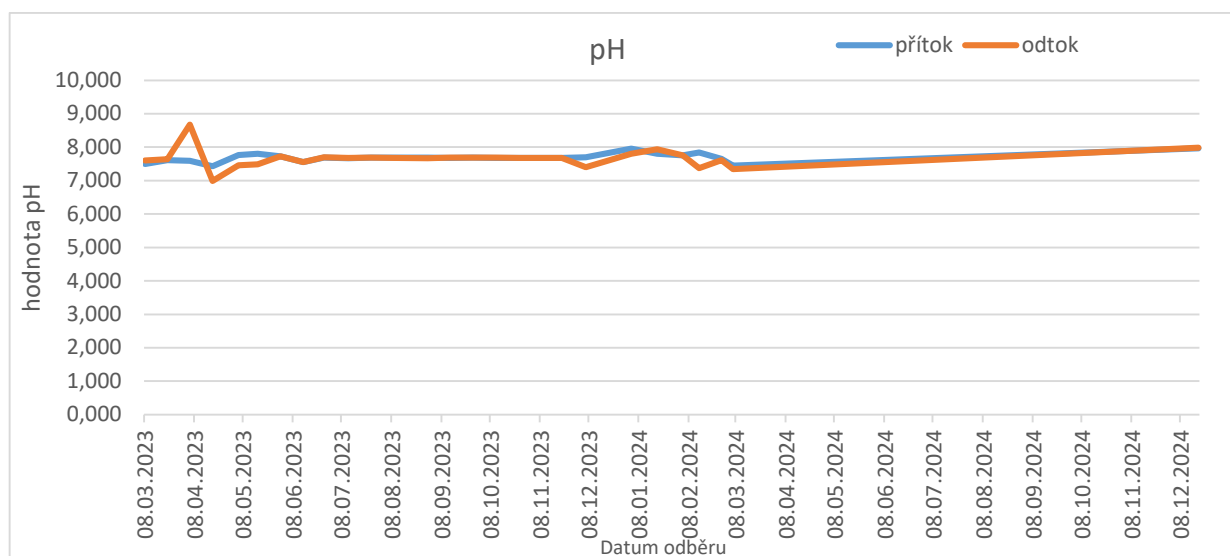
Obrázek 267: koncentrace P_{celk} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024

6.1.4 Hodnota pH

Hodnoty na přítoku i odtoku jsou vyobrazeny na obr. 28, přičemž hodnoty jednotlivých měření v laboratoři jsou uvedeny v příloze č. 10.

Hodnoty pH na přítoku se pohybovaly v rozmezí od 7,43 ze dne 19. 04. 2023 po maximum 7,97 ze dne 19. 12. 2023. Průměrná hodnota pH za celé měřené období činí na přítoku 7,69.

Hodnoty pH na odtoku se pohybovaly v rozmezí od 6,99 ze dne 19. 04. 2023 po maximum 8,68 ze dne 05. 04. 2023. Průměrná hodnota pH za celé měřené období na odtoku činí 7,66.



Obr. 27: hodnoty pH jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024

7 Diskuze

Předmětem této práce bylo zhodnocení efektivity čištění odpadní vody rodinného domu během ročního cyklu. Dům se nachází na místě bez možnosti napojení na kanalizační síť. Jedná se tedy o decentralizovaný objekt. Odpadní voda z domácnosti čtyřčlenné rodiny je čištěna v kořenové čistírně odpadních vod s vertikálním průtokem.

Je třeba zmínit, že zhruba 14 dní před prvními odběry bylo zjištěno, že rozvodové potrubí neplní správně svou funkci a voda není rozprostřena do celého filtračního pole. Bylo nutné posekat vegetaci, odstranit stařinu mokřadní vegetace, případně i celé rostliny s kořenovým balem a rozebrat jednotlivé části rozvodového potrubí. Bylo zjištěno, že části potrubí byly ucpané kořínky rostlin, filtrační náplní a jiným materiálem. Po důkladném vyčištění, byl rozvod usazen stejným způsobem a vegetace opět vysazena do prostoru mezi jednotlivé potrubní rozvody odpadní vody. Tato kolmatace pravděpodobně ovlivnila výsledky prvních měření.

Následující kapitoly se budou věnovat rozborům a výsledkům zjištěným pro jednotlivé ukazatele znečištění.

7.1 Schopnost systému odstranit znečištění a účinnost jeho eliminace

7.1.1 Chemická spotřeba kyslíku

Pro čistírny odpadních vod do velikosti 500 EO existují dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. i dle nařízení vlády č. 57/2016 Sb. emisní standardy pro hodnoty CHSK na odtoku ve výši 150 mg/l. Jak je uvedeno v kapitole 5.1.1., průměrná hodnota CHSK na přítoku sledované kořenové čistírny byla stanovena 167 mg/l, na odtoku 86,7 mg/l. Průměrná účinnost za sledované roční období činila 47,4 %. Vymazal (2009) zmiňuje průměrné hodnoty $CHSK_{Cr}$ u 63 kořenových čistíren v České republice za období 1989-2007 v hodnotách 381 mg/l na přítoku, 52 mg/l na odtoku a účinnost 75,4 %. Čížková et al. (2017) uvádí průměrné hodnoty $CHSK_{Cr}$ pro 91 KČOV za období 1992-2015 v hodnotě 350 mg/l na přítoku, 50 mg/l na odtoku a účinnost 75,8 %. Z uvedených výsledků vyplývá, že sledovaná čistírna dosahuje menší účinnosti čištění v porovnání s výzkumy Vymazala (2009) a Čížkové et al. (2017).

Korkusuz et al. (2004) uvádí srovnání domovní odpadní vody, která je přiváděna na kořenové čistírny z několika vybraných zemí. Hodnoty CHSK na přítoku se v tomto shrnutí pohybují v rozmezí 168 až 495 mg/l. Jak je zřejmé, CHSK na přítoku stanovené v této studii odpovídá spodní hranici daného rozmezí. Vstupní hodnoty CHSK jsou tedy oproti průměru poměrně nízké, což může ovlivnit i samotnou hodnotu účinnosti.

Nižší hodnota účinnosti CHSK může být rovněž ovlivněna rozdílným uspořádáním a velikostí jednotlivých umělých mokřadů. Data získaná ze studií z České republiky zahrnují převážně obecní kořenové čistírny s různorodou velikostí (do 500 EO), přičemž se většinou jedná o horizontální systémy. Korkusuz et al. (2004) ve svém experimentu stanovil účinnost eliminace CHSK menší kořenové čistírny (plocha 30 m²) s vertikálním podpovrchovým tokem a

šterkovou výplní 40 %. Naproti tomu Gikas & Tsihrintzis (2012) uvádí průměrnou účinnost CHSK v malé kořenové čistírně (8 EO) s vertikálním uspořádáním dokonce 94 %.

Ač z uvedeného vyplývá, že účinnosti zaznamenané v této studii jsou spíše nižší, než je běžný průměr, byly vždy splněny limity dané výše uvedeným nařízením vlády. Lze tedy říci, že účinnost sledované kořenové čistírny z hlediska eliminace CHSK je dostatečná. Zde je však také třeba akceptovat, že již průměrné vstupní hodnoty byly poměrně blízké stanoveným zákonným limitům.

7.1.2 Biochemická spotřeba kyslíku

Pro čistírny odpadních vod do velikosti 500 EO existují dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. i č. 57/2016 Sb. emisní standardy pro hodnoty pro BSK₅ ve výši 40 mg/l.

Vymazal (2009) zmiňuje průměrné hodnoty BSK₅ u 63 kořenových čistíren v České republice za období 1989–2007 v hodnotách 167 mg/l na přítoku a 14,8 mg/l na odtoku, přičemž uvádí průměrnou účinnost čištění 84,8 %. Čížková et al (2017) uvádí průměrné hodnoty BSK₅ pro 94 KČOV během let 1992-2015. Tyto hodnoty činí na přítoku 158 mg/l, na odtoku 13,8 mg/l a účinnost 85,8 %. Gikas & Tsihrintzis (2012) uvádí průměrnou účinnost odstranění BSK v malé kořenové čistírně (8 EO) s vertikálním uspořádáním dokonce 95,8 %. Jedná se o systém dvou vertikálních kořenových polí s dočištěním v nádrži se zeolitovým filtračním materiálem. Naproti tomu Shukla et al. (2021) uvádí u domácí horizontální kořenové čistírny účinnost pro hodnoty účinnosti v parametru BSK 79 %.

Dle výsledků uvedených v kapitole 5.1.2. byly průměrné hodnoty BSK₅ za sledované období na přítoku 56,3 mg/l, na odtoku 12,9 mg/l a účinnost činí 80,6 %. Je třeba poznamenat, že kolmatace filtru, jeho renovace a opětovné vysazení vegetace (viz kapitola 5.1.) ovlivnilo výsledky z měření dne 08. 03. 2023, kdy byla zaznamenána účinnost 65,9 %. Vzhledem k omezenému počtu měření hodnot BSK by vyřazení tohoto výsledku znamenalo účinnost 88 %. Poté by byla srovnatelná s účinností, kterou uvádí Vymazal (2009) a Čížková et al. (2017). Jak je uvedeno v kapitole 3.7.1., poměry hodnot CHSK/BSK vyjadřují stupeň biologické rozložitelnosti organických látek (Švehla et al. 2007). Autoři dále upřesňují, že u odpadních vod s dobře rozložitelným organickým znečištěním bývá obvykle hodnota CHSK přibližně 2 x vyšší než hodnota BSK₅. U vyčištěné vody odtékající z ČOV bývá zpravidla hodnota CHSK_{CR} 5 – 10 x vyšší než hodnota BSK₅. Poměr hodnot CHSK/BSK na přítoku byl za sledované období přibližně 3 (CHSK_{CR} = 166,6 mg/l vůči BSK₅ = 56,3 mg/l), na odtoku byl poměr CHSK_{CR} vůči BSK₅ téměř 7 (CHSK_{CR} = 86,7 mg/l / BSK₅ = 12,9 mg/l). Výsledek značí, že na přítoku do kořenového filtru byl zvýšený podíl obtížněji rozložitelných organických látek, každopádně na odtoku z čistírny je poměr koncentrací v poměru uvedeném Švehlou et al. (2007).

