

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Agroenvironmentální chemie a výživa rostlin



Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů

Využití fototrofních organismů při čištění odpadních vod

Bakalářská práce

Karolína Lovětínská

Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů

Ing. Pavel Švehla Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Využití fototrofních organismů při čištění odpadních vod" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 28.4.2024

Poděkování

Ráda bych upřímně poděkovala Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D., za jeho pohotovost, cenné rady a odborné vedení. Dále děkuji svým blízkým za jejich pevné nervy a podporu během psaní bakalářské práce. V neposlední řadě děkuji kavárnám a pražírám káv, bez kterých bych pravděpodobně tuto bakalářskou práci nedokončila.

Využití fototrofních organismů při čištění odpadních vod

Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývá využitím fototrofních organismů při čištění odpadních vod. Konvenční čistírny odpadních vod mají jisté nevýhody jako vysoké náklady a zasahování do přírodního ekosystémů. Alternativou čištění jsou extenzivní způsoby, které jsou založeny na přírodních procesech jako je filtrace půdním prostředím nebo akumulace živin v mokřadech. Jednou z možností extenzivního čištění odpadních vod je aplikace fototrofních organismů, které přeměňují sluneční energii na chemickou. Z hlediska čištění odpadních vod se aplikují zejména dva druhy fototrofních organismů. – mikrořasy a vodní makrofyta ve formě kořenových čistíren. Mikroskopické řasy jsou schopny spotřebovat oxid uhličitý prostřednictvím fotosyntézy a produkují tak kyslík, který je klíčový pro život vodních ekosystémů. Mikrořasy zároveň z vody odstraňují látky jako je dusík, fosfor nebo těžké kovy, čímž přispívají k čištění vody. Kultivace mikrořas může probíhat v otevřených nebo uzavřených systémech. Otevřené systémy jsou obvykle méně nákladné, ale poskytují menší kontrolu nad faktory ovlivňující růst mikrořas jako je pH, teplota nebo intenzita světla. Nejčastěji studovaným kmenem řas je v tomto oboru *Chlorella* a *Scenedesmus*. Druhým způsob, který je rozebírán v této bakalářské práci, jsou umělé mokřady. Umělé mokřady pro čištění odpadních vod využívají přirozené procesy jako je adsorpce, biochemická oxidace a sorpce živin rostlinami. Rozdělují se na mokřady s volným povrchem, podpovrchovým průtokem horizontálním a vertikálním. Před umělé mokřady by mělo být zařazeno předčištění, které odstraňuje zejména nerozpuštěné látky, aby se předcházelo ucpávání filtračního lože. V umělých mokřadech je možné s různou úspěšností odstraňovat čtyři hlavní skupiny znečištění přítokových odpadních vod. Patří mezi ně nerozpuštěné látky, sloučeniny dusíku, sloučeniny fosforu a organické znečištění. Účinnost odstraňování znečištění se liší podle typu kořenové čistírny. Kořenové čistírny s vertikálním podpovrchovým průtokem jsou účinnější metodou při odstraňování amoniakálního dusíku. To je způsobeno přerušovaným přiváděním odpadních vod. Na druhou stranu kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým průtokem lépe odstraňují dusičnany. Nejčastěji využívanými rostlinami pro kořenové čistírny jsou rákos obecný a chrastice rákosovitá.

Klíčová slova: čistírna odpadních vod, fotosyntéza, mikrořasy, umělé mokřady, nutrienty

The use of phototrophic organisms for wastewater treatment

Summary

This bachelor thesis deals with the use of phototrophic organisms in wastewater treatment. Conventional wastewater treatment plants have certain disadvantages such as high cost and interference with natural ecosystems. Alternative treatment methods are extensive methods that are based on natural processes such as filtration through the soil or nutrient accumulation in wetlands. One option for extensive wastewater treatment is the application of phototrophic organisms that convert solar energy into chemical energy. In terms of wastewater treatment, two types of phototrophic organisms are mainly applied: microalgae and aquatic macrophytes in the form of root purifiers. Microalgae are able to consume carbon dioxide through photosynthesis and thus produce oxygen, which is crucial for the life of aquatic ecosystems. At the same time, microalgae remove substances such as nitrogen, phosphorus or heavy metals from the water, thus contributing to water purification. Cultivation of microalgae can take place in open or closed systems. Open systems are usually less expensive but provide less control over factors affecting microalgae growth such as pH, temperature or light intensity. The most commonly studied algal strains in this field are *Chlorella* and *Scenedesmus*. The second method that is discussed in this bachelor thesis is artificial wetlands. Artificial wetlands for wastewater treatment use natural processes such as adsorption, biochemical oxidation and nutrient sorption by plants. They are divided into free surface wetlands, subsurface flow horizontal, vertical. Artificial wetlands should be preceded by pretreatment to remove mainly suspended solids to prevent clogging of the filter bed. Four main groups of influent pollutants can be removed with varying degrees of success in artificial wetlands. These are suspended solids, nitrogen compounds, phosphorus compounds and organic pollution. Pollution removal efficiency varies according to the type of root treatment plant. Vertical flow systems can reduce ammonia nitrogen more effectively due to their high oxygen saturation. On the other hand, horizontal systems are more effective at removing nitrate. The most commonly used plants for root treatment systems are common reed and reed canary grass.

Keywords: wastewater treatment plant, photosynthesis, microalgae, constructed wetlands, nutrients

Obsah

1 Úvod	8
2 Cíl práce	9
3 Čištění odpadních vod	10
3.1 Proces čištění odpadní vody v ČOV	10
3.1.1 Předčištění.....	10
3.1.2 Primární čištění	10
3.1.3 Sekundární čištění	11
3.1.4 Terciární čištění.....	11
3.2 Extenzivní čištění OV	11
4 Fototrofní organismy	11
4.1 Fotosyntéza	12
5 Řasy	13
5.1 Mikroskopické řasy	13
5.2 Kultivace řas	14
5.2.1 Otevřené kultivační systémy.....	14
5.2.2 Fotobioreaktor	14
5.3 Faktory ovlivňující funkci řas	16
5.3.1 Světlo	16
5.3.2 Teplota	17
5.3.3 pH.....	17
5.4 Využití řas k čištění odpadních vod	17
5.4.1 Odstranění dusíku a fosforu.....	18
5.4.2 Odstranění těžkých kovů	19
5.4.3 Odstranění koliformních bakterií	19
5.4.4 Odstranění uhlíku	19
5.5 Druhy řas využitelných pro čištění odpadních vod	20
5.5.1 Chlorella	20
5.5.2 Scendesmus.....	20
6 Vodní makrofyta	21
7 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod	21
7.1 Umělé mokřady s volným povrchem	22
7.2 Kořenová čistírna	22
7.3 Kořenová čistírna s vertikálním podpovrchovým tokem	23

7.4	Kořenová čistírna s horizontálním podpovrchovým tokem	23
7.5	Realizace kořenové čistírny.....	24
7.5.1	Předčištění	24
7.5.2	Filtrační lože	25
7.6	Vegetace vhodná pro čištění odpadních vod	27
7.6.1	Rákos obecný (<i>Phragmites australis</i>)	27
7.6.2	Chrastice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i>).....	28
7.7	Mikroorganismy v kořenových čistírnách.....	29
7.8	Kolmatace kořenových čistíren.....	29
7.9	Čistící procesy kořenových čistíren	30
7.9.1	Odstranění nerozpuštěných látek	30
7.9.2	Odstranění dusíku	30
7.9.3	Odstranění fosforu.....	32
8	Závěr	33
9	Literatura	34

1 Úvod

Odpadní vody představují jeden z hlavních environmentálních problémů současné společnosti. S narůstající populací a rozvojem průmyslu se zvyšuje i množství znečišťujících látek, které se do vodních toků dostávají. Čištění odpadních vod se tak stává klíčovou oblastí v ochraně životního prostředí a zajištění udržitelného rozvoje.

K čištění odpadních vod může docházet buď v tradičních čistírnách nebo pomocí přírodních metod. Tradiční čistírny mají své nevýhody, jako jsou vysoké náklady na realizaci, aplikace chemikálií a zásahy do přírodních ekosystémů. Naopak přírodní metody čištění využívají přirozených procesů, jako je filtrace půdou nebo akumulace živin v mokřadech. Tyto přírodní metody snižují potřebu chemikálií a šetří životní prostředí.

V posledních letech se stále více uplatňují inovativní přístupy k čištění odpadních vod, zahrnující využití fototrofních organismů. Fototrofní organismy mají schopnost využívat sluneční energii k fotosyntéze a současně odstraňovat znečišťující látky z vody.

Tato bakalářská práce se zaměřuje na analýzu dvou hlavních technologií využívajících fototrofní organismy k čištění odpadních vod: čištění pomocí mikroskopických řas a kořenových čistíren. Mikrořasy, díky své schopnosti fotosyntézy, přispívají nejen k odstraňování znečišťujících látek, ale také k produkci kyslíku, což může výrazně snížit náklady na provoz čistíren. Kořenové čistírny využívají kořenové systémy rostlin k absorpci živin a znečišťujících látek, což může být účinnou alternativou k tradičním metodám čištění.

Cílem této práce je poskytnout komplexní pohled na tyto technologie, zhodnotit jejich výhody a omezení a přispět k lepšímu porozumění možnostem využití fototrofních organismů při čištění odpadních vod.

2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je analyzovat možnosti čištění odpadních vod pomocí dvou přístupů: využití mikroskopických řas a umělých mokřadů. Práce se zaměří na odstraňování různých typů znečišťujících látek, jako jsou dusíkaté látky, fosfor, organické látky a těžké kovy, oběma metodami. V rámci této práce budou také zkoumány technologické a provozní aspekty obou přístupů.

3 Čištění odpadních vod

Odpadní vody procházejí procesem čištění, který se děje buď v konvenčních čistírnách odpadních vod, nebo pomocí přírodních metod. Tradiční čistírny s sebou nesou řadou nevýhod včetně vysokých nákladů na výstavbu, použití chemikálií a zasahování do přírodních ekosystémů. Naopak, přírodní metody čištění využívají přirozených procesů jako je filtrace půdním prostředím nebo akumulace živin v mokřadech. Tyto přírodní metody minimalizují potřebu chemikálií a jsou šetrné k přírodnímu prostředí. Hlavním cílem čištění odpadních vod je dosažení požadované kvality vody v recipientu, do kterého jsou nakonec vyčištěné odpadní vody odváděny (Šálek, 1995).

