

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Biodegradabilní polymery jako aditivum substrátů
v umělých mokřadech**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Tereza Hnátková, Ph.D.

Bakalant: Markéta Strejcová

© 2023 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Markéta Strejcová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Biodegradabilní polymery jako aditivum substrátů v umělých mokřadech

Název anglicky

Biodegradable polymers as a substrate additive in constructed wetlands

Cíle práce

Práce bude zpracována formou rešerše a bude vycházet zejména ze zahraničních odborných článků a studií. Bude shrnovat dosavadní poznatky o typech umělých mokřadů určených pro úpravu vod na základě jejich hydraulického režimu, typu vegetačního pokryvu a o základních procesech úpravy odpadních vod probíhajících v umělých mokřadech.

Navazující část práce bude zaměřena na typy substrátů využívaných v těchto systémech. Cílem je popis již využívaných substrátů v umělých mokřadech (sláma, dřevní štěpka, štěrk atd.) a vyhodnocení možnosti využití biodegradabilních polymerních látek jako jejich vhodného aditiva pro zvýšení účinnosti eliminace kontaminantů z odpadních vod se zaměřením na dusík a fosfor.

Metodika

Tato bakalářská práce bude napsána formou rešerše. V první teoretické části se práce bude zabývat popisem a technickou charakteristikou jednotlivých využitelných mokřadních systémů pro úpravu odpadních vod. Ve druhé části budou zpracovávána data čerpaná z odborných publikací se zaměřením na konkrétní druhy umělých mokřadů a substrátů a bude posouzen jejich vliv na odstraňování polutantů z odpadních vod.

Na základě rešerše budou popsány biodegradabilní polymery využitelné v daných aplikacích, včetně popisu jejich vlastností, schopnosti biodegradace a jejich vlivu na umělé mokřady.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

biodegradabilní polymery, denitrifikace, kořenová čistírna, substrát, umělé mokřady

Doporučené zdroje informací

- Antoš V., Polách L., Fučík P., Hrabák P., Šupíková I., Zajíček A., Hejduk T., 2021: Substráty pro nížkonákladové systémy k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod: certifikovaná metodika. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 62 s. ISBN 978-80-88323-52-5.
- Lopardo C. R., Zhang L., Mitsch W. J., Urakawa H., 2019: Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological Engineering* 131: 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.024>.
- Sun H., Yang Z., Wei C., Wu W., 2018: Nitrogen removal performance and functional genes distribution patterns in solid-phase denitrification sub-surface constructed wetland with micro aeration. *Bioresource Technology* 263: 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.078>.
- Vymazal J., 2007: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment* 380(1-3): 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.
- Vymazal J., 2010: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* 2(3): 530-549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Tereza Hnátková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Biodegradabilní polymery jako aditivum substrátů v umělých mokřadech vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V Praze dne

.....

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Tereze Hnátkové, Ph. D., za vedení a cenné rady při zpracování této bakalářské práce. Dále bych také chtěla poděkovat své rodině za podporu v průběhu celého studia.

Biodegradabilní polymery jako aditivum substrátů v umělých mokřadech

Abstrakt

Bakalářská práce je zaměřena na zhodnocení možnosti využití biodegradabilních polymerů jako vhodného doplňku do substrátů v umělých mokřadech, zejména za účelem zvýšení účinnosti procesu denitrifikace. Práce bude popisovat vybrané substráty, které se v umělých mokřadech již využívají a bude řešen jejich vliv na účinnost eliminace polutantů z odpadních vod. Zmíněné budou i základní procesy probíhající v umělých mokřadech, které se podílejí na eliminaci dusíku a fosforu. Cílem práce je shrnutí dosavadních poznatků o typech umělých mokřadů, charakteristikách jednotlivých substrátů, charakteristikách biodegradabilních polymerů a jejich vlivu na umělé mokřady.

Klíčová slova: biodegradabilní polymery, denitrifikace, kořenová čistírna, substrát, umělé mokřady

Biodegradable polymers as a substrate additive in constructed wetlands

Abstract

This bachelor's thesis is focused on the evaluation of the possibility of using biodegradable polymers as a suitable additive to substrates used in constructed wetlands, especially in order to increase the efficiency of the denitrification process. This theses will also describe selected substrates that are already being used in constructed wetlands and their effect on the efficiency of pollutant removal from wastewaters. The main processes involved in nitrogen and phosphorus elimination in constructed wetlands will also be mentioned. The aim of this bachelor's thesis is to summarize existing information about the types of constructed wetlands, properties of various substrates, properties of biodegradable polymers and their influence on constructed wetlands.

Keywords: biodegradable polymers, denitrification, root zone wastewater treatment, substrate, constructed wetlands

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíle práce	2
3 Metodika	3
4 Biologické čištění odpadních vod	4
4.1 Zdroj uhlíku	5
4.2 Eliminace organických látek	5
4.3 Eliminace dusíku	6
4.4 Eliminace fosforu	7
5 Umělé mokřady	8
5.1 Technická charakteristika	8
5.2 Vegetace	9
5.3 Hydrologické podmínky	10
5.3.1 Povrchový tok	10
5.3.2 Podpovrchový tok	11
6 Substráty v umělých mokřadech	14
6.1 Vlastnosti	14
6.1.1 Fyzikální vlastnosti	15
6.1.2 Chemické vlastnosti	15
6.2 Organické substráty	15
6.3 Anorganické substráty	19
6.4 Kombinace substrátů	21
7 Biodegradabilní polymery	23
7.1 Vlastnosti	24
7.1.1 Biodegradabilita	25
7.2 Vybrané biodegradabilní polymery	25
8 Začlenění biodegradabilních polymerů do substrátů umělých mokřadů	30
8.1 Podpora denitrifikace	31
8.2 Konkrétní příklady z umělých mokřadů	32
8.2.1 Vliv na eliminaci dusíku	32
8.2.2 Vliv na eliminaci fosforu	35
8.3 Mikroplasty v umělých mokřadech	36
9 Diskuse	38
10 Závěr	41
11 Seznam literatury	43

12 Seznam obrázků a tabulek.....	55
---	-----------

Seznam použitých zkratek

Al	Hliník
BDP	Biodegradabilní polymer
Ca	Vápník
Ca²⁺	Vápenatý kation
C/N poměr	Poměr uhlíku a dusíku
CO₂	Oxid uhličitý
Cr	Chrom
CW	Umělý mokřad
Fe	Železo
FWS-CW	Povrchově protékaný umělý mokřad
HF-CW	Horizontálně protékaný umělý mokřad
H₂O	Voda
Mg	Hořčík
N	Dusík
NH₄⁺-N	Dusík vázaný v amoniu
NO₃⁻-N	Dusík vázaný v dusičnanech
Ni	Nikl
P	Fosfor
PBS	Polybutylen sukcinát
PCL	Polykaprolakton
PHA	Polyhydroxyalkanoáty
PHB	Polyhydroxybutyrát
PHBV	Poly(3-hydroxybutyrát-co-3-hydroxyvalerát)
PLA	Kyselina polymléčná

SSF-CW	Umělý mokřad s podpovrchovým tokem
T_g	Teplota skelného přechodu
TN	Celkový dusík
TP	Celkový fosfor
VF-CW	Vertikálně protékající umělý mokřad

1 Úvod

Umělé mokřady jsou spolehlivou technologií, kterou lze aplikovat k čištění všech typů odpadních vod. Oproti konvenčním zařízením určeným k čištění odpadních vod jsou jejich náklady na provoz i údržbu mnohem nižší a zároveň mohou poskytovat jiné ekosystémové služby, mezi které patří ochrana před povodněmi či sekvestrace uhlíku (Vymazal, 2010).

Odstraňování polutantů z odpadních vod je v umělých mokřadech závislé především na třech komponentech, jimiž jsou substrát, vegetace a mikroorganismy. Výběrem správných komponentů, včetně substrátu, může být výkon umělého mokřadu optimalizován (Dordio et Carvalho, 2013).

V minulosti byl hlavní záměr při výběru substrátu soustředěn primárně pouze na zajištění vhodných podmínek pro růst vegetace. Současně ale roste povědomí i o dalších benefitech, které některé substráty mohou poskytovat. Jednotlivé substráty disponují různými vlastnostmi, jako je hydraulická vodivost, poréznost nebo adsorpční kapacita, a tudíž i odlišnou schopností zadržovat polutanty. Nejvýznamnějším procesem probíhajícím v substrátech, který se podílí na odstraňování polutantů je sorpce, dále to může být i například iontová výměna. Schopnost substrátu sorbovat polutanty může být ovlivněna i jeho chemickými vlastnostmi (Dordio et Carvalho, 2013).

Pozornosti se začíná dostávat právě biodegradabilním polymerům, které mají v umělých mokřadech potenciál podporovat transformaci nutrientů a představují tak v těchto systémech určitou perspektivu (Lopardo et al., 2019). Transformaci dusíku mohou podporovat zejména prostřednictvím denitrifikace, při které mikroorganismy redukují dusičnany až na plynný dusík. Biodegradabilní polymery pro denitrifikační mikroorganismy mohou sloužit nejen jako nosič biofilmu, ale zároveň jim při tomto procesu mohou poskytovat organický uhlík jako donor elektronů (Fan et al., 2012). Stejně tak prostřednictvím organického uhlíku může být podpořen i proces biologického odstraňování fosforu (Hu et al., 2018).

Popisu substrátů, které jsou v umělých mokřadech využívány, a zároveň popisu vybraných biodegradabilních polymerů, které by mohly být v umělých mokřadech využívány se bude věnovat tato bakalářská práce. Zároveň bude řešen i jejich vliv, který mají nebo mohou mít na čisticí procesy probíhající v těchto systémech.

2 Cíle práce

Práce bude zpracována formou rešerše a bude vycházet zejména ze zahraničních odborných článků a studií. Bude shrnovat dosavadní poznatky o typech umělých mokřadů určených pro úpravu vod na základě jejich hydraulického režimu, typu vegetačního pokryvu a o základních procesech úpravy odpadních vod probíhajících v umělých mokřadech.

Navazující část práce bude zaměřena na typy substrátů využívaných v těchto systémech. Cílem je popis již využívaných substrátů v umělých mokřadech (sláma, dřevní štěpka, šterk atd.) a vyhodnocení možnosti využití biodegradabilních polymerních látek jako jejich vhodného aditiva pro zvýšení účinnosti eliminace kontaminantů z odpadních vod se zaměřením na dusík a fosfor.

3 Metodika

Tato bakalářská práce bude napsána formou rešerše. V první teoretické části se práce bude zabývat popisem a technickou charakteristikou jednotlivých využitelných mokřadních systémů pro úpravu odpadních vod. Ve druhé části budou zpracovávána data čerpaná z odborných publikací se zaměřením na konkrétní druhy umělých mokřadů a substrátů a bude posouzen jejich vliv na odstraňování polutantů z odpadních vod.

Na základě rešerše budou popsány biodegradabilní polymery využitelné v daných aplikacích, včetně popisu jejich vlastností, schopnosti biodegradace a jejich vlivu na umělé mokřady.

4 Biologické čištění odpadních vod

Čištění odpadních vod můžeme rozdělit na tři stupně. Při prvním stupni čištění (mechanický stupeň) dochází k zachycení či sedimentaci suspenzní a makroskopického materiálu. Po něm obvykle následuje druhý stupeň (biologické čištění). Třetí stupeň (chemický) má za účel dodatečné snižování a odbourávání obsahu nutrientů (Říhová Ambrožová, 2007).

Hlavním účelem biologického čištění odpadních vod je efektivně odstranit zejména organické látky (Bindzar et al., 2009). Na odbourávání organických látek se podílejí organismy, mezi které primárně patří heterotrofní bakterie, autotrofní bakterie, houby včetně kvasinek a někteří prvoci (Meng et al., 2014).

Při biologickém čištění odpadních vod dochází zároveň i k odstraňování dusíku a fosforu. Klíčovým aspektem je zde přítomnost a dostupnost organického uhlíku, který funguje jako donor elektronů pro průběh denitrifikace a jako zdroj energie pro zvýšené biologické odstraňování fosforu. Organického substrátu je ale v přítoku odpadních vod obvykle nedostatek a je třeba ho pro zvýšení výkonu biologického čištění externě dodávat (Hu et al., 2018).

Procesy biologického čištění probíhají v biologických reaktorech. Mikroorganismy v nich mohou působit buď ve formě suspenze (aktivovaný kal) v aktivační nádrži, nebo ve formě nárostu (biofilm) na povrchu vhodného nosiče v biofilmových reaktorech (Bindzar et al., 2009).

Kromě biologických reaktorů probíhá biologické čištění i v umělých mokřadech (CW) (Calheiros et al., 2008). V umělých mokřadech dochází při čištění odpadních vod ke kombinaci chemických, fyzikálních a biologických procesů (Khalifa et al., 2020). Ačkoliv je výkon čistících procesů v CW závislý na různých mechanismech jako je sedimentace, filtrace, srážecí reakce, adsorpce a volatilizace, největší význam zde má při odstraňování znečištění právě mikrobiální aktivita (Meng et al., 2014). Nosičem biofilmu je v mokřadních systémech substrát (Calheiros et al., 2008).

Substrátem v umělých mokřadech by mohly být i biodegradabilní polymery (BDP), které mohou být díky své biologické rozložitelnosti zdrojem organického uhlíku (Xu et al., 2018). Dostupnost organického uhlíku, dále teplota, pH a celková charakteristika substrátu ovlivňuje v umělých mokřadech mikrobiální aktivitu (Meng et al., 2014).

4.1 Zdroj uhlíku

Uhlík je pro mikroorganismy zdrojem energie, který potřebují pro chod svého metabolismu, ale i k syntéze nové biomasy. Heterotrofní organismy využívají uhlík dostupný z organických látek a autotrofní organismy využívají uhlík z oxidu uhličitého CO₂ (EPA, 2013). Většina organismů podílejících se na čištění odpadních vod využívá uhlík organický (Bindzar et al., 2009).

Organický uhlík je důležitý nejen pro účinnou eliminaci fosforu, ale i pro průběh biologické denitrifikace, která je efektivním procesem odstraňování dusíku (Ra et al., 2000). V průběhu denitrifikace slouží organický uhlík jako donor elektronů při přeměně dusičnanů. V odpadních vodách s nízkým C/N poměrem má tedy uhlík zásadní roli (Z. Yang et al., 2018).

Zdroj uhlíku můžeme rozdělit dle původu na externí a interní. Interním zdrojem uhlíku je organický uhlík pocházející z přítoku odpadní vody. Externí zdroj uhlíku je do čistícího procesu doplňován z vnějšího prostředí (EPA, 2013).

Zdrojem externího uhlíku pro podporu denitrifikace jsou některé rozpustné látky jako methanol a fruktóza. Další formou zdroje uhlíku jsou pevné materiály přírodního původu (sláma apod.), které jsou dostupné a levné. Jejich alternativu potom představují biodegradabilní materiály (Z. Yang et al., 2018).

4.2 Eliminace organických látek

Organické látky jsou v CW odstraňovány mikroorganismy za aerobních i anaerobních podmínek (Meng et al., 2014). Jednoduché organické látky jsou transportovány přímo do buněk organismů, zatímco vysokomolekulární organické látky jsou nejprve mechanicky zachyceny do matrice mikroorganismů, kde jsou dále rozštěpeny pomocí enzymů. Takto rozštěpené látky jsou opět transportovány do buněk, kde mohou být metabolizovány (Bindzar et al., 2009).

