

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
PRAZE

Fakulta životního prostředí



Katedra aplikované ekologie

Vyhodnocení provozu umělého mokřadu
Amálie pro čištění drenážních vod

Diplomová práce

Vedoucí práce: prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Autor práce: Veronika Švejdová

2021

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Veronika Švejdová

Regionální environmentální správa

Název práce

Vyhodnocení provozu umělého mokřadu pro čištění drenážních vod

Název anglicky

Evaluation of treatment performance of a constructed wetland designed to treat drainage waters

Cíle práce

1. Popsat funkci umělých mokřadů při čištění odpadních vod včetně drenážních vod ze zemědělských ploch.
2. Charakterizovat výzkumnou lokalitu Amálie u Lán.
3. Provést vyhodnocení účinnosti čištění drenážních vod v umělých mokřadech na lokalitě Amálie.

Metodika

V první části bude provedena literární rešerše na téma čištění odpadních vod v umělých mokřadech s přihlédnutím na čištění drenážních zemědělských vod. V další části bude popsána výzkumná lokalita Amálie u Lán. Experimentální část bude zaměřena na vyhodnocení účinnosti čištění drenážních vod ve dvou umělých mokřadech v lokalitě Amálie.

Doporučený rozsah práce

60 stran včetně příloh

Klíčová slova

zemědělská drenáž, dusičnany, umělý mokřad

Doporučené zdroje informací

- Arheimer, B., Pers, B.C., 2017. Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996-2006 across Sweden. *Ecol. Eng.* 103B, 404–414.
- Carstensen, M.V., Larsen, S.E., Kjaergaard, C., Hoffmann, C.C., 2019. Reducing adverse side effects by seasonally lowering nitrate removal in subsurface flow constructed wetlands. *J. Environ. Manag.* 240, 190–197.
- Steidl, J., Kalettka, T., Bauwe, A., 2019. Nitrogen retention efficiency of a surface flow constructed wetland receiving tile drainage water: a case study from North-Eastern Germany. *Agric. Ecosyst. Environ.* 283, 106577.
- vymazal, J., 2016. Využití umělých mokřadů pro čištění drenážních vod ze zemědělských ploch. *Vodní hospodářství* 66 (5): 5-7.
- Vymazal, J., 2017. The use of constructed wetlands for nitrogen removal from agricultural drainage: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 48: 82-91.

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 6. 2. 2022

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 2. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2022

Čestné prohlášení:

Tímto prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Vyhodnocení provozu umělého mokřadu pro čištění drenážních vod zpracovávala samostatně. Veškeré zdroje informací, které jsem využívala, jsem citovala dle citačních pravidel. Zároveň jsem veškeré zdroje uvedla v seznamu na konci práce.

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

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

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

V Praze, 31.3.2022

Podpis: Veronika Švejdová

Poděkování:

Ráda bych touto formou poděkovala všem, kteří, ať už přímo nebo nepřímo, přispěli ke zpracování této diplomové práce.

Hlavní poděkování patří vedoucímu diplomové práce prof. Ing. Janu Vymazalovi, CSc., a to především za možnost spolupráce, vstřícnost za všech okolností, příjemnou spolupráci ve formě odborných rad, zpracování odebraných vzorků a připomínek v průběhu sepisování práce.

Dále bych chtěla jmenovitě poděkovat svojí nadřízené Ing. Pavlíně Lhotové, která dokáže být i po náročných pracovních dnech motivující podporou a vzorem.

Poslední část poděkování patří všem kantorům, které jsem za svou dobu studia na České zemědělské univerzitě potkala.

V Praze, 31.3.2022

Podpis: Veronika Švejdvá

ABSTRAKT

Využívání přírodních procesů čištění odpadních vod v umělých mokřadech je žádoucí a ekologičtější variantou oproti klasickému čištění odpadních vod. Systémy kořenových čistíren jsou vhodné jak pro větší tak i pro menší zdroje znečištění.

Jak sám název napovídá, diplomová práce je zaměřena na vyhodnocení provozu umělého mokřadu Amálie pro čištění drenážních vod. Chemické rozborů odebraných vzorků poskytnou téměř roční srovnání a výsledné parametry koncentrací znečišťujících látek.

Hlavním parametrem pro míru účinnosti čištění drenážních vod jsou dusičnany, u kterých bylo zjištěno efektivní čištění >50%, díky kombinovanému systému mokřadů (Horizontální mokřad-biofiltr a vertikální mokřad s biocharem). Součástí práce je zpracování literární rešerše na umělé mokřady, uvedení do problematiky, druhy mokřadních systémů a znečišťujících látek.

Klíčová slova: čištění odpadních vod, dusičnany, kořenové čistírny, umělé mokřady, účinnost čištění

ABSTRACT

The use of natural wastewater treatment processes in artificial wetlands is a desirable and more environmentally friendly option compared to traditional wastewater treatment. Root treatment systems are suitable for both, larger and smaller sources of pollution.

As the name suggests, the thesis is focused on evaluating the operation of the artificial wetland Amálie for drainage water treatment. Chemical analyzes of the samples taken will provide an almost annual comparison and the resulting parameters of pollutant concentrations.

The main parameters for the degree of efficiency of drainage water treatment are nitrates, for which effective treatment has been found >50%, thanks to the combined wetland system (Horizontal wetland -biofilter and vertical wetland with biochar). Part of the work is the processing of literary research on artificial wetlands, introduction to the issue, types of wetland systems and pollutants.

Keywords : wastewater treatment, nitrates, root treatment plants, artificial wetlands, cleaning efficiency

Obsah

1. Úvod:	1
2. Cíl diplomové práce:	2
3. Mokřady	3
3.1 Definice mokřadů	3
3.2 Legislativní ochrana mokřadů	6
3.3 Funkce mokřadu	7
3.4 Klasifikace mokřadů	7
3.4 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod	8
3.4.1 Umělé mokřady s povrchovým průtokem	8
3.4.2 Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem	13
3.4.3 Hybridní mokřady	16
3.5 Ukazatele znečištění odpadních vod	17
3.6 Principy čištění drenážních vod v umělých mokřadech	17
3.6.1 Dusík a jeho odstraňování	18
Nitrifikace	19
Denitrifikace	19
3.6.2 Odstraňování fosforu	20
3.6.3 Organické látky a jejich odstranění	20
3.6.4 Odstraňování nerozpustných látek	21
3.6.5 Odstraňování těžkých kovů	21
3.7 Výhody a nevýhody umělých mokřadů	21
4. Metodika	22
4.1 Mokřad Amálie	22
4.1.1 Historický vývoj oblasti	23
4.1.1 Půdní typ okolí	24
4.1.2 Klima a hydrologie	25
4.1.3 Popis celého systému hybridního mokřadu	27
4.1.4 Použitá vegetace	29
4.1.5 Časová osa provozu mokřadu	31
4.1.6 Sledované parametry a metodika odběrů a chemické analýzy	35
5. Výsledky	36
5.1 Celkový dusík	36
5.2 Dusičnany	38
5.3 Amoniakální dusík	41
5.4 Celkový uhlík TC	42

5.5 Celkový organický uhlík.....	44
5.6 Sírany (SO₄²⁻).....	46
5.7 Fosfor	48
5.8 hodnota pH.....	50
6. Diskuze.....	51
7. Závěr	54
Seznam zdrojů:.....	55
Seznam obrázků:	62
Seznam grafů:.....	64
Seznam tabulek:.....	65
Přílohy:.....	66

1. Úvod:

Zlepšení kvality vod, zlepšení ekologického stavu i potenciálu využití vod, to vše jsou požadavky, které vyplývají z Rámcové směrnice o vodách 2000/60/ES. V 2. polovině 20. století došlo na našem území ke zmizení podstatné části malých biotopů v podobě mezí, remízků, mokřadů či nivních luk. Enormním rozšiřováním zástavby území, příbytkem průmyslových areálů, silnic a dálnic dochází k významnému zásahu do krajinného rázu. Důsledkem těchto změn došlo k negativnímu ovlivnění malého koloběhu vody v přírodě.

Mokřady, ať už umělé nebo přírodní, jsou lokálním zdrojem vysoké evapotranspirace, která pozitivně přispívá k malému koloběhu vody. Krom funkce zadržování vody v krajině, dokážou i vyrovnávat poměry podzemních vod, pomáhat při boji s povodněmi a čistit odpadní vody.

Ponechání drenážních vod ve své znečištěné formě může silně ovlivnit přilehlé okolí a živočichy. Z toho důvodu je vhodné s vodou zacházet šetrně a snažit se eliminovat znečištění způsobené přilehlou zemědělskou činností či jinými činiteli.

Je velké množství způsobů, jakým se dají čistit odpadní vody. Mezi metody čištění odpadních vod patří také čištění pomocí mokřadů. Díky používané vegetaci se jedná o přirozené čištění odpadních vod. Při čištění se využívají chemické, biologické a fyzikální procesy vázané na mokřadní rostliny (Šálek & Tlapák 2006).

2. Cíl diplomové práce:

Záměrem této diplomové práce je vyhodnocení provozu umělého mokřadu pro čištění drenážních vod v areálu České zemědělské univerzity. Pravidelné odebírání vzorků od začátku provozu umělého mokřadu Amálie, chemické rozborů odebraných vzorků a následné zhodnocení funkčnosti za celé období provozu.

Dále také zpracování literární rešerše na umělé mokřady, rozdělení umělých mokřadů, popis jejich funkcí, druhy vegetace. Vynechána nebude ani legislativní ochrana a v neposlední řadě souhrn principů, díky kterým dochází k čištění odpadní vody v mokřadním prostředí.

Součástí práce je samotný Mokřad Amálie, jeho umístění v území, klimatické podmínky dané oblasti, projektová dokumentace. Časová osa provozu, odběry vzorků a jejich rozborů, fotografie.

Poslední a tou nejpodstatnější částí je výsledná zpráva o vyhodnocení chemických rozborů z odebraných vzorků z umělého Mokřadu.

3. Mokřady

3.1 Definice mokřadů

Definice mokřadů jsou velmi různé, nicméně z praxe můžeme definovat, že mokřad je plocha, jež je v průběhu roku trvale zamokřená, ale ne příliš hluboká. Mokřady zadržují v krajině vodu, která na místo doputuje ve formě srážek, nebo přiteče z jiného povodí ve formě povrchového či podpovrchového průtoku. V období nedostatku srážek je tato voda využívána organismy i živočichy z okolí.

Mokřad je oblast zaplavená mělce vodou nebo je půda vodou saturována dostatečně dlouhou dobu, aby se v půdě vytvořily aneaeobní podmínky, kde přežívají pouze rostliny na tento půdní stav adaptované (makrofyta) (Cowardin et al. 1992).

Mokřady jsou ekotony, které spojují dvě různá území a využívají příznivé charakteristické vlastnosti z obou ekosystémů (pevnina a vodní tok) (R.I.Smith, 1980).

Taktéž je mokřad možno definovat jako území pokryté vodou, ať už uměle nebo přirozeně vytvořené v přírodě. Voda může být v místě mokřadů stojatá, tekoucí, sladká, slaná či mořská, jejíž hloubka při odlivu nepřesahuje 6 metrů (MŽP 2008–2020; Ramsarská úmluva, 1971; Čl. 1).

Zhruba před tisíci lety začalo v oblasti dnešní Evropy docházet k prudkým změnám vegetačního krytu, odvodňování a vysoušení mokřadů (Verhoeven 2014).

Důvodem těchto změn byla zejména potřeba lidstva získat novou půdu pro rychle rozvíjející se zemědělství. Rašeliniště se nejprve odvodňovala s vidinou zisku půdy pro zemědělství či lesnictví. Rašelina se v pozdější době začala využívat jako palivo, což v některých státech přetrvává do dnešních dnů. Již za středověkých dob byly známé zásahy do koryt potoků či řek a to včetně jejich niv. Jednalo se o budování jezů či výstavbu náhonů, zejména o podélné úpravy říčních toků pro říční dopravu a přepravu dřeva pomocí toku (Just 2005).

Koncem 18. století a na počátku 19. století se začaly úpravy nejznámějších evropských řek ubírat technickým směrem (Odra, Rýn, Dunaj, Labe, Visla). Cílem těchto úprav bylo odvodnění niv řek pro zemědělské využití a zároveň jako prevence před záplavami. Na našem území toto rozhodnutí vycházelo z povodní roku 1784 a 1799, v prvním letopočtu došlo dokonce k poškození Karlova mostu. Dalším cílem bylo splavnění říčních toků a v pozdější době také výstavba vodních elektráren (Verhoeven 2014).

Na řece Rýn bylo odvodněno zhruba 85% rozlohy geomorfologické nivy a to konkrétně na jejím horním toku. Na horním toku Dunaje od pramene, který se nachází v německém pohoří Schwarzwald až po Děvínskou bránu, která se nachází na hranici mezi Rakouskem a Slovenskem, toto procento dosáhlo k číslovce 95 (Schneider 2010).

V současnosti většina velkých řek v Evropě, ale také mnohdy menších toků, vedou uměle vytvořenými koryty a původní geomorfologické typy toků, které se větví, divočí či meandrují, najdeme na evropském kontinentu pouze sporadicky. Ve státech jako je Velká Británie, Dánsko či Nizozemsko najdeme pouze 10% nížinných toků, které si zanechalo svůj přirozený rys (Brookes & Long 1990; Verdonschot & Niiboer 2002).

Na území dnešní České republiky bylo upraveno přes 36 tisíc km vodních toků, což je přibližně 40% z celkového součtu kilometrů řek na našem území. Díky této úpravě byla délka všech toků na území našeho státu zkrácena o 1/3 (Syrůvka et al. 2002).

Toky a koryta při těchto úpravách byly zahloubeny a dle potřeby také zatrubněny. Nivy, které navazovaly, byly odvodněny a převedeny na půdu využívanou pro zemědělství případně zastavěny.

Kromě říčních niv byla tímto odvodněním nejvíce zasáhnuta prameniště, slatiniště či mnohé lesní mokřady. Odhad celkového zničení či velmi silného poškození těchto mokřadů činí 90%, což je přibližně 1,1 milionu ha všech pramenných oblastí (MŽP 2001).

Dlouhodobě jsou trvalé ztráty mokřadů odhadovány na 54-57%, a to celosvětově. Zároveň jsme od začátku 18. století přišli až o 87% mokřadů, přičemž za poslední století mají tyto ztráty zrychlující trend, kdy tyto ztráty jsou až čtyřnásobně vyšší, než od počátku historie lidstva. Tyto údaje zahrnují mokřady v rámci Ramsarské definice mokřadu, tedy mokřad v užším pojetí, tak i pevninském vodním ekosystému a mokřady nacházející se na pobřeží do hloubky 6 m při odlivu moře či oceánu (Davidson 2014).

Kromě celkové ztráty mokřadu, kdy se mokřad úplně vysuší a změní na jiný typ biotopu, je velkým nedostatkem jeho degradace, která je způsobená především zásahem do hydrologických poměrů prostředí, čímž se rozumí plošné odvodňování půdy, napřimování a zahlubování toků. Dále dochází ke zvýšenému přísunu živin do povrchových vod a mokřadů. Tento jev nazýváme eutrofizace. V podmínkách, které jsou vysoce eutrofní až hypertrofní, se masově rozvíjí chlorokokální řasy, vláknité řasy či všem známé a v letních měsících neustále skloňované sinice. Detailní studování podmínek extrémního zatížení živinami proběhlo na mělkých jezerech na jihu Švédska (Andersson et al. 1973; Bengtsson et al. 1975; Rippl & Lindmark 1979).

3.2 Legislativní ochrana mokřadů

Z důvodů nutnosti efektivní ochrany, prevence před zánikem stávajících mokřadů a nutnosti sanace škod na zaniklých mokřadních systémech, byla vytvořena mezinárodní úmluva, která zajišťuje spolupráci mezi jednotlivými státy. Jedná se o Rámsarskou úmluvu o mokřadech 1971 (Matthews 1993; Klemm 1999).

Povinností každé smluvní strany z úmluvy je jmenování minimálně jednoho ze svých mokřadů na „Seznam mokřadů mezinárodního významu“ (tzv. List of Wetlands of International Importance) a zajistit jeho ochranu. Seznam je velmi obsáhlý a v současnosti je v něm uvedeno přes 2400 mokřadů z celého světa. ČR na seznam zařadila 14 mokřadů např. Šumavská rašeliniště nebo Litovelské Pomoraví (AOPK 2022).

Výročí podepsané úmluvy si každoročně připomínáme 2. února „Světový den mokřadů“ (Česká společnost ornitologická 2002-2022).

Ochrana určitých lokalit, druhů, zvířat a rostlin NATURA 2000 – síť chráněných rezervací je další nedílnou součástí systémů na ochranu mokřadních prostředí (List of UNESCO Biosphere Reserves). Na listině biosférických rezervací jsou uvedené některé mokřady ze seznamu mokřadů mezinárodního významu (MŽP 2008–2020).

Na našem území se ochranou mokřadů zabývá převážně Ministerstvo zemědělství a Ministerstvo pro místní rozvoj pomocí různých podpůrných programů např. Projekt MŽP Ochrana a udržitelný rozvoj mokřadů v ČR - Ochrana lokalit a prostředí MŽP 2008–2020.

V neposlední řadě řeší legislativní ochranu mokřadů zákony:

- 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny (aktuální znění - verze 37)
- 254/2001 Sb. O vodách (aktuální znění - verze 38)
- 17/1992 Sb. O životním prostředí (aktuální znění - verze 4)

Dále také jednotlivé vyhlášky v rámci NP, NPR, PR, PP (AION CS, s.r.o. 2010-2022).

3.3 Funkce mokřadu

Není růže bez trní, i tak by se dala popsat funkce mokřadů v přírodě. Z tohoto přísloví vyplývá, že je nutné se na funkce mokřadů nahlížet z několika úhlů.

Pokud se díváme na mokřady především z pohledu vodního hospodářství, pak je jejich nejvýznamnější funkcí zadržování vody v krajině a schopnost postupného uvolňování vody do krajiny v období nedostatku (Just 2003).

Podmáčená půda je pro většinu obyvatelstva spíše přítěží, jedná se o plochy, které nelze využít pro stavebnictví, rekreaci ani koupání. Místo je vhodným líněm pro nepříjemný hmyz a plochy se špatně obdělávají.

Mokřad ovšem díky svým vlastnostem poskytuje vhodnou biodiverzitu pro vzácné a chráněné druhy vegetace (Just 2003; Allen 2000).

V globálním měřítku je pohled na situaci je velmi podstatná jejich funkce fixace uhlíku a schopnost propouštět ho do sedimentu. Vědecké studie predikují, že zmenšování mokřadních ploch přispívá ke globálnímu oteplování. Vzniklé odhady tvrdí, že v mokřadech je vázáno stovky gigatun skleníkových plynů (Dušek et al 2008).

Už více než 70. let se především umělé mokřady využívají pro čištění odpadních vod. Výhodou tohoto systému čištění jsou minimální náklady na provozování čističky odpadních vod a pozitivní ovlivnění krajinného rázu. Nevýhodou může být potřeba většího území (Brix 1987; Keddy 2002; Klemm 1999).

Nejvíce závislé odvětví na mokřadech je zemědělství a více než polovina sladkovodního rybolovu (Handbuch der Ramsar-Konvention 2010).

3.4 Klasifikace mokřadů

Klasifikace mokřadů je na mezinárodní úrovni rozdělena do tří kategorií. První kategorií jsou mokřady mořské a pobřežní. Do druhé kategorie jsou zařazeny mokřady vnitrozemské a poslední třetí kategorií jsou mokřady vzniklé lidskou činností (Ramsarská úmluva, 1971).

Uměle vytvořené mokřady pro čištění odpadních vod jsou zařazeny v kategorii č. 3 (mokřady vzniklé lidskou činností).

3.4 Umělé mokřady pro čištění odpadních vod

Umělé mokřady lze rozdělit do několika kategorií, dle přítomnosti nebo nepřítomnosti vody na povrchu mokřadu. Dále dle směru průtoku odpadní vody a druhu použité vegetace.

Uměle vytvořené mokřady čítají nespočet výhod oproti přirozeným mokřadům, především umístění v území, možnost optimalizace návrhu, plochy, a snad nejpodstatnější výhodou je kontrola nad hydraulickými cestami a retenčním časem (Vymazal & Kröpfelová 2008).

Umělé mokřady rozdělujeme podle průtoku vody na mokřady s podpovrchovým průtokem, a povrchovým průtokem. Zároveň mokřady s podpovrchovým průtokem rozdělujeme na horizontální a vertikální systémy. Mokřady s vertikálním podpovrchovým průtokem rozdělujeme dále podle směru průtoku, zda je směrem dolů, nebo nahoru. Mokřady s povrchovým i podpovrchovým průtokem mohou tvořit kombinace tzv. hybridní mokřady (Vymazal 2017).