7.1.3 Nerozpuštěné látky

Dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. jsou pro čistírny do velikosti 500 EO stanoveny emisní standardy přípustného znečištění na úrovni 50 mg/l, maximální hodnoty jsou stanoveny na úrovni 80 mg/l. Nařízení vlády č. 57/2016 Sb. stanovuje emisní standardy přípustného znečištění pro ČOV, u nichž je vyčištěná odpadní voda vypouštěna do vod podzemních.

V tomto nařízení jsou limity přísnější a jsou stanoveny pro ČOV do velikosti do 10 EO na přípustné koncentraci ve výši 30 mg/l. Tento limit byl překročen během sledovaného období jednou (08.03.2023).

V kapitole 5.1.3. jsou uvedeny výsledky měření koncentrací nerozpuštěných látek. Průměrné hodnoty činily za sledované období na přítoku 28,7 mg/l, na odtoku 7,26 mg/l a účinnost čištění odpadní vody 75,9 %.

Korkusuz et al. (2004) uvádí koncentrace NL na přítoku u čistíren z vybraných zemí v rozmezí od 48,2 až 225 mg/l. Vymazal (2009) sledoval koncentrace NL u 66 kořenových čistíren v České republice a uvádí průměrné hodnoty na přítoku 185 mg/l. Čížková et al. (2017) uvádí pro 91 KČOV průměrné koncentrace na přítoku v hodnotách 176 mg/l. Vstupní koncentrace NL jsou tedy nižší, než je uvedený průměr. Nicméně se blíží hodnotám Korkusuze et al. (2004), který srovnával domovní kořenové čistírny, oproti Čížkové et. al (2017) a Vymazala (2009), jejichž data zahrnují převážně obecní kořenové čistírny s různorodou velikostí (do 500 EO).

Vymazal (2009) uvádí ve svém srovnání průměrnou účinnost čištění ve výši 82,1 %, Čížková et al. (2017) uvádí průměrnou účinnost 83,3 %. Korkusuz et al. (2004) ve svém experimentu stanovil účinnost eliminace NL menší kořenové čistírny (plocha 30 m²) s vertikálním podpovrchovým tokem a šterkovou výplní 62 %. Naproti tomu Sengorur a Ozdemir (2006) uvádí pro vertikální obecní kořenovou čistírnu pro 800 EO průměrnou účinnost 95 %. Z uvedených dat je možno shrnout, že účinnost čištění 75,9 % je nižší v porovnání studií Vymazala (2007), Čížkové et. Al (2017) i Sengorura a Ozdemira (2006). Jejich data ale zahrnují převážně obecní kořenové čistírny. Naopak ve srovnání s Korkusuzem et al. (2004), v jehož experimentu se jednalo o podobný vertikální systém kořenové čistírny, byla účinnost čištění vyšší. Je třeba poznamenat, že kolmatace filtru, jeho renovace a opětovné vysazení vegetace (viz kapitola 5.1.) ovlivnilo výsledky z měření dne 08. 03. 2023, kdy byla účinnost 33,3 %. Výsledky z tohoto data také překročily limit daný nařízením vlády č. 57/2016 Sb. Pokud by se nezapočítaly výsledky z měření z měsíce března, byla by účinnost čištění NL téměř 78,3 %, tedy podobně jako u Vymazala (2009) a Čížkové et al. (2017).

7.1.4 Amoniakální dusík

Dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., které stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod pro čistírny do velikosti 500 EO neexistují žádné emisní limity pro znečištění N_{amon} . Nařízení vlády č. 57/2016 Sb. stanovuje ukazatele a hodnoty přípustného znečištění pro ČOV, kde je vyčištěná odpadní voda vypouštěna do vod podzemních. Emisní limity pro čistírny do velikosti 50 EO činí 20 mg/l. Vyčištěná voda ze sledované KČOV, která není zužitkována na zálivku vegetace, je z akumulací nádrže vypouštěna skrz zemní filtr do podzemních vod.

Dle výsledků uvedených v kapitole 5.1.4 byly průměrné hodnoty koncentrace N_{amon} za sledované období na přítoku 147,9 mg/l, na odtoku 35,7 mg/l s účinností čištění 74,5 %. Kolmatace filtru, jeho renovace a opětovné vysazení vegetace (viz kapitola 5.1.) ovlivnilo výsledky z měření dne 08. 03. 2023 a 22. 03. 2023, kdy jsou zřetelné vysoké koncentrace N_{amon} . V následujících měsících byla účinnost čištění znatelně vyšší a hodnoty na výstupu nižší. Pokud se hodnoty koncentrací z března 2023 nezapočítají, je medián odtokových hodnot 30,0 mg/l a

povolený limit je překročen o 10 mg/l. Pro zajištění vyšší kvality čištění byl do kořenové čistírny instalován druhý okruh čištění. Tento recirkulační systém průběžně vrací vodu z akumulární nádrže zpět do pulzní šachty, z které je voda společně s vodou ze septiku opětovně dávkována do kořenového filtru. Tato druhá fáze čištění odpadní vody by měla zajistit splnění hodnot přípustného znečištění N_{amon} . V této práci nebyl systém aktivován, určitě by bylo vhodné při následném výzkumu zhodnotit účinnost čištění při aktivovaném recirkulačním okruhu.

Korkusuz et al. (2004) srovnává domovní odpadní vody, které jsou přiváděny na kořenové čistírny z několika vybraných zemí. Koncentrace N_{amon} na přítoku se pohybují v rozmezí od 5,98 až 80,50 mg/l. Vymazal (2009) zmiňuje průměrné koncentrace N_{amon} u 53 kořenových čistíren v České republice za období 1989–2007 v hodnotách 31,3 mg/l na přítoku a 18,8 mg/l na odtoku s průměrnou účinností čištění 30,4 %. Čížková et al (2017) uvádí průměrné koncentrace N_{amon} pro 75 KČOV s horizontálním průtokem v období 1992–2015. Průměrné hodnoty na přítoku činí 32 mg/l, na odtoku 17,2 mg/l a účinnost 35,2 %. Thalla et al. (2009) ve svém experimentu sledovali účinnost čištění u KČOV s horizontálním i vertikálním tokem. V případě N_{amon} je účinnost čištění u horizontálního systému 67 %, u vertikálního 84,5 %. Uvedené hodnoty poukazují na vyšší účinnost čištění u vertikálně protékaných filtrů, čemuž se věnuje i kapitola 3.4.1.2. Koncentrace amoniakálního dusíku v tomto systému klesají, jelikož jsou zde vhodné aerobní podmínky pro nitrifikaci. Amoniakální dusík se tak částečně může zabudovávat do těl organismů, které ho využijí jako zdroj energie. Z části může být využit i rostlinami (Lee et al. 2009).

Hodnoty na přítoku jsou u předmětné KČOV výrazně vyšší, než je tomu u Vymazala (2009), Čížkové et al. (2017) i Korkusuze et al. (2004). Důvodem pro vysoké hodnoty koncentrací N_{amon} na přítoku může být skutečnost, že se jedná o malou kořenovou čistírnu, určenou výhradně pro odpadní vody z domácnosti, které nejsou naředěny dešťovou vodou.

7.1.5 Dusitanový dusík

Průměrné koncentrace $N-NO_2^-$ na přítoku za celé měřené období činí na přítoku 0,04 mg/l.

Na odtoku se koncentrace pohybovaly v rozmezí od 0,0 mg/l ze dne 27. 06. 2023, 12. 07. 2023 a 26. 07. 2027 po maximum 22,00 mg/l ze dne 14.06.2023. Průměrná hodnota koncentrací $N-NO_2^-$ za celé měřené období na odtoku činí 5,5 mg/l.

Dusitany ve vodách vznikají obvykle jako přechodný člen v cyklu dusíku při biologické redukci dusičnanů či při biologické oxidaci amoniakálního dusíku. Proto zpravidla doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík, obvykle ale jen v nízkých koncentracích, neboť jsou velmi nestálé (Horáková et al. 2003). Okolnosti neúplné nitrifikace (viz kapitola 3.7.3) a z toho vyplývající akumulace dusitanů jsou spojeny buďto se stimulací *Nitrosomonas* (1. stupeň nitrifikace) nebo s inhibicí *Nitrobacter* (2. stupeň nitrifikace) (Malá, 2008).

Zvýšený výskyt dusitanového dusíku na odtoku naznačuje problémy v důsledku nedostatku kyslíku, případně určité změny u nitrifikačních organismů. To poté vede k neúplnému průběhu nitrifikace amoniakálního dusíku (Spokas et al. 2010). Také to může indikovat nevhodné podmínky pro denitrifikaci (Betlach & Tiedje, 1981).

7.1.6 Dusičnanový dusík

Odstraňování dusíku (amoniakálního nebo dusičnanového) v kořenových čistírnách je závislé na režimu průtoku vody, složení substrátu, druhu vegetace, hloubce kořenového lože a použitých provozních parametrech (Madeira et al. 2021). Kořenová čistírna, které se věnuje tato diplomová práce funguje na principu vertikálního zaplavování (viz kapitola 3.4.1.2).

Podmínky, při nichž dochází ke snížení koncentrace amoniakálního dusíku a zvýšení dusičnanového dusíku značí probíhající nitrifikaci. Je zde také předpoklad, že procesy probíhají v aerobním prostředí (Lee et al. 2009).

Na druhé straně je v tomto prostředí problém s denitrifikací, pro něž je nutné anoxické prostředí. Prostředí vhodné pro denitrifikaci poskytuje kořenový filtr s horizontálním průtokem (Vymazal 2009).

Jak je uvedeno v kapitole 5.1.8., průměrné koncentrace $N-NO_3^-$ na přítoku za celé měřené období činí na přítoku 0,37 mg/l. Průměrná hodnota koncentrací na odtoku činí 14,3 mg/l.

Z výsledků měření, kdy na přítoku byly většinou nulové hodnoty dusičnanů a na odtoku byly koncentrace vyšší vyplývá, že v daném prostředí patrně nefunguje dobře denitrifikace. Důvodem je zmíněné aerobní prostředí ve vertikálním vegetačním filtru.

7.1.7 Celkový dusík

Dle výsledků uvedených v kapitole 5.1.6 byly průměrné hodnoty N_{celk} za sledované období na přítoku 134,4 mg/l, na odtoku 69,3 mg/l a průměrná účinnost čištění činí 48 %.

Pro hodnoty koncentrace celkového dusíku nejsou pro ČOV do velikosti 500 EO stanoveny ukazatele a hodnoty přípustného znečištění. Emisní limity jsou stanoveny až pro ČOV o velikosti přesahující 10 000 EO.

