Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

Bakalářská práce

Možnosti zlepšení kvality vody v chovu ryb pomocí plovoucích mokřadů – přehledová studie

Autor: Tomáš Jindra

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Kateřina Francová

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí/Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: Čtvrtý

České Budějovice, 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdávanému textu do této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací na Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 17. 5. 2020 Podpis:……...

Tomáš Jindra

Poděkování

Touto formou bych rád poděkoval vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Jánu Regendovi, Ph.D. a konzultantce Ing. Kateřině Francové za poskytnutí odborných rad, připomínek a nápadů při tvorbě písemné části bakalářské práce a za jejich ochotu a aktivní přístup. Dále bych rád poděkoval všem, kteří mě při sepisování této práce podporovali.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta rybářství a ochrany vod
Akademický rok: **2017/2018**

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení:	**Tomáš JINDRA**
Osobní číslo:	**V16B042P**
Studijní program:	**B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor:	**Ochrana vod**
Název tématu:	**Možnosti zlepšení kvality vody v chovu ryb pomocí plovoucích mokřadů**
Zadávající katedra:	**Ústav akvakultury a ochrany vod**

Zásady pro vypracování:

Cílem bakalářské práce je zmapovat možnosti využití technologie plovoucích mokřadů ke zlepšování kvality vody v chovu ryb. V přehledové práci se student zaměří na popis dosavadních technologií využívajících mokřady k čištění odpadních vod. Kromě různých typů kořenových čistíren odpadních vod popíše rovněž využití rybníků, resp. vodních nádrží k dočišťování odpadních vod. V návaznosti na tyto, dnes již často využívané, technologie se student speciálně zaměří na problematiku výstavby plovoucích mokřadů. Popíše typy vod a lokalit, kde se prozatím plovoucí mokřady uplatňují. Zvláštní důraz bude kladen na popis technického provedení a konstrukce plovoucích mokřadů. Zmíněné budou i možnosti "intenzifikace" mokřadů. U všech typů popisovaných mokřadů se pokusí shrnout a navzájem porovnat jejich účinnost v čištění vody. Další významnou kapitolu bakalářské práce bude představovat přehled druhů rostlin vhodných k sázení do umělých mokřadů. Prioritní jsou druhy vhodné pro pěstování v klimatických podmínkách ČR. V závěru práce student shrne nejdůležitější přednosti i rizika / problémy využití plovoucích mokřadů k čištění vod v chovu ryb a doporučí optimální konstrukční řešení plovoucích polí a druhové složení pěstovaných rostlin.

Rozsah grafických prací:	**dle potřeby (do 10 stran)**
Rozsah pracovní zprávy:	**30-50 stran**
Forma zpracování bakalářské práce:	**tištěná**
Seznam odborné literatury:	**viz příloha**

Vedoucí bakalářské práce:	**Ing. Ján Regenda, Ph.D.** Ústav akvakultury a ochrany vod
Konzultant bakalářské práce:	**Ing. Kateřina Francová** Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání bakalářské práce:	**5. ledna 2018**
Termín odevzdání bakalářské práce:	**3. května 2019**

prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

L.S.

doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 9. ledna 2018

Příloha zadání bakalářské práce

Seznam odborné literatury:

Copper, P. F., 2005. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. Water Science and Technology 51(9), 81-90.

Headley, T. R., Tanner, C. C., 2006. Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. New Zealand: Auckland Regional Council Technical Publication, 2006, 93 s.

Hubbard, R. K., Gascho, G. J. a Newton, G. L., 2004. Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater. Transactions of the ASAE.

Chih-Yu ,W., Sample, D. J., 2013. Assessing floating reatment wetlands nutrient removal performance through a first order kinetics model and statistical inference. Ecological Engineering. USA: Elsevier.

Kohut, R., 2015. Technologie plovoucích ostrovů pro čištění odpadních vod, Bakalářská práce, VUT Brno, 94 s.

Masi, F., Martinuzzi, N., 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. Desalination 215, 44-55.

Mlejnská, E., 2009. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Vyd. 1. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 119 s. ISBN 978-80-85900-92-7.

Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Praha: Vydavatelstvi VŠCHT, 592 s.

Tanner, C.C. Plants for constructed wetland treatment systems- a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Elsevier Ltd., 1996.

Tanner, C.C., Sukias, J., Park, J., Yates, C., Headley, T.R., 2011. Floating TreatmentWetlands: A new tool for nutrient management in lakes and waterways. Methods 2011, 2008, 2011.

Šálek, J., Tlapák, V., 2006. Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod. 1. vyd. Praha: Pro Českou komoru autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě (ČKAIT) vydalo Informační centrum ČKAIT, 283 s. ISBN 80-86769-74-7.

Váňa, M., Mlejnská, E., Havel., 2013. Vliv vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient, VTEI, č. 1, st. 1-5.

Van De Moortel, A. M. K., Meers, E., De Pauw, N., Tack, F. M. G., 2010. Effects of veg- etation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. Belgium: Water Air Soil Pollut.

Vymazal, J., 2001. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. Nizozemí: Backhuys Publishers.

Vymazal, J. (2005) Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25, p. 478-490.

OBSAH

1. ÚVOD 9

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED 10

2.1 Základní charakteristika mokřadů **10**
2.1.1 Definice mokřadů 10
2.1.2 Faktory ovlivňující mokřady 11
2.1.3 Klasifikace mokřadů 11
2.1.4 Význam mokřadů 13

2.2 Zdroje znečištění vod **14**
2.2.1 Splaškové odpadní vody (splašky) 15
2.2.2 Průmyslové odpadní vody 15
2.2.3 Městské odpadní vody 16

2.3 Rybníky **20**
2.3.1 Intenzifikace rybářského hospodaření a její vliv na kvalitu vody 20
2.3.2 Používaná hospodářská opatření a jejich vliv na kvalitu povrchových vod 22
2.3.3 Mimoprodukční funkce rybníků 24

2.4 Procesy zodpovědné za čištění odpadních vod v umělých mokřadech **25**
2.4.1 Cyklus dusíku 26
2.4.2 Cyklus fosforu 29
2.4.3 Cyklus uhlíku 29

2.5 Umělé typy mokřadů pro čištění odpadních vod **31**
2.5.1 Umělé mokřady s povrchovým průtokem 32
2.5.2 Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem (kořenové čistírny) 36
2.5.2.1 Kořenové čistírny s horizontálním průtokem 36
2.5.2.2 Kořenové čistírny s vertikálním průtokem 37
2.5.2.3 Hybridní systémy 38
2.5.3 Biologické nádrže 39
2.5.3.1 Způsoby čištění vody v biologických nádržích 41
2.5.3.2 Funkce biologických nádrží 41
2.5.3.3 Intenzifikace biologických nádrží 43

2.6 Technologie umělých plovoucích mokřadů **44**
2.6.1 Kyslíkové poměry 46
2.6.2 Vliv kyslíku a množství živin na hloubku kořenů 48
2.6.3 Metody pěstování 49
2.6.4 Růstový substrát 50
2.6.5 Metody a materiály pro výstavbu plovoucích mokřadů 51

2.7 Mokřadní vegetace **56**
2.7.1 Přehled druhů rostlin používaných k čištění vody ve světě 58
2.7.2 Přehled druhů rostlin používaných k čištění vody v klimatickém pásmu střední Evropy 60

3. ZÁVĚR 64

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ 70

SEZNAM ZKRATEK 85

SEZNAM PŘÍLOH 85

ABSTRAKT 89

ABSTRACT 90

1. Úvod

Mokřady jsou důležitým krajinným prvkem, který plní mnoho významných biologických, ekologických a socioekonomických funkcí. Kromě těchto funkcí přispívají také ke zlepšení kvality vody. Zájem o čištění vod pomocí mokřadů je ovlivněn jejich přírodním charakterem, jednoduchostí a také schopností vyčistit vodu od látek, které umělé čistírny odpadních vod (ČOV) nedovedou odstranit. Mezi mokřady používané k čištění vod patří různé typy kořenových čistíren využívající horizontální či vertikální průtok vody, případně kombinaci obou a umělé plovoucí mokřady. Počet přirozených mokřadních systémů v krajině navíc klesá, tudíž umělé plovoucí mokřady mohou částečně přispět k jejich obnově. Při jejich budování se můžeme poučit ze studia přirozených plovoucích ostrovů, které nám poskytují řadu poznatků o dějích, jenž v nich probíhají. Přirozené mokřady nám tím významně pomáhají pochopit své fungování, které lze následně přenést do technologie budování umělých plovoucích mokřadů. Čisticí procesy probíhají především v kořenové zóně rostlin. Při návrhu plovoucích mokřadů je zapotřebí brát také ohled na místní klimatické podmínky, aby došlo ke vhodnému výběru mokřadní vegetace, která by vykazovala dostatečný růst biomasy. Nejpoužívanější metodou je vytvoření plovoucí rohože s pletivem osázeným rostlinami. Oproti ostatním mokřadním systémům mají plovoucí mokřady řadu předností, které mohou zvýšit účinnost čištění vod. Delší doba zadržení vody v nádrži má pozitivní vliv na účinnost čištění. Výhodou je také jejich použití v nádržích s větší hloubkou vody.

Cílem mé bakalářské práce je vytvoření literárního přehledu o možnostech využití umělých plovoucích mokřadů v rybniční akvakultuře se záměrem zlepšení kvality vody. Další technologie, které uvádím pro srovnání, jsou také jednotlivé typy umělých mokřadů, kořenové čistírny a biologické nádrže k dočišťování odpadních vod. Významnou kapitolu tvoří problematika výstavby samotného plovoucího mokřadu, v níž popisuji technické provedení a konstrukce mokřadů. V následující části je navržen seznam druhů mokřadních rostlin použitelných pro výsadbu v našich klimatických podmínkách, ale i ve světě. Důraz je však kladen na druhy použitelné v České republice. V závěru mé bakalářské práce navrhuji nejvhodnější konstrukční řešení plovoucího mokřadu ke zlepšení kvality vod v rybniční akvakultuře použitelného v našich podmínkách a vhodnou druhovou skladbu rostlin.

2. Literární přehled

2.1 Základní charakteristika mokřadů

2.1.1 Definice mokřadů

Existuje mnoho definic charakterizující mokřady, přičemž jednu z nich představuje definice dle Cowardina a kol., (1979), kdy je za mokřad považováno území, které je na přechodu mezi suchozemským a vodním ekosystémem mající vodní hladinu těsně pod povrchem či při povrchu podkladu. Často je velmi obtížné určit území, do něhož mokřady zasahují, jelikož se mohou vyskytovat na plochách s kolísající hladinou nadzemní či podzemní vody (Cowardin a kol., 1979).
Podle výše uvedené definice jsou pro mokřadní systémy význačné zejména:

- hydrologické podmínky, především míra zaplavování stanoviště a sycení substrátu vodou, ve kterých trvale žijí organismy schopné se přizpůsobit těmto podmínkám;
- přítomnost vodní a mokřadní vegetace adaptované na tyto podmínky.

Dle Ramsarské úmluvy o mokřadech (Ramsar Convention Bureau, 1997) za mokřad považujeme území bažin, slatin, rašelinišť. Dále oblasti pokryté vodou, tzn. přirozeně/uměle vytvořené, trvale či dočasně. Také území se stojatou/tekoucí vodou, sladkou, brakickou či slanou, kam zahrnujeme oblasti s mořskou vodou, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje šest metrů. Dále Ramsarská úmluva považuje za mokřady rybníky, nádrže, štěrkovny a další typy vodních nádrží.

Podle Dennyho (1991) jsou mokřady oblasti sezónně či trvale podmáčené, anebo trvale či dočasně zaplavené mělkou vodou, v nichž převažuje vegetace složená z vodních a bažinných makrofyt, které slouží jako indikátory mokřadů a jejich typů. Rostliny kořenící v půdě, která je převážnou část vegetačního období nasycena vodou. Anaerobní procesy vedou ve vegetaci k selekci takových druhů rostlin, které jsou na dané podmínky adaptovány a vyznačují se vysokou ekomorfologickou plasticitou (snáze přijímají kyslík a živiny) (Westlake a kol., 1998; Keddy, 2000).

2.1.2 Faktory ovlivňující mokřady

Z výše uvedených definic mokřadů vyplývá, že tyto systémy tvoří často přechodné ekotony mezi vodou a souší. Mokřady se vyznačují zonací. To znamená, že je lze rozčlenit na jednotlivá pásma. Tato pásma se od sebe odlišují mírou zamokření, zaplavení, a v přímořských oblastech také salinitou. Jednotlivá pásma na sebe často plynule navazují. Pro pochopení souvislostí vztahujících se k mokřadům je nezbytná znalost struktury a fungování mokřadů, tak krajinné mozaiky (Vymazal, 1995; Brinson, 2011; Čížková a kol., 2017).

Mezi další řídicí podmínky v mokřadních systémech dle Čížkové a kol., (2017) patří:

Tabulka 1: Řídicí podmínky v mokřadních systémech (Čížková a kol., 2017; upraveno)

Fyzikální a hydrologické:	**Geochemické, hydrochemické:**	**Biotické:**
• roční a denní změny teploty vody, půdy, sedimentu; • změny průhlednosti vody; • poměr mezi dodávkou vody a výparem (evapotranspirací) určující kolísání vodní hladiny; • horizontální pohyby vody – rychlost toku, míra vlnění, mořské dmutí (příliv, odliv).	• salinita, obsah minerálních látek v půdním roztoku; • úživnost (trofie) závislá na bilanci mezi dodáním, ukládáním a ztrátami minerálních živin v mokřadním ekosystému.	• Diverzita složení společenstev, jejich početnost a proměny v čase; • poměr mezi roční primární produkcí a dekompozicí organické hmoty.

2.1.3 Klasifikace mokřadů

Podle Ramsarské úmluvy se dělí mokřady na mořské a příbřežní, vnitrozemské a vzniklé antropogenní činností (Ramsar Convention Bureau, 1997). Z této úmluvy byla zhotovena klasifikace mokřadů pro Českou republiku, která se dělí do 16 skupin (Hudec a kol., 1984; Chytil a kol., 1999). Z toho 10 skupin zahrnuje přirozené mokřady a 6 skupin pak antropogenní mokřady (tab. 2).

Tabulka 2: Rozdělení mokřadů na přirozené a antropogenní (Hudec a kol., 1984; Chytil a kol., 1999, upraveno)

Přirozené:	**Antropogenní:**
• pramen, prameniště • tok, úsek toku • nivní jezero, mrtvé rameno, tůň • lužní les, olšina • zaplavované či mokrá louka • jiné vodní a bažinné biotopy • rákosina, ostřicová louka • rašeliniště, slatiniště • horské jezero • slanisko	• kanál, stoka, příkop • průmyslová odkalovací nádrž • rybník, klausura • soustava rybníků • údolní nádrž • lom, štěrkovna, pískovna

Další pohled na rozdělení mokřadů vychází zejména z hydrochemických, hydrologických a hydrodynamických parametrů s důrazem na stanovištní faktory. Tato klasifikace (tab. 3) byla využita na mokřadním projektu Vědeckého výboru pro enviromentální otázky (SCOPE) a během rady Mezinárodních vědeckých unií (ISCU) (Gopal a kol., 1990; Patten a kol., 1990).

Tabulka 3: Rozdělení mokřadů na přímořské a vnitrozemské (Gopal a kol., 1990; Patten a kol., 1990; Hudec a kol., 1993; upraveno)

Přímořské: rozdělení dle koncentrací solí ve vodě	**Vnitrozemské:**
slané – větší než 1%	slané nebo brakické
brakické – od 0,1 – 1,0%	sladkovodní: rozlišení podle množství živin ve vodě
sladkovodní – menší než 0,1%	oligotrofní – nízký obsah minerálních živin
	mezotrofní – střední obsah minerálních živin
	eutrofní – vysoký obsah minerálních živin

Rovněž je možné říci, že rozdělení mokřadů dle úživnosti (trofie) (tab. 3) je poměrně relativní z hlediska průměrného obsahu živin v půdě a vodě. Dále se všechny typy vnitrozemních mokřadů dělí na mokřady lotické s rychleji či pomaleji tekoucí vodou

a na lentické se stojatou či stagnující vodou (Gopal a kol., 1990; Patten a kol., 1990; Čížková a kol., 2017).

2.1.4 Význam mokřadů

Mokřady jsou považovány za přirozenou zásobárnu vody v krajině. V současnosti však rozloha mokřadních oblastí klesá a dochází k jejich zániku (Seják, 2010). Mnoho vodních toků bylo vodohospodářsky upravováno (např. napřimováno a koryto zpevněno) a tyto změny měly negativní dopad nejen přímo na vodní, ale i přechodné ekosystémy. Rozvoj a revitalizace vodních toků a mokřadů je tedy žádoucí (Denny, 1991; Šálek, 1997; Čížková a kol., 2017).

Mezi další význam mokřadů dle jejich funkcí řadíme: ekologický, vodohospodářský, ekonomický a kulturní (Svatoš, 2004; Mitch a Gosselink, 2010; Seják a kol., 2010; Čížková a kol., 2017).

Tabulka 4: Významy mokřadů podle jejich funkcí (Mitch a Gosselink, 2010; Seják a kol., 2010; Čížková a kol., 2017; upraveno).

Ekologický:	**Vodohospodářský:**
• celosvětově vykazují vysokou biodiverzitu a značnou produkci biomasy; • organismy žijící v nich mají obvykle specifické nároky na typ prostředí; • po deštných pralesech a korálových útesech mají nejvyšší biologickou aktivitu; • podílí se na tvorbě mikroklimatu i makroklimatu; • mají schopnost ochlazovat okolní prostředí tím, že přijímají přebytečné teplo a dochází tedy k vypařování z vody a rostlin, čímž zvlhčují a ochlazují danou oblast; • mají výrazný vliv na koloběh vody a živin v krajině; • snižují erozi půdy.	• přirozená zásobárna vody; • retenční schopnosti – dokáží zadržet povrchově až 500 $l.m^2$, při povodních nebo v období tání či v případě nadměrných srážek jsou významným krajinným prvkem, který se chová jako dodatečná postranní nádrž schopná zachytit přebytečnou vodu z okolních toků; • průsak vody z mokřadů do podzemních vod – obohacování spodních vod, které mohou být využity jako pitná voda; • vykazují filtrační činnost, která souvisí s čištěním vody, břehové a doprovodné porosty mají vliv na stabilizaci břehů a ochranu proti erozi.

Ekonomický:	Kulturní:
• celosvětový zdroj potravin, léčiv atd.; • pěstování rýže – mokřadní rostlina, která tvoří hlavní složku potravy téměř poloviny světové populace; • výroba střešní krytiny, lodí, vybavení domácnosti, součásti oděvu (např. z rákosu, orobince, skřípince).	• rekreace, turismus; • místo s estetickými kvalitami; • kulturní – etnografická rozmanitost; • výchovné a vzdělávací hodnoty.

2.2 Zdroje znečištění vod

V současnosti se klade značný důraz na minimalizování objemu odpadních vod (OV) vypouštěných do sladkovodních ekosystémů a snižování tak jejich znečištění. Z důvodu, že OV mají nemalý význam na zhoršení kvality sladké vody, mohou mít tím pádem negativní dopad i na zdraví obyvatelstva (US EPA, 2004). Za odpadní vody považujeme vody produkované v domácnostech, zdravotnických zařízeních, zemědělství, průmyslu atd., které mají po použití změněnou jakost. Změnou jakosti vody se myslí teplota, její chemické složení a další parametry (www.mzp.cz). Mezi odpadní vody také zahrnujeme vody, které souvisejí pouze nepřímo s lidskou činností - tzn. vody, které nebyly člověkem přímo využity, ale odtékají ze sídel a průmyslových areálů a při nedůsledném čištění by mohly ohrozit jakost povrchových a podzemních vod. Takový případ tvoří odtoky vod srážkových, které mohou být vlivem antropogenních vlivů znečištěny (Pitter, 2009). Složení odpadních vod je zpravidla rozdílné, jelikož odpadní vody vznikají v odlišných odvětvích zpracování (US EPA, 2004). Dle Corcorana a kol. (2010) rozlišujeme tři základní typy odpadních vod: splaškové, městské a průmyslové. V případě, že dochází k vypouštění těchto znečištěných nebo částečně vyčištěných odpadních vod do přírodního koloběhu, dochází ke zhoršení stavu všech dotčených lokalit a následkem toho mohou být také zdravotní rizika.

2.2.1 Splaškové odpadní vody (splašky)

Splašky vznikají ve stravovacích a ubytovacích zařízeních, domácnostech a dalších objektech. Hlavním původcem znečištění splaškových odpadních vod bývá moč a fekálie až s 80% podílem organických látek. Sušina fekálií je tvořena lipidy, bílkovinami, zbytky střevních bakterií, polysacharidy a rozkladnými produkty těchto procesů, mezi které patří alifatické kyseliny, aminokyseliny a další látky. V nízkých koncentracích se ve fekáliích objevují také steroidní látky. Dalším zdrojem znečišťujících látek jsou tuky, bílkoviny, sacharidy vznikající při zpracování a konzumaci potravin (Pitter, 2009). V neposlední řadě jsou také nezanedbatelným zdrojem znečištění sloučeniny vyskytující se jako přísady namáčecích, pracích a čisticích přípravků (Corcoran a kol., 2010). Jedná se o tenzidy, polyfosforečnany, zeolity, boritany, komplexotvorné látky, aldehydy, fenoly, (Pitter, 2009). Mezi další látky, které mohou do životního prostředí vstupovat v původní formě nebo jako metabolický produkt patří léčiva. K nejrizikovějším látkám z této skupiny patří hormonální léčiva (antikoncepční přípravky), analgetika, antidepresiva, antiepileptika (karbamazepin), protizánětlivá a antirevmatická léčiva (ibuprofen, diklofenak, naproxen) (Kožíšek a kol., 2012). Za primární zdroj znečištění léčivy a hormony považujeme odpadní vody z nemocnic, sanatorií, domovů důchodců a domácností (Pitter, 2009). ČOV je ve většině případů dokáží jen částečně odbourávat. Důsledkem nedokonalých čistírenských procesů může docházet ke kontaminaci povrchových, vzácně podzemních vod těmito látkami (Fent a kol., 2006; Kotyza a kol., 2009). V povrchových vodách se zvýšené koncentrace reziduí léčiv a jejich metabolitů detekují ve středních a dolních partií řek, protože zde většinou leží velké aglomerace (Kotyza a kol., 2009; Grabicová a kol., 2020).

2.2.2 Průmyslové odpadní vody

Průmyslové odpadní vody jsou typické svým rozmanitým charakterem. Čištění průmyslových odpadních vod probíhá buď společně se splaškovými vodami nebo odděleně, případně se vypouštějí do recipientu rovnou. Průmyslové odpadní vody se obvykle dělí na dvě kategorie, a to na převážně anorganicky a organicky znečištěné

(Svobodová a kol., 1992; Pitter, 2009). Nejčastěji se však vyskytují přechodné typy, u kterých jsou důležité oba druhy znečištění. Dále se také sleduje a hodnotí přítomnost různých mikropolutantů způsobujících znečištění již ve velmi malém množství. Všechny tyto látky se vyznačují toxicitou, pěnivostí a dalšími vlastnostmi, které snižují nebo úplně znemožní procesy čištění (Pitter, 2009). Tyto odpadní vody mohou obsahovat celou škálu látek odpovídajících za znečištění. Zejména sloučeniny fosforu (celkový fosfor) a dusíku (amoniakální dusík), kovy a jiné látky (viz tab. 5), jejichž počet se odhaduje přes 2 000 (US EPA, 2004). Kovy se do průmyslových odpadních vod dostávají z povrchových úprav kovů, mohou obsahovat těžké kovy (Hg, Cd, Pb, As) a jedovaté kyanidy (Pitter a Chudoba, 1968; Adámek a kol., 2010).

Do kategorie odpadních průmyslových vod řadíme i vody ze zemědělství. Za odpadní vody ze zemědělství považujeme úniky silážních šťáv, močůvky, splachy průmyslových hnojiv (pesticidy), které se dostávají do okolních recipientů (Adámek, 1983; Beránková, 1991).

Bodové zdroje znečištění mohou způsobovat v havarijních případech značnou nestabilitu vodního prostředí a následkem tohoto mohou být způsobeny i úhyny vodních živočichů v důsledku kyslíkového deficitu, otravy amoniakem a sulfanem. Dlouhodobé znečištění v nízkých koncentracích, a zvláště plošné znečištění, může vést ke zvyšující se eutrofizaci vodního prostředí (nárůst dusíku a fosforu) (Svobodová a kol., 1987). Pesticidy způsobovaly v 70. letech minulého století až 6 % případů otrav ryb. Avšak od 90. let 20. století klesla spotřeba nebezpečných pesticidů, a to především díky snaze o částečný přechod na ekologičtější způsob zemědělství, resp. zavedení nových účinnějších pesticidů s nižší toxicitou na necílové organismy. V současnosti je problematika pesticidů ve vodním prostředí stále aktuální. Mají totiž schopnost setrvávat v povrchových a podzemních vodách jako rezidua (Svobodová a kol., 2011b).

2.2.3 Městské odpadní vody

Směsí splašků a průmyslových odpadních vod (případně dešťových vod odváděných kanalizací nebo vod z čištění komunikací) vzniká městská odpadní voda (Pitter, 2009). Její složení je závislé na poměru jednotlivých typů vypouštěných odpadních vod do kanalizace. V městech, v nichž z ekonomického hlediska převládá průmyslová

výroba, jsou nejčastější průmyslové odpadní vody, a naopak v lokalitách turistického a obytného charakteru to jsou vody splaškové (Svobodová a kol., 1992; Pitter, 2009).

Tabulka 5: Rozsahy koncentrací základních chemických parametrů městských odpadních vod (Pitter, 2009; upraveno).