3.4.1 Umělé mokřady s povrchovým průtokem

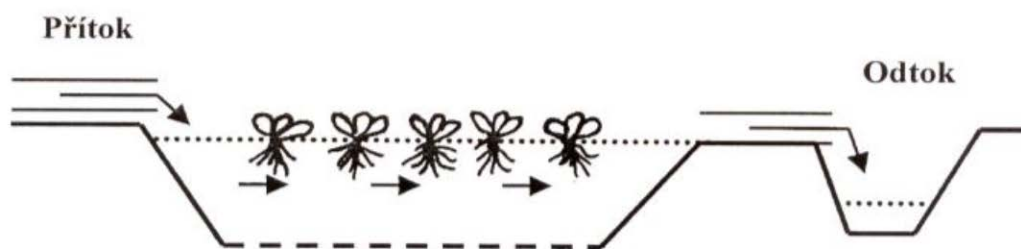
Typická pro povrchový tok mokřadu je malá průtočná rychlost v nízké vrstvě vody. Mokřadní vegetace zapříčiňuje snížení průtočné rychlosti. Vzniká tak tenká vrstva vody, která je ve styku s ovzduším a probíhá příznivé okysličení. Tato situace přispívá k rychlejšímu procesu nitrifikace (Šálek 1995).

Umělé mokřady s povrchovým průtokem zužitkují všechny druhy mokřadní makrofylní vegetace (Vymazal 2017).

Umělé mokřady s povrchovým průtokem rozdělujeme podle umístění vegetace:

- S volně plovoucí vegetací (a)
- S ponořenou vegetací (b)
- S vegetací s plovoucími listy (c)
- S vynořenou vegetací (d)
- S plovoucí emerzní vegetací (d)

a) Umělé mokřady s povrchovým průtokem a volně plovoucí vegetací:



Obrázek 1: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a volně plovoucí vegetací (Vymazal 2016)

Systémy mokřadu s volně plovoucí vegetací (obr. č. 1.) využívají především vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) obr. č. 2. a okřešky (*Lemna spp.*) obr. č. 3. Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) je zařazen mezi nejrychleji rostoucí rostliny na světě (Rogers & Davis 1972). Vzhledem k výškovému rozhraní růstu je také nejobtížnějším plevelem v subtropických a tropických oblastech (Vymazal 2017).

Zmíněný růst hyacintu má pozitivní vliv na příjem živin a díky tomu na čištění odpadních vod, ovšem zařízení osázené touto rostlinou si vyžadují častou údržbu ploch. Hyacint roste rychle a zakrývá celou vodní plochu mokřadu, čímž zamezí prostupu světla do vodního sloupce. Výše zmíněný jev zamezuje výskyt fotosyntetizujících organismů a systém se dostane až do anoxické fáze - bez přístupu kyslíku (Vymazal 2017).

S ohledem na výše zmíněné informace je provoz těchto umělých mokřadů neekonomický. Navíc je vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) schopen růst celoročně pouze v tropických, či subtropických oblastech. Mokřady osázené rostlinou okřešky (*Lemna spp.*)



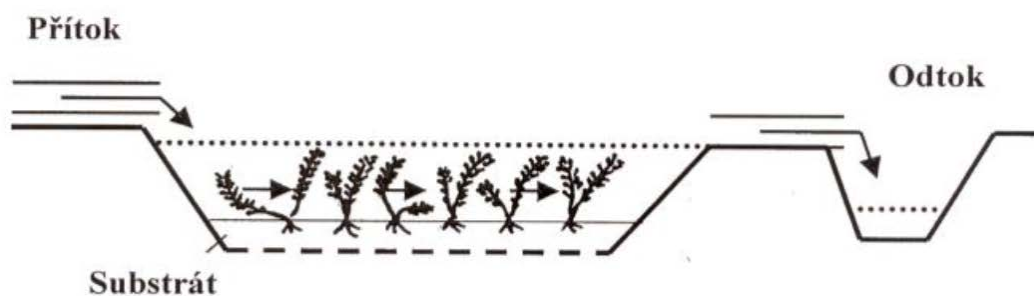
Obrázek 2: Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) (Kovář L. 2005; botany.cz)



Obrázek3: Okřehek (*Lemna spp.*) (www.botanickefotografie.cz)

jsou na tom velmi obdobně jako hyacint s tím rozdílem, že přežívají i v mírném pásu a zimním období.

b) Umělé mokřady s povrchovým průtokem a ponořenou vegetací



Obrázek 4: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a ponořenou vegetací (Vymazal 2016)

Vody s vysokým podílem nerozpustných látek jsou vhodné právě pro mokřady s ponořenou vegetací obr. č. 4.. Rostliny používané pro tento druh mokřadu umožňují optimální prostup světla pod vodní sloupec a zajišťují tak ideální prostředí pro fotosyntézu.

Biochemický proces může vést až k eutrofizaci vod (přemnožení živin), a tak vzniknou sinice a řasy. Proto jsou tyto systémy používány právě na dočištění odpadních vod.

Početně nepoužívanější vegetace pro mokřadní systémy s ponořenou vegetací je vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*) obr. č. 5. a stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) obr. č. 6.

Ukázkou umělého mokřadu s ponořenou vegetací je mokřad na Jižní Floridě. Je využíván především na eliminaci fosforu z drenážních vod a zemědělské plochy. Jeho



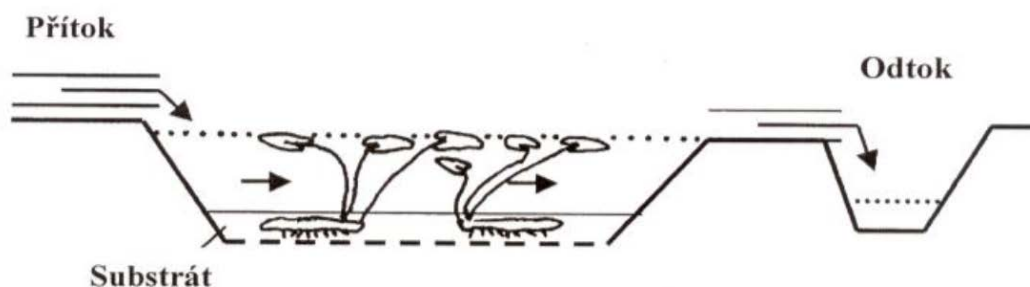
Obrázek 5: Vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*) (Kláš V. 2010; www.botany.cz)



Obrázek 6: Stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) (Leugnerová G. 2008; www.botany.cz)

rozloha činí neuvěřitelných 22 800 ha a je rozložen na pět částí (pro srovnání se jedná o plochu větší, než má Izrael) (Vymazal 2017).

c) Umělé mokřady s povrchovým průtokem a vegetací s plovoucími listy

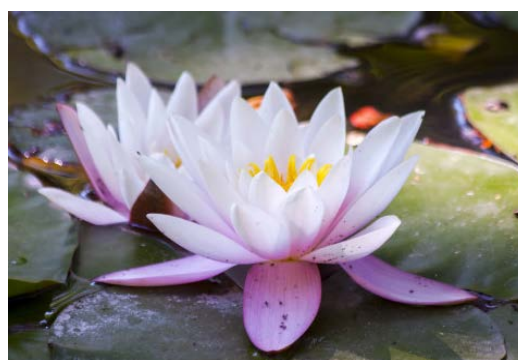


Obrázek 7: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a vegetací s plovoucími listy (Vymazal 2016)

Ojediněle najdeme používané mokřady s plovoucími listy obr. č. 7.. Tento systém je založen na principu, kdy jsou rostliny zakořeněny v substrátu a jejich listy se derou až k hladině. Největší skupinou vegetace tohoto systému jsou lekníny (*Nymphaea*) obr. č. 8., lotos indický (*Nelumbo nucifera*) obr. č. 9. Hustota stopek je mnohem nižší, ve srovnání s ponořenými nebo vnořenými druhy a listy, málo kdy nastane jev, kdy pokrývají celou plochu nádrže. Sám o sobě se tento mokřad používá výjimečně, jeho využití je především v kombinaci s jinými druhy (Vymazal & Kröpfelová 2008).

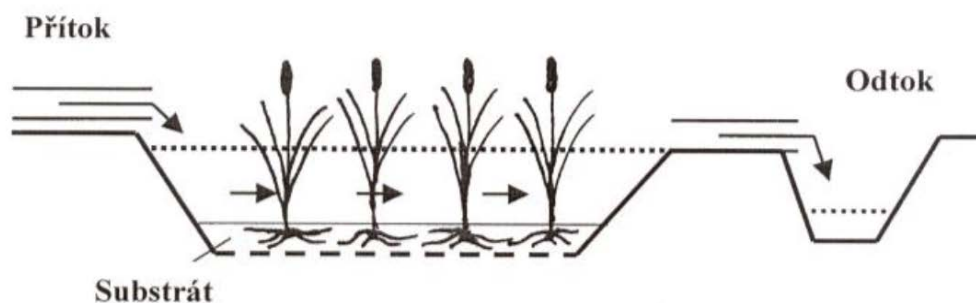


Obrázek 8: Leknín (*Nymphaea*) (Grulich 2021, www.botany.cz)



Obrázek 9: Lotos indický (*Nelumbo nucifera*) (www.botanica.cz)

d) Umělé mokřady s povrchovým průtokem a vynořenou vegetací



Obrázek 10: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a vynořenou vegetací (Vymazal 2016)

Nejsilnější skupinou jsou mokřady s volnou hladinou a vynořenou vegetací obr. č. 10.. Začínající experimenty na emerzních mokřadních rostlinách pro čištění odpadních započaly v Německu již v padesátých letech 20. století (Seidel 1961).

Jedná se o systémy nejčastěji využívané pro čištění splaškových vod, nicméně v poslední době se využití rozšiřuje na téměř všechny skupiny odpadních vod, jako jsou např. průmyslové vody, zemědělské vody atd. (Vymazal 2013).

Podstatnou výhodou mokřadu s volnou hladinou a ponořenou vegetací je široká škála čistících procesů, kterou poskytuje např. zvýšení sedimentace, zvýšení plochy pro zachycení částic, stín dopadající na vodní sloupec, a tím se eliminuje produkce řas. Rostliny využívané jsou např. rákos obecný (*Phragmites australis*) obr. č. 11 a č. 12.

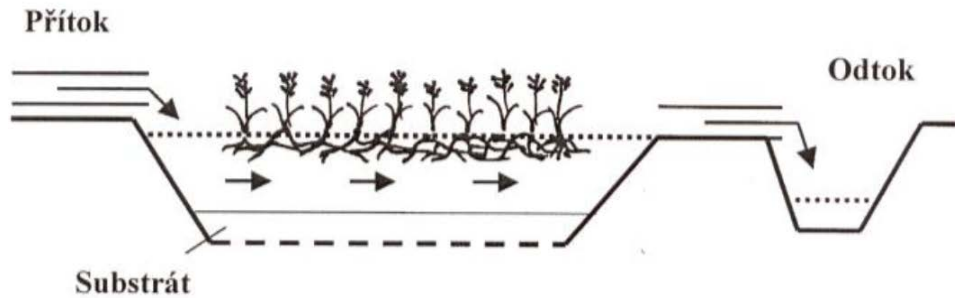


Obrázek 21: Rákos obecný (*Phragmites australis*) (Mižík 2008, www.botany.cz)



Obrázek 12: Rákos obecný (*Phragmites australis*) (<http://www.kcov-rostliny.cz/Bahennirostliny.php>)

e) Umělé mokřady s povrchovým průtokem a plovoucí emerzní vegetací



Obrázek 13: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a plovoucí emerzní vegetací (Vymazal 2016)

Postupem času nacházejí své uplatnění i mokřady s emerzní vegetací, která se vznášejí na hladině obr. č. 13.. Tento úkaz pozorujeme i v přírodních mokřadech v případě, kdy se díky vlnám a proudění vody oddělí část vegetace i sedimentu a trs se volně pohybuje po hladině. Vegetace může být zachycena za pomoci sítí nebo plastových matic (Headley & Tanner 2012).

Oproti mokřadům s plovoucí vegetací mají tyto systémy velkou výhodu v bohatším kořenovém systému. Kořenový systém pomáhá s filtrací nerozpustných látek a zároveň vytváří podklad pro bakterie, které napomáhají při procesech vedoucích k odstranění organických látek a dusíku (Vymazal 2017).

3.4.2 Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem

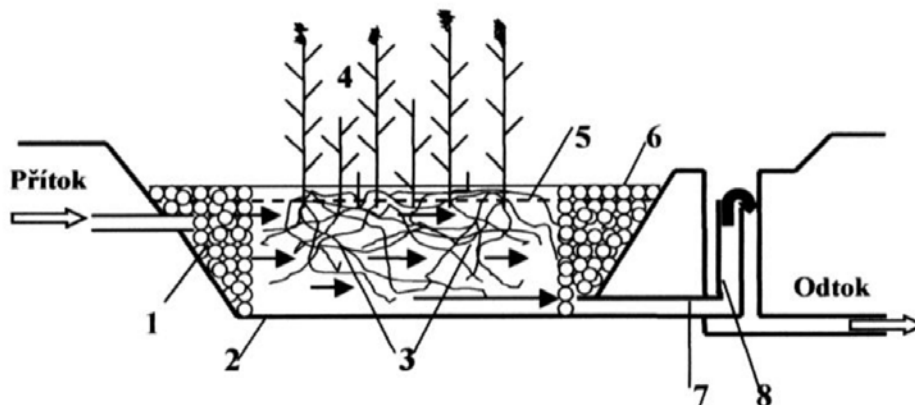
Umělé mokřady s podpovrchovým průtokem fungují na principu protékající vody, která se zároveň čistí v kořenovém systému. Z toho důvodu se na našem území tyto mokřady označují jako tzv. kořenové čistírny odpadních vod (KČOV) (Končalová & Květ 1987).

Kořenové čistírny odpadních vod mají sestavy z mělkých bazénů, do kterých přitéká odpadní voda. Následně dochází k čištění pomocí organismů přirozeně žijících v kořenech a ve štěrku (např. houby, řasy) (Singer 2002).

Podle směru průtoku vody v kořenových čistírnách je můžeme rozřadit do dvou skupin, a to do kořenové čistírny s horizontálním (a) nebo vertikálním (b) průtokem. Mimo směr průtoku vody je rozdíl také ve frekvenci přítoku vody. Do horizontálního systému přitéká voda kontinuálně, ovšem do vertikálního systému je dávkována přerušovaně na povrch filtračního

lože. Horizontální systém funguje na principu gravitace, u vertikálního systému jsou nutná čerpadla a rozvodné zařízení (kvůli optimální distribuci vody po celé ploše) (Vymazal 2016).

a) Mokřad s horizontálním průtokem



Obrázek 14: Umělý mokřad s podpovrchovým horizontálním průtokem (Vymazal 2016)

(1 – přítoková zóna s kamenivem 50 -200 mm, 2 – nepropustná vrstva PE nebo PVC, 3 – filtrační lože z kačírku, štěrku, nebo drceného kameniva, 4 – emerzní rostliny, 5 – výška vodní hladiny, 6 – odtoková zóna, 7 – odtokové potrubí, 8 – odtoková šachta s regulační výškou hladiny)

U horizontální kořenové čistírny obr. č. 14. je zásadní nepřetržitý průtok odpadní vody skrz substrát s rostlinami (Kouřil 2006).

Rostliny mají na celém procesu nepostradatelný podíl. Zahřívají povrch v zimních měsících, vytvářejí podklad pro přisedlé bakterie, které pozitivně přispívají k likvidaci znečištění, a zavádí do celého procesu kyslík, který je podstatný pro aerobní proces čištění vody.

Nejlépe fungují mokřady s horizontálním průtokem pro likvidaci organických a nerozpustných látek až z 80-95%. Mikrobiální činnost jak v aerobních tak anoxických podmínkách napomáhá k odstranění organických látek (Vymazal 2017).

Filtrace ve filtračním loži a sedimentace zajišťují odstranění nerozpustných látek. Anoxické podmínky ve filtračním loži způsobují jen malé procento odstranění amoniaku, jen něco mezi 20-40%. Anoxické podmínky jsou ovšem vhodné pro denitrifikaci. Využití inertních materiálů zapříčiňuje velmi nízké procento odstranění fosforu cca 10-30%. Tuto situaci lze změnit a za pomoci filtračních materiálů s vysokou sorpční schopností (např. technicky upravený jíl) lze účinnost zvýšit až na 90% (Vymazal & Kröpfelová 2008).

Kořenové čistírny odpadních vod jsou navrhovány tak, aby bylo zajištěno optimální odstranění organických a nerozpustných látek. Rozměry plochy kořenových polí se stanovují dle rovnice, která vyplývá z reakce prvního řádu na pískový tok (Vymazal 2017).

$$A_h = Q_d * (\ln C_o - \ln C_t) / K_{BSK5} = (m^2)$$

A_h = povrchová plocha kořenového filtru (m^2)

Q_d = průměrný průtok odpadní vody (m^3 / d)

C_o = koncentrace BSK₅ na přítoku do filtru (mg/l)

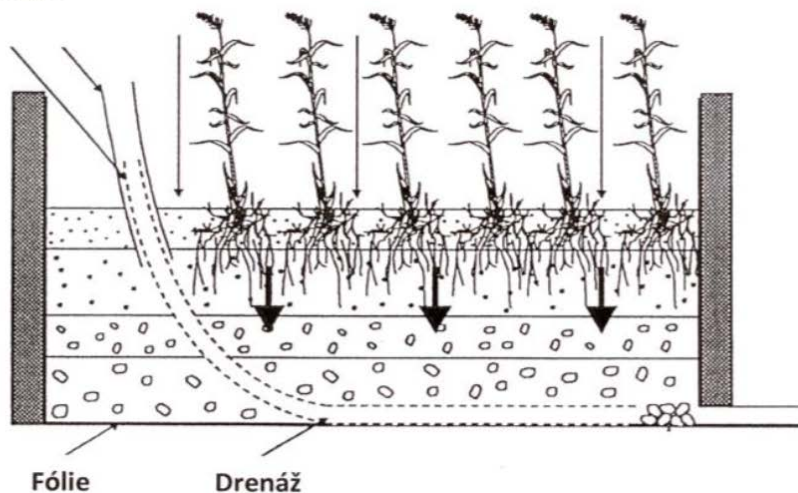
C_t = požadovaná koncentrace BSK₅ na odtoku z filtru (mg/l)

K_{BSK5} = rychlostní konstanta úbytku znečištění (m/d)

Rovnice byla navržena p. Kickuthem v polovině sedmdesátých let 20. století (Kickuth 1977) a je úspěšně využívána dodnes (Vymazal 2017).

b) Mokřad s vertikálním průtokem

Pasivní aerace



Obrázek 15: Umělý mokřad s podpovrchovým vertikálním průtokem (Vymazal 2016)

Mokřadní systémy s vertikálním podpovrchovým průtokem obr. č. 15. začaly být používány a testovány už v šedesátých letech 20. století v Německu. Využití bylo k provzdušňování anaerobních vod ze septiku (Seidel 1966).

Vertikální systémy využívají vodu čerpanou přerušovaně na povrchu filtrů s využitím rozvodné sítě, jež je tvořena hadicemi s perforacemi nebo plastovými trubkami (Vymazal 2017).

Systémy fungují obdobně, jako pískové filtry s nesouvislým dávkováním vody (Kadlec & Wallace 2009).

Počáteční návrhy umělých mokřadů s vertikálním průtokem byly zřídka kdy navrženy jako samostatné systémy. Většinou se jednalo o kombinace, tzv. hybridní mokřady. V úvodním stupni byla dvě až čtyři vertikální pole, které byly zatěžovány přerušovaně. V dnešní době se mokřady s vertikálním průtokem využívají i zcela samostatně, v odborné literatuře jsou nazývány jako systémy „2. generace“ nebo „kompaktní vertikální systémy“ (Weedon 2003).

Jsou výborným systémem pro eliminaci suspendovaných tuhých látek až z 90%. Chemická spotřeba kyslíku se pohybuje taktéž kolem 90%. Čím vyšší je obsah kyslíku, tím lepší jsou nitrifikační procesy (až 90%). Oproti tomu denitrifikace má nižší hodnoty. Odstraňování fosforu je na hodnotě mezi 20-30 % (Mena et al. 2008).

Funkce odstraňování organických a nerozpustných látek ze znečištěných odpadních vod je srovnatelná s mokřady s horizontálním průtokem. Pozorovatelný rozdíl je v eliminaci forem dusíku. Vertikální filtry fungují na aerobním principu (za přístupu vzduchu), kdy dochází k oxidaci amoniaku ve větší míře jak 80%. Vzniklé látky (dusičnany) není možné vzhledem k aerobním procesům denitrifikovat, takže odtékají ve vypouštěné vodě. Všechny tyto aspekty funkčnosti jednotlivých systému vedou v současné době ke kombinaci s cílem lepšího odstiňování dusíku a dusičnanů ze systému (Vymazal 2017).

3.4.3 Hybridní mokřady

Cílem kombinování umělých mokřadů je dosažení lepšího účinku čištění odpadních vod (Vymazal 2005).