Korkusuz et al. (2004) uvádí koncentrace celkového dusíku na přítoku v rozmezí od 16,9 až 115 mg/l. V porovnání s těmito výsledky se koncentrace na přítoku jeví jako poměrně vysoké. Podobně jako v kapitole zabývající se hodnotami amonného dusíku je třeba uvést, že se jedná o malou kořenovou čistírnu, určenou výhradně pro odpadní vody z domácnosti, které nejsou naředěny dešťovou vodou.

Vymazal (2009) zmiňuje průměrné koncentrace N_{celk} u 22 kořenových čistíren v České republice za období 1989–2007 v hodnotách 49,8 mg/l na přítoku a 25,4 mg/l na odtoku. Účinnost čištění je v průměru 44,9 %. Stefanakis et al. (2014) zmiňuje průměrnou účinnost vertikálních systémů 44,6 %. Průměrná účinnost kořenové čistírny je tedy srovnatelná s výsledky uvedených autorů.

Nicméně Zhu et al. (2012) ve svém experimentu porovnávají účinnost domácích vertikálních čistíren s přidavným systémem aerace kořenového filtru. Při použití této technologie udávají účinnost pro odstranění celkového dusíku 89,9 %. Gikas & Tsihrintzis (2012) uvádí průměrnou účinnost N_{celk} v malé kořenové čistírně (8 EO) s vertikálním uspořádáním dokonce 90,8 %.

Jedná se o systém dvou vertikálních kořenových polí s dočištěním v nádrži se zeolitovým filtračním materiálem.

7.1.8 Celkový fosfor

Průměrné koncentrace P_{celk} (viz kapitola 5.1.5) na přítoku za celé měřené období činí na přítoku 12,40 mg/l, na odtoku činí 9,88 mg/l a účinnost čištění je ve výši 19,53 %.

Pro čistírny do 500 EO nejsou v současné době stanoveny žádné hodnoty pro znečištění. Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. stanovuje emisní limity přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod až pro čistírny o velikosti přesahující 2 000 EO.

Korkusuz et al. (2004) porovnává výsledky studií z několika vybraných zemí. U přítoku odpadních vod na kořenové čistírny se koncentrace celkového fosforu pohybují v rozmezí od 4,41 až do 15,9 mg/l. Průměrné koncentrace celkového fosforu se pohybují v daném rozmezí.

Vymazal (2009) zmiňuje průměrné koncentrace P_{celk} u 50 kořenových čistíren v České republice za období 1989–2007 v hodnotách 6,8 mg/l na přítoku a 3,9 mg/l na odtoku. Účinnost čištění je v průměru 33,5 %. Čížková et al. (2017) uvádí pro sledovaných 65 KČOV mezi lety 1992-2015 pro hodnoty P_{celk} koncentrace 6,35 mg/l na přítoku, 3,52 mg/l na odtoku a účinnost 36,6 %. Korkusuz et al. (2004) ve svém experimentu stanovil účinnost eliminace celkového fosforu u menší kořenové čistírny (plocha 30 m²) s vertikálním podpovrchovým tokem a štěrkovou výplní 8,82 %, naproti tomu Zhu et al. (2012) ve svém experimentu porovnávají účinnost domácích vertikálních čistíren s přídatným systémem aerace kořenového filtru. Při použití této technologie udávají účinnost pro odstranění celkového fosforu 77,9 %.

Koncentrace celkového fosforu tedy nedosahují výsledkům ani účinnosti Vymazala a Čížkové et al. a Zhu et al. (2012). Účinnost je však vyšší oproti Korkusuz et al. (2004). Důvodem může být skutečnost, že se jedná o malé domácí čistírny, odpadní vody nejsou naředěny jinými, zejména dešťovými vodami. Dále také skutečnost, že se v domácnosti používá pračka i myčka nádobí, tedy domácí spotřebiče, které jsou zdrojem polyfosforečnanů (Horáková et al. 2003).

7.1.9 Zhodnocení výsledků ve vztahu k vytyčeným hypotézám

V rámci diplomové práce byly stanoveny tři hypotézy, jež je třeba po zhodnocení výsledků z pozorování kořenové čistírny potvrdit, či zamítnout.

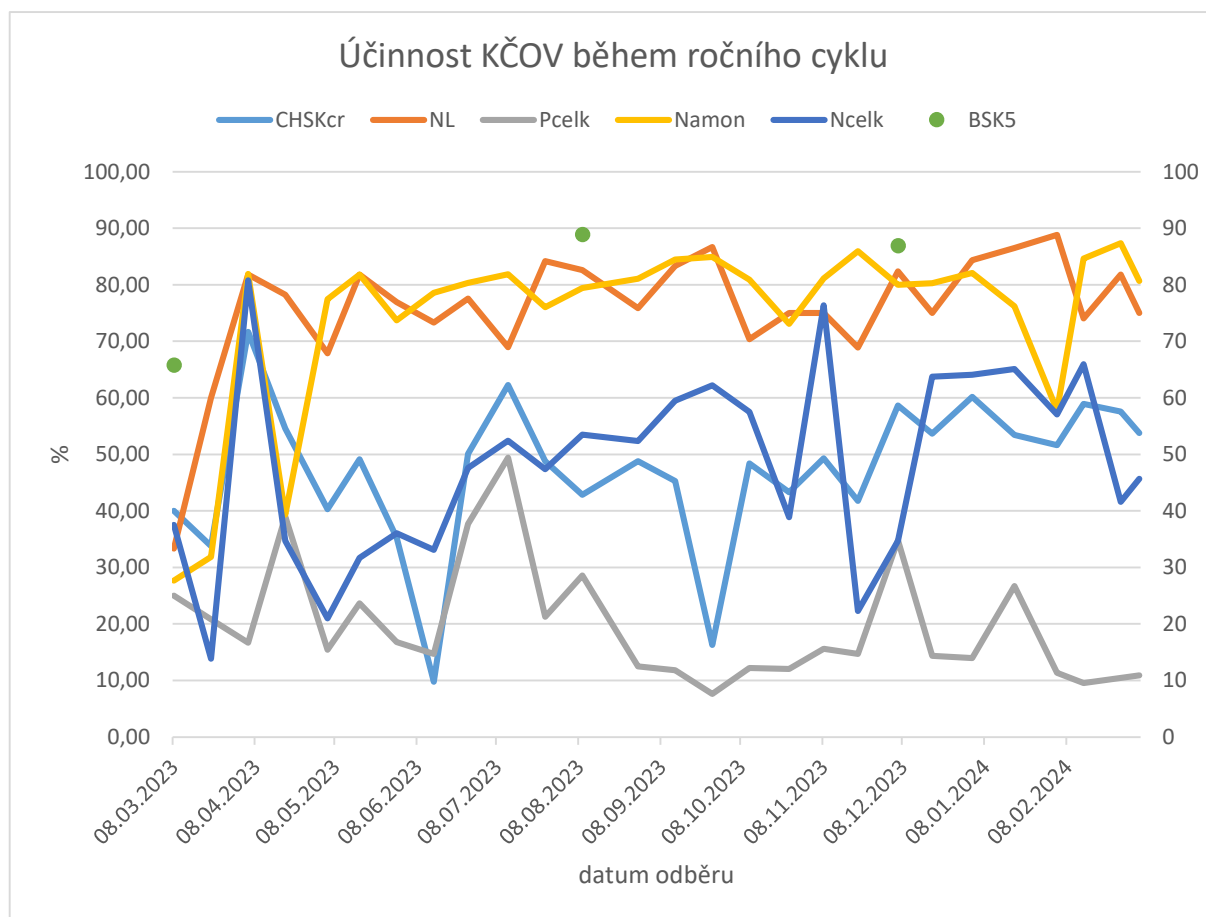
Jedna z hypotéz tvrdí, že hodnocená domovní čistírna odpadní vody je schopna dlouhodobě docílit kvalitu vyčištěné odpadní vody v ukazatelích chemická spotřeba kyslíku a nerozpuštěných látek na úrovni požadované současnou legislativou České republiky. Měření u všech odebraných vzorků prokázalo splnění všech legislativních limitů u obou ukazatelů. Tato hypotéza byla tedy potvrzena.

Druhá hypotéza tvrdí, že hodnocená kořenová čistírna odpadní vody je schopna významným způsobem snížit obsah sloučenin dusíku ve zpracovávané vodě. V případě amoniakálního dusíku byla laboratorním vyhodnocením vzorků odpadní vody za sledovaný rok vypočtena průměrná účinností čištění téměř 75 %. Jedná se tedy o významné snížení obsahu amoniakálního dusíku, což je způsobeno zejména principem čištění u vertikálního kořenového

filtru. V případě celkového dusíku se jedná o účinnost odstranění téměř 50 %. U obou forem dusíkatých látek lze konstatovat, že se jedná o významné snížení a hypotézu lze potvrdit.

Poslední hypotéza tvrdí, že efektivita čištění odpadní vody ve sledované kořenové čistírně bude ovlivněna ročním obdobím. Průkaznost hodnocení byla ověřena F-testem a následně dvouvýběrovým T-testem pro ukazatele $CHSK_{Cr}$, NL a N_{amon} . Účinnost čištění ukazatelů $CHSK_{Cr}$, NL, P_{celk} , N_{amon} , N_{celk} během ročního cyklu je znázorněna v grafu na obr. 29.

Nejvyšší účinnost čištění je zřetelná u BSK_5 (průměr 80,6 %), NL (průměr 75,9 %) a N_{amon} (průměr 74,5 %). Nejhorší naopak u P_{celk} (průměr 19,5 %). U všech parametrů bylo prokázáno, že sezónní účinnosti se neliší. Hypotézu, která tvrdí, že efektivita čištění odpadní vody ve sledované KČOV bude ovlivněna ročním obdobím nelze potvrdit.