Ukazatel mg.l^{-1}:	**Surová voda:**
BSK_5	200–400
$CHSK_{Cr}$	300–600
Nerozpuštěné látky	250–500
Celkový dusík	65–105
Amoniakální dusík	25–45
Celkový fosfor	8–14

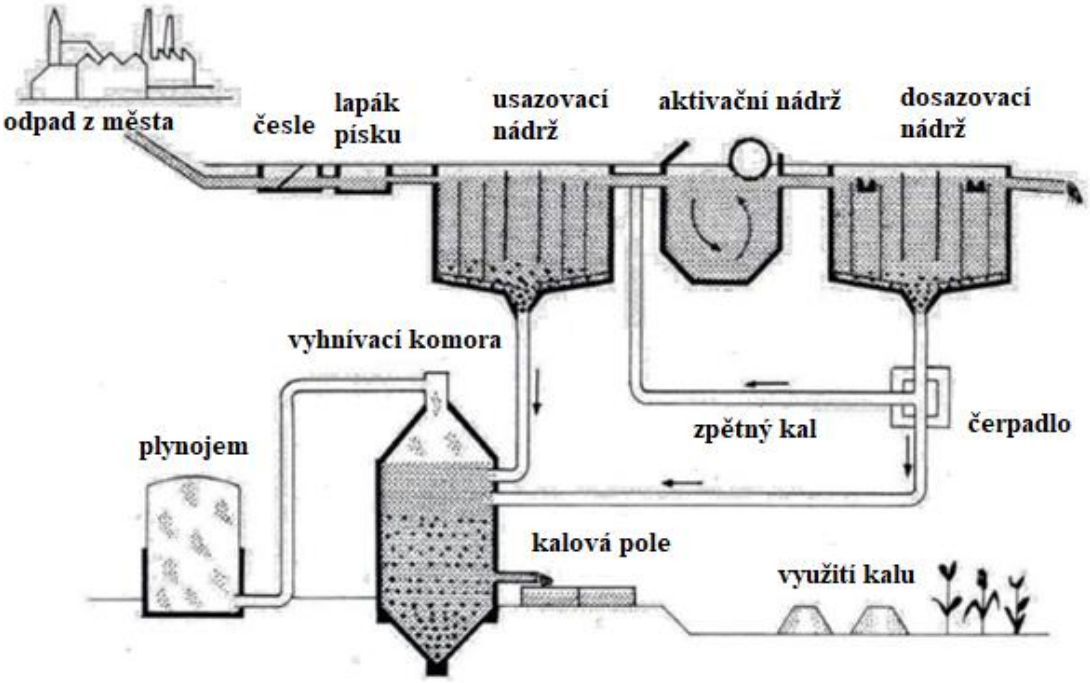
Základy technologie městských ČOV

Systém čištění odpadních vod se zpravidla skládá ze tří fází. V primárním stupni probíhá mechanické předčištění (obr. 1, obr. 2). V této fázi čištění se z OV odstraňují pevné nečistoty, nerozpuštěné (suspendované) látky a tuky (lapák tuku obr. 1a) (Adámek a kol., 2010; US EPA, 2012). Hrubé nečistoty se zachytí na česlích (obr. 1b), které se skládají z česlic různého tvaru (např. kruhový, obdélníkový, lichoběžníkový). Jejich fixaci a upevnění zajišťuje kovový rám nacházející se v přítokovém žlabu. Nejprve zachycují nečistoty hrubé česle s roztečí mezi česlicemi větší než 60 mm a následně jemné česle se vzdáleností mezi jednotlivými pruty menší než 40 mm. V potaz se musí brát také rychlost proudění vody v přítoku. Ideální rychlost je mezi 0,3–0,9 m.s^{-1}. Pokud rychlost proudění vody nedosáhne těchto hodnot, můžeme očekávat usazování písku. Nad touto hranicí naopak lze očekávat unášení zachyceného materiálu rychlostí proudění vody (Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská a kol., 2009). Nerozpuštěné unášené minerální látky jsou zachycovány v lapačích písku (obr 1c) nebo štěrku (u velkých ČOV) (Adámek a kol., 2010; US EPA, 2012). **Lapáky písku** slouží k odstraňování písku, částic štěrkového charakteru a ostatních látek podobného složení, které vykazují velikost zrn přes 0,2 mm. Písek a štěrk má sedimentační schopnost, tudíž je žádoucí ho nechat usadit v sedimentační nádrži nebo z vody odstranit jiným způsobem. Nízká průtočná rychlost ve žlabu umožňuje sedimentaci a následné odstraňování těchto komponentů. Ideální hodnota průtočné rychlosti pro sedimentaci

písku se udává mezi 0,1–0,45 $m.s^{-1}$. Při této rychlosti probíhá pouze usazovací proces minerálních látek bez organického podílu, který by způsoboval hnilobné pochody (Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská a kol., 2009). Usazovací nádrže zachycují nerozpuštěné látky, kde dochází k jejich sedimentaci. Při tomto stupni čištění OV dochází k redukci biologické spotřeby kyslíku (BSK), která je považována za prostředek pro indikaci kvality vody. Snížení může dosahovat až 30–40 % (Adámek a kol., 2010; US EPA, 2012).

Obrázek 1: Mechanické předčištění OV a) lapák tuků, b) česlová stěna c) lapač písku (Šálek, 2012; upraveno).

Sekundární fáze čištění OV je založena na biologickém čištění (obr. 2), které umožňuje rozpad a mineralizaci organickému materiálu. Většina rozpuštěných organických látek je v této fázi čištění OV převedena na pevné látky. Sekudární čištění funguje na principu činnosti mikroorganismů v aerobních (biofiltry – biofilmové procesy, aktivace) nebo anaerobních podmínkách. Na biofiltrech se vyskytuje celá řada mikroorganismů: bakterie, prvoci, řasy, měňavky, bičíkovci, nálevníci, makrofauna (červy, larvy hmyzu, korýši), splaškové houby. Účinnost snížení BSK a celkových nerozpuštěných látek v kombinci s primárním čištěním se pohybuje na hranici 80–90 % (Tlapák a kol., 1992; Adámek a kol., 2010; US EPA, 2012).

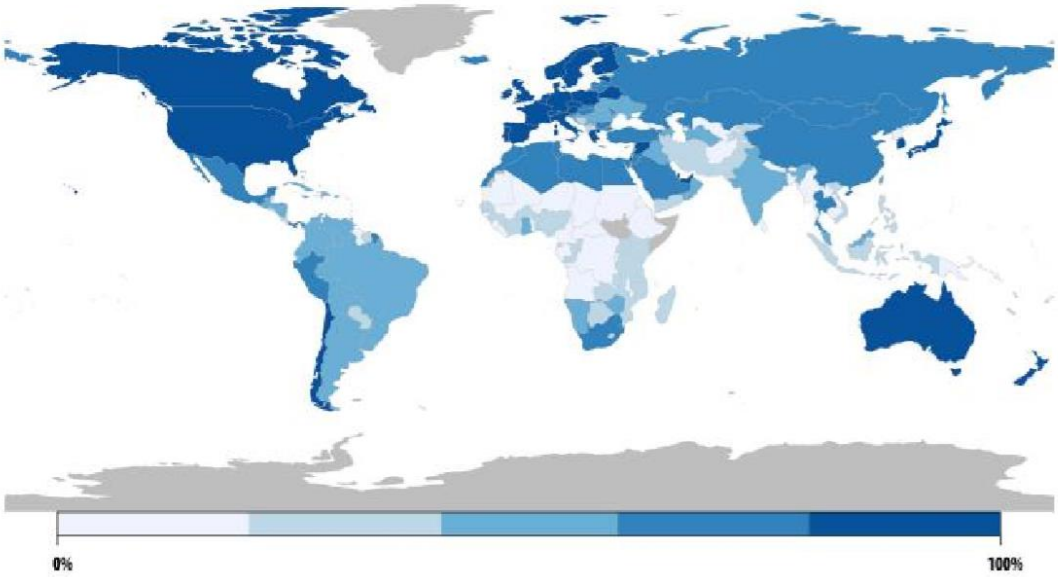


Obrázek 2: Systém čištění městských OV (Adámek a kol., 2010; upraveno).

Další procesy čištění jsou brány jako terciální využívající složitější mechanismy. Patří mezi ně například iontová výměna nebo reverzní osmóza (US EPA, 2012). V našich podmínkách se snažíme eliminovat zejména množství fosforu a dusíku z OV. Dusík se nejčastěji v OV vyskytuje v amoniakální formě. Nejsnazší snížení koncentrací amoniakálního dusíku je biologickou cestou spočívající v jeho biochemické oxidaci na dusitany až dusičnany (proces nitrifikace) a následné redukci na plynný dusík (denitrifikace). K redukci fosforečnanů z OV se může využívat chemické srážení fosforečnanů, kdy se přidávají do vody ionty Fe^{3+}, Al^{3+} nebo Ca^{2+}. Srážení probíhá na přítoku, v aktivační nádrži nebo vyčištěné vodě. Touto metodou se může eliminovat až 80 % fosforu. V provozních podmínkách se tento způsob příliš nevyužívá, jelikož má řadu nevýhod (srážení fosfátů neprobíhá v optimálních podmínkách, negativní vliv na biocenozu aktivního kalu). V praxi se proto využívají nejčastěji biologické způsoby, které jsou méně provozně náročné a jsou součástí biologického čištění (Mlejnská a kol., 2009; Adámek a kol., 2010).

Problémem v technologii čištění odpadních vod může být nedostatečná modernizace infrastruktury pro nakládání s odpadními vodami a příliš rychlý růst populace, který přesahuje kapacity čistíren odpadních vod (ČOV) (Mateo-Sagasta a Salian, 2012; Chmelický a kol., 2019). Výsledkem těchto nedostatků, zejména v rozvojových zemích,

bývá vypouštění částečně nebo zcela nevyčištěné odpadní vody (obr. 3). Odhaduje se, že 90 % těchto států odpadní vody nečistí a rovnou je vypouští do okolního prostředí (Corcoran a kol., 2010).



Obrázek 3: Míra čištění odpadních vod ve světě v posledních 10 letech, kdy celosvětový průměr se pohybuje kolem 29 % z celkového objemu odpadních vod (EPI – Environmental Perfomance Index, 2014).

2.3 Rybníky

2.3.1 Intenzifikace rybářského hospodaření a její vliv na kvalitu vody

Zakládání prvních rybníků na našem území je datováno do období před zhruba 800 lety. Jejich hlavním cílem v České republice je chov ryb. Až do konce 19. století se ryby chovaly extenzivním způsobem a nepoužívala se hnojiva a krmiva. Produkce rybníků byla založena čistě na jejich přirozeném produkčním potenciálu (Pechar, 2000; Brabec a kol., 2011; Pechar, 2015). Dle údajů z Třeboňského archivu se odhaduje průměrná produkce ryb kolem roku 1850 na 30 $kg.ha^{-1}$. Koncentrace fosforu i dusíku v polovině 19. století v rybniční vodě byly na velmi nízké úrovni. To stejné platí i pro alkalitu a hodnoty pH pohybující se okolo 6. V dnešní době považujeme takové rybníky, dle

aktuálních měřítek, za oligotrofní či mesotrofní (Pechar, 2015). Již na konci 19. století se mírně zvyšovala úživnost a produkční schopnost rybníků, vlivem vápnění, hnojení a v důsledku přikrmování ryb. Přesto se však průměrná produkce na počátku 30. let 20. století pohybovala v rozmezí 50–100 kg.ha^{-1} (Hejný a kol., 2002). První záměrná intenzifikace produkčních rybníků je datována koncem 19. století, kdy se začala používat minerální hnojiva - především superfosfát. Dle Jírovce a Jírovcové (1938), kteří citují Štěpána (1928), měly rybníky na Třeboňsku pH okolo 6, alkalitu od 0,4 do 0,8 mmol.l^{-1}. Rybníky si tedy stále udržovaly oligotrofní charakter. Na chemismu vody 50. až 60. let 20. století je již dobře vidět dopad dlouhodobého vápnění, hnojení rybníků a aplikace minerálních hnojiv, zejména ledku a superfosfátu. Důsledkem těchto procesů se rybníky v klasifikační řadě chemismu vody posunuly na takzvaný pravý hydrogenuhličitanový typ, ve kterém převažují kationty Ca a Mg. Změna chemismu vody vedla k zvýšení pH nad hodnotu 7, průměrná alkalita dosahovala hodnot kolem 1,55 mmol.l^{-1} a celková mineralizace hodnot čítala 172 mg.l^{-1} (Pechar, 2015). Vrchol eutrofizace a intenzifikace nastal v 70.-90. letech 20. století, kdy se nadále uměle zvyšovala produkční schopnost rybníků. Používání minerálních hnojiv bylo na ústupu a využívána byla již zejména organická hnojiva a přikrmování rybích obsádek probíhalo obilím či granulemi. Množství dodávaného čistého dusíku a fosforu rybářskými hospodářskými zásahy dosahovalo hodnot 46 kg N.ha^{-1} a 10 kg P.ha^{-1} za rok. V extrémních případech byla dodávka až 130 kg N.ha^{-1} a 22 kg P.ha^{-1}. Značné množství živin bylo také do rybníků přiváděno díky splachům z polí či obydlí. Stav rybníků v tomto období můžeme označovat jako eutrofní až hypertrofní (Brabec a kol., 2011; Pechar, 2015). Na počátku 90. let 20. století se zdvojnásobil obsah hlavních iontů ve vodě oproti 50. létům 20. století. Zvýšila se koncentrace všech hydrochemických parametrů. Vysoký nárůst byl pozorován u síranů, avšak hydrogenuhličitany a vápník vykazovaly relativně nízké navýšení. Na přelomu tisíciletí se však trend navyšování koncentrací všech základních hydrochemických složek zpomalil, což je zřejmé zejména u třeboňských a blatenských rybníků, v nichž byl zaznamenán výraznější pokles koncentrací. Koncentrace hydrogenuhličitanů a vápníku klesly na hodnoty 50. let 20. století a sírany a chloridy se dostaly na polovinu hodnot z 90. let minulého století. Rybníky s přímým přísunem vody ze zemědělského povodí vykazovaly vyšší snížení koncentrací všech hlavních iontů oproti produkčním nádržím, které nebyly ve styku se zemědělským hospodařením (Pechar, 2015).

V současnosti jsou rybníky v České republice považovány za nejčastější typ stojatých vod. Celkový počet rybníků přesahuje 20 000 a jejich rozloha je větší než 52 000 ha. Průměrná produkce tržních ryb na rybnících, především kapra, se pohybuje okolo 500 kg.ha^{-1} (Pechar, 2015). Nynější průměrný přísun čistých živin čítá okolo 4 kg P.ha^{-1} a 20 kg N.ha^{-1}. Lze to pozorovat na konkrétním případu třeboňských rybníků, kde se dávky živin v roce 2012 pohybovaly v průměru 4,5 kg P.ha^{-1} a 21,4 kg N.ha^{-1} (Pechar, 2015). Způsob rybářského hospodaření využívaný v posledním půlstoletí, kdy primární bylo stálé zvyšování rybích obsádek a s tím související i vysoké přísuny živin a intenzifikace zemědělství, přivedl tuzemské rybníky do stavu eutrofních až hypertrofních vod. Přísun živin jsou do jisté míry schopni ovlivnit sami rybáři, a to hnojením a přikrmováním ryb, avšak živinovou zátěž a vstup organických látek dostávající se do rybníků z povodí nejsou schopni omezit (Pechar, 2000; Duras a kol., 2015; Pechar, 2015). Pro kvalitu vody v našich produkčních rybnících je do budoucna žádoucí postupné snižování přísunu živin (pravděpodobně i zásahy do rybničních sedimentů, které jsou jedním z rezervoárů živin v rybníce) (Duras a kol., 2015). Motivací by mělo být zabraňování nadměrného rozvoje fytoplanktonu a sinic, které ovlivňují kolísání kyslíkového režimu a pH vody. Tyto faktory mají za následek destabilizaci rybničního ekosystému (Pechar, 2000; Duras a kol., 2015; Pechar, 2015).

2.3.2 Používaná hospodářská opatření a jejich vliv na kvalitu povrchových vod

Mezi nejvíce používaná rybářská opatření, která mají za úkol zvýšit rybí produkci a ovlivňují množství živin ve vodě patří: hnojení, krmení a vápnění (Potužák a Duras, 2012b; Hartman a Regenda, 2014).

Jedním z nejvyužívanějších organických hnojiv v rybničním hospodaření jsou pevná organická hnojiva jako chlévská mrva, především hnůj ze skotu, okrajově pak prasečí, koňský a drůbeží. Tato statková hnojiva jsou charakteristická vysokým obsahem organických látek. Jako tzv. jarní startovací dávka je považována hodnota 0,5 t ha^{-1}. Podíl dusíku se pohybuje v rozmezí od 0,48 % do 0,85 % a je vázán až v 90 % v organických látkách, tudíž se snadno a postupně uvolňuje do vody. Obsah fosforu v chlévské mrvě (v surovém stavu) se pohybuje pouze v rozmezí 0,11 až 0,14 %. Drůbeží trus (v surovém stavu) však obsahuje až 2,8 % N a 1,25 % P. Díky vysokému

obsahu živin je nutné při jeho případném použití dbát vysoké opatrnosti (Füllner a kol., 2000). Hnojení rybníků probíhá z větší části před vegetací (60 % dávky) a zbylých 40 % v první třetině vegetační doby. Roční dávky těchto druhů hnojiv se pohybují v rozmezí 0,5 až 3,5 t ha^{-1}. Tekutá organická hnojiva jsou oproti pevným organickým hnojivům charakteristická nízkým podílem organických látek (5–6 %) i dusíku (kolem 0,5 %). Řadíme mezi ně nejčastěji kejdy (Hartman a Regenda, 2014). Aplikace statkových hnojiv při nesprávném množství může mít za následek výrazné zhoršení kvality vody. Problémy nastávají díky narušené bilanci živin. Nadměrným přísunem organické hmoty do rybníků mohou vznikat po aplikaci hnojiv i kyslíkové deficity. Při nadměrném přísunu mikroorganismů se voda stává zdravotně rizikovou pro člověka (Mlejnková a Horáková, 2009).

Dalším typem organického hnojení v rybničním hospodaření je zelené hnojení, při kterém se ve vodě rozkládá biomasa rostlin rostoucích na nezaplavené části rybničního dna. V minulosti se k výsevu používaly zejména obiloviny a rychle rostoucí pícniny. Po období růstu vegetace rostlin nastává fáze postupného zatopení rybníka vodou. Zaplavený porost začíná postupně odumírat a rozkládat. Následně se živiny uvolňují do vody (Füllner a kol., 2000; Hartman a Regenda, 2014).

Přikrmování rybích obsádek je rovněž zodpovědné za dodávání dusíku a fosforu do vody, a má tedy potenciálně významný podíl na kvalitu našich stojatých vod (Hartman, 2012). Pro dnešní polointenzivní způsob rybářského hospodaření je typická kombinace přirozené výživy ryb (zooplankton, makrozoobentos) a krmiv, která tvoří 30–50 % celkové potravy. Množství dodávaných krmiv by mělo odpovídat rozvoji přirozené potravy v nádrži (Všetičková a kol., 2013; Hlaváč a kol., 2014). I při vhodném množství přidaného krmiva do nádrže, kdy obsádka téměř veškeré krmivo zkonzumuje a stráví, bylo zjištěno, že i tak se větší část P a N nevstřebá a odejde do vody. Je to způsobeno tím, že k přikrmování ryb se používají nejčastěji neupravené obiloviny, které mají velkou část fosforu vázanou ve fytátových komplexech, jenž jsou pro kapra enzymaticky neštěpitelné (fytázy pracují při kyselém pH, zatímco ve střevech kapra je pH zásadité) (Malý a kol., 2019). Je proto žádoucí používat lépe stravitelná krmiva, aby docházelo k nižšímu uvolňování odpadních látek do vodního prostředí. (Hlaváč o kol., 2013, 2014). Stravitelnost a nižší zatížení vodního prostředí obilovinami lze zvýšit její tepelnou úpravou a následným peletováním či extruzí (Hartman, 2012; Hlaváč a kol., 2013). V našich klimatických podmínkách se k přikrmování využívají

nejvíce obiloviny, zejména pšenice ozimá, žito ozimé a ječmen. Obsahují vysoký obsah polysacharidů sloužících jako hlavní zdroj energie, avšak malé množství dusíkatých látek (proteinů) od 7 do 15 % (Hartman, 2012; Hlaváč a kol., 2014). Vliv obilných krmiv na kvalitu vody je považován za negativní, protože fosfor vázaný v obilovinách je kaprem stravitelný pouze z 25–28 %. V případě stravitelnosti dusíku se pohybujeme okolo 30 % (Hartman, 2012; Jirásek a kol., 2005).

Za nepřímé zvyšování úživnosti rybníků odpovídá velikost a druhová skladba rybí obsádky a přikrmování. Veškerá tato uvedená opatření způsobují rychlejší koloběh živin ve vodě a destabilizaci rovnováhy rybniční biocenózy (Potužák a Duras, 2012b; Hartman a Regenda, 2014).

2.3.3 Mimoprodukční funkce rybníků

Rybníky plní i řadu dalších mimoprodukčních funkcí:

Zadržování vody v krajině

- význam této funkce roste s intenzifikací zemědělství;
- negativní vliv na zadržování vody v krajině mají zemědělské drenáže, kterými bylo odvodněno přes 1 milion ha zemědělské půdy;
- rybníky částečně nahrazují chybějící přirozené mokřadní oblasti v krajině (prameniště, mokré louky, zaplavované nivy, drobné mokřady) (Vašků, 2011).

Vyrovnávání průtoků při extrémních srážkách a tlumení místního klimatu

- v období postupující změny klimatu roste význam rybníků;
- změny s sebou přináší časté extrémy letních teplot, sucho a přívalové deště (např. povodně 2002, kdy Třeboňské rybníky významně snížily rozsah povodní) (Lhotský, 2006).

Význam litorálů

- litorály patří mezi centra biodiverzity;
- poskytují úkryt a potravu pro množství různých organismů;
- při vzniku hypertrofních podmínek však diverzita klesá (Čížková a kol., 2017).

Význam recyklace živin

- živiny lze z rybníka odebrat odlovem ryb, sklizením biomasy rostlin nebo odtěžením sedimentu;
- do budoucna by bylo žádoucí využívat rybniční sedimenty s vysokým obsahem živin a organických látek jako doplněk pro hnojení orných půd, jelikož jsou sedimenty velmi bohaté na fosfor a zásoby dostupného fosforu na zemi razantně klesají;
- ze sedimentu se živiny pravděpodobně uvolňují až několik let (Potužák a Duras, 2015).

Význam v čištění vody

- rybníky disponují samočisticími funkcemi;
- v některých případech mohou sloužit jako biologická čistírna průmyslových a zemědělských odpadních vod;
- mají schopnost metabolizovat mikropolutanty (farmaka, pesticidy) (Duras a Potužák, 2016).

Pozitivní vliv na krajinný ráz

- dle Zákona na ochranu přírody a krajiny č. 114/92 Sb., rybníky považujeme za významný krajinný prvek.

Rekreační využití

- sportovní rybolov, koupání, jachting (Čížková a kol., 2017).

2.4 Procesy zodpovědné za čištění odpadních vod v umělých mokřadech

Při čištění odpadních vod v mokřadech se uplatňuje celá řada různých procesů. Jsou to procesy fyzikální, chemické a biologické, konkrétně adsorpce, oxidace, syntéza, absorpce a přirozená mortalita. Nerozpuštěné látky odstraňují mokřady fyzikálními pochody jako je sedimentace a filtrace přes vlastní lože nebo skrz kořenový systém (Tanner a kol., 1995; Vymazal, 1995). Hlavní mechanismus zodpovědný za redukci znečišťujících látek v odpadních vodách jsou oxidačně-redukční reakce.

Dle hodnoty redoxního potenciálu a koncového akceptoru elektronů rozděluje Dohányos a kol. (1996) procesy čištění na:

- aerobní (oxickou) oblast – charakteristická oxidačními pochody, mineralizací, organickým uhlíkem a nitrifikací (produkt NO_3), vše probíhá v kyslíkatých podmínkách;
- anoxická oblast – probíhá denitrifikace (produkt N_2) a anoxickáoxidaci;
- anaerobní oblast.

Biochemický proces čištění vody v mokřadech je založený na kombinaci biotických a abiotických činitelů, jakými jsou např. rychlost větru, intenzita slunečního záření, teplota vody, teplota vzduchu. Důležitý význam také mají mozaikovitě tvořené kořeny střídající aerobní a anaerobní části (Vymazal, 1995).

Zásadní funkci při čištění odpadních vod zastávají mokřadní rostliny. Ty jsou schopné vstřebávat živiny, těžké kovy a organické látky na kratší časový úsek. Jsou také schopny dodávat kyslík bakteriím, které rostou na jejich kořenech. To způsobuje zrychlování rozkladu organické hmoty (Barko a kol., 1991; Vymazal, 2007). Dále nelze opomenout vliv rostlin na účinnost odstranění dusíku a fosforu. Systémy osázené emerzní vegetací vykazují vyšší odstranění dusíkatých látek než submerzní vegetace (Toet a kol., 2005). Münch a kol. (2005) zjistili, že kořenový systém rákosu obecného zvyšuje nitrifikační a denitrifikační procesy do 3–4 cm od povrchu kořene.

2.4.1 Cyklus dusíku

V koloběhu dusíku v mokřadech probíhá celá řada procesů, mezi které řadíme následující:

Amonifikace

Amonifikace (obr. 4) je biochemický proces, při kterém se přeměňuje organický dusík na amoniak: $N_{org.} \rightarrow NH_4^+$ (NH_3). Zajišťují ho bakterie. Jeho rychlejší průběh byl zjištěn v aerobních podmínkách. V zaplavených půdách závisí rovněž na pH, teplotě, poměru C:N, půdních podmínkách a na množství živin v půdě. Ideální pH pro proces amonifikace je 6,5–8,5. Iont NH_4^+ má možnost zpětného zabudování do organickém materiálu, a to buď prostřednictvím kořenů rostlin nebo pomocí mikroorganismů. Pokud je však pH vyšší než 8, (typické pro vody eutrofní s vysokou koncentrací chlorofylu),

mohou být ionty NH_4^+ přeměněny zpět na volný NH_3 a uvolněny do atmosféry (Reddy a Patrick, 1984; Kadlec a Knight, 1996; Mitsch a Gosselink, 2007).