Složení hybridního mokřadu je převážně uspořádáno tak, aby bylo dosaženo co nejlepšího výsledku nitrifikace a denitrifikace. Mokřadní systémy s vertikálním prouděním dosahují účinnosti nitrifikace 80-95% a mokřadní systémy s horizontálním prouděním 75-80% denitrifikace. Díky tomu je možné vytvořit optimální kombinovaný systém, který provede

čištění odpadní vody s malou BSK a s menší koncentrací celkového dusíku (Somprasert & Kantawanichkul 2006).

Hybridní umělé mokřady jsou zaváděny v několika evropských zemích už od devadesátých let 20. století např. v Norsku, Francii, Estonsku nebo v Japonsku (Vymazal 2013).

3.5 Ukazatele znečištění odpadních vod

Skupinové ukazatele znečištění odpadních vod jsou ty, které je možné identifikovat a charakterizovat dle jejich charakteru do podskupin. Jedná se o organické látky, nerozpustné látky, nebo biologicky rozložitelné látky. Konkrétně se jedná o organický uhlík (TOC), chemickou spotřebu kyslíku (CHSKr), biochemickou spotřebu kyslíku (BSK₅), nerozpustné látky (NL), rozpustné látky (RL), těžké kovy (TK) (Henze et al. 2008).

Dále můžeme rozdělení znečišťujících látek rozdělit dle jejich skupenství na plynné, kapané nebo tuhé. Taktéž je možné členění látek podle původu vzniku odpadní vody např. na látky zemědělské nebo průmyslové (Richter et al. 2005).

Z odpadní vody, která vzniká ze živočišné a drenážní vody z rostlinné výroby se do vod dostává sediment, dusík, fosfor, pesticidy, patogeny, soli, stopové prvky a rozpuštěný organický uhlík (O'Geen et al., 2010). Nadměrné živiny ve formě fosforu a dusíku způsobují eutrofizaci sladkých vod,. Především fosfor je hlavním prvkem pro řasy a sinice.

Největším problémem znečištění drenážních vod jsou dusičnany.

Zemědělské odvodňování je významným zdrojem potíží u kvality vody. Difúzní znečištění zapříčiňuje eutrofizaci vod (Vymazal 2017).

3.6 Principy čištění drenážních vod v umělých mokřadech

Pro čištění drenážních vod se využívají umělé mokřady s povrchovým a podpovrchovým průtokem. Uměle vytvořené mokřadní systémy fungují na základech přírodních mokřadů. Probíhají v nich mechanické procesy, chemické procesy (srážení, rozklad, oxidace, redukce), biologické (bakteriální metabolismus, rostlinný metabolismus, rostlinná adsorpce) a fyzikálně chemické.

Fyzikální procesy jako je usazování, sedimentace a filtrace zachytávají nerozpustné látky na filtračním loži a v sedimentu. Srážení, adsorpce, rozklad, neboli chemické procesy zajišťují oxidaci a redukci jednotlivých látek. Biologické procesy, bakteriální metabolismus, rostlinný metabolismus a rostlinná adsorpce fungují díky rostlinám a mikroorganismům v mokřadu (Šálek 1999).

Cílem čištění odpadní vody je úplné odstranění nebo částečná eliminace znečištění. Hlavní složky znečištění, které se snažíme odstranit: nerozpustné látky, dusík, fosfor a těžké kovy.

Účinnost čištění od dusičnanů a pesticidů v systému ovlivňuje doba zdržení vody v mokřadu/biofiltru. Minimální doba by měla být pro odstranění min. 50% NO_3^- 2-3 dny a pro odstranění pesticidů 3 – 8 dní (Lyu et al. 2018; Tournebize et al. 2017; Vallée et al. 2015).

3.6.1 Dusík a jeho odstraňování

Dusík má několik sloučenin, které tvoří anorganické i organické formy. Ty jsou velmi podstatné pro biologický život. Podstatné formy dusíku v mokřadních systémech jsou amoniak (NH_3^-), dusitany (NO_2) a dusičnany NO_3^- . Typický pro mokřady je v organické formě jako močovina. V drenážních vodách je dusík převážně ve formě dusičnanů. V mokřadním prostředí může docházet k odstranění dusičnanů buď denitrifikací, anebo rostlinným příjmem. Proces denitrifikace probíhá v anoxickém či anaerobním prostředí (bez přístupu vzduchu) na dně mokřadu (Vymazal 2016).

Na zemědělské plochy se dusík dostane několika různými způsoby např. formou anorganických hnojiv, formou močoviny, nebo při hnojení. V hlavní roli je především v drenáži dusičnan – N, jelikož u ostatních forem dusíku dochází k přeměně hydrolyzou a nitrifikací právě na tuto formu (Vymazal 2017).

Močovina je nejčastěji využívané hnojivo (Powlson, Addiscott 2005). Po aplikaci močoviny se v rámci procesu během několika dnů hydrolyzuje na amoniakální dusík a ten je následně k dispozici pro příjem rostlin (Vymazal 2017). Amoniakální dusík, který není využit rostlinami, podléhá nitrifikaci.

Nitrifikace

Tzv. biologická oxidace amoniaku na dusičnany a dusitany. Probíhá v aerobním prostředí buď na vrstvě půdy, nebo kořenů. Amoniak – N, který není přijat rostlinami je nitrifikován na dusičnan v době 1–4 týdnů (Vymazal 2017).

Je několik faktorů, které ovlivňují proces nitrifikace. Jedná se především o pH vody, teplotu vody, alkalitu vody, anorganické zdroje uhlíku, vlhkost, mikrobiální populace, koncentrace amonných iontů a rozpuštěným kyslíkem (Vymazal 1995).

Nitrifikace je dvoustupňový proces, ve kterém probíhají činnosti dvou skupin bakterií. První stupeň nitrifikace, kdy je amoniak oxidován na dusitany probíhá díky chemolitotrofním bakteriím rodu *Nitrosospira* a díky skupině organismů nazývaných archea. Druhý stupeň, při kterém dochází k oxidaci dusitanů na dusičnany je realizován pomocí chemolitotrofními bakteriemi rodu např. *Nitrobacter* (Vymazal 2017).

Nitrifikační bakterie potřebují energii získanou z oxidace amoniakálního dusíku a oxidu uhličitého, který je v procesu jako zdroj uhlíku pro syntézu nových buněk. Organismy potřebují kyslík pro oxidaci amoniakálního dusíku na dusitanový dusík (Vymazal 2017). V rámci procesu je potřeba velké množství kyslíku konkrétně na oxidaci 1g amoniakálního dusíku na finální dusičnany je spotřebováno 4,3 g kyslíku O₂ (Cooper et al. 1996).

Denitrifikace

Biochemická redukce dusičnanů na plynné oxidy dusíku. Fáze redukce probíhá bez rozpuštěného kyslíku. Denitrifikaci ovlivňuje široká škála faktorů. Mezi nejdůležitější patří přítomnost kyslíku vázaného v dusičnanech, redoxní potenciál, půdní vlhkost, teplota, pH a typ půdy (Vymazal 2017).

Během denitrifikace dochází k uvolňování oxidu dusného, množství uvolněného plynu je přímo závislé na nitrifikovaném dusíku (Vymazal 2017). V situaci, kdy není zaplavení pórů půdy větší, než 70 % se nitrifikační proces zastaví na oxidu dusném. Při větším zaplavení nad 70% je finálním produktem denitrifikace dusík. Pokud je hodnota pH < 4,5 pak je denitrifikační proces pomalý a je uvolňován pouze oxid dusný. U hodnoty pH > 5 je hlavním produktem dusík (Vymazal 2017).

Oxid dusný patří mezi skleníkové plyny, z toho důvodu je jeho uvolňování do ovzduší velmi podstatné (Vymazal 2017).

Schopnost denitrifikace má celá škála litotrofních, fototrofních a diazotrofních mikroorganismů (Vymazal 2016).

3.6.2 Odstraňování fosforu

Fosfor v drenážních vodách je buď ve formě rozpuštěných thofosforečnanů, nebo je fosfor vázán na partikule. Je možné ho zadržet sedimentací partikulovaných částic, nebo ho odstínit adsorpcí a srážením ve filtračním loži, nebo příjmem rostlin (Vymazal 2016).

Adsorpce fosforu probíhá velmi rychle půdními částicemi, které obsahují ionty hliníku, železa, vápníku a hořčíku. Veškerá míra užití se odvíjí od pH celého systému a množství vyskytujících se iontů (Vymazal 2017).

Fosfor, který přijmou mikrobiální a řasové společenství, se velmi rychle vrací zpět do prostředí. Příjem fosforu je velmi rychlý, ale jeho využití je z těchto důvodů malé (Vymazal 2017).

U filtračních loží jsou nejčastěji využívány materiály jako kačírek, drcené kamenivo či štěrky. Nicméně u všech těchto druhů materiálu dochází k malé sorpční schopnosti. Z toho důvodu jsou výsledné hodnoty odstraňování fosforu nízké (Vymazal 2004).

Materiály využívané v posledních letech v zahraničí s lepší sorpční schopností např. strusky, zeolit, expandované jíly ukazují vyšší účinnost eliminace fosforu až k 95% (Jensen & Krogstad 2003).

3.6.3 Organické látky a jejich odstranění

Množství organických látek v odpadní vodě se celosvětově stanovuje dvěma metodami. Metoda, která využívá chemickou spotřebu kyslíku (CHSK), kdy využívá chemickou oxidaci, nebo metoda biochemické spotřeby kyslíku (BSK), která spočívá v biochemické oxidaci. Dalším možným způsobem stanovení organických látek je stanovení celkového organického uhlíku (Malý et al. 2006).

Organické látky jsou z odpadních vod v mokřadech eliminovány mikrobiálním rozkladem v aerobním či anaerobním prostředí. V kořenových čistírnách s horizontálním průtokem probíhá aerobní respirace v aerobní vrstvě, která je pod povrchem filtračního lože a zároveň v blízkosti kořenů, kam proniká přebytečný nespotřebovaný kyslík. S ohledem na

jev, kdy spotřeba rozpuštěného kyslíku pro mikrobiální procesy markantně převyšuje jeho difuzi z atmosféry a kořenů vegetace, je větší část organických látek rozložena anaerobním procesem či až v anoxickém prostředí (Vymazal 2016).

3.6.4 Odstraňování nerozpustných látek

Kořenové čistírny odpadních vod dokážou odstraňovat nerozpustné látky s vysokou účinností pomocí procesů filtrace a sedimentace. V anaerobních či aerobních podmínkách dochází k mikrobiálnímu rozkladu organických látek (Vymazal 2011).

3.6.5 Odstraňování těžkých kovů

Funkce odstranění těžkých kovů ze znečištěných vod je závislá především na použité vegetaci. Použitá vegetace, např. okřehek, má schopnost absorpce těžkých kovů (Fe, Cu) do svých listů a kořenů. Mokřadní vegetace funguje jako biofiltr.

3.7 Výhody a nevýhody umělých mokřadů

Systémy umělých mokřadů dokážou čistit vodu s proměnlivou kvalitou a mají zároveň estetickou funkci v rámci krajinného rázu. Nepopiratelnou výhodou současné doby, je pro umělé mokřady jejich nízkonákladovost v rámci údržby.

Jedná se o procesy fungující bez přístupu elektrického proudu s minimálními požadavky na údržbu. Jednoduché systémy, které mohou fungovat stále i přerušovaně, příznivě ovlivňují malý koloběh vody v přírodě a mohou být nápomocné i při povodních při rozlivu povodňové vlny. Nevýhodou mohou být požadavky na plochu mokřadu (Vymazal 2016).

4. Metodika

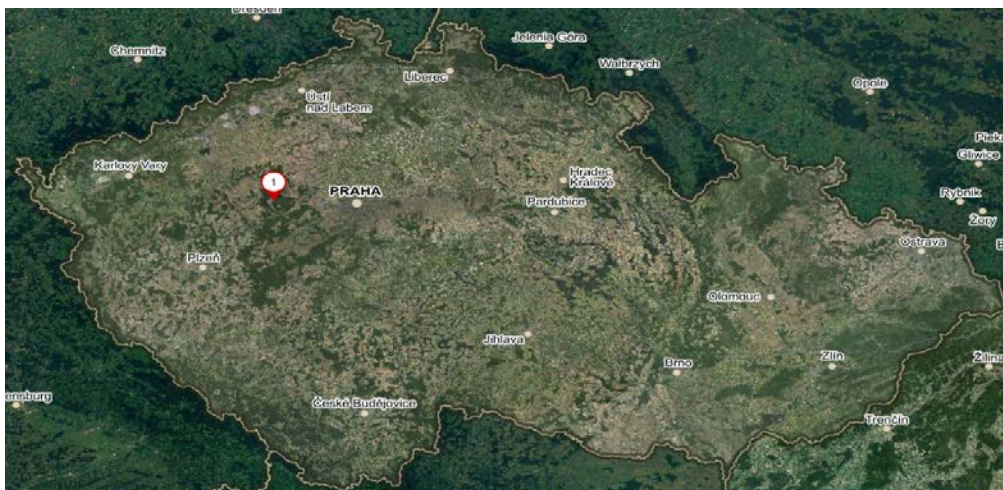
4.1 Mokřad Amálie

Sledovaný systém umělých mokřadů je vybudován na území Školního zemědělského podniku ČZU v areálu farmy, mokřady Amálie jsou znázorněny v bílém kruhu na obr. č. 17. Systém určený pro čištění drenážních vod se skládá ze dvou umělých mokřadů. První umělý mokřad je navržen s horizontálním podpovrchovým průtokem a jako filtrační náplň byla využita směs kačírku a březové štěpky. Štěpka se přidává do filtračního substrátu při čištění drenážních vod, protože tyto vody jsou obvykle velmi chudé na organické látky, které jsou nutné pro denitrifikaci dusičnanů. Druhý umělý mokřad je navržen s vertikálním průtokem a jako filtrační náplň byl zvolen také kačírek, který je doplněn pod povrchem vrstvou biocharu (biouhlu), který je efektivní při eliminaci pesticidních látek a napomáhá k odstranění dalších mikroorganických látek (Benda, 2021)

Mokřad byl vybudován především za účelem odstranění dusičnanů z Brejlského potoka, do kterého je zaústěn meliorační příkop, který sbírá vodu z přilehlých zemědělských ploch. Plánovaná účinnost odstranění dusičnanů je 50%.

Celý systém byl vybudován v rámci projektu Státního fondu životního prostředí „Polyfunkční soustava autonomně regulovaných drobných vodních nádrží a mokřadních systémů umožňující i difuzní čištění in situ“ (Benda, 2021).

Nachází se v areálu České zemědělské univerzity na katastrálním území obce Ruda, v okrese Rakovník (Středočeský kraj) obr. č. 16. Ochranu prostředí v tomto místě zajišťuje lesní správa Křivoklát. Mokřad se nachází v CHKO Křivoklátsko.



Obrázek 16: Mapa ČR, vybraný bod Mokřad Amálie (mapy.cz 1:75 km)



Obrázek 17: Katastrální mapa. Mokřad Amálie (CUZK.CZ)

4.1.1 Historický vývoj oblasti

Krajinná památková zóna Křivoklátsko se nachází v krajinném celku Křivoklátsko-sever, v enklávách, které jsou odlesněné mezi Městečkem které je na jihu, Doupnem a Novým Domem nacházejícím se na západě a Amálií a Brejlem na severní straně a v blízkosti bývalého dvora Požáry (Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje 2009).

Dříve bylo vlastníkem území královské (císařské) panství křivoklátské taktéž známo jako křivoklátsko-krušovické). Roku 1658 bylo území dáno jako zástava do správy hraběte Jana Schwarzenberka téměř na třicet let, následně bylo po roce 1685 králem Leopoldem I. prodáno hraběti Arnoštu Josefovi z Valdštejna za sumu činící 400 tisíc rakouských zlatých (Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje 2009).

Roku 1731 se díky dědictví celé křivoklátské panství dostalo do rukou knížecího rodu Fürstenbergů. V 18. století, konkrétně v jeho druhé polovině se na panstvích Fürstenbergů, kteří byli známy jako dobří hospodáři, se začalo s větším odlesňováním díky snaze o zvětšení

výměry těchto pozemků patřícím k velkostatku těchto knížat. Na různých místech knížectví byly odlesněny velké plochy, zejména pak v místech dvora Požáry, v Novém Domě a jinde, kde proběhla výstavba hospodářských dvorů (Doupno – Maxov, Míče, Emilov, Amálie), které byly propojené švestkovými, hruškovými a jabloňovými alejemi (Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje 2009).

Dvůr Amálie, který byl jeden z největších a nejvýstavnějších na území dnešních Čech, byl založen roku 1830 a nese jméno podle manželky Karla Egona z Fürstenberka Amálie Kristiny Bádenské. Sám Karel Egon je zodpovědný za výstavbu prvního poplužního dvoru v 18. století. Následně zde byl vystavěn lihovar a ovčín. Poblíž stejnojmenného fürstenberského hospodářského dvora byla zřízena bažantnice, o níž jsou dochovány zprávy z let 1858 – 1860. Byl zde postaven také byt bažantníka a dřevěná odchovna bažantů poblíž dvora Amálie (Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje 2009).

Krajina kolem Nového Domu, ležícím severně od hradu Křivoklát je specifická zvláštním rázem, konkrétně rozsáhlými poli a loukami, které obklopuje hluboký smíšený les. Na tomto místě tedy vznikla velmi kultivovaná komponovaná krajina 18. a hlavně 19. století, která je doplňována lesními průseky v okolních revírech, bažantnice, bývalé obory, ale také množstvím hájoven, (hájovna na Brejli, o níž je zmínka již roku 1655, která se z naprosté samoty postupem času proměnila v osadu s pilou a kaplí), památky drobné sakrální architektury a loveckých památníků. Území krajinných úprav části bývalého fürstenberského panství, které svazuje významné dvory a drobné prvky místní krajiny alejemi ovocných stromů a průseky lesních porostů v prostorách dvorů Amálie – Doupno – Nový Dům je navrhováno za krajinnou památkovou zónu (Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje 2009).

4.1.1 Půdní typ okolí

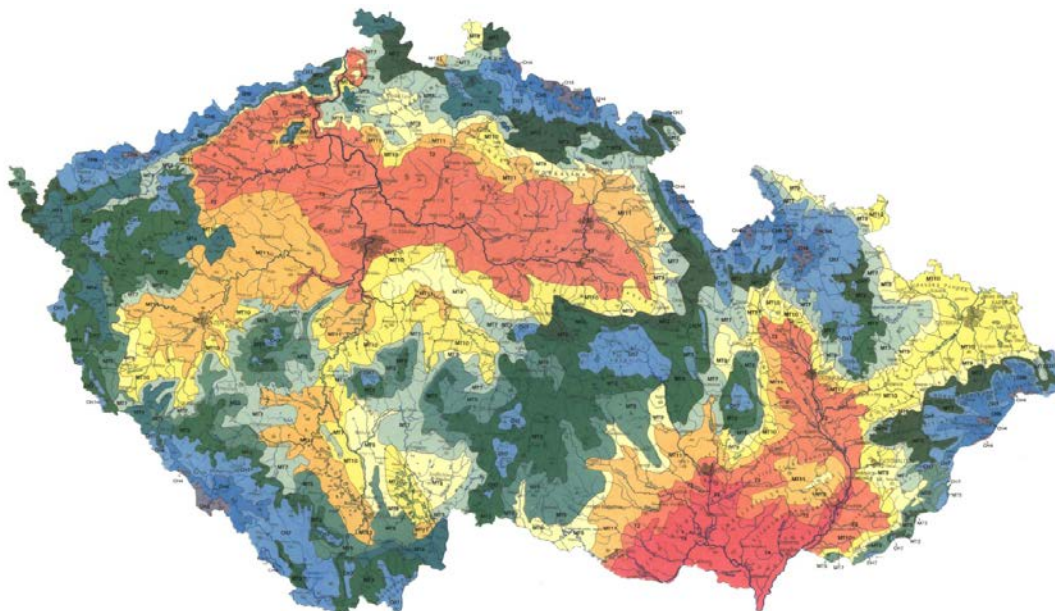
Půda v okolí mokřadů je převážně illimerizovaná graf č. 1. Tento druh půdy se nejvíce nachází v pahorkatinách a vrchovinách. Půda vznikala pod kyselými doubravami a bučinami. Půdní matici tvoří materiály sprašové hlíny, smíšené svahoviny a středně těžké sedimenty. Jedná se o hůře propustný půdní typ, zadržující srážky, způsobující velké zamokření svrchní části povrchu. Zemědělské využití je pro pěstování pšenice, jetele či vojtěšky (Kachlík & Chlupáč 2001).



Graf 1: Poměr půdy v okolí mokřadu Amálie (<https://kpp.vumop.cz/?core=app&zoom=6¢er=-782994.4612212547,-1035610.4772525631#tabs=0>)

4.1.2 Klima a hydrologie

Území spadá do klimaticky mírně teplé oblasti třídy MT11 obr. č. 18. Oblast se vyznačuje mírně teplým jarem, dlouhým letním teplým a především suchým obdobím. Podzim je tu mírně teplý a krátký a v zimních měsících je v těchto místech sněhová pokrývka jen krátce (Hruban 2019).