Obr. 28: Účinnost KČOV Žďár 15 v období 08.03.2023 – 06.03.2024

8 Závěr

- Kořenové čistírny odpadních vod jsou jednou z alternativ pro čištění odpadních vod u decentralizovaných objektů. Jedná se o uměle vytvořené mokřady, které fungují jako umělé ekosystémy fungující na principu samočištění. V rámci práce byla vyhodnocena účinnost kořenové čistírny s vertikálním uspořádáním u rodinného domu v obci Radíč – Žďár ve středních Čechách. V průběhu jednoho ročního cyklu, v období březen/2023 až březen/2024, byly odebrány vzorky na přítoku a odtoku filtračního pole čistírny, a to ve čtrnáctidenních intervalech. Ve vzorcích byly sledovány základní ukazatele znečištění odpadních vod. Konkrétně BSK₅, CHSK, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík, celkový dusík a celkový fosfor.
- Výsledky potvrdily, že účinnost čištění je dostatečná pro organické látky. Průměrná účinnost odstranění BSK činila 80,6 %. Výsledky jsou srovnatelné s čistírnami podobných parametrů. Průměrné hodnoty na výstupu činily 12,9 mg/l. U parametru CHSK byla průměrná účinnost čištění nižší, a to 47,4 %. Také průměrné vstupní hodnoty na přítoku, které činily 167 mg/l byly poměrně nízké. Zákonné limity pro danou ČOV byly splněny u obou parametrů.
- U nerozpuštěných látek byly koncentrace na přítoku do kořenového filtru nižší, než je obvyklý průměr (28,7 mg/l). Průměrná účinnost odstranění nerozpuštěných látek činila 75,9 %. V případě, že se do průměru nezapočítají výsledky z měsíce března, 2023 činila by průměrná účinnost 78,3 %. Zákonné limity byly u nerozpuštěných látek splněny.
- Z jednotlivých forem dusíku v odpadní vodě byly analyzovány amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík a celkový dusík. U amoniakálního dusíku byly poměrně vysoké koncentrace na přítoku (147,9 mg/l), což může být zapříčiněno skutečností, že se jedná o malou kořenovou čistírnu pro odpadní vody z domácnosti, které nejsou ředěny dešťovou vodou. Na druhé straně průměrná účinnost 74,5 % ukazuje, že vertikální kořenový filtr zvládá velice dobře snižovat koncentrace amoniakálního dusíku. Nicméně vzhledem k vysokým koncentracím na přítoku nebyly splněny limity pro vypouštění do vod podzemních. V kořenové čistírně je instalován recirkulační systém, který vrací vodu zpět do pulzní šachty, odkud je opětovně dávkována k čištění v kořenovém filtru. Tento prvek nebyl v rámci tohoto výzkumu aktivován. U celkového dusíku byla průměrná účinnost 48 %, což je srovnatelný výsledek s kořenovými čistírnami podobných parametrů. Dusičnanový dusík byl na výstupu vyšší než na přítoku, z čehož vyplývá, že v daném prostředí patrně nefunguje dobře denitrifikace. Důvodem je aerobní prostředí ve vertikálním vegetačním filtru.
- Průměrná účinnost odstranění u celkového fosforu dosáhla hodnoty 19,5 %. Jedná se o nízkou hodnotu a potvrdilo se, že efektivita odstraňování fosforu v umělých mokřadech se obecně pohybuje na velmi nízké úrovni.
- V rámci diplomové práce bylo rovněž prokázáno, že z pohledu sezónní dynamiky nemá roční období zásadnější vliv na účinnost procesu čištění ve sledovaném zařízení.

9 Literatura

Alnaimy MA, Shahin SA, Vranayova Z, Zelenakova M, Abdel-Hamed EM. 2021. Long-Term Impact of Wastewater Irrigation on Soil Pollution and Degradation: A Case Study from Egypt. *Water* 13(16) (2245) DOI: <https://doi.org/10.3390/w13162245>

Ambrožová J, 2004, Mikrobiologie v technologii vod. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha

Betlach MR, Tiedje JM. 1981. Kinetic Explanation for Accumulation of Nitrite, Nitric Oxide, and Nitrous Oxide During Bacterial Denitrification. *Applied and Environmental Microbiology*. 42(6): 1074-1084

Brix H. 2003. Plants used in constructed wetlands and their functions. Proceedings of the First International Seminar on the use of Aquatic macrophytes for Wastewater treatment in constructed wetlands. Available from: https://www.researchgate.net/publication/230563384_Plants_used_in_constructed_wetlands_and_their_functions (accessed March 2024)

Capodaglio AG. 2017. Integrated, Decentralized Wastewater Management for Resource Recovery in Rural and Peri-Urban Areas. *Resources*. 6 (2) (22), DOI: <https://doi.org/10.3390/resources6020022>

Čeleda M. 2018. Hydrogeologické posouzení v lokalitě Radíč – místní část Pazderna. Likvidace vyčištěné vody ze septiku s kořenovým filtrem, parcely č. 3350, 3351, 3386 a 3387 – k.ú. Radíč (okres Příbram), Příbram

Český statistický úřad. 2023. Vodovody, kanalizace a vodní toky – 2022. Český statistický úřad Available from: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2022> (accessed April 2024).

Čížková H, Vlasáková L, Květ J. 2017. Mokřady Ekologie, ochrana a udržitelné využívání. Episteme edice Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice

Fitch MW. 2014. 3.14 – Constructed Wetlands. *Comprehensive Water Quality and Purification*. 3: 268-295

Gikas D, Tsihrintzis VA. 2012. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*. 44: 337-343

Hatvany MG. 2020. Wetlands and Reclamation. *International Encyclopedia of Human Geography* (127992416): DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-008044910-4.00589-7>

- Hodson ME. 2004. Heavy metals—Geochemical bogey man. *Environmental Pollution*. 129(3): 341-343
- Horáková M, Janda V, Koller J, Kollerová L, Koubíková Jana. 2003. *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha
- Hubalová P, Mertová D. 2023. Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2022. Ministerstvo zemědělství, Praha. Available from https://eagri.cz/public/portal/-a30658---eg0-7RRg/modra-zprava-2022?_linka=a540704 (accessed March 2024)
- Chirisa I, Bandaiko E, Matamanda A, Mandisvika G. 2017. Decentralized domestic wastewater systems in developing countries: the case study of Harare (Zimbabwe). *Applied Water Science* 7(3): 1069-1078
- Kadlec R, Wallace SD. 2009. *Treatment wetlands*. 2nd ed. Taylor & Francis Group, Boca Raton
- Korkusuz EA, Beklioglu M, Demirer GN. 2004. Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*. 28: 333-344
- Křiška M, Němcová M 2015. Kořenové čistírny odpadních vod, metodická příručka pro povolování, návrh, realizaci a provoz. Vysoké učení technické v Brně, Brno
- Kröpfelová L, Vymazal J, Švehla J, Štíchová J. 2009. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech republic. *Environmental Pollution*. 157: 1186-1194
- Lee ChG, Fletcher TD, Sun G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*. 9(1): 11-22
- Madeira L, Carvalho F, Teixeira MR, Ribeiro C, Almeida A. 2021. Vertical flow constructed wetland as a green solution for low biodegradable and high nitrogen wastewater: A case study of explosives industry. *Chemosphere*. 272 (e129871) DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129871>
- Malá J, 2008. Odstranění dusíku z vod s vysokou koncentrací amonných solí a nízkou koncentrací biologicky rozložitelné organické hmoty v SB-reaktoru. Vysoké učení technické v Brně, Brno
- McInnes R, Kenza M, Pritchard D. 2017. Ramsar and World Heritage Conventions: Converging towards success. Ramsar Convention Secretariat, Gland

Mlejnská E, Rozkošný M, Baudišová D. 2015. Optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, Praha

Němcová M, Křiška-Dunajský M. 2016. Kořenové čistírny – rekapitulace a budoucnost v České republice. Vodní hospodářství. **2**: 14-20.

Nishu, Kumar S. 2023. Smart and innovative nanotechnology applications for water purification. Hybrid advances 3 (100044) DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hybadv.2023.100044>

Novák L, Beneš O. 2017. Limity biologické čistitelnosti odpadních vod. Vodní hospodářství. Vodní hospodářství, Praha. Available from: <https://vodnihospodarstvi.cz/limity-biologicke-cistitelnosti-odpadnich-vod> (accessed March 2024).

Patrick jr WH, Mikkelsen DS, Wells BR. 1985. Plant Nutrient Behavior in Flooded Soil. O.P. Engelstad. Available from: <https://doi.org/10.2136/1985.fertilizertechnology.c6> (accessed March 2024).

Pitter P. 2009. Hydrochemie. celostátní vysokoškolská učebnice pro studenty vysokých škol chemickotechnologických oborů. 4. Aktualizované vydání. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

Pitter P. 2015. Hydrochemie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha

Richter P, Skaloš J. 2021. Sledování změn mokřadů: v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843-2015. Vodní Hospodářství, Praha. Available from: <https://vodnihospodarstvi.cz/sledovani-zmen-mokradu> (accessed March 2024)

Rozkošný M, Křiška M, Šálek J. 2010. Možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod a posouzení vlivu předčištění. Vodní hospodářství. **60(5)**: 116-121

Sengorur B, Ozdemir S. 2006. Performance of a constructed wetland system for the treatment of domestic wastewater. Fresenius Environmental Bulletin. **15(3)**: 242-244

Shukla R, Gupta D, Singh G, Mishra VK. 2021. Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. Sustainable Environment Research. Available from <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7> (accessed April 2024)

Skalar Analytical B.V. 2023 FORMACS™ Series Analyzátory celkového organického uhlíku (TOC) / celkového dusíku (TN). Scalar Analytical B.V. Available from <https://www.skalar.com/cs/analyzatory/formacs-series-toc-tn-analyzatory-pro-kapalne-vzorky> (accessed March 2024)

Sobíšek B. et al. 1993. Meteorologický slovník výkladový a terminologický. Academia, Praha

Spokas LA, Veneman PLM, Simkins SC, Long SC. 2010. Performance Evaluation of a Constructed Wetland Treating High-Ammonium Primary Domestic Wastewater Effluent. *Water Environment Research*. 82(7): 592-600

Stefanakis A, Akrotos ChS, Tsihrintzis VA. 2014. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Elsevier, Oxford

Stottmeister U, Wiessner A, Kusch P, Kappelmeyer U, Kastner M, Bederski O, Muller RA, Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*. 22(1): 93-117

Šálek J, Tlapák V. 2006. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. Informační centrum ČKAIT, Praha

Švehla P, Tlustoš P, Balík J. 2007. Opadní vody. Vyd. 2., přeprac. Česká zemědělská univerzita, katedra agrochemie a výživy rostlin, Praha

Thalla AK, Devatha CP, Anagh K, Sony E. 2019. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. *Applied Water Science*. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9> (accessed April 2024)

Tilley E, Ulrich L, Lüthi C, Reymond P, Schertenleib R, Zurbrügg C. 2014. Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf

United Nations Publications, UN-Water. 2018. Sustainable Development Goal 6, Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation. Available from: https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/19901SDG6_SR2018_web_3.pdf (accessed March 2024)