Při aerobním metabolismu mikroorganismů je část organického znečištění oxidována za vzniku energie na konečné produkty CO₂ a H₂O a část z nich je spotřebována na syntézu zásobních látek a nových buněk. Syntéza se navenek projevuje zvyšováním počtu mikroorganismů a zvyšováním hmotnosti jejich biomasy (Bindzar et al., 2009).

Při anaerobním metabolismu anaerobních mikroorganismů je organické znečištění rozkládáno bez přístupu vzduchu na konečné produkty methan a CO₂. Rozklad

organických látek je realizován pomocí enzymů produkovaných bakteriemi. Kromě hydrolýzy jsou anaerobní procesy doprovázeny procesy acidogeneze, acetogeneze a methanogeneze (Bindzar et al., 2009).

Kromě odstraňování organických látek při biologickém čištění odpadních vod dochází i k eliminaci nutrientů (dusík a fosfor) v anorganické formě (Bindzar et al., 2009).

4.3 Eliminace dusíku

Mezi nejčastěji se vyskytující organické sloučeniny dusíku v odpadních vodách patří sloučeniny s aminovou funkční skupinou, nebo sloučeniny bílkovinné povahy. Nejčastější anorganickou formou je potom amoniakální dusík (Bindzar et al., 2009).

Mikrobiální aktivita je primární způsob, kterým v umělých mokřadech dochází k eliminaci dusíku (Sun et al., 2022). Hlavními procesy, na kterých se mikroby při eliminaci dusíku podílejí, jsou například nitrifikace, denitrifikace, dále to může být o proces anammox (Meng et al., 2014). Anaerobní oxidace amoniaku, zkráceně tedy anammox, je proces, ve kterém některé bakterie transformují amoniak a dusitany na plynný dusík. (Kouba, 2018).

Významnou roli hraje při biologickém odstraňování dusíku i proces amonifikace, protože právě při tomto procesu dochází k přeměně rozpuštěného organického dusíku na dusík amoniakální, který dále vstupuje do procesu nitrifikace a denitrifikace (Rongsayamanont et al., 2020).

Nitrifikace je proces, který se skládá ze dvou na sebe navazujících biologických procesů. V první části dochází k oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany. Dusitany vzniklé v první části reakce jsou potom ve druhé části za přítomnosti kyslíku přeměňovány na dusičnany (Rahimi et al., 2020).

Ke kompletní eliminaci dusičnanů dochází v průběhu procesu denitrifikace. Konečným produktem reakce je potom plynný dusík N_2 . Proces probíhá za anoxických podmínek. Další podmínkou tohoto procesu je dostupnost organického uhlíku, který je nezbytný pro buněčný růst mikroorganismů a pro průběh heterotrofní denitrifikace (Rahimi et al., 2020).

4.4 Eliminace fosforu

Jako celkový fosfor (TP) je označován veškerý přítomný fosfor ve vzorku, ať už v rozpuštěné či nerozpuštěné formě. Ve vodě se může fosfor vyskytovat v organických i anorganických sloučeninách například ve formě orthofosforečnanů či polyfosforečnanů (Tuser, 2022).

I na eliminaci fosforu se dokážou podílet mikroorganismy, protože jsou schopné tento prvek, jakožto živinu, asimilovat do své biomasy. (Bindzar et al., 2009). Střídáním aerobních a anaerobních podmínek prostředí lze navodit proces zvýšeného biologického odstraňování fosforu, při kterém dochází vlivem střídání podmínek ke stimulaci růstu mikroorganismů schopných akumulace fosforu. Nedostatek organického substrátu pro průběh tohoto procesu lze vyřešit adicí externího zdroje uhlíku (Wei et al., 2014).

Kromě biologické cesty je eliminace fosforu v umělých mokřadech závislá i na fyzikálně-chemických a hydrologických vlastnostech substrátu mokřadu, protože je fosfor sorbován nebo vysrážen především právě v něm (Vohla et al., 2011).

5 Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou k čištění odpadních vod využívány přibližně od 50. let 20. století (Mlejnská et Rozkošný, 2016). CW byly zkonstruovány tak, aby k čištění odpadních vod využívaly procesy probíhající v přirozeně vzniklých mokřadech (Vymazal, 2010). Celkový výkon při čištění odpadních vod CW je závislý na synergii mezi mikroorganismy, fyzikálně-chemickými vlastnostmi substrátu, hydraulickým režimem mokřadu a mokřadní vegetací (Bydalek et al., 2023).

Substrát v CW spojuje všechny jeho funkční komponenty a čistící procesy probíhající uvnitř systému. Může být tvořen různými materiály a svými vlastnostmi dokáže ovlivňovat složení a vývoj bioty (mikroorganismy a vegetace) (Dordio et Carvalho, 2013). Substrát také funguje jako externí zdroj organického uhlíku nutný pro růst mikroorganismů, a tedy i pro průběh denitrifikace. Nejčastějším typem substrátu jsou organické materiály (Fučík et al., 2021).

Mokřadní systémy jsou schopné odstranit nejen bakteriální znečištění, sedimenty, nutrienty, ale i pesticidní látky a další širokou škálu kontaminantů. Účinnost eliminace kovů závisí umělých mokřadech na typu prvku, druhové skladbě vegetace a na typu substrátu (Antoš et al., 2021).

5.1 Technická charakteristika

Čistící účinnost CW je ovlivněna mnoha faktory, které je třeba při návrhu a konstrukci systému brát v potaz. Těmito faktory jsou např. složení odpadních vod, hydrogeologická charakteristika, klimatické podmínky a četnost srážkových úhrnů na dané lokalitě (Antoš et al., 2021).

Před samotný systém se zařazuje mechanické předčištění, aby nedocházelo k ucpávání filtrační lože nerozpuštěnými látkami (Vymazal, 2010).

Dále je před mokřadem umístěná alespoň jedna průtočná retenční nádrž, která slouží k zadržení povrchových toků. V retenční nádrži nebo v její návaznosti je umístěn regulátor průtoku odpadní vody z retenční nádrže do mokřadu. Umělý mokřad dále obsahuje distribuční šachtu, která je k retenční nádrži propojena distribučním potrubím (Fučík et al., 2021).

Samotný mokřad je otevřenou nádrží začleněnou v okolním terénu. Aby nedocházelo k průsaku podzemních vod do pole umělého mokřadu, musí být nádrž izolována. Z

toho důvodu je na podklad umístěná ochranná geotextílie a na ní je umístěna hydroizolační fólie. (Fučík et al., 2021).

5.2 Vegetace

Makrofyta jsou v umělých mokřadech esenciálním komponentem a hlavním zdrojem kyslíku (Sandoval et al., 2019). Kyslík je přesouván z nadzemních orgánů do podzemních a dále se přes kořeny pomocí aerenchymu uvolňuje do rhizosféry, kde formuje aerobní prostředí. Koncentrace kyslíku se směrem od kořenů snižuje a vytváří tak prostředí, které je příznivé pro růst aerobních, fakultativně anaerobních a anaerobních mikroorganismů (Lai et al., 2012).

Uvolňováním kyslíku přes kořeny tedy vegetace podporuje aerobní degradaci a nitrifikaci. Dále se přes kořeny stimuluje růst mikroorganismů, a to vylučováním kořenových exudátů. Pomocí rhizomů vegetace podporuje hydraulickou vodivost substrátu, čímž přispívají k prevenci jeho ucpání (Dordio et Carvalho, 2013).

Funkci odbourávání organického a anorganického znečištění mohou kromě mikroorganismů vykonávat i samotné rostliny, a to asimilací do svých pletiv (Sandoval et al., 2019). Při dekompozici biomasy potom vegetace slouží jako další externí zdroj uhlíku pro denitrifikaci (Fučík et al., 2021).

Podle formy mokřadní vegetace můžeme CWs rozdělit na systémy s rostlinami zcela ponořenými (submerzní), rostlinami vynořenými nad hladinou (emerzní), rostlinami volně plovoucími (pleustofyty) a rostlinami s volně plovoucími listy (natantní) (Vymazal, 2010).

Pleustofyty

Jedná se o variabilní skupinu rostlin nekořenících v substrátu. Do této skupiny patří např. vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*), babelka řezanovitá (*Pistia stratiotes*), nepukalka (*Salvinia spp.*) a některé druhy okřehku (*Lemna spp.*) (Brix et Schierup, 1989).

Ačkoliv mají tyto druhy schopnost kumulovat velké množství živin, provoz systémů s využitím pleustofytní vegetace je ekonomicky nevýhodný, protože je nutné je pravidelně sklízet (Vymazal, 2004).

Natantní vegetace

Umělé mokřady s natantní vegetací nejsou příliš využívány (Vymazal, 2004). Mezi natantní druhy vyskytující se v umělých mokřadech patří například leknín bílý (*Nymphaea alba*), rdest trávolistý (*Potamogeton gramineus*) a pupečník obecný (*Hydrocotyle vulgaris*) (Brix et Schierup, 1989).

Submerzní Vegetace

S ohledem na fyziologické potřeby submerzních makrofyt by měly být tyto druhy v umělých využívány spíše pro odpadní vody s nízkým obsahem organických látek, aby vegetace měla v CW dostatečný přístup světla (Vymazal, 2004).

Mezi submerzní druhy vyskytující se v umělých mokřadech patří například rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*) či pobřežnice jednokvětá (*Littorella uniflora*) (Brix et Schierup, 1989).

Emerzní vegetace

Vegetativní orgány emerzních makrofyt vyčnívají nad vodní hladinou (Kataki et al., 2021). Emerzní druhy jsou v mokřadech převažující životní formou. Rostliny jsou morfologicky přizpůsobeny k růstu v podmáčeném substrátu. Mezi emerzní druhy makrofyt patří například rákos obecný (*Phragmites australis*) či orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) (Brix et Schierup, 1989).

5.3 Hydrologické podmínky

Umělé mokřady s emerzní vegetací můžeme dále rozlišovat dle vodní hladiny. Umělé mokřady s volnou vodní hladinou označujeme jako umělé mokřady s povrchovým tokem a bez její přítomnosti jako systémy s podpovrchovým tokem (Vymazal, 2004).

5.3.1 Povrchový tok

Povrchově protékaný umělý mokřad (FWS-CW) má obvykle podobu mělké nádrže nebo řady mělkých nádrží s hloubkou filtrační lože 20–30 cm a hloubkou vody okolo 20–40 cm. Vegetace zaujímá i více než 50% plochy a obvykle se nesklízí, protože odumřelá biomasa slouží jako zdroj uhlíku pro denitrifikaci (Vymazal, 2010).

Suspendované pevné látky jsou odstraňovány usazováním a filtrací přes porost makrofyt. Dusík je odstraňován především nitrifikací ve vodním sloupci a následně

denitrifikací v anaerobních zónách filtrační lože (Vymazal, 2010). Hloubka substrátu se pohybuje okolo 20-30 cm (Mlih et al., 2020).

Výhodou FWS-CWs je, že vytváří vhodné podmínky pro mikroorganismy. Nevýhodou je nízká účinnost při odstraňování suspendovaných pevných látek (Meng et al., 2014).

5.3.2 Podpovrchový tok

Odpadní voda v umělém mokřadu s podpovrchovým tokem (SSF-CW) protéká pod povrchem substrátu (Dotro et al., 2017). SSF-CWs mohou být dále rozděleny na dvě skupiny podle směru proudu odpadní vody přes substrát na mokřady s vertikálním (VF) nebo horizontálním průtokem (HF) (Saeed et Sun, 2012). Pro zvýšenou účinnost lze oba výše zmíněné systémy různě kombinovat (Antoš et al., 2021).

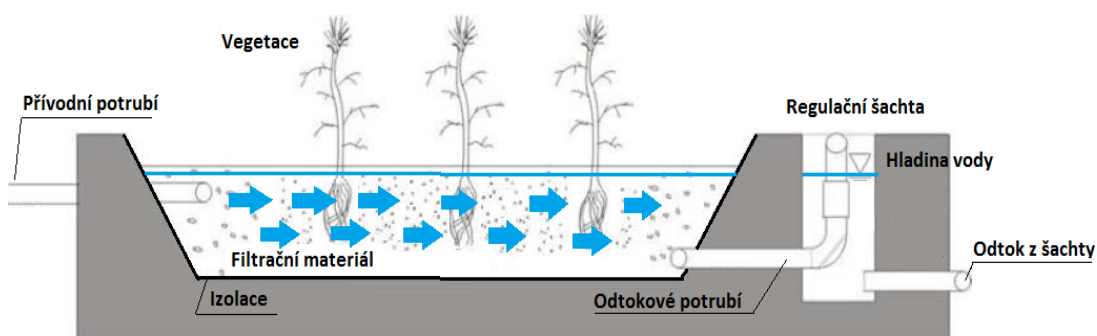
Horizontální systémy

Kromě směru průtoku vody se horizontálně protékané umělé mokřady (HF-CW) (obr. 1) liší od vertikálně protékaného umělého mokřadu (VF-CW) způsobem přitékání odpadní vody, protože do HF-CW přitéká odpadní voda nepřerušovaně (Vymazal, 2004). HF-CWs mohou být budovány jako jedno jediné pole, nebo více polí zapojené paralelně či sériově. Dále musí obsahovat rozvodnou a sběrnou zónu (Mlejnská et Rozkošný, 2016).

Obecně jsou HF-CWs účinné při odstraňování organických látek, suspendovaných pevných látek a těžkých kovů. Účinnost odstraňování amoniakálního dusíku je vzhledem k převládajícím anoxickým a anaerobním podmínkám v substrátové loži značně nižší. Účinnost eliminace fosforu je nízká, ale lze ji zvýšit substráty s vysokou sorpční kapacitou (Antoš et al., 2021). Ačkoliv je v HF-CW efektivita eliminace amoniakálního dusíku poměrně nízká, anoxické a anaerobní podmínky na druhou stranu umožňují denitrifikaci dusičnanů vzniklých při nitrifikaci (Vymazal, 2004).

Hloubka substrátu se v horizontálních systémech pohybuje okolo 25-60 cm. Použití se dají minerální i organické materiály. Vrstvení substrátu o různých frakcích je využíváno méně než u vertikálních systémů (Mlih et al., 2020).

Obrázek 1: Umělý mokřad s horizontálním průtokem



Zdroj: (Pumprlová Němcová et Křiška, 2020).

Vertikální systémy

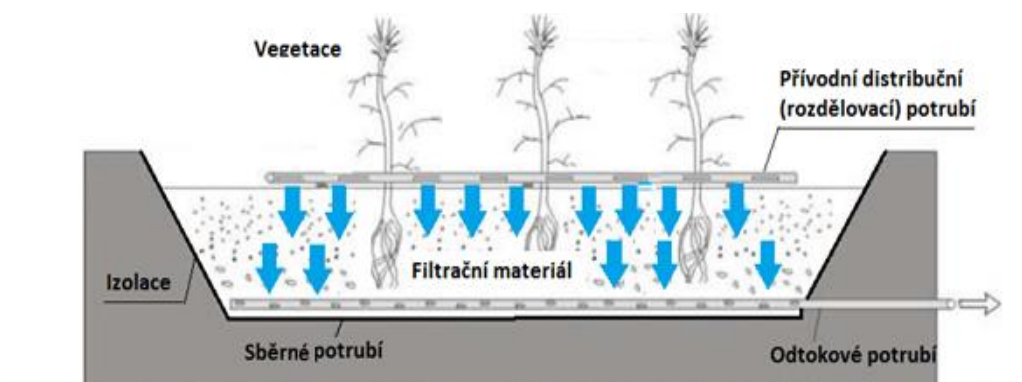
Do vertikálního systému (VF-CW) (obr. 2) je znečištěná voda přiváděna přerušovaně pomocí čerpadel (Vymazal, 2004). Vyčištěná voda je odváděna do recipientu přes drenážní systém. Po vypuštění vody odvodněný substrát dostane před dalším naplněním systému do přímého kontaktu se vzdušným kyslíkem (Antoš et al., 2021). Přerušovaný přívod tak umožňuje prokysličení filtrační lože, čímž umožňuje proces nitrifikace, a tím i odstraňování amoniakálního dusíku (Vymazal, 2004). Denitrifikace je v HF-CW naopak omezená (Meng et al., 2014).