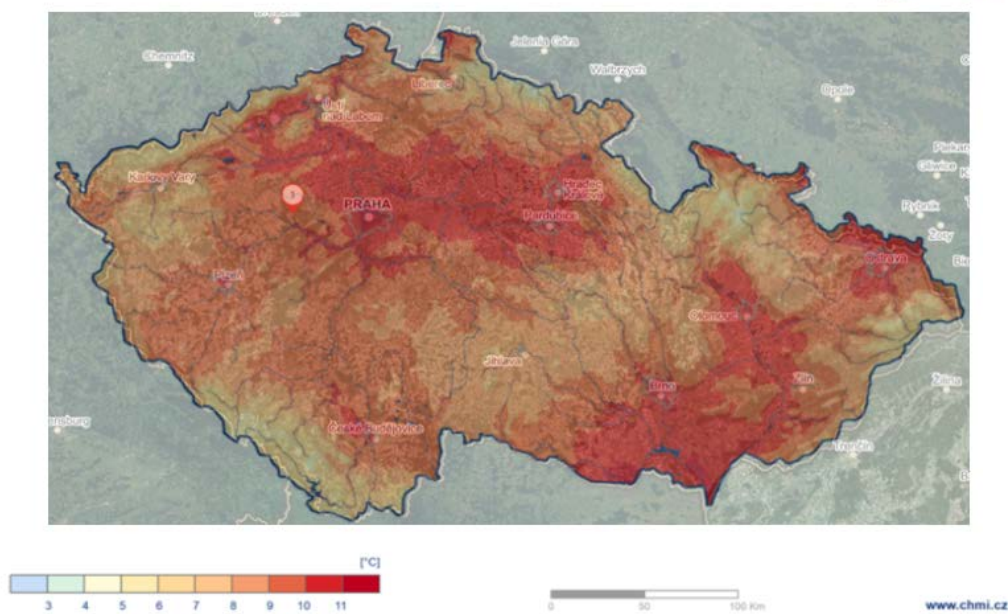


Obrázek 18: Klimatické oblasti podle Quittovi klasifikace (1971) <http://moravske-karpaty.cz/prirodni-pomery/klima/klimaticke-oblasti-dle-e-quitta-1971/>

Průměrné roční teploty v místě mokřadu jsou viditelné na obr. č. 19. Teploty se v těchto místech pohybují mezi 7-8 °C. Roční úhrn srážek se v této oblasti pohybuje kolem 550-600 mm. Srážky jsou viditelné na obr. č. 20. (mapy podnebí CHMI).

Průměrná roční teplota vzduchu v roce 2020

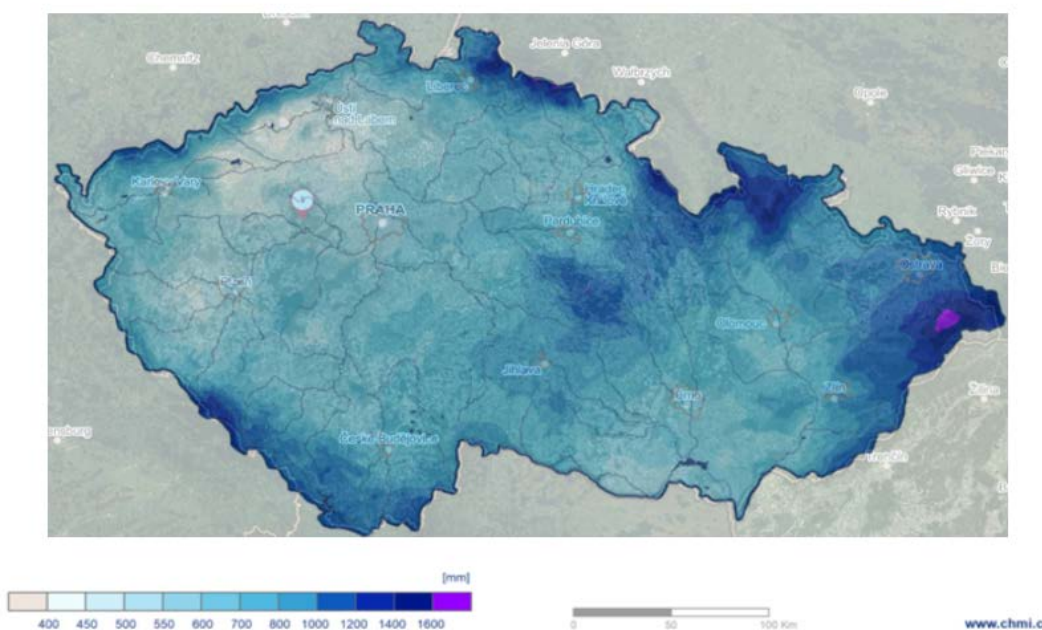
Český hydrometeorologický ústav



Obrázek 19: Průměrné roční teploty vzduchu v okolí mokřadního systému (CHMI 2020)

Úhrn srážek v roce 2020

Český hydrometeorologický ústav



Obrázek 20: Průměrné roční úhrny srážek v okolí mokřadního systému (CHMI 2020)

4.1.3 Popis celého systému hybridního mokřadu

Mokřadní sestava je umístěna v údolí mezi zemědělskou plochou a lesem. Přilehlé zemědělské plochy byly poslední 4 roky osázeny vojtěškou (*Medicago sativa*).

První systém je vytvořen jako mokřad s horizontálním podpovrchovým průtokem. Jako filtrační materiál byl využit štěrk s příměsí březové předsušené štěpky. Štěpka je přidána do filtračního materiálu jako zdroj uhlíku, protože drenážní vody jsou poměrně chudé na organické látky, které jsou nutné pro denitrifikaci.

Délka mokřadu je 16,8 m a šířka 8,85 m. Do mokřadu proudí voda z Brejlského potoka, do kterého je před mokřadem zaústěn drenážní příkop a horizontální mokřad tak vytváří první stupeň kombinovaného čištění drenážní vody. Osázen je chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), která je v české republice hojně využívána právě pro osázení mokřadů a dále byly vysázeny sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) a kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*).

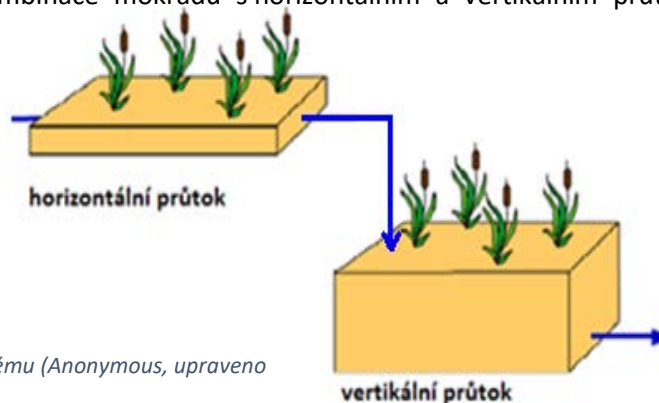
Po průchodu vody prvním mokřadem voda protéká druhým mokřadem s vertikálním podpovrchovým průtokem, který v tomto systému působí jako druhý systém čištění. Tento mokřad je obohacen o biochar neboli bioúhel, který zajišťuje velmi vysoké odstranění organických polutantů z vody, pomáhá tedy dočišťovat organické znečištění.

Druhý mokřad má délku 15,7 m a šířku 8,1 m. Osázení mokřadu je taktéž provedeno pomocí chrastice rákosové, sítiny rozkladité a kypřeje vrbice.

Plocha celého kombinovaného systému je $275,8 \text{ m}^2 = 0,2758 \text{ ha}$.

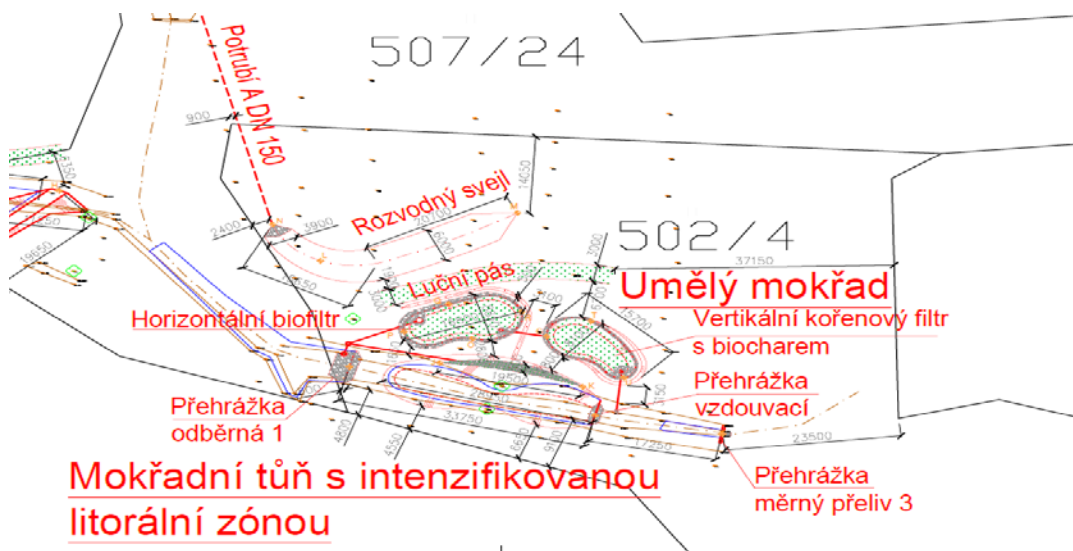
Oba systémy mají vytvořenou vrchní vrstvu z kačírku frakce 16-22 mm a okolní hrazená, které definuje celý tvar z drceného kameniva vysoké frakce 32-63 mm.

Schéma systému kombinace mokřadu s horizontálním a vertikálním průtokem je zobrazeno na obr. č. 21.



Obrázek 21: Schéma mokřadního systému (Anonymous, upraveno Švejdová 2022)

Projektová dokumentace, která byla k mokřadnímu systému vytvořena je na obr. č. 22 a překrývá topografickou mapu ČR na obrázku 23.



Obrázek 22: Novostavba mokřadních systémů v areálu Amálie - Situace 2 (Teplý L. 12/2019)



Obrázek 23: Situace překrývající topografickou mapu ČR pro porovnání navrhovaného a reálného stavu mokřadních systémů (Švejdová 2022)

4.1.4 Použitá vegetace

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.) obr. č. 24 je rákosu velmi podobná rostlina, která má vytvořenou silnou kořenovou sestavu. Dorůstá až do výšky 3 m, ovšem oproti rákosu prorůstají kořeny do malé hloubky max. 30 cm (Vymazal 1995).

Šíření a rozmnožování chrastice probíhá semeny, vegetativně výhonky i plazivými oddenky. Chrastice vytváří souvislou plochu porostu již v prvním vegetačním stádiu, s ohledem na její šíření dochází časem k eliminaci rákosu, který se nejčastěji používá v kombinaci právě s chrasticí.

Tento druh vegetace je velmi tolerantní k nízkým teplotám a silnému znečištění vody. Náchylný je naopak na pH, je potřeba aby bylo prostředí spíše neutrální pH.

Produkce biomasy je ve srovnání s rákosem nižší, nicméně se dá sklízet vícekrát ročně i během vegetativního období. Pomáhá zajišťovat eliminaci fosforu a dusíku bylinami. Daří se jí v hrubozrnných podložích, které jsou využívány pro KČOV (štěrk) (Kočková et al. 1994).



Obrázek 24: Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.) (botany.cz)

Sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) obr. č. 25 je rostlina, které dorůstá do výšky 1,5 m. Na přímých bezlistých lodyhách jsou složena květenství. Rostlina je zasiřená po celé Evropě. Využití rostliny je běžné právě pro kořenové čistírny odpadních vod. Rostlina se rozmnožuje semeny, vegetativně oddenky (Mlejnská et al., 2009).



Obrázek 25: Sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) (botany.cz)

Kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*) obr. č. 26 a 27. je vytrvalá bylina dorůstající se do výšky až 1,8 m. Na přímé čtyřhranné lodyze vyrůstají listy vstříčné kopinaté listy. Lodyha je zakončena červenofialovým květenstvím. Jelikož je kyprej vlhkomilný, daří se mu právě v mokřadním prostředí (Slavík 1997).



Obrázek 26: Kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*) (<https://gobotany.nativeplanttrust.org/species/lythrum/salicaria/>)



Obrázek 27: Kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*) (Vymazal 2021)

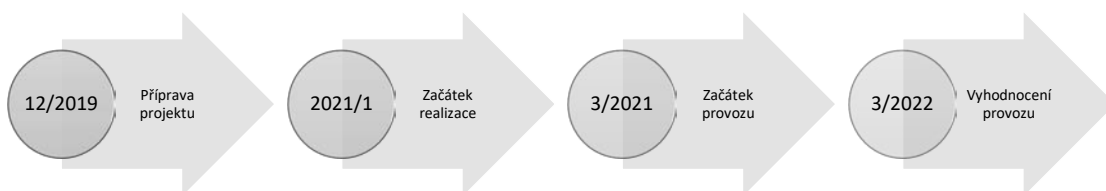
4.1.5 Časová osa provozu mokřadu

Zpracování projektové dokumentace k realizaci mokřadního systému bylo provedeno v prosinci roku 2019.

Realizace celého projektu započala v roce 2021 v lednu a v březnu roku 2021 byl mokřadní systém uveden do provozu (fotografie ihned po realizaci obr. č. 28, č. 29. a č. 30).

Po uvedení do provozu začali probíhat odběry vzorků p. profesorem Vymazalem. K únoru roku 2022 jsou zpracovány podrobné rozборы odebraných vzorků a může dojít k jejich vyhodnocení.

Fotografie z doby zpracování práce jsou na obr. 31., č. 32 a č. 33. Fotografie odběrné soustavy a odebírání vzorků na obr. č. 34 a č. 35.



Obrázek 28: Fotografie mokřadu s horizontálním podpovrchovým průtokem ihned po realizaci (Vymazal J. 2021)



Obrázek 29: Fotografie mokřadu s vertikálním podpovrchovým průtokem ihned po realizaci (Vymazal J. 2021)



Obrázek 30: Fotografie vytvořeného hybridního mokřadu ihned po realizaci (Vymazal J. 2021)



Obrázek 31: Odběrné místo CW1 - Brejslký potok (přítok) (2.1.2022 Švejdová V.)



Obrázek 32: Odběrné místo CW2 –Mokřad horizontální s biofiltrem (2.1.2022 Švejdová V.)



Obrázek 33: Odběrné místo CW3 - Mokřad vertikální s biocharem (2.1.2022 Švejdová V.)



Obrázek 34: Odebraná sestava vzorků vč. odběrového nástroje 30.1.2022 (Švejdová V.)



Obrázek 35: Odběr vzorků 16.1.2022

4.1.6 Sledované parametry a metodika odběrů a chemické analýzy

Souběžně se zpracováním teoretické části práce dochází k experimentální části, a to k pravidelným odběrům vzorků pro chemické rozborů vody na týdenní bázi. Vzorky se odebírají pomocí tyčového nástavce a přidělané odběrné lahvičky. Přelévají se následně do uzavíratelných plastových nádobek. Tyto vzorky jsou následně dopraveny do laboratoře, kde probíhají chemické rozborů složení, ze kterých je výstupem tabulka v Excelu s výslednými hodnotami.

Odběry jsou prováděny ze třech míst:

- Brejlský potok – odběrné místo č. 1.
- Umělý mokřad horizontální (biofiltr) – odběrné místo č. 2.
- Umělý mokřad s vertikálním kořenovým filtrem (biochar) - odběrné místo č. 3.

Vzorky jsou vždy označené jako CW-1, CW-2, CW-3 a datum odběru, např. 2. 1. 2022.

V práci je zpracována literární rešerše pro uvedení do problematiky umělých mokřadů za pomoci dostupné literatury v knižní i internetové podobě. Veškerá použitá literatura bude uvedena ve zdrojích.

V další části je vymezeno území mokřadu Amálie a zmapování půdních a hydrologických podmínek oblasti (ČHMÚ). Projektová dokumentace k mokřadu. Vytvoření časové osy k provozu mokřadu, časový harmonogram s popisem odběru vzorků včetně fotografií. Fotografie použité v této práci byly pořízeny autorem v období odebírání vzorků.

Vyhodnocení výsledků z chemických rozborů (především obsah organických látek, fosforu, dusíku a těžkých kovů), zjištění účinnosti čištění drenážních vod. Díky odběrnému místu č. 1. je možné porovnat vlastnosti vody na přítoku a na konci procesu. Zároveň bude vytvořen graf vývoje za celé období provozu.

Po odběru jednotlivých vzorků došlo ke zmražení. Po sběru vzorků z více termínů byly odvezeny na fakultu ČZU ke zpracování v hydroanalytické laboratoři FŽP.

Ve vzorcích vody z jednotlivých stanovišť byly analyzovány tyto parametry: pH, amoniak (NH₄⁺), dusičnany (NO₃⁻), dusitany (NO₂⁻), celkový dusík (TN), celkový uhlík (TC), celkový anorganický uhlík (TIC), celkový organický uhlík (TOC), sírany (SO₄²⁻), chloridy (Cl⁻), Fluoridy (F⁻), fosforečnany (PO₄³⁻) a celkový fosfor (TP). Anionty (chloridy, sírany, dusičnany, dusitany, fluoridy a fosforečnany) byly měřeny na iontovém chromatografu Metrohm 883 Basic plus (Herisau, Švýcarsko).

Amoniak byl měřen spektrofotometricky na přístroji Cary 60 UV-VIS (Agilent technologies, Walbronn, Německo) indofenolovou metodou podle ČSN EN ISO 7150-1.

Stanovení pH bylo provedeno podle ČSN ISO 10 523 na pH-metru Radiometer Copenhagen PHM84 Research pH Meter (Kodaň, Dánsko).

Celkový dusík a jednotlivé formy uhlíku (TC, TIC, TOC) byly měřeny na přístroji FORMACS (Skalar, Breda, Nizozemí).

5. Výsledky

Výsledné grafy jsou zpracovány dvojí formou. V první části jsou zhodnoceny koncentrace chemických látek ke každému stanovišti v průběhu roku. Aby bylo přehledně zřetelné z grafu, jaké jsou rozdíly koncentrace látky na každém stanovišti. Stanoviště jsou celkem tři. Stanoviště č. 1. reprezentuje vstupní hodnoty, vzorky byly odebírány z Brejlského potoka na přítoku do horizontálního umělého mokřadu. Stanoviště č. 2 je odtok z horizontálního mokřadu (= přítok do vertikálního mokřadu). Stanoviště č. 3. je odtok z vertikálního mokřadu s biocharem.

Druhou částí jsou zpracované roční zhodnocení průměrných koncentrací látek a procentuální úbytek či příbytek látek.

5.1 Celkový dusík

TN – Total Nitrogen je hodnota celkového dusíku. Dusík má v mokřadním prostředí komplexní biogeochemický cyklus, ve kterém probíhají transformace. Nejdůležitější formy dusíku jsou amoniak dusitany a dusičnany. Výsledek celkové hodnoty dusíku zahrnuje všechny tyto hodnoty. Koloběh dusíku a procesy změn, kdy se mění anorganické sloučeniny na organické a zpět vyžadují energii. Zdrojem energie je pro tyto procesy organický uhlík. (Vymazal 2016).

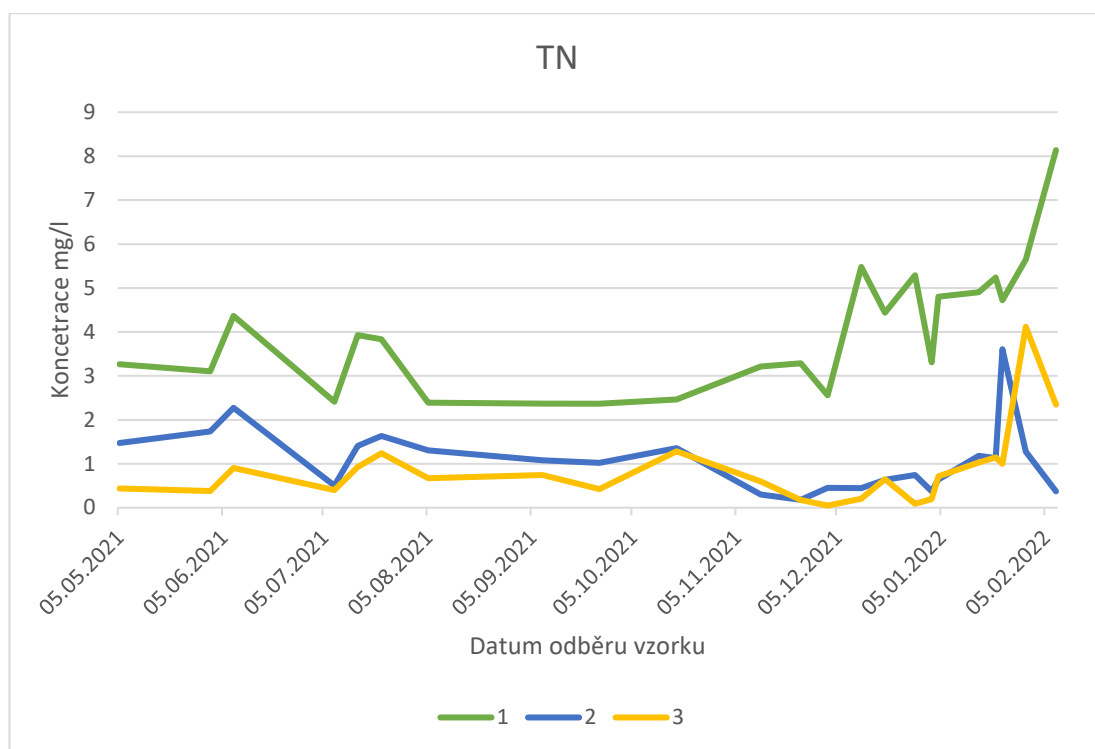
Na grafu č. 2 jsou znázorněné ke každému stanovišti jednotlivé hodnoty, které jsou výsledkem 9 měsíčního testování a odebírání vzorků. Na grafu můžeme pozorovat jednotlivé změny koncentrací na stanovištích v řádech měsíců. Výrazná změna je pozorovatelná v lednu letošního roku, kdy došlo k výraznému zvýšení celkového dusíku na přítoku do mokřadní sestavy, až o dvojnásobek oproti výsledkům z května loňského roku.