Anaerobní oxidace amoniaku (Anammox)

Při anaerobní oxidaci amonikaku (obr. 4) dochází k přeměně amoniaku a dusitanu (NO_2^-) na plynný N_2: $NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O$. Za tento proces jsou zodpovědné anaerobní bakterie. Jejich nesporná výhoda spočívá v tom, že dokáží profitovat s heterotrofními bakteriemi, které spotřebovávají kyslík a tím vytváří anoxické prostředí (nitrifikační nejsou schopny tohoto soužití). Anammox má schopnost odstranit amoniak s plynným dusíkem jako primární produkt (Vymazal a Kröpfelová, 2008).

Nitrifikace

Při nitrifikaci (obr. 4) je NH_4^+ postupně aerobně oxidován na NO_2- a následně na NO_3. Proces je rozdělen na dvě fáze (Grant a Long, 1985; Reedy a DeLaune, 2008).

1) Nitritace: $2\ NH_3 + 3\ O_2 \rightarrow 2\ NO_2^- + 2\ H^+ + 2\ H_2O$ (bakterie rodu: *Nitrosospira, Nitrosovibrio, Nitrosomonas*);
2) Nitratace: $2\ NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\ NO_3^-$ (bakterie rodu: *Nitrobacter, Nitrococcus, Nitrospira*).

Bez přítomnosti kyslíku by proces nitrifikace nemohl probíhat. Proto je kyslík v mokřadech dodáván do jeho hlubších vrstev (kořenový systém) nejčastěji aktivním nebo pasivním transportem přes těla rostlin. Při kyslíkových deficitech je v rybníce potřeba využít umělého provzdušnění (Reddy a Patrick, 1984; Dong a kol., 2011). Nitrifikace může probíhat v různém prostředí:

- volná hladina;
- povrchová aerobní vrstva půdy;
- v blízkosti kořenového systému.

Na nitrifikaci má vliv mnoho faktorů, jakými jsou: teplota, pH, alkalita, velikost mikrobiálního společenstva, množství anorganického uhlíku, vlhkost, koncentrace kyslíku (Mitsch a Gosselink, 2007; Vymazal a Kröpfelová, 2008). Nejvyšší efektivnosti dosahují nitrifikační bakterie při teplotách vody v rozmezí 28–36°C, avšak z řady studií vyplývá, že v omezené míře probíhá nitrifikace i při teplotách vody 0–5°C. Z hlediska hodnoty pH nitrifikaci vyhovuje interval mezi 6,6–8,0. Při výraznějším poklesu pH je

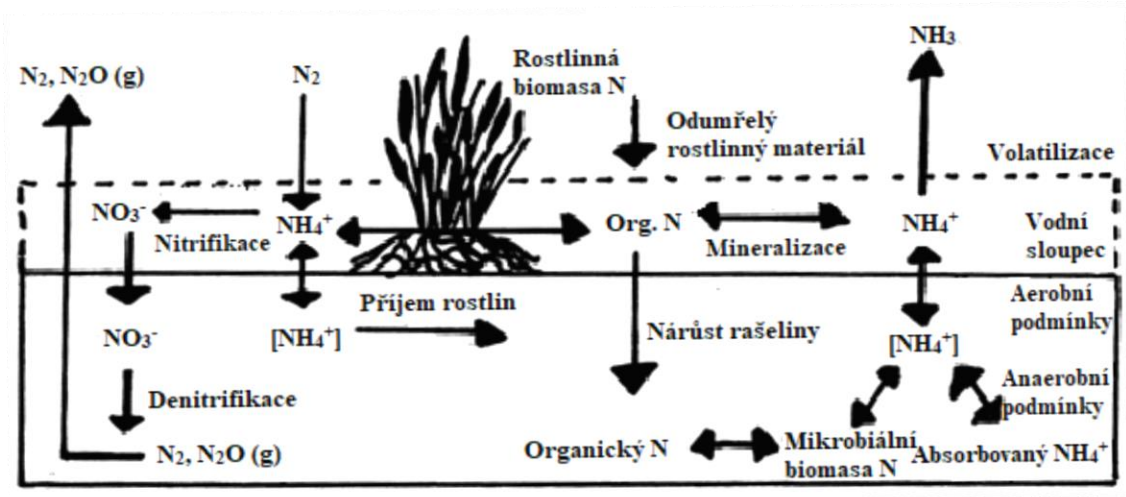
však nitrifikace omezena (k okyselování vody dochází přirozeně „vypadáváním“ H^+ iontů při nitritaci). Větší efektivitu vykazuje nitrifikace u kořenových čistíren při volné vodní hladině ve srovnání s podpovrchovým průtokem (Sundberg et al., 2007; Vymazal a Kröpfelová, 2008).

Denitrifikace

Denitrifikace (obr. 4) je způsobena fakultativně anaerobními bakteriemi. Tento proces probíhá podle rovnice: $C_6H_{12}O_6 + 4NO_3 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + 2N_2$. V mokřadních půdách probíhá tento proces v anaerobní oblasti pod aerobní vrstvou. Ovlivňuje ji také přítomnost rozpuštěného kyslíku, uhlíku, vlhkost půdy, redoxní potenciál, pH, teplota, druh půdy. Denitrifikační bakterie mají schopnost přežití v širokém rozsahu hodnot pH oproti nitrifikačním, které snesou jen úzké rozmezí. Nejdůležitější druhy bakterií ve vodních systémech jsou rody *Pseudomonas, Aeromonas* a *Vibrio* (Grant a Long, 1981). Denitrifikace probíhá až do pH 3,5. Avšak běžné druhy bakterií (půdní, vodní) mají většinou optimum pH mezi 5–9. S rostoucí teplotou a dodáním organického uhlíku se zvyšuje denitrifikační rychlost. Toto urychlení se využívá v procesu čištění odpadních vod (Toet a kol., 2003; Mitsch a Gosselink, 2007; Vymazal a Kröpfelová, 2008).

Fixace dusíku

Za fixaci dusíku (obr. 4) se považuje přeměna plynného dusíku na organický dusík pomocí mikroorganismů (cyanobakterie - sinice) za přítomnosti enzymu nitrogenázy (Reedy a DeLaune, 2008; Vymazal a Kröpfelová, 2008).



Obrázek 4: Hlavní přeměny dusíku v mokřadech (Reddy a DeLaune, 2008)

2.4.2 Cyklus fosforu

Fosfor se vyskytuje v mokřadech nejčastěji ve formě organických a anorganických fosforečnanů. Volné orthofosfáty jsou jedinou formou fosforu, kterou jsou řasy a vyšší rostliny schopné využít přímo. Orthofosfáty se ve vodě vyskytují v iontové rovnováze: $H_3PO_4 \rightarrow HPO_4^{-} \rightarrow HPO_4^{2-} \rightarrow PO_4^{3-}$. Další skupinou anorganických fosfátů v mokřadech jsou polyfosfáty. Organicky vázaný fosfor se v mokřadech vyskytuje ve fosfolipidech, nukleových kyselinách (NK), nukleoproteinech, kondenzovaných polyfosfátech (Vymazal, 1995; Čížková a kol., 2017). Fosfor se dostává do mokřadu z velké části povrchovým přítokem, kdy je absorbován bakteriemi (*Pseudomonas, Bacillus*), řasami a rostlinami (Paul a Clark, 1996). Avšak tento způsob zadržení fosforu je obvykle pouze krátkodobý. Do těl živých organismů se ho uloží 35–75 %. Nicméně vlivem odumírání a následného rozkladu řas, mikrobů a rostlin se opětovně uvolní zpět do vody. Mezi další procesy, které napomáhají přeměnám fosforu v mokřadech, řadíme: adsorpci, desorpci, mineralizaci a sedimentaci (Vymazal a Kröpfelová, 2008). Množství fosforu, které se z vody v mokřadech dostává, závisí především na sorpci substrátu, míře zatížení vody, druhu vegetace a délce času zdržení (Jamieson a kol., 2002; Healy a kol., 2007). Dle Johnstona (1991) se koncentrace fosforu v mokřadních půdách pohybuje v rozmezí 0,001 až 7,0 mg $P.g^{-1}$. Průměrné koncentrace fosforu jsou srovnatelné pro organické i minerální půdy. Průměrná rychlost ukládání fosforu v mokřadech se pohybuje kolem 0,5 g m^{-2} rok^{-1} (Nichols, 1983; Richardson, 1985; Johnston, 1991). Průměrný obsah fosforu na jednotku plochy v mokřadech činí 16 g P. m^{-2} (Johnston, 1991). Vymazal (1995) uvádí tato rozpětí (v % sušiny) fosforu v mokřadních rostlinách:

- emerzní vegetace (0,007–1,15), submerzní vegetace (0,03–1,05);
- plovoucí rotliny (0,085–0,84);
- rostliny s plovoucími listy (nadzemní část 0,14–0,64, podzemní část 0,30–0,39).

2.4.3 Cyklus uhlíku

Koloběh uhlíku v mokřadech je zásadní pro regulaci koncentrace CO_2 v atmosféře. Organické půdy v mokřadech zastupují přibližně 40 % celkového uhlíku v atmosféře

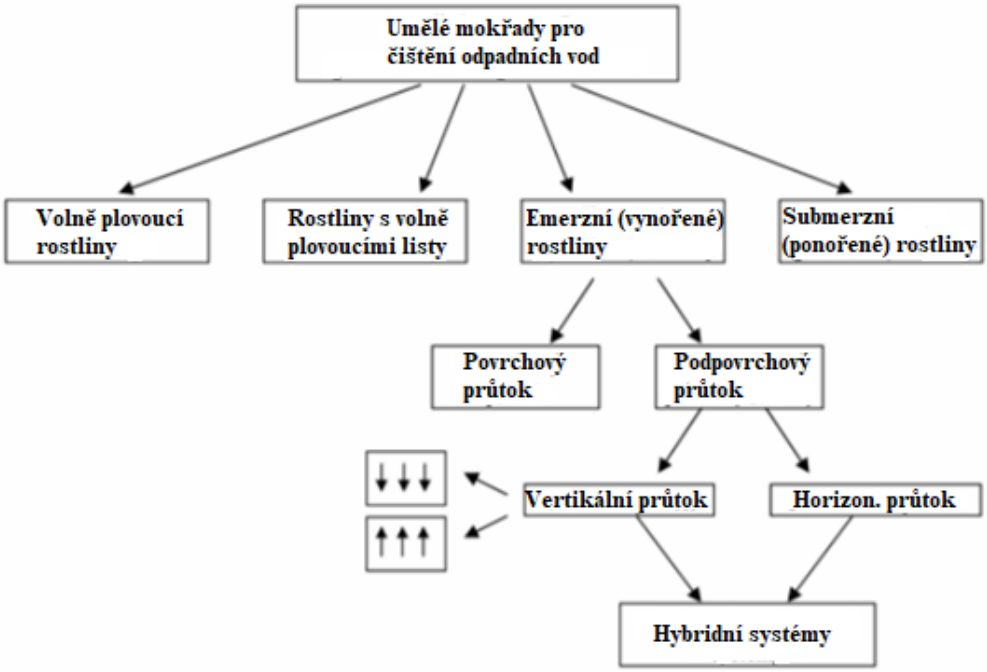
(Sjörs, 1980). Bylo zjištěno, že export uhlíku z mokřadů je výrazně vyšší v odvodněných nebo porušených oblastech (Armentano a Verhoeven, 1990). Při snížení vodní hladiny se kyslík dostává do vyšších vrstev vodního sloupce až nad hladinu. Tento vzestup kyslíku do vyšších vrstev výrazně urychlí dekompozici organické hmoty (Tate, 1980). Z mokřadů pak uniká do atmosféry CO_2. Odvodněné mokřady slouží také jako zásobárna methanu – CH_4 (Harris a kol., 1982). V mokřadních půdách probíhá aerobní respirace především nad povrchem půdy, v aerobní vrstvě těsně pod povrchem půdy a v blízkosti kořenového systému rostlin. Uhlík se obvykle v mokřadech nepovažuje za limitující prvek. Aerobní dekompozice je limitována množstvím kyslíku. Heterotrofní organismy jsou zodpovědné za oxidaci organických sloučenin dle následujícího vztahu: $(CH_2) + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$. Difundující kyslík prostupující vodním sloupcem je v tenké vrstvě na povrchu půdy snadno spotřebován dýcháním mikroorganismů. Pod touto vrstvou se mikroorganismy mění na fakultativně anaerobní využívající manganičité a železité sloučeniny (Reddy a Graetz, 1988; Vymazal, 1995).

Anaerobní respirace je způsobena fakultativně nebo striktě anaerobními organismy pod zonou iontů Fe^{3+}. Probíhá při ní rozklad vysokomolekulárních karbohydrátů na nízkomolekulární organické sloučeniny (rozpuštěný uhlík) (Valiela, 1984). Tento proces, při kterém jsou organické látky (kyselina octová/mléčná, alkoholy, CO_2 ,H_2) konečným akceptorem elektronů, se nazývá fermentace.

Dalším důležitým plynem uvolňovaným v mokřadech je methan (CH_4). Tento plyn vzniká v konečné fázi anaerobního rozkladu organických látek. Při metanogenezi probíhá fermentace octanu ($CH_3COOH + 4H_2 \rightarrow 2\,CH_4 + 2H_2O$) a oxidace vodíku na vodu ($4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$). Výjimečně může vznikat i přímým rozkladem kyseliny octové ($CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$). Množství methanu je do ovzduší z nezarostlých mokřadů transportováno ebulicí (Grant a Long, 1981; Mitsch a Gosselink, 1986; Reddy a Graetz, 1988). Množství methanu transportovaného rostlinami závisí na jejich hustotě a fyziologickém stavu. V mokřadech s rozšířenou vegetací (rákos, rýže) je 60–94 % methanu transportováno do ovzduší rostlinami (Stepniewski a Glinski, 1988).

2.5 Umělé typy mokřadů pro čištění odpadních vod

Umělé mokřady (obr. 5) jsou takové systémy, ve kterých se při čištění odpadních vod využívají procesy probíhající v přirozených mokřadech, avšak v kontrolovaných podmínkách (Hammer a Bastian, 1989). Proto je nejen studium přirozených mokřadních biotopů, ale i poznatky z tohoto vyplývající velice dobře využitelné i v umělých mokřadních systémech, které v současné době též napomáhají v čištění odpadních vod. Vegetace těchto umělých systémů má klíčovou roli k vytvoření příznivých podmínek, při kterých bude odstraňováno nežádoucí znečištění (Brix, 1994; Vymazal, 2011, 2013). Umělé mokřady pro čištění/dočišťování odpadních vod se kategorizují na základě několika faktorů. Zejména podle toho, zda se voda vyskytuje či nevyskytuje na povrchu mokřadu (povrchový/podpovrchový průtok) a dále podle druhu použité vegetace. Mokřady s povrchovým průtokem využívají všechny funkční skupiny makrofyt (emerzní, submerzní, volně plovoucí, s volně plovoucími listy). Naopak mokřadní systémy s podpovrchovým průtokem se zaměřují pouze na emerzní (vynořené) rostliny (Roger a Davis, 1997). Další možné členění je na základě směru průtoku vody: horizontální a vertikální (Vymazal, 2011).



Obrázek 5: Rozdělení umělých mokřadů pro čištění odpadních vod (Kröpfelová a kol., 2007; Kröpfelová a Vymazal, 2007; upraveno).

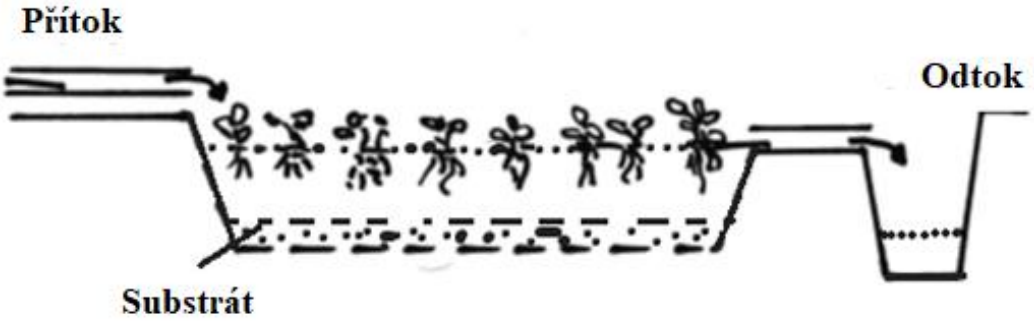
2.5.1 Umělé mokřady s povrchovým průtokem

Umělé mokřady s povrchovým průtokem jsou velmi často označované jako umělé mokřady s volnou vodní hladinou (free water surface wetland). Vyznačují se možností využití všech funkčních skupin makrofyt: emerzní, submerzní, volně plovoucí, s volně plovoucí listy a plovoucí vynořenou vegetací (Vymazal, 1995; Čížková a kol., 2017).

Systémy s volně plovoucí vegetací

Systémy s volně plovoucí vegetací (obr. 6) využívají v tropických oblastech zejména rychle rostoucí tokozelku nadmutou – hovorově vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) a také okřehky (*Lemna* spp.). Vodní hyacint patří k nejrozšířenějším invazivním druhům. Má rychlou schopnost růstu s optimem růstu v tropech a subtropech, avšak podmínky v ČR pro něj nejsou ideální (Roger a Davis, 1972). Díky své vysoké růstové rychlosti dokáže pokrýt celou hladinu mokřadu a tím zamezí průniku světla napříč vodním sloupcem. Světlo je ve vodě nezbytné k průběhu fotosyntézy a zabezpečení aerobních podmínek. Systémy čištění odpadních vod postavené na tokozelce nadmuté jsou z dlouhodobého hlediska neekonomické z důvodu nutnosti pravidelného odklízení její biomasy a z důvodu vznikajících deficitů kyslíku. Takové systémy je proto nutno intenzivně provzdušňovat (Reed a kol., 1988).

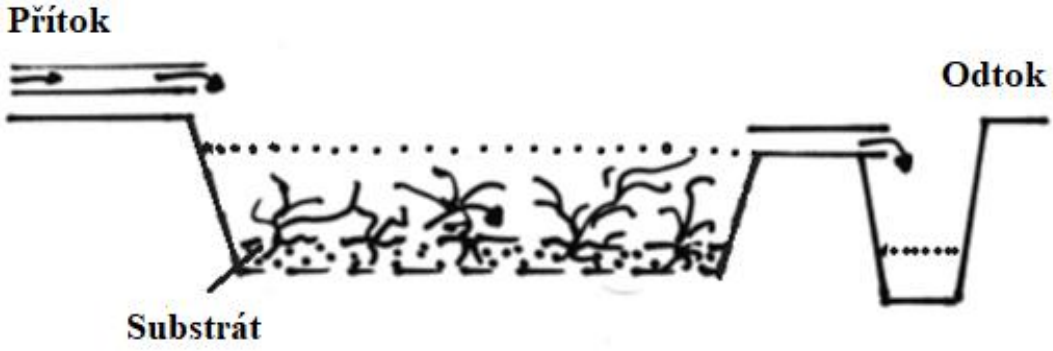
Okřehky mají tu výhodu, že jsou schopné přežít v mírném pásu i v zimních měsících. Dále jsou použitelné jako příměs do krmiv pro dohospodářská zvířata (Culley a Epps, 1973). Studie Rozkošného a Sedláčka (2013) sledovala vliv množství rostlin (*Lemna* spp.) na čisticí efekt v dočišťovací nádrži za čistírnou odpadních vod s kapacitou 800 EO. Zjistilo se, že obsah sledovaného dusíku a fosforu obsaženého v biomase nádrže na přítoku, v nádrži a na odtoku je následující: celkový P – přítok 665 $g.den^{-1}$, odtok 589 $g.den^{-1}$ (v nádrži zůstává denně 76 g P); anorganický N – přítok 4600 $g.den^{-1}$, odtok 3840 $g.den^{-1}$ (tzn., že nádrž během jednoho dne zachytí 760 g N).



Obrázek 6: Schéma umělého mokřadu s plovoucí vegetací (Cooper a kol., 1996, upraveno).

Mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací

Mokřady s ponořenou vegetací mají uplatnění za podmínek, že voda obsahuje pouze nízké koncentrace nerozpuštěných látek, resp. má dostatečnou (vysokou) průhlednost (obr. 7). Fotosyntéza submerzních rostlin tak není ohrožena světelnými deficity (Carignan a Kalff, 1980). Tyto systémy se v současnosti používají zejména na dočišťování odpadních vod. Rostlin vhodných pro tento typ mokřadů je celá škála, např. vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*), stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) nebo růžkatec ponořený (*Ceretophyllum demersum*) (Barko a kol., 1991; Goulder, 1969).



Obrázek 7: Schéma umělého mokřadu se submerzní vegetací (Cooper akol., 1996, upraveno).

Umělé mokřady s rostlinami s listy plovoucími na vodní hladině

Umělé mokřady s rostlinami s volně plovoucími listy (obr. 8) jsou využívány v praxi jen okrajově, a to k dočišťování odpadních vod. V dnešní době mají využití v mokřadních systémech jihovýchodní Asie, a to především k čištění dešťových splachů. Jako rostliny se mohou používat některé druhy leknínů (*Nymphaea* spp.) nebo stulíky (*Nuphar* spp.) (Vymazal, 2004; Vymazal, 2011).

Obrázek 8: Schéma umělého mokřadu s vegetací s plovoucími listy (Cooper a kol., 1996, upraveno).

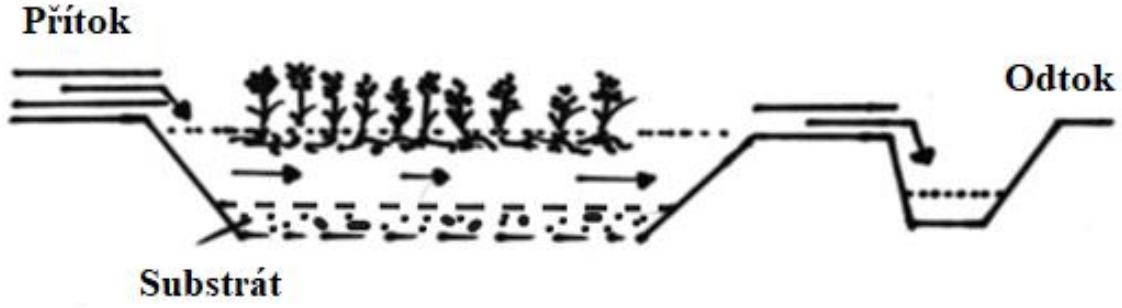
Mokřady s vynořenou (emerzní) vegetací

Mokřady s vynořenou vegetací (obr. 9) tvoří jednoznačně nejrozšířenější skupinu umělých mokřadů. První testování s použitím emerzních druhů makrofyt je datováno přibližně do 50. let 20. století v Německu. Do provozu se však tyto druhy čistíren dostaly až na konci 60. let minulého století v Nizozemí. Systémy s emerzní vegetací se nejvíce používají pro čištění splaškových odpadních vod. V posledních letech se jeho využití výrazně rozšířilo prakticky na všechny typy odpadních vod zahrnující i průmyslové, zemědělské, důlní nebo dešťové splachy (De Jong, 1976; Vymazal, 2013). V Severní Americe mají mokřady s emerzní vegetací daleko větší rozšíření než v Evropě. Paradoxem je, že tento typ umělých mokřadů s volnou vodní hladinou byl v Evropě využíván vůbec jako první systém k čištění odpadních vod. V dnešní době patrně největším počtem těchto systémů k dočišťování odpadních vod a dalším funkcím disponuje Švédsko. Bylo zjištěno, že vliv vybudovaných mokřadů na odstranění fosforu je však téměř zanedbatelný. Příčinou nízké účinnosti čištění může být celkově malá rozloha mokřadů k poměru rozlohy celého Švédska a malá propojenost vybudovaných mokřadů se zdroji znečištění (Arnheimer a Pers, 2016). Mezi nejčastěji využívané rostliny patří druhy rodů orobinec (*Typha* spp.), rákos obecný (*Phragmites australis*), sítina (*Juncus* spp.) a skřípinec (*Schoenoplectus* spp.) (Vymazal, 1995; Vymazal, 2013). Účinnost čištění vody je pro organické a nerozpuštěné látky poměrně vysoká (více jak 80%). Dusík se odstraňuje jen částečně (20–60%) a odstranění fosforu je jen velmi nízké (10–30%) (Čížková a kol., 2017).

Obrázek 9: Schéma umělého mokřadu s vynořenou (emerzní) vegetací (Cooper a kol., 1996, upraveno).

Mokřady s plovoucí (vznášející se) vynořenou vegetací

V neposlední řadě se také začínají v čištění odpadních vod využívat systémy s plovoucí (vznášející se) vynořenou vegetací (obr. 10). Takové mokřady v přirozených podmínkách mohou vzniknout například utržením části porostu, který byl původně pevně ukotven v substrátu břehu nebo dna. Častěji se však rostliny samy aktivně šíří z míst s pevným substrátem dále do vody, kde se postupně proplétají svými kořeny. Následně v nich uvízne organický odpad a vzniká plovoucí ostrov. Plovoucí mokřady mohou vzniknout tím, že se vegetace odpoutá od podloží, a to důsledkem nestability substrátu. Ve srovnání s volně plovoucími rostlinami má kořenující emerzní plovoucí vegetace výrazně bohatší kořenový systém, který má velice dobrou schopnost filtrovat nerozpuštěné látky a také slouží jako podklad pro uchycení bakterií a mikroorganismů účastnících se mikrobiálních procesů čištění (Headley a Tanner, 2012; Chen a kol., 2016).



Obrázek 10: Schéma umělého mokřadu s plovoucí emerzní vegetací (Cooper a kol., 1996, upraveno).