Vlastní tvar filtru není důležitý, podmínkou pro správné fungování je ale rovnoměrný přítok odpadní vody a dostatečný přístup vzduchu (Mlejnská et Rozkošný, 2016). Hloubka substrátu se ve vertikálních systémech pohybuje mezi přibližně 50–60 cm. Svrchních 10–20 cm substrátu umožňuje průběh aerobních mikrobiálních procesů a biodegradace, zbývajících 40–50 cm přispívá anaerobním procesům včetně odstraňování dusíku a adsorpce fosforu. Substrát zde může být složen z několika vrstev o různé zrnitosti, přičemž velikost frakce se zvyšuje směrem ke dnu až k drenážní vrstvě. Aditivně může obsahovat i organický substrát jako je např. biochar (Mlih et al., 2020).

Účinnost čistícího procesu ve VF-CW závisí na právě použitém substrátu. Jemnozrné substráty jsou často při odstraňování polutantů efektivnější, na druhou stranu se zvětšuje riziko kolmatace (Dotro et al., 2017).

VF-CWs jsou účinné nejen při odstraňování amoniakálního dusíku, ale i organických látek a suspendovaných pevných látek. Při odstraňování fosforu nastává stejná situace jako u HF-CW (Vymazal, 2010).

Obrázek 2: Umělý mokřad s vertikálním průtokem



Zdroj: (Pumprlová Němcová et Křiška, 2020).

Hybridní systémy

Systémy, které kombinují vertikální a horizontální průtok jsou označovány jako hybridní. (Mlejnská et Rozkošný, 2016). Hybridní systémy jsou sestavovány jako různé kombinace jednotlivých systémů, například jako VF-HF, HF-VF, VF-VF a podobně (Meng et al., 2014).

Například hybridní systém VF-HF je sérií vertikálně protékaného systému následovaného horizontálně protékaným, kde v první fázi dochází k nitrifikaci za aerobních podmínek a v další fázi k denitrifikaci za anoxických podmínek (Vymazal, 2007).

6 Substráty v umělých mokřadech

Substrát je v umělých mokřadech významnou součástí. Fyzicky podporuje růst vegetace a mikroorganismů. Mikrobiální společenstva připojená na substrátu a rhizomech vegetace postupně vytvářejí na jejich povrchu biofilm. Organická hmota v substrátech může také figurovat jako donor elektronů v denitrifikačním procesu a tím podporovat eliminaci dusíku. Kromě toho se i sám substrát podílí na odstraňování znečištění různými fyzikálními a chemickými procesy (Yang et al., 2022).

Často užívanými materiály substrátů jsou půda, písek, štěrk apod. Tyto materiály se ale obecně potýkají s několika problémy, kterými mohou být nízká účinnost při odstraňování znečištění, či riziko ucpávání (Zamora et al., 2019).

Ačkoliv jsou náklady na provoz a údržbu umělých mokřadů nízké, nejdražším komponentem v CW jsou právě substráty. Z těchto důvodů se studie zabývají využitím nových filtračních materiálů, které jsou nejen dostupné a levné, ale i účinnější při odstraňování znečištění (Zamora et al., 2019).

Výběr správného materiálu substrátu je v umělých mokřadech klíčovým rozhodnutím. Vhodný materiál může efektivně napomoci eliminaci polutantů, zlepšit operační proces mokřadu a předcházet ucpávání systémů. Při výběru se bere v potaz zejména:

- Cena materiálu
- Účinnost materiálu při odstraňování polutantů
- Schopnost podpory růstu mokřadní vegetace a mikrobiálních společenstev
- Životnost materiálu
- Tendence materiálu k ucpávání
- Způsob likvidace opotřebeného substrátu
- Bezpečnost (produkce sekundárního znečištění) (Wang et al., 2020)

6.1 Vlastnosti

Kromě praktických faktorů (lokální dostupnost, cena apod.) se při výběru materiálu dále berou v potaz fyzikální vlastnosti (velikost částic, poréznost, hydraulická a elektrická vodivost, specifický povrch, mechanická odolnost) a chemické vlastnosti (toxicita, chemická stabilita atd.) (Y. Yang et al., 2018). Chemické a fyzikální vlastnosti substrátu ovlivňují i mikrobiální společenstva, která zprostředkovávají biodegradaci (Mlih et al., 2020).

6.1.1 Fyzikální vlastnosti

Velikost zrn má vliv na hydraulické vlastnosti a poréznost substrátu. Jemnozrné substráty zvyšují výkonnost umělého mokřadu, ale zároveň zvyšují pravděpodobnost ucpání systému (Y. Yang et al., 2018). Poréznost materiálu dále podporuje aerobní prostředí, čímž limituje denitrifikaci (Kataki et al., 2021).

Hydraulická vodivost substrátu by měla umožňovat rovnoměrnou distribuci přitékající odpadní vody. Nízká hydraulická vodivost přispívá ke zhoršenému kontaktu odpadní vody se systémem a výrazně tak zhoršuje jeho účinnost. Obecně by hodnota hydraulické vodivosti pro efektivní provoz měla být přibližně 10^{-3} až 10^{-4} m/s. Materiály s vyšší porézností jsou typicky hydraulicky vodivější (Dordio et Carvalho, 2013).

Materiál substrátu by měl být také dostatečně mechanicky odolný vůči podmínkám vnějšího prostředí (např. proti vlivu průtoku vody a chemickému složení odpadní vody) bez ztráty svých hlavních vlastností (Y. Yang et al., 2018).

6.1.2 Chemické vlastnosti

Obecně substráty s vysokým obsahem oxidů vápníku (Ca), hliníku (Al) a železa (Fe), jako je ocelová struska nebo LECA (z angl. light expanded clay aggregates), jsou účinné při odstraňování fosforu (Mlih et al., 2020). Rozpustné fosfidy totiž reagují s některými kationty těchto prvků (např. Ca^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+}) a vytvářejí nerozpustné fosfáty (Yang et al., 2022).

Co se týče fyzikálně-chemických vlastností, substráty s vysokou iontově výměnnou kapacitou (LECA, zeolit apod.) mají schopnost efektivně odstraňovat amoniak (Y. Yang et al., 2018). Na vegetaci a složení mikrobiálního společenstva má potom vliv pH substrátu. Jeho chemické vlastnosti ovlivňují i sorpční kapacitu a schopnost retence znečištění (Dordio et Carvalho, 2013).

Mimoto by substrát neměl vést k sekundárnímu znečištění prostředí vylučováním toxických látek (Y. Yang et al., 2018).

6.2 Organické substráty

Substráty z organických materiálů poskytují organický uhlík pro průběh heterotrofní denitrifikace, která umožňuje zvýšené odstraňování dusíku. Kromě přírodních organických materiálů se pozornost dále přesouvá i na uměle vytvořené organické

materiály, jako je biochar či syntetické biodegradabilní polymery (Y. Yang et al., 2018).

Nevýhodou organických materiálů jsou jejich postupně se zhoršující hydraulické vlastnosti v důsledku rozkladu organické matrice. Materiál se zhoršenými hydraulickými vlastnostmi je třeba měnit a materiál dále odstranit. Způsob výměny organické substrátu závisí na způsobu jeho uložení. Pokud je organický substrát uložen na standardním substrátu (písek a štěrk), je odstraňován pomocí bagru. V případě směsi organického a inertního materiálu uložené po celé loži mokřadu dochází k odstranění alespoň části objemu substrátu. V případě použití pouze organického materiálu je nutné odtěžit celý jeho objem (Fučík et al., 2021).

Nutnost výměny substrátu lze v umělém mokřadu vyhodnotit měřením koncentrace celkového organického uhlíku na odtoku (pokles o 30% koncentrace oproti průměrné hodnotě z prvních dvou let provozu), vyhodnocováním účinnosti denitrifikace (pokles na 50% oproti průměrné letní účinnosti), vyhodnocováním průtočnosti nebo sledováním míry kompakce media (Fučík et al., 2021).

Dále budou blíže popsány vybrané organické materiály užívané v umělých mokřadech.

Aktivní uhlí

Aktivní uhlí má velký specifický povrch, je vysoce mechanicky i tepelně odolné. Dále je odolné i vůči kyselinám a zásadám. Je nerozpustné ve vodě i organických rozpouštědlech (Wang et al., 2020).

Adsorpce P je poměrně nízká, zatímco účinnost eliminace N je vyšší (Wang et al., 2020). Nízká adsorpční účinnost P může být způsobena nedostatkem obsahu prvků Fe, Al, Mg a Ca (Yang et al., 2022). Účinnost odbourávání znečištění je ovlivňována porézní strukturou aktivního uhlí, tu lze upravovat např. výběrem aktivačního činidla nebo teplotou pyrolýzy/aktivace – vyšší teplota vede ke vzniku pórovitější struktury (Hadi et al., 2015). Největší překážkou využití aktivního uhlí je jeho vysoká cena (Dordio et Carvalho, 2013).

Biochar

Biochar je produkt pyrolýzy odpadní biomasy ze zemědělství (sláma, dřevo, kukuřičné klasy atd.) (Y. Yang et al., 2018). Je to vysoce porézní materiál (Gupta et al., 2016).

Poréznost biocharu získaného ze dřeva závisí na druhu dřeva, hrubě se ale pohybuje okolo 50–55%. Poréznost se dále zvyšuje s teplotou pyrolýzy. Další specifikací biocharu je hydrofobnost (Weber et Quicker, 2018).

Uplatňuje se především při odstraňování organických sloučenin (antibiotika, organická barviva apod.), dusičnanů, amoniaku a fosfátů (Antoš et al., 2021). Účinnost odstraňování celkového dusíku (TN) a celkového fosforu (TP) je vysoká. Na odstraňování N i P se podílí fyzikální i chemická adsorpce substrátem. Fyzikální adsorpce je dána strukturou a povrchem substrátu, zatímco chemická adsorpce souvisí s počtem a typem funkčních skupin (Yang et al., 2022). Nevýhodou biocharu je vysoká spotřeba energie při jeho výrobě pyrolýzou (Y. Yang et al., 2018).

Antracit

Antracit je kompaktní druh černého uhlí. Výhodou antracitu je dlouhodobě vysoká účinnost odstraňování fosforu (Y. Yang et al., 2018). Účinnost eliminace N antracitem je ale relativně nízká (Wu et al., 2015). Dále je antracit přirozeně hydrofobní (Xia et Yang, 2014).

Rašelina

Je komplexním materiálem složeným především z ligninu, celulózy a huminových kyselin. (Y. Yang et al., 2018). Ve srovnání s minerálními půdami je bohatá na organickou hmotu, disponuje rozsáhlou plochou povrchu (více než 200 m²/g) a je vysoce porézní (Vohla et al., 2011).

Rašelina je organickým substrátem s nízkým pH, mohla by tak být využívána ke snižování vysokého pH u alkalických odpadních vod. Při použití rašeliny jako substrátu ve FWS-CW v kombinaci s orobincem širokolistým dosáhla průměrná účinnost odstranění TP 40,3%, pro TN účinnost dosahovala 70,6% (Jin et al., 2017).

Formou rašeliny též užívané v CW je bílá rašelina, což je materiál získaný z vrchních vrstev rašeliniště, oproti černé rašelině je méně rozložená. Má horší sorpční vlastnosti než např. biochar, ale dokáže podporovat růst biofilmu (Antoš et al., 2021).

Zemina

Je běžně využívaná jako růstové médium pro vegetaci, obecně mají substráty s půdním základem nízkou hydraulickou vodivost (Dordio et Carvalho, 2013). Retence fosforu

je spojená s obsahem Fe a Al sloučenin v zemině, neboť fosfor je především sorbován těmito sloučeninami (Vohla et al., 2011).

Kromě minerálního složení závisí retence P i na organické složce půdy. Účinnost eliminace P je vysoká. Některé studie dále poukazují i na dobrou efektivitu adsorpce těžkých kovů (Wang et al., 2020).

Ve studii Abe et al. (2014) bylo zjištěno, že dusík byl v CW eliminován především denitrifikací a adsorpce zeminou probíhala spíše sekundárně, zatímco hlavním procesem eliminace P i Zn byla akumulace zeminou. Dusík akumulovaný substrátem činil 25,2 % z celkového N odstraněného umělým mokřadem, fosfor potom 72,1% a Zn 69,8%.

Dřevní štěrka

Dřevní štěrka vzniká jako odpadní materiál při zpracování dřeva. Ze štěrky se při čistícím procesu do odpadní vody vyluhují organické sloučeniny, kromě toho má krátkou životnost a rychle ztrácí svou permeabilitu. (Wang et al., 2020). Některé vyluhované látky jsou ale nebezpečné pro vodní organismy, jedná se především o fenolové sloučeniny, tanin nebo lignin. Různé dřeviny vyluhují různé množství těchto potenciálně toxických látek a jejich uvolňování je ovlivňováno např. teplotou nebo způsobem skladování dřeva před jeho použitím (vysušený nebo čerstvý materiál) (Schrimpelová et Malá, 2017).

Podle výzkumu ekotoxicity různých dřevin na perloočkách (*Daphnia magna Straus*), zelených řasách (*Raphidocelis subcapitata syn. Pseudokirchneriella subcapitata*) a ředkvi seté (*Raphanus sativus*) dle Schrimpelová et Malá (2017) bylo zjištěno, že výluh ze směsi borovice a modřínu byl zcela netoxický. Naopak nejtoxičtější ze zkoumaných dřevin byly dub, akát a dále i výluh z vysušeného smrku.

Například v systému VF-CW se štěpkou jako substrátem dosáhla průměrná účinnost odstranění TN 40%, účinnost eliminace TP se pohybovala okolo 50%. Poréznost užitá štěrky byla určena na 66%. Dřevní štěrka také umožňovala kvalitní zakořenění vegetace díky dobré schopnosti zadržovat vodu (Chen et al., 2013).

Sláma a kukuřičné klasy

Jedná se o nízkonákladové materiály, při jejichž použití nevzniká riziko vzniku sekundárního znečištění a jsou biologicky netoxické. Jsou často využívanými zdroji

uhlíku, jejichž hlavním komponenty jsou celulózní látky. Krystalická struktura formovaná ligninem a celulózą se v různých rostlinných substrátech liší, tím ovlivňuje mikrobiální společenstva, tedy i účinnost denitrifikace. Obecně uhlík uvolňovaný z rostlinných substrátů zvyšuje účinnost odstraňování N. Uvolňování uhlíku i jeho dostupnost mikrobům se dá zvýšit různými předúpravami materiálu (fermentace, máčení v horké vodě, drcení apod.) (Sun et al., 2022).