Tento jev může být způsobený především počasím, proces nitrifikace a denitrifikace jsou ovlivněny teplotou (Vymazal 2016).

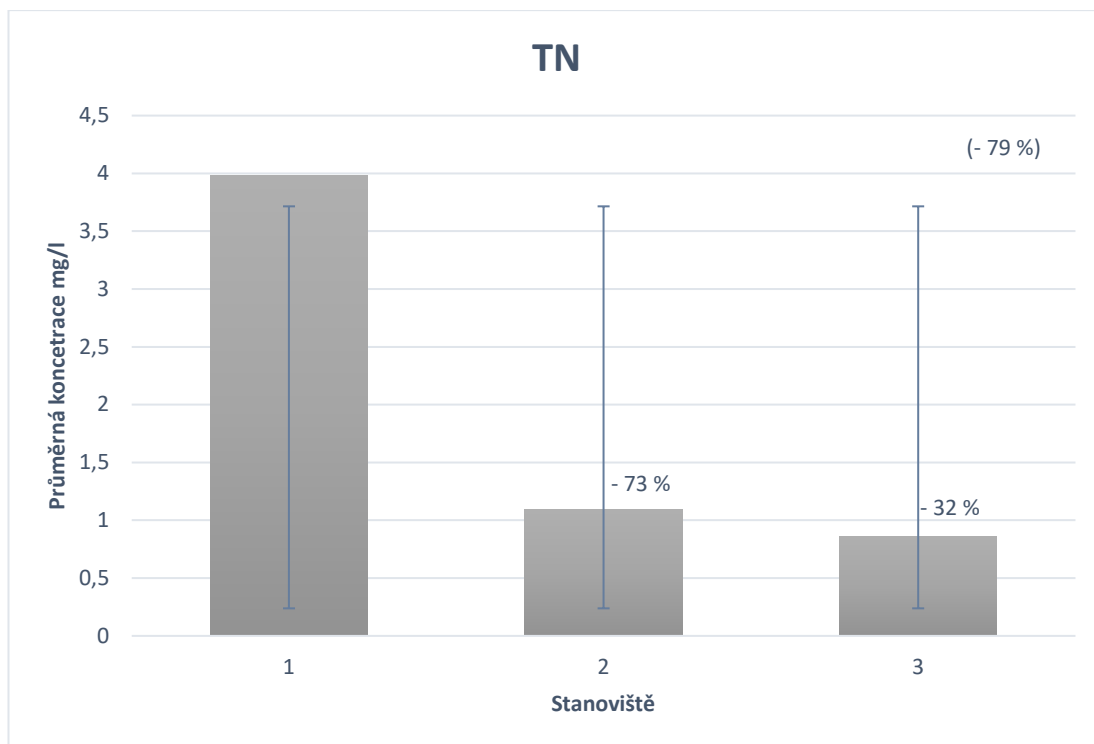
Na základě hodnot z grafu č. 2 bylo vypracováno průměrné zhodnocení za celé sledované období. Na grafu č. 3. jsou patrné výsledky, kdy jsou znázorněny ke každému stanovišti průměrné hodnoty koncentrací celkového dusíku.

Účinnost čištění mezi prvním stanovištěm, kdy jsou dělány rozbory z vody na přítoku, a rozbory vody ze stanoviště č. 2 (mokřad s horizontálním průtokem a biofiltrem) jsou 73 %. Dočištění vody ze stanoviště č. 2 ve stanovišti č. 3 zmenší koncentrace o 32%. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Výsledkem je účinnost čištění mezi vzorky z odběrného místa č. 1 a č. 3 79% za celé období.



Graf 2: Koncentrace celkového dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)



Graf 3: Průměrné koncentrace celkového dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému) s vyznačenou směrodatnou odchylkou. Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

5.2 Dusičnany

Nejpodstatnějším faktorem u čištění drenážních vod je odstranění dusičnanů. Přirozeně se vyskytující ionty-dusičnany jsou součástí komplexního koloběhu dusíku. Ve velkém množství jsou využívány jako průmyslová hnojiva. Do prostředí se mohou dostat jak podzemní tak povrchovou vodou, z důvodu hnojení zemědělské půdy. Dusičnany se mohou měnit na toxické dusitany, které jsou zdraví škodlivé při vysoké koncentraci (Vymazal 2017).

S ohledem na umístění mokřadního systému pod zemědělskými poli se dala predikovat vyšší koncentrace dusičnanů, kterou mají kombinované mokřadní systémy eliminovat s min. očekávanou účinností 50%.

Hodnoty na vstupu z odběrného místa č. 1 jsou v prvních měsících odběrů na vzrůstu až k 17 mg/l. Od srpna až do prosince hodnoty nepřekročily 15 mg/l. Ovšem v zimních měsících došlo k výraznému nárůstu koncentrace až na 22 mg/l. Zdraví škodlivé mohou být hodnoty od 50 mg/l pro dospělého jedince.

Na grafu č. 4. můžeme pozorovat křivku koncentrace na vstupu a porovnat ji s výstupními hodnotami z odběrného místa č. 2 a následně č. 3 za celé období odebrání vzorků.

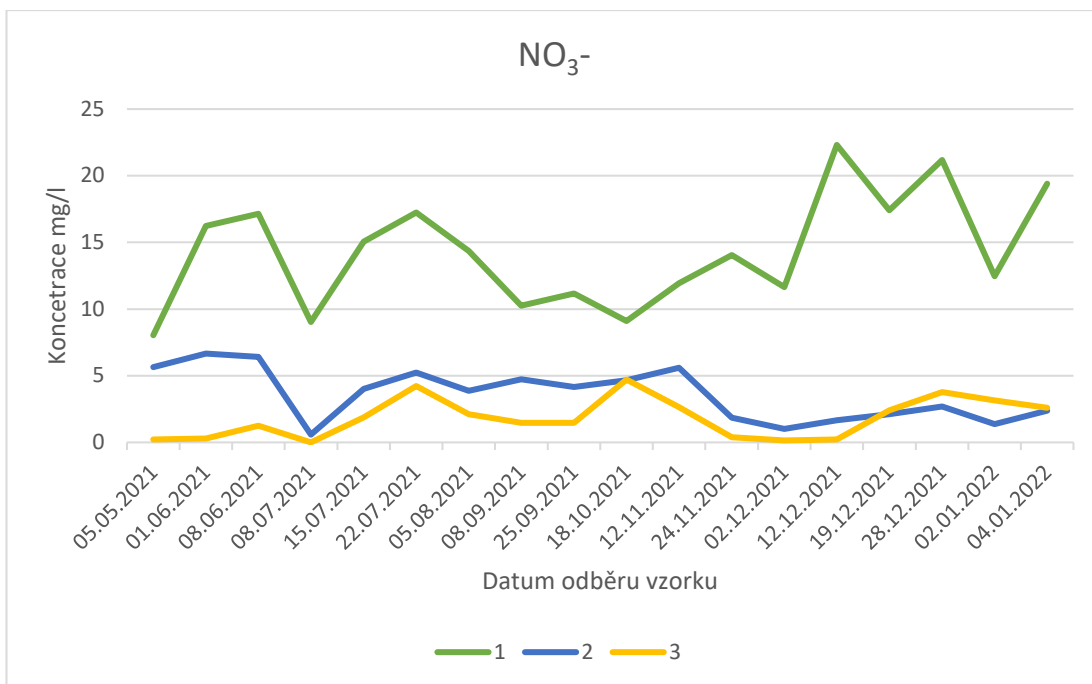
Díky přidané štěpce v mokřadu horizontálním průtokem (č. 2) dochází k úspěšnému procesu denitrifikace a dusičnany se eliminují. Hodnoty klesají a drží se v horizontu 5 mg/l a v zimních měsících klesly pod 2 mg/l.

Třetí stupeň čištění v mokřadním prostředí s vertikálním průtokem a biocharem dosahuje hodnot pod 1 mg/l.

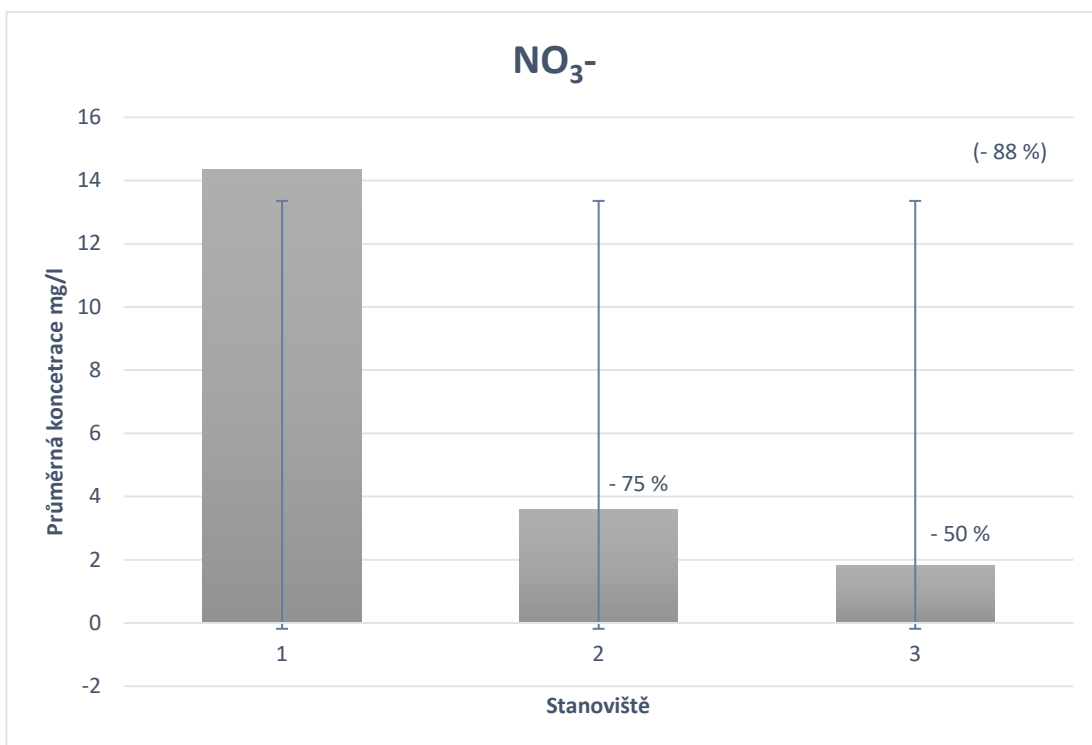
Účinnost čištění je zobrazena na grafu č. 5. kdy jsou opět vytvořené průměrné hodnoty na jednotlivých stanovištích, za celou dobu pozorování a odběru vzorků. Na základě těchto výsledků byla vypočítána procentuální úspěšnost čištění drenážních vod od dusičnanů. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Účinnost čištění mezi prvním stanovištěm, kdy jsou dělány rozbory z vody na přítoku, a rozbory vody ze stanoviště č. 2 (mokřad s horizontálním průtokem a biofiltrem) jsou 75 %. Dočištění vody ze stanoviště č. 2 ve stanovišti č. 3 zmenší koncentrace o dalších 50 %.

Výsledkem je účinnost čištění mezi vzorky z odběrného místa č. 1 a č. 3 88% za celé období pozorování.



Graf 4: Koncentrace dusičnanů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)



Graf 5: Průměrná koncentrace dusičnanů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

5.3 Amoniakální dusík

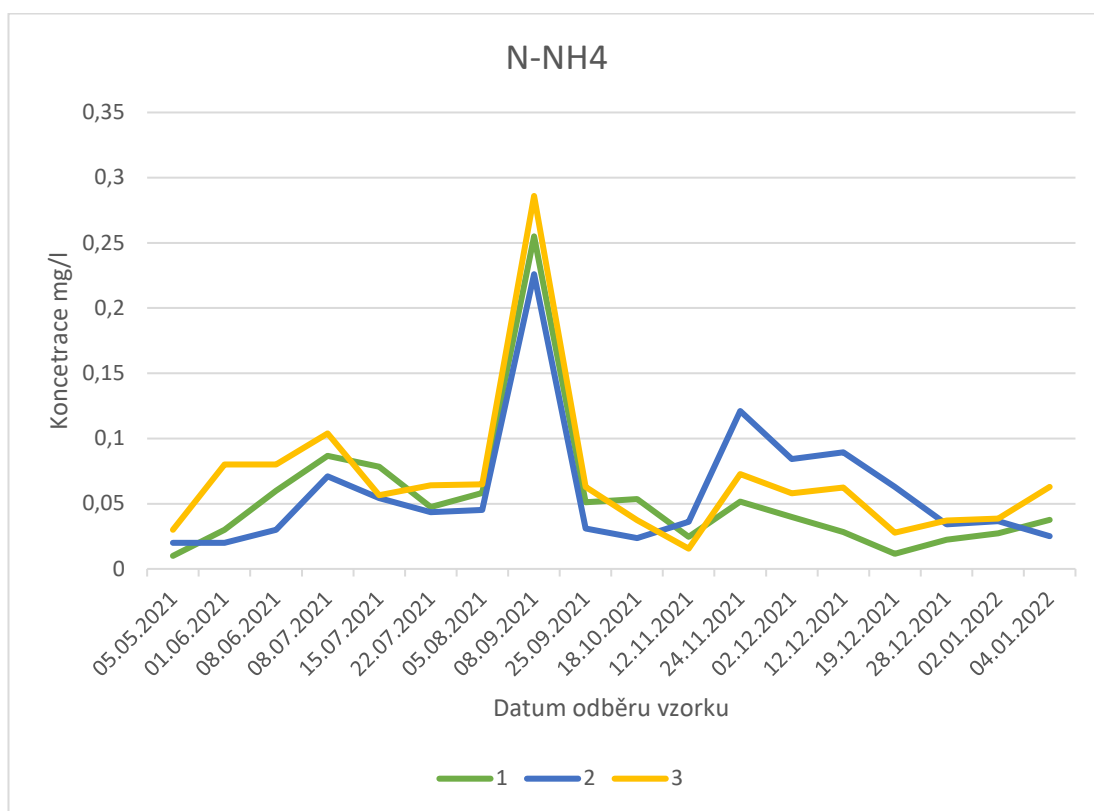
Výsledné hodnoty amoniakálního dusíku jsou velmi nízké, koncentrace na vstupu ani na výstupu nepřesahují 1mg/l. Účinnost čištění se u některých odběrů jeví jako 20 % po průchodu prvním mokřadem (v rámci jednoho výsledku), po průchodu druhým jsou hodnoty často vyšší, než byly na vstupu do hybridního mokřadu.

Na grafu č. 6. můžeme pozorovat průměrné zvyšování a snižování hodnot na stupu i na výstupu za celé období.

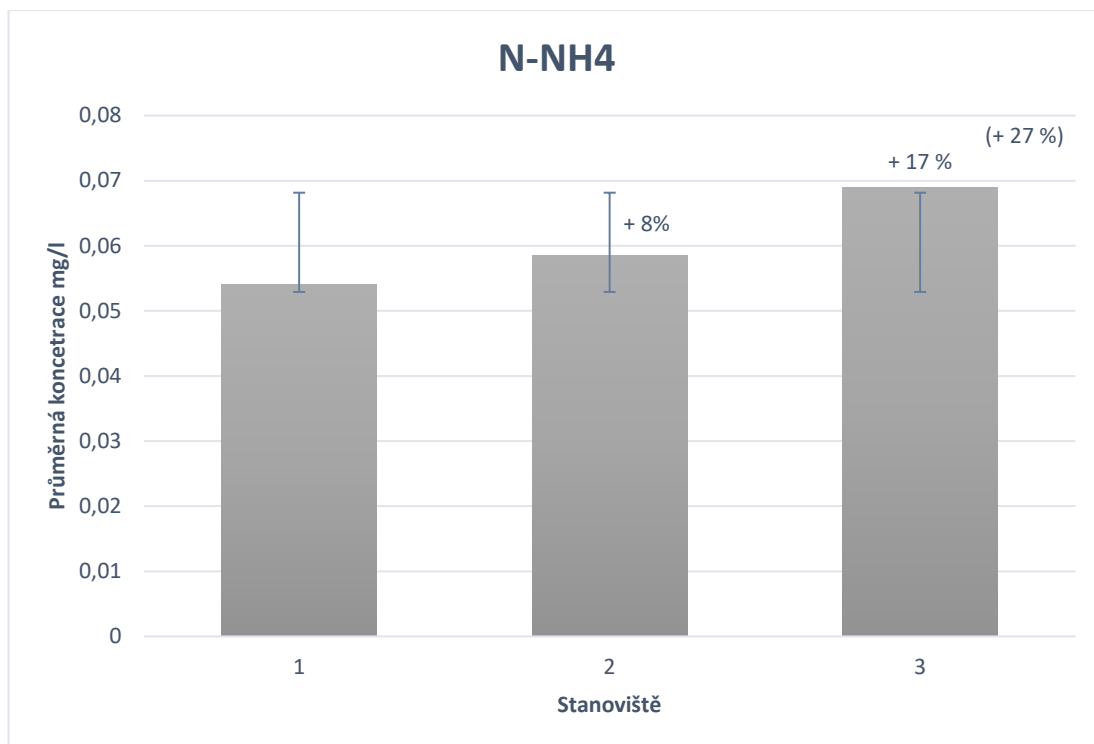
Na grafu č. 7. je zhodnocený průměr za celé období, kdy mezi stanovištěm č. 1 a č. 2 došlo k nárůstu o 8%. Mezi stanovištěm č. 2 a č. 3. došlo opět ke zvýšení o 17 %. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Celkový výsledek je zvýšení koncentrace o 27% oproti koncentracím na vstupu.

U mokřadů s horizontálním průtokem je predikována nižší účinnost čištění, nicméně zvýšení hodnot poukazuje na anoxické podmínky v prostředí.



Graf 6: Koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)



Graf 7: Průměrné koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

5.4 Celkový uhlík TC

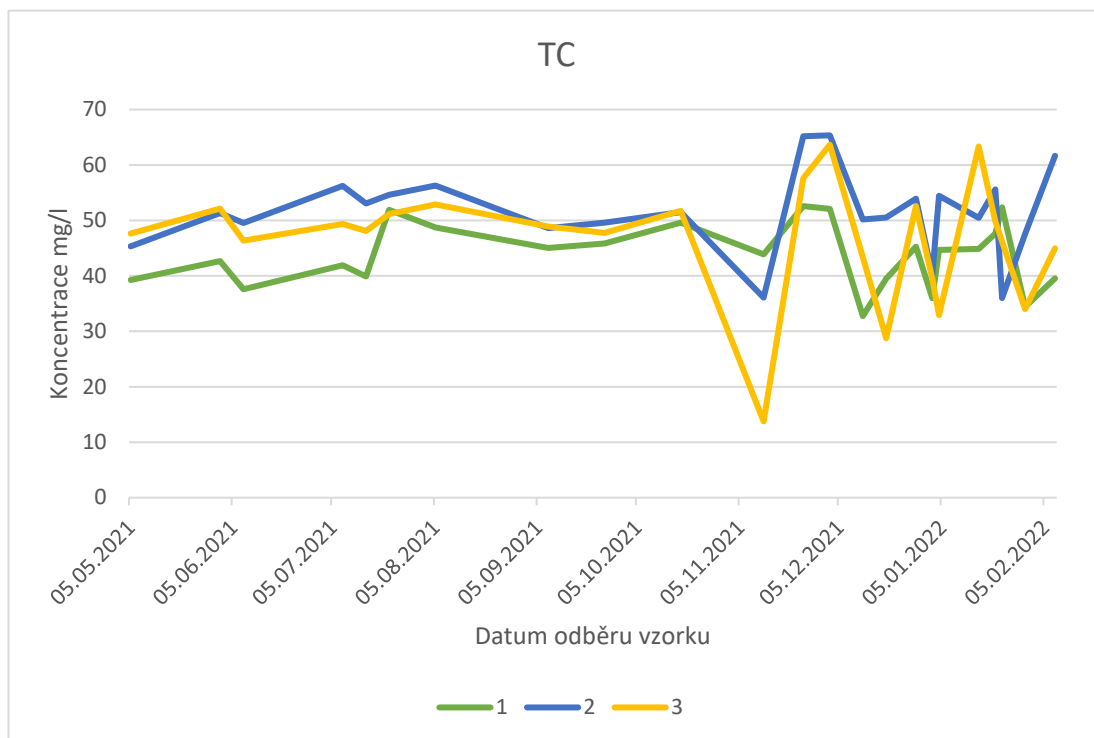
Hodnota celkového uhlíku TC v mokřadním prostředí je dána součtem celkového organického uhlíku TOC a anorganického uhlíku IC.