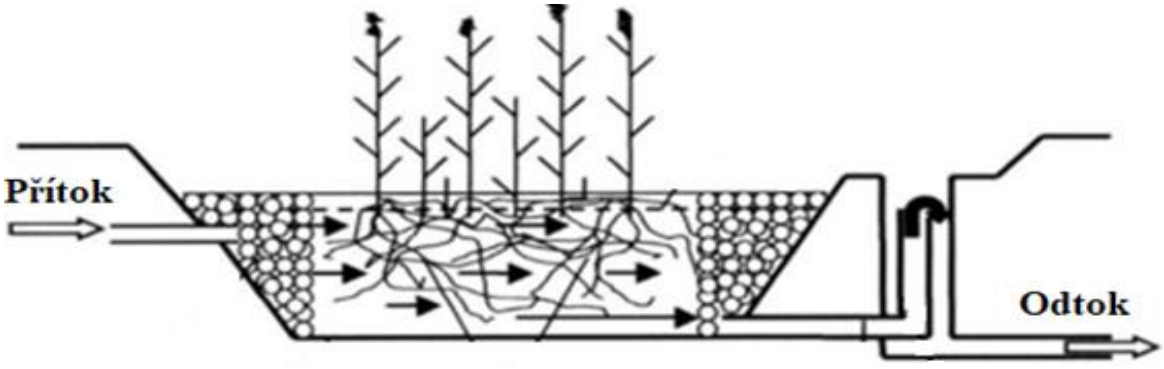
2.5.2 Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem (kořenové čistírny)

Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem jsou také nazývány jako systémy bez volné vodní hladiny. Čištění odpadních vod tak probíhá v kořenové zóně mokřadní vegetace. V současnosti se jedná o nejvíce využívané umělé mokřadní systémy k čištění odpadních vod. V závislosti na směru průtoku vody rozlišujeme umělé mokřady na horizontální a vertikální (Končalová a Květ, 1987).

2.5.2.1 Kořenové čistírny s horizontálním průtokem

Princip umělého mokřadu s horizontálním podpovrchovým průtokem (obr. 11) spočívá v průtoku mechanicky předčištěné odpadní vody (tzn. využití česlí, lapáku písku, štěrku, lapače tuků) propustným substrátem, ve kterém jsou vysazeny mokřadní rostliny. Vliv na odstranění nečistot z odpadní vody mají chemické, fyzikální a biologické procesy. Za odbourání nerozpuštěných látek je zodpovědné již zmíněné předčištění, které zabraňuje ucpání filtrů (Vymazal, 1995; Adámek a kol., 2010; Čížková a kol., 2017). Následně voda protéká celým systémem a na konci je svedena do odtokového potrubí, resp. do odtokové šachty, která funguje na principu spojených nádob. Rostliny zde hrají důležitou roli, neboť (Čížková a kol., 2017):

- udržují teplo v zimních měsících;
- jejich kořeny tvoří podklad pro přisedlé bakterie (napomáhají odstranění nečistot);
- skrze vzdušná pletiva přivádějí kyslík do prostoru kořenového systému, poutají minerální živiny.



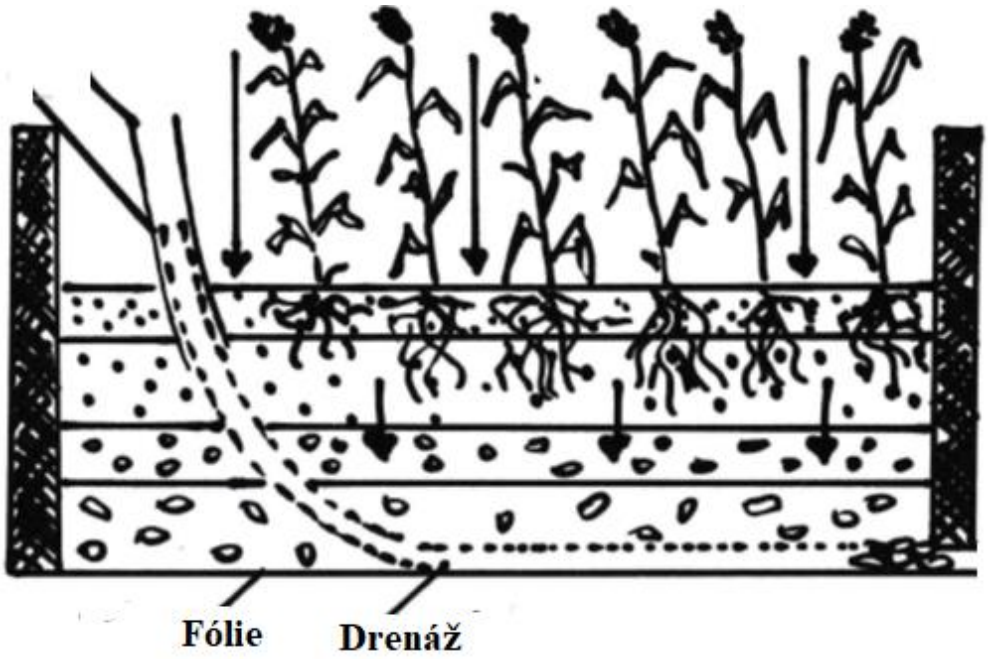
Obrázek 11: Mokřad s horizontálním průtokem (Cooper a kol., 1996, upraveno).

Z rostlin se globálně pro kořenové čistírny s horizontálním tokem nejvíce využívá rákos obecný (*Phragmites australis*) (Vymazal, 1995; Vymazal, 2011). Na území České republiky je rovněž oblíbená chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), případně v kombinaci s orobincem (*Typha* spp.) (Vymazal, 1994). V Asii používají klasické kořenové čistírny především v Indii (např. *Typha latifolia, Phragmites karka*) (Juwarkar a kol., 1994) a v Číně (*Phragmites australis, Cyperus malaccensis*) (Yang a kol., 1994). V Severní Americe jsou nejvyužívanějšími rostlinami různé druhy orobinců (např. *Typha augustifolia, T. domingensis*) a skřípin (*Scirpus acutus, S. americanus, S. fluviatilis*) (Hammer, 1989). Tyto systémy se vyznačují vysokou účinností odstraňování organických a nerozpuštěných látek (80–95%). Na jejich odstranění se významně podílí činnost mikroorganismů při aerobních (aerobní zóny v blízkosti kořenů, kam rostliny kyslík difundují), jakož i anoxických podmínkách. Odstranění fosforu je ale velmi malé, mezi 10–30 %. Odstranění amonného dusíku je také na nízké úrovni okolo jen 20–40 % především kvůli převažujícím anoxickým podmínkám. Na druhé straně v nich dobře funguje denitrifikace (Čížková a kol., 2017). Tento druh kořenových čistíren je v současné době využíván k čištění splaškových vod, ale v budoucnu bude mít širší uplatnění. Vodu z kořenových čistíren je vhodné následně dočištit v biologickém rybníku. Tyto čističky odpadních vod mají výhodu v nízkých provozních nákladech. Jejich slabinou je však poněkud nižší účinnost odstraňování některých parametrů, jakož i riziko brzké kolmatace substrátu (Vymazal a Kröpfelová, 2008).

2.5.2.2 Kořenové čistírny s vertikálním průtokem

Kořenové čištění s vertikálním průtokem (obr. 12) bylo zprvu navrženo jako předstupeň pro mokřady (čistírny) s horizontálním průtokem. První zkoušky těchto systémů byly prováděny v 60. letech 20. století v Německu za účelem provzdušňování vod ze septiků. Ve srovnání s horizontálními čistírnami (u kterých je voda přiváděna kontinuálně) je zde voda čerpána na povrch filtru přerušovaně. K opětovnému přívodu vody do systému dochází ve chvíli, kdy profiltrovaná voda opustila filtrační lože. Díky tomu má filtrační lože mnohem lepší kyslíkové poměry. Následkem tohoto jevu zde může probíhat nitrifikace (oxidace amoniaku). Jako filtrační médium je užívaný písek v několika frakcích. Hloubka lože se pohybuje v rozmezí od 1,0 do 1,2 m (Vymazal

a Kröpfelová, 2008). V současné době se tento druh čištění nazývá vertikálním systémem 2. generace. Používá se pro malé domovní čistírny zejména ve Francii a Rakousku, ale může pokrýt i výrazně větší zdroj znečištění. Dle posledních průzkumů a statistik je v Rakousku v provozu více než 5 900 systémů tohoto typu. Většina z nich jsou právě zmíněné domovní čistírny (Langergraber a Weisenbacher, 2016). Nejčastěji je používán zejména rákos obecný (*Phragmites australis*) jehož důležitou funkcí je podpora filtrační schopnosti povrchové vrstvy filtru. Účinnost čištění je na podobné úrovni jako u mokřadů s horizontálním průtokem pro organické, nerozpuštěné látky a fosfor. Tento systém je však charakteristický vysokou oxidací amoniaku (více než 80 %) zapříčiněnou aerobními podmínkami. Dusičnany se v důsledku aerobního prostředí nemohou denitrifikovat a dochází tak k jejich vypouštění. Proto je žádoucí horizontální a vertikální kořenové čistírny kombinovat. Eliminuje se tím vypouštění celkového dusíku, tzn. amonného dusíkuči dusičnanů (Vymazal a Kröpfelová, 2008).



Obrázek 12: Mokřad s vertikálním průtokem (Cooper a kol., 1996, upraveno).

2.5.2.3 Hybridní systémy

Za určitých podmínek je vhodné různé typy umělých mokřadů mezi sebou kombinovat. Hlavním důvodem této metody je zvýšení čisticího efektu především pro zvýšení účinnosti odstranění dusíku. Tyto systémy se označují hybridními umělými

mokřady. Kořenové čistírny s horizontálním průtokem charakterizuje anoxické až anaerobní prostředí (dochází zde k denitrifikaci dusičnanů až na plynný dusík). Proto je žádoucí kombinace s aerobními typy umělých mokřadů, mezi které patří vertikální kořenové čistírny a mokřady s volnou vodní hladinou (nitrifikace amoniakálního dusíku až na dusičnany) (Seidl, 1965).

Podle autorů Ye a Li (2009) je účinnost hybridních systémů pro čištění amoniakálního i celkového dusíku 83 %. Ze studií Masiho a Martinuzziho (2007), jenž studovali systém z podpovrchového horizontálního a vertikálního umělého mokřadu vyplývá, že účinnost čištění pro amoniakální dusík je 86 % a pro celkový dusík 60 %. K ještě lepším výsledkům dospěli autoři Herrera, Melián a kol. (2010), kteří tvrdí, že účinnost eliminace amoniakálního dusíku může přesahovat i 88 %. Tyto závěry poukazují na to, že oddělené vertikální nebo horizontální systémy pro čištění odpadních vod nedosahují takové účinnosti jako jejich vhodně zvolená kombinace. Významně totiž navyšují účinnost odstraňování celkového a amoniakálního dusíku z odpadní vody. Organické a nerozpuštěné látky v těchto systémech jsou většinou charakteristické také vysokou odstranitelností. Pro BSK_5 a nerozpuštěné látky je účinnost odstranění na hranici 90 %. Obdobně vysoká je rovněž účinnost pro $CHSK_{Cr}$, která se pohybuje na pomezí 80 %. Pouze při odstraňování fosforu nedochází ke zvýšení jejich účinností. Výjimku tvoří speciální náplně schopné zvýšit účinnost odstranění fosforu (Herrera Melián a kol., 2010).

2.5.3 Biologické nádrže

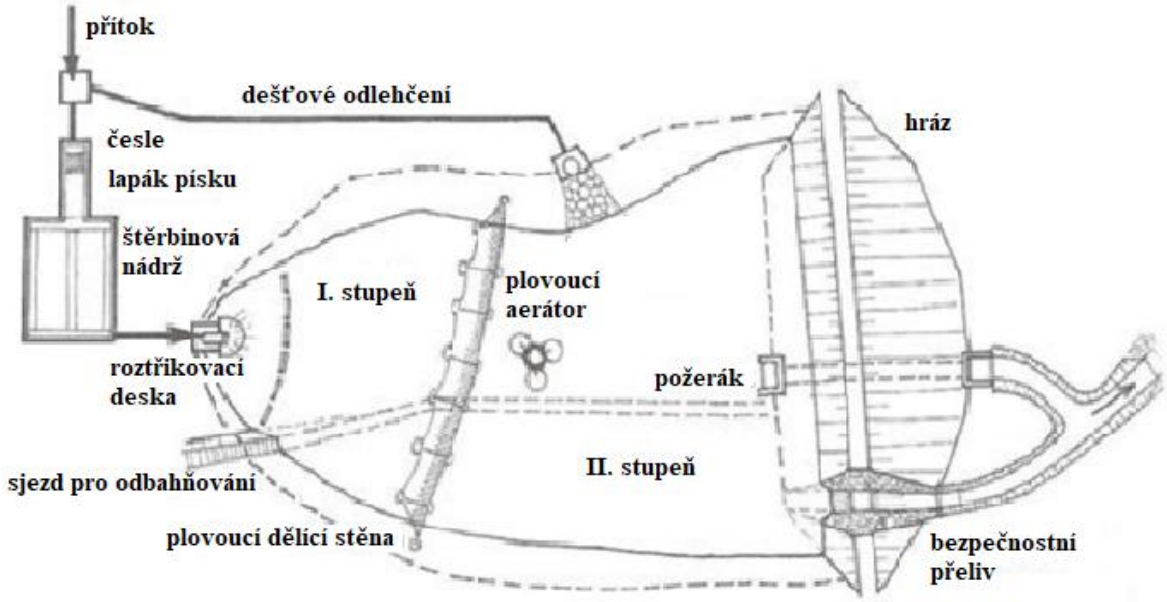
Biologické nádrže (obr. 13) k čištění odpadních vod mají hlavní využití pro čištění splaškových odpadních vod a k jejich následnému dočišťování. Již v polovině 20. století se v České republice začaly využívat první nádrže tohoto typu. Můžeme je rozdělit do několika kategorií (Mlejnská a kol., 2009; Šálek, 2012):

- anaerobní biologické nádrže:
  - průtočné;
  - biologické;
  - sedimentační;

- kombinované.

- nízko/vysoko zatěžované aerobní nádrže:
  - neprovzdušněné, provzdušněné v zimě nebo celoročně pro čištění povrchových a splaškových OV;

- dočišťovací biologické rybníky – nad ně se umisťují klasické čistírny;
- nádrže s akvakulturami – nádržní, žlabové akvakultury k dočištění vody pomocí okřehku, řas, sinic;
- bioeliminátory – čištění OV ve žlabech s přepážkami.



Obrázek 13: Schéma biologické nádrže (Mlejnská a kol., 2009, upraveno).

K výhodám těchto systémů patří, že dokáží odstranit znečištění i z velmi zředěné odpadní vody a také se umí vypořádat s nerovnoměrným látkovým či hydrologickým zatížením. Hlavní slabinou biologických nádrží je plocha na jednoho ekvivalentního obyvatele (EO), která se pohybuje mezi 9–11 m^2. Také je nutno zmínit závislost účinnosti čištění na klimatu.

2.5.3.1 Způsoby čištění vody v biologických nádržích

Z technických důvodů se doporučuje, aby součástí biologických nádrží bylo mechanické předčištění, které má za úkol zlepšit kvalitu odtékající vody z nádrže (Mlejnská a kol., 2009). Mezi mechanické předčištění patří užití česlí, lapáků písku, tuků, sedimentační nádrž (Šálek a Tlapák, 2006; Mlejnská a kol., 2009).

Dalším způsobem zlepšování kvality odpadních vod je užití **usazovacích nádrží**, které mají schopnost dočišťování suspendovaných částic. Dle směru proudění je lze rozdělit na vertikální, radiální, horizontální.

Malé objekty využívají k předčištění pouze **septiky**, což jsou v podstatě usazovací nádrže (často rozděleny na 3 části) s přepadem na znečištěnou vodu, která přeteče. Septik má obvykle kruhový nebo obdélníkový tvar. Mezi jeho výhody se řadí malé provozní náklady, konstrukční jednoduchost, téměř žádná spotřeba energie a jednoduchá obsluha. Na straně druhé má však i jisté nevýhody, jako velmi nízkou účinnost, omezenou dobu fungování a vysoké náklady na pořízení a údržbu. Další část biologického čištění je **hluboká štěrbinová nádrž**, která disponuje odděleným kalovým prostorem, v jehož horní polovině se uskutečňuje sedimentační proces. Následně usazený kal propadá do prohloubeného kalového prostoru, kde se zahustí a anaerobně stabilizuje. Pro správné fungování nádrže musí být v pravidelných intervalech odbouráván kal, aby nedocházelo k výkyvům v účinnosti čištění (Rozkošný a kol., 2010; Šálek, 2012).

2.5.3.2 Funkce biologických nádrží

K zamezení vsaku odpadních vod do podloží se u biologických nádrží používá na celé jejich ploše jílové těsnění, plastové folie či umělá kolmatace. Před rizikem půdní eroze je vhodné náležitě zabezpečit návodní svahy v nádrži. To se provádí přírodní cestou pomocí mokřadních rostlin nebo uměle s použitím betonu a dlaždic. Součástí čištění odpadních vod v biologických nádržích je celá řada procesů zahrnující například usazování (sedimentaci), adsorpci, oxidačně – redukční procesy, srážecí reakce a v neposlední řadě také rostlinný či bakteriální metabolismus. Minimální teoretická doba zdržení vody v nádrži by se měla pohybovat okolo 5 dní. Doporučuje se však rozmezí 8 až 12 dní. Účinnost čištění v těchto systémech závisí na několika odlišných

faktorech, do nichž zahrnujeme minimální hloubku 1 m zajišťující sedimentaci nerozpuštěných látek. Důležitým faktorem je pak vhodná aerace, tzn. odpovídající velikost a počet aeračních jednotek s ohledem na velikost a hloubku nádrže. Kromě toho jsou důležité i tyto další parametry: teplota, vhodný vtok a výtok, počet, velikost a tvar nádrží, doba zdržení atd. Zásadní vliv však také mají vnější činitelé, mezi které zahrnujeme vliv fytoplanktonu, denní a sezonní dynamiky celého systému a stárnutí (Badrot-Nicoa kol., 2009). Z výzkumné činnosti Torrese a kol. (1997) je zřejmé, že může dojít k situaci, kdy ze 70 % aktivního objemu systému v zimních měsících dojde ke snížení na 22 % v období letním. Tento jev je způsoben teplotní stratifikací probíhající zejména od března do srpna. Dle Abise a Mara (2006) je to období s vyšším teplotním gradientem než 0,6 °C.m^{-1}. Nedílnou součástí tohoto způsobu čištění je využití řas (fytoplanktonu), které napomáhají procesu samočištění vody. V biologických nádržích lze odstraňovat živiny z vody i bez přítomnosti vnějšího zdroje uhlíku. Jako zdroj uhlíku totiž slouží oxid uhličitý, který produkují bakterie při dýchání. Kyslík je však nedílnou součástí jejich metabolismu. Využívají kyslík vznikající při fotosyntetické činnosti řas (Schumacher a Sekoulov, 2003). Propustnost řas pro sluneční záření ve vodním sloupci má značný vliv na procesy fotosyntézy, a z toho důvodu rozvoj řas sezónně kolísá. Společenstvo fytoplanktonu má v biologických nádržích značný význam, který se však odvíjí od velikosti populace. Při velmi nízkých populacích zaznamenáváme deficity kyslíku, naopak při nadměrném výskytu vzniká sekundární znečištění zodpovědné za zhoršení kvality odtékající vody (Weatherell akol., 2003).

Účinnost eliminace dusíku z odpadní vody v průběhu roku značně kolísá. Je to zapříčiněno velkou mírou citlivosti mikrobiálních procesů přeměn dusíku k teplotě. Proto je míra odstraňování amoniakálního dusíku z odpadní vody v letních měsících přibližně 2x vyšší než v zimě (Šálek, 1997). V průběhu letního období je u některých nádrží zjištěna účinnost odstranění dusíku až 70 % (Schetrita a Racaulta, 1995). Ve srovnání s dusíkem nevykazují BSK_5 ani nerozpuštěné látky sezónní proměnlivost za předpokladu, že v nádrži v létě není příliš velká populace fytoplanktonu nebo nedojde k příliš dlouhému zamrznutí nádrže. Tyto stavy totiž podporují anaerobní podmínky, při kterých také probíhá čištění, ale jeho součástí je nepříjemný zápach. Při nedostatku kyslíku se zastavuje růst řas a za těchto podmínek je nutné systém provzdušňovat (Felberová, 2006; Váňa a kol., 2009). Podle Schetrita a Racaulta (1995)

má na účinnost čištění nesporný vliv také stáří systému. Například u fosforu došli k závěru, že účinnost jeho odstranění v čase klesla od počátečních 80 % na 35 %. Tento jev je způsobený schopností fosforu se akumulovat v sedimentu.

2.5.3.3 Intenzifikace biologických nádrží

Bohužel jen zřídka fungují biologické nádrže bez potíží a dosahují přirozeně dostatečné účinnosti čištění. Proto jsou zpracovávané různé technologie k intenzifikaci čisticích procesů v biologických nádržích za účelem zvýšení jejich účinnosti. V anaerobních nádržích lze například využít vláknitých nosičů ke zvýšení jejich celkové účinnosti. Při pokusu tato metoda dokázala zvýšit účinnost čištění u BSK_5 o 32 % a u $CHSK_{Cr}$ o 29 % (Peishi a kol., 1993). Dalším způsobem pro navýšení účinnosti je přidání mikroorganismů do nádrže nebo také zakomponování ponořených provzdušňovacích biofiltrů (Goncalves a Oliveira, 1996). Při aplikaci takového filtru, který byl vyroben ze skleněných vláken, vlastní lože filtru pak z polystyrenových kuliček (3 mm), se dosáhlo navýšení účinnosti u NL (nerozpuštěných látek) o 56 %, NH_4 iontů o 35 %, $P_{celk.}$ o 35 % a u $CHSK_{Cr}$ o 63 % (Goncalves a Oliveira, 1996).

Další variantou snížení koncentrace znečišťujících látek v odtékající odpadní vodě je přidání pískové nebo štěrkové filtrace do systému. Písková filtrace má také své uplatnění v technologii čištění/dočišťování odpadních vod. Autoři Hamdan a Mara (2011) porovnávali účinnost čištění horizontálních a vertikálních systémů tzv. „rock filters“ tvořených z kusů vápence, jejichž účinnost je srovnatelná při redukci nerozpuštěných látek a $BSK_{5.}$ Vertikální systém však vykazuje o poznání vyšší odstraňování amoniakálního dusíku, což je způsobeno jeho konstrukcí, která je schopna dodávat kyslík ze vzduchu do filtrační náplně a tím podporovat nitrifikační proces amoniakálního dusíku. Další studie se také zabývá technologií založené na systému rock filters, která je podpořena aeračními prvky. Tato koncepce dosahuje vyššího odbourávání všech látek, jak nerozpuštěných látek, BSK_5, ale zejména amoniakálního dusíku, který se dostal pod koncentraci 3 $mg.l^{-1}$. Na výtoku z čistírny byl také naměřen zvýšený výskyt bakterií způsobujících znečištění. Na odtoku bylo zjištěno 65 KTJ/100 ml fekálních bakterií. Naopak v neprovzdušněném vápencovém filtru téměř k odstranění bakteriálního znečištění nedochází (Mara a Johnson, 2006).

Další metodou může být použití štěrkových filtrů k eliminaci řas z biologické nádrže, která má funkci odlehčovací nádrže pro přetíženou aktivační ČOV. Vědci došli

k závěru, že nejúčinnější filtr je s frakcí štěrku mezi 3–23 cm. V tomto případě systém dlouhodobě vykazoval účinnost odstraňování nerozpuštěných látek okolo 60 % (Saidam a kol., 1995). Autoři Shilton a kol. (2005) se v jednom ze svých pokusů snažili porovnat účinnost čištění 6 druhů vápenců a strusky, které zastávají funkci filtračních médií. Struska je materiál, konkrétněji odpad, který vzniká při zpracování železné rudy. Výsledky poukázaly na to, že všechny vápence dosáhly vyšší účinnosti čištění fosforu než železná struska. U ní byla nejprve zaregistrována poměrně vysoká účinnost, ale postupem času se snížila a stabilizovala na stálou úroveň. Tyto materiály (vápence, strusky) jsou vhodnou a méně zatěžující (pro životní prostředí) náhradou pro odstraňování fosforu z odpadní vody, než klasická srážecí metoda. Metoda srážení fosforu má nevýhodu ve vyšší technické náročnosti a mnohem větších provozních nákladech.

2.6 Technologie umělých plovoucích mokřadů

Hlavním úkolem zavedení technologie plovoucích mokřadů – floating treatment wetlands (obr. 14) je eliminace znečištění recipientů (dočišťování vod). Tento přístup čištění vodních zdrojů je v dnešní době žádoucí z důvodu jeho příznivého vlivu na životní prostředí, nízké energetické a technické náročnosti. Svým charakterem a procesy, které v něm probíhají, dokonale napodobuje přírodní čisticí systém. Zvyšující se znečištění životního prostředí je problémem globálního měřítka, který významně narušuje všechny sféry lidského života a také má významný vliv na udržitelný rozvoj. Klíčové funkce plovoucích mokřadů jsou následující (Nakamura a kol., 1995):

- dočišťování vody;
- vhodné podmínky pro mokřadní živočichy a rostliny;
- zpevnění břehů – protierozní ochrana;
- utváření přirozeného charakteru krajiny – zlepšení estetického dojmu.