Vaněk V, Stodola J. 1987. 100 nejkrásnějších – Vodní a vlhkomilné rostliny. Státní zemědělské nakladatelství, Praha

Vymazal J. 2004. Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI, Třeboň. Available from: <https://www.enki.cz/cs/publikace/ke-stazeni> (accessed March 2024)

Vymazal J, Švehla J, Kröpfelová L, Chrastný V. 2007. Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands. *Science of the Total Environment*. **380**: 154-162

Vymazal J, Kröpfelová L. 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Dordrecht

Vymazal J, Kröpfelová L. 2008b. Nitrogen and phosphorus standing stock in *Phalaris arundinacea* and *Phragmites australis* in a constructed treatment wetland: 3-year study. *Archives of Agronomy and Soil Science*. **54**: 297-308

Vymazal J. 2009. Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice. *Vodní hospodářství*. **4**: 113-118

Vymazal J. 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, *Water* **2(3)**: 530-549

Vymazal J. 2011. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. *Environmental Science & Technology* **45**: 61-69

Vymazal J. 2011b. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*. **674(1)**: 133-156

Vymazal J. 2013. Plants in constructed, restored and created wetlands. *Ecological Engineering*. **61**: 501-504

9.1.1 Legislativní dokumenty

Ministerstvo zahraničních věcí. 1990. Sdělení Federálního ministerstva zahraničních věcí č. 396/1990 Sb., o sjednání Úmluvy o mokřadech majících mezinárodní význam zejména jako biotopy vodního ptactva a Protokolu o její změně. Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1990-396> (accessed March 2024)

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401> (accessed March 2024)

Nařízení vlády č. 57/2016 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních. Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-57> (accessed March 2024)

Zákon č. 20/2004 Sb., kterým se mění zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-20> (accessed March 2024)

Ministerstvo životního prostředí. 2008. Metodický pokyn č. ZP14/2008, ke vzorkování odpadů. Available from: www.aspi.cz (accessed March 2024)

Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů. Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-274> (accessed March 2024)

Vyhláška č. 328/2018 Sb., Vyhláška o postupu pro určování znečištění odpadních vod, provádění odečtů množství znečištění a měření objemu vypouštěných odpadních vod do vod povrchových. Available from: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-328> (accessed March 2024)

9.1.2 Seznam obrázků

Obr. 1: Schematické rozdělení umělých mokřadů, převzato a upraveno z Stefanakis et al. (2014).....	14
Obr. 2: Schéma umělého mokřadu s volně plovoucími rostlinami. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)	14
Obr. 3: Schéma umělého mokřadu s rostlinami s plovoucími listy. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)	15
Obr. 4: Schéma umělého mokřadu s ponořenou (submerzní) vegetací. Převzato a upraveno z Vymazal & Kröpfelová (2008)	16
Obr. 5: <i>schematické zobrazení horizontální kořenové čistírny. Převzato a upraveno z Tilley et al. (2014)</i>	18
Obr. 6: <i>schematické zobrazení vertikální kořenové čistírny. Převzato a upraveno z Tilley et al. (2014)</i>	19
Obr. 7: mapa s vyznačením umístění KČOV (zdroj projektová dokumentace Ing. Libor Teplý)	37
Obr. 8: ortofotomapa s vyznačením umístění KČOV (zdroj: www.googlemaps.com).....	37
Obr. 9: Spotřeba vody během ročního cyklu, srovnání s domácností srovnatelné velikosti v Praze.	38
Obr. 10: Situační zobrazení KČOV Žďár 15, převzato z projektové dokumentace Ing. Libor Teplý	39
Obr. 11: fotosekvence vypouštění dávky odpadní vody z pulzní šachty do kořenového filtru, zdroj archiv autora (2023)	40

Obr. 12: foto z průběhu stavby - rozvod vody na ploše kořenového filtru, zdroj: archiv autora (2019).....	41
Obr. 13: kořenový filtr z 23.07.2022. Zdroj archiv autora (2022).....	42
Obr. 14: Místa odběrů odpadní vody na KČOV, převzato a upraveno ze stavební dokumentace Ing. Libor Teplý (2019)	43
Obr. 15: Zachycovací nádoby pro odběry vzorků, zdroj archiv autora (2023)	44
Obr. 16: kolmatace rozvodového potrubí kořenového filtru. Zdroj: archiv autora ze dne 24-26.02.2023	45
Obr. 17: stanovení CHSK na spektrofotometru HACH DR3900. Foto: archiv autora	47
Obr. 18: Zbarvení proměřovaných naředěných roztoků vzorků odpadní vody, zdroj: foto archiv autora	48
Obr. 19: varné lázně pro odpaření vzorku. Zdroj: foto archiv autora.....	51
Obr. 20: hodnoty CHSK _{Cr} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	54
Obr. 21: hodnoty BSK jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	55
Obr. 22: koncentrace NL jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	56
Obr. 23: koncentrace N _{amon} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	57
Obr. 245: koncentrace N-NO ₃ ⁻ jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	58
Obr. 256: koncentrace N _{celk} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024.	59
Obrázek 267: koncentrace P _{celk} jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024	60
Obr. 27: hodnoty pH jednotlivých odběrů na přítoku a odtoku KČOV Žďár 15, v období 08.03.2023 – 06.03.2024	60
Obr. 28: Účinnost KČOV Žďár 15 v období 08.03.2023 – 06.03.2024.....	67

10 Seznam použitých zkratk a symbolů

BSK ₅	biochemická spotřeba kyslíku
CHSK _{Cr}	chemická spotřeba kyslíku
EO	ekvivalentní obyvatel
ČOV	čistírna odpadních vod
KČOV	kořenová čistírna odpadních vod
NL	nerozpuštěné látky
VL	veškeré látky
RL	rozpuštěné látky
N _{amon}	amoniakální dusík
P _{celk}	celkový fosfor
N _{celk}	celkový dusík
N-NO ₂ ⁻	dusitanový dusík
N-NO ₃ ⁻	dusičnanový dusík

11 Samostatné přílohy

Příloha č. 1: Porovnání spotřeby vody

Spotřeba vody (litry)		
Datum	Žďár	Praha
01.03.2023	0,0	0,0
08.03.2023	3382,0	3854,0
15.03.2023	4659,0	3579,0
22.03.2023	3656,0	4316,0
29.03.2023	3894,0	3510,0
05.04.2023	3590,0	3590,0
12.04.2023	3687,0	3249,0
19.04.2023	2805,0	3648,0
26.04.2023	3097,0	4106,0
03.05.2023	4910,0	3272,0
10.05.2023	2080,0	2850,0
17.05.2023	2377,0	3757,0
24.05.2023	2473,0	2877,0
31.05.2023	3666,0	4492,0
07.06.2023	3295,0	3644,0
14.06.2023	3073,0	3402,0
21.06.2023	2976,0	3342,0
28.06.2023	3120,0	3221,0
06.07.2023	3720,0	3277,0
12.07.2023	803,0	1394,0
19.07.2023	2007,0	3559,0
26.07.2023	1755,0	2748,0
02.08.2023	2468,0	2925,0
09.08.2023	2064,0	3413,0
16.08.2023	3123,0	3482,0
30.08.2023	2724,0	5277,0
06.09.2023	3106,0	3285,0
13.09.2023	2450,0	2703,0
21.09.2023	3600,0	3354,0
27.09.2023	3242,0	2787,0
05.10.2023	2878,0	2378,0
11.10.2023	2849,0	2545,0
18.10.2023	2651,0	3464,0
25.10.2023	3061,0	3174,0
01.11.2023	2641,0	2676,0
08.11.2023	3645,0	3614,0
15.11.2023	3833,0	3400,0
22.11.2023	2491,0	3746,0
29.11.2023	1509,0	4186,0
06.12.2023	4014,0	3584,0
13.12.2023	3236,0	3829,0
20.12.2023	3423,0	3454,0
03.01.2024	5958,0	6511,0
11.01.2024	2969,0	4504,0
17.01.2024	2651,0	4003,0
24.01.2024	1836,0	4034,0
31.01.2024	2333,0	4285,0
07.02.2024	3029,0	3652,0
14.02.2024	2142,0	3118,0
28.02.2024	6003,0	6625,0
CELKEM	150954	175695

Příloha č. 2: Průměrné koncentrace a účinnost CHSK_{Cr}

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozbory, které byly provedeny certifikovanou laboratoří 1.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozbory byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

Datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	účinnost
	(mg/l)	(mg/l)	%
08.03.2023	200,00	120,00	40,00
22.03.2023	105,39	69,77	33,80
05.04.2023	105,23	29,79	71,69
19.04.2023	175,30	79,67	54,55
05.05.2023	127,77	76,30	40,28
17.05.2023	139,27	70,82	49,15
31.05.2023	128,90	83,46	35,25
14.06.2023	109,99	99,22	9,79
27.06.2023	149,45	74,61	50,08
12.07.2023	200,13	75,56	62,24
26.07.2023	192,77	98,73	48,78
09.08.2023	210,00	120,00	42,86
30.08.2023	232,66	119,13	48,80
13.09.2023	182,84	100,06	45,27
27.09.2023	174,29	145,90	16,29
11.10.2023	210,32	108,57	48,38
26.10.2023	142,48	80,81	43,28
08.11.2023	175,79	89,17	49,27
21.11.2023	166,76	97,11	41,77
06.12.2023	150,00	62,00	58,67
19.12.2023	157,64	73,02	53,68
03.01.2024	216,54	86,22	60,18
19.01.2024	172,88	80,55	53,41
04.02.2024	174,41	84,39	51,61
14.02.2024	151,96	62,39	58,94
28.02.2024	174,38	74,00	57,56
06.03.2024	169,84	78,54	53,76

Příloha č. 3: Průměrné koncentrace a účinnost BSK₅

Datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	Účinnost
	přítok	odtok	%
08.03.2023	82,000	28,000	65,854
09.08.2023	38,000	4,200	88,947
06.12.2023	49,000	6,400	86,939

Příloha č. 4: Průměrné koncentrace a účinnost NL

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozbory, které byly provedeny certifikovanou laboratoří 1.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozbory byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

Datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	účinnost
	mg/l	mg/l	%
08.03.2023	54,00	36,00	33,33
22.03.2023	17,50	7,00	60,00
05.04.2023	66,00	12,00	81,82
19.04.2023	46,00	10,00	78,26
05.05.2023	28,00	9,00	67,86
17.05.2023	11,00	2,00	81,82
31.05.2023	13,00	3,00	76,92
14.06.2023	15,00	4,00	73,33
27.06.2023	49,00	11,00	77,55
12.07.2023	29,00	9,00	68,97
26.07.2023	38,00	6,00	84,21
09.08.2023	46,00	8,00	82,61
30.08.2023	29,00	7,00	75,86
13.09.2023	6,00	1,00	83,33
27.09.2023	30,00	4,00	86,67
11.10.2023	27,00	8,00	70,37
26.10.2023	32,00	8,00	75,00
08.11.2023	16,00	4,00	75,00
21.11.2023	45,00	14,00	68,89
06.12.2023	34,00	6,00	82,35
19.12.2023	12,00	3,00	75,00
03.01.2024	32,00	5,00	84,38
19.01.2024	37,00	5,00	86,49
04.02.2024	9,00	1,00	88,89
14.02.2024	27,00	7,00	74,07
28.02.2024	11,00	2,00	81,82
06.03.2024	16,00	4,00	75,00

Příloha č. 5: Průměrné koncentrace a účinnost N_{amon}

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozборы, které byly provedeny certifikovanou laboratoří I.SČV a.s., Příbram. Ostatní rozборы byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoří na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

Datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	účinnost
	(mg/l)	(mg/l)	%
08.03.2023	130,00	94,00	27,69
22.03.2023	125,60	85,60	31,85
05.04.2023	109,40	19,80	81,90
19.04.2023	90,00	54,60	39,33
05.05.2023	133,80	30,20	77,43
17.05.2023	152,80	27,80	81,81
31.05.2023	135,40	35,60	73,71
14.06.2023	133,60	28,60	78,59
27.06.2023	195,80	38,50	80,34
12.07.2023	231,60	42,00	81,87
26.07.2023	182,00	43,60	76,04
09.08.2023	180,00	37,00	79,44
30.08.2023	150,80	28,50	81,10
13.09.2023	163,00	25,30	84,48
27.09.2023	178,80	27,00	84,90
11.10.2023	163,40	31,20	80,91
26.10.2023	84,40	22,70	73,10
08.11.2023	169,00	31,90	81,12
21.11.2023	108,80	15,30	85,94
06.12.2023	150,00	30,00	80,00
19.12.2023	148,20	29,20	80,30
03.01.2024	160,40	28,70	82,11
19.01.2024	143,80	34,20	76,22
04.02.2024	129,20	54,50	57,82
14.02.2024	133,60	20,50	84,66
28.02.2024	158,000	19,900	87,41
06.03.2024	151,000	29,200	80,66

Příloha č. 6: Průměrné koncentrace a účinnost P_{celk}

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozbor, které byly provedeny certifikovanou laboratoří I.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozbor byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	účinnost
	(mg/l)	(mg/l)	%
08.03.2023	16,00	12,00	25,00
22.03.2023	10,78	8,54	20,81
05.04.2023	12,91	10,76	16,67
19.04.2023	11,61	7,08	38,99
05.05.2023	11,41	9,65	15,43
17.05.2023	12,54	9,57	23,62
31.05.2023	12,30	10,24	16,76
14.06.2023	11,36	9,69	14,70
27.06.2023	8,40	5,24	37,68
12.07.2023	9,31	4,71	49,41
26.07.2023	13,20	10,40	21,25
09.08.2023	28,00	20,00	28,57
30.08.2023	12,03	10,53	12,47
13.09.2023	12,84	11,32	11,79
27.09.2023	12,47	11,52	7,64
11.10.2023	12,85	11,29	12,18
26.10.2023	12,90	11,35	12,03
08.11.2023	11,42	9,64	15,59
21.11.2023	11,53	9,84	14,71
06.12.2023	23,00	15,00	34,78
19.12.2024	9,26	7,93	14,37
03.01.2024	9,45	8,13	13,94
19.01.2024	10,94	8,02	26,70
04.02.2024	9,66	8,56	11,34
14.02.2024	9,05	8,19	9,51
28.02.2024	9,68	8,67	10,44
06.03.2024	10,00	8,92	10,89

Příloha č. 7: Průměrné koncentrace a účinnost N_{celk}

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozbory, které byly provedeny certifikovanou laboratoří I.SČV a.s., Příbram. Ostatní rozbory byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK	účinnost
	(mg/l)	(mg/l)	%
08.03.2023	160,00	100,00	37,50
22.03.2023	129,90	111,86	13,89
05.04.2023	119,00	22,82	80,83
19.04.2023	130,50	85,26	34,67
05.05.2023	138,27	109,26	20,99
17.05.2023	145,92	99,74	31,65
31.05.2023	143,14	91,59	36,01
14.06.2023	141,29	94,56	33,07
27.06.2023	140,15	73,45	47,59
12.07.2023	151,99	72,37	52,39
26.07.2023	149,19	78,56	47,34
09.08.2023	151,20	77,44	48,78
09.08.2023	200,00	93,00	53,50
30.08.2023	130,27	62,05	52,37
13.09.2023	132,86	53,83	59,49
27.09.2023	141,55	53,50	62,20
11.10.2023	147,77	62,82	57,49
26.10.2023	61,52	37,60	38,88
08.11.2023	146,42	34,63	76,35
21.11.2023	83,49	64,89	22,28
06.12.2023	150,00	98,00	34,67
06.12.2024	140,60	48,56	65,46
19.12.2024	135,60	49,20	63,72
03.01.2024	137,80	49,48	64,09
19.01.2024	133,60	46,62	65,10
04.02.2024	128,30	55,11	57,05
14.02.2024	121,60	41,39	65,96
28.02.2024	113,00	66,00	41,59
06.03.2024	116,00	63,00	45,69

Příloha č. 8: Průměrné koncentrace a účinnost N-NO₂⁻

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozbory, které byly provedeny certifikovanou laboratoří I.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozbory byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoři na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK
	(mg/l)	(mg/l)
08.03.2023	0,077	2,300
22.03.2023	0,056	4,450
05.04.2023	0,008	0,550
19.04.2023	0,032	4,950
05.05.2023	0,029	8,500
17.05.2023	0,084	6,100
31.05.2023	0,023	8,200
14.06.2023	0,026	22,000
27.06.2023	0,028	0,000
12.07.2023	0,022	0,000
26.07.2023	0,033	0,000
09.08.2023	0,050	6,600
30.08.2023	0,079	3,800
13.09.2023	0,019	5,000
27.09.2023	0,024	2,900
11.10.2023	0,021	3,300
26.10.2023	0,020	2,100
08.11.2023	0,025	0,800
21.11.2023	0,013	3,500
06.12.2023	0,056	8,000
19.12.2024	0,028	10,850
03.01.2024	0,023	15,050
19.01.2024	0,020	5,000
04.02.2024	0,031	11,575
14.02.2024	0,093	7,250
28.02.2024	0,054	4,287
06.03.2024	0,019	1,024

Příloha č. 9: Průměrné koncentrace a účinnost N-NO₃⁻

Zeleně zvýrazněné řádky značí rozборы, které byly provedeny certifikovanou laboratoří 1.SčV a.s., Příbram. Ostatní rozборы byly provedeny autorem pod odborným dohledem v laboratoří na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin České zemědělské univerzity v Praze.

datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK
	(mg/l)	(mg/l)
08.03.2023	0,000	5,400
22.03.2023	0,000	8,108
05.04.2023	0,228	1,370
19.04.2023	0,391	0,000
05.05.2023	6,602	33,622
17.05.2023	1,704	31,301
31.05.2023	0,685	18,543
14.06.2023	0,082	22,143
27.06.2023	0,000	7,370
12.07.2023	0,000	4,700
26.07.2023	0,000	6,320
09.08.2023	0,000	25,100
30.08.2023	0,000	5,175
13.09.2023	0,000	8,020
27.09.2023	0,000	0,320
11.10.2023	0,000	4,830
26.10.2023	0,000	1,795
08.11.2023	0,000	8,015
21.11.2023	0,000	1,530
06.12.2023	0,000	24,200
19.12.2024	0,000	5,160
03.01.2024	0,000	6,537
19.01.2024	0,071	4,441
04.02.2024	0,000	3,184
14.02.2024	0,000	5,114
28.02.2024	0,095	66,770
06.03.2024	0,101	77,551

Příloha č. 10: Hodnoty pH

datum odběru	PŘÍTOK	ODTOK
	mg/l	mg/l
08.03.2023	7,500	7,600
22.03.2023	7,611	7,639
05.04.2023	7,592	8,678
19.04.2023	7,432	6,991
05.05.2023	7,762	7,454
17.05.2023	7,801	7,489
31.05.2023	7,728	7,728
14.06.2023	7,553	7,553
27.06.2023	7,693	7,697
12.07.2023	7,666	7,675
26.07.2023	7,689	7,684
09.08.2023	7,684	7,674
30.08.2023	7,687	7,667
13.09.2023	7,677	7,685
27.09.2023	7,685	7,685
11.10.2023	7,680	7,688
26.10.2023	7,682	7,680
08.11.2023	7,683	7,676
21.11.2023	7,674	7,677
06.12.2023	7,700	7,400
19.12.2024	7,974	7,986
03.01.2024	7,954	7,806
19.01.2024	7,803	7,937
04.02.2024	7,753	7,755
14.02.2024	7,841	7,375
28.02.2024	7,653	7,614
06.03.2024	7,448	7,345

Příloha č.: 11 – Sezónní účinnost (letní / zimní)

1) CHSK_{Cr}

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	163,7384615	166,7992308
Rozptyl	1607,483931	796,6231577
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	2,01787246	
P(F<=f) (1)	0,119141535	0,238283069
F krit (1)	2,686637112	

p > 0,05 - rozptyly jsou shodné

Dvouvýběrový t-test s rovností rozptylů

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	163,7384615	166,7992308
Rozptyl	1607,483931	796,6231577
Pozorování	13	13
Společný rozptyl	1202,053544	
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	24	
t Stat	-0,225074015	
P(T<=t) (1)	0,411913555	
t krit (1)	1,71088208	
P(T<=t) (2)	0,82382711	
t krit (2)	2,063898562	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	90,25	80,50307692
Rozptyl	825,886	172,8609897
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	4,777746565	
P(F<=f) (1)	0,005600405	0,011200809
F krit (1)	2,686637112	

p < 0,05 - rozptyly nejsou shodné

Dvouvýběrový t-test s nerovností rozptylů

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	90,25	80,50307692
Rozptyl	825,886	172,8609897
Pozorování	13	13
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	17	
t Stat	1,112101719	
P(T<=t) (1)	0,140804987	
t krit (1)	1,739606726	
P(T<=t) (2)	0,281609973	
t krit (2)	2,109815578	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