Mokřady jsou známé pro akumulární schopnosti živin, mokřadní půdy obsahují organický uhlík v minimálně 12 až 18 % (Mitch & Gosselink 2007).

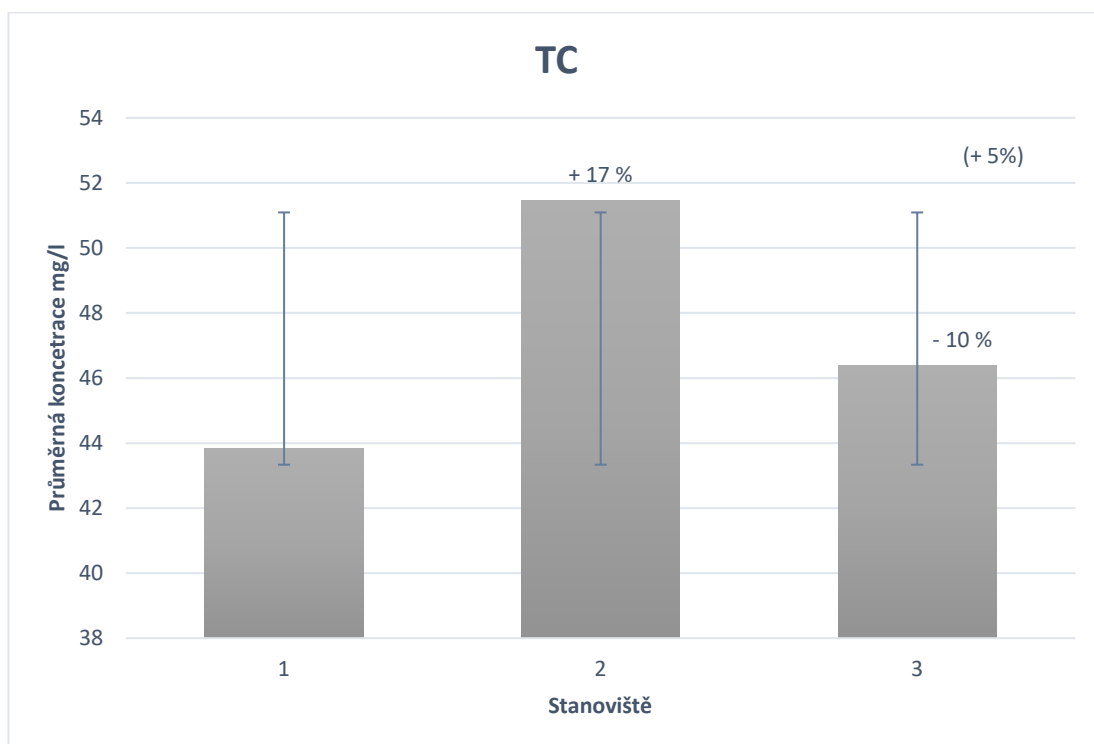
Na grafu č. 8. jsou zobrazené výsledné koncentrace každého stanoviště v průběhu sledování. Vstupní hodnoty ze stanoviště č. 1 jsou nižší, než výstupní hodnoty ze stanoviště č. 2. To je způsobeno zvýšením podílu organického uhlíku z mokřadu s horizontálním průtokem a biofiltrem. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Na grafu č. 9. je vytvořené průměrné zhodnocení za celé období ke každému stanovišti. Na základě těchto hodnot byla vypočtena procentuální účinnost čištění. Mezi stanovištěm č. 1 a č. 2. došlo k 17 % nárůstu koncentrace celkového uhlíku. Mezi stanovištěm č. 2 a č. 3. pozorujeme pokles o 10 %.

Výsledkem je průměrně 5 % nárůst celkového uhlíku mezi hodnotami na vstupu a na výstupu.



Graf 8: Koncentrace celkového uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)



Graf 9: Průměrné koncentrace celkového uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

5.5 Celkový organický uhlík

TOC – Total Organic Carbon je primární parametr ukazující kvalitu vody. Soubor stanovující celkové množství organických látek ze vzorku vody. Parametr TOC se využívá pro analýzy silně znečištěných povrchových i odpadních vod. Vyjadřuje nám množství oxidu uhličitého, který vznikl při oxidaci organických látek v mokřadním prostředí.

Vysoké hodnoty TOC mohou poukazovat na vysoké znečištění odpadní vody, které může vést ke snížení obsahu rozpuštěného kyslíku a tak ohrozit vodní společenstva. Výsledky stanovují charakter organického znečištění a jeho případné změny v prostředí, ze kterého se odebírají vzorky. Výsledné koncentrace TOC jsou znázorněny v grafu č. 10.

Před posuzováním výsledného grafu je podstatné zmínit, že mokřad s horizontálním průtokem je obohacen dřevní štěpkou, která se postupem času rozkládá a uvolňuje organické látky, protože voda na přítoku neobsahuje vyšší koncentrace organického uhlíku. Slouží tedy jako jeho doplnění, aby v mokřadním prostředí mohla probíhat denitrifikace.

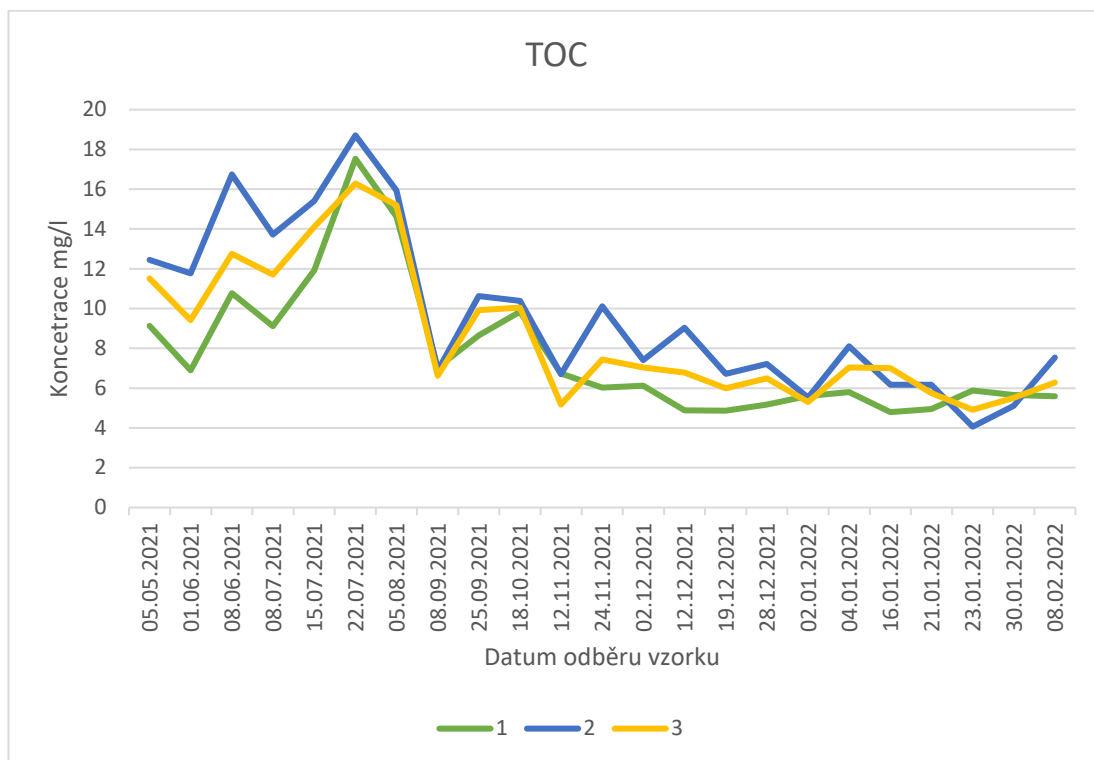
První tři měsíce provozu se hodnoty na vstupu (č. 1.) pohybují kolem 10mg/l. V letních měsících dochází k nárůstu až na 17 mg/l a v září dochází k prudkému poklesu na 6 mg/l. V měsíce říjen dochází k mírnému nárůstu na 10 mg/l a následně se v zimních měsících se hodnoty drží průměrně kolem 5 mg/l. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Hodnoty celkového organického uhlíku ze vzorku odebraného ze stanoviště č. 2 (horizontální mokřad) mají obdobný vývojový trend jako hodnoty na vstupu, nicméně ve vyšším poměru koncentrace. Z tohoto jevu je zřetelné, že přidání dřevní štěpky plní svojí funkci. Hodnoty se v prvních měsících pohybují kolem 11-12 mg/l a v červenci se dostanou až na 18 mg/l. Postupně, tak jako se začínají ochlazovat teploty, došlo ke snížení koncentrace a v měsíci září se hodnoty dostali na 6 mg/l.

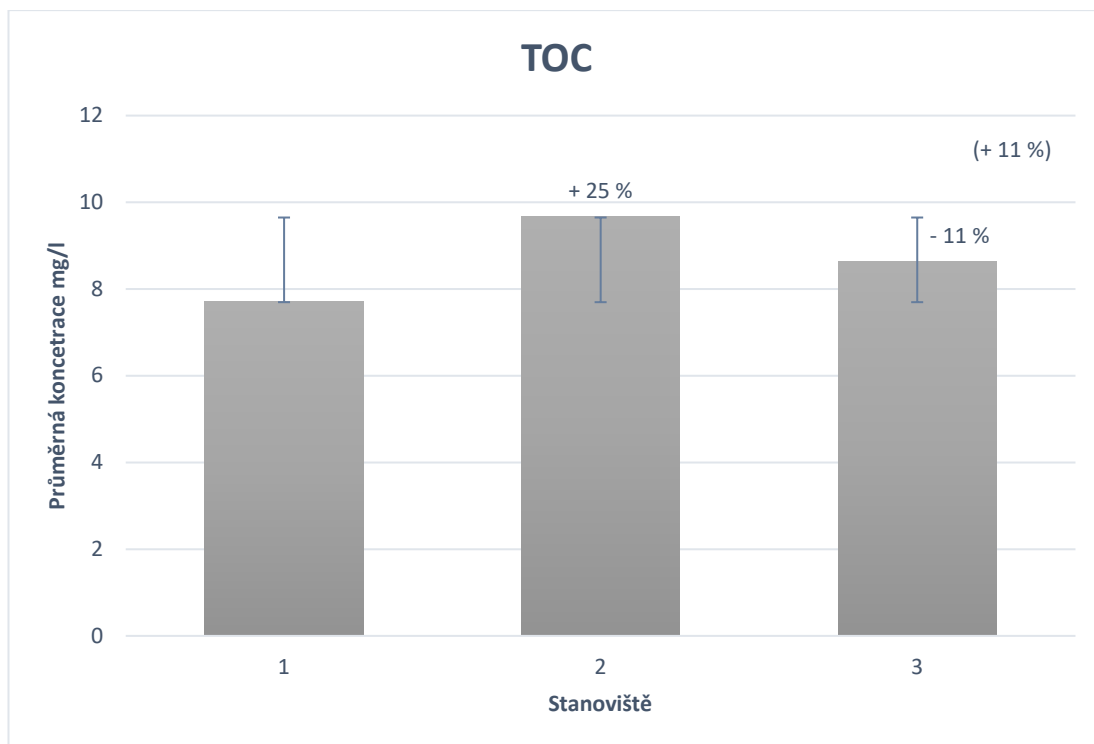
Z odběrného místa č. 3 kdy drenážní voda prošla celou mokřadní sestavou, jsou výsledky celkového organického uhlíku nižší než na stanovišti č. 2., ovšem vyšší než na stanovišti č. 1. Nejvyšší hodnoty koncentrace se objevily v letních měsících 16 mg/l a nejnižší hodnoty v lednu 4,9 mg/l.

Účinnost čištění znázorněna na grafu č. 11 poukazují na nárůst celkového organického uhlíku mezi stanovištěm č. 1 a č. 2. o 25 %. Mezi stanovišti č. 2 a č. 3 došlo k poklesu hodnoty koncentrace o 11 %.

Výsledkem je celkový nárůst organického uhlíku o 11% mezi vstupními a výstupními hodnotami.



Graf 10: Koncentrace celkového organického uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)



Graf 11: Průměrné koncentrace celkového organického uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

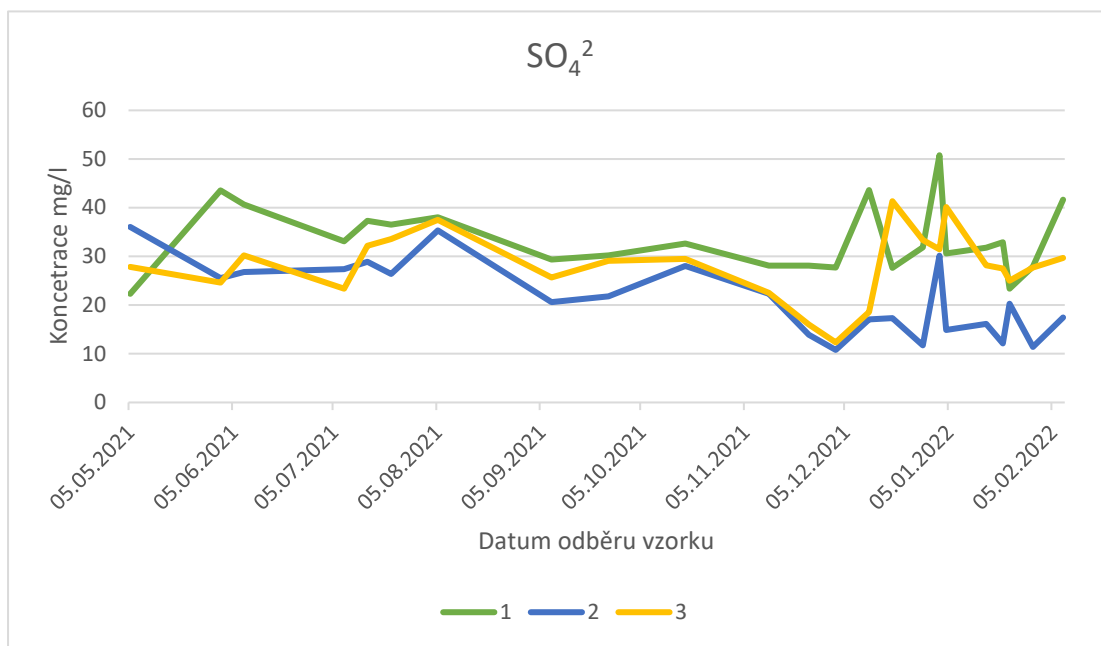
5.6 Sířany (SO_4^{2-})

Síra se v mokřadních systémech nalézá v mnoha oxidačních stupních, obdobně jako u dusíku dochází k transformaci pomocí několika procesů, které způsobují mikroorganismy. Výskyt a procento koncentrací síry je jen ve výjimečných případech limitující pro růst rostlin. Mikrobiální transformace síry je pevně spjatá s procesy uhlíku (Vymazal 2017).

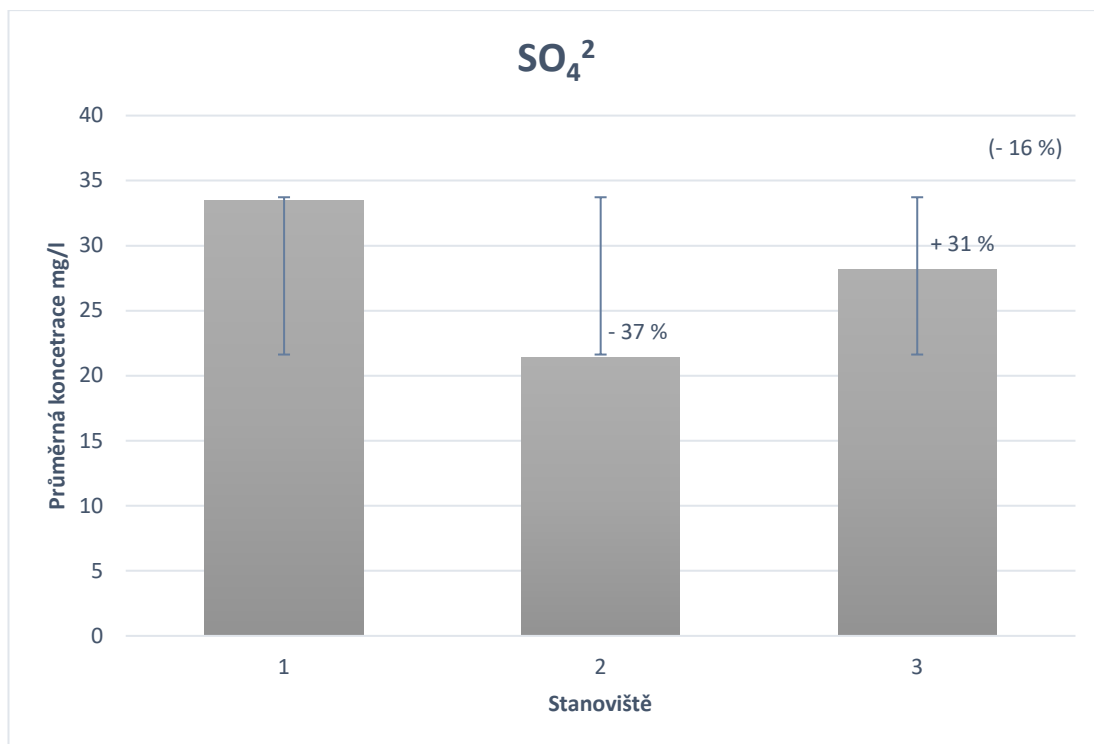
Na grafu č. 12. jsou zobrazené výsledné hodnoty koncentrací k jednotlivým stanovištím. Vstupní hodnoty ze stanoviště č. 1 se pohybují mezi 20 až 50 mg/l. Ke zvýšení na 50 mg/l došlo v lednu letošního roku. Na stanovišti č. 2 se hodnota síranu pohybuje téměř vždy nejnižší, účinnost odstranění síranů po průchodu mokřadem s podpovrchovým horizontálním biofiltrem až 37%. Výsledné hodnoty na tomto odběrném místě jsou nejnižší v lednu konkrétně 11 mg/l. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Průměrné hodnoty za celé období jsou vyneseny na graf č. 13. Po průchodu drenážní vody skrz mokřad s vertikálním průtokem (biofiltr) dochází k poklesu síranu ve vodě o 37%, oproti tomu mezi vodou procházející ze stanoviště č. 2 a stanoviště č.3 je nárůst o 31%.

Výsledná hodnota čištění drenážní vody od síranů po průchodu celou sestavou činí snížení o 16%.