Technologie plovoucího mokřadu má značný význam při proměnlivé výšce vodního sloupce. Mokřadní vegetace může čistit vodu různými způsoby (Headley a Tanner, 2007; Borne a kol., 2011):

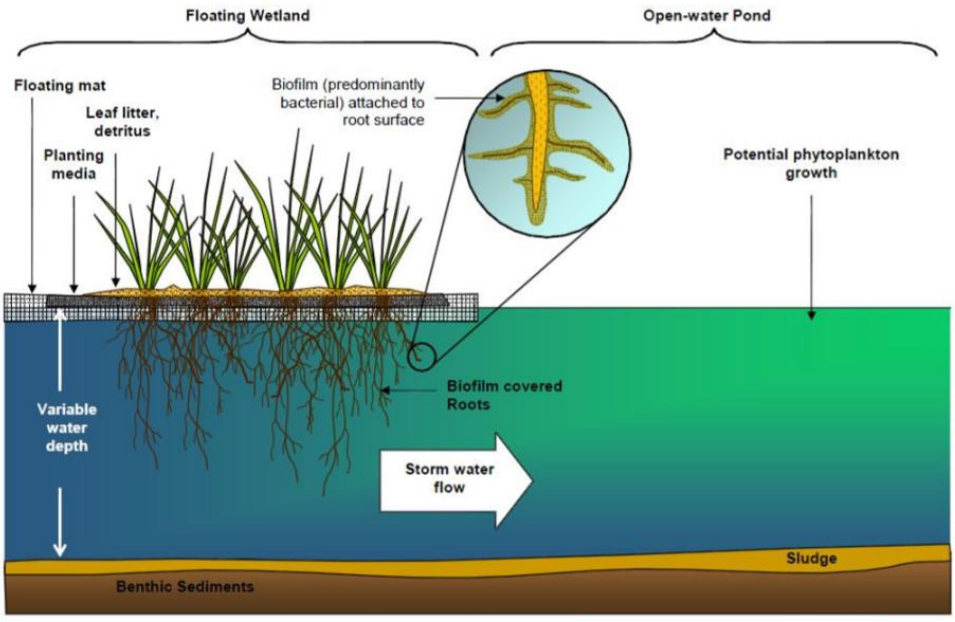
- rhizosférní oxidací;
- vylučováním H^+;

- vylučovánímorganických kyselin;
- příjmem CO_2.

Je zjištěno, že množství kořenů rostoucích pod vodní hladinou slouží jako substrát pro výskyt mikroorganismů. Kořenový systém má tedy zásadní vliv na čištění odpadních vod, v němž figurují tyto pochody **(**Headley a Tanner, 2012):

1) fyzikální – proud vody, usazování nerozpuštěných látek;
2) chemické – adsorpce na povrch kořenů;
3) biologické – čištění pomocí biofilmu (mikroorganismů) na kořenech, odbourávání živin, mikropolutantů rostlinami.

Z důvodu udržení dlouhodobé účinnosti systému plovoucího mokřadu je žádoucí provádět pravidelnou sklizeň narostlé biomasy rostlin. Předejde se tím nadměrné produkci rostlinné biomasy a následné možné nestálosti takto vzniklých plovoucích mokřadů. Hlavní podstatou plovoucích mokřadů je odstraňování živin a znečišťujících látek. Na druhé straně mezi jejich omezující faktor patří například již zmíněná nadprodukce biomasy. Dle výsledků získaných experimentální formou jsou tyto systémy zejména vhodné do mírného klimatického pásma (Vymazal, 1995).



Obrázek 14: Schéma plovoucího mokřadu (DH Enviromental consulting, 2011).

Problematikou plovoucích mokřadů se zabývají i vědci z Hydrobiologického ústavu Biologického centra Akademie věd České republiky v Českých Budějovicích, kteří tyto systémy testují na vodní nádrži Lipno. Hlavním záměrem jejich činnosti však primárně není zlepšování kvality vody, ale jejich využití ke zlepšení ekologického potenciálu nádrže. Příbřežní litorální oblasti totiž vykazují nízkou diverzitu vodních a mokřadních rostlin (Krolová a kol., 2010, 2013). Ta je způsobena častým kolísáním hladiny a vysycháním a vymrzáním sedimentu. Očekává se, že kromě makrofyt bude mít aplikace umělého plovoucího mokřadu pozitivní dopad na druhovou pestrost celé škály organismů žijící v nádrži (např. rybí obsádky, hnízdění vodního ptactva, hmyzu). V neposlední řadě se také zvýší estetický ráz nádrže a jejího okolí (www.hbu.cas.cz/cz/projekty/#kub17).

Technologii plovoucích mokřadů lze využít ke zvýšení účinnosti čištění vody v biologických nádržích. Autoři Kalubowila a kol. (2013) provedli pokus, v rámci něhož pokryli části nádrže tokozelkou nadmutou (*Eichhornia crassipes*). Při sledování bylo zjištěno, že došlo k výrazně vyšší redukci všech sledovaných parametrů kvality vody. U $CHSK_{Cr}$ se zvýšila účinnost z 13,6 % na 57,5 %, u BSK_5 z 13,3 % na 62,9 %, u $P_{celk.}$ z necelých 2 % na téměř 75 %, u $N_{celk.}$ z 24 % na 56 %. Plovoucí vegetace měla také pozitivní vliv na snížení společenstev řas (*Chlorella, Pandorina, Spirulina a Oscillatoria*), přičemž účinnost odstranění řas se zvýšila z 30% na téměř 100%.

2.6.1 Kyslíkové poměry

Mokřady jsou charakteristické svým převládajícím anaerobním prostředím. Difuze kyslíku ve vodě je redukována. Mokřadní vegetace má řadu adaptací a vlastností, jako např. vyšší podíl aerynchymatického pletiva, využití Venturiho efektu, pasivní molekulární difuzi; zvětšení listů, oddenků nebo květů (leknín, stulík); zvětšení vzdušných výhonů (šáchor, skřípina); rozšíření vzdušných výhonků do velkých rozměrů (orobinec, rákos); redukce velikosti listů v hustých stanovištích (okřehek); rychlý růst, vytváření velké biomasy a maximální využití dostupných živin (orobince, zblochan, tokozelka); dlouhotrvající vegetační klid podzemních orgánů a semen v průběhu nepříznivého období (Vymazal, 1995, Hejný a kol., 2000; Čížková a kol., 2017).

Dosavadní výsledky z přírodních plovoucích mokřadů naznačují, že v oligotrofních podmínkách je obsah kyslíku pod plovoucími makrofyty nízký (Sasser a kol., 1991). Například v práci Rozkošného a Sedláčka (2013) se píše o negativním vlivu plovoucí biomasy okřehků (*Lemna* spp.) na kyslíkové poměry v nádrži, kdy přibližně v polovině vegetačního období biomasa okřehků zabránila přístupu světla a tím omezila fotosyntézu.

Následující faktory nejspíše napomáhají k redukci rozpuštěného kyslíku pod mokřadní vegetací (Sasser a kol., 1991; Headley a Tanner, 2006):

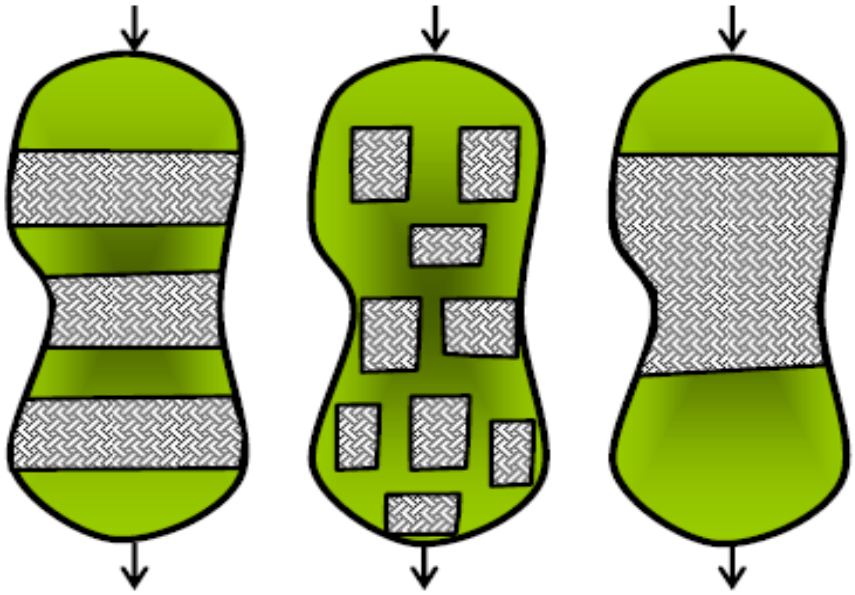
- organická hmota z makrofyt umístěných na plovoucím médiu má také nároky na rozpuštěný kyslík;
- snížení fotosyntetické činnosti řas v důsledku omezeného pronikání světla skrz plovoucí rohože;
- nízká difúze kyslíku přes rozhraní vzduch-voda zapříčiněná překážkami na hladině (plovoucí rohože osázené rostlinami);
- eliminace turbulentního proudění vzduchu, které je závislé na větru a vlnění vody; snížení je způsobeno ochrannou funkcí plovoucího podkladu.

Nízké koncentrace rozpuštěného kyslíku mají obecně pozitivní vliv na některé čisticí procesy v mokřadních systémech. Patří mezi ně denitrifikace a tvorba sulfidů kovů. Naopak anoxické prostředí není prospěšné pro zdravý vývoj kořenového systému pod plovoucí rohoží. Na základě uvedených poznatků je množství komerčně vyráběných plovoucích ostrovů pro čištění odpadních vod vybaveno aeračním systémem u dna nádrže/rybníka, kdy aerobní podmínky jsou žádoucí k rozkladu organické hmoty a nitrifikačním procesům (Headley a Tanner, 2006).

Anoxická voda bude v budoucnu velmi řešený problém ve spojení s úpravou dešťových vod. Dodatečné aktivní aerátory nemusí být vždy výhodné a praktické v dočišťování odpadních vod, protože na svůj provoz potřebují přísun elektrické energie, což zásadně neodpovídá požadované pasivitě na tyto systémy. V neposlední řadě toto „vylepšení“ navyšuje míchání vody a její turbulentní charakter, který může mít za následek snížení sedimentační schopnosti nebo resuspendaci znečišťujících látek ze sedimentů dna (Vymazal, 1995; Headley a Tanner, 2006).

Alternativním způsobem pro dodávání kyslíku do vodního prostředí je rozdělení vodní hladiny na části, kde jsou instalované plovoucí mokřadní rohože a na části vodní

plochy s otevřenou hladinou. Části s volnou hladinou napomohou lepšímu průběhu fotosyntézy řas a difúze kyslíku. Z toho vyplývá, že poměr zakryté vodní hladiny a volné hladiny rybníka tvoří velmi zásadní parametr pro ovlivnění množství rozpuštěného kyslíku ve vodě. Tímto způsobem můžeme pasivně dosáhnout lepších kyslíkových poměrů v nádržích. Do budoucna je žádoucí zpracování další studie, která by určila účinnost otevřené vodní hladiny na provzdušnění vodního sloupce pod plovoucím ostrovem. Do konstrukce mokřadních systémů by zóny s volnou vodní hladinou mohly být zapojeny například těmito způsoby (viz. obr. 15). Mohly by se také využít recirkulátory přímo u výstupního zařízení pro úpravu dešťové vody (Sasser a kol., 1991).



Obrázek 15: Simulace mokřadního systému - šrafované oblasti představují plovoucí mokřady, zatímco zelené plochy otevřené vodní zóny (Headley a Tanner, 2006).

2.6.2 Vliv kyslíku a množství živin na hloubku kořenů

Množství rozpuštěného kyslíku v odpadních vodách má významný vliv na hloubku prorůstání kořenového systému rostlin pod plovoucí rohoží. Aerobní (kyslíkaté) poměry ve vodě mají zásadní zásluhu na rychlém růstu kořenů mokřadních rostlin. Naopak anaerobní (bezkyslíkaté) podmínky inhibují jejich růstovou rychlost. Tyto podmínky vykazují dlouhou dobu zdržení, vysoké organické zatížení a pokrytí vodního povrchu. Množství živin má na rozvoj kořenů nejednoznačný vliv, protože eutrofní vody obsahují

vysoký podíl živin, tudíž napomáhají rozvoji kořenů. Avšak makrofyta rostoucí v podmínkách, které jsou na živiny chudé, vyžadují podporu dodání živin kořenového systému z důvodu rozšíření jejich absorpční (vstřebávací) plochy (Headley a Tanner 2006).

2.6.3 Metody pěstování

Existuje několik hlavních metod, které se běžně používají pro zakládání vegetace v mokřadním systému:

Přímý výsev

Přímý výsev je velice rychlý, snadný a nízkonákladový způsob pro vytvoření plovoucích mokřadů. Nejčastěji se tato forma uplatňuje na velkých plochách nebo při obnově zaniklého mokřadu či při zakládání nového. Zmíněná metoda vykazuje nejvyšší úspěšnost za ideálních podmínek. Důležitým faktorem pro rychlý růst rostlin je použití takových konstrukčních materiálů, které budou poskytovat vhodnou hladinovou vrstvu čistého kultivačního média, jež napomůže klíčení semen. Vlhkost nosného média z horní strany hladiny má ve většině případů za následek zvýšené klíčení semen, avšak exponované části růstových médií mohou zarůstat nežádoucím plevelem, který brání růstu žádoucím druhům mokřadní vegetace (Headley a Tanner, 2006).

Řízkování

Stonkové řízky jsou vhodné pro některé druhy mokřadních rostlin. Žádoucích výsledků bylo dosaženo například u rákosu. Osvědčil se postup, kdy se odebere vrchní část stébla s listy a třemi kolénky. Následně se tyto řízky uloží do skleníků (o teplotě 20 stupňů Celsia), kde v malých nádobách s vodou vytvoří kořínky. Poté je možné tyto řízky přesadit na určené stanoviště (Lukavská, 1992).

Sazenice

Tato metoda je brána jako nejspolehlivější a nejefektivnější způsob tvoření nových mokřadních systémů. Její nevýhodou jsou však nemalé finanční náklady. Na druhé straně však rostliny vykazují nejvyšší růstové tempo. V současnosti již existuje celá řada rostlinných školek, které produkují sazenice mnohých druhů mokřadních rostlin. Nejlepší způsob je takový, v němž sama školka dokáže vypěstovat celý plovoucí ostrov.

Ten se následně pouze převeze na předem určené místo, ale přeprava a manipulace s ním spojená bývá často velmi problémová (Headley a Tanner, 2006).

Rozdělení trsu

Dělení trsu umožňuje odebírat části rostlin z přirozeného prostředí a rovnou je přesazovat na potřebné stanoviště. Tato metoda je vhodná pro zblochan vodní, orobinec širokolistý/úzkolistý a lesknici kanárskou. Není však vhodná pro rákos, protože jeho růst je po přenesení poměrně pomalý (Lukavská, 1992). Lze také oddělovat větší části rostliny. Tento způsob je typický pro některé druhy ostřic (*Carex* spp.), kdy se vyryje nebo oddělí větší část oddenku s kořeny (Headley a Tanner, 2006).

2.6.4 Růstový substrát

Na kvalitu substrátu jsou rostliny nejnáchylnější na počátku svého růstového vývoje. Nejdůležitější je vzájemná rovnováha mezi dostupností vody, živin a provzdušněním, které bývá někdy obtížné dosáhnout. Složení substrátu musí být v symbióze s vhodnou velikostí pórů. Póry nesmí být příliš malé, aby mohla probíhat akumulace vody, ale zároveň by měly mít dostatečnou velikost pro udržení aerobních podmínek. Dále je nutné brát v potaz hmotnost substrátu po nasycení vodou a s tím související vztlak působící na plovoucí ostrov (Headley a Tanner, 2006).

Mezi nejvíce užívané materiály růstového substrátu pro plovoucí mokřadní systémy patří kokosové vlákno. Rašelina se dnes již nepoužívá, jelikož dřívější studie prokázaly, že rostliny v ní zasazené rostou velmi pomalu. Z pokusů Smitha a Kalina (2000) vyplývá, že drcená rašelina ve formě stlačených kbelíků rychle nasákla vodou a usadila se jako vrstva nad oblastí plovoucího voru, a tudíž neposkytovala žádnou podporu sazenicím. Rovněž bylo zjištěno, že rašelina začala spotřebovávat rozpuštěný kyslík, což mělo za následek 100% mortalitu výsadby. Dalším negativem rašeliny je, že ve více proudných oblastech, kde dochází k výskytu vlnění, se rašelina vymývá z rohože. To má za následek ztrátu podpory raného vývoje sazenic. Jako alternativní možnost se dají použít speciálně vyšlechtěné chomáče živých rašeliníků (*Sphagnum* Moss.) seskupených k sobě, které v počátcích prvního vegetačního období, kdy rostliny potřebují největší podporu sazenicím orobince (*Typha* spp.), tvoří velmi dobré

podmínky. Při pokusu bylo sledováno další rozrůstání tohoto rašeliníku a podpora klíčivosti dalších druhů mechorostů (Smith a Kalin, 2000).

V odpadních vodách bohatých na živiny, jakými jsou zejména splašky, se rostliny mohou sázet rovnou na plovoucí rohože s absencí jakéhokoliv substrátu. Rostliny jsou vkládány do předpřipravených otvorů plovoucích koberců. Zasazené rostliny berou živiny přímo z vody.

2.6.5 Metody a materiály pro výstavbu plovoucích mokřadů

V dnešní době je již značný výběr materiálů pro výstavbu plovoucích mokřadních systémů. Kerr-Upal a kol. (2000) poukazují na to, že při výběru vhodných materiálů a správné konstrukční metody pro výstavbu plovoucích mokřadů je nutné brát zřetel na tyto faktory: trvanlivost, funkčnost, šetrnost k životnímu prostředí, hmotnost, vztlak, kotvení, pružnost, náklady.

Mezi nejčastěji užívané materiály pro výstavbu plovoucích ostrovů patří: PVC, PP trubky, polystyrenové desky, bambusové nebo nafukovací vinylové polštáře, pěnový polystyren. V praktickém využití v poměru náklady/funkčnost bylo přijato několik metod:

- vsazení určitého pletiva do předem připravené plovákové konstrukce, na předpřipraveném pletivu pak rostou makrofyta;
- použití plovoucího materiálu podporujícího vztlak rostlin.

Nejjednodušší a zároveň nejčastěji využívanou metodou je postavení plovoucího rámu/voru či pontonu, který obklopuje propustný materiál, v němž rostou mokřadní makrofyta. Plovoucí konstrukce bývá většinou vyrobena za pomoci PVC trubek, které bývají spojené k sobě, aby vznikl plovákový rám ve tvaru trojúhelníku, čtverce nebo obdélníku. Na výrobu rámu se také používají pouze jednotlivé přímé části, které se spojí k sobě. V dnešní době již existuje řada firem vyrábějící takové systémy na zakázku. Mezi nejznámější patří britský ARM Reedbeds Ltd, A.G.A nebo německý Bestmann Green Systems (Headley a Tanner, 2006).

Hoeger (1988) popsal rafty navržené jako rovnostranné trojúhelníky o straně 2,1 m délky (obr. 16, 17). Díky svému tvaru mohou být spojeny do různých tvarů a velikostí. Tento systém konstrukcí byl vyráběn z polyethylenových, polyuretanových

a neoprenových materiálů, které byly svařeny dohromady. Společnost Bestmann Green Systems dnes vyrábí řadu plovoucích mokřadních produktů, které jsou souhrnně uváděny na trh pod názvem produktu AquaGreen. Stále vyrábějí rovnostranný trojúhelníkový systém, avšak plovoucí rámy se v současnosti vytváří ze svařované nerezové oceli opatřené přídavnými plováky o délce strany 3 m nebo 6 m.

Obrázek 16: Rovnostranný trojúhelníkový mokřad před instalací na vodní hladinu (Headley a Tanner, 2006).

Obrázek 17: Rovnostranný trojúhelníkový systém plovoucích ostrovů od Bestmann Green Systems (Headley a Tanner, 2006).

Van Acker a kol. (2005) popisují další systém od německé společnosti Bestmann Green Systems, který je vytvořený pro kombinované čištění přepadu. Konstrukce tohoto systému je řešena za pomoci tlusté rohože z kokosových vláken (obr. 18), která je nesena pomocí polyethylenových sítí a polystyrenovou pěnou. Tento systém byl osázen ostřicí (*Carex* spp.), rákosem (*Phragmites australis*), orobincem (*Typha* spp.) a kosatcem *(Iris pseudacoris).* Bestmann Green Systems oproti svým konkurentům dodává plovoucí konstrukce již předem osázené mokřadní vegetací.

Obrázek 18: Mokřad řešený pomocí rohože z kokosových vláken, jež je nesena PE síti a PS pěnou (Headley a Tanner, 2006).

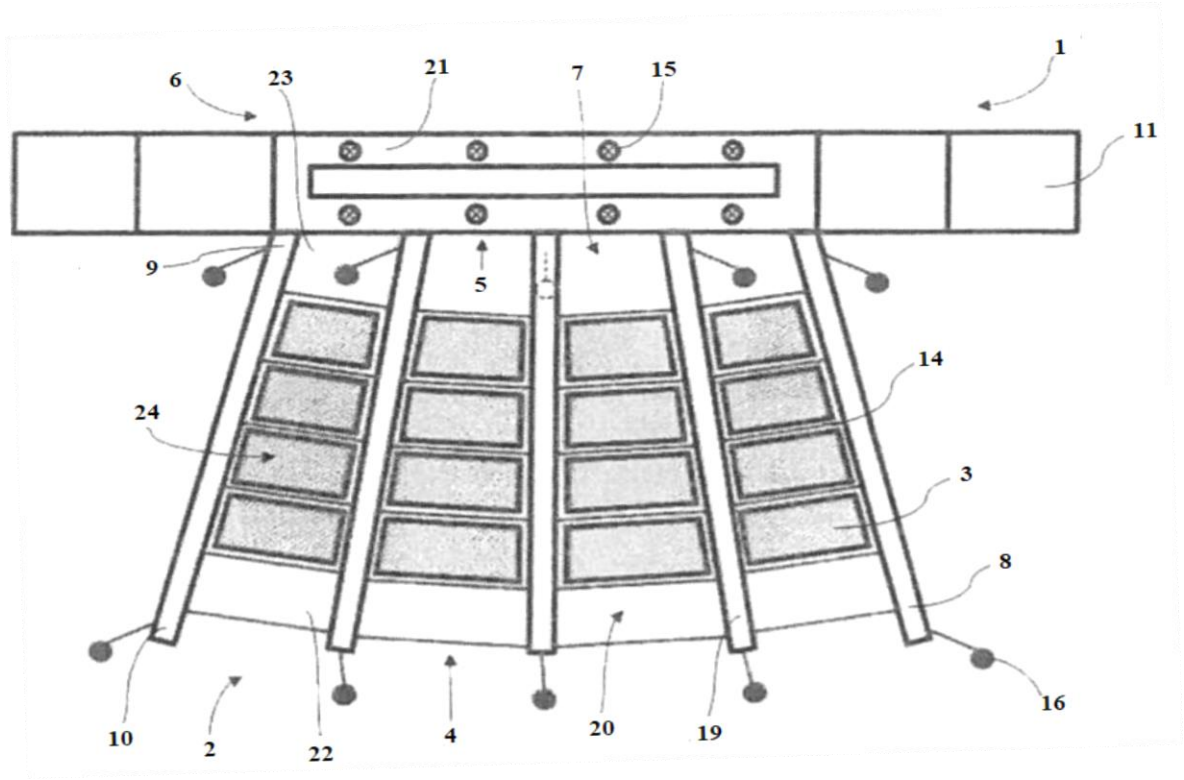
Další metoda používaná zejména v asijských oblastech je výroba plovoucích vorů z místně dostupných zdrojů (obr. 19). Tento způsob výroby je technicky nenáročný a finančně dostupný. Na výrobu se ve většině případů užívají bambusy o velkých průměrech, které jsou protkané přírodní rohoží. Bambus má díky svému kloubovému charakteru tendenci se vznášet, protože ve svém stonku obsahuje uzavřené vzduchové komůrky. Po čase se však tyto systémy začnou postupně rozkládat. V mezičase se ovšem mokřadní vegetace rozroste a je schopna sama plavat (za předpokladu užití správných druhů rostlin) (Headley a Tanner, 2006).

Obrázek 19: Výroba plovoucích vorů pomocí bambusu v Indii (Headley a Tanner, 2006).

Na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích pod vedením Ing. Jána Regendy Ph.D. v roce 2018 vznikla patentovaná metoda výstavby plovoucích umělých mokřadů ke zlepšování kvality vody na odtoku z rybníka. První zařízení (obr. 20) má za úkol zlepšování kvality odtékající vody z rybníka v oblasti bezpečnostního přelivu. K spadišti bezpečnostního přelivu je upevněno plovoucí těleso tvořené dvěma bočními (nafukovacími) plováky. K nim jsou přichyceny nepropustné boční stěny, které dosahují až na dno rybníka, aby byl zamezen tok vody z boku. Na hladině mezi bočními plováky je pak vložen minimálně jeden umělý plovoucí mokřad. Těleso je také nutné fixovat pomocí kotev či kůlů, aby nedocházelo k jeho nežádoucí migraci na vodní hladině (Regenda, 2018a).

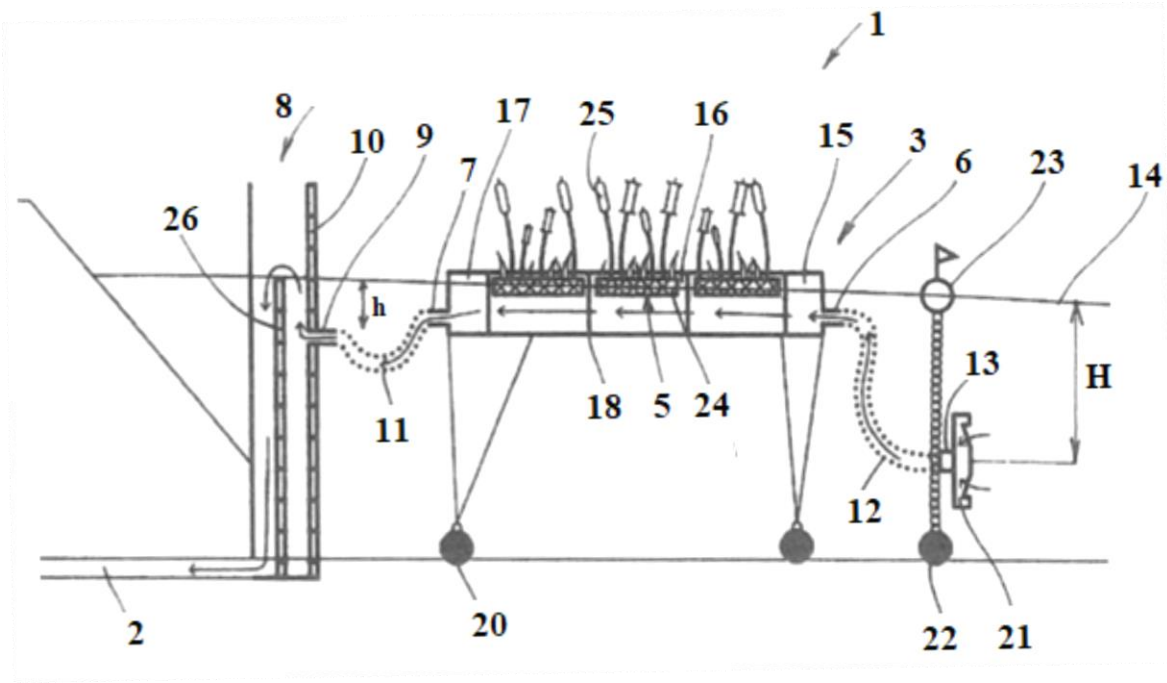
Dalším zařízením pro zlepšení kvality odtékající rybniční vody je těleso tvaru žlabu (obr. 21), které je zařízeno nátokem a výtokem. Ve vnitřním prostoru je opět zakomponován umělý plovoucí mokřad osázený vegetací. Umělé mokřady v těchto systémech jsou tvořeny roštem, který pomáhá rostlinám k zakořenění, a vhodnými mokřadními rostlinami, jimiž jsou: ostřice (*Carex* spp.), rákos, skřípinec (*Schoenplectus lacustris*), orobinec, kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*). Výhody těchto zařízení spočívají v tom, že voda je čištěna biologicky bez potřeby energetických vstupů, s minimálními investiční náklady a prakticky bez žádných stavebních úprav na výpustním zařízení,

nebo v okolí rybníku. Tyto mokřady rovněž jen minimálně omezují rybářské využití rybníků (Regenda, 2018b).