6.3 Anorganické substráty

Nejčastěji využívanými jsou díky dostupnosti písek, půda a šterk (Y. Yang et al., 2018). Písek a šterk o různé velikosti částic slouží především jako podpora pro růst vegetace a zaměření na odstraňování konkrétních polutantů je u nich vedlejší, proto jsou současně používány spíše v kombinaci s jinými specifickými materiály (Kataki et al., 2021).

Níže budou popsány vybrané anorganické materiály využívané v umělých mokřadech.

LECA

LECA, komerčními názvy také Filtralite®, Liapor™ apod., je materiál vzniklý zahřátím jílu při vysokých teplotách od 1000 °C do 1300 °C. Absorpční kapacita vody tohoto materiálu se pohybuje mezi 5 až 25% a předpokládaná kationtová výměnná kapacita je 9, 5 cmol·kg⁻¹. Pelety LECA jsou vyráběny ve velikosti <1–32 mm (Mlih et al., 2020). Kromě toho je tento materiál mechanicky odolný, hydraulicky vodivý a svou strukturou podporuje růst rostlin a biofilmu (Kataki et al., 2021).

Vysoká účinnost odstraňování N je připisována vysoké poréznosti a velkému specifickému povrchu materiálu. Množství adsorbovaného P je ovlivňováno množstvím Ca, Fe, Al a Mg obsaženého v substrátu. Z těchto prvků má potom nejsilnější korelaci se sorpční kapacitou fosforu vápník, takže nízká účinnost eliminace P v CW naplněném materiálem LECA může být způsobená nízkým obsahem Ca v materiálu. Pozitivní efekt na adsorpci a srážení P mají i vyšší pH hodnoty (>10) (Mlih et al., 2020).

Písek

Je materiálem s velikostí zrna menší než 2 mm, který je obvykle rozlišován dle zrnitosti jako hrubozrnný, střednězrnný a jemnozrnný písek. Jednotlivé frakce se

odlišují mírou propustnosti, přičemž jemnozrnný písek je propustný nejmíň a hrubozrnný nejvíc (Wang et al., 2020).

Jemnozrnné substráty jsou často při odstraňování polutantů efektivnější, na druhou stranu se zvětšuje riziko kolmatace (Dotro et al., 2017). Účinnost odstraňování P v zásaditých odpadních vodách (např. komunální odpadní vody) pískem závisí na obsahu Ca. Písky s vyšším obsahem Ca totiž podporují srážení fosforu na nerozpustné fosforečnany vápenaté (Kataki et al., 2021).

Štěrk

Velikost částic štěrku je větší než 2 mm. Štěrk je materiálem dostupným a vysoce permeabilním. Účinnost odstraňování dusíku je nízká, ale při odstraňování těžkých kovů může být štěrk efektivní. (Wang et al., 2020). Nevýhodou štěrku je i nízká sorpční kapacita P, dále neposkytuje organický uhlík pro denitrifikaci a není schopen vytvářet dostačující aerobní podmínky (Kataki et al., 2021).

Zeolity

Zeolity jsou vysoce porézní hlinitokřemičité minerály přírodního nebo syntetického původu. Přírodní zeolity mají hydrofilní povrch. (Dordio et Carvalho, 2013).

Zeolity jsou stabilní, vodivé a umožňují iontovou výměnu. Jsou široce využívány kvůli dostupnosti, nízké ceně a kvůli velkému specifickému povrchu (Wang et al., 2020).

Účinnost eliminace dusíku zeolity je relativně vysoká, zatímco u fosforu spíše nízká. (Wu et al., 2015) V CW posiluje růst mikroorganismů a ve srovnání se štěrkem má vysokou účinnost odstraňování biodegradabilních organických látek (Y. Yang et al., 2018).

Vermikulit

Vermikulit je přírodní jílový materiál. Je hydrofilní s velkým specifickým povrchem. Obecně má vermikulit schopnost imobilizovat toxické látky. V systémech je vhodné použít modifikovanou verzi vermikulitu, tj. exfoliovaný vermikulit, který vzniká zahřátím přírodního vermikulitu při teplotě vyšší než 700°C (Antoš et al., 2021). Vermikulit obsahuje velké množství křemíku (Si), Fe i Al, je netoxický a účinnost odstraňování P je vyšší než např. u štěrku (Yang et al., 2022).

Struska

Je porézni, nekovový materiál vznikající jako vedlejší produkt v metalurgickém průmyslu. Hodnoty sorpčních kapacit strusky se značně liší, pravděpodobně vlivem toho, že není jednoznačně chemicky definována (Vohla et al., 2011). Cena strusky, jakožto vedlejšího metalurgického produktu, je poměrně nízká (Wu et al., 2015).

Struska (vysokopeční a ocelářská) má vysokou sorpční kapacitu P. Sorpční kapacita P úzce souvisí s obsahem Ca a Mg v chemickém složení strusky. Mechanismus odstraňování P probíhá zejména srážením do fosforečnanu vápenatého, které je závislé na uvolňování Ca^{2+} ze strusky. Adsorpční kapacita N je nižší než pro P (Wang et al., 2020). Nízká účinnost odstraňování N je připisována tomu, že struska nevytváří příznivé podmínky pro růst mikroorganismů (Yang et al., 2022).

6.4 Kombinace substrátů

Jednotlivé filtrační materiály mohou být používány buď samostatně, nebo v kombinacích v různém poměru (Fučík et al., 2021). Kombinací různých substrátů a jejich poměrů se může docílit zvýšené účinnosti odstraňování polutantů v CW, a to v důsledku rozdílných vlastností jednotlivých materiálů, které na sebe mohou vzájemně působit synergicky. Kombinace substrátu může být provedena vytvářením směsí či vrstvením jednotlivých materiálů. Současně neexistuje jednotná metoda výběru kombinací a poměrů jednotlivých substrátů do směsí, doporučené je ale přidávat organické materiály, zeolit, vermikulit nebo keramzit (Yang et al., 2022).

Vrstvením substrátu se může docílit zvýšené permeability, snížení rizika ucpávání a navýšení čistící účinnosti systému. Klíčové je při vytváření vrstev maximalizovat výhody jednotlivých substrátů (Yang et al., 2022).

Příkladem může být CW naplněný pískem ve svrchní vrstvě, aktivním uhlím ve střední vrstvě a keramzitem ve spodní vrstvě systému. Kombinací různých pórovitostí se ve vrstvách vytvořily oblasti s různým obsahem rozpuštěného kyslíku, čímž se podpořily aerobní, ale zároveň i anaerobní procesy odstraňování N. Účinnost eliminace TN tak dosáhla až 96,2% (Fu et al., 2020).

Při vrstvení materiálů je vhodné brát v potaz koncentraci rozpuštěného kyslíku v substrátu, která se kontinuálně snižuje ve směru přítoku odpadní vody. Z tohoto důvodu je vhodné dle směru přítoku odpadní vody umístit jako první substráty efektivně eliminující N (pro aerobní, amonizující a nitrifikační bakterie

spotřebovávající kyslík). Po částečné spotřebě rozpuštěného kyslíku se následně vytvoří vhodné podmínky pro denitrifikační bakterie. Až poté je teprve vhodné umístit substráty efektivně eliminující P (eliminace P je především závislá na adsorpci substrátem) (Yang et al., 2022).

7 Biodegradabilní polymery

Polymery jsou makromolekulární látky vznikající spojováním molekul monomerů pomocí chemických vazeb, které takto vytvářejí dlouhé řetězce. Molekuly polymerů obsahují především uhlík, vodík a kyslík, dále mohou obsahovat i dusík, chlor a jiné prvky (Ducháček, 2011).

Z hlediska jejich chování za běžných a zvýšených teplot je můžeme klasifikovat na elastické elastomery a dále na tvrdé/křehké plasty, které se při zvýšené teplotě stávají tvarovatelnými. Kromě toho můžeme polymery rozdělovat na termoplasty a reaktoplasty (Ducháček, 2011).

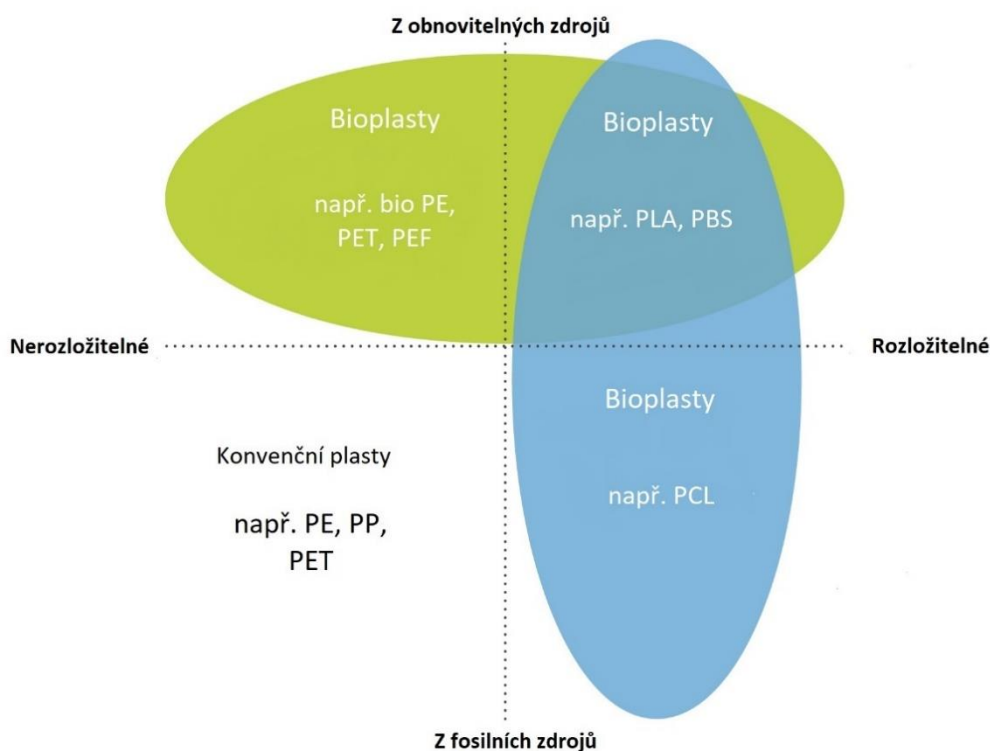
Jako biodegradabilní polymery jsou označovány takové polymery, u kterých dochází vlivem působení mikroorganismů (bakterie, aktinomycety, houby) k fyzikálním a chemickým změnám jejich hmoty. Takováto činnost mikroorganismů je označována jako biodegradace (Zeenat et al., 2021). Konečnými produkty biodegradace polymeru by měly být H_2O , CO_2 a biomasa (Haider et al., 2019).

Kromě mikrobiální/enzymatické aktivity může být štěpení hlavních i vedlejších řetězců biodegradabilních polymerů iniciováno také jinými procesy, jako jsou fotolýza, oxidace či hydrolyza (Brdlík et al., 2021).

Biodegradovatelné polymery lze získat z fosilních i obnovitelných zdrojů (tzv. „bio-based“ polymery). BDP mohou být označovány též jako bioplasty, tento pojem v sobě ovšem zahrnuje i „bio-based“ polymery, tedy polymery na biologické bázi, které ale nemusí být biodegradabilní (viz obr. 3) (Wu et al., 2021).

Některé BDP jsou právě díky své biodegradovatelnosti studovány v rámci systémů biologického čištění odpadních vod jako pevný externí zdroj uhlíku pro heterotrofní biologickou denitrifikaci. Simultánně ale mohou fungovat i jako nosiče biofilmu (Xu et al., 2018).

Obrázek 3: Rozdělení polymerů dle původu a možnosti biodegradace



Zdroj: (<https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/>), upraveno autorem.

7.1 Vlastnosti

Základní vlastností BDP je biodegradabilita, tedy biologická rozložitelnost (Holická et al., 2019).

Biodegradabilitu ovlivňují chemické a fyzikální vlastnosti samotného polymeru. Těmito vlastnostmi jsou například rozpustnost (schopnost degradace mikroorganismy se snižuje se snižující se rozpustností polymeru), hustota polymeru a pevnost (tvrdší materiály degradují pomaleji) (Zeenat et al., 2021).

Dalšími faktory ovlivňující biodegradabilitu mohou být struktura polymeru (lineární či větvená), druh přítomných vazeb (esterové, amidové vazby atd.), podoba polymeru (film, prášek, pelety) nebo jeho morfologie (amorfní materiály jsou zranitelnější vůči enzymatickému ataku mikroorganismů než materiály krystalické) (Zeenat et al., 2021).

Co se týče toxicity, BDP by měl být netoxický, a stejně tak i jeho degradační produkty (Holická et al., 2019). K posuzování ekotoxicity slouží testy, které jsou prováděny za kontrolovaných laboratorních podmínek na modelových organismech (půdní mikroby, suchozemské druhy rostlin, řasy, korýši atd.) (Haider et al., 2019).

Nejen toxicitu, ale i biodegradabilitu a fyzikálně-chemické vlastnosti polymerů ovlivňují aditiva, která jsou v nich obsažena. Mohou tvořit až 70% hmotnosti samotného polymeru, a tak ovlivňovat vlastnosti okolního prostředí (Liwarska-Bizukojc, 2021). Při posuzování ekotoxicity polymerů je tedy nutné posuzovat toxicitu aditiv samostatně (Haider et al., 2019).

7.1.1 Biodegradabilita

Při biodegradaci nejprve dochází k připevnění mikroorganismu na povrch polymeru, dále dochází k rozkladu polymeru na monomery a oligomery prostřednictvím sekrece enzymů. Tímto rozkladem získávají mikroorganismy z polymeru uhlík, který slouží jako energie pro jejich růst (Zeenat et al., 2021).

Biodegradace může probíhat za aerobních i anaerobních podmínek. V aerobním prostředí je potřeba k rozkladu sloučenin kyslík, konečnými produkty tohoto procesu jsou CO_2 , H_2O a biomasa. V anaerobním prostředí je potom dalším produktem i CH_4 . (Zeenat et al., 2021).

Samotný proces biodegradace polymeru může být rozdělen do čtyř kroků: biodeteriorace, depolymerizace, asimilace a mineralizace. V prvním kroku dochází k vytvoření biofilmu, během něhož se změní vlastnosti povrchu polymeru, dále dochází k rozštěpení polymerních řetězců na kratší úseky. Takto vzniklé molekuly jsou asimilovány do buněk mikroorganismů a v posledním kroku dochází k mineralizaci metabolitů vzniklých při asimilaci na konečné produkty (Haider et al., 2019).

Rychlost biodegradace polymerů je ovlivňována biotickými i abiotickými faktory. Z biotických faktorů je to např. počet přítomných mikroorganismů, jejich schopnost degradace a koncentrace vyprodukovaných enzymů. Abiotickými faktory ovlivňující biodegradaci jsou např. teplota a pH prostředí, které ovlivňují aktivitu enzymů (jsou aktivní zejména při mírných teplotách a neutrálním pH), vlhkost, mechanický stres nebo přístup kyslíku a světla. Všechny tyto faktory se v různých prostředích liší (půda, kompost, slaná nebo sladká voda), a proto je nezbytné posuzovat schopnost biodegradability polymerů v jednotlivých prostředích zvlášť (Haider et al., 2019).