3.1 Proces čištění odpadní vody v ČOV

Konvenční technologie čištění odpadních vod se zaměřuje na odstraňování nerozpuštěných látek, živin, bakterií, toxických látek a na snížení jak biochemické spotřeby kyslíku (BSK), tak i chemické spotřeby kyslíku (CHSK). BSK indikuje množství kyslíku, které mikroorganismy využijí k rozkladu organických látek ve vodě za aerobních podmínek. V krajních případech může dojít k vyčerpání kyslíku ve vodě, což vede k úhynu ryb. Tuhé znečišťující látky jsou odstraňovány mechanickou sedimentací. Čištění odpadních vod je také zaměřeno na odstranění živin, jako je dusík a fosfor, které mohou vést k eutrofizaci vodních útvarů (Abdel-Raouf et al., 2012).

3.1.1 Předčištění

Předčištění odpadních vod se zabývá odstraňováním velkých pevných materiálů, které by mohly zablokovat tok odpadních vod nebo poškodit další části čistírny odpadních vod. Do této kategorie patří plovoucí předměty jako například kusy dřeva, textilie, plasty, odpadky. Předměty se odstraňují pomocí lapáků štěrků, lapáků písku a česlí, které se pravidelně čistí a vznikají tak shrabky (Sonune et Ghate, 2004).

3.1.2 Primární čištění

Primární neboli mechanické čištění odpadních vod probíhá ve sedimentačních nádržích, kde dochází k odstranění usazených pevných látek. Tato fáze využívá gravitační sedimentace nerozpuštěných částic (Sonune et Ghate, 2004).

3.1.3 Sekundární čištění

Sekundární (biologické) čištění odpadních vod probíhá v aktivačních nádržích a je zaměřeno na odstranění organického znečištění a snížení biochemické spotřeby kyslíku. Proces spočívá v biologickém čištění odpadních vod za použití mikroorganismů, které jsou součástí aktivačního kalu. Pro sekundární čištění je klíčové zajistit dostatečné provzdušňování nádrže. Následuje dosazovací nádrž, kde dochází k oddělení vyčištěné vody od aktivovaného kalu (Sonune et Ghate, 2004).

3.1.4 Terciární čištění

V případě recipientů s vyššími nároky na vypouštěnou vodu z ČOV je možné zařadit do procesu terciární čištění (Abdel-Raouf et al., 2012) Terciární čištění je proces navazující na sekundární čištění. Tato metoda odstraňuje odolné kontaminanty, které nebyly předchozí fáze procesu schopny eliminovat (Meredydy 2017). Mezi metody terciárního čištění patří chlorace, filtrace a srážení (Abdel-Raouf et al., 2012).

3.2 Extenzivní čištění OV

Jedna z možností, jak rozlišovat čištění odpadních vod je na intenzivní a extenzivní. Jako intenzivní je označování čištění v konvenčních mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod (Adámek et al., 2010).

Extenzivní metody zpracování odpadních vod využívají tradiční principy jako je čištění vody pomocí půdní filtrace a biologických rybníků. Mezi extenzivní přístupy v centralizovaných systémech nakládání s odpadními vodami patří stabilizační nádrže, čistírny na principu zemního filtru a vegetační (kořenové) čistírny. Extenzivní metody čištění nevyžadují trvalé připojení k elektrické síti a jsou jednodušeji ovladatelné. Nicméně, jejich nevýhodou je prostorová náročnost, omezená ovladatelnost procesů a snížená schopnost provozu v zimě (Adámek et. al., 2010).

Značnou výhodou extenzivního způsobu čištění odpadních vod jsou také nízké konstrukční i provozní náklady v porovnání s konvenčními způsoby čištění odpadních vod, nízké energetické požadavky, flexibilita, menší náchylnost k náhlému přetížení a možnost využít sklizenou biomasu jako palivo nebo krmivo pro zvířata (Šálek, 1995).

4 Fototrofní organismy

Fototrofní organismy získávají energii ze slunečního záření a z velké části pozitivně využívají principu, na kterém pracuje nechtěná eutrofizace. V procesu čištění odpadních vod se aplikují zejména dva druhy fototrofních organismů. První skupinou jsou purpurové bakterie kvůli jejich flexibilnímu metabolismu. Druhou skupinou jsou jednobuněčné řasy a sinice (společně

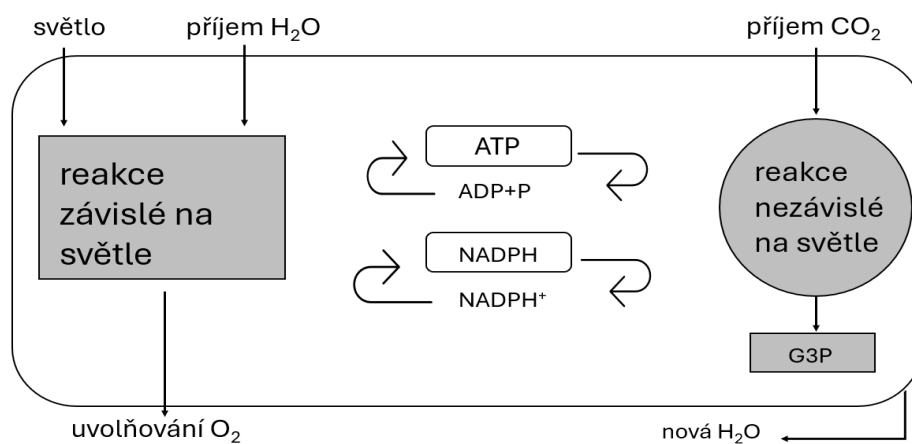
nazývané jako mikrořasy) zejména pro jejich schopnost provádět oxygenní fotosyntézu (Winkler et Straka, 2019).

4.1 Fotosyntéza

Při procesu fotosyntézy se přeměňuje energie ze slunečního záření na energii chemickou. Fotosyntéza využívá jako základní stavební bloky jednoduché anorganické látky s nízkou energií a vodu, které jsou díky sluneční energii přeměněny na organické látky s vysokou energií (sacharidy) přičemž se uvolňují molekuly kyslíku. Primární fáze je světelná a probíhá tedy pouze v přítomnosti světla. Sekundární fáze je temnostní, k té dochází i bez přítomnosti světla (Kohli et al., 2020).

Světelná fáze fotosyntézy je proces, během kterého se světelná energie slunečního záření přeměňuje na energii chemickou. Fotoreceptory, jako je chlorofyl a chlorofyl b, absorbují světlo a předávají tuto energii do fotosyntetického reakčního centra, kde je přeměněna na elektrickou energii. Tím dochází k excitaci elektronů ve fotoreceptorech díky absorbovanému světlu. Následně se pomocí řetězce enzymů, tzv. oxidoreduktáz, přeměňuje energie excitovaných elektronů na energii chemickou (Gualtieri et Barsanti, 2006).

Během sekundární fáze se chemická energie získaná ve fázi primární (NADPH a ATP) ukládá pomocí fixace CO_2 do sacharidů. Tato fáze probíhá nezávisle na přítomnosti světla a současně s fází světelnou (Gualtieri et Barsanti, 2006).



Obr. 1- Schéma fotosyntézy (Barsanti et Gualtieri, 2006)

5 Řasy

Řasy jsou jednobuněčné fotosyntetické organismy, které jsou na Zemi široce rozšířené. Jsou pěstovány přirozenou cestou v přírodním prostředí a produkují biomasu. Dvě hlavní skupiny řas jsou jednobuněčné organismy (mikrořasy), jako například *Chlorella*, nebo mnohobuněčných organismů (makrořasy), jako jsou zelené a hnědé řasy (Bhatt et al., 2022).

Jedná se o převážně vodní a autotrofní organismy, které nemají pravé kořeny, stonky a listy. V metabolických procesech řas hrají zásadní roli uhlík (C), dusík (N), fosfor (P) a různé mikroživiny (Bhatt et al., 2022).

Hlavní rozdíl mezi makrořasami a mikrořasami spočívá v jejich velikosti a tvorbě buněk. Obvykle se makrořasy nazývají “mořské řasy“ a nacházejí se ve slané vodě. Mikrořasy jsou obvykle jednobuněčné a nazývají se fytoplankton (Rathod, 2015).

5.1 Mikroskopické řasy

Mikrořasy najdeme jak ve slané, tak i sladké vodě. Dokonce mohou růst i ve splaškové vodě a jsou vysoce ekologicky udržitelné. Jsou bohaté na proteiny, lipidy, sacharidy a mikronutrienty (například minerály, vitamíny a pigmenty) (Diao et al., 2024)

Mikroskopické řasy mají stejný základní fotosyntetický mechanismus jako vyšší rostliny. Jelikož mají jednoduchou strukturu – jsou buď jednobuněčné, vláknité nebo koloniální – energie je směřována do fotosyntézy, růstu a reprodukce. Vzhledem k tomu, že mikrořasy mají mikroskopickou velikost a pěstují se v kapalně kultuře, lze navíc udržovat živiny za optimálních nebo alespoň téměř optimálních podmínek (Walker et al., 2005).

Využití mikrořas v čištění odpadních vod s sebou nese řadu výhod jako například:

- mají vysokou fotosyntetickou účinnost a krátký cyklus růstu
- mají bohatou biodiverzitu a silnou schopnost adaptace na životní prostředí
- mají schopnost fixovat oxid uhličitý, čímž snižují emise skleníkových plynů a zlepšují kvalitu ovzduší
- látky obsažené v odpadních vodách využívají pro svůj růst
- po extrakci lipidů z mikrořas lze zbývající biomasu využít jako zdroj dusíku, například jako krmivo pro zvířata, hnojivo nebo biopalivo (Cai et al., 2012).

5.2 Kultivace řas

Většina současných systémů kultivace řas lze zařadit do tří skupin: otevřené systémy, uzavřené systémy a hybridní systémy. Hlavní rozdíl mezi těmito systémy spočívá v tom, jak jsou řasy vystaveny okolnímu prostředí (Cai et al., 2012).

Otevřený rybniční systém je méně výhodný z důvodu omezení kontroly živin, zatímco při pěstování řas ve fotobioreaktorech lze živiny pro růst kontrolovat snadno. Náklady na fotobioreaktor jsou vyšší než na otevřený rybník (Bhatt et al., 2022).