Obrázek 20: Zařízení ke zlepšování kvality odtékající vody v oblasti bezpečnostního přepadu (Regenda, 2018a; upraveno).

1 – zařízení, 2 – plovoucí těleso, 3 – umělý plovoucí mokřad, 4 – vstup pro nátok vody, 5 – výstup pro odtok vody, 6 – bezpečnostní přeliv, 7 – spadiště, 8 – boční plovák, 9 – kotevní konec plováku, 10 – volný konec plováku, 11 – hráz, 12 – boční stěna, 13 – dno rybníku, 14 – fixační prostředek, 15 – pevná spojka, 16 – kotva plováku, 17 – rošt, 18 – mokřadní rostlina, 19 – dělicí plovák, 20 – čisticí segment, 21 – fixační rám, 22 – vstupní komora, 23 – výstupní komora, 24 – čisticí komora, 25 – vodní hladina.



Obrázek 21: Zařízení pro zlepšení kvality odtékající rybniční vody ve tvaru žlabu (Regenda, 2018b; upraveno).

1 – zařízení, 2 – odtok z rybníku, 3 – plovoucí těleso, 4 – obvodový nadnášející prostředek, 5 – umělý plovoucí mokřad, 6 – vstup pro nátok vody, 7 – výstup pro odtok vody, 8 – požerák, 9 – odtokový otvor, 10 – přední dlužová stěna, 11 – odtokové vedení, 12 – sací potrubí, 13 – sací ústí, 14 – hladina rybníka, 15 – vstupní komora, 16 – čisticí komora, 17 – výstupní komora, 18 – přepážka mezi komorami, 19 – ovtor v přepážce, 20 – kotva plovoucího tělesa, 21 – sací koš, 22 – kotva sacího koše, 23 – plovák sacího koše, 24 – rošt, 25 – mokřadní rostlina, 26 – vnitřní dlužová stěna

2.7 Mokřadní vegetace

Pro návrh fungujícího umělého plovoucího ostrovu je zásadní vhodná volba druhu makrofyt. Výběr druhů je závislý na tom, jaký je původní biotop rostlin, zejména s ohledem na klimatické podmínky. Dalším kritériem je přirozeně rychlý růst v znečištěných vodách. Na plovoucích mokřadech je schopna růst široká škála vodních, břehových a terestrických druhů rostlin (včetně bylin, keřů a stromů) zakořeněných v růstových médiích vznášejících se na jejich ostrovní matrici. Dalším důležitým faktorem pro rostliny, které se špatně přizpůsobují místním podmínkám, je správná kombinace pórovitosti, retence vody a kapilárního působení. Původní druhy rostlin v dané klimatické oblasti přizpůsobené růstu v mokřadních podmínkách mají vyšší

produkci ponořené kořenové hmoty a stálejší dlouhodobý charakter než nepůvodní druhy makrofyt (Lakatos, 1998).

V Maďarsku byla vypracována studie, která měla za úkol pomocí plovoucích ostrovů odstranit či snížit množství živin z jezera. Ze 67 druhů mokřadních makrofyt a jejich následné syntézy byly vybrány následující druhy vhodné pro tuto oblast (Gulyas a Mayer, 1993; Lakatos, 1998):

- žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica)*, zblochan vodní (*Glyceria maxima*), máta vodní (*Mentha aquatica*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris)*, šípatka středolistá*(Sagittaria sagittifolia)*, potočník vzpřímený *(Sium erectum)*, sevlák širolistý (*Sium latifolium)*, zevar vzpřímený (*Sparganium erectum)*, kostival lékařský *(Symphytum officinale)*, kapradiník bažinný *(Thelypteris palustris)*, orobinec sítinovitý *(Typha laxmannii)*, rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá *(Phalaris arundinacea*).

Při vytváření návrhu výběru vhodných druhů rostlin je zapotřebí vzít v potaz mnoho faktorů. Patří mezi ně zejména (Gulyas a Mayer, 1993; Lakatos, 1998):

- odolnost;
- délka a objem kořenů;
- nadzemní biomasa;
- vztlaková síla rostliny;
- druh a koncentrace znečištěné vody;
- potřeba růstového substrátu;
- pórovitost;
- schopnost zadržování vody a rychlost růstu.

Autoři Hubbard a kol. (2004) prováděli studii, ve které měli 3 druhy makrofyt: orobinec širokolistý (*Typha latifolia)*, sítinu rozkladitou (*Juncus effusus)* a *Panicum hemitomon*. Tyto druhy byly nasázeny do plovoucích konstrukcí se záměrem zpracování vypouštěných odpadních vod v Gruzii a USA. Výsledkem této studie je zjištění, že orobinec širokolistý i sítina rozkladitá vykazovaly vysokou produkci nadzemní biomasy. Avšak sítině rozkladité se podle predikcí nedařilo dobře. Ukázalo se, že jí zřejmě nesvědčí vysoká koncentrace živin. Ve srovnání s kontrolou (výrazně nižší obsah živin) vykázala pouze nízkou efektivitu v odstraňování znečištění

z koncentrované odpadní vody. Sítina odumřela i v kontrole. Příčinou mohla být stále vysoká koncentrace živin pro tento druh, který lze často naleznout v mokřadech chudých na živiny na kyselých substrátech. Tato rostlina tudíž není vhodná k použití na plovoucích rohožích, autoři ale neuvádějí přesný důvod.

Vousatka draslavá (*Vetiver zizanioides*) (příloha 1f) byla používána v plovoucích mokřadech pro úpravu odpadních vod z chovu prasnic. Bylo zjištěno, že vykazuje dobré růstové charakteristiky v takových podmínkách. Tato rostlina však pochází z tropické Indie, takže se nejedná o druh vhodný pro klimatické podmínky střední Evropy (Hubbard a kol., 2004).

2.7.1 Přehled druhů rostlin používaných k čištění vody ve světě

Níže je uveden přehled vybraných druhů vodních makrofyt, které se hojně používají k čištění vod ve světě. Podle dostupné literatury je nejpoužívanějším druhem tokozelka nadmutá, která je v EU považována za nebezpečný invazivní druh (www.rybsvaz.cz; Vymazal, 1995). Ponořené druhy rostlin - jako například vodní mor kanadský nebo stolístek klasnatý - jsou nevhodné proto, že v rybnících je malá průhlednost vody. Z výše uvedeného vyplývá, že není žádoucí používat tyto druhy v našich klimatických podmínkách. Z toho důvodu je vhodné u nás používat vynořené/plovoucí emerzní druhy rostlin vyznačující se listy nad vodou (Vymazal, 2004; Vymazal, 2009; Vymazal, 2011).

Tokozelka nadmutá - vodní hyacint: *Eichhornia crassipes*
Čeleď: modráskovité (*Pontederiaceae*)

Tokozelka nadmutá, lidově „vodní hyacint“ (příloha 1a), byla zavlečena z Afriky (Egypt) do mnoha oblastí světa. Svým výskytem zamořuje celou tropickou Ameriku, Amazonii, USA, Asii a části Evropy. Tokozelka svými kořeny vytváří pod vodní hladinou hustou spleť (Stodola a Vaněk, 1987). Patří mezi nejproduktivnější rostliny světa. Její velká růstová rychlost je využívaná při čištění odpadních vod (nejčastěji v tropických oblastech) (Brix, 1993). Vodní hyacint lze využít v kombinovaném sekundárním a terciálním čištění, kdy vegetace má za úkol redukovat organické i minerální látky (Dinges, 1978; Bastian a Reed, 1980). Biomasa hyacintu se sklízí

pouze ve smyslu udržitelnosti systému. Takové systémy však vyžadují přídavné aerátory kvůli udržení aerobního prostředí vody. Ideální doba zdržení vody se pohybuje v rozmezí 5–15 dní v závislosti na charakteru a množství odpadní vody (Dinges a Doersam, 1987; De Busk a kol., 1989). Mokřady s vodním hyacintem snášejí vysoké zatížení: 440 kg BSK_5 $ha.d^{-1}$ (Hayes a kol., 1987).

Vodní mor kanadský: *Elodea canadensis*

Čeleď: voďankovité (*Hydrocharitaceae*)

Vodní mor kanadský (příloha 1c) je trvale ponořená vodní rostlina a zároveň je původním druhem Severní Ameriky. V našich klimatických podmínkách může růst v nížinách a podhorských oblastech. Jeho růst je značný ve stojatých, ale i tekoucích vodách zahrnující mělké tůně, hlubší mrtvá ramena a rybníky (www.botany.cz). Mokřadní systémy s tímto druhem vegetace lze plnohodnotně využívat v dobře prokysličených a prosvětlených vodách. Z výše uvedeného je patrné, že lze tyto systémy používat na dočišťování odpadních vod. Pro odpadní vodu s vysokým obsahem snadno rozložitelných organických látek však není tato rostlina vhodná (Bishop a Eighmy, 1989; Vymazal, 1995). V rybnících škodí hustými porosty, což má za následek úhyny a dušení ryb. Jedinou variantou redukce biomasy s dlouhodobým účinkem je pravidelné zimování a letnění rybníků (Hejný a kol., 2000).

Růžkatec ostnitý (ponořený): *Ceratophyllum demersum*

Čeleď: růžkatcovité (*Ceratophyllaceae*)

Růžkatec ostnitý (příloha 1e) nahradil absenci kořenů modifikovanými bázemi stonku, které mu napomáhají k upevnění v substrátu. Produkuje 0,16–1,4 $kg.m^{-2}$ čisté biomasy. Lze ho použít ve vodách, do kterých se dostaly ropné látky (vlivem úniku, havárie), protože je do jisté míry schopný tyto látky akumulovat do svého těla (Hejný a kol., 2000). Patří mezi nejrozšířenější rostlinu naší planety, zejména v mírném pásu severní polokoule se mu velmi daří. Roste nejčastěji v mezotrofních až eutrofních stojatých vodách, kde v letních měsících dochází k jeho přemnožení v pobřežní linii (www.botany.cz).

Stolístek klasnatý: *Myriophyllum spicatum*

Čeleď: zrnulovité (*Holoragaceae*)

Stolístek klasnatý (příloha 1b) je rozšířen téměř kosmopolitně, kromě aridních oblastí. Vyskytuje se i v našich klimatických podmínkách, zejména v teplejších

oblastech. Šíří se vegetativně nebo generativně (Hejný a kol., 2000). Lze ho najít v různých typech stojatých vod, jako jsou: rybníky, mrtvá ramena dolních partií toků, meliorační kanály, pískovny nebo přehrady. Upřednostňuje eutrofní vody, ve kterých má tendenci se přemnožovat a tvořit tak významný plevel. Na některých místech lze jeho biomasu snížit nasazením býložravých druhů ryb (amura bílého), zimováním rybníků či použitím herbicidů (www.botany.cz).

Okřehky: *Lemna* spp.

Čeleď: okřehkovité (*Lemnaceae*)

Okřehky oproti tokozelce nadmuté mají širší geografické pásmo výskytu a mohou růst i v teplotách blízkých bodu mrazu. Jejich funkce čištění je explicitně omezena na redukci živin, protože velikost, tzn. i povrch kořenového systému, je ve srovnání s hyacintem mnohem menší. Hustý porost vegetace způsobuje nedostatek světla a negativně ovlivňuje fotosyntézu v nádrži. Může docházet k anaerobním podmínkám (Culley a Epps, 1973; Hillman a Culley, 1978).

Vegetaci okřehku menšího (*Lemna minor*) (příloha 1d) lze využít při stanovování ekotoxických účinků škodlivých látek ve vodním prostředí (www.botany.cz). Produktivita sušiny při pravidelné sklizni dosahuje až 10 $t.ha^{-1}$. Okřehek může sloužit jako potrava býložravých ryb, ale také dobytku. Mezi další vhodné druhy okřehků patří například: *Lemna trisulca, L. gibba, L. turionifera* (Hejný a kol., 2000; www.botany.cz).

2.7.2 Přehled druhů rostlin používaných k čištění vody v klimatickém pásmu střední Evropy

Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Čeleď: lipnicovité (*Poaceae*)

Rákos obecný (příloha 2a) je nejpoužívanější mokřadní rostlinou jak pro kořenové čistírny odpadních vod, tak i pro výsadbu do plovoucích ostrovů používaných k čištění odpadních vod. Jedná se o kosmopolitní druh. Centrem jeho použití je takřka celá Evropa, Asie a Austrálie (Gulyas a Mayer, 1993; Lakatos, 1998). Disponuje rychlým a intenzivním generativním a vegetativním rozmnožováním pomocí dlouhých oddenků (až 5 m) (Vymazal, 1995). Produktivita biomasy v nadzemních částech se pohybuje

v rozmezí 10–18 $t.ha^{-1}.rok^{-1}$. Porosty rákosu v pobřežní zóně nádrží poskytují úkryt a potravní základnu pro řadu vodních organismů. Není proto žádoucí odstraňovat jeho pobřežní vegetaci, avšak v případě, kdy zaroste celou vodní plochu, je jeho odstranění nutné (Hejný a kol., 2000).

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Čeleď: lipnicovité (*Poaceae*)

Chrastice rákosovitá (příloha 2c) má nesporné výhody, protože dokáže růst v různých klimatických zónách. Kořeny jsou mělké a jeho hustě propletené oddenky zasahují do hloubky 0,2 až 0,3 m. Rozšířená je především v Evropě a Asii, druhotně také v Severní Americe. Je považována za druh typický pro mokré louky, lužní lesy a břehy řek (Vymazal. 1995; Vymazal, 2011). Disponuje tolerancí ke znečištění a promrzání (Vymazal, 1995). Vyhovuje jí střídavé zaplavení vodou, protože je stavěná na aerobní podmínky. Roční produkce sušiny se pohybuje mezi 7–15 $t.ha^{-1}$. Obdobně jako rákos tvoří chrastice hlavní složku pobřežních porostů českých rybníků. Je tedy vhodnou variantou do kořenových čistíren odpadních vod (Hejný a kol., 2000).

Čeleď: orobincovité (*Typhaceae Juss.*)

Orobince jsou druhy mokřadní vegetace vyskytující se kosmopolitně. Dosahují výšek až 3,5 m. V průběhu třech měsíců jsou jejich oddenky schopné vytvořit spletitou vegetaci (Šálek a kol., 2008). Orobinec širokolistý (příloha 2f) se hodí k čištění odpadních vod s vysokým podílem organických látek. Toleruje široké rozpětí koncentrací znečištění a pH (2–10). Kořenové čistírny jej užívají z důvodu nižší potřeby podzemní vody (Vymazal, 1995; Šálek a kol., 2008). Je využíván také pro čištění kyselých drenážních vod (pH 2) (Hammer, 1989). Orobinec širokolistý se vyznačuje na rozdíl od ostatních druhů rákosin lepší konkurenceschopností na úživném, organickém bahně rybníků. Při poklesu vodní hladiny v letních měsících je rychlost růstu semenáčků na obnaženém rybničním dně velmi vysoká (Hewitt a Mayanishi, 1997). Orobinec úzkolistý (příloha 2e) je významný druh při zarůstání mělkých mezo až eutrofních vod a trvalých mokřadů. Roční produkce biomasy je 8–17 $t.ha^{1}$ v nadzemní/nadvodní části (Hejný a kol., 2000).

Zblochan vodní *(Glyceria maxima*)

Čeleď: lipnicovité (*Poaceae*)

Zblochan vodní (příloha 2b) tvoří důležitou složku pobřežních biotopů, mokřadů a mělkých vodních nádrží. Jeho výhodou oproti rákosu a orobinci je kratší doba rozkladu po odumření (Šálek a kol., 2008). Zblochan vodní se vyskytuje téměř v celé Evropě a v mírném pásu Asie a Severní Ameriky. Je charakteristický pro nížiny a pahorkatiny. Dosahuje výšky až 3 m (Vymazal, 1995). Vyhovují mu mezotrofní až eutrofní, často zatápěná stanoviště (Zákravský a Hroudová, 2007). Je to tedy vhodný druh rostliny do kořenových čističek odpadních vod, protože dobře snáší silné organické zatížení (Wallace a Knight, 2006; Kadlec a Wallace, 2008). Jeho roční produktivita biomasy je 7–20 $t.ha^{-1}$. V případě, že by se biomasa odumřelého zblochanu neodstranila, mohlo by dojít vlivem jeho rychlého rozkladu ke kyslíkovým deficitům.

Zevar vzpřímený (*Sparganium erectum)*

Čeleď: orobincovité (*Typhaceae*)

Zevar vzpřímený (příloha 2d) se vyskytuje na březích stojatých nebo pomalu tekoucích vod. Porosty charakteristické zevarem se vyskytují na kyselých a bazických substrátech. Roste spíše v substrátech s nižším obsahem živin v důsledku menší konkurenční schopnosti oproti jiným druhům (Valachovič, 2001; Oťaheľova a kol., 2008). Roční produkce nadzemní biomasy je 12 $t.ha^{-1}$, naopak podvodní je pouze třetinová. Jakožto jedna z hlavních složek pobřežní vegetace vodních nádrží a rybníků významně přispívá k jejich zarůstání. Používá se také jako doplňková/dekorativní rostlina v kořenových čistírnách odpadních vod a v různých typech nádrží (Hejný a kol., 2000).

Skřípinec jezerní (*Scirpus lacustris*)

Čeleď: šáchorovité (*Cyperaceae Juss.*)

Skřípinec jezerní (příloha 2g) je kosmopolitní druh rostoucí téměř na celém světě (Stodola a kol., 1987). Dorůstá do výšky až 3,5 m. V řídkých porostech je charakteristický svými trsy (Hejný a kol., 2000). Je to vhodný druh k použití v kořenových čistírnách odpadních vod, a to především díky své husté síti kořenů. Skřípinec je poměrně tolerantní k pH (4,6– 9,5) (Vymazal, 1995). Jeho roční produktivita se pohybuje u nadzemních částí až 15 $t.ha^{-1}$ (sušiny) a 10 $t.ha^{-1}$ (sušiny) u podzemních částí (Hejný a kol., 2000).

Ostřice (*Carex* spp.)

Čeleď: šáchorovité (*Cyperaceae Juss.*)

Ostřice (*Carex* spp.) se nejhojněji vyskytují na zamokřených loukách, bažinách, okrajích rybníků či řek. Řada druhů má schopnost na rybnících tvořit souvislé porosty či plovoucí trsy, které napomáhají k zarůstání rybníků. V našich klimatických podmínkách roste více než 60 druhů (Hartman a kol., 2005). Porosty ostřic v litorálu rybníků často bývají narušeny vlnobitím, a tak získávají bultovitou strukturu. V rybniční akvakultuře se hustý kořenový systém některých druhů ostřic využíval na výrobu tzv. candátího hnízda k poloumělému výtěru candátů (Čítek a kol., 1998). Mezi nejčastěji se vyskytující druhy v našich podmínkách patří: ostřice štíhlá (*Carex acuta*) (příloha 2h), ostřice vyvýšená (*C. elata*), ostřice ostrá (*C. acutiformis*), ostřice pobřežní (*C. riparia*) a ostřice měchýřkatá (*C. vesicaria*) (Hejný a kol., 2000; Hartman a kol., 2005).

Sítina rozkladitá (*Juncus effusus*)

Čeleď: sítinovité (*Juncaceae Juss.*)

Sítina rozkladitá (příloha 2ch) obývá zejména podmáčené louky, mělké mokřady a břehy rybníků a řek (Hartman a kol., 2005). Vyskytuje se téměř po celé Evropě a v našich podmínkách je hojně rozšířena (www.botany.cz). Porostům sítin vyhovují kyselejší a úživnější půdy. Sitina rozkladitá má schopnost se vyrovnat s dočasnými změnami výšky vodní hladiny a také je mrazuvzdorná, tudíž je vhodná do kořenových čistíren odpadních vod mírného klimatického pásu (www.korenova-cistirna.cz).

3. Závěr

Ve své bakalářské práci přináším přehled různých typů umělých mokřadů pro čištění odpadních vod a popisuji procesy, které v nich probíhají a souvisejí s nimi. Zabývám se tedy mokřady **s povrchovým a podpovrchovým průtokem** vody. Mezi mokřady využívající povrchový průtok vody patří systémy s vynořenou (emerzní) a plovoucí vegetací, ponořenou (submerzní), s volně plovoucími listy a volně plovoucí vegetací. **Systémy s vynořenou/plovoucí (emerzní)** vegetací jsou jednoznačně nejrozšířenější a nejpoužívanější skupinou umělých mokřadů na světě využívané k čištění odpadních vod. Lze je aplikovat prakticky na všechny typy odpadních vod. Mezi nejčastěji využívané rostliny patří orobince (*Typha* spp.), rákos obecný (*Phragmites australis*), sítiny (*Juncus* spp.), skřípince (*Scirpus* spp.). Účinnost čištění vody těmito mokřady je poměrně vysoká pro organické a nerozpuštěné látky (více než 80 %), pro dusík však jen 20–60 %. Odstranění fosforu však bývá velmi zanedbatelné a to v rozmezí 10–30 % (tab. 6). **Mokřady s ponořenou (submerzní) vegetací** se využívají tehdy, pokud voda obsahuje pouze nízké koncentrace nerozpuštěných látek. Tyto systémy jsou použitelné v dočišťovacích procesech odpadních vod. Rostlin se vysazuje celá škála, například vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*), stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) nebo růžkatec ponořený (*Ceretophyllum demersum*). **Umělé mokřady s rostlinami s listy plovoucími na vodní hladině** mají pouze okrajový význam. Jsou využívány v Asii k čištění dešťových splachů. Jako rostliny se využívají zejména některé druhy leknínů (*Nymphaea* spp.) nebo stulíky (*Nuphar* spp.). Pro zlepšování kvality odpadních vod se využívají jen zřídka. **Systémy s volně plovoucí vegetací** v tropických oblastech využívají zejména rychle rostoucí tokozelka nadmutá (*Eichhornia crassipes*) a také různé druhy okřehků (*Lemna* spp.). Vodní hyacint je z pohledu současné legislativy považován za invazivní druh, který není možné záměrně rozšiřovat, i když v podmínkách ČR by nepřežil zimu. Jeho hlavní předností je vysoká růstová rychlost a tím pádem i velké množství vyrostlé biomasy. Okřehky přežívají v mírném pásu i zimní měsíce a jejich biomasa se dá použít jako příměs do krmiv pro hospodářská zvířata.

Průtok vody pod povrchem je charakteristický hlavně pro **kořenové čistírny odpadních vod**, kterými voda protéká horizontálně nebo vertikálně. Značný vliv na odstraňování nerozpuštěných látek má mechanické předčištění. Vysazované rostliny

zde hrají důležitou roli. Udržují teplo v zimních měsících, svými kořeny tvoří podklad pro přisedlé bakterie (napomáhají k odstranění nečistot). Pomocí vzdušných pletiv přivádějí kyslík a také dokáží poutat minerální látky. Z rostlin se globálně nejvíce používá rákos obecný (*Phragmites australis*), v našich podmínkách chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Pro asijské oblasti jsou vhodné druhy jako šáchor střídavolistý (*Cyperus alternifolius*) nebo dosna indická (*Canna indica*). Účinnost čištění pro organické a nerozpuštěné látky je na vysoké úrovni pohybující se kolem 80–95 %. Schopnost odstraňovat fosfor však není příliš vysoká (10–30 %). To platí taktéž o amoniaku, u kterého se účinnost pohybuje v rozmezí 20–40 % (tab. 6), což je způsobeno anoxickými podmínkami. Je proto více než žádoucí mezi sebou jednotlivé typy mokřadů kombinovat, protože čistírny s vertikálním průtokem vody jsou charakteristické aerobním prostředím. V takovém případě nemohou dusičnany denitrifikovat a následně dochází k jejich vypouštění do okolního recipientu. Proto jsou vhodné kombinace aerobních a anaerobních (dochází zde k denitrifikaci dusičnanů až na plynný dusík) systémů, což způsobuje významný nárůst eliminace dusíku. Účinnost čištění celkového a amoniakálního dusíku ve většině případů dosahuje hodnoty přes 80–85 %. Pro BSK_5 a nerozpuštěné látky je účinnost až 90 %, zatímco pro $CHSK_{Cr}$ se pohybuje na pomezí 80 % (tab. 6). Pouze u fosforu nedochází k požadovanému zvýšení jeho odstranitelnosti. Výhody takových systémů jsou v provozní nenáročnosti, schopnosti čistit i zředěné odpadní vody a vypořádávat se s nepravidelným látkovým a hydrologickým zatížením. Mezi negativa patří vyšší nároky na plochu oproti aktivačním čistírnám odpadních vod, možnost ucpání filtračního lože (kolmatace) a omezená životnost filtrační vrstvy (obměna za 10 až 15 let).