7.2 Vybrané biodegradabilní polymery

V současné době se obvykle pro denitrifikaci odpadních vod zkoumá pouze několik málo typů BDP. Jedná se především o PLA, polykaprolakton (PCL), polybutylen

sukcinát (PBS) a polymery ze skupiny polyhydroxyalkanoátů (PHA) (Zhang et al., 2021).

Níže bude uvedena obecná charakteristika, využití a schopnost biodegradace vybraných BDP v půdním a sladkovodním prostředí (viz tab. 3), které dále budou řešeny i v následující kapitole.

Schopnost biodegradace bude popsána zejména proto, že v systémech, ve kterých je využíván pevný zdroj uhlíku, je míra denitrifikace silně závislá na biodegradabilitě daného materiálu – rychlost denitrifikace se zvyšuje s využitím materiálů s lepší schopností biodegradace (Jia et al., 2018).

PLA

Jedná se o alifatický polyester, který je vysoce mechanicky odolný a lze jej vyrábět fermentací např. kukuřice nebo cukrové třtiny. Tento polymer lze využít např. v zemědělství, biomedicíně či automobilovém průmyslu (Qi et al., 2017). Teplota skelného přechodu PLA se pohybuje okolo 60 °C. Celkově tento polymer tvoří většinu světové produkce BDP (Haider et al. 2019).

Rychlost biodegradace PLA je závislá na teplotě. Při vyšších teplotách, než je teplota skelného přechodu (T_g) PLA, se řetězce tohoto polymeru stávají pružnějšími, čímž dochází k podpoře procesu degradace (Haider et al., 2019). Ve studii Al Hosni et al. (2019) vzorek PLA v zemině v přirozeném prostředí po 21 měsících experimentu nedokázal výrazně biodegradovat a nedošlo u něj během tohoto období k významným hmotnostním ztrátám. Důvodem by mohla být právě teplota prostředí v průběhu všech ročních období. Při inkubaci v kompostu, kde byla stálá teplota 50 °C, dokázal totiž vzorek PLA v průběhu 10 měsíců zcela degradovat.

Biodegradace PLA ve vodním prostředí byla zkoumána ve studii Krasowska et Heimowska (2023), kde byly vzorky o rozměrech 150 × 20 mm uloženy do speciálních perforovaných košů zavěšených na provazu v hloubce 2 m pod vodní hladinou rybníka. Průměrná teplota během zkoumaného období (12 měsíců) byla 13 °C. Během tohoto období nebyly zjištěny zásadní makroskopické i hmotnostní změny, degradace probíhala pomalu vlivem nízké mikrobiální aktivity a průměrným nízkým teplotám.

Biodegradace vzorků PLA o rozměrech 1, 2 cm × 1, 2 cm a průměrné tloušťce 320 ± 20 μm ve sladké vodě byla dále studována i za kontrolovaných podmínek v termostatické komoře při teplotě 25 °C v období jednoho roku. Během tohoto

výzkumu nebyla zaznamenána výrazná degradabilita. Hmotnost PLA si zachovala po jednom roce přibližně 99% původní hmotnosti (Bagheri et al., 2017).

PCL

PCL je hydrofobní, alifatický polyester běžně využívaný např. v biomedicinských oborech. Teplota skelného přechodu PCL je $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$, teplota tání se pohybuje od $59\text{ }^{\circ}\text{C}$ do $64\text{ }^{\circ}\text{C}$. PCL lze snadno mísit s ostatními polymery a vytvářet tak kopolymery s různými fyzikálně-chemickými vlastnostmi (Christen et Vercesi, 2020).

Ve srovnání s PHB, PBS a PLA došlo k degradaci PCL ve stejných podmínkách v půdě nejrychleji. Při inkubaci v kompostu došlo ke kompletnímu rozkladu za stálé teploty ($50\text{ }^{\circ}\text{C}$) již po 91 dnu. Při inkubaci v půdě po dobu 10 měsíců v laboratorních podmínkách ztratil vzorek PCL 56,1% své původní hmotnosti při stálé teplotě $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, při teplotě $37\text{ }^{\circ}\text{C}$ potom 51,7%. V půdě za přirozených podmínek degradovalo PCL ve srovnání s PHB, PBS a PLA opět nejrychleji, vysvětlením by mohl být běžnější výskyt mikrobů podílejících se na degradaci PCL (Al Hosni et al., 2019).

Biodegradace PCL ve sladké vodě byla zkoumána za laboratorních podmínek při stálé teplotě $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Během jednoho roku ztratilo PCL degradací pouze přibližně 1% své původní váhy (Bagheri et al., 2017).

PBS

Je alifatický polyester, který je mechanicky, chemicky i tepelně odolný a kompostovatelný. Často je míchán a vyztužován jinými polymery (nejčastěji s PLA) a aditivami. Teplota skelného přechodu PBS se pohybuje od $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ do $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$, teplota tání se pohybuje v rozmezí $90\text{ }^{\circ}\text{C}$ až $120\text{ }^{\circ}\text{C}$. Využití má PBS a jeho kopolymery např. v zemědělství či biomedicíně (Barletta et al., 2022).

Při inkubaci v půdě za laboratorních podmínek PBS degradovalo a ztratilo během 10 měsíců při stálé teplotě $37\text{ }^{\circ}\text{C}$ 43,1% své původní váhy, při stálé teplotě $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ potom pouze 7,4 %. V půdě u biodegradace PBS za přirozených podmínek během 21 měsíců nebyla zaznamenána významná hmotnostní změna (Al Hosni et al., 2019).

Biodegradace PBS ve sladké vodě byla testována v laboratorních podmínkách (laboratoř č.2) při stálé teplotě $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, kdy PBS biodegradovalo ze 71,7%, při stálé teplotě $37\text{ }^{\circ}\text{C}$ potom z 91,3% (Šašinková et al., 2022).

PHB

Jedná se o křehký a tepelně nestabilní polyester, který patří do skupiny polymerů PHA. Polymery z této skupiny mohou být biosynteticky produkovány kmeny bakterií (Holická et al., 2019). Současně bylo objeveno více než 150 druhů PHA, většina z nich byla ale studována pouze za laboratorních podmínek (Wu et al., 2021). Teplota skelného přechodu PHB se pohybuje okolo 0–5°C a teplota tání okolo 180°C (Al Hosni et al., 2019). Ve srovnání s PLA dokáže PHB kolonizovat větší množství mikroorganismů (Kolstad et al., 2012).

Za definovaných podmínek biodegradace PHB probíhala rychleji v kompostu než v půdě, zároveň degradace probíhala v půdě rychleji při vyšší teplotě. Po 10 měsících inkubace v zemině vzorky PHB o tloušťce 3 mm ztratily při teplotě 25 °C 22,4% své původní hmotnosti a při teplotě 37 °C potom 57,8% hmotnosti. Hmotnostní ztráty po biodegradaci byly vyšší než u vzorku PBS, ale nižší než u vzorku PCL. Biodegradace PHB v půdě ve venkovním prostoru za přirozených podmínek probíhala pomaleji než za definovaných laboratorních podmínek. Během 21 měsíců nebylo zaznamenáno významné snížení hmotnosti (Al Hosni et al., 2019).

Co se týče biologické rozložitelnosti ve sladké vodě, vzorek PHB o rozměrech 1, 2 cm × 1, 2 cm a průměrné tloušťce $320 \pm 20 \mu\text{m}$ v laboratorních podmínkách v termostatické komoře při stálé teplotě 25 °C během zkoumaného období jednoho roku ztratil přibližně 8,5% ze své původní hmotnosti (Bagheri et al., 2017).

PHBV

Poly(3-hydroxybutyrát-co-3-hydroxyvalerát) (PHBV) je současně s PHB jedním z nejstudovanějších polyesterů, který patří do skupiny PHA. Stejně jako ostatní polymery z této skupiny se PHBV vyznačuje vysokou hydrofobností. Využití má např. v biomedicíně (Tebaldi et al., 2019). Teplota tání PHBV je přibližně 153 °C, teplota skelného přechodu se pohybuje okolo –1 °C (Rivera-Briso et Serrano-Aroca, 2018).

Biodegradace PHBV v půdě byla stanovena ve výzkumu Boyandin et al. (2012). Výzkum probíhal v přirozených podmínkách, v tropických půdách a v letních měsících na různých stanovištích s odlišnými vlastnostmi. Po 184 dnech experimentu PHBV ztratilo 33% své původní hmotnosti, na druhém stanovišti pak pouze 7%, důvodem by mohla být nižší vlhkost půdy.

Ve sladkovodním biotopu (akvatická vegetace, řasy, ryby apod.) došlo k dezintegraci vzorku PHBV o rozměrech 100 mm × 35 mm během 30 dnů z 10%. Teplota prostředí byla 27 °C a pH vody 7,8 (Brdlík et al., 2022).

Tabulka 1: Schopnost biodegradace jednotlivých polymerů v zemině a ve sladké vodě vyjádřená hmotnostní ztrátou polymeru

Polymer	Rozměry vzorku	Prostředí	Doba výzkumu	Průměrná teplota (°C)	Hmotnostní ztráta (%)
PBS³	Kulatý disk o průměru 1 cm, tloušťka 3 cm	Zemina ^a	10 měsíců	25	~7,4
PCL³	Kulatý disk o průměru 1 cm, tloušťka 3 cm	Zemina ^a	10 měsíců	25	~56,1
PCL²	1,2 cm × 1,2 cm, tloušťka 320 μm	Voda ^a	12 měsíců	25	~1
PHB³	Kulatý disk o průměru 1 cm, tloušťka 3 cm	Zemina ^a	10 měsíců	25	~22,4
PHB²	1,2 cm × 1,2 cm, tloušťka 320 μm	Voda ^a	12 měsíců	25	~8,5
PHBV¹	Kulatý disk o průměru 3 cm	Zemina ^b	184 dní	Neměřeno (tropické teploty)	33
PLA³	Disk o průměru 5 cm, tloušťka 2,5 cm	Zemina ^b	21 měsíců	Neměřeno	~0
PLA⁴	150 × 20 mm	Voda ^b	12 měsíců	13	~0

Poznámka: ^a laboratorní podmínky, ^b přirozené podmínky

Zdroj: Vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (¹Boyandin et al., 2012; ²Bagheri et al., 2017; ³Al Hosni et al., 2019; ⁴Krasowska et Heimowska, 2023).

8 Začlenění biodegradabilních polymerů do substrátů umělých mokřadů

V umělých mokřadech dochází k transformaci a mineralizaci nutrientů a organického znečištění. V závislosti na kyslíku a dostupnosti dalších akceptorů elektronů jsou znečišťující látky metabolizovány různými způsoby (Stottmeister et al., 2003).

Transformace fosforu při čištění odpadních vod je v umělých mokřadech závislá především na sorpci, srážení a asimilaci mokřadní vegetací (Vymazal, 2007). Ve srovnání s ostatními komponenty CW se na eliminaci fosforu podílí nejvíce substrát (z více než z 50%) (Jin et al., 2017).

Co se týče dusíku a jeho sloučenin, hlavním mechanismem jejich eliminace je denitrifikace spojená s nitrifikací (Vymazal, 2007).

Denitrifikaci rozlišujeme na heterotrofní a autotrofní. Při autotrofní denitrifikaci využívají mikroorganismy jako donor elektronů anorganické sloučeniny (vodík, mangan apod.). Nejčastější a nejefektivnější je denitrifikace heterotrofní, jíž se účastní heterotrofní bakterie, které využívají jako donor elektronů uhlík organický (Fu et al., 2022).

Účinnost denitrifikace je ale ovlivněná dostupností uhlíku, přičemž s nedostatkem uhlíku klesá účinnost eliminace dusičnanů (Si et al., 2018). Nedostatek uhlíku při průběhu heterotrofní denitrifikace je řešen dodáváním externího zdroje tohoto prvku. Zdrojem uhlíku pak může být pevný materiál, který potom zároveň slouží jako medium pro růst mikroorganismů a nosič biofilmu (Feng et al., 2017). V umělých mokřadech je takovýmto materiálem substrát (Jia et al., 2018).

Výhodou využívání pevného zdroje uhlíku na rozdíl od běžně využívaných externích zdrojů uhlíku, které jsou v tekuté formě (methanol, ethanol, glukóza), je, že u nich nehrozí riziko předávkování systému. (Shen et al., 2016). Funkci pevného externího zdroje uhlíku při heterotrofní denitrifikaci a nosiče biofilmu mohou plnit právě biodegradabilní polymery (Feng et al., 2017).

8.1 Podpora denitrifikace

Substrát jakožto pevný zdroj uhlíku pro denitrifikaci je zprvu rozkládán na malé molekuly organické hmoty, které jsou dále katalyzovány enzymy, které vylučují mikroorganismy. Většina organické hmoty substrátu je následně využita denitrifikačními mikroby jako donor elektronů za účelem redukce dusičnanů na dusitany, oxid dusnatý, oxid dusný až na konečný plynný dusík N_2 (Si et al., 2018).

Míru podpory heterotrofní denitrifikace obecně ovlivňují vlastnosti jednotlivých BDP. Například vytváření biofilmu a schopnost adheze buněk mikroorganismů na povrch BDP jsou ovlivňovány smáčivostí a drsností jejich povrchu. Dostupnost uhlíku, a tedy i rychlost denitrifikace dále závisí především na schopnosti biodegradace daného polymeru (Shen et al., 2016).

Například ve studii Xu et al. (2011) byla zkoumána podpora heterotrofní denitrifikace jednotlivě pomocí PLA, PCL a směsí PLA/PHBV polymerů. Dle výsledků výzkumu se PLA nejevilo jako vhodný pevný zdroj uhlíku, protože ve vodě kontaminované dusičnany nebylo schopné znatelně biodegradovat. Při využití PCL i směsí PLA/PHBV byly dusičnany efektivně odstraněny. Průměrná rychlost denitrifikace s PCL byla $6,34 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, s PLA/PHBV potom $6,63 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. Dusitany po devítihodinovém provozu s oběma polymery nebyly v upravované vodě detekovány již vůbec.

I samostatně užitá PHBV v biofiltru dokázalo efektivně podpořit denitrifikaci. Účinnost eliminace dusičnanů přesáhla během provozu 95% (Xu et al., 2019).

Efektivita PHB substrátu byla zkoumána na vzorcích s různou molekulární hmotností. Průměrná hmotnost PHB nutná na eliminaci 1 g dusičnanového dusíku, při teplotě přibližně $20 \text{ }^\circ\text{C}$, byla v experimentu stanovena na 2,9 g. Mezi molekulární hmotností PHB a mírou denitrifikace byla pozorována pozitivní korelace, avšak ne statisticky významná. Vzorek s nejvyšší molekulární hmotností ale s přidaným změkčovadlem míru denitrifikace nezvyšoval, pravděpodobně vlivem nižší rychlosti degradace, která mohla být způsobena přidaným aditivem (Gutierrez-Wing et al., 2012).

Co se týče PBS, jeho schopnost podpořit denitrifikaci byla studována v bioreaktoru o objemu 1,0 L. Počáteční koncentrace dusičnanového dusíku byla v kontaminované vodě 50 mg/l, v průběhu provozu potom byla průměrná koncentrace dusičnanového

dusíku nižší než 20 mg/l. Hodnota pH kontaminované vody mírně klesla. PBS bylo ohodnoceno jako vhodný externí zdroj uhlíku i jako nosič biofilmu (Shen et al., 2016). Stejně nadějně bylo PBS i při dlouhodobém provozu v bioreaktoru. Během období dvou let se účinnost eliminace dusičnanů pohybovala okolo 88 až 97% (Chu et Wang, 2017).