Graf 12: Koncentrace síranů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)



Graf 13: Průměrné koncentrace síranů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

5.7 Fosfor

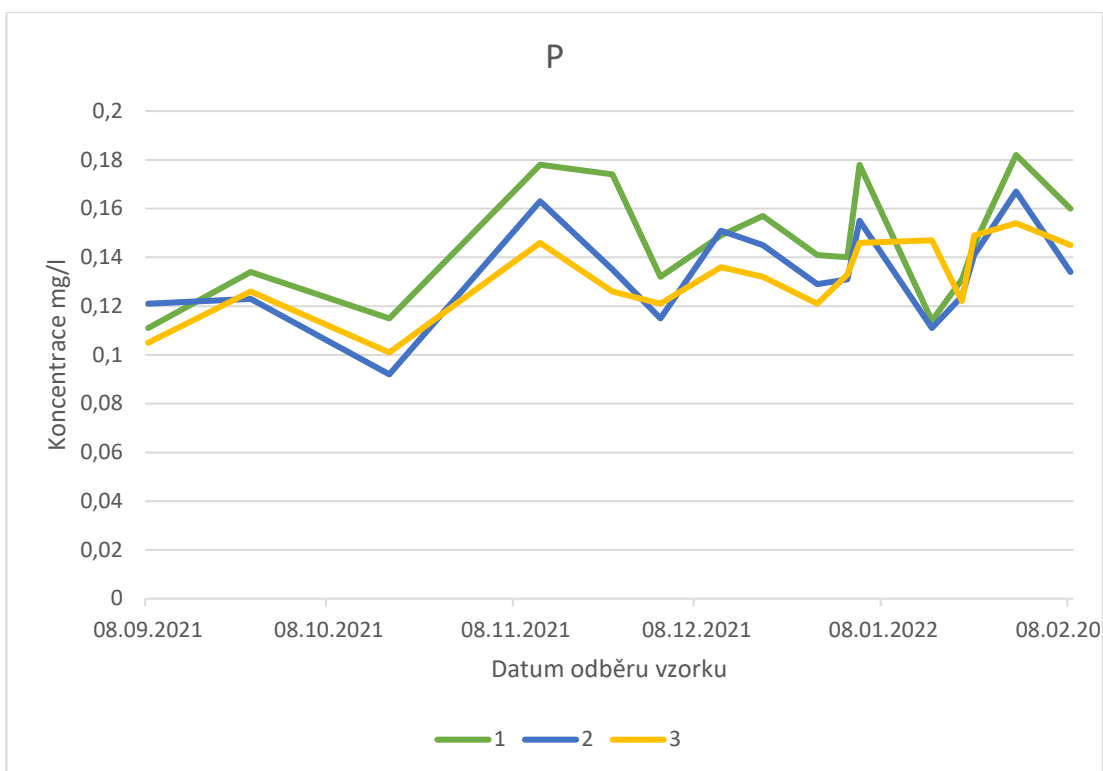
Fosfor je živina, která je podstatná při růstu organismů. Nadměrné koncentrace fosforu mohou vést k eutrofizaci vody a velkému růstu řas a sinic.

Eliminace fosforu z odpadní vody probíhá pomocí několika procesů jako je půdní adsorpce, srážení, nebo příjemem rostlin. Podle studií dochází v mokřadních prostředích k odstraňování fosforu s účinností kolem 50%, jelikož materiál, který je používán jako plnivo filtračního lože má velmi malý sorpční potenciál.

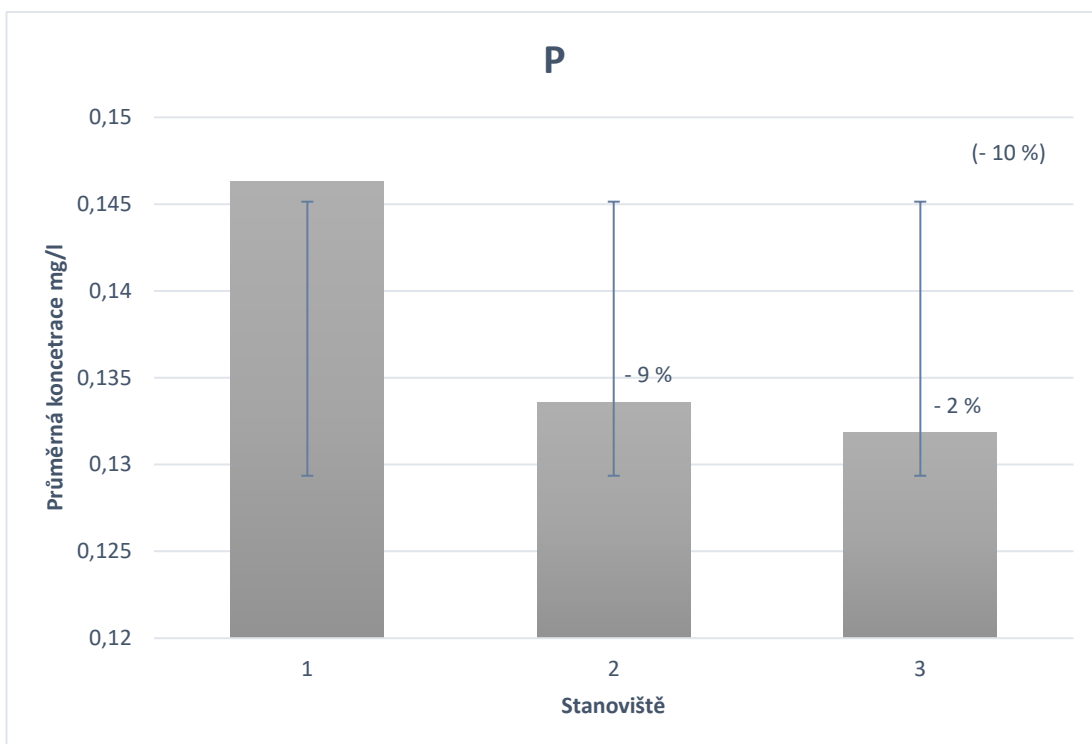
U výsledných hodnot ze sledování a rozborů vyplývá, že nejvyšší hodnota na vstupu do prostředí byla 0,182 mg/l a na výstupu 0,101 mg/l, hodnoty jsou zobrazeny na grafu č. 14. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.

Účinnost průměrné eliminace fosforu zobrazena na grafu č. 15 je mezi stanovištěm č. 1. a č. 2. 9 %. Došlo k poklesu i mezi stanovištěm č. 2 a č. 3 o další 2 %.

Celkem se tedy vstupní hodnoty koncentrace snížily o 10 %.



Graf 14: Koncentrace fosforu na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 16 (9/2021-2/2022)



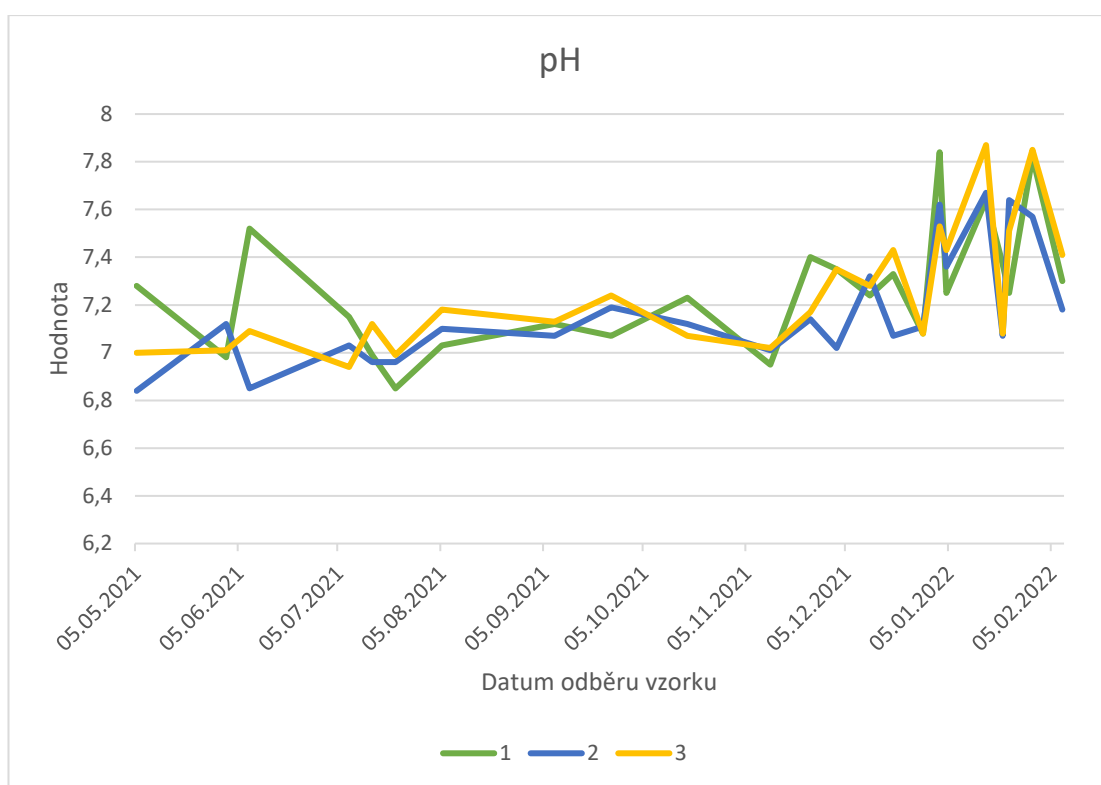
Graf 15: Průměrné koncentrace fosforu na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 16 (9/2021-2/2022)

5.8 hodnota pH

Hodnota pH vody znázorňuje, zda je voda zásaditá nebo kyselá. pH přímo ovlivňuje chemické, fyzikálně chemické a biologické procesy v mokřadu (Viessman & spol., 2008).

V případě hodnoty pH nižší než 6 je voda kyselá, to může způsobit několik nežádoucích jevů např. korozi na stavebních materiálech, jako jsou výztuže, těžké kovy se mohou lépe rozpouštět a dostávat se do vodního prostředí v té nejrizikovější formě. Optimální hodnota pH vody je 6-8. Pokud nastane jev, při kterém je hodnota pH vyšší než 8, pak je voda zásaditá a to může způsobit zamezení rozpouštění látek, mohou se tvořit větší vrstvy minerálů, které zamezí průchodu vody v potrubí (Kaplan et. al. 2003).

Výsledný graf č. 16 znázorňující hodnotu pH na všech odběrných stanovištích ukazuje, že se hodnoty pH drží v rozmezí 6-8, voda je tedy neutrální. Výsledné hodnoty, ze kterých jsou vytvářeny grafy, jsou podrobně rozepsány v tabulkách, které jsou uvedeny v příloze práce.



Graf 16: Výsledné hodnoty pH na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (9/2021-2/2022)

6. Diskuze

Voda, jako životu nezbytný element, je bohužel v dnešní době mezi lidmi velmi podceňovanou složkou. Mnozí z nás si stále neuvědomují, jak obrovské bohatství právě voda představuje. V době 21. století, kdy jsme všichni nuceni se přizpůsobovat neustálému pokroku a vývoji, mnohdy zapomínáme na základní lidské potřeby, výchovu dalších generací, myšlení na budoucnost a trvalou udržitelnost. Neuvědomujeme si hodnoty, které jsou nejen pro nás, ale pro celé lidstvo opravdu důležité. Oceňuji, že existuje spousta organizací, které se touto problematikou zabývají a mají snahu šířit osvětu mezi velkou část populace.

Kvalita vody, její množství a obecně nakládání s ní je celosvětový problém. Je potřeba se zamýšlet nad šetrnějšími způsoby nakládání s vodou, ale v neposlední řadě také nad realizací jednotlivých opatření. Zemědělská půda má v České republice rozlohu > 4 mil. ha. Na znečištění vody má zemědělství velký podíl a zajištění čištění drenážních vod pomocí mokřadů je levnou, především účinnou variantou. Kořenové čistírny odpadních vod dokáží účinně čistit odpadní vody ihned po uvedení do provozu. Za poměrně krátké sledovací období téměř jednoho roku lze porovnat průměrné účinnosti čištění a zjistit tak efektivitu provozu a případné nedostatky.

Skutečnost, že přirozené mokřady zadržují jak dusík, tak fosfor, byla popsána již začátkem 70. let minulého století (Mitsch et al., 1979). Využití umělých mokřadů pro čištění drenážních vod ze zemědělství bylo však navrženo později realizováno až začátkem 90. let minulého století (Mitsch, 1992; Van der Valk, 1992; Phipps a Crumpton, 1994). Využití umělých mokřadů pro čištění drenážních vod se rozšířilo především v USA, Evropě a Novém Zélandu (Kovacic et al., 2000; Arheimer a Pers, 2017; Blankenberg et al., 2008; Tanner a Sukias, 2011).

Převážná část vybudovaných umělých mokřadů pro čištění drenážních vod byla navržena jako systémy s volnou vodní hladinou. V těchto mokřadech probíhá odstraňování znečištění ve vodním sloupci, který je převážně aerobní, a tak redukce dusičnanů, které bývají nejčastěji cílem čištění těchto vod, je omezeno na vrstvu rozkládající se biomasy mokřadních rostlin na dně mokřadu. Při dekompozici biomasy se do vody uvolňují organické látky nezbytné pro denitrifikaci (Land et al., 2016). V sedmdesátých letech dvacátého století byly vkládány velké naděje do systému s volně plovoucí vegetací, nicméně s ohledem na náročnost provozu a údržby a nutnost velmi častého sklizení biomasy se tyto systémy příliš neosvědčily (Vymazal 2016).

V poslední době se začínají využívat pro odstraňování dusičnanů z drenážních vod i umělé mokřady s horizontálním podpovrchovým průtokem (Bruun et al., 2016; Carstensen et al., 2019; Vymazal et al., 2020). Tyto mokřady poskytují převážně anoxické/anaerobní podmínky ve filtračním loži, což jsou podmínky ideální pro denitrifikaci (Mitsch, 1992). Jelikož jsou drenážní vody převážně chudé na organické látky, je potřeba zajistit zdroj těchto látek ve filtračním loži. K tomuto účelu se nejčastěji používá dřevní štěpka (Blowes et al., 1994; Robertson a Merkley, 2009; Christianson a kol., 2010). V Dánsku byly využity umělé mokřady s vertikálním průtokem a částečně saturovaným ložem (Bruun et al., 2016).

Publikované dosavadní výsledky účinnosti čištění drenážních vod pomocí umělých mokřadů se ve světě pohybují v rozmezí desítek procent (Tab. 1). Zde je nutné zmínit, že výsledná účinnost, vyjádřená v procentech, se výrazně snižuje se stoupajícím průtokem. Současně se však výrazně zvyšuje odstraněné množství. Bohužel v našem případě není instalováno měření průtoku (jeho instalace se předpokládá až koncem tohoto roku).

LOKALITA MOKŘADU	ÚČINNOST ELIMINACE DUSÍKU	ODKAZ NA AUTORA
Norsko	4,9 %	Braskerud (2002)
Austrálie	7,2%	Raisin et al. (1997)
Finsko	11 %	Koskiaho et al. (2003)
Norsko	21,7%	Blankenberg et al. (2008)
Korea	26,4%	Maniquiz et al. (2011)
Spojené státy americké	39,6%	Diaz et al. (2012)
Spojené státy americké	40%	Kovacic et al. (2006)
Dánsko	41,7%	Cochran et al. (2016)
Korea	61,4%	Arheimer et al. (2004)
ČR	64,9%	Vymazal et al. (2020)
Nový Zéland	78,3%	Tanner et al. (2005)
ČR- Mokřad Amálie	79%	Tato práce

Tabulka č. 1: Výsledné hodnoty eliminace dusíku v umělých mokřadních systémech ve světě a hodnoty mokřadu Amálie (Vymazal 2017, modifikováno)

Z výsledků uvedených v Tabulce 1 je vidět, že účinnost sledovaného mokřadu byla ve sledovaném období vysoká a dosáhla hodnoty 79%. Výsledky dále ukázaly, že dusík je především odstraněn v prvním horizontálním filtru (73%, graf 3), zatímco ve druhém,

částečně saturovaném vertikálním filtru je dusík odstraněn již nepatrně. To je dáno především tím, že aerobní prostředí vertikálního filtru neposkytuje vhodné prostředí pro denitrifikaci. Aerobní prostředí, které je vhodné pro oxidaci amoniaku, však k odstranění celkového dusíku příliš nepřispívá, protože koncentrace amoniaku jsou zanedbatelné. Odstranění dusičnanů v podstatě kopíruje eliminaci celkového dusíku vzhledem k tomu, že v průměru 82% celkového dusíku je tvořeno dusíkem dusičnanovým. Průměrná koncentrace celkového dusíku činila pouze 0,8 mg/l, což je velmi nízká koncentrace. Eliminace dusíku v tomto povodí je velmi důležitá, protože Brejlský potok je přítok vodárenské nádrže Klíčava, která zásobuje pitnou vodou Kladno a okolí.

Z výsledků je také vidět, že v prvních měsících provozu se organický uhlík ze systému vyplavoval vzhledem k tomu, spotřeba uhlíku při denitrifikaci je nižší než množství uvolněného organického uhlíku. Toto je běžný jev v prvních fázích provozu umělých mokřadů, kde je použita štěpka jako přídavek do filtračního lože (Vymazal et al., 2020). Přibližně po čtyřech měsících provozu se však koncentrace TOC na odtoku snižovaly především k jeho eliminaci ve vertikálním filtru. Z výsledků je vidět, že v současné době jsou koncentrace TOC na přítoku a na odtoku velmi podobné.

Lze předpokládat, že postupem času se bude množství organického uhlíku uvolněného ze štěpky postupně snižovat a současně se bude zvyšovat množství TOC uvolněného jednak z kořenů rostlin a jednak uvolněného při dekompozici tlející biomasy. Vzhledem k tomu, že biomasa rostlin se bude několik let postupně zvyšovat, a tím se budou měnit množství organických látek dostupných pro denitrifikaci. Z tohoto důvodu bude nutné systém umělých mokřadů sledovat a vyhodnotit jeho dlouhodobý provoz.

Dosavadní výsledky lze hodnotit velmi dobře a ukazují, že použití umělých mokřadů pro čištění drenážních vod ze zemědělských ploch je velmi vhodná metoda.

7. Závěr

V první části diplomové práce byla zpracována literární rešerše na téma mokřady, konkrétně umělé mokřady pro čištění odpadních vod. Zároveň byla popsána problematika znečištění odpadních vod, se zaměřením na drenážní vody a způsoby odstraňování znečišťujících látek pomocí mokřadů. Závěrem literární rešerše je shrnutí výhod a nevýhod umělých mokřadů.

Experimentální část diplomové práce byla zaměřena na vyhodnocení účinnosti umělého mokřadu v areálu Školního zemědělského podniku ČZU na lokalitě Amálie pro čištění Brejlského potoka, který je silně ovlivněn drenážními vodami z přilehlých zemědělských ploch. Umělý mokřad je hybridního typu a skládá se horizontálně protékaného mokřadu s filtrační náplní tvořeno směsí kačírku a březové štěpky a vertikálního filtru vyplněného kačirkem s podpovrchovou vrstvou biocharu.

Bylo provedeno celkem 18 odběrů v období 5.5.2021-4.1.2022. Výsledky prokázaly vysokou účinnost odstraňování dusičnanů (88%), čímž byla výrazně překročena plánovaná účinnost 50%. Vysoká účinnost byla prokázána i pro celkový dusík (79%). Výsledky prokázaly mírné zvýšení koncentrace organického uhlíku (11%), což je dáno uvolněním organického uhlíku z březové štěpky. Celkové zvýšení koncentrace organického uhlíku je ale ovlivněno výrazným výluhem v prvním měsíci provozu.

Výsledky z prvního roku sledování umělých mokřadů na lokalitě Amálie prokázaly velmi dobrý účinek a jednoznačně splňují zadání, tj. odstranění dusičnanů alespoň z 50%.

SEZNAM ZDROJŮ:

Odborné publikace:

Allen M., 2000: Wetland vegetation. Water notes, Januar 2000, Water and Rivers Commision, Australia, 4 str.

Arheimer, B. a Pers, B.C., 2017. Lessons learned? Effects of nutrient reduction from constructing wetlands in 1996-2006 across Sweden. Ecological Engineering 103B: 404-414.

Andersson G., Cronberg, G., Gelin, C., 1973; Planctonic changes following the restoration od lake trummen, Sweden. Ambio 2 (1/2) 44-47.

Blankenberg, A.-G. B., Haarstad, K., Sjøvik, A.-K., 2008. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse pollution. Desalination 226: 114-120.

Blowes, D., Robertson, W., Ptacek, C. a Merkley, C., 1994. Removal of nitrate from tile-drainage effluent water using in-line bioreactors. Journal of Contamination Hydrology 15: 207-221.

Brookes A. & Long, A.J., 1990 Chart Catchment Morphological Survey: Appraisal Report and Watercourse Summaries. National Rivers Authority.

Brix H., 1987: The Applicability of the Wastewater Treatment Plant in Othfresen as Scientific Documentation of the Root-Zone Method, IWA Publishing, Denmark.,

Bruun, J., Pugliese, L., Hoffmann, C.C. Kjærsgaard, C., 2016. Solute transport and nitrogen removal in full-scale subsurface flow constructed wetlands of various designs treating agricultural drainage water. Ecological Engineering 97: 88-97.

Carstensen, M.V., Larsen, S.E., Kjærsgaard, C. a Hoffmann, C.C., 2019. Reducing adverse side effects by seasonally lowering nitrate removal in subsurface flow constructed wetlands. Jurnal of Environmental Management 240: 190-197.

Christianson, L., Christianson, R., Helmers, M. a Bhandari, A., 2010. Hydraulic property determination of denitrifying bioreactor fill media. Applied Engineering in Agriculture 26: 849-854.

Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., LaRoe, E.T., 1992. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service: Washington, D.C., FWS/OBS-79/31.

Davidson 2014 :How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Csiro Publishing

Diaz FJ, O'Green AT, Dahlgren RA (2012): Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: implications for water management and design. *Agricultural Water Management*, 104, 171–183

Dušek J., Vavrušková M., Čížková H., 2008: Úloha mokřadů v uhlíkovém cyklu. Sborník konference „Ekosystémové služby říční nivy“, Třeboň, 2008, str.235.

Handbuch der Ramsar-Konvention, 2010 Bundesministerium fur Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, str. 11 – 19, 44 – 54.