Dále jsem se zabýval **biologickými nádržemi (rybníky) k dočišťování odpadních vod**. Detailně jsem se zaměřil na potřebné mechanické předčištění, jehož hlavním úkolem je omezit zanášení rybníka. Následné odbahnění rybníka má negativní vliv na kvalitu odtékající vody. Tato fáze se skládá z několika kroků: využití česlí (kruhového, obdélníkového tvaru), lapáků písku, usazovacích nádrží, septiků (pro menší objekty). Zakomponovat se může například i hluboká štěrbinová nádrž. Ta se skládá z horní sedimentační části a odděleného kalového prostoru. V této kapitole jsem také popsal samotné fungování takových systémů a žádoucí intenzifikaci, mezi jejíž hlavní cíle patří zvýšení účinnosti čištění. Pouze ve zlomku případů fungují biologické nádrže bez potíží

a dosahují dostatečné kapacity čištění. V anaerobních nádržích lze využít např. vláknitých nosičů ke zvýšení účinnosti čištění. Při pokusu, v rámci něhož byla použita tato metoda, se zvýšila účinnost čištění u BSK_5o 32 % a u $CHSK_{Cr}$ o 29 %. Dalšími způsoby pro navýšení účinnosti je přidání mikroorganismů do nádrže nebo také zakomponování ponořených provzdušňovacích biofiltrů. V tomto případě došlo k navýšení účinnosti u nerozpuštěných látek o 56 %, NH_3 o 35 %, $P_{celk.}$ o 35 % a u $CHSK_{Cr}$ o 63 % (tab. 6). Mezi výhody biologických nádrží patří: jednoduché stavební provedení, nízké nároky na speciální vybavení a technologie, malé provozní náklady, schopnost vyčistit i silně zředěné odpadní vody a vypořádat se s výkyvy hydrologického a organického zatížení. Biologické rybníky však mají i řadu nevýhod. Potřebují velkou plochu na jednoho ekvivalentního obyvatele (9–11 m^2). Na odbourání dusíkatého znečištění musí být voda v nádrži delší časový úsek. Účinnost čištění závisí také na místních klimatických podmínkách. Doporučuje se i přídavná aerace, která má zajišťovat kyslíkové poměry a celkové podmínky pro čištění vody. Dalším negativem je i potřeba pravidelného odtěžování biomasy makrofyt a sedimentů.

Tabulka 6: Srovnání účinnosti popsaných technologií v čištění vody (dle různých autorů):

	Mokřady s emerzní/plovoucí vegetací	**KČOV s horiz. průtokem**	**Hybridní systémy (KČOV)**	**Biologické nádrže (intenzifikované)**
Organické látky	80%	80 – 95%	-	-
Nerozpuštěné látky	80%	80 – 95%	90%	60% navýšení o 56 %
N	20 – 60%	-		70%
P	10 – 30%	10 – 30%	-	z 80 % → 35 %
NH_3	-	20 – 40%	-	35% navýšení
BSK5	z 13,3% → 62,9% (intenzifikace)	-	90%	32% navýšení
$CHSK_{Cr}$	z 13,6 % → 57,5%	-	80%	29% navýšení 63% navýšení
$N_{celk.}$	z - 24% → 56%	-	83, 60%	-
$P_{celk.}$	z - 2% → 75%	-	-	35% navýšení
N_{NH3}		20 – 40%	83, 86, 88%	-
Řasy	z 30% → 100%	-	-	-
Autoři	Vymazal, 2013; Kalubowila a kol., 2013; Čížková a kol., 2017	Vymazal a Kröpfelová, 2008; Čížková a kol., 2017	Ye a Li, 2009; Massino a Martinazzi, 2007; Herra Melián a kol., 2010	Schetrite a Racoult, 1995; Saidam a kol., 1995; Peishi a kol., 1993; Goncalves a Oliveira, 1996

Stěžejní část práce pak představuje kapitola věnovaná **technologiím výstavby plovoucích umělých mokřadů**. Tyto mokřady se snaží napodobit svým charakterem a procesy (fyzikální, chemické, biologické) přírodní čisticí systémy. Mezi hlavní funkce patří dočišťování vody, zvyšování diverzity (například na Lipenské nádrži) a zvyšování estetického charakteru krajiny. Čisticí pochody probíhají primárně v kořenové zóně rostlin. Na kořenech vzniká biofilm s přisedlými mikroorganismy. Ty významně napomáhají odbourávání živin (N, P), nerozpuštěných látek a mikropolutantů. Plovoucí mokřady jsou charakteristické svým anaerobním prostředím (to prospívá denitrifikaci). Kyslík se do prostředí pod plovoucím ostrovem dostává především prostřednictvím difundace skrze těla rostlin, protože difúze přes vodní hladinu je významně redukována plovoucím roštem. Pro zvýšení účinnosti čištění je vhodné plovoucí mokřady dovybavovat aerací (nevýhodou je potřeba elektrické energie). Dostatek kyslíku ve vodě pomáhá lépe rozkládat organickou hmotu a zvýší účinnost nitrifikace. Anoxické podmínky nejsou zcela žádoucí pro zdravý vývoj kořenů. Další zajímavou metodou aplikace umělých plovoucích mokřadů je rozdělit hladinu na zóny s plovoucím mokřadem a úseky s otevřenou vodní hladinou. To zlepší průběh fotosyntézy řas a difúze kyslíku přes hladinu. I tímto způsobem můžeme zlepšovat kyslíkové poměry v celé nádrži. Dosti zásadní je tedy poměr zakryté a volné hladiny rybníka pro řízení rozpuštěného kyslíku ve vodě. Do budoucna by bylo vhodné zpracovat studie, které by poukázaly na účinnost otevřené vodní hladiny na množství kyslíku pod plovoucím ostrovem.

V současnosti je používáno několik metod pro zakládání rostlinných společenstev v mokřadech. Patří mezi ně přímý výsev, který se vyznačuje jednoduchostí a nízkými náklady. Je vhodný pro zakládání větších ploch a v ideálních podmínkách vykazuje vysokou úroveň úspěšnosti. Další variantou je použití sazenic, jež je nejspolehlivější a nejefektivnější, ale nevýhodou je vysoká finanční náročnost. Také lze rostliny množit metodou rozdělením trsu, kdy se odebírají části rostlin z přirozeného prostředí a přesazují na potřebné místo. Okrajově lze pracovat i s řízky rostlin.

Mezi zatím nejpoužívanější materiály růstového substrátu rostlin patří kokosové vlákno a rašelina. Od rašeliny se ustupuje, protože v ní vegetace vykazuje nízkou růstovou rychlost. Je to dáno tím, že rašelina díky své jemné konzistenci rychle nasákne vodu a stane se z ní hustý materiál bez vzdušných pórů. Rovněž se rozkládá a spotřebovává kyslík potřebný pro kořeny rostlin. Další nevýhodou je fakt, že ji nelze

použít v proudných oblastech, jelikož je díky proudění vody a silnějšímu vlnobití vymývána pryč z plovoucí rohože. V odpadních vodách bohatých na živiny lze zcela růstový substrát vypustit a rostliny sázet rovnou do mokřadního koberce. V takových podmínkách rostliny odebírají živiny přímo z vody. Do budoucna je jistě žádoucí zpracovat další vědecké studie, ve kterých by se testovaly materiály, které by byly vhodným rostlinným substrátem.

Při výběru materiálů pro výstavbu plovoucích ostrovů se stále klade zásadní důraz na poměr náklady/funkčnost. Dle mého názoru se však nebere dostatečný ohled na to, že použité materiály nemají vždy zcela bezproblémový vliv na vodní zdroje. Mezi dnes často užívané materiály patří: PVC, PP trubky, PET lahve, bambusové nebo nafukovací vinylové polštáře, pěnový polystyrén (desky), kovové dráty či nerezová ocel na spojení nebo celé fragmenty. Kov ve vodě koroduje, což způsobuje snižování kvality vod a zkracuje životnost konstrukce. Plasty zase do vody uvolňují své mikročástice, které jsou v přírodě v podstatě neodbouratelné. Z těchto důvodů bych navrhoval používat například jako spojovací materiál silnější svazky jutového provázku nebo lana z kokosových vláken, která by měla být proti hnilobě odolná. Odolnost materiálů by bylo nutné předem otestovat, dále nosnou konstrukci mokřadů se pokusit vyrábět z přírodních materiálů, které budou minimálně zatěžovat životní prostředí a budou snadno biologicky rozložitelné. Následně by pak bylo možné vzrostlé plovoucí mokřady po ukončení vegetační doby komplexně kompostovat. V asijských oblastech se pro svou snadnou dostupnost a finanční nenáročnost používá pro výrobu mokřadních vorů bambus, který reaguje s okolním prostředím a rozkládá se. Na druhé straně je však biologicky odbouratelný. Bylo by vhodné najít i pro naše klimatické podmínky podobně přijatelný materiál.

V poslední části své práce jsem vytvořil **přehled druhů mokřadních rostlin** použitelných především v našich podmínkách, které by mohli rybáři vysazovat do umělých plovoucích mokřadů svých rybníků. Popsal jsem také několik druhů využívaných ve světě. Výběr druhů je závislý na tom, jaký je původní habitat rostlin, zejména s ohledem na klimatické podmínky. Dalším kritériem je přirozeně rychlý růst ve znečištěných vodách. Původní druhy vodních rostlin v dané klimatické oblasti mají vyšší produkci ponořené kořenové hmoty a stálejší dlouhodobý charakter, než nepůvodní druhy makrofyt. V našich podmínkách pro výstavbu plovoucích mokřadů bych doporučil zejména vynořené/plovoucí emerzní druhy rostlin. Mám

na mysli například rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastici rákosovitou *(Phalaris arundinacea),* sítiny (*Juncus* spp.), skřípince (*Scirpus* spp.), ostřice (*Carex* spp.), orobince (*Typha* spp.), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) nebo zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*). Invazivní druhy rostlin, jakými jsou např. vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*) nebo růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*), nelze použít v plovoucích mokřadech. Důvodů může být několik. Tyto druhy jsou zcela ponořené ve vodě a plovoucí mokřad vyžaduje vegetaci nad vodní hladinou. Dále nejsou schopny přežít zimní měsíce v mírném klimatickém pásu a jejich použití je v rozporu s legislativou. Také nesmíme opomenout možnost přemnožení se a vytlačení původních druhů z jejich domovských habitatů. Z výše uvedených důvodů je proto žádoucí vysazovat vynořené druhy rostlin.

Do budoucna bude nutné materiálově řešit základní nosné konstrukce. Nynější navrhované metody nejsou zcela šetrné pro životní prostředí**,** proto bych navrhoval výrobu nosných roštů ze snadno biologicky rozložitelných materiálů. Domnívám se, že během několika let nastane poptávka po takovýchto systémech především od rybářů. Do budoucna lze očekávat, že limitujícím faktorem produkce ryb se stane kvalita vody. Udržení stávající úrovně produkce ryb, což je dlouhodobý cíl MZe ČR, nebude snadné bez úpravy technologie chovu, resp. omezení produkce. Budou tedy nově potřeba systémy, které zlepší kvalitu odtékající vody z rybníků. Významnou roli v této oblasti by mohly sehrát plovoucí mokřady. Jednou z možností by bylo například praktické sestavení plovoucího mokřadu na základě patentované technologie FROV JU. Testování a vývoj umělých plovoucích mokřadů v provozních podmínkách může být vhodným tématem pro navazující diplomovou práci.

Seznam použitých zdrojů

Abis, K. L., Mara, D., 2006. Temperature measurement and stratification in facultative waste stabilisation ponds in the UK climate. Environmental Monitoring and Assessment, 114, 35–47.

Adámek, Z., 1983. Vliv zemědělské výroby v Moravském krasu na vývoj jakosti vody v povodí Punkvy. Sborník PF UJEP 81: 79 – 82.

Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU, Vodňany, 349 s.

Armentano, T. V. and Verhoeven, J. T. A., 1990. Biogeochemical cycles: global. In Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Patten, B. C., Ed., SPB Academic Publishing, The Haque, 281.

Arnheimer B., Pers B. C., 2016. Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996-2006 across Sweden. Ecological Engineering 103B: 404–414.

Ayaz, S. Ç., Aktaş, Ö., Findik, N., and Akça, L., 2012. Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. Desalination and Water Treatment, 37(1–3), p. 152–159.

Badrot-Nico, F., Guinot, V., and Brissaud, F., 2009. Fluid flow pattern and water residence time in waste stabilisation ponds. Water Science and Technology, 59(6), 1061–1068.

Barko J. W., Gunninson D. & Carpenter S. R., 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. Aquat. Bot. 41: 41–65.

Bastian, R. K. and Reed, S. C., Eds., 1980. Aquaculture Systems for Wastewater Treatment. Seminar Proceedings and Engineering Assesment. EPA Report EPA 430/9 – 80 – 006, Washington, D. C.

Beránková, D., 1991. Vliv zemědělského znečištění na jakost vody ve vybraných nádržích povodí Moravy. Závěrečná zpráva VÚV Brno, 66 pp.

Bishop, P. L. and Eighmy, T. T., 1989. Aquatic wastewater treatment using Elodea nuttallii. J. Water Pollut. Control. Fed. 61, 641.

Borne, K., Fassman, E., 2011. Floating vegetated island retrofit to treat stormwaterrunoff. World Environmental and Water Resources Congress, 2011, 763–772.

Brabec, T., Straková, L., Kopp, R., Vítek, T., Šťastný, J., Spurný, P., Mareš, P., 2011. The influence intenzity of eutrophication on fishpond yield, Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis: 6, 53-62 s.

Brinson M. M., 2011.Chapter 5. Classification of Wetlands. In: LePage B. A. (ed.), Wetlands. Integrating Multidisciplinary concepts. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London & Nwe York: 95 – 113.

Brix H., 1994. Function of macrophytes in conctructed wetlands, Wat. Sci. Tech. 29: 71–78.

Brix, H., 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In Sborník konf. Constructed Wetlands for Water Quality Umprovement, Moshiri, G. A., Ed., CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 9.

Carignan R., Kalff J., 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediments? Science 207: 987–989.

Cooper P. f., Job G. D., Green M. B., Shutes R. B. E., 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Publications, Medmenham.

Corcoran, E., Nellemann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., Savelli, H. (Eds.), 2010. Sick Water? The Central Role of Waste-water Management in Sustainable Development: A Rapid Response Assessment. Norway: Un-Habitat, UNEP, GRID-Arendal, 2010. 88 s. ISBN: 978-82-7701-075-5.

Cowardin L. m., Carter V., Golet F. C., LaRoe E. T., 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United states. Report No. FWS/OBS – 79/31. U. S. Fish and Wildlife Service, Washington DC.

Culley D. D. Jr., and Epps E. A., 1973. Use of duckweed for waste tratment and animal feed, J. Water Pollut. Control Fed. 45. 337 – 347.

Čitek, J., KrupaueR, V., a Kubů, F., 1998. Rybnikařstvi. Ed. 2. Informatorium, Praha.

Čížková, H., Vlasáková, L., Květ, J., ed., 2017. *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, ISBN 978-80-7394-658-6.

De Busk, T. A., Reedy, K. R., Hayes, T. D. and Schwegler, B. R., Jr., 1989. Performance of a pilot – scale water hyacinth – based secondary treatment system. J. Water Pollut. Control Fed. 61, 1217.

De Jong J., 1976. The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: Tourbier J. &Pierson R. W. (eds.), Biological control of Water Pollution. Pennsylvania University Press, Philadelphia: 133–139.

Denny P., 1991. Africa. In: Finlayson M. & Moser M. (eds), Wetlands. Facts on File. Oxford, New York: 115 – 148.

Dinges, R. and Doersam, J., 1987. The Hornsby Bend hyacinth facility in Austin, Texas. Water Sci. Technol. 19, 41.

Dinges, R., 1978. Upgreading stabilization pond effluent by water hyacinth culture. J. Water Pollut. Control Fed. 50, 833.

Dohányos, M., Zábranská, J., Jeníček, P., 1996. Anaerobní technologie v ochraně životního prostředí, MŢP ČR, Kleinwächter.

Dong, C., Zhu, W., Zhao, Y. Q., Gao, M., 2011.Diurnal fluctuations in root oxygen release rate and dissolved oxygen budget in wetland mesocosm. Desalination, 254 – 258.

Duras, J., Potužák, J., 2016. Rybníky a xenobiotika. Rybníky 2016. Sborník příspěvků odborné konference konané 23. - 24. Června 2016 na České zemědělské univerzitě v Praze. Doztupné z: http://www.cski-cr.cz/wp-content/uploads/2017/03/Rybniky_2016_sbornik.pdf.

Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015. Rybníky a jakost vody, Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost, Praha, ČVUT, Fakulta stavební

Felberová, L., 2006. Zimní provoz biologických nádrží. VTEI, 48(3), s. 13–14, příloha Vodního hospodářství č. 10/2006.

Fent, K., Weston, A. A., Caminada, D., 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. Aquatic Toxicology 76: 122 – 159.

Füllner, G., Langer, N., Pfeifer, M., 2000. Ordnungsgemäβe Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei – Königswartha, Germany, 66 pp.

Goncalves, R. F., De Oliveira F. F., 1996. Improving the effluent quality of facultative stabilization ponds by means of submerged aerated biofilters. Water Scienceand Technology, 33(3), 145–152.

Gopal, B., Masing, V., 1990. Biology and ekology. In: Patten B. C. (ed.). Wetlands and shallow continental water bodies. SPB Academic Publishing, The Hague: 91 – 239.

Goulder, R., 1969. Interactions between the rates of production of a freshwater macrophyte and phytoplankton in a pond. Oikos 20:300–309.

Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Kolářová, J., Turek, J., Brooks, B.W., Randák, T., 2020. Psychoactive pharmaceuticals in aquatic systems: A comparative assessment of environmental monitoring approaches for water and fish. Environmental Pollution 261, 114150.

Grant, W. D and Long, P. E., 1981. Environmental Microbiology. Blackie and Son, Glasgow.

Grant, W. D and Long, P. E., 1985. Environmental Microbiology. In The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 1, Part D. The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles, Hutzinger, O., Ed., Springer – Verlag, Berlin, 125.

Gulyas, P., Mayer, I., 1993. Water Quality Regulation Methods Using Artificial Floating Meadow, Final Report No. 91-97-12-0337.

Hamdan, R., Mara, D. D., 2011. The effect of aerated rock filter geometry on therate of nitrogen removal from facultative pond effluents. Water Science and Technology, 63(5), 841–844.

Hammer, A. D., Ed., 1989. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Sborník konf., Lewis Publishers, Chealsea, Michigan.

Harris, R. C., Sebacher, D. I., Day, F. P., Jr., 1982. Methane flux in the Great Dismal Swamp. Nature 297, 673.

Hartman, P. a Regenda, J., 2014. *Praktika v rybníkářství*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. ISBN 978-80-7514-009-8.

Hartman, P., 2012. Výživa rybniční biocenózy organickými hnojivy. Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 127, 34 s.

Hartman, P., Přikryl, I., Štědronský, E., 2005. Hydrobiologie. 3. přeprac. vyd. Praha: Informatorium. ISBN 80-7333-046-6.

Hayes, T. D., Isaacson, H. R., Reedy, K. R., Chynoweth, D. P. and Biljetina, R., 1987. Water hyacinth systems for water treatment. In Sborník konf. Aqautic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery, Reedy, K. R. a Smith, W. H., Eds., Magnolia Publishing, Orlando, Florida, 121.

Headley, T. R., Tanner, C. C., 2006.Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review. New Zealand: Auckland Regional Council Technical Publication, 93 s.

Headley, T. R., Tanner, C. C., 2007. Floating wetlands for stormwater treatment: Removal of copper, zinc and fine particulates. ARC Technical Report 2008-030. Auckland, New Zealand: Auckland Regional Council.

Headley, T. R., Tanner, C. C., 2012. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 42: 2261-2310.

Healy, M. G., 2007. Rodgers, M.; Mulqueen, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. Bioresource Technology. 98, 2268–2281.

Hejný, S., Hroudová, Z., Květ, J., 2002. Fishpond vegetation: an historical view. In: Květ, J.; Jeník, J.; Soukupová, L. (eds.), Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, p. 63–95.

Hejný, S., Husák, Š., Květ, J., Pecharová, E., Pokorný, J., 2000. Rostliny vod a pobřeží. Praha: East West Publishing Company, ISBN 80-7219-000-8.

Herrera Melián, J.A., Martín Rodríguez, A.J., Araña, J., González Díaz, O., González Henríquez, J.J., 2010. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. Ecological Engineering, 36(7), p. 891–899.

Hewitt, N. and Mayanishi K., 1997. The role of mammals in maintaining plant species richness in a floating *Typha* marsh in southern Ontario. *Biodiversity Conserv.* 6: 1085–1102.

Hillman, W. S. and Culley, D. D., 1978. The uses of duckweed. Am. Sci. 66, 442.

Hlaváč, D., Adámek, Z., Hartman, P., Másílko, J., 2014. Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review, Aquaculture International: 22 (1), 299-320 s.

Hlaváč, D., Hartman, P., Adámek, Z., Másílko, J., Bláha, M., Pechar, L., Baxa, M., 2013. Vliv přikrmování kapra obilnými krmivy na kvalitu vody a bilanci živin, In: Urbánek, M (Ed.), Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II., 21 a 22.2 2013. České Budějovice, Rybářské sdružení, České Budějovice, s. 21 – 30.

Hlaváč, D., Hartman, P., Adámek, Z., Másílko, J., Bláha, M., Pechar, L., Baxa, M., 2013. Vliv přikrmování kapra obilnými krmivy na kvalitu vody a bilanci živin, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody II, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 21-30 s.

Hoeger, S., 1988. Schwimmkampen: Germany's artificial floating islands, Journal of Floating Meadow, Final Report No. 91-97-12-0337.

Hubbard, R. K., Gascho, G. J. a Newton, G. L., 2004. *Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater*. Transactions of the ASAE.

Hudec, K., Husák, Š., Janda, J., Pellantová, J. a kol., 1993. Přehled vodních a mokřadních biotopů České republiky. Český ramsarský výbor, Třeboň.

Hudec, K., Husák, Š., Kubíček, F., Vlček, V., 1984. Typizace a klasifikace vodních a mokřadních biotopů v ČSSR. In: Pellantová J.& Hudec K. (eds.), Vodní ptactvo a jeho prostředí v ČSSR. ÚVO ČSAV Brno:135 – 144.

Chen, Z., Paredes Cuervo, D., Muller, J. A., Wiessner, A., Koser, H., Vymazal, J., Kastner, M., Kuschk, P., 2016. Hydroponic root mats for wastewater treatment – a review. Environ. Sci. Pollut. Res. 23: 15911-15928.

Chmelický, P., Kopp, R., Musilová, B., 2019. Rybníky 2019 sborník příspěvků odborné konference konané 13. - 14. června, 2019 na Českém vysokém učení technickém v Praze. Kvalita vody v rybníce Záhumenní Velký po úhynech ryb způsobených nedostatečně fungující čistírnou odpadních vod aneb jak to celé dopadlo. Dostupné z: http://www.cski-cr.cz/wp-content/uploads/2019/06/Rybniky_2019_sbornik_fin.pdf.

Chytil, J., Hakrová, P., Hudec, K., Husák, Š., Jandová, J. a Pellantová, J., (eds.) 1999. Mokřady České republiky. Přehled vodních a mokřadních lokalit České republiky. Český ramsarský výbor, Mikulov.

Jamieson, T. S., Stratton, G. W., Gordon, R., Madani, A., 2002.Phosphorus adsorption characteristics of a constructed wetland soil receiving dairy farm wastewater. Canadian Journal of Soil Science, 82, 97–104.

Jirásek, J., Mareš, J., Zeman, L., 2005. Potřeba živin a tabulky výživné hodnoty krmiv pro ryby. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, MZe ČR a Komise výživy a krmení hospodářských zvířat ČAZV Praha, 68 s.

Jírovec, O., Jírovcová, M., 1938. Chemismus lnářských rybníků. Věst. král. spol. nauk., Praha, p. 1–34

Johnston, C. A., 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands. Effects on surface water quality. CRC Crit. Rew. Environ. Control. 21, 491.

Juwarkar, A. S., Oke, B., Juwarkar, A. and Patnaik, S. M., 1994. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. In Sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, ICWS, dodatek.

Kadlec, R. H. and Wallace, S. D., 2008. Treatment Wetlands, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

Kadlec, R. H., Knight, R. L., 1996.Treatment Wetlands. New York: Lewis Publishers, 893 s.

Kalubowila, S., Gunatilleke, D., Jayaweera, M., Nanayakkara, Ch., 2013. Floating wetlands for management of algal washout from waste stabilization pond effluent: Case study at Hikkaduwa waste stabilization ponds. In Inter-Organizational Seminar "Sri Lanka Water Convention", 63–74.

Keddy P. A., 2000. Weatland ekology. Principles and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.

Kerr-Upal, M., Seasons, M. a Mulamoottil, G., 2000. Retrofitting a stormwater managment facility with a wetland component. Journal of Enviromental Science and Health A, 35 (8), 1289–1307. phosphorus in a Louisiana freshwater floating marsh, Aquatic Botany, 41: 317-331.

Kočková, E., 1994. Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 67 s. ISBN 80-7084-104-4.

Končalová, H. a Květ, J., 1987. Možnosti a omezení metody čištění vody v rhizosféře helofyt. In: Žáková, Z., Květ, J., Lhotský, O., Marvan, P., (eds.), Sborník konference Vegetační způsoby čištění vody a možnosti jejich aplikace. ČSVTS a VÚT Brno: 187–192.

Kotyza, J., Soudek, P., Kafka, Z., Vaněk, T., 2009. Léčiva – „nový" environmentální polutant. Chemické Listy 103:540 – 547.