5.2.1 Otevřené kultivační systémy

Kultivace pomocí otevřených systémů je nákladově efektivní metodou pěstování mikrořas pro odstranění živin z odpadních vod. Provoz tohoto kultivačního systému pro produkci biomasy je snadný a vyžaduje minimální údržbu. Metoda má nízké provozní náklady a minimální spotřebu energie ve srovnání s fotobioreaktory (Rawat et al., 2011).

K zabránění kontaminaci může být otevřený kultivační systém zakryt průhledným materiálem, což zároveň umožní maximální intenzitu slunečního světla. Hloubka vody v otevřených kultivačních systémech by neměla přesáhnout 30 cm, aby byl zajištěn dostatečný průnik světla celým systémem. Pro sledování fyziologického stavu buněk mikrořas v otevřených kultivačních systémech je třeba pečlivě sledovat následující parametry: hustotu buněk, vodivost, pH, intenzitu světla, teplotu, salinitu, rozpuštěný oxid uhličitý, rozpuštěný kyslík, hladiny dusitanů a fosfátů. Separace a odvodnění mikrořas lze provádět pomocí mikrofiltrujícího systému, sedimentace po přidání flokulantů nebo centrifugace, což je však energeticky náročné, a tedy ve větším měřítku nákladné. Po sklizni lze sušení biomasy provádět pomocí přirozeného slunečního světla na sušících lůžkách (Rawat et al., 2011).

Otevřené systémy obecně mají výhody jako přímé vystavení slunečnímu světlu a samochlazení. Nicméně ve srovnání s uzavřenými systémy mají také nevýhody, jako je silná závislost na povětrnostních podmínkách, obtížná kontrola teploty, zvýšené riziko mikrobiální kontaminace, ztráta CO₂ a vyšší požadavky na plochu (Diao et al., 2024).

5.2.2 Fotobioreaktor

Fotobioreaktor je uzavřený systém, což znamená, že nedochází k výměně látek s okolím. Kontaminace bakteriemi je zde, v případě dodržení správných postupů, téměř nulová (Torzillo et Vonshak, 2013).

Fotobioreaktory umožňují monokulturní růst mikrořas po prodlouženou dobu ve srovnání s otevřenými kultivačními systémy. Ty jsou náchylné ke kontaminaci jinou mikroflorou a tím k možnému selhání systému. Hlavní výhodou fotobioreaktoru je možnost řízení procesu, včetně dávkování oxidu uhličitého, udržení požadované teploty, poskytnutí řasám optimální množství

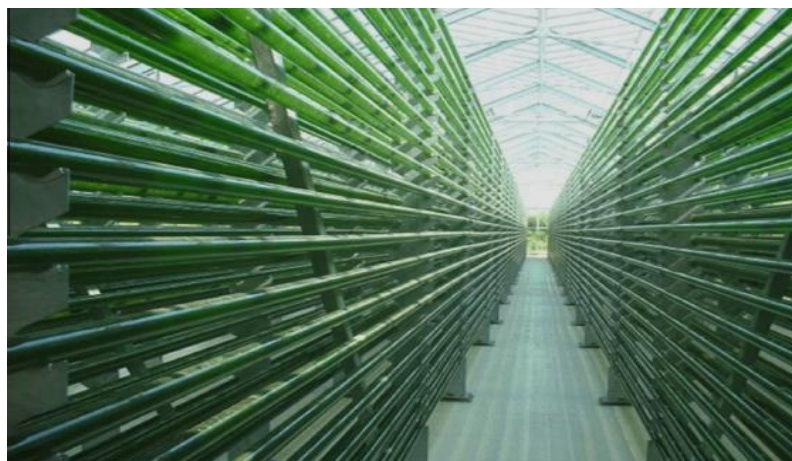
světla (Rawat et. al., 2011). Tři nejběžnější typy pro kultivační systémy jsou horizontální trubkové reaktory, vertikální sloupcové reaktory a fotobioreaktory typu ploché desky (Razzak et al., 2023).

Základní konstrukce reaktoru se skládá z uzavřené nádoby, v níž se mikrořasy kultivují za použití umělého osvětlení nebo přímého slunečního světla (Razzak et al., 2023). K zajištění průniku světla dovnitř, musí být stěny z průhledného materiálu. Nejčastěji se používá plast nebo sklo a směs je skrz reaktor čerpána pomocí čerpadla (Torzillo et Avigad Vonshak, 2013).

5.2.2.1 Trubkový fotobioraktor

Trubkové fotobioreaktory jsou velmi častým typem uzavřeného systému používaným pro kultivaci mikrořas v průmyslovém měřítku. Rozlišují se podle způsobu uložení trubek na horizontální, vertikální, nakloněné nebo spirální. Cirkulace v trubkách je regulována pomocí čerpadla a provzdušňovacího systému (Zuccaro et al., 2020).

Trubkové fotobioreaktory se skládají ze dvou hlavních částí. První část slouží k fotosyntéze a růstu mikrořas, zatímco druhá část (směšovací nádrže) se používá k odstraňování kyslíku a regulaci podmínek pro kultivaci. Pro správný návrh první části je třeba zvolit správný průměr trubice. Průměr trubice závisí na intenzitě světla a fotosyntetické účinnosti mikrořas. Směšovací nádrž musí být navržena tak, aby bylo možné účinně odstraňovat kyslík z kultury. Proces chlazení je také důležitý, aby nedošlo k přehřívání mikrořas. Typickými metodami chlazení fotobioreaktorů jsou například postřikování povrchu trubic vodou nebo zastínění (např. překrytím trubic (Acién et al., 2017).



Obr. 2 - Trubkový fotobioreaktor (Abdel-Raouf et al., 2012)

5.2.2.2 Deskový fotobioreaktor

Deskový fotobioreaktor se skládá z průhledných desek, které umožňují maximální ozáření média. Deskové fotobioreaktory mohou být nakloněny a přizpůsobovány denním změnám slunečního světla za účelem optimalizace využití záření a regulaci teploty. Míchání je zajištěno pomocí aeračního systému, který se nachází na spodní části deskového fotobioreaktoru. Cirkulace řasové suspenze se provádí pomocí čerpadel a rozprašování. Mezi nevýhody deskových fotobioreaktorů se řadí obtížná kontrola teploty, náklady na podpůrné části a náchylnost k fotoinhibici (Barboza-Rodríguez et al., 2024).



Obr. 3- Deskový fotobioreaktor (Acién et al., 2017)

5.3 Faktory ovlivňující funkci řas

Růst řas nezávisí pouze na dostupnosti živin, ale ovlivňují ho také fyzikální faktory (pH, intenzita světla, teplota) a biotické faktory. Prvním biotickým faktorem významně ovlivňujícím růst řas je počáteční hustota, přičemž se předpokládá, že čím vyšší je hustota řas, tím lepší je růst a vyšší účinnost odstraňování živin. Vysoká hustota řas by však vedla k samostínování a snížení účinnosti fotosyntézy (Abdel-Raouf et al, 2012).

5.3.1 Světlo

Růst a fotosyntéza rostlin jsou přímo ovlivňovány světelnými podmínkami (jejich trváním a intenzitou). Mikrořasy potřebují světelný/tmavý režim pro produktivní fotosyntézu; potřebují světlo pro fotochemickou fázi na produkci (ATP) adenosintrifosfátu (NADPH) nikotinamidadeninukleotidfosfát a také potřebují tmavou fázi pro biochemickou syntézu esenciálních molekul pro růst. Nicméně je zásadně důležité zajistit světlo pro řasy v hromadné produkci kultury jako v případě rybníku. Existuje několik strategií, které používají mikrořasy k tomu, aby zůstaly blízko hladiny vody a zachytily dostatečné množství světla. Tyto strategie si

klade za cíl snížit specifickou hmotnost a tím minimalizovat rychlost potápění. Navíc v hustých kulturách mohou samy řasy snížit dostupnost světla v důsledku vnitřního stínění (Rathod, 2015).

Překročení určité úrovně intenzity světla může být příčinou fotoinhibice a fotooxidace, což negativně ovlivňuje růst hustoty buněk. V případě, že jsou mikrořasy vystaveny silnému světlu, aktivita fotosystému klesá a v důsledku toho dochází k poklesu fotosyntetického tempa. Potřebná intenzita světla pro to, aby došlo k fotoinhibici se liší podle druhu, hustoty buněk, hloubky kultivační nádrže a distribuce vlnové délky světla (Zuccaro et al., 2020).

5.3.2 Teplota

Fyziologické a morfologické reakce růstu mikrořas, včetně fotosyntézy a fixace uhlíku, jsou přímo spojeny s teplotou. Každý druh má svůj vlastní optimální rozsah teploty pro růst. Z tohoto hlediska lze řasy klasifikovat jako psychrofilny (<15 °C), mezofily (<50 °C) a termofily (>50 °C). Maximální teplota pro eukaryotické řasy je 62 °. Nebylo zaznamenáno, že by fotosyntetické organismy byly schopné růst nad 75 °C, kvůli nestabilitě chlorofylu. Optimální teplotní rozsah ovlivňuje také fixaci uhlíku. Vyšší teploty zvyšují absorpci a fixaci CO₂, ale představují inhibiční faktor pro respirační metabolismus a pro fotosyntetické proteiny, protože narušují energetickou rovnováhu v buňkách (Zuccaro et al., 2020).

Teplota v otevřených rybníčních systémech je ovlivněna sluneční radiací, vypařováním a teplotou vzduchu. Je neefektivní řídit teplotu v rozsáhlých rybnících, a proto se obvykle nekontroluje. V mírných oblastech je průměrná roční kapacita růstu mikrořas silně ovlivněna délkou vegetačního období. Teplota však může být řízena v uzavřených systémech chlazením nebo ohříváním náplně vody, nebo chlazením přicházejícího média při kontinuálních kulturách. Například trubkový fotobioreaktor lze chladit postřikem přerušovanou studenou vodou na vnější povrch během letních měsíců (Diao et al., 2024).

5.3.3 pH

Hodnota pH, jako jeden z klíčových environmentálních faktorů pro růst mikrořas, může ovlivnit rozpustnost a dostupnost CO₂ a nezbytných živin (Diao et al., 2024).