Ve srovnání s přírodními substráty, mohou biodegradabilní polymery poskytovat lepší výkon denitrifikačního procesu, protože dokážou uvolňovat uhlík pomalu a rychlost jeho uvolňování je stabilní (Fu et al., 2022). Přírodními substráty se rozumí zejména materiály s vysokým obsahem celulózy, jako je dřevní štěpka, kukuřičné klasy nebo sláma, které jsou oproti biodegradabilním polymerům sice levnější (Xu et al., 2019), ale jejich nevýhodou je nestabilní rychlost uvolňování uhlíku a nadměrné uvolňování rozpuštěného organického uhlíku (Zhang et al., 2021).

Například ve studii Fan et al. (2012) byl porovnán průběh denitrifikace s využitím slámy a PLA. Rychlost denitrifikace s PLA byla pouze 1/26 rychlosti denitrifikace se slámou, avšak výkon denitrifikace se slámou klesal rychleji než s PLA.

8.2 Konkrétní příklady z umělých mokřadů

Využívání polymerů jako substrátu v umělých mokřadech by mohlo být způsobem, jak odstraňovat polutanty z odpadních vod, a zároveň teoreticky i alternativním způsobem likvidace plastového odpadu (Chen et al., 2020).

8.2.1 Vliv na eliminaci dusíku

Využívání syntetických materiálů je současně intenzivně zkoumáno a některé biodegradabilní polymery se osvědčují jako vhodný substrát ke zvyšování účinnosti denitrifikace i v umělých mokřadech (Si et al., 2018).

Příkladem může být studie Y. Wang et al. (2022), kde byla efektivita VF-CW naplněného směsí anorganického substrátu a PCL srovnána s VF-CW bez PCL. Samotné umělé mokřady byly zkonstruovány jako experimentální aparát válcovitého tvaru z plexiskla o výšce 80 cm s průměrem 20 cm. Ve VF-CW s PCL byla svrchní vrstva naplněna keramzitem (10 cm), pod ní byla uložena směs PCL (750 g) a keramzitu (celkem 30 cm) a spodní vrstva byla tvořena vulkanitem (20 cm). V obou typech CW byla vysázena dosna indická (*Canna indica*).

Celkově probíhal experiment po dobu tří měsíců a během této doby bylo CW s přidaným PCL schopné dosáhnout účinnosti eliminace amoniakálního dusíku 95%, zatímco u CW bez PCL byla účinnost velmi nepatrná. Eliminace TN dosáhla maximální účinnosti 90%, postupně ale s dobou provozu klesla až na 76%. Kromě toho byl v CW s PCL po ukončení provozu vyzorován větší nárůst biomasy vegetace (Y. Wang et al., 2022).

Dále bylo zkoumáno dle Si et al. (2018) i PBS, a to v plastových nádobách o výšce 50 cm a o průměru 16 cm, které měly simulovat vertikálně protékající umělý mokřad. V těchto experimentálních zařízeních bylo dno nádoby naplněno pískem (velikost zrn byla 2 až 4 mm, celková tloušťka vrstvy 10 cm), na tuto vrstvu byla přidána směs PBS a písku (35 cm). Nádoby byly vysázeny puškvorcem obecným (*Acorus calamus* L.). Doba provozu systému probíhala celkem 36 dní, ke kontrole efektivity PBS sloužila zařízení bez PBS.

Účinnost eliminace dusičnanového dusíku byla za nižších teplot (cca 12,5 °C) přibližně 18,29%, zatímco při vyšších teplotách (cca 24,55 °C) se účinnost pohybovala okolo 29,15%. Účinnost byla nepatrně lepší než u CW bez PBS, ale rozdíl nebyl statisticky významný. Efektivita eliminace TN byla za vyšších teplot přibližně 23% a v porovnání s CW bez PBS byl rozdíl v účinnosti opět zanedbatelný. Stejně jako u dusičnanového dusíku byla ale účinnost vyšší než za nižších teplot (Si et al., 2018).

Naopak výrazný rozdíl byl zaznamenán ve studii Zheng et al. (2021), kdy byla přítomnost PBS v substrátu schopná navýšit účinnost eliminace TN z 20,6% (systém naplněný pouze štěrkem) na 90,4%.

V laboratorních podmínkách zkoumali Sun et al. (2018) vliv přítomnosti PHBV v substrátu. Systém simulující umělý mokřad o výšce 70 cm a průměru o 10 cm byl vysázen orobincem východním (*Typha orientalis*). Jako substrát zde byla použita směs PHBV (5% objemu substrátu) a keramzitu, pro porovnání byl sloužil VF-CW naplněný pouze keramzitem.

Experiment probíhal celkem 177 dní a během tohoto období dosáhla účinnost eliminace TN v CW s PHBV 82,9%. Koncentrace TN byla v přítoku kontaminované vody 15,2 mg/l, v odtoku pak 2,56 mg/l. Účinnost eliminace TN v CW bez PHBV pak dosahovala pouze 22,4% a koncentrace TN v odtoku byla stanovena na 11,66 mg/l.

Biofilm přítomný na povrchu PHBV měl na procesu eliminace dusíku významný podíl (Sun et al., 2018).

PHBV ve směsi s PLA v laboratorním VF-CW vysázeném puškvorcem obecným bylo studováno po dobu 120 dní. Směs zmíněných BDP tvořila 5% objemu substrátu, zbytek objemu tvořil keramzit. Pro vzdušňovaný systém dosáhl průměrné účinnosti eliminace amoniakálního N 91%, dusičnanového N 93,64% a TN 97,03%. VF-CW se stejným substrátem, ale bez provzdušňování dosáhlo průměrné účinnosti eliminace amoniakálního N 63,60%, dusičnanového N 97,76% a TN 90,41% (Z. Yang et al., 2018).

Tabulka 2: Efektivita eliminace dusíku v umělých mokřadech (VF-CW) v závislosti na přítomnosti biodegradabilních polymerů v substrátu

Polymer	Doba provozu	Doplňující informace	Koncentrace N v přítoku vody (mg/l)	Účinnost eliminace TN (%)	Účinnost eliminace NO₃⁻-N (%)
PBS⁴	37 dní	20 ± 5 °C, 3% PBS	25 NH ₄ ⁺ -N; 14 NO ₃ ⁻ -N	90,4 ^a	-
PBS⁴ kontrolní	37 dní	0% PBS	25 NH ₄ ⁺ -N; 14 NO ₃ ⁻ -N	20,6 ^a	-
PBS¹	15 dní	12,5 ± 4,0 °C, puškvorec obecný	~40 TN	~18 ^a	18,29 ^a
PCL⁵	92 dní	750 g PCL, dosna indická	8 NH ₄ ⁺ -N; 7 NO ₃ ⁻ -N	90 ^b	-
PHBV²	177 dní	5% PHBV, orobinec východní, bez provzdušňování	5 NH ₄ ⁺ -N; 10 NO ₃ ⁻ -N	82,9 ^a	99 ^a
PHBV² kontrolní	177 dní	0% PHBV	5 NH ₄ ⁺ -N; 10 NO ₃ ⁻ -N	22,4 ^a	3,7 ^a
PHBV/PLA³	120 dní	5% PHBV/PLA, puškvorec obecný, provzdušňování	5 NH ₄ ⁺ -N; 10 NO ₃ ⁻ -N	97,03 ^a	93,64 ^a

Poznámka: ^a průměrná hodnota, ^b maximální dosažená hodnota

Zdroj: Vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (¹Si et al., 2018; ²Sun et al., 2018;

³Z. Yang et al., 2018; ⁴Zheng et al., 2021; ⁵Y. Wang et al., 2022).

V tabulce 2 je v doplňujících informacích uvedena průměrná teplota okolního prostředí, použitá vegetace, hmotnost či procentuální objemový poměr biodegradabilního polymeru v substrátu a přístup vzduchu, pokud tyto informace byly uvedeny.

Pro srovnání jsou v tabulce 2 uvedeny i kontrolní systémy označené šedou barvou, které obsahují informace o účinnosti eliminace dusíku bez integrace biodegradabilního polymeru do substrátu CW. Z uvedených dat lze v případě PBS a PHBV vidět výrazný rozdíl účinností, kdy dané polymery v systémech nebyly integrovány. V případě PBS byla účinnost eliminace TN bez přítomnosti PBS za stejných podmínek nižší o 69,8% (Zheng et al., 2021). V případě PHBV byl zaznamenán rozdíl při eliminaci TN 60,5% (Sun et al., 2018).

8.2.2 Vliv na eliminaci fosforu

Výběr vhodného substrátu může vést i k lepšímu výkonu eliminace P, protože odbourávání fosforu je v umělých mokřadech závislé především na adsorpci substrátem a dále na sedimentaci (Zheng et al., 2021). Na odbourávání fosforu může mít zároveň vliv i typ použitého zdroje externího uhlíku, protože takový zdroj má efekt na mikrobiální společenstva, a tudíž i na účinnost procesu eliminace P (Wei et al., 2014).

Ve studii Zheng et al. (2021) měla přítomnost BDP, konkrétně PBS na odbourávání P pozitivní efekt. Částice PBS o objemu 300 ml byly v CW smíchány se šterkem. Po 37 dnech provozu byla průměrná účinnost eliminace TP s přítomností PBS přibližně o 5% vyšší než v kontrolním systému bez PBS. Přítomnost PBS tak měla pozitivní vliv na odbourávání TP.

A stejně tak pozitivní efekt biodegradabilního polymeru na retenci P byl zaregistrován ve studii S. Wang et al. (2022). Výzkum probíhal v CW naplněném pouze pískem, který sloužil jako kontrolní a zároveň v CW, jehož substrát tvořila směs písku a PLA (30% objemu). V obou typech CW byl vysázen kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*). Operační doba systémů byla 150 dní a během ní byla účinnost eliminace TP bez přítomnosti PLA 41,99% a v systému s PLA potom 52,96%.

Tabulka 3: Porovnání účinnosti eliminace celkového fosforu v umělých mokřadech v závislosti na přítomnosti biodegradabilních polymerů v substrátu

Polymer	Typ CW	Doba provozu	Objemový poměr BDP v substrátu	Další substrát	Koncentrace P v přítoku vody (mg/l)	Účinnost eliminace TP (%)
PBS¹	VF-CW	37 dní	3%	Štěrk	3	~23
PBS¹ kontrolní	VF-CW	37 dní	0%	Štěrk	3	~18
PLA²	VF-CW	150 dní	30%	Písek	5,14 ± 0,11	52,96
PLA² kontrolní	VF-CW	150 dní	0%	Písek	5,14 ± 0,11	41,99

Zdroj: Vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (¹Zheng et al., 2021; ²S. Wang et al., 2022).

V tabulce 3 jsou pro srovnání uvedeny i kontrolní systémy, které jsou označeny šedou barvou a obsahují informace o účinnosti odstraňování celkového fosforu bez integrace biodegradabilního polymeru do substrátu CW. Z uvedených dat lze vidět nepatrně vyšší účinnost s přítomností polymeru v substrátu.

8.3 Mikroplasty v umělých mokřadech

Polymery jsou v umělém mokřadu degradovány činností mikroorganismů (Chen et al., 2020). Než dojde k úplnému rozkladu biodegradabilního polymeru na H₂O a CO₂, setrvávají BDP v přirozeném prostředí jako mikroplasty (Qin et al., 2022). Některé studie tak poukazují na to, že mikroplasty biodegradabilních polymerů jsou potenciálně stejně škodlivé jako je tomu u konvenčních plastů (Wei et al., 2022).

V prostředí na sebe totiž mohou mikroplasty vázat organické znečištění prostřednictvím elektrostatických interakcí či např. nekovalentních vazeb, čímž se může zvyšovat nebo naopak snižovat biologická toxicita takto vzniklých organických kontaminantů. (Qin et al., 2022).

Ve studii Zhou et al. (2022) byla ale zaregistrována vysoká míra retence mikroplastů. Ve HF-CW a integrovaném VF-CW se účinnost retence těchto částic pohybovala mezi 85,8% až 93,7%.

Podle Bydalek et al. (2023) jsou i mokřady s povrchovým průtokem vody schopné efektivní retence mikroplastů. Během studie probíhající dva měsíce se dostávalo s přítokem odpadní vody do FWS-CW průměrně $5 \cdot 10^6$ mikroplastů za den, přičemž 95% mikroplastů bylo mokřadem zadrženo a v odtoku tak bylo obsaženo $0,30 \pm 0,09$ mikroplastů na jeden litr odpadní vody. Ačkoliv byl systém schopný mikroplasty efektivně zadržovat, je třeba vzít ohled na jejich akumulaci v sedimentech a substrátu a zohlednit tuto skutečnost při dalším využití nebo recyklaci již použitého substrátu.

9 Diskuse

Pozitivní efekt integrace biodegradabilních polymerů do umělých mokřadů byl zjištěn zejména z hlediska eliminace dusíku, kdy v porovnání se systémy bez jejich přítomnosti byla zaznamenána nejen zvýšená míra denitrifikace, ale souhrnně i vyšší účinnost eliminace celkového dusíku, která v některých výzkumech průměrně přesahovala 90% (Sun et al., 2018; Zheng et al., 2021).

Oproti těmto výsledkům byla značně nižší účinnost zjištěna při využití PBS ve studii Si et al. (2018), ve které nízká míra podpory eliminace celkového dusíku, která oproti ostatním studiím dosahovala pouze přibližně 18%, mohla být zapříčiněna nižší teplotou prostředí, protože rozsah, kterým je polymer schopný podpořit denitrifikaci, závisí podle Shen et al. (2016) na jeho schopnosti biodegradovat. Schopnost biodegradace polymeru se může snižovat právě se snižující se teplotou (Al Hosni et al., 2019). Příkladem může být výzkum Al Hosni et al. (2019), ve kterém ztratil vzorek PHB při stálé teplotě 25 °C 22,4% své původní hmotnosti, zatímco při teplotě 37 °C ztratil 57,8% své původní váhy, stejně tak i PBS, které při teplotě 37 °C ztratilo 43,1% své váhy, kdežto při teplotě 25 °C pouze 7,4%.

Vzhledem ke schopnosti biodegradace se dále ze zmiňovaných polymerů (PLA, PBS, PCL, PHB, PHBV) nejví vhodně k použití v umělých mokřadech pouze PLA, které paradoxně tvoří velké procento globální produkce biodegradabilních polymerů (Haider et al., 2019). V půdním i sladkovodním prostředí totiž za běžných teplot (13–25 °C) PLA nedokáže podstatně degradovat ani po jednom roce (Bagheri et al., 2017; Al Hosni et al., 2019; Krasowska et Heimowska, 2023). PLA poté nemůže sloužit jako efektivní zdroj uhlíku a nedokáže dostatečně podpořit denitrifikaci (Xu et al., 2011).

Tento problém může být vyřešen vytvořením směsi PLA s jiným polymerem, např. PHBV. Ve studii Z. Yang et al. (2018), kdy byla v umělém mokřadu využita směs PLA a PHBV byla opět zaznamenána vysoká účinnost eliminace celkového dusíku, která dosahovala 97,03%.

Podle některých provedených výzkumů bylo zjištěno, že se biodegradabilní polymery rozkládají spíše pomalým tempem (Bagheri et al., 2017; Al Hosni et al., 2019). Podle Al Hosni et al. (2019) ztratilo například PCL při inkubaci v zemině po dobu deseti měsíců 56,1% své původní váhy, PBS za stejné teploty 25 °C pouze 7,4% a PHB

22,4% své původní váhy. Pomalá degradace polymerů by ale mohla být podle Fan et al. (2012) v umělých mokřadech vhodná k dlouhodobému provozu.