Kožíšek, F., Čadek, V., Jeligová, H., Pomykačová, I., Svobodová, V., 2012. Výskyt humánních léčiv v pitných vodách v České republice. In: Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2011, Státní zdravotní ústav, Dostupné z: http://http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/voda/pdf/monit/voda_11.pdf

Krolová M., Čížková H., Hejzlar J. (2010) Faktory ovlivňující výskyt vodních makrofyt v nádrži Lipno [Factors effecting the occurrence of aquatic macrophytes in the Lipno reservoir]. Silva Gabreta 16 : 61–92..

Krolová M., Čížková H., Hejzlar J. (2013) Faktory ovlivňující litorální makrofyta v nádrži s kolísající hladinou (VN Lipno) [Factors that influence littoral macrophytes in a reservoir with water level fluctuations (Lipno Reservoir)]. In: Říhová Ambrožová J. (ed) Sborník konference Vodárenská biologie 2013, Praha, February 6–7, 2013. Vodní zdroje EKOMONITOR, spol. s r. o., Chrudim, ISBN 978–80–86832–70–8:pp. 67–71.

Kröpfelová, L. a Vymazal, J., 2007. Kombinace vertikálně a horizontálně protékaných umělých mokřadů: využití pro čištění splaškových odpadních vod. In: Kriška, M., Šálek, J. (ed.) Přírodní způsoby čištění vod V, sborník z konference. Brno: Nakladatelství CERM. ISBN 978-80-214-3479-0.

Kurth, H., 1993. Význam kořenových čistíren. Nika 14, 8., 538.

Květ, J., Lecianová, L. a Veber, K., 1982. Zkušennosti s kultivaci vodního hyacintu v odpadních vodách In: Význam makrofyt ve vodním hospodářství, hygieně vody a rybářství (sborník). Dům techniky Č. Budějovice, 101–105.

Lakatos, G., 1998. Hungary, in: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in management facility with a wetland component, Journal of Environmental Science and health A35(8): 1289–1307.

Langergraber G., Weissenbacher N., 2016. Survey on number and size of treatment wetlands in Austria. In: Gajewska M., Matej-Lukowizc K. a Wojciechowska E. (eds), Proc. 15th Int. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control. Gdansk University of Technology: 411–418.

Lhotský, R., 2006. Retenční funkce Třeboňské rybniční soustavy. Vodní hospodářství 56: 410 – 414.

Lukavská, J., 1992. Množení, výsadba a ošetřování porostu na kořenových čistírnách, In Sborník konf. Účelové kultivace vodních a mokřadních rostlin, Čížková – Končalová, H. a Husák, Š., Eds., Botanický ústav ČSAV, Třeboň, 83.

Malý O., Zugárková I., Poštulková E., Mareš J.. 2019. Konopí ve výživě ryb. Mendelova Univerzita Brno, Sborník referátů z konference 18. a 19. září 2019. Dostupné z: http://rybarstvi.eu/pub%20rybari/sbornik%2070%20let%202019%20web.pdf

Mara, D. D. and Johnson, M. L., 2006. Aerated Rock Filters for Enhanced Ammonia and Fecal Coliform Removal from Facultative Pond Effluent. Journal of Environmental Engineering, 132(4), 574–577.

Masi, F. and Martinuzzi, N., 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. Desalination, 215(1–3), p. 44–55.

Mitch, J., Gosselink, J. G., 2000. Wetlands, Third Edition, John Wiley and sons, Inc., Canada.

Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G., 1986. Wetlands. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

Mitsch, W. J., Gosselink, J. G., 2007.Wetlands. New Jersey: Hoboken. 582 s.

Mlejnková, H., Horáková, K., 2009. Vliv aplikace statkových hnojiv na fekální znečištění rybníků, Vodní hospodářství: 59 (6), 11–14 s.

Mlejnská, E., Rozkošný, M., Baudišová, D., Váňa, M., Wanner, F. a Kučera, J., 2009. Extenzivní způsoby čištění odpadních vod. Praha: VÚV TGM, 119 s., ISBN 97880-85900-92–7.

Münch, C., Kuschk, P., Roske, I., 2005. Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? Water Science and Technology. 51 (9), 185–192.

Nakamura, K., Shimatani, Y., Suzuki, O., Oguri, S., Yasumochi, T., 1995. The ecosystem of an artificial vegetated island. Ukishima: Con. of Lakes-Kasumigaura.

Nichols, D. S., 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. J. Water Pollut. Control Fed. 55, 495.

Oťaheľova, H., Hrivnak, R., Valachovič, M., Rydlo J. a Paľove-balang, P., 2008. Vodna a močiarna vegetacia Narodneho parku Slovensky raj. *Muz. Souč., Řada Přir.* 23: 148–163.

Patten, B. C., (ed.) 1990. Wetlands and shallow continental water bodies. Vol. 1: Natural and human relationship. SPB Academic Publishing bv, The Hague.

Paul, E. A., and Clark F. E., 1996. Soil mikrobiology and biochemistry. John Wiley and Sons, New York.

Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds. Fisheries Management and Ecology, 7(1-2), p. 23–32.

Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds, Fisheries Management and Ecology: 7, 23-31 s.

Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. Vodní hospodářství: 65(7), 1-6 s.

Peishi, Q., Boazhen, W., Fang, M., Jinsong, Z., and Tingjun, L., 1993. Intensification of a pond system by fibrous carriers. Water Science and Technology, 28(7), 117–123.

Pitter, P., 2009. Hydrochemie. Praha: Vydavatelstvi VŠCHT, 592 s.

Pitter, P., Chudoba, J., 1968. Odpadní vody z průmyslové výroby. Chemický průmysl 18: 601 – 604.

Potužák J., Duras, J., 2012b. Látkové bilance rybníků a k čemu jsou dobré?, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 49-64 s.

Potužák, J., Duras, J., 2015. Retence živin v rybnících jako účinný nástroj pro zlepšení kvality vody v povodí, Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost, Praha, ČVUT, Fakulta stavební

Ramsar Convention Bureau, 1997. The Ramsar Convention manual: a quide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971) ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland.

Reddy, K. R., Patrick, W. H., 1984.Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. Review of Environmental Control. 13, 273–309.

Reddy, R. K., DeLaune, R. D., 2008. Biogeochemistry of wetlands: science and applications. Florida: CRC press, 774 s.

Reed, s. C., Middlebrooks, E. J. and Crites, R. W., 1988. Natural systems for waste managment and treatment. 1se e. McGraw-Hill Book Company, New York.

Reedy, K. R. and Graetz, D. A., 1988. Carbon and nitrogen dynamics in wetland soils. In Ecology and Managemnet of Wetlands, Vol. 1. Ecology of Wetlands, Hook, D.D., et el., Eds., Timber Press, Portland, Oregon, 307.

Regenda, J., 2018a. Zařízení ke zlepšování kvality vody na odtoku z hráze rybníku. Patent č. 307619. Úřad průmyslového vlastnictví ČR.

Regenda, J., 2018b. Zařízení ke zlepšování kvality vody na odtoku z rybníku. Patent č. 307618. Úřad průmyslového vlastnictví ČR.

Richardson, C. J., 1985. Mechanisms controling phosphorus retention capacity of freshwater wetlands. Science 228, 1424.

Roger, H. H. and Davis, D. E., 1972. Nutrient removal by water hyacinth. Weed Sci. 20: 423–427.

Rozkošný, M. a Sedláček, P., 2013. Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádržemi. VTEI, 55(1), 7–12, příloha Vodního hospodářství č. 2/2013.

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

Saidam, M. Y., Ramadan, S. A., Butler, D., 1995. Upgrading Waste Stabilization Pond Effluent by Rock Filters. Water Science and Technology, 31(12), 369–378.

Sasser, C. E., Gosselink, J. G. and Shaffer, G. P., 1991. Distribution of nitrogen and phosphorus in a Louisiana freshwater floating marsh, Aquatic Botany, 41: 317–331.

Seidl K., 1965: Neue Wege zur Grundwasser anreichcherung in Krefeld, Vol II. Hydrobotanische Reinigumgs methode. GWF Wasser/Abwasser 30: 831–833.

Seják, J., 2010. Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky, Fakulta životního prostředí, UJEP Ústí nad Labem, ISBN 978-80-7414-235-2.

Shilton, A., Pratt, S., Drizo, A., Mahmood, B., Banker, S., Billings, L., Glenny, S., and Luo, D., 2005. Active filters for upgrading phosphorus removal from pond systems. Water Science and Technology, 51(12), 111–116.

Schetrite, S. and Racault, Y., 1995. Purification by a natural waste stabilization pond: Influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. Water Science and Technology, 31, 191–200.

Schumacher, G. and Sekoulov, I., 2003. Improving the effluent of small wastewater treatment plants by bacteria reduction and nutrient removal with an algal biofilm. Water Science and Technology, 48(2), 373–380.

Sjörs, H., 1980. Peat on earth: multiple use or conservation? Ambio 9, 303.

Smith, M. P., Kalin, M., 2000. Floating Wetland Vegetation Covers for Suspended Solids Removal. Canada: Proceedings of Quebec Conference.

Stepniewski, W. and Glinski, J., 1988. Gas Exchange and atmospheric properties of flooded soils. In Sborník konf. The Ecology and Management of Wetlands. Part 1. Ecology of Wetlands, Hook, D. D et., Eds., Timber Press, Portland, Oregon, 269.

Stodola, J., Vaněk, V., 1987. Vodní a vlhkomilné rostliny. Praha: Státní zemědělské vydavatelství, 156–157.

Sundberg, C., Stendahl, J. S. K., Tonderski, K., Lindgren, P. E., 2007. Overland flow systems for treatment of landfill leachates - potential nitrification and structure of the ammonia-oxidizing bacterial community during a growing season. Soil Biology and Biochemistry. 39, 127–138.

Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Máchová, J., Simanov, L., Valentová, V., Wohlgemuth, E., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 231 s.

Svobodová, Z., Máchová, J., Vykusová, B., 1992. Havarijní a dlouhodobé znečištění povrchových vod. VÚRH, Vodňany, 182 s.

Svobodová, Z., Sehonová, P., Kaut, J., Pauzorová, M., 2011b. Analýza příčin havarijního znečištění povrchových vod a následných úhynů ryb v České republice v období 1989 – 2010. Bulletin VÚRH Vodňany 47: 47 – 56.

Šálek, J. a Tlapák, V., 2006. Přírodní způsoby čištěni znečištěných povrchových a odpadních vod. Praha: ČKAIT, 283 s., ISBN 80-86769-74-7.

Šálek, J., 1997. Vodní hospodářství krajiny I. Scriptum, depon in FAST VÚT Brno, 151 s.

Šálek, J., 2012. Voda v domě a na chatě. Praha: Grada Publishing, 144 s., ISBN 978-80-247-3994-6.

Šálek, J., Žáková, Z., Hrnčíř, P., 2008. Přírodní čištění a využívání vody v rodinných domech a rekreačních objektech. 1. Brno: ERA, 115 s. ISBN 978-80-7366-125-0.

Šimek, M., 2003. Základy nauky o půdě, 3. Biologické procesy a cykly prvků. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, 151 s.

Štěpán, V. J., 1928. Alkalita a reakce jihočeských vod, hlavně rybničních a jejich půdy s ohledem na vliv vzniklý letněním, melioracemi a hnojením. Sborník čsl. akademie zeměděl. 3, p. 1–26.

Tanner, C. C., Clayton, J. S., Upsdell, M. P., 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands−II. Removal of nitrogen and phosphorus. Water Research. 29, 17–26.

Tate, R. L., III., 1980. Microbial oxidation of organic matter of histosols. Adv. Microb. Ecol. 4, 169.

Tlapák, V., Šálek, J., Legát, V., 1992. Voda v zemědělské krajině. Zemědělské makl. Brázda ve spolupráci s MŽP ČR, Praha, 320 s.

Toet, S., Huibers, L. H. F. A., Van Logtestijn, R. S. P., Verhoeven, J. T. A., 2003. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. Hydrobiologia. 29–44.

Toet, S., Logtestijn, R. S. P. V., Schreijer, M., Kampf, R., Verhoeven, J. T. A., 2005. The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. Ecological Engeneering. 25, 101–124.

Torres, J. J., Soler, A., Sáez, J., and Ortuño, J. F., 1997. Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond. Water Research, 31(4), 679–688.

Valachovič, M., ed., 2001. *Rastlinne spoločenstva Slovenska 3. Vegetacia mokradi.* Veda, Bratislava.

Valiela, I., 1984. Marine Ecological Processes. Springer – Verlag, Berlin.

Van Acker, J., Buts, L., Thoeye, C. and De Gueldre, G., 2005. Floating plant beds: BAT for CSO treatment? Book of abstracts from international symposium on wetland pollutant dynamics and control, September 4-8, 2005, Ghent Belgium: 186–187.

Váňa, M., Hamza, M., Kučera, J. a Mlejnská, E., 2009. Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypuštění do recipientu. VTEI, 51(4), s. 4–7, příloha Vodního hospodářství č. 8/2009.

Vašků, Z., 2011. Zlo zvané meliorace. Vesmír 90 (7): 440.

Všetičková, L., Adámek, Z., Rozkošný, M., Sedláček, P., 2013. Změna kvality vody po průtoku rybníky, Sborník referátů z konference Chov ryb a kvalita vody II, Rybářské sdružení České republiky, České Budějovice, Urbánek M. (ed.), 35-42 s.

Vymazal, J. a Kröpfelová, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer Science + Business Media B. V., Dordrecht.

Vymazal, J., 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic – state of the art. In Sborník konf. Constructed Wetland Systems for Water Pollution Control, ICWS, Guangzhou, 129.

Vymazal, J., 1995. Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Třeboň: ENVI s. r. o., 146 s.

Vymazal, J., 2001. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potentional for nutrient removel. In: Vymazal J. (ed.), Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands. Baskhuys Publisher, Leiden: 1–93.

Vymazal, J., 2004. Kořenové čistírny odpadních vod. ENKI, Třeboň.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment. 380, 48–65.

Vymazal, J., 2008. Constructed wetlands, subsurface flow. In: Encyclopedia of Ecology, Vol. 1., Jørgensen, S. E. (Ed.), Elsevier B. V., Amsterdam, Nizozemí, 749-764.

Vymazal, J., 2009. Kořenové čistírny odpadních vod: 20 let zkušeností v České republice. Vodní hospodářství 59: 113-119.

Vymazal, J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia 674:133–156.

Vymazal, J., 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. Ecological Engineering 61P. 582–592.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. B., and Haberl. R., (eds.), Backhuys Publ., Leiden, N. L., Hubbard, R. K.; Gascho, G. J., and Newton, G. L., 2004. Use of floating vegetation to remove nutrients from swine lagoon wastewater, Transactions of the ASAE, 47(6): 1963–1972.

Wallace, S. D. and Knight, R. L., 2006. Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements. Water Environment Research Foundation, Alexandria, VA.

Weatherell, C. A., Elliott, D. J., Fallowfield, H. J., and Curtis, T. P., 2003. Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. Water Science and Technology, 48(2), 219–226.

Westlake, D. F., Květ, J. and Szczepanski, A., (eds.) 1998. The production ekology of wetlands. The IBP Synthesis. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Yang, Y., Xu, Z. C., Hu, K. P., Wang, J. S. and Wang, G. Z., 1994. Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment systém at Bainikeng, Shenzen. In Sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, ICWS, 94.

Ye, F. and Li, Y., 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetlands to treat domestic wastewater for small rural communities. Ecological Engineering 35(7), p. 1043–1050.

Zakravsky, P. a Hroudova, Z., 2007. Vliv řízeného rybničního managementu na obnovu rákosin v NPR Velký a Malý Tisý. *Zprávy České Bot. Společn.* 22: 167–196.

Internetové zdroje:

Carex Acuta L. – ostřice štíhlá / ostrica štíhla | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 10.05.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/carex-acuta/

Ceratophyllum Demersum L. – růžkatec ostnitý / rožkatec ponorený | Botany.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 04.05.2019]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/ceratophyllum-demersum/

Eichhornia crassipes - Useful Tropical Plants. Useful Tropical Plants [online]. Dostupné z: http://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Eichhornia+crassipes

Elodea Canadensis Michx. – vodní mor kanadský / vodomor kanadský | Botany.cz. Botany.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 14.02.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/elodea-canadensis/

Harmatkása Gliceria maxima vízinövény a Koi Mániától. Koi Mánia - Tavaszi szezonindító akciók- minden ami kerti tavához kellhet! [online]. Copyright © Minden jog fenntartva [cit. 15.05.2020]. Dostupné z: https://koimania.hu/termek/harmatkasa-gliceria-maxima/

Hydrobiologický ústav / Úvodní stránka [online]. Dostupné z: https://www.hbu.cas.cz/cz/projekty/#kub17

Juncus Effusus L. – sítina rozkladitá / sitina rozložitá | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 10.05.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/juncus-effusus/

Kořenové čističky odpadních vod. Kořenové čističky odpadních vod [online]. Dostupné z: http://www.korenova-cisticka.cz/o-korenovkach/fungovani/Korenova-cisticka%E2%80%93korenova-cistirna%E2%80%93rostliny-pro-korenovou-cisticku.html

Lemna Minor L. – okřehek menší / žaburinka menšia | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 18.04.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/lemna-minor/

Ministerstvo životního prostředí [online]. Copyright © [cit. 15.04.2020]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/20F9C15060CAD3AEC1256AE30038D05C/%24file/Z%20254_2001.pdf

Myriophyllum spicatum - UF/IFAS Assessment - University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. UF/IFAS Assessment - University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences [online]. Copyright © 2019 [cit. 04.05.2019]. Dostupné z: https://assessment.ifas.ufl.edu/assessments/myriophyllum-spicatum/

Myriophyllum Spicatum L. – stolístek klasnatý / stolístok klasnatý | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 18.04.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/myriophyllum-spicatum/

Phalaris arundinacea l. – chrastice rákosovitá / chrastnica trsťovníkovitá | botany.cz. *Botany.cz - zajímavosti ze světa rostlin* [online]. Copyright © [cit. 14.02.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/phalaris-arundinacea/

Phragmites Australis (Cav.) Steud. – rákos obecný / trsť obyčajná | Botany.cz. Botany.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 14.02.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/phragmites-australis/

Portál české flóry. Portál české flóry [online]. Copyright © Jan Ševčík [cit. 04.05.2019]. Dostupné z: http://flora.upol.cz/fotogalerie/info/6358-Elodea-canadensis/0-56.html

Proběhlo další kolo jednání s MŽP o invazních nepůvodních druzích ryb. 301 Moved Permanently [online]. Copyright © Copyright 2019, Český rybářský svaz, z. s., všechna práva vyhrazena. [cit. 10.05.2020]. Dostupné z: https://www.rybsvaz.cz/beta/index.php/119-vseobecne/349-probehlo-dalsi-kolo-jednani-s-mzp-o-invaznich-nepuvodnich-druzich-ryb

Schoenoplectus Lacustris (L.) Palla – skřípinec jezerní / škripinec jazerný | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 10.05.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/schoenoplectus-lacustris/

Sparganium Erectum L. – zevar vzpřímený / ježohlav vzpriamený | Botany.cz. Botany.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 14.2.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/sparganium-erectum/

Typha Angustifolia L. – orobinec úzkolistý / pálka úzkolistá | BOTANY.cz. BOTANY.cz - Zajímavosti ze světa rostlin [online]. Copyright © [cit. 14.02.2020]. Dostupné z: https://botany.cz/cs/typha-angustifolia/

United States Environmental Protection Agency (EPA), 2012. Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand. [online]. Aktual. 6. 3. 2012 [cit. 20. 4. 2015]. Dostupné z: <http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms52.cfm>.

United States Environmental Protection Agency (EPA)., 2004. Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems. [online]. Aktual. September 2004 [cit. 20. 4. 2015]. Dostupné z: <http://water.epa.gov/aboutow/owm/upload/2005_08_19_primer.pdf>.

Wetiweria Pachnąca (Vetiveria Zizanoides) - DobreNasiona.com. Nasiona online traw, bylin, drzew, krzewów - sklep internetowy Dobrenasiona.com [online]. Copyright © 2019 [cit. 04.05.2019]. Dostupné z: https://www.dobrenasiona.com/produkt/7039/

Seznam zkratek

ČOV - čistírna odpadních vod

BSK_5 - biochemická spotřeba kyslíku

EPI - Environmental Performance index

EO - ekvivalentní obyvatel

$CHSK_{Cr}$ - chemická spotřeba kyslíku

ISCU - rada Mezinárodních vědeckých únií

NK - nukleové kyseliny

OV - odpadní voda

PE - polyethylen

PS - polystyren

PVC - polyvinylchlorid

SCOPE - vědecký výbor pro environmentální otázky

US EPA - agentura pro ochranu životního prostředí

Seznam příloh

Příloha číslo 1: Druhy mokřadních rostlin používané k čištění vod ve světě

Příloha číslo 2: Druhy mokřadních rostlin používaných k čištění vod v klimatickém pásmu střední Evropy

Příloha číslo 1: Druhy mokřadních rostlin používané k čištění vod ve světě

a) Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes)* (www.tropical.theferns.info)

b) Stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum)* (www.botany.cz)

c) Vodní mor kanadský (*Elodea canadensis)* (www.botany.cz)

d) Okřehek menší (*Lemna minor)* (www.botany.cz)

e) Růžkatec ostnitý (ponořený) (*Ceratophyllum demersum)* (www.botany.cz)

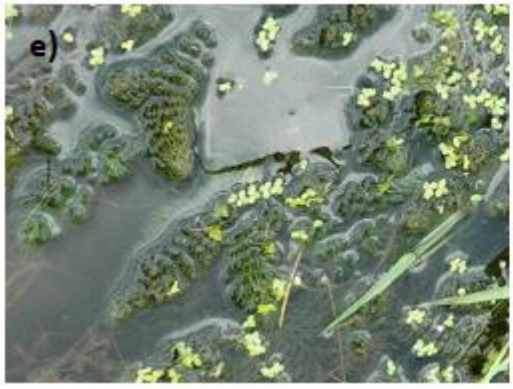
f) vousatka draslavá (*Vetiveria zizanioides)* (www.dobrenasiona.com)

a)

b)

c)

d)


e)

f)

Příloha číslo 2: Druhy mokřadních rostlin používaných k čištění vod v klimatickém pásmu střední Evropy

a) Rákos obecný *(Phragmites australis)* (www.botany.cz)

b) zblochan vodní (*Glyceria maxima*) (www.koimania.hu)

c) chrastice rákosovitá *(Typhoides arundinacea*) (www.botany.cz)

d) zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*) (www.botany.cz)

e) orobinec úzkolistý *(Typha angustifolia*) (www.botany.cz)

f) orobinec širokolistý *(Typha latifolia)* (www.botany.cz)

g) Skřípinec jezerní (*Scirpus lacustris*) (www.botany.cz)

h) Ostřice štíhlá (*Carex acuta*) (www.botany.cz)

ch) Sítina rozkladitá (*Juncus effucus*) (www.botany.cz)

Abstrakt

Možnosti zlepšení kvality vody v chovu ryb pomocí plovoucích mokřadů – přehledová studie

Bakalářská práce pojednává o technologii plovoucích mokřadů, jejichž výstavba by mohla vést ke zlepšování kvality vody v rybnících. Cílem bylo popsat dosavadní způsoby čištění vod využívající mokřady s povrchovým a podpovrchovým průtokem vody (kořenové čistírny). Dále pak popsat způsob dočišťování v biologických nádržích. Jednou ze stěžejních kapitol je samotná problematika výstavby umělého plovoucího mokřadu. Při výstavbě se často klade důraz na poměr nákladů a funkčnosti. Opomíjí se však, že ne všechny materiály mají pozitivní vliv na vodní zdroje, jako např. umělé a plastické materiály. Pokud je možné, tak by měli být upřednostněny přírodní biodegradabilní materiály, které jsou neškodné životnímu prostředí a často jsou i snazší na manipulaci. Navíc se mohou v prostředí nechat rozložit a ušetří se náklady za jejich likvidaci. V rámci bakalářské práce byl vypracován i seznam vhodných druhů mokřadních rostlin se zaměřením na druhy schopné růstu a přežití v našich klimatických podmínkách. Výběr druhů je závislý na tom, jaký je původní habitat rostlin. Vzhledem k nízké průhlednosti vody v rybnících se jeví jako vhodné vynořené a plovoucí druhy rostlin, mezi které patří např. rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá *(Phalaris arundinacea),* orobince (*Typha* spp.), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*) a okřehek (*Lemna* spp.) Nyní jsou rybníky s chovem ryb v neudržitelném stavu. Do budoucna lze očekávat, že limitujícím faktorem produkce ryb se stane kvalita vody. Významnou roli v jejím zlepšení by mohly sehrát plovoucí mokřady.

Klíčová slova: kořenové čistírny, mokřadní vegetace, odpadní voda, rybníky, umělý plovoucí mokřad, umělý plovoucí ostrov, účinnost čištění

Abstract

Possibilities of improving water quality in fish farming using floating wetlands - review

The bachelor thesis deals with the technology of floating wetlands, which construction could lead to improvement of water quality in fishponds. The aim of the thesis is to describe existing methods of water purification using wetlands with surface and subsurface water flow (root treatment plants). Further, to describe the method of refining in biological treatment reservoirs. One of the main chapters describes the construction of an artificial floating wetland. The cost / function ratio is often emphasized in their construction. However, it is important to mention that not all materials have a positive effect on water quality such as artificial materials. If possible, natural biodegradable materials that are environmentally friendly and often easier to handle with should be preferred. In addition, they are able to decompose in the environment and this can also save the cost of their disposal. In the thesis, a list of suitable wetland plants is proposed, focusing on species that are capable of growth and survival in our climatic conditions. The choice of species also depends on the type of habitat. Due to the low water transparency in fishponds, emergent and floating plant species, such as common reed (*Phragmites australis*), reed canary grass (*Phalaris arundinacea*), cattail (*Typha* spp.), branched bur-reed (*Sparganium erectum*) and duckweed (*Lemna* spp.), could be suitable. Nowadays, fishponds are in unsustainable conditions and water quality may become a limiting factor in fish production in the future. Floating wetlands may play an important role in its improvement.

Key words: root treatment plants, wetland vegetation, wastewater, fishponds, artificial floating wetland, artificial floating island, cleaning efficiency