Hodnota pH se může pohybovat od nízkých až po vysoké hodnoty v alkalické oblasti. Většina kultivovaných druhů řas má rozmezí tolerance pH mezi 7 a 9, přičemž optimální rozmezí je 8,2 až 8,7. Úplný kolaps kultury, kvůli narušení mnoha buněčných procesů, může nastat v důsledku neudržení přijatelného pH (Rathod, 2015).

5.4 Využití řas k čištění odpadních vod

V systémech čištění odpadních vod probíhá bioremediace znečišťujících látek dvěma mechanismy: bioakumulací a biosorpcí, po nichž následuje biodegradace. Při bioakumulaci

znečišťující látky vstupují do buňky a jsou metabolizovány různými cestami. Při biosorpci znečišťující látky navázané v buněčné membráně vytvářejí komplex, což vede k jejich eliminaci z prostředí. Biosorpce řas se používá zejména k odstraňování těžkých kovů z odpadních vod. Buňky řas pak mohou těžké kovy využít pro svůj růst a vývoj (Bhatt et al., 2022).

Řasy se při čištění odpadní vody tradičně používají buď jako terciární proces nebo jako alternativa k sekundárnímu čištění. Zdá se, že biologické terciární čištění funguje dobře v porovnání s chemickými procesy, které jsou obecně příliš nákladné na to, aby mohly být realizovány, a které mohou vést k sekundárnímu znečištění. Kultury mikrořas nabízejí elegantní řešení terciárního čištění díky schopnosti mikrořas využívat pro svůj růst anorganický dusík a fosfor a také jejich schopnosti odstraňovat těžké kovy, stejně jako některé toxické organické sloučeniny. Díky tomuto při použití mikrořas k čištění odpadních vod nedochází k sekundárnímu znečištění (Abdel-Raouf et al., 2012).

Výhodou systémů využívajících mikroskopické řasy je produkce kyslíku v procesu fotosyntézy, díky kterému lze ušetřit náklady na mechanické provzdušňování (Gordon et Seckbach, 2012).

5.4.1 Odstranění dusíku a fosforu

Nadměrné množství živin v odpadních vodách, jako je dusík a fosfor, může způsobit eutrofizaci a narušit rovnováhu ekosystému. Mezi nepříznivé ekologické dopady způsobené eutrofizací patří snížení biologické rozmanitosti, zvýšení toxicity vody a zvýšení zákalu vody (Cai et al., 2013). Řasy mají schopnost odstraňovat dusík a fosfor z prostředí prostřednictvím procesů asimilace (Nguyen et al., 2022).

Asimilace dusíku je proces přeměny anorganického dusíku (např. dusičnanů, dusitanů, amoniakálního dusíku) na jeho organickou formu. Organický dusík je stavebním kamenem peptidů, proteinů, enzymů, chlorofylů a molekul pro přenos energie (Nguyen et al., 2022). Při asimilaci dochází k translokaci anorganického dusíku přes plazmatickou membránu. Následuje redukce oxidovaného dusíku a jeho začlenění do aminokyselin. Dusičnany a dusitany podléhají redukci za pomoci nitrátreduktázy, resp. nitritreduktázy. Všechny formy anorganického dusíku jsou nakonec redukovány na amoniakální dusík předtím, než jsou začleněny do aminokyselin (Cai et al., 2013). Na rozdíl od čištění odpadních vod bakteriální nitrifikací a denitrifikací, kdy velká část dusíku uniká jako plynný N_2 do atmosféry, jsou v tomto případě dusíkaté sloučeniny zadržovány v biomase řas (Roeselers, 2008).

Kromě dusíku hraje v metabolismu a růstu mikrořas klíčovou roli také fosfor. Anorganický fosfor se zabudovává do nitrobuněčných organických sloučenin (např. nukleových kyselin, lipidů a proteinů) prostřednictvím fosforylace. Na tomto procesu se podílí několik fosfátových transportérů umístěných na plazmatické membráně mikrořas, které přijímají anorganický fosfor pro transformaci fosforu v buňce. Přeměna za světelných podmínek (fotosyntéza) zahrnuje tvorbu ATP z ADP (Nguyen et al., 2022).

Pro dosažení efektivního využití obou živin, tedy dusíku a fosforu, je vhodné udržovat poměr N:P v optimálním rozmezí. Tento poměr vyjadřuje, jakým způsobem se odstraňuje amoniakální dusík ve srovnání s odstraňováním fosfátu. Doporučený poměr dusíku k fosforu je 7:1. Nicméně, konkrétní poměr závisí na druhu řas (Cai et al., 2013).

5.4.2 Odstranění těžkých kovů

Odstraňování těžkých kovů pomocí mikrořas se dělí na dva procesy: první probíhá na povrchu buněk, kde se těžké kovy adsorbují na buněčný povrch a váží se na proteiny. Povrch buněk mikrořas také umožňuje fyzikální adsorpci, iontovou výměnu a další chemické reakce. Druhý proces se odehrává uvnitř buněk, kdy jsou kovy transportovány skrze buněčnou membránu do cytoplazmy a následně se ukládají ve vnitrobuněčných organelách. Výzkum ukázal, že některé druhy mikrořas mají vysokou účinnost při odstraňování těžkých kovů. Například kmen *Streptoflagellum* dosahuje až 99% účinnosti při odstraňování železa, zinku a kadmia. Tyto mikrořasy lze využít při čištění průmyslových odpadních vod, jsou nákladově efektivní a ekologicky šetrné (Dahai et al., 2024).

5.4.3 Odstranění koliformních bakterií

Enviromentální faktory příznivé pro růst řas jsou nepříznivé pro přežití koliformních bakterií (Abdel-Raouf et. al 2012). Bakterie představují nejvýznamnější složku mikrobiálního společenstva ve všech procesech biologického čištění odpadních vod a jejich počet se v surové OV pohybuje v rozmezí 10^6 bakterií/ml odpadní vody. Patogenní organismy, které jsou významné v odpadních vodách, zahrnují bakterie jako *Salmonella*, viry a prvoky (Abdel-Raouf et al., 2012).

Mikrořasový druh nazvaný *Scenedesmus sp.* byl objeven jako schopný vymýtit *Salmonella enterica*. V přítomnosti mikrořas byla *S. enterica* během 48 hodin ošetření úplně vymýcena, zatímco v jejich nepřítomnosti se její koncentrace za 96 hodin zvýšila (Zhang, 2023).

5.4.4 Odstranění uhlíku

Některé druhy mikrořas jsou heterotrofní nebo mixotrofní a v rámci svého metabolismu mohou kromě anorganických živin spotřebovávat i organické formy uhlíku. Autotrofní mikrořasy jsou schopny vázat oxid uhličitý z atmosféry a následně ho využívají k fotosyntéze. To dává čištění odpadních vod řasami přidanou hodnotu snížením emisí skleníkových plynů. Uhlík může být pro růst buněk využíván i ve formě rozpustných uhličitánů. To může nastat buď tak, že buňky přímo přijímají uhličitany, nebo že uhličitany přeměňují na oxid uhličitý za pomoci enzymu karboanhydrázy (Cai et al., 2013).

5.5 Druhy řas využitelných pro čištění odpadních vod

I když mnoho druhů mikrořas má schopnost odstraňovat škodlivé látky z odpadních vod, zdá se, že několik konkrétních druhů je častěji využíváno než ostatní. To je způsobeno jejich rychlým růstem, nízkými náklady na produkci a schopností dobře snášet extrémní podmínky jako teplotní rozdíly, změny pH a různé intenzity světla (Plöhn et al., 2021). Mezi nejčastěji studované druhy řas pro odstraňování živin z odpadních vod patří *Chlorella* a *Scenedesmus* (Boelee, 2013).

5.5.1 Chlorella

Chlorella jsou jednobuněčné nepohyblivé zelené mikrořasy o průměru 2-10 μm . V současné době je nejvíce studovanou a celosvětově nejpěstovanější mikrořasou, a to především díky své vysoké fotosyntetické účinnosti a vysoké nutriční hodnotě (Masojídek et Torzillo, 2008).

Druh *Chlorella* prokázal vysokou biosorpční kapacitu a účinnost při odstraňování znečišťujících látek z různých vodných roztoků. *Chlorella vulgaris* je účinná při odstraňování celkového obsahu fosforu přibližně 85 % a účinnost odstranění celkového obsahu dusíku přibližně 89 %. Imobilizované buňky *Chlorella sp.* dokázaly ze syntetických odpadních vod odstranit 90 % nejen fosfátů, ale také amoniakální dusík a dusičnany (Plöhn et al., 2021).

Celkově lze říci, že *Chlorella* je jedním z nejčastěji používaných rodů mikrořas pro čištění odpadních vod, protože se dokáže dobře přizpůsobit mnoha typům odpadních vod a je mimořádně účinná při odstraňování různých znečišťujících látek (Plöhn et al., 2021).

5.5.2 Scenedesmus

Scenedesmus jsou zelené mikrořasy, které se běžně vyskytují ve skupinách po čtyřech až osmi buňkách, uspořádaných vedle sebe nebo ve stejné mateřské stěně. Nachází se především ve sladkovodních jezerech a řekách, kde obvykle převládá nad ostatními druhy mikrořas. Kromě toho, že se běžně používají v potravinářském a farmaceutickém průmyslu, jsou druhy rodu *Scenedesmus* dobře prozkoumány pro své biosorpční schopnosti pro použití při čištění odpadních vod (Kim et al., 2007).

Scenedesmus quadricaudawas byl použit k čištění odpadních vod z mlékárenského průmyslu, které mohou obsahovat velké množství různých komponentů, jako je laktóza, tuky, prací prostředky, živiny, sanitální prostředky a abnormálně vysoké množství dusíku a fosforu. Druhy rodu *Scenedesmus* byly dále použity k odstraňování těžkých kovů (chrom, kadmium a měď) buď jako jednotlivé kovy, nebo jako směs dvou nebo tří kovů z povrchových odpadních vod (Daneshvar et al., 2019).

6 Vodní makrofyta

Makrofytní rostliny, stejně jako všechny ostatní fotoautotrofní organismy, využívají sluneční energii k asimilaci anorganického uhlíku z atmosféry za vzniku organické hmoty (Vymazal, 1998).

Vodní makrofyta jsou vodní rostliny klasifikované na základě toho, jak rostou ve vodním prostředí. Obecně se rozlišují tři typy: emerzní, plovoucí a ponořená makrofyta (Kochi et al., 2020).