S pomalou biodegradací polymerů v prostředí je třeba vzít v úvahu vznik mikroplastů, které v mokřadu mohou určitou dobu setrávat, vázat na sebe další znečištění, a tak potenciálně zvyšovat toxicitu takto vzniklých polutantů (Qin et al., 2022). Jak ale tvrdí Bydalek et al. (2023), umělé mokřady jsou schopné efektivní retence těchto částic, a to až z 95%. Kromě biodegradabilních polymerů může být potenciálním rizikem ale i dřevní štěpka, která se v umělých mokřadech běžně využívá. Některé dřeviny totiž vyluhují sloučeniny, zejména fenolické povahy jako je například tanin, které mohou být toxické pro vodní organismy. Toto riziko se dá omezit způsobem skladování dřeva či správným výběrem dřevin, těmi může být například směs borovice a modřínu (Schrimpelová et Malá, 2017).

Úskalím zjištěných informací z výše zmíněných studií týkajících se biologické rozložitelnosti vybraných polymerů a jejich vlivu na eliminaci dusíku v umělých mokřadech je fakt, že většina z nich probíhala za laboratorních podmínek, tedy pouze v zařízeních, které umělé mokřady spíše napodobují. Často tedy také probíhaly při stabilní teplotě, která v přirozených podmínkách není možná.

Co se týče vlivu biodegradabilních polymerů v umělých mokřadech na eliminaci fosforu, ve výzkumu Zheng et al. (2021) byla s integrací polymeru do substrátu mokřadu zvýšena účinnost celkového fosforu pouze přibližně o 5%, ve výzkumu Y. Wang et al. (2022) pak o přibližně 11%. Dostupné informace vztahující se k tomuto tématu jsou ale značně omezené.

Ve zmíněné literatuře Zheng et al. (2021) a Wang et al. (2022) byl vliv biodegradabilních polymerů na odstraňování sloučenin fosforu sice pozitivní, ale ne výrazně. Z tohoto důvodu by bylo vhodné doplnit substrát mokřadu o materiály s vyšší schopností retence fosforu. Těmi mohou být díky svým vlastnostem dle Wang et al. (2020) ocelová struska, dle Yang et al. (2022) biochar a podle Y. Yang et al. (2018) antracit, případně pak i zemina nebo písek, ale u těchto materiálů je schopnost retence fosforu závislá i na jiných faktorech, například na obsahu iontů železa a hliníku (Vohla et al., 2011; Kataki et al., 2021).

Pro optimalizaci výkonu umělého mokřadu je vhodné jednotlivé materiály různým způsobem kombinovat, a to vrstvením či vytvářením směsí. Substráty umožňující

vysokou retenci fosforu je tak nutné doplnit o substráty podporující odstraňování dusíku (Yang et al., 2022). Substráty podporující eliminaci dusíku mohou být podle Wu et al. (2015) zeolity a dle Mlih et al. (2020) LECA. Při vrstvení substrátů je třeba brát ohled i na směr přítoku odpadní vody. Ve směru s přítokem vody se totiž snižuje koncentrace rozpuštěného kyslíku, vzhledem k nitrifikačním bakteriím spotřebovávajícím kyslík je tedy vhodné ve směru přítoku nejdříve umístit substráty podporující eliminaci dusíku a až poté teprve substráty schopné efektivní retence fosforu (Yang et al., 2022).

Mezi další materiály se schopností podpořit eliminaci dusíku patří také sláma, dřevní štěpka a kukuřičné klasy. Uvolňováním organického uhlíku ze své matrice jsou tyto substráty schopné podpořit proces denitrifikace (Sun et al., 2022). Ve srovnání systému s dřevní štěpkou, který ve výzkumu Chen et al. (2013) dosáhl průměrné účinnosti eliminace celkového dusíku pouze 40%, dokázal systém s PBS ve studii podle Zheng et al. (2021) dosáhnout účinnosti přes 90%. Kromě toho mohou mít tyto přírodní materiály také kratší životnost (Wang et al., 2020). Výhodou přírodních substrátů je nízkonákladovost (Sun et al., 2022).

Naproti tomu cena využití biodegradabilních polymerů může být zpočátku vysoká, ale ve srovnání s jejich potenciálem významněji podpořit eliminaci dusíku, by měly být náklady v průběhu času zanedbatelné (Lopardo et al., 2019).

10 Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo zhodnotit možnost využití biodegradabilních polymerů v umělých mokřadech za účelem zvýšení čistících procesů, a to zejména eliminace dusíku a fosforu z odpadních vod. Zároveň byly v této práci popsány jednotlivé substráty využívané v umělých mokřadech.

Při přeměně dusíku se v mokřadech uplatňuje kromě amonifikace a adsorpce zejména nitrifikace a denitrifikace, přičemž význam denitrifikace převládá v horizontálně protékaných systémech, zatímco nitrifikace ve vertikálně protékaných. Proces denitrifikace je potom závislý na organickém uhlíku, který jsou některé substráty schopné poskytovat. Eliminace fosforu pak závisí především na adsorpci substrátem.

Substrát je tak jedním z hlavních komponentů, který dokáže ovlivnit celkovou účinnost čistících procesů v umělých mokřadech. Tradiční substráty, které se v umělých mokřadech využívají ale předně slouží k růstové podpoře vegetace a jejich vliv na retenci znečištění je minimální. Je tedy třeba využívat různorodých materiálů k co nejlepšímu výkonu umělých mokřadů.

Integrace biodegradabilních polymerů do substrátů umělých mokřadů byla řešena zejména s cílem podpořit celkovou účinnost odstraňování dusíku z odpadních vod, především pak pro podporu výkonu denitrifikace. Na základě poznatků zjištěných z využitých odborných publikací se biodegradabilní polymery jeví jako vhodné aditivum do substrátů umělých mokřadů, které je schopné významně podpořit denitrifikaci a obecně eliminaci celkového dusíku.

Výjimkou je PLA, které se v přirozeném prostředí chová spíše inertně, není schopné výrazně biodegradovat a poskytovat tak organický uhlík pro denitrifikaci. Řešením by ale mohlo být vytváření směsí PLA s jinými polymery, které dokážou biodegradovat podstatněji, například vytvoření směsi PLA s PHBV.

Ve srovnání s jinými organickými substráty podporujícími eliminaci dusíku, jako je dřevní štěpka, sláma či kukuřičné klasy, by mohly být biodegradabilní polymery vzhledem ke své pomalejší rozložitelnosti v prostředí vhodnější k dlouhodobému provozu.

Vliv biodegradabilních polymerů na retenci fosforu není vzhledem k malému počtu studií zabývajících se tímto tématem zcela jasný. Vzhledem k tomuto faktu by bylo

vhodné kombinovat biodegradabilní polymery se substráty se schopností efektivně eliminovat fosfor, těmi mohou být biochar, ocelová struska či antracit.

Kromě toho je třeba při výběru a kombinaci substrátu k optimalizaci výkonu mokřadu brát ohled na směr přítoku odpadní vody do systému. Ve směru přítoku je vhodné nejdříve umístit substrát se schopností podporovat eliminaci dusíku a až poté substráty schopné efektivní retence fosforu.

11 Seznam literatury

Odborná literatura:

Abe K., Komada M., Ookuma A., Itahashi S., Banzai K., 2014: Purification performance of a shallow free-water-surface constructed wetland receiving secondary effluent for about 5 years. *Ecological Engineering* [online] 69: 126–133 [cit. 2022-11-16]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.040>.

Al Hosni A. S., Pittman J. K., Robson G. D., 2019: Microbial degradation of four biodegradable polymers in soil and compost demonstrating polycaprolactone as an ideal compostable plastic. *Waste Management* [online] 97: 105–114 [cit. 2023-01-18]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.042>.

Bagheri A. R., Laforsch Ch., Greiner A., Agarwal S., 2017: Fate of So-Called Biodegradable Polymers in Seawater and Freshwater. *Global Challenges* [online] 1(4): 1700048 [cit. 2023-01-19]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/gch2.201700048>.

Barletta M., Aversa C., Ayyoob M., Gisario A., Hamad K., Mehrpouya M., Vahabi H., 2022: Poly(butylene succinate) (PBS): Materials, processing, and industrial applications. *Progress in Polymer Science* [online] 132: 101579 [cit. 2023-01-22]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2022.101579>.

Bindzar J., Jeníček P., Růžičková I., Strnadová N., 2009: *Základy úpravy a čištění vod*. VŠCHT, Praha: 25 s. ISBN 978-80-7080-729-3.

Boyandin A. N., Rudnev V. P., Ivonin V. N., Prudnikova S. V., Korobikhina K. I., Filipenko M. L., Volova T. G., Sinsky A. J., 2012: Biodegradation of Polyhydroxyalkanoate Films in Natural Environments. *Macromolecular Symposia* [online] 320(1): 38-42 [cit. 2023-01-29]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/masy.201251004>.

Brdlík P., Borůvka M., Běhálek L., Lenfeld P., 2021: Biodegradation of Poly(Lactic Acid) Biocomposites under Controlled Composting Conditions and Freshwater Biotope. *Polymers* [online] 13(4): 594 [cit. 2022-12-12]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/polym13040594>.

Brdlík P., Borůvka M., Běhálek L., Lenfeld P., 2022: The Influence of Additives and Environment on Biodegradation of PHBV Biocomposites. *Polymers* [online] 14(4): 838 [cit. 2023-01-18]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/polym14040838>.

Brix H., Schierup H. – H., 1989: The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *AMBIO A Journal of the Human Environment* [online] 18(2): 100–107 [cit. 2022-11-07]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/230563410_The_Use_of_Aquatic_Macrophytes_in_Water-Pollution_Control.

Bydalek F., Ifayemi D., Reynolds L., Barden R., Kasprzyk-Hordern B., Wenk J., 2023: Microplastic dynamics in a free water surface constructed wetland. *Science of The Total Environment* [online] 858(Part 3): 160113 [cit. 2023-03-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160113>.

Calheiros C. S. C., Rangel A. O. S. S., Castro P. M. L., 2008: Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. *Bioresource Technology* [online] 99(15): 6866–6877 [cit. 2022-10-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.043>.

Dordio A. V., Carvalho A. J. P., 2013: Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *Journal of Hazardous Materials* [online] 252–253: 272–292 [cit. 2022-12-08]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.008>.

Dotro G., Langergraber G., Molle P., Nivala J., Puigagut J., Stein O., von Sperling M., 2017: *Biological Wastewater Treatment Series: Volume 7: Treatment Wetlands*. IWA Publishing, London: 160 s. [online] [cit. 2022-08-24]. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>.

Ducháček V., 2011: *POLYMERY: Výroba, vlastnosti, zpracování, použití*. VŠCHT, Praha: 276 s. ISBN 978-80-7080-788-0.

Fan Z., Hu J., Wang J., 2012: Biological nitrate removal using wheat straw and PLA as substrate. *Environmental Technology* [online] 33(21): 2369–2374 [cit. 2023-02-14]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.669411>.

Feng L., Chen K., Han D., Zhao J., Lu Y., Yang G., Mu J., Zhao X., 2017: Comparison of nitrogen removal and microbial properties in solid-phase denitrification systems for water purification with various pretreated lignocellulosic carriers. *Bioresource Technology* [online] 224: 236–245 [cit. 2023-02-08]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.002>.

Fu G., Wu J., Han J., Zhao L., Chan G., Leong K., 2020: Effects of substrate type on denitrification efficiency and microbial community structure in constructed wetlands. *Bioresource Technology* [online] 307: 123222 [cit. 2022-12-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123222>.

Fu X., Hou R., Yang P., Qian S., Feng Z., Chen Z., Wang F., Yuan R., Chen H., Zhou B., 2022: Application of external carbon source in heterotrophic denitrification of domestic sewage: A review. *Science of The Total Environment* [online] 817: 153061 [cit. 2023-02-011]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153061>.

Gupta P., Ann T.-W., Lee S.-M., 2016: Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. *Environmental Engineering Research* [online] 21(1): 36-44 [cit. 2022-11-20]. Dostupné z: <https://doi.org/10.4491/eer.2015.067>.

Gutierrez-Wing M. T., Malone R. F., Rusch K. A., 2012: Evaluation of polyhydroxybutyrate as a carbon source for recirculating aquaculture water denitrification. *Aquacultural Engineering* [online] 51: 36–43 [cit. 2023-02-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.07.002>.

Hadi P., Xu M., Ning Ch., Lin C. S. K., McKay G., 2015: A critical review on preparation, characterization and utilization of sludge-derived activated carbons for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal* [online] 260: 895-906 [cit. 2022-11-18]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.08.088>.

Haider T. P., Völker C., Kramm J., Landfester K., Wurm F. R., 2019: Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society. *Angewandte Chemie International Edition* [online] 58: 50–62 [cit. 2022-12-11]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/anie.201805766>.

Holická M., Vysloužil J., Kubová K., Muselík J., Vetchý D., 2019: Syntetické Biodegradovatelné polymery pro parenterální aplikaci léčiv. *Chemické listy* 113(6): 364–372.

Hu X., Sobotka D., Czerwionka K., Zhou Q., Xie L., Makinia J., 2018: Effects of different external carbon sources and electron acceptors on interactions between denitrification and phosphorus removal in biological nutrient removal processes. *Journal of Zhejiang University: SCIENCE B* [online] 19(4): 305–316. [cit. 2023-03-06]. Dostupné z: doi: [10.1631/jzus.B1700064](https://doi.org/10.1631/jzus.B1700064)

Chen X., Huang X., Zhang K., Wu Ch., 2020: Feasibility of using plastic wastes as constructed wetland substrates and potential for pharmaceuticals and personal care products removal. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* [online] 55(10): 1241–1246 [cit. 2023-02-17]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1784657>.

Chen Y., Cheng J., Niu S., Kim Y., 2013: Evaluation of the different filter media in vertical flow stormwater wetland. *Desalination and Water Treatment* [online] 51(19-21): 4097–4106 [cit. 2022-11-29]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.781106>.

Christen M.-O., Vercesi F., 2020: Polycaprolactone: How a Well-Known and Futuristic Polymer Has Become an Innovative Collagen-Stimulator in Esthetics. *Clinical, Cosmetic and Investigational Dermatology* [online] 13: 31–48 [cit. 2023-01-19]. Dostupné z: <https://doi.org/10.2147/CCID.S229054>.

Chu L., Wang J., 2017: Denitrification of groundwater using a biodegradable polymer as a carbon source: Long-term performance and microbial diversity. *RSC Advances* [online] 7(84): 53454–53462 [cit. 2023-02-11]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1039/C7RA11151G>.

Jia L., Wang R., Feng L., Zhou X., Lv J., Wu H., 2018: Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal* [online] 345: 22–30 [cit. 2023-01-16]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.087>.

Jin M., Carlos J., McConnell R., Hall G., Champagne P., 2017: Peat as Substrate for Small-Scale Constructed Wetlands Polishing Secondary Effluents from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Water* [online] 9(12): 928 [cit. 2022-11-26]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w9120928>.

Kataki S., Chatterjee S., Vairale M. G., Dwivedi S. K., Gupta D. K., 2021: Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). *Journal of Environmental Management* [online] 283: 111986 [cit. 2022-11-08]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>.