2) N_{amon}

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	156,6923077	140,4153846
Rozptyl	1424,817436	571,5764103
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	2,492785584	
P(F<=f) (1)	0,063717867	0,127435734
F krit (1)	2,686637112	

p > 0,05 - rozptyly jsou shodné

Dvouvýběrový t-test s rovností rozptylů

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	156,6923077	140,4153846
Rozptyl	1424,817436	571,5764103
Pozorování	13	13
Společný rozptyl	998,1969231	
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	24	
t Stat	1,313472172	
P(T<=t) (1)	0,100721427	
t krit (1)	1,71088208	
P(T<=t) (2)	0,201442854	
t krit (2)	2,063898562	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	33,73076923	33,3
Rozptyl	87,50064103	336,445
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	0,260074131	
P(F<=f) (1)	0,013627522	0,027255044
F krit (1)	0,372212531	

p < 0,05 - rozptyly nejsou shodné

Dvouvýběrový t-test s nerovností rozptylů

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	33,73076923	33,3
Rozptyl	87,50064103	336,445
Pozorování	13	13
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	18	
t Stat	0,07543298	
P(T<=t) (1)	0,470351139	
t krit (1)	1,734063607	
P(T<=t) (2)	0,940702277	
t krit (2)	2,10092204	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

3) NL

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	31,23076923	24,26923077
Rozptyl	305,8589744	130,275641
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	2,3477833	
P(F<=f) (1)	0,076767866	0,153535731
F krit (1)	2,686637112	

p > 0,05 - rozptyly jsou shodné

Dvouvýběrový t-test s rovností rozptylů

	přítok-léto	přítok-zima
Stř. hodnota	31,23076923	24,26923077
Rozptyl	305,8589744	130,275641
Pozorování	13	13
Společný rozptyl	218,0673077	
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	24	
t Stat	1,201895265	
P(T<=t) (1)	0,120564891	
t krit (1)	1,71088208	
P(T<=t) (2)	0,241129783	
t krit (2)	2,063898562	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

Dvouvýběrový F-test pro rozptyl

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	6,615384615	5,692307692
Rozptyl	12,75641026	11,06410256
Pozorování	13	13
Rozdíl	12	12
F	1,152954809	
P(F<=f) (1)	0,404644677	0,809289354
F krit (1)	2,686637112	

p > 0,05 - rozptyly jsou shodné

Dvouvýběrový t-test s rovností rozptylů

	odtok-léto	odtok-zima
Stř. hodnota	6,615384615	5,692307692
Rozptyl	12,75641026	11,06410256
Pozorování	13	13
Společný rozptyl	11,91025641	
Hyp. rozdíl stř. hc	0	
Rozdíl	24	
t Stat	0,681920924	
P(T<=t) (1)	0,250908743	
t krit (1)	1,71088208	
P(T<=t) (2)	0,501817485	
t krit (2)	2,063898562	

p > 0,05 - není rozdíl mezi létem a zimou

Příloha č.: 12 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 08/03/2023 / přítok



1.SčV, a.s., Ke Kablu 971, 100 00 Praha 10
Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-8082990277/0100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX
Laboratoř odpadních vod

Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1scv.cz

PROTOKOL o zkouškách 352/2023
vzorku číslo: 5477/2023

Zákazník: Kakos Libor
Žďár č.15
Raděč
264 001

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, přítok na KČOV
Upřesnění:
Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos
Příjem provedl: Bulinová Jitka Ing.
Profil místa odběru:
Typ vzorku: směsný 8 h a 1 h
Důvod odběru:
Klasifikace vzorku: odpadní voda

Datum odběru: 8.3.2023 7:00
do: 8.3.2023 15:00
Datum příjmu: 9.3.2023 14:10
Datum zahájení analýz: 9.3.2023
Datum ukončení: 17.3.2023

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.
Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod
Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.
Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.
Symbol "<" vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdávatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
pH	7,5		0,1	SOP-č.CH-01(ČSN ISO 10523)	A
biochemická spotřeba kyslíku	82	mg/l	15%	SOP-č.CH-23(ČSN EN 1899-2)	A
chemická spotřeba kyslíku-Cr	200	mg/l	15%	SOP-č.CH-27(ČSN ISO 15705)	A
fosfor celkový	16	mg/l	15%	SOP-č.CH-26(ČSN EN ISO 6878, kap. 4 a 7)	A
dusík dusičnanový	<1,00	mg/l		SOP-č.CH-05(ČSN ISO 7890-1)	A
dusík-dusitanový	0,077	mg/l	15%	SOP-č.CH-04(ČSN EN 26777)	A
dusík-amoniakální	130	mg/l	10%	SOP-č.CH-03(ČSN ISO 7150-1)	A
dusík anorganický	130	mg/l	10%	SOP-č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
dusík celkový	160	mg/l	10%	SOP-č.CH-24(ČSN EN ISO 11905-1)	A
nerozpuštěné látky sušené - NL (105°C)	54	mg/l	15%	SOP-č.CH-20(ČSN EN 872)	A
rozpuštěné látky sušené - RL (105°C)	790	mg/l	10%	SOP-č.CH-21(ČSN 75 7346, ČSN 75 7347)	A

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedené analýzy.

Příbram, 19.3.2023



Schvaluji:

Ing. Jitka Bulinová
vedoucí laboratoře

Protokol: 352/2023

Strana: 1/2

Příloha č.: 13 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 08/03/2023 / odtok



1.SčV, a.s., Ke Kablu 971, 100 00 Praha 10
Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-8082990277/0100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX
Laboratoř odpadních vod
Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1scv.cz

PROTOKOL o zkouškách 353/2023
vzorku číslo: 5478/2023

Zákazník: Kakos Libor
Žďár č.15
Raděč
264 001

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, odtok z KČOV
Upřesnění:
Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos
Příjem provedl: Bulínová Jitka Ing.
Profil místa odběru:
Typ vzorku: směsný 8 h á 1 h
Důvod odběru:
Klasifikace vzorku: odpadní voda

Datum odběru: 8.3.2023 7:00
do: 8.3.2023 15:00
Datum příjmu: 9.3.2023 14:00
Datum zahájení analýz: 9.3.2023
Datum ukončení: 17.3.2023

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.
Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod
Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.
Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.
Symbol * < * vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdodavatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
pH	7,6		0,1	SOP-2-CH-01(ČSN ISO 10523)	A
biochemická spotřeba kyslíku	28	mg/l	15%	SOP-2-CH-23(ČSN EN 1899-2)	A
chemická spotřeba kyslíku-Cr	120	mg/l	15%	SOP-2-CH-27(ČSN ISO 15705)	A
fosfor celkový	12	mg/l	15%	SOP-2-CH-26(ČSN EN ISO 6878, kap. 4 a 7)	A
dušík dusičnanový	5,40	mg/l	15%	SOP-2-CH-05(ČSN ISO 7890-3)	A
dušík dusitanový	2,3	mg/l	15%	SOP-2-CH-04(ČSN EN 26777)	A
dušík-amoniakální	94	mg/l	10%	SOP-2-CH-03(ČSN ISO 7150-1)	A
dušík anorganický	100	mg/l	10%	SOP-2-CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
dušík celkový	100	mg/l	10%	SOP-2-CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
nerozpuštěné látky sušené - NL (105°C)	36	mg/l	15%	SOP-2-CH-20(ČSN EN 872)	A
rozpuštěné látky sušené - RL (105°C)	840	mg/l	10%	SOP-2-CH-21(ČSN 75 7346, ČSN 75 7347)	A

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedené analýzy.

Příbram, 19.3.2023



Schvalují:

Ing. Jitka Bulínová
vedoucí laboratoře

Protokol: 353/2023 Strana: 1/2

Příloha č.: 14 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 09/08/2023 / přítok



1.SčV, a.s., Ke Kablo 971, 100 00 Praha 10
Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-8082990277/0100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX
Laboratoř odpadních vod

Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1scv.cz

PROTOKOL o zkouškách 1245/2023
vzorku číslo: 6628/2023

Zákazník: Kakos Libor
Žďár č.15
Radě
264 001

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, přítok na KČOV

Datum odběru: 9.8.2023 7:00

Upřesnění:

do: 9.8.2023 15:00

Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos

Datum příjmu: 10.8.2023 13:00

Příjem provedl: Šormová Jana

Datum zahájení analýz: 10.8.2023

Profil místa odběru: Přítok

Datum ukončení: 24.8.2023

Typ vzorku: směsný 8 h a 1 h

Důvod odběru:

Klasifikace vzorku: odpadní voda

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.

Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod

Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.

Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.

Symbol * < * vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdodavatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
biochemická spotřeba kyslíku	38	mg/l	15%	SOP č.CH-23(ČSN EN 1899-2)	A
chemická spotřeba kyslíku-Cr	210	mg/l	15%	SOP č.CH-27(ČSN ISO 15705)	A
fosfor celkový	28	mg/l	15%	SOP č.CH-26(ČSN EN ISO 6878, kap. 4 a 7)	A
dusík dusičnanový	<1,00	mg/l		SOP č.CH-05(ČSN ISO 7890-3)	A
dusík dusitanový	0,050	mg/l	15%	SOP č.CH-04(ČSN EN 26777)	A
dusík amoniakální	180	mg/l	10%	SOP č.CH-03(ČSN ISO 7150-1)	A
dusík anorganický	180	mg/l	10%	SOP č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
dusík celkový	200	mg/l	10%	SOP č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
nerozpuštěné látky sušené - NL (105°C)	46	mg/l	15%	SOP č.CH-20(ČSN EN 872)	A
rozpuštěné látky sušené - RL (105°C)	700	mg/l	10%	SOP č.CH-21(ČSN 75 7346, ČSN 75 7347)	A

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedení analýzy.