Emerzní vyořené rostliny jsou to dominantní životní formy v mokřadech a bažinách. Rostou v rozmezí hladiny podzemní vody od 50 cm pod povrchem půdy do hloubky 150 cm a více. Obecně vytvářejí nadzemní stonky a listy a rozsáhlý kořenový a oddenkový systém. Rostliny jsou morfologicky přizpůsobeny růstu v podmáčeném nebo ponořeném substrátu díky velkým vnitřním vzduchovým prostorům pro přenos kyslíku ke kořenům a oddenkům. Mezi tyto rostliny patří druhy jako rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) (Vymazal, 1998). Nejdůležitějšími účinky emergentních makrofyt ve vztahu k procesům čištění odpadních vod v kořenových čistírnách jsou fyzikální účinky, jako je kontrola eroze, poskytování plochy pro vázané mikroorganismy a izolace povrchu dna v zimním období (Vymazal et Kröpfelová, 2005).

Submerzní (ponořené) makrofyty, jako jsou stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) nebo růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*), jsou zcela ponořené ve vodě (Kurniawan et al., 2021)

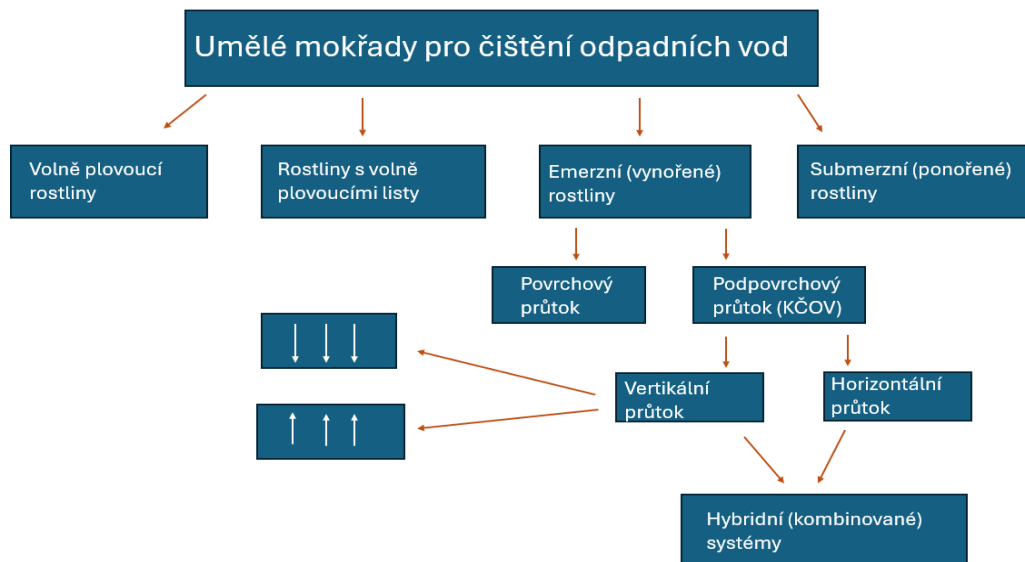
Plovoucí druhy jsou tvarově a habituálně velmi rozmanité, od velkých rostlin s růžicemi nadzemních a/nebo plovoucích listů a dobře vyvinutými ponořenými kořeny (*Eichhornia*, *Trapa*, *Hydrocharis*) až po drobné povrchově plovoucí rostliny s několika málo kořeny nebo bez nich (*Lemnaceae*, *Azolla*, *Salvinia*) (Vymazal, 1998).

7 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod

Uměle konstruované mokřady lze definovat jako konstrukce, které jsou navrženy a postaveny za účelem napodobení přírodních mokřadů. Využívají jejich přirozené procesy včetně vodních rostlin, půdy a souvisejících bakteriálních společenstev, které slouží k odstraňování kontaminantů z odpadních vod (Karungamye & Mater 2021; Gebru et al., 2024). Jsou vytvořeny, tak, aby kopírovaly mnoho stejných procesů, které probíhají v přírodních mokřadech, ale v kontrolovanějších podmínkách (Karungamye & Mater 2021). Tato technologie je cenově dostupnou a ekologicky šetrnou alternativou k tradičním metodám a doporučuje se pro čištění odpadních vod (Gebru et al., 2024). Nejčastěji jsou využívány pro

celou řadu odpadních vod, včetně odpadních vod z domácností, průmyslových a komunálních vod (Karungame & Mater 2021).

Základní rozdělení umělých mokřadů je zřejmé z obrázku číslo 2.



Obr. 4 - Rozdělení umělých mokřadů (Kurniawan et al., 2021)

7.1 Umělé mokřady s volným povrchem

Mokřad s volnou vodní hladinou je přírodní mokřad, ve kterém odpadní voda protéká po povrchu. Je užitečný pro prevenci povodní a kontrolu eroze pobřeží spolu se zlepšením kvality odpadních vod. Ve vybudovaném mokřadu s volnou vodní hladinou lze použít širokou škálu rostlin jako emergentní rostliny (*Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*), ponořené rostliny (*Potamogeton*, *Elodea*) a plovoucí rostliny (*Eichornia*, *Lemna*). Má průměrnou účinnost odstraňování stopových kovů (železo 53 %, měď 45 %, zinek 52 % a pro olovo 52 %), BSK a CHSK (50-60 %), a dusíku (50-65 %) (Parde et al., 2021).

7.2 Kořenová čistírna

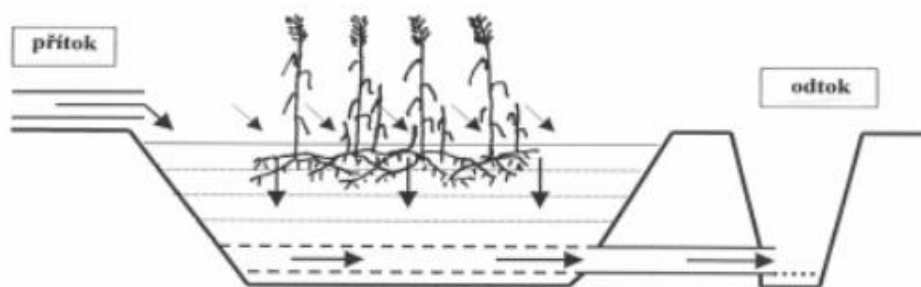
Mokřady s podpovrchovým průtokem neboli také kořenové čistírny jsou populární metodou pro čištění odpadních vod díky své jednoduchosti a nízkým nárokům na údržbu. Existují dva typy čistíren s podpovrchovým průtokem – horizontální a vertikální. Jeden ze zásadních rozdílů mezi těmito dvěma druhy kořenových čistíren spočívá v době nasycení média. Médium v kořenových čistírnách s horizontálním průtokem zůstává nasycené po celou dobu. Naopak, u

kořenový čistíren odpadních vod (KČOV) s vertikálním průtokem médium prochází cykly nasycení, protože je do systému odpadní voda dávkována s přestávkami (Knowles et al., 2011).

Principem je velmi pomalá filtrace odpadní vody propustným šterkovým ložem, které je osázeno rákosem a dalšími druhy hlubokokořenících vodních rostlin. Výhodou je vysoký čistící efekt (až 95 %), vysoká spolehlivost, minimální problémy s kaly, možnost využít i stávající nekvalitní kanalizaci v obci, nízké provozní náklady a nízké investiční náklady (Vymazal, 2016).

7.3 Kořenová čistírna s vertikálním podpovrchovým tokem

Mokřad s vertikálním prouděním je mokřad, ve kterém se odpadní voda ponořuje z horní části mokřadu a odtéká ze spodní části. Odpadní voda proudí vertikálně přes dno (Parde et al., 2021). Kořenové čistírny se však nerozšířily tak rychle jako ty s horizontálním tokem pravděpodobně kvůli vyšším nárokům na provoz a údržbu v důsledku nutnosti přerušovaného čerpání odpadních vod na povrchu mokřadu. Voda je přiváděna ve velkých dávkách a následně se prosakuje pískovým prostředím. Nová dávka se přivádí až poté, co všechna voda prosákne a lože je bez vody. To umožňuje difúzi kyslíku z ovzduší do lože. VF CW jsou proto mnohem aerobnější než HF CW a poskytují vhodné podmínky pro nitrifikaci. Na druhou stranu VF CW neposkytují žádnou denitrifikaci. VF CW jsou také velmi účinné při odstraňování organických látek a nerozpuštěných látek. Odstraňování fosforu je nízké, pokud se nepoužijí média s vysokou sorpční kapacitou (Vymazal, 2010).



Obr. 5 – Uspořádání umělých mokřadů s vertikálním tokem (Vymazal, 2016).

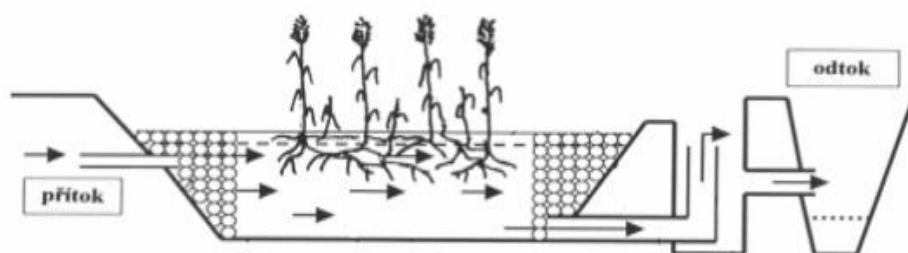
7.4 Kořenová čistírna s horizontálním podpovrchovým tokem

Nejpoužívanější koncepce sériově spojených filtračních čistíren odpadních vod je koncepce s horizontálním podpovrchovým prouděním. Tato konstrukce se skládá z obdélníkového koryta osázeného makrofyty a vyloženého nepropustnou membránou. Mechanicky předčištěná odpadní voda je přiváděna na vstupu a postupně prochází filtračním prostředím pod povrchem

lože ve víceméně horizontální dráze. Odpadní voda se dostává do kontaktu se sítí aerobních, anoxických a anaerobních zón, čímž dochází k čištění (Vymazal, 2018).