Khalifa M. E., El-Reash Y. G. A., Ahmed M. I., Rizk F. W., 2020: Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. *Ecological Engineering* [online] 143: 105668 [cit. 2022-10-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105668>.

Kolstad J. J., Vink E. T. H., De Wilde B., Debeer L., 2012: Assessment of anaerobic degradation of Ingeo™ polylactides under accelerated landfill conditions. *Polymer Degradation and Stability* [online] 97(7): 1131–1141 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.04.003>.

Krasowska K., Heimowska A., 2023: Degradability of Polylactide in Natural Aqueous Environments. *Water* [online] 15(1): 158 [cit. 2023-01-18]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w15010198>.

Lai W.-L., Zhang Y., Chen Z. - H., 2012: Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering* [online] 39: 24-30 [cit. 2022-11-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.010>.

Liwarska-Bizukojc E., 2021: Effect of (bio)plastics on soil environment: A review. *Science of The Total Environment* [online] 795: 148889 [cit. 2023-12-18]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148889>.

Lopardo C. R., Zhang L., Mitsch W. J., Urakawa H., 2019: Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological Engineering*

[online] 131: 120–130 [cit. 2023-03-08]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.024>.

Meng P., Pei H., Hu W., Shao Y., Li Z., 2014: How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology* [online] 157: 316–326 [cit. 2022-10-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095>.

Mlejnská E., Rozkošný M. a redakce, 2016: Návrhové parametry, provozní zkušenosti a možnosti intenzifikace umělých mokřadů. *Vodohospodářské technicko – ekonomické informace* [online] 58(2): 11–19 [cit. 2022-11-02]. Dostupné z: DOI: 10.46555/VTEI.2016.01.002.

Mlih R., Bydalek F., Klumpp E., Yanghi N., Bol R., Wenk J., 2020: Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands – A review. *Ecological Engineering* [online] 148: 105783 [cit. 2022-11-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105783>.

Qi X., Ren Y., Wang X., 2017: New advances in the biodegradation of Poly(lactic) acid. *International Biodeterioration & Biodegradation* [online] 117: 215–223 [cit. 2023-01-17]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.010>.

Qin Q., Yang Y., Yang Ch., Zhang L., Yin H., Yu F., Ma J., 2022: Degradation and adsorption behavior of biodegradable plastic PLA under conventional weathering conditions. *Science of The Total Environment* [online] 842: 156775 [cit. 2023-03-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156775>.

Ra C. S., Lo K. V., Shin J. S., Oh J. S., Hong B. J., 2000: Biological nutrient removal with an internal organic carbon source in piggery wastewater treatment. *Water Research* [online] 34(3): 965–973 [cit. 2022-10-14]. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00189-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00189-X).

Rahimi S., Modin O., Mijakovic I., 2020: Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances* [online] 43: 107570 [cit. 2022-11-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>.

Rivera-Briso A. L., Serrano-Aroca Á., 2018: Poly(3 – Hydroxybutyrate-co-3-Hydroxyvalerate): Enhancement Strategies for Advanced Applications. *Polymers* [online] 10(7): 732 [cit. 2023-01-28]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/polym10070732>.

Rongsayamanont Ch., Khongkhaem P., Luepromchai E., Khan E., 2020: Inhibitory effect of phenol on wastewater ammonification. *Bioresource Technology* [online] 309: 123312 [cit. 2022-10-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123312>.

Saeed T., Sun G., 2012: A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management* [online] 112: 429–448 [cit. 2022-11-11]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>.

Sandoval L., Zamora-Castro S. A., Vidal-Álvarez M., Marín-Muñiz J. L., 2019: Role of Wetland Plants and Use of Ornamental Flowering Plants in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Applied Sciences* [online] 9(4): 685 [cit. 2022-11-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/app9040685>.

Schrimpelová K., Malá J., 2017: Náplně denitrifikačních bioreaktorů. *Vodní Hospodářství* [online] 67(3): 40 [cit. 2022-11-28]. Dostupné z: https://vodnihospodarstvi.cz/wp-content/uploads/2019/02/vh_03-2017.pdf.

Shen Z., Yin Y., Wang J., 2016: Biological denitrification using poly(butanediol succinate) as electron donor. *Applied Microbiology and Biotechnology* [online] 100: 6047–6053 [cit. 2023-02-09]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7435-6>.

Si Z., Song X., Wang Y., Cao X., Zhao Y., Wang B., Chen Y., Arefe A., 2018: Intensified heterotrophic denitrification in constructed wetlands using four solid carbon sources: Denitrification efficiency and bacterial community structure. *Bioresource Technology* [online] 267: 416–425 [cit. 2023-02-16]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.029>.

Stottmeister U., Wießner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R. A., Moormann H., 2003: Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* [online] 22(1-2): 93–117 [cit. 2023-02-05]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>.

Sun H., Yang Z., Wei C., Wu W., 2018: Nitrogen removal performance and functional genes distribution patterns in solid-phase denitrification sub-surface constructed wetland with micro aeration. *Bioresource Technology* [online] 263: 223–231 [cit. 2023-02-23]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.078>.

Sun Z., Dzakpasu M., Zhao L., Wang Z., Zhang D., Qu M., Chen R., Wang X. C., Zheng Y., 2022: Enhancement of partial denitrification-anammox pathways in constructed wetlands by plant-based external carbon sources. *Journal of Cleaner Production* [online] 370: 133581 [cit. 2022-12-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133581>.

Šašínková D., Serbruyns L., Julínová M., FayyazBakhsh A., De Wilde B., Koutný M., 2022: Evaluation of the biodegradation of polymeric materials in the freshwater environment—An attempt to prolong and accelerate the biodegradation experiment. *Polymer Degradation and Stability* [online] 203: 110085 [cit. 2023-01-23]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2022.110085>.

Tebaldi M. L., Maia A. L. C., Poletto F., de Andrade F. V., Soares D. C. F., 2019: Poly(-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) (PHBV): Current advances in synthesis methodologies, antitumor applications and biokompatibility. *Journal of Drug Delivery Science and Technology* [online] 51: 115–126 [cit. 2023-01-27]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jddst.2019.02.007>.

Vohla C., Kõiv M., Bavor H. J., Chazarenc F., Mander Ü., 2011: Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering* [online] 37(1): 70–89 [cit. 2022-11-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>.

Vymazal J., 2007: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* [online] 380(1-3): 48-65 [cit. 2022-11-12]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

Vymazal J., 2010: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* [online] 2(3): 530-549 [cit. 2022-11-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w2030530>.

Wang S., Hu Z., Zhang J., Wu H., Xie H., Liang S., Hu H., Jin F., 2022: Formation of phosphine and its effect on phosphorus retention in constructed wetlands: Characteristic and mechanism. *Environmental Technology & Innovation* [online] 28: 102653 [cit. 2023-03-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102653>.

Wang Y., Cai Z., Sheng S., Pan F., Chen F., Fu J., 2020: Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of The Total Environment* [online] 701: 134736 [cit. 2022-11-15]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>.

Wang Y., Zhou P., Song X., Xu Z., 2022: Simultaneous nitrification and denitrification in a PCL-supported constructed wetland with limited aeration. *Environmental Science and Pollution Research* [online] 30(9): 22606–22616 [cit. 2023-02-17]. Dostupné z: DOI: [10.1007/s11356-022-23748-5](https://doi.org/10.1007/s11356-022-23748-5).

Weber K., Qicker P., 2018: Properties of biochar. *Fuel* [online] 217: 240-261 [cit. 2022-11-20]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>.

Wei J., Imai T., Higuchi T., Arfarita N., Yamamoto K., Sekine M., Kanno A., 2014: Effect of different carbon sources on the biological phosphorus removal by a sequencing batch reactor using pressurized pure oxygen. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* [online] 28(3): 471–477 [cit. 2022-11-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/13102818.2014.924200>.

Wei X.-F., Capezza A. J., Cui Y., Li L., Hakonen A., Liu B., Hedenqvist M. S., 2022: Millions of microplastics released from a biodegradable polymer during biodegradation/enzymatic hydrolysis. *Water Research* [online] 211: 118068 [cit. 2023-03-07]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118068>.

Wu F., Misra M., Mohanty A. K., 2021: Challenges and new opportunities on barrier performance of biodegradable polymers for sustainable packaging. *Progress in Polymer Science* [online] 117: 101395 [cit. 2022-12-14]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2021.101395>.

Wu J., Xu D., He F., He J., Wu Z., 2015: Comprehensive evaluation of substrates in vertical-flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Practice & Technology* [online] 10(3): 625–632 [cit. 2022-11-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wpt.2015.077>.

Xia W., Yang J., 2014: Changes in surface properties of anthracite coal before and after inside/outside weathering processes. *Applied Surface Science* [online] 313: 320-324 [cit. 2022-11-25]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.05.209>.

Xu Y., Qiu T.-L., Han M.-L., Li J., Wang X.-M., 2011: Heterotrophic Denitrification of Nitrate-Contaminated Water Using Different Solid Carbon Sources. *Procedia Environmental Sciences* [online] 10(Part A): 72–77 [cit. 2023-02-06]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.013>.

Xu Z., Dai X., Chai X., 2018: Effect of influent pH on biological denitrification using biodegradable PHBV/PLA blends as electron donor. *Biochemical Engineering Journal* [online] 131: 24–30 [cit. 2022-02-06]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.12.008>.

Xu Z., Dai X., Chai X., 2019: Biological denitrification using PHBV polymer as solid carbon source and biofilm carrier. *Biochemical Engineering Journal* [online] 146: 186–193 [cit. 2023-02-11]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.03.019>.

Yang Ch., Zhang X., Tang Y., Jiang Y., Xie S., Zhang Y., Qin Y., 2022: Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. *Journal of Water Process Engineering* [online] 49: 103140 [cit. 2022-11-17]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103140>.

Yang Y., Zhao Y., Liu R., Morgan D., 2018: Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Technology*

[online] 261: 441–452 [cit. 2022-11-16]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>.

Yang Z., Yang L., Wei C., Wu W., Zhao X., Lu T., 2018: Enhanced nitrogen removal using solid carbon source in constructed wetland with limited aeration. *Bioresource Technology* [online] 248(Part B): 98–103 [cit. 2023-02-22]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.188>.

Zamora S., Marín-Muñíz J. L., Nakase-Rodríguez C., Fernández-Lambert G., Sandoval L., 2019: Wastewater Treatment by Constructed Wetland Eco-Technology: Influence of Mineral and Plastic Materials as Filter Media and Tropical Ornamental Plants. *Water* [online] 11(11): 2344 [cit. 2022-11-14]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w11112344>.

Zeenat, Elahi A., Bukhari D. A., Shamim S., Rehman A., 2021: Plastics degradation by microbes: A sustainable approach. *Journal of King Saud University–Science* [online] 33(6): 101538 [cit. 2022-12-11]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101538>.

Zhang F., Ma Ch., Huang X., Liu J., Lu L., Peng K., Li S., 2021: Research progress in solid carbon source–based denitrification technologies for different target water bodies. *Science of The Total Environment* [online] 782: 146669 [cit. 2023-02-15]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146669>.

Zheng X., Zhang J., Li M., Zhuang L.-L., 2021: Optimization of the pollutant removal in partially unsaturated constructed wetland by adding microfiber and solid carbon source based on oxygen and carbon regulation. *Science of The Total Environment* [online] 752: 141919 [cit. 2023-02-22]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141919>.

Zhou X., Zhao Y., Pang G., Jia X., Song Y., Guo A., Wang A., Zhang S., Ji M., 2022: Microplastic abundance, characteristics and removal in large-scale multi-stage constructed wetlands for effluent polishing in northern China. *Chemical Engineering Journal* [online] 430(Part 1): 132752 [cit. 2023-03-10]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132752>.

Internetové zdroje:

Kouba V., 2018: Invaze bakterií anammox na čistírny ušetří stočné [online] [cit. 2022-10-31]. Dostupné z: <https://www.vscht.cz/popularizace/doktorandipisou/2018/bakterie-anammox-v-COV>.

Říhová Ambrožová J., 2007: Čištění odpadních vod. Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník. Praha: VŠCHT Praha [online] [cit. 2022-10-10]. Dostupné z: [www: http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=C018](http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=C018).

Tuser C., 2022: What is Total Phosphorus? [online] [cit. 2022-10-10]. Dostupné z: <https://www.wwdmag.com/editorial-topical/what-is-articles/article/10940686/kruger-veolia-water-technologies-what-is-total-phosphorus>.

Ostatní zdroje:

Antoš V., Polách L., Fučík P., Hrabák P., Šupíková I., Zajíček A., Hejduk T., 2021: Substráty pro nízkonákladové systémy k čištění kontaminovaných průmyslových a zemědělských vod: certifikovaná metodika. VÚMOP, v. v. i., Praha: 60 s. ISBN 978-80-88323-52-5.

Fučík P., Vymazal J., Šereš M., Hejduk T., Hnátková T., Sochacki A., Kulhavý Z., Zajíček A., Zhen Z., Duffková R., Kaplická M., Sítková V., Poláková V., Kukačka J., 2021: Metodika pro navrhování umělých mokřadů v návaznosti na zemědělské odvodnění pro zlepšení jakosti vody. Certifikovaná metodika. VÚMOP, v.v.i., Praha: 75 s. ISBN 978-80-88323-50-1.

United States Environmental Protection Agency, 2013: Wastewater Treatment Fact Sheet: External Carbon Sources for Nitrogen Removal [online] [cit. 22-10-14]. Dostupné z: https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/external_carbon_surces_for_nitrogen_removal_fact_sheet_p100il8f.pdf.

Vymazal J., 2004: Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI o. p. s., Třeboň.

12 Seznam obrázků a tabulek

Obrázek 1: Umělý mokřad s horizontálním průtokem (Pumprlová Němcová M., Křiška M., 2020: Technologie vertikálních filtrů s vegetací pro čištění odpadních vod) [online] [cit. 2023-03-26]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/21197-technologie-vertikalnich-filtru-s-vegetaci-pro-cistení-odpadnich-vod>.

Obrázek 2: Umělý mokřad s vertikálním průtokem (Pumprlová Němcová M., Křiška M., 2020: Technologie vertikálních filtrů s vegetací pro čištění odpadních vod) [online] [cit. 2023-03-26]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/likvidace-odpadnich-vod/21197-technologie-vertikalnich-filtru-s-vegetaci-pro-cistení-odpadnich-vod>.

Obrázek 3: Rozdělení polymerů dle původu a možnosti biodegradace [online] [cit. 2022-12-14]. Dostupné z: <https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/>, upraveno autorem.

Tabulka 1: Schopnost biodegradace jednotlivých polymerů v zemině a ve sladké vodě vyjádřená hmotnostní ztrátou polymeru, vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (Boyandin et al., 2012; Bagheri et al., 2017; Al Hosni et al., 2019; Krasowska et Heimowska, 2023).

Tabulka 2: Efektivita eliminace dusíku v umělých mokřadech (VF-CW) v závislosti na přítomnosti biodegradabilních polymerů v substrátu, vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (Si et al., 2018; Sun et al., 2018; Z. Yang et al., 2018; Zheng et al., 2021; Y. Wang et al., 2022).

Tabulka 3: Porovnání účinnosti eliminace celkového fosforu v umělých mokřadech v závislosti na přítomnosti biodegradabilních polymerů v substrátu, vlastní zpracování dat autorem z uvedených zdrojů (Zheng et al., 2021; S. Wang et al., 2022).