Příbram, 15.9.2023



Schvaluji:

Ing. Jitka Bulínová
vedoucí laboratoře

Protokol: 1245/2023 Strana: 1/2

Příloha č.: 15 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 09/08/2023 / odtok



1.SčV, a.s., Ke Kable 971, 100 00 Praha 10
 Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
 u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
 DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-80829902770100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
 podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
 Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX
 Laboratoř odpadních vod
 Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1sev.cz

PROTOKOL o zkouškách 1246/2023
 vzorku číslo: 6629/2023

Zákazník: Kakos Libor
 Žďár č.15
 Radčice
 264 001

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, odtok z KČOV
 Upřesnění:
 Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos
 Příjem provedl: Šormová Jana
 Profil místa odběru:
 Typ vzorku: směsný 8 h á 1 h
 Důvod odběru:
 Klasifikace vzorku: odpadní voda

Datum odběru: 9.8.2023 7:00
 do: 9.8.2023 15:00
 Datum příjmu: 10.8.2023 13:00
 Datum zahájení analýz: 10.8.2023
 Datum ukončení: 24.8.2023

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.
 Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod
 Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.
 Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.
 Symbol * < * vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdodavatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
biochemická spotřeba kyslíku	4,2	mg/l	15%	SOP č.CH-23(ČSN EN 1899-2)	A
chemická spotřeba kyslíku-Cr	120	mg/l	15%	SOP č.CH-27(ČSN ISO 15705)	A
fosfor celkový	20	mg/l	15%	SOP č.CH-26(ČSN EN ISO 6878, kmp. 4 a 7)	A
dusík dusičnanový	25,1	mg/l	15%	SOP č.CH-05(ČSN ISO 7890-3)	A
dusík-dusitanový	6,6	mg/l	15%	SOP č.CH-04(ČSN EN 26777)	A
dusík-amoniakální	37	mg/l	10%	SOP č.CH-03(ČSN ISO 7150-1)	A
dusík anorganický	69	mg/l	10%	SOP č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
dusík celkový	93	mg/l	10%	SOP č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
nerozpuštěné látky sušené - NL (105°C)	8,0	mg/l	15%	SOP č.CH-20(ČSN EN 872)	A
rozpuštěné látky sušené - RL (105°C)	820	mg/l	10%	SOP č.CH-21(ČSN 75 7346, ČSN 75 7347)	A

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedené analýzy.

Příbram, 15.9.2023



Schvaluji:

Ing. Jitka Bulínová
 vedoucí laboratoře

Protokol: 1246/2023 Strana: 1/2

Příloha č.: 16 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 06/12/2023 / přítok



1.SčV, a.s., Ke Kablu 971, 100 00 Praha 10
Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-8082990277/0100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX

Laboratoř odpadních vod

Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1scv.cz

PROTOKOL o zkouškách 1984/2023
vzorku číslo: 7604/2023

Zákazník: Kakos Libor
Žďár č.15
Radčice
264 01

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, přítok na KČOV

Upřesnění:

Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos

Přijem provedl: Šormová Jana

Profil místa odběru: Přítok

Typ vzorku: směsný 8 h a 1 h

Důvod odběru:

Klasifikace vzorku: odpadní voda

Datum odběru: 6.12.2023 7:00
do: 6.12.2023 14:00
Datum příjmu: 7.12.2023 8:30
Datum zahájení analýz: 7.12.2023
Datum ukončení: 20.12.2023

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.
Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod
Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.
Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.
Symbol "<" vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdodavatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
pH	7,7		0,1	SOP-ČH-01(ČSN ISO 10523)	A
biochemická spotřeba kyslíku	49	mg/l	15%	SOP-ČH-23(ČSN EN 1899-2)	A
chemická spotřeba kyslíku-Cr	150	mg/l	15%	SOP-ČH-27(ČSN ISO 15705)	A
fosfor celkový	23	mg/l	15%	SOP-ČH-26(ČSN EN ISO 6878, kap. 4 a 7)	A
dusík dusičnanový	<1,00	mg/l		SOP-ČH-05(ČSN ISO 7890-3)	A
dusík-dusitanový	0,056	mg/l	15%	SOP-ČH-04(ČSN EN 26777)	A
dusík-amoniakální	150	mg/l	10%	SOP-ČH-03(ČSN ISO 7150-1)	A
dusík anorganický	150	mg/l	10%	SOP-ČH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
dusík celkový	150	mg/l	10%	SOP-ČH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	A
nerozpuštěné látky sušené - NI. (105°C)	34	mg/l	15%	SOP-ČH-20(ČSN EN 872)	A
rozpuštěné látky sušené - RL. (105°C)	770	mg/l	10%	SOP-ČH-21(ČSN 75 7346, ČSN 75 7347)	A

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedené analýzy.

Příbram, 20.12.2023



Schvaluji:

Ing. Jitka Bulínová
vedoucí laboratoře

Protokol: 1984/2023 Strana: 1/2

Příloha č.: 17 – protokol z Laboratoře 1.SčV, Příbram. Odběr ze dne 06/12/2023 / odtok



1.SčV, a.s., Ke Kablů 971, 100 00 Praha 10
 Společnost je zapsána v obchodním rejstříku oddíl B, vložka 10383,
 u Městského soudu v Praze, dne 25.06.1993, IČO: 475 49 793,
 DIČ: CZ47549793, Bank. spojení: KB Příbram, č.ú.: 51-8082990277/0100



Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram, zkušební laboratoř č.1430 akreditovaná Českým institutem pro akreditaci, o.p.s.,
 podle ČSN EN ISO/IEC 17025:2018
 Novohospodská 93, 261 80 Příbram IX
 Laboratoř odpadních vod
 Telefon: 318 494 247, mobil. tel. 720 455 487, fax: 318 633 070, e-mail: laborator@1scv.cz

PROTOKOL o zkouškách 1985/2023
 vzorku číslo: 7605/2023

Zákazník: Kakos Libor
 Žďár č.15
 Radč
 264 01

Objednávka č.:

Místo odběru: DČOV, Žďár č. 15, odtok z KČOV
Upřesnění:
Odběr provedl: Zákazník - L.Kakos
Příjem provedl: Šormová Jana
Profil místa odběru:
Typ vzorku: směsný 8 h á 1 h
Důvod odběru:
Klasifikace vzorku: odpadní voda

Datum odběru: 6.12.2023 7:00
 do: 6.12.2023 14:00
Datum příjmu: 7.12.2023 8:30
Datum zahájení analýz: 7.12.2023
Datum ukončení: 20.12.2023

Vzorek poskytl zákazník včetně údajů a odběru vzorku. Výsledky se vztahují ke vzorku tak, jak byl přijat.
 Místo provádění laboratorních činností: Laboratoř 1.SčV, a.s., Příbram - Laboratoř odpadních vod
 Nejistota měření (NM) je vyjádřena jako kombinovaná rozšířená nejistota (koeficient rozšíření k=2) a charakterizuje interval hodnot, ve kterém lze očekávat skutečnou hodnotu s pravděpodobností 95%.
 Nejistota měření nezahrnuje nejistotu vzorkovacího postupu a nevztahuje se na výsledek menší než mez stanovitelnosti a výsledky, které nejsou hodnotitelné.
 Symbol "<" vyjadřuje výsledek menší než mez stanovitelnosti, A-metoda v rozsahu akreditace, N-metoda mimo rozsah akreditace, SA-metoda v rozsahu akreditace subdodavatele

chemie

ukazatel	výsledek	jednotka	NM	metoda	
pH	7,4		0,1	SOP-č.CH-01(ČSN ISO 10523)	Δ
biochemická spotřeba kyslíku	6,4	mg/l	15%	SOP-č.CH-23(ČSN EN 1899-2)	Δ
chemická spotřeba kyslíku-Cr	62	mg/l	15%	SOP-č.Cr-1-27(ČSN ISO 15705)	Δ
fosfor celkový	15	mg/l	15%	SOP-č.CH-26(ČSN EN ISO 6878, kap. 4 a 7)	Δ
dušík dusičnanový	24,2	mg/l	15%	SOP-č.CH-05(ČSN ISO 7890-3)	Δ
dušík-dusitanový	8,0	mg/l	15%	SOP-č.CH-04(ČSN EN 26777)	Δ
dušík-amoniakální	30	mg/l	10%	SOP-č.CH-03(ČSN ISO 7150-1)	Δ
dušík anorganický	62	mg/l	10%	SOP-č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	Δ
dušík celkový	98	mg/l	10%	SOP-č.CH-25(ČSN EN ISO 11905-1)	Δ
nerozpuštěné látky sušené - NL (105°C)	6,0	mg/l	15%	SOP-č.CH-20(ČSN EN 872)	Δ
rozpuštěné látky sušené - RL (105°C)	850	mg/l	10%	SOP-č.CH-21(ČSN 75 7146, ČSN 75 7347)	Δ

Výsledky zkoušek se týkají pouze vzorku uvedeného v tomto protokolu a nenahrazují jiné dokumenty. Bez písemného souhlasu laboratoře nesmí být protokol reprodukován jinak než celý. U vzorků neodebraných laboratoří neručí laboratoř za kvalitu odběru, ale pouze za provedené analýzy.

Příbram, 20.12.2023



Schvalují:

Ing. Jitka Bělinová
 vedoucí laboratoře

Příloha č.: 18 – fotodokumentace KČOV, Žďár 15 od 08.03.2023 do 06.03.2024



08/03/2023



22/03/2023



05/04/2023



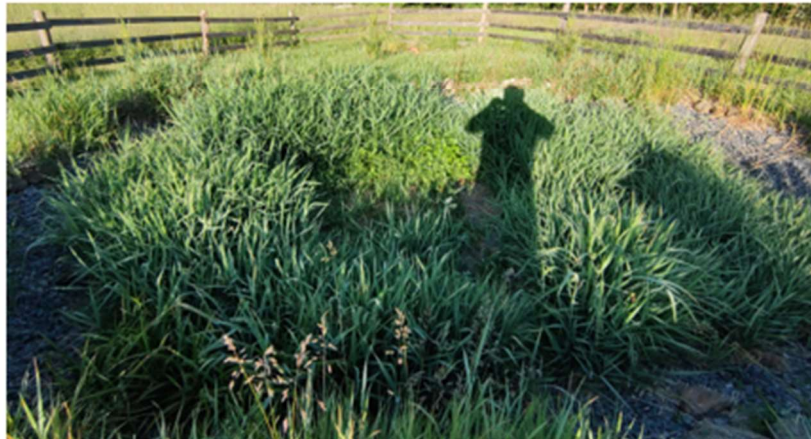
19/04/2023



05/05/2023



17/05/2023



31/05/2023

14/06/2023



27/06/2023



26/07/2023



09/08/2023



30/08/2023



13/09/2023



27/09/2023



11/10/2023





26/10/2023



08/11/2023



21/11/2023



06/12/2023



19/12/2023



03/01/2024



19/01/2024



04/02/2024



19/12/2023



03/01/2024



19/01/2024



04/02/2024



14/02/2024



28/02/2024



06/03/2024