Typické uspořádání vybudovaného mokřadu s horizontálním filtračním korytem má hloubku 0,6-0,8 m. Tato hloubka umožňuje kořenům mokřadních rostlin pronikat do celého koryta a poskytovat kyslík prostřednictvím vzduchem naplněných kanálek ve svých kořenech a oddencích. Množství uvolňovaného kyslíku je důležité pro aerobní rozklad organických látek ve splaškové vodě a nitrifikaci. Avšak výzkumy ukazují, že množství uvolňovaného kyslíku není dostatečné pro pokrytí potřeb aerobního rozkladu látek přítomných ve vodě. Anaerobní rozklad hraje také významnou roli v mokřadech (Vymazal, 2005).

Organické látky jsou rozkládány aerobně i anaerobně bakteriemi, které jsou přítomné na podzemních orgánech rostlin a povrchu média. Aerobní rozklad je řízen aerobními heterotrofními bakteriemi, a amonizační bakterie mohou také rozkládat organické sloučeniny. Nedostatečný přísun kyslíku může omezit výkon aerobní biologické oxidace, zatímco dostupnost organických látek ovlivní rychlost rozkladu. Ve většině systémů čištění odpadní vody je aerobní rozklad omezen omezeným přísunem kyslíku a dostatečné množství organických látek je k dispozici (Vymazal, 2005).



Obr. 6 - Uspořádání kořenové čistírny s horizontálním tokem (Vymazal, 2016)

7.5 Realizace kořenové čistírny

7.5.1 Předčištění

Nedostatečné předčištění může vést k nedokonalému odstranění nerozpuštěných látek, což způsobuje riziko zanesení filtrační lože. Tento stav má za následek sníženou efektivitu čištění a degradaci kvality vody na výstupu. V praxi jsou pro čistírny odpadních vod, které jsou napojeny na jednotnou kanalizační síť, nejčastěji využívány kombinace různých zařízení, včetně česlí, lapáku písku a šterbinové nádrže nebo septiku (Vymazal, 2016).

7.5.1.1 Česle

Česle jsou složeny z různých ocelových prutů, nazývaných česlice, které mají různé tvary, jako je kruhový, obdélníkový nebo lichoběžníkový profil. Tyto česlice jsou umístěny do rámu v přítokovém žlabu. Podle vzdálenosti mezi nimi rozlišujeme na hrubé česle a jemné česle. Ideální rychlost proudu vody v přítokovém žlabu se pohybuje v rozmezí od 0,3 do 0,9 m/s. Pokud je rychlost nižší než tato hranice, dochází k sedimentaci písku, zatímco pokud je rychlost vyšší, může dojít k odstranění materiálu, který byl zachycen na česlicích. Česle mohou být vyčištěny ručně nebo pomocí stroje. Shrabaný materiál zachycený na česlicích musí být nakládán a zacházeno s ním jako s hygienicky nebezpečným odpadem (Mlejnská et al., 2015).

7.5.1.2 Lapáky písku

Lapáky písku slouží k odstranění těžkých anorganických látek jako je písek, jemný štěrk, úlomky skla a podobné materiály, které se nacházejí v odpadních vodách. Jeho účelem je zachytit tyto částice a zabránit jim průtoku. Principem je snížení rychlosti toku vody natolik, aby došlo k usazování suspendovaných částic ale zároveň neumožnit usazování nerozpuštěných látek. Množství písku, které se nachází v odpadní vodě, se může lišit v závislosti na různých faktorech, jako je topografie oblasti, povrchová úprava ploch a meteorologické podmínky. V deštivých obdobích může množství písku v odpadní vodě dramaticky vzrůst, což může vyžadovat častější údržbu filtru písku (Vymazal, 2016).

7.5.1.3 Septiky

Septiky jsou často využívány pro menší zdroje odpadních vod obsahující méně než 50 ekvivalentních obyvatel (EO). Tyto zařízení slouží k odstranění suspendovaných částic, které za běžných podmínek sedimentují. Jedná se o nádrže s přepadem, zpravidla rozdělené na několik komor, obvykle tři. Mohou mít různé tvary, například obdélníkový nebo kruhový. V septiku dochází k částečnému rozkladu organických látek v anaerobních podmínkách a k stabilizaci kalu. Vzhledem k tomu, že v běžném septiku nejsou oddělené prostory pro sedimentaci a vyhnívání, může kvalita odtoku trpět účinky vyhnívajícího kalu. Tento problém lze minimalizovat použitím septiku s více oddělenými komorami (Mlejnská et al., 2015).

7.5.2 Filtrační lože

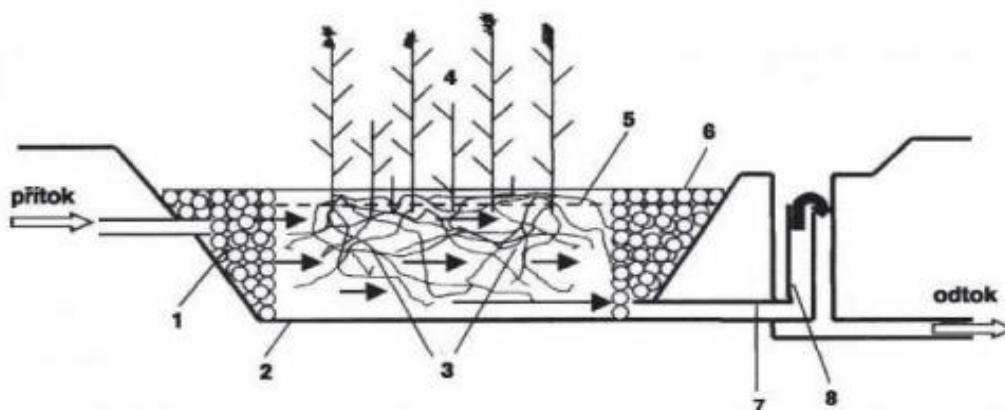
Je důležité vybrat správný filtrační materiál, který má vysokou hydraulickou vodivost, podporuje růst rostlin a účinně odstraňuje suspendované látky a fosfor. Běžně používané materiály, jako je štěrk a drcená hornina, mají dostatečnou hydraulickou vodivost a jsou účinné při zadržování suspendovaných látek, ale mají nízkou sorpční schopnost fosforu. Proto se zkoumají nové materiály s vysokou sorpční schopností fosforu. Často se zkoumají přírodní produkty a odpadní materiály jako potenciální filtrační materiály. Příklady takových materiálů zahrnují písek bohatý na železo, mušlový písek, zeolit, bahno, mleté ústřicové skořápky, strusku z vysokých a elektrických obloukových pecí, popílek a drcený beton (Vymazal et al., 2021).

V tabulce č. 1 vidíme druhy filtračních materiálů a jejich hydraulické vodivosti.

Tabulka 1. - Orientační hodnoty hydraulické vodivosti různých filtračních materiálů (Křiška a Šálek, 2005)

Druh materiálu	Propustnost	Hydraulická vodivost
Kámen lomový	Velmi silně propustný	$>10^{-1}$
Střední drcený štěrk (16-32 mm)	Silně propustný	10^{-2} až 10^{-1}
Drobný štěrk frakce (4-8 mm)	Středně silně propustný	10^{-3} až 10^{-2}
Hrubý říční štěrk	Propustný	10^{-4} až 10^{-2}
Střední říční písek	Mírně propustný	10^{-4} až 10^{-3}
Jemný říční písek	Málo propustný	10^{-5} až 10^{-4}
Zahliněný říční písek	Velmi málo propustný	až 10^{-4}

Znečišťující látky jsou odstraňovány nebo transformovány mikroorganismy, které jsou připojeny k filtračnímu písku a kořenovému systému rostlin. Je důležité, aby byl filtr nenasyčený a nepokrytý vodou, aby se zajistila vysoká hladina kyslíku ve filtru. Lože je osázeno rákosem obecným. Hlavní funkcí rostlin je předcházet ucpávání filtru. Ošetřená odpadní voda je sbírána v systému pasivně provzdušněných odvodňovacích trubek umístěných na dně filtru (Brix et Arias, 2005).



Obr. 7 - Typické uspořádání KČOV (Vymazal, 2016)

- 1 - distribuční zóna
- 2 - nepropustná bariéra (PE nebo PVC)
- 3 - filtrační materiál (kačírek, štěrk, drcené kamenivo)
- 4 – vegetace
- 5 - výška vodní hladiny v kořenovém loži nastavitelná v odtokové šachtě
- 6 - odtoková zóna (shodná s distribuční zónou)
- 7 - sběrná drenáž
- 8 - regulace výšky hladiny (Vymazal, 2016).

7.6 Vegetace vhodná pro čištění odpadních vod

Mokřadní vegetace je neodmyslitelnou částí kořenových čistíren. Makrofyta hrají důležitou roli při odstraňování znečišťujících látek, ale jejich role je většinou nepřímá. Vývoj kořenů v mokřadním filtračním médiu přispívá k rozkladu organických látek. Zároveň zabraňuje zanášení tím, že poskytuje kanály pro průchod vody v systému s vertikálním průtokem (Vymazal et al., 2021).

Výběr vhodných druhů rostlin pro použití v systémech umělých mokřadů závisí na typu mokřadu (např. povrchový nebo podpovrchový, vertikální nebo horizontální tok), na způsobu provozu (např. kontinuální, dávkový nebo přerušovaný tok) a na míře zatížení a vlastnostech odpadních vod. Mokřadní rostliny nejen přijímají živiny, těžké kovy a organické látky, ale také řídí ventilaci a mikrobiální podmínky ve vybudovaném mokřadním dně (Cui et al., 2010). Nadzemní biomasa rostlin také izoluje filtr proti zamrznutí během zimy (Brix et Arias, 2005).

Pro umělé mokřady určené k čištění odpadních vod je vhodné použít vytrvalé rostliny s vysokou mírou tolerance vůči vnějším podmínkám. Dále je žádoucí volit rostliny s vysokou produkcí biomasy na jednotku plochy, rostliny snadno rozmnožitelné a s dlouhou vegetační dobou (Vymazal, 2018).

Nejčastěji používanou rostlinou v kořenových čistírnách je rákos obecný (*Phragmites australis*). Dalším běžně používaným druhem je chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) (Vymazal, 2018).

7.6.1 Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Phragmites australis známý také jako rákos obecný, je vytrvalou rostlinou. Má rozsáhlý oddenkový systém pronikající do hloubky asi 0,6-1,0 m, dorůstá výšky až 4-5 m. *P. australis* se šíří převážně prostřednictvím oddenků, protože semena mají nízkou životaschopnost. Má vysokou toleranci vůči změnám pH a efektivně se vyrovnává jak s organickým, tak i anorganickým znečištěním. Tato rostlina snese vysoký obsah soli, díky čemuž by mohl být využit při čištění slaných odpadních vod nebo při budování mokřadů v oblastech s vysokou evapotranspirací, která zvyšuje salinitu odpadních vod (Mal et Narine, 2004).



Obr. 8 - Rákos obecný (Petr Horčíčko et Ivo Lysoněk, 2004)

7.6.2 Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Phalaris arundinacea se v České republice běžně používá pro kořenové čistírny zejména pro svůj bujný růst, snadnou výsadbu a toleranci vůči znečištění i promrzání. Dorůstá až do 3 m a vytváří husté koruny a výrazné síť silných kořenů a oddenků, které pronikají do hloubky asi 30-40 cm, což umožňuje agresivní vegetativní šíření (Vymazal et al., 2011).



Obr. 9 - Chrastice rákosovitá (Kops, 2010)

7.7 Mikroorganismy v kořenových čistírnách

Makrofyty použité v mokřadu poskytují obrovskou plochu pro růst mikroorganismů, což pomáhá stabilizovat organickou hmotu, zlepšuje fungování fyzikální filtrace, a také zabraňuje ucpávání vertikálního průtokového systému (Parde et al., 2021).

Mikroorganismy hrají klíčovou roli při přeměně a mineralizaci živin a organických sloučenin v KČOV. Rhizosférické bakterie mohou zlepšovat výživu a růst rostlin, chránit rostliny před chorobami a reagovat na vnější stresové faktory (Valipour et Anh, 2016).

Mikrobiální složení rhizosféry je ovlivněno přítomností druhů rostlin. Mikroorganismy v kořenových čistírnách jsou ovlivněny různými faktory, jako je složení odpadní vody, přítomnost specifických sloučenin v odpadní vodě, složení filtračního materiálu, druhy makrofyty a typ kořenové čistírny. Mikroorganismy hrají při čištění odpadních vod zásadní roli při zejména při odstraňování organických látek a dusíku (Vymazal et al. 2021).

Bakterie nacházející se na kořenovém systému makrofyty *Phragmites australis* jsou schopny podporovat růst rostlin a tolerovat mikropolutanty ve vodách. V umělém mokřadu osázeném druhy *Phragmites* a *Sclerophenus californicus* byly nejvíce zastoupeny *Firmicutes*, *Proteobacteria* a *Bacteroidetes* (Vymazal et al., 2021).

7.8 Kolmatace kořenových čistíren

Hlavními faktory ovlivňujícími zanášení jsou filtrace a sedimentace nerozpuštěných látek, růst biofilmu na filtračním substrátu, srážení sloučenin železa a manganu za aerobních podmínek a srážení síranů za anaerobních podmínek a hromadění nerozloženého podzemního rostlinného materiálu (Vymazal et al., 2021).

Problematika ucpávání filtračního lože byla v minulosti relevantní zejména u kořenových čistíren s horizontálním průtokem v 70. a 80. letech minulého století, kde byly používány hlavně půdní substráty s nízkou propustností. V současnosti se však využívají materiály s vysokou propustností, což výrazně snižuje riziko ucpávání. Nicméně dochází k postupnému zanesení přítokové zóny, často způsobené nedostatečným předčištěním nebo nedbalou údržbou. U dobře navržených a správně provozovaných kořenových čistíren by mělo dojít k významnému zanesení až po deseti nebo více letech provozu (Vymazal, 2016).

7.9 Čistící procesy kořenových čistíren

V umělých mokřadech je možné s různou úspěšností odstraňovat čtyři hlavní skupiny znečištění přítokových odpadních vod. Patří mezi ně nerozpuštěné látky, sloučeniny dusíku, sloučeniny fosforu a organické znečištění (Mlejnská et al., 2015)

Vertikální systémy s průtokem vody mohou efektivněji redukovat množství amoniakálního dusíku, což je způsobeno jejich vysokým nasycením kyslíkem. Na druhou stranu, horizontální systémy jsou účinnější při odstraňování dusičnanů. (Kochi et al., 2020)

7.9.1 Odstranění nerozpuštěných látek

Suspendované pevné látky jsou v kořenových čistírnách odstraňovány velmi efektivně. Hlavními mechanismy odstraňování jsou filtrace a sedimentace. Je důležité dosáhnout vysokého odstranění nerozpuštěných látek již při předčištění, protože nadměrné koncentrace těchto látek mohou urychlit proces ucpávání vegetačního lože. To má za následek povrchový tok a nižší účinnost čištění (Vymazal, 2002).

7.9.2 Odstranění dusíku

Nejdůležitější anorganickou formou dusíku v mokřadech jsou amoniakální dusík (NH_4^+), dusitany (NO_2^-) a dusičnany (NO_3^-). Plynný dusík se může vyskytovat ve formě N_2 , oxidu dusného (N_2O), oxidu dusnatého (NO) a amoniaku (NH_3) (Vymazal, 2005).

Procesy, které ovlivňují odstraňování a zadržování dusíku při čištění odpadních vod v konstruovaných mokřadech, jsou rozmanité a zahrnují například nitrifikaci, denitrifikaci, fixaci dusíku, příjem rostlinami a mikroorganismy, mineralizaci (amonifikaci) a anaerobní oxidaci amoniaku (ANAMMOX) (Vymazal, 2007).

Podmínky ve vegetačních vrstvách kořenových čistíren s horizontálním průtokem jsou obvykle anoxické a/nebo anaerobní, takže hlavní překážkou v odstraňování dusíku je nízká rychlost nitrifikace. Tento nedostatek způsobuje omezenou oxidaci amoniakálního dusíku na dusičnany (nitrifikaci). Dochází spíše k aktivaci anoxických a anaerobních procesů, které využívají alternativní zdroje kyslíku, jako jsou dusičnany, oxidované formy železa a manganu, a sírany (Vymazal, 2002)

KČOV s horizontálním průtokem poskytují dobré podmínky pro denitrifikaci, zatímco KČOV s vertikálním přerušovaným průtokem jsou vhodné pro oxidaci amoniakálního dusíku, ale nedochází k odstraňování dusičnanů (Vymazal, 2016).

Adsorpce amoniakálního dusíku je omezena na umělé mokřady s podpovrchovým prouděním, kde je kontakt mezi substrátem a odpadní vodou účinný. Kromě toho substráty používané pro vybudované mokřady obvykle neposkytují velké množství sorpčních míst. Jílovité půdy, které

jsou v sorpci amoniaku nejúčinnější, se v současné době pro vybudované mokřady obvykle nepoužívají (Vymazal, 2018).

7.9.2.1 Amonifikace

Amonifikace neboli mineralizace, je proces přeměny organického dusíku na amoniakální dusík. Tento probíhá složitými biochemickými reakcemi, při kterých se uvolňuje energie. Organický dusík se snadno mění na amoniak, a to jak v aerobní, tak v anaerobní vrstvě filtrační lože. V aerobním prostředí dochází k mineralizaci velmi rychle, avšak v anoxických a anaerobních podmínkách se její rychlost výrazně snižuje. Amonifikace probíhá rychleji než nitrifikace. Rychlost tohoto procesu závisí na teplotě a pH (Vymazal, 2007).

7.9.2.2 Nitrifikace

Proces nitrifikace přeměňuje amoniakální dusík na dusitany a následně dusitany na dusičnany. Jedná se o dvoustupňový proces složený z nitritace a nitratace. Bakterie potřebné pro proces nitrifikace jsou nitrosomonas, nitrosococcus a nitrosospira (Parde et al., 2021).

Vzorec nitrace a nitritace (Vymazal, 2007):

Nitritace:



Nitratace:



První krok, oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany, provádějí striktně chemolitotrofní (přísně aerobní) bakterie, které jsou zcela závislé na oxidaci amoniakálního dusíku, aby získaly energii pro svůj růst. Chemoautotrofní nitrifikační organismy jsou obecně aeroby, které získávají C převážně z CO₂ nebo uhličitanů (Vymazal, 2007).

Druhým krokem procesu nitrifikace je oxidace dusitanů na dusičnany. Nitrifikace je ovlivněna různými faktory, jako je teplota, pH, alkalita vody, zdroje anorganického uhličitanu, vlhkost, mikrobiální populace, koncentrace amoniakálního dusíku a rozpuštěného kyslíku. V mokřadech se míra nitrifikace pohybuje od 0,01 do 2,15 g N/m²/den, s průměrnou hodnotou 0,048 g N/m²/den (Vymazal, 2007).

7.9.2.3 Denitrifikace

Denitrifikace je považována za hlavní mechanismus odstraňování dusíku ve většině typů umělých mokřadů. Koncentrace dusičnanů jsou však v odpadních vodách obvykle velmi nízké (výjimkou jsou drenážní vody ze zemědělství a některé průmyslové odpadní vody), a proto musí být denitrifikace spojena s nitrifikací. Rozdílné požadavky na přítomnost kyslíku pro nitrifikaci a denitrifikaci jsou v mnoha čistírenských mokřadech hlavní překážkou pro dosažení vyššího odstranění dusíku (Vymazal, 2007).

Denitrifikace spočívá v redukci dusičnanů na elementární dusík, provádějí ji heterotrofní bakterie v anoxických podmínkách. Bakterie užitečné pro denitrifikaci jsou například *Micrococcus Pseudomona* a *Spirillum* (Parde et al., 2021).

7.9.2.4 Rostlinný příjem a asimilace

Asimilace dusíku je proces, při kterém se anorganické formy dusíku přeměňují na organické sloučeniny. Ty jsou následně využity jako stavební bloky pro buňky a tkáň. Nejběžnější formy dusíku, které jsou využity při asimilaci, jsou amoniakálního dusíku a dusičnany. Rostliny často upřednostňují amoniakální dusík před dusičnany, protože amoniakální dusík může být snadno integrován do aminokyselin, zatímco dusičnany vyžadují předem redukci na použitelnou formu. Sklizením nadzemní biomasy může být odebrána určitá část dusíku, ale toto množství je obvykle zanedbatelné ve srovnání s celkovým ročním příjmem dusíku rostlinami. Množství dusíku v nadzemní biomase závisí na množství biomasy a koncentraci dusíku v této biomase (Vymazal, 2016).

7.9.3 Odstranění fosforu

Hlavními procesy odstraňování fosforu jsou sorpce, srážení, příjem rostlinami (s následnou sklizní) (Vymazal, 2007).

Sorpční kapacita substrát je ovlivněna jeho fyzikálně-chemickými vlastnostmi, jako je obsah minerálů, velikost částic a specifický povrch. Fosfor je v substrátu vázán především v důsledku adsorpčních a srážecích reakcí s vápníkem, hliníkem a železem. Schopnost KČOV odstraňovat fosfor proto může záviset na obsahu těchto minerálů v substrátu. Běžné materiály používané pro kořenové čistírny poskytují nízkou kapacitu pro sorpci a srážení (Vymazal, 2002).

8 Závěr

V práci byly zkoumány různé extenzivní metody čištění odpadních vod, s důrazem na jejich efektivitu, výhody a nevýhody. Bylo zjištěno, že tyto metody, jako je použití umělých mokřadů nebo mikroskopických řas, přinášejí mnoho výhod včetně nízkých provozních nákladů a ekologické šetrnosti.

Analýza fototrofních organismů, hlavně mikroskopických řas, ukázala, že mají velký potenciál při čištění odpadních vod. Jejich schopnost využívat sluneční energii a absorpce živin z těchto vod nabízí efektivní a udržitelný způsob čištění. Díky schopnosti mikroskopických řas využívat atmosférický oxid uhličitý mohou pomáhat snižovat emise skleníkových plynů z lidské činnosti, což dodává této metodě čištění přidanou hodnotu.

Dále byly diskutovány různé typy mokřadů. Důraz byl kladen a systémy využívající podpovrchový průtok horizontální a vertikální. Během analýzy bylo že kořenové čistírny s vertikálním podpovrchovým průtokem jsou účinnější metodou při odstraňování amoniakálního dusíku a kořenové čistírny s horizontálním podpovrchovým průtokem lépe odstraňují dusičnany.

Práce se věnuje i nevýhodám jednotlivých metod. Mezi ně patří potřeba prostorová náročnost metod a závislost efektivity na vnějších podmínkách. V souvislosti s kořenovými čistírnami byla řešena problematika kolmantace filtrační lože.

Na závěr lze říci, že i přes své nedokonalosti má čištění odpadních vod pomocí fototrofních organismů velký potenciál vzhledem k rostoucímu zájmu využívání ekologicky šetrných a udržitelných technologií.

9 Literatura

Abdel-Rauof N, Al-Homaidan AA, Ibraheem IBM. 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences.*, 19(3), 257-275.

Acién FG, Molina E, Reis A, Torzillo G, Zittelli GC, Sepúlveda C, Masojídek J. 2017. 1 - Photobioreactors for the production of microalgae. *Woodhead Publishing Series in Energy.* 15-26.

Adámek Z, Maršálek B, Rulík M. 2010. *Aplikovaná hydrobiologie. 2.* České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybařství a ochrany vod. ISBN 978-80-87437-09-4.

Barboza-Rodríguez R, Rodríguez-Jasso RM, Rosero-Chasoy G, Rosales Aguado ML, Ruiz HA. 2024. Photobioreactor configurations in cultivating microalgae biomass for biorefinery. *Bioresource Technology.* 394. 6-8.

Barsanti L, Gualtieri P. 2022. *Algae: Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology (3rd ed.).* CRC Press.

Boelee NC. 2013. *Microalgal biofilms for wastewater treatment.* ISBN: 9789461736666. 213.

Bhatt P, Bhandari G, Turco RF, Aminkhoei Z, Bhatt K, Simsek H. 2022. Algae in wastewater treatment, mechanism, and application of biomass for production of value-added product. *Environmental Pollution.* 309. 2-12.

Brix H, Arias CA. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering.* 25. 491-500.

Cai T, Park SY, Li Y. 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 19, 360-369.

Cui L, Ouyang Y, Lou Q, Yang F, Chen Y, Zhu W, Luo S. 2010. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering.* 36. 1083-1085.

Dahai H, Zhinong Y, Lin Q, Yuhong L, Lei T, Jiang Li, Liandong Z. 2024. The application of magical microalgae in carbon sequestration and emission reduction: Removal mechanisms and potential analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 197. 1-7.

Daneshvar E, Zarrinmehr MJ, Koutra E, Kornaros M, Farhadian O, Bhatnagar A. 2019. Sequential cultivation of microalgae in raw and recycled dairy wastewater: Microalgal

growth, wastewater treatment and biochemical composition. *Bioresource Technology*. 273. 556-564.

Diao Y, Gong X, Donghai X, Duan P, Wang S, Guo Y. 2024. From culture, harvest to pretreatment of microalgae and its high-value utilization. *Algal Research*. 79. 2-7.

Geburu SB, Adhena AW. 2024. Applications of constructed wetlands in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances – a review. *South African Journal of Chemical Engineering*. 48. 395-416.

Gordon R, Seckbach J. 2012. *The Science of Algal Fuels: Phycology, Geology, Biophotonics, Genomics and Nanotechnology*. 55-57.

Horčíčko P, Lysoněk I. 2004. Biologie-poznávání. [cit. 2024-04-03]. Lipnicovité-rákos obecný. http://www.guh.cz/edu/bi/biologie_rostliny/html04/foto_043.html

Kim MK, Park JW, Park CS, Kim SJ, Jeune KH, Chang MU, Acreman J. 2007. Enhanced production of *Scenedesmus* spp. (green microalgae) using a new containing fermented swine wastewater. *Bioresource Technology* 98. 2220-2228.

Kops J., *Natura Italiana*. 2010 [cit. 2024-03-03]. *Phalaris arundinacea*. <http://luirig.altervista.org/naturaitaliana/viewpics2.php?rcn=40625>

Knowles P, Dotro G, Nivala J, García J. 2011. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*. 37. 100-108.

Kochi LY, Freitas PL, Maranhão LT, Juneau P, Gomes MP. 2020. Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*. 12. 2-12.

Kohli A, Miro B, Balié J, Hughes J. 2020. Photosynthesis Research: A Model to Bridge Fundamental Science, Translational Products and Socio-economic Considerations in Agriculture. *Journal of Experimental Botany*. 71. 2281–2298.

Kriška M, Šálek J. 2005. Výzkum vlastností filtračných materiáľů pro zemní filtry a vegetační kořenové čistírny. Alternativne sposoby čistenia odpadových vod v malých obciach, SPU v Nitre. 54–58.

Kurniawan SB, Ahmad A, Moh Said NS, Imron MF, Abdullah SRS, Othman AR, Purwanti IF, Hasan HA. 2021. Macrophytes as wastewater treatment agents: Nutrient uptake and potential of produced biomass utilization toward circular economy initiatives. *Science of The Total Environment*. 790. 5-6.

Mareddy AR. 2017. *Technology in EIA. Environmental Impact Assessment*, 431.

Masojídek J, Torzillo G. 2008. Mass Cultivation of Freshwater Microalgae. *Ecological Engineering*. 2228-2232.

Mal T, Narine L. 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.. *Canadian Journal of Plant Science*. 84. 365-379.

Mlejnská E, Rozkošný M, Baudišová D. 2015. Optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií. 15-59.

Nguyen LN, Aditya L, Vu, HP Jahir AH, Bennar L, Ralph P, Hoang NB, Zdarta J, Nghiem LD. 2022. Nutrient Removal by Algae-Based Wastewater Treatment. *Curr Pollution Rep* 8, 369–377.

Parde D, Patwa A, Shukla A, Vijay R, Killedar DJ, Kumar R. 2021. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*. 21. 3-7.

Plöhn M, Spain O, Sirin S, Silva M, Escudero-Oñate C, Ferrando-Climent L, Allahverdiyeva Y, Funk Ch. 2021. Wastewater treatment by microalgae. *Physiologia Plantarum*, 173, 568–578.

Rathod H. 2015. Algae based wastewater treatment. 2-10.

Rawat I, Ranjith Kumar R, Mutanda T, Bux F. 2011. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*. 88. 3416-3418.

Razzak SA, Khairul B, Oajedul Islam KM, Haniffa AK, Faruque MO, Hossain SMZ, Hossain MM. 2023. Microalgae cultivation in photobioreactors: Sustainable solutions for a greener future. *Green Chemical Engineering*. 5-12.

Roeselers G, van Loosdrecht MCM, Muyzer G. 2008. Phototrophic biofilms and their potential applications. *Journal of Applied Phycology*. 20. 227–230.

Sonune A, Ghate R. 2004. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*. 167, 55-63.

Šálek, J. 1995. Přírodní způsoby čištění odpadních vod. Vysoké učení technické v Brně, ISBN 80-214-0712-3.

Torzillo G, Vonshak A. 2013. Environmental Stress Physiology with Reference to Mass Cultures. *Handbook of Microalgal Culture*. 96-104.

- Valipour A, Ahn YH. 2016. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. *Environ Sci Pollut Res* 23, 180–197.
- Vymazal J, Brix H, Cooper P, Haberl R, Perfler R, Laber J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands.
- Vymazal J, Kröpfelová L. 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecological Engineering*. 25. 607-608.
- Vymazal J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 25. 478-490.
- Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380 (2007) 48–65.
- Vymazal J. 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*. 2(3). 530-549.
- Vymazal J, Kröpfelová L, Švehla J, Němcová J. 2011. Heavy metals in *Phalaris arundinacea* growing in a constructed wetland treating municipal sewage. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 91(7–8), 753–767.
- Vymazal J. 2016. Kořenové čistírny odpadních vod, využití ve světě, České republice a Plzeňském kraji. *Česká zemědělská univerzita v Praze*. 1-66.
- Vymazal J. 2018. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Encyclopedia of Ecology*. 14-21
- Vymazal J, Zhao Y, Mander Ü. 2021. Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*. 169. 2-10.
- Walker TL, Purton S, Becker DK, Collet C. 2005. Microalgae as bioreactors. *Plant Cell Rep*. 24. 629-641.
- Winkler M, Straka KHL. 2019. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*. 57, 50-55.
- Zhang Z. 2023. Application of algae in wastewater treatment. *Highlights in Science, Engineering and Technology*. 73. 187-189.
- Zuccaro G, Yousuf A, Pollio A, Steyer JP. 2020. Chapter 2 - Microalgae Cultivation Systems. *Microalgae Cultivation for Biofuels Production*. 11-29.