Headley T.R. & Tanner C.C (2012) Constructed Wetlands With Floating Emergent Macrophytes: An Innovative Stormwater Treatment Technology, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42:21, 2261-2310.

Henze M., Worm M. Reynen C.K., 2008: *Biological Wastewater Treatment: Principles*, 1st ed. London: IWA. ISBN 978-184-3391-883.

Jensen, P. D. a Krogstad, T., 2003: Design of constructed wetlands using phosphorus sorbit lightweight aggregate (LWA). In: *Constructed Wetlands fot Wastewater Treatment in Cold Climates*, Mander, Ü. A. Jenssen, P. D. (eds.), WIT Press, Southampton, pp. 260 – 271.

Just T. et al., 2003: Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, str. 144.

Just T. et al., 2005 *Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi* Praha: Český svaz ochránců přírody Hořovicko, 2005. - 359 s.: fot., obr., tab., grafy, mapy; 22 cm ISBN 80-239-6351-1.

Kadlec, R., Wallace, S. D., 2009: *Treatment wetlands: Second edition*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group. ISBN 978-1-56670- 526-4.

Kachlík, V., Chlupáč, I. 2001. *Základy geologie, historická geologie*. Praha : Karolinum. (skriptum). 342 s. ISBN 80-246-0212-1.

Kaplan, L.A., Pesce, A. J., Kazmierczak, S. C., 2003: *Clinical chemistry. Theory, analysis, correlation*, 4thEdition. St. Louis: Mosby, ISBN 0-323-01716-9, 1179 str.

Keddy P. A., 2002: *Wetland Ecology Principles and Conservation*. Cambirdge University Press, United Kingdom, str. 3 a 55.

Kickuth R., 1997 Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: Voorberg JH, editor. Utilization of manure by land spreading. London: Commission of the European Communities, EUR 5672e; 1977. p. 335–343.

Klemm C., Shine C., 1999: Wetlands, Water and the Law. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, str. 3, 4, 27.

Končalová H., Květ J., 1987: Možnosti a omezení „kořenových čistíren“ s využitím helofyt. In: Žáková Z., Květ J., Lhotský O. & Marvan P. (eds): Sborník konf. vegetační způsoby čištění vod a možnosti jejich aplikace. ČSVTS, Praha, 187-192.

Kočková E., Kříž P., Legát., Šálek J. & Žáková Z. (1994): Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. Česká zemědělská tiskárna, Praha.

Kouřil M. (2006): Kořenové čistírny: alternativní způsob nakládání s odpadními vodami: (informační brožura pro obce, soukromníky a zemědělce). Attavena, České Budějovice.

Kovacic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Starks, K.M., Cooke, R.A., 2000. Effectiveness of constructed Wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *Journal of Environmental Quality* 29: 1262-1274.

Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S., Verhoeven, J.T.A., 2016. How effective are created or restored freshwater Wetlands for nitrogen and phosphorus removal? Summary of Systematic Review SR2. EviEM, Stockholm, Švédsko.

Lyu, T., Zhang, L., XU, X., Arias, C.A., Brix, H., Carvalho, P.N. 2018. Removal of the pesticide tebuconazole in constructed wetlands: Design comparison, influencing factors and modelling. *Environmental Pollution* 233, p. 71-80.

Malý et. al 2006: *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. vyd.: ARDEC, Brno. ISBN 80-86020-50-9.

Matthews, G., 1993: *The Ramsar Convention on Wetlands: its history and development*. Gland, Switzerland, str. 6 – 13.

Mena, J., Rodríguez, L., Núñez, J., Fernández, F.J. a Villaseñor, J., 2008: Design of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands treating industrial wastewaters. *Proceedings of the Ninth International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Water Pollution*. Witpress, 672 s.

Mitsch, W.J., 1992. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian Wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1: 27-47.

Mitsch, W.J., Dorge, C.L., Wiemhoff, J.R., 1979. Ecosystem dynamics and a phosphorus budget of an alluvial cypress swamp in southern Illinois. *Ecology* 60: 1116-1124.

Mitch W. J. & Gosselink, J. G., 2000: *Wetlands 4*. Vydání, John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

O'Geen, A., Budd, R., Gan, J., Maynard, J., Parikh, S. & Dahlgren, R. (2010). Chapter One - Mitigating Nonpoint Source Pollution in Agriculture with Constructed and Restored Wetlands. *Advances in Agronomy*, 2010 1-76.

Phipps, R.G. a Crumpton, W.G., 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental Wetlands with a different hydrologic loads. *Ecological Engineering* 3: 399-408.

Richardson C.J. 1989: Freshwater wetlands: transformers, filters or sinks? In Sharitz R. R. & Gibbons J.W. (eds.), *Freshwater wetlands and wildlife*. USDOE Office of Scientific and Tech 25-46.

Richter M., Dohányos M., 2005: *Technologie ochrany životního prostředí: Ochrana čistoty vody*. 1.vyd. Ústí nad Labem, FJP UJEP, ISBN 80-704-4684-6, 79 s.

Robertson, W.D. a L. Merkley, 2009. In-stream bioreactor for agriculture nitrate treatment. *Journal of Environmental Quality* 38: 230-237.

Rogers, H., & Davis, D. (1972). Nutrient Removal by Waterhyacinth. *Weed Science*, 20, 423-428.

Seidel K., 1961: Zur Problematik der Keim- und Pflanzengewässer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14, 1035-1039.

Seidel K., 1966: Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen, *Naturwissenschaften* 53: 289-297.

Schneider E. 2010: Floodplain restoration of large European rivers, with examples from the Rhine and the Danube. In: Eisetlova M. (ed.), *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bays in Europe. Principles and case studies*. Springer Netherlands, Dordrecht:185-223.

Singer, D., 2002: Versuchssystem für das Studium von bewachsenen Bodenfiltern: Literaturstudie und Konzeptentwicklung, Semesterarbeit. Hochschule Wädenswil Fachhochschule, Zürich.

Smith R.I. 1980 Comparative Analysis of *Ranunculus muricatus* and *Typha latifolia* as Wetland Plants Applied for Domestic Wastewater Treatment in a Mesocosm Scale Study

Somprasert S. a Kantawanichkul S., 2006: Using Compact Combined Constructed Wetland as Post Treatment for Biogas Wastewater. The 2nd Joint International Conference on Sustainable Energy and Environment (SEE 2006)]. Bangkok, Thailand:1-4.

Syrovátka O., Šír M. & Tesař M. 2002: Změna přístupu ke krajině – podmínka udržitelného rozvoje. Sborník z konference Tvář krajiny – krajina domova

Šálek J., 1995: Přírodní způsoby čištění odpadních vod. Vysoké učení technické v Brně, PC-DIR spol. s.r.o., Brno.

Šálek, J., 1999: Navrhování a provozování vegetačních kořenových čistíren. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, pp. 54, ISBN 80-86153-037-0.

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

Tanner, C.C. a Sukias, J.P.S., 2011. Multilayer nutrient removal performance of three constructed Wetlands intercepting the drainage flow from grazed pastures. *Journal of Environmental Quality* 40: 620-633.

Tanner CC, Nguyen ML, Sukias JPS (2005): Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 145–162.

Van der Valk, A.G. a Jolly, R.G., 1992. Recommendations for Research to develop guidelines for the use of Wetlands to control rural nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1: 115-134.

Weedon, Chris. (2003). Compact vertical flow constructed wetland systems - First two years' performance. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*. 48. 15-23. 10.2166/wst.2003.0269.

Verdonschot, P., Nijboer, R. 2002 Towards a decision support system for stream restoration in the Netherlands: an overview of restoration projects and future needs. *Hydrobiologia* 478, 131–148.

Verhoeven J.T.A & Setter T.A 2014 Wetlands in Europe: Perspectives for restoration of a lot paradise. *Ecological Engineering* 66:6-9.

Vymazal J., 1990: Use of reed-bed system for the treatment of concentrated wastes from agriculture, in: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper, and B.C. Findlater, eds., Pergamon Press, Oxford, pp. 347-358.

Vymazal, J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI. Třeboň. 147 s.

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

Vymazal, J. & Kröpfelová, L., 2008: *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Dordrecht, Nizozemí, 576 p.

Vymazal J., 2011: Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic *Ecological Engineering* 37: 54- 63.

Vymazal J., 2013: Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Ecological Engineering* 61, 575-581

Vymazal, J., 2016: Kořenové čistírny odpadních vod: Využití ve světě, České republice a Plzeňském kraji [online]. Plzeň: Krajský úřad Plzeňského kraje, odbor životního prostředí [cit. 2018-10-20].

Vymazal 2017; Čížková H., Vlasáková L., a KVĚT, Jan (eds) *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7394-658-6.

Vymazal, J., 2017. The use of constructed wetlands for nitrogen removal from agricultural drainage: A review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 48: 82-91.

Vymazal, J., Sochacki, A., Fučík, P., Šereš, M., Kaplická, M., Hnátková, T., Chen, Z., 2020. Constructed Wetlands with subsurface flow for nitrogen removal from tile drainage. *Ecological Engineering* 155: 105943.

Legislativní zdroje:

114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny (aktuální znění - verze 37)
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114>

254/2001 Sb. O vodách (aktuální znění - verze 38)-
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-254>

17/1992 Sb. O životním prostředí (aktuální znění - verze 4) -
<https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-17>

Ramsar 2014., The Ramsar Convention Secretariat (online). [cit. 2022-03-01]. Dostupné z <https://www.worldwetlandsday.org/en/CONVENTION_SECRETARIAT>

Ramsarská úmluva o mokřadech [online]. [cit. 2022-03-01]. Dostupné z:
https://www.mzp.cz/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech

Internetové zdroje:

Benda M., 2021: CVPK (online) [cit.2022.3.1], dostupné z <<https://cvpk.czu.cz/cs/r-13895-aktuality-cvpk/umely-mokrad-na-amalii.html>>

ČSO 2002-2022: Česká společnost ornitologická (online) [cit. 2022-03-01]. Dostupné z <https://www.birdlife.cz/co-delame/vyzkum-a-ochrana-ptaku/ochrana-lokalit-a-prostredi/mokrady/pdp-okrady/https://www.mzp.cz/cz/ramsarska_umluva_o_mokradech>

Hruban R., 2019 : MK (online) [cit. 2022-03-01]. Dostupné z< <http://moravske-karpaty.cz/prirodni-pomery/klima/klimaticke-oblasti-dle-e-quitta-1971/>>

Vyhodnocení krajinného rázu středočeského kraje: (online) [cit. 2022-03-01] Dostupné z < <https://www.kr-stredocesky.cz/web/zivotni-prostredi/studiepriroda-krajina> >

Ostatní zdroje:

Teplý L., 2019: Projekt Novostavba mokřadních systémů v areálu Amálie. Situace 2 „nepublikováno“ k.ú. Ruda u Nového Strašecí, okres Rakovník

Seznam obrázků:

Obrázek 1: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a volně plovoucí vegetací (Vymazal 2016).....	9
Obrázek 2: :Vodní hyacint (<i>Eichhornia crassipes</i>) (Kovář L. 2005; botany.cz)	9
Obrázek3: Okřehek (<i>Lemna</i> spp) (www.botanickefotografie.cz)	9
Obrázek 4: Umělý mokřad s povrchovým průtokem a ponořenou vegetací (Vymazal 2016).....	10
Obrázek5: Vodní mor kanadský (<i>Elodea canadensis</i>) (Klč V. 2010; www.botany.cz).....	10
Obrázek 6:Stolístek klasnatý (<i>Myriophyllum spicatum</i>) (Leugnerová G. 2008; www.botany.cz).....	10
Obrázek 7:Umělý mokřad s povrchovým průtokem a vegetací s plovoucími listy (Vymazal 2016).....	11
Obrázek 8:Leknín (<i>Nymphaea</i>) (Grulich V. 2021, www.botany.cz).....	11
Obrázek 9: Lotos indický (<i>Nelumbo nucifera</i>) (www.botanica.cz).....	11
Obrázek 10:Umělý mokřad s povrchovým průtokem a vynořenou vegetací (Vymazal 2016)	12
Obrázek 11: Rákos obecný (<i>Phragmites australis</i>) (Mižík P 2008, www.botany.cz).....	12
Obrázek 12 Rákos obecný (<i>Phragmites australis</i>) (http://www.kcov-rostliny.cz/Bahennirostliny.php)	12
Obrázek 13:Umělý mokřad s povrchovým průtokem a plovoucí emerzní vegetací (Vymazal 2016).....	13
Obrázek 14:Umělý mokřad s podpovrchovým horizontálním průtokem (Vymazal 2016).....	14
Obrázek 15:Umělý mokřad s podpovrchovým vertikálním průtokem (Vymazal 2016).....	15
Obrázek 16:Mapa ČR, vybraný bod Mokřad Amálie (mapy.cz 1:75 km).....	22
Obrázek 17:Katasrální mapa. Mokřad Amálie (CUZK.CZ).....	23
Obrázek 18:Klimatické oblasti podle Quittovi klasifikace (1971).....	25
Obrázek 19:Průměrné roční teploty vzduchu v okolí mokřadního systému (CHMI 2020).....	26
Obrázek 20:Průměrné roční úhrny srážek v okolí mokřadního systému (CHMI 2020).....	26
Obrázek 21: Schéma mokřadního systému (Anonymous, upraveno Švejdrová 2022)	27
Obrázek 22:Novostavba mokřadních systémů v areálu Amálie - Situace 2 (Teplý L. 12/2019)	27

Obrázek 23: Situace překrývající topografickou mapu ČR pro porovnání navrhovaného a reálného stavu mokřadních systémů (Švejdová 2022).....	28
Obrázek 24: Chrástice rákosovitá (<i>Phalaris arundinacea</i> L.) (botany.cz) (Vymazal	29
Obrázek 25: Sítina rozkladitá (<i>Juncus effusus</i>) (botany.cz).....	29
Obrázek 26: Kyprej vrbice (<i>Lythrum salicaria</i>) (https://gobotany.nativeplanttrust.org/species/lythrum/salicaria/)	29
Obrázek 27: Kyprej vrbice (<i>Lythrum salicaria</i>) (Vymazal 2021)	29
Obrázek 28: Fotografie mokřadu s horizontálním podpovrchovým průtokem ihned po realizaci (Vymazal J. 2021).....	29
Obrázek 29: Fotografie mokřadu s vertikálním podpovrchovým průtokem ihned po realizaci (Vymazal J. 2021).....	29
Obrázek 30: Fotografie vytvořeného hybridního mokřadu ihned po realizaci (Vymazal J. 2021)	30
Obrázek 31: Odběrné místo CW1 - Brejslký potok (přítok) (2.1.2022 Švejdová V.).....	30
Obrázek 32: Odběrné místo CW2 –Mokřad horizontální s biofiltrem (2.1.2022 Švejdová V.).....	31
Obrázek 33: Odběrné místo CW3 - Mokřad vertikální s biocharem (2.1.2022 Švejdová	32
Obrázek 34: Odebraná sestava vzorků vč. odběrového nástroje 30.1.2022 (Švejdová V.).....	34
Obrázek 35: Odběr vzorků 16.1.2022.....	34

Seznam grafů:

Graf 2: Poměr půdy v okolí mokřadu Amálie

(<https://kpp.vumop.cz/?core=app&zoom=6¢er=-782994.4612212547,-1035610.4772525631#tabs=0>)

Graf 2: Koncentrace celkového dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 3: Průměrné koncentrace celkového dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému) s vyznačenou směrodatnou odchylkou. Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 4: Koncentrace dusičnanů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

Graf 5: Průměrná koncentrace dusičnanů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

Graf 6: Koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

Graf 7: Průměrné koncentrace amoniakálního dusíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 18 (5/2021-1/2022)

Graf 8: Koncentrace celkového uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 9: Průměrné koncentrace celkového uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 10: Koncentrace celkového organického uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 11: Průměrné koncentrace celkového organického uhlíku na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 12: Koncentrace síranů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 13: Průměrné koncentrace síranů na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (5/2021-2/2022)

Graf 14: Koncentrace fosforu na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 16 (9/2021-2/2022)

Graf 15: Průměrné koncentrace fosforu na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 16 (9/2021-2/2022)

Graf 16: Výsledné hodnoty pH na přítoku (1), odtoku z horizontálního mokřadu (2) a odtoku z vertikálního mokřadu (3. odtok ze systému). Počet odběrů: 23 (9/2021-2/2022)

Seznam tabulek:

Tabulka č. 1: Výsledné hodnoty eliminace dusíku v mokřadních systémech ve světě a hodnoty mokřadu amálie (Vymazal 2016); (Švejdrová 2022)

Přílohy:

TOC koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	9,125942	12,45253	11,51629
01.06.2021	6,896386	11,76388	9,414353
08.06.2021	10,77164	16,73813	12,75085
08.07.2021	9,116431	13,72428	11,71126
15.07.2021	11,91214	15,41388	14,09869
22.07.2021	17,53272	18,70606	16,28657
05.08.2021	14,61705	15,93143	15,19961
08.09.2021	7,040546	6,871808	6,628815
25.09.2021	8,65401	10,62957	9,923307
18.10.2021	9,846419	10,38045	10,04498
12.11.2021	6,734235	6,694679	5,180594
24.11.2021	6,025583	10,11175	7,446308
02.12.2021	6,123652	7,413902	7,04818
12.12.2021	4,889382	9,039905	6,788524
19.12.2021	4,860532	6,712423	6,002273
28.12.2021	5,171622	7,217693	6,499286
02.01.2022	5,608942	5,524418	5,301966
04.01.2022	5,794556	8,100377	7,048316
16.01.2022	4,795348	6,165274	7,012
21.01.2022	4,956472	6,173025	5,753101
23.01.2022	5,882768	4,062813	4,913468
30.01.2022	5,661885	5,102428	5,506983
08.02.2022	5,584935	7,539823	6,279945

TC koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	39,26278	45,34519	47,64542
01.06.2021	42,68498	51,32669	52,12936
08.06.2021	37,61117	49,54725	46,34848
08.07.2021	41,93276	56,22562	49,34412
15.07.2021	39,91717	53,07624	48,08916
22.07.2021	51,93074	54,59868	51,14106
05.08.2021	48,74225	56,31357	52,88848
08.09.2021	45,02608	48,59408	48,8835
25.09.2021	45,82373	49,58109	47,77757
18.10.2021	49,58056	51,48188	51,72245
12.11.2021	43,90992	36,07198	13,76099
24.11.2021	52,58191	65,16838	57,63614
02.12.2021	52,06377	65,34919	63,64864
12.12.2021	32,75245	50,19164	43,38463
19.12.2021	39,46575	50,52527	28,77187
28.12.2021	45,24758	53,89981	52,57275
02.01.2022	35,94594	40,15911	39,49205
04.01.2022	44,66366	54,46583	32,93779
16.01.2022	44,88931	50,45803	63,34
21.01.2022	47,66041	55,61411	49,85348
23.01.2022	52,35744	35,99766	46,17043
30.01.2022	34,39739	47,55178	33,98191
08.02.2022	39,53219	61,67414	44,98933

IC koncentrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	30,13683	32,89266	36,12913
01.06.2021	35,7886	39,56281	42,71501
08.06.2021	26,83953	32,80912	33,59763
08.07.2021	32,81633	42,50134	37,63286
15.07.2021	28,00503	37,66237	33,99047
22.07.2021	34,39802	35,89262	34,85448
05.08.2021	34,1252	40,38215	37,68887
08.09.2021	37,98553	41,72227	42,25468
25.09.2021	37,16972	38,95152	37,85426
18.10.2021	39,73414	41,10143	41,67748
12.11.2021	37,17569	29,3773	8,580394
24.11.2021	46,55632	55,05662	50,18984
02.12.2021	45,94011	57,93529	56,60046
12.12.2021	27,86307	41,15173	36,5961
19.12.2021	34,60522	43,81285	22,7696
28.12.2021	40,07596	46,68212	46,07346
02.01.2022	30,337	34,63469	34,19008
04.01.2022	38,8691	46,36545	25,88948
16.01.2022	40,09396	44,29275	42,3357
21.01.2022	42,70394	49,44108	44,10038
23.01.2022	46,47467	31,93485	41,25696
30.01.2022	28,7355	42,44935	28,47493
08.02.2022	33,94725	54,13431	38,70939

TN koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	3,266419	1,469958	0,437746
01.06.2021	3,105469	1,735672	0,383095
08.06.2021	4,363733	2,272814	0,901585
08.07.2021	2,414029	0,506669	0,402455
15.07.2021	3,92566	1,408574	0,927458
22.07.2021	3,835968	1,631263	1,242615
05.08.2021	2,387741	1,308326	0,670415
08.09.2021	2,370689	1,076397	0,741308
25.09.2021	2,366541	1,019318	0,421868
18.10.2021	2,461788	1,357256	1,27944
12.11.2021	3,210325	0,30238	0,6
24.11.2021	3,288397	0,179582	0,1725
02.12.2021	2,558693	0,4521	0,04852
12.12.2021	5,482806	0,44463	0,20501
19.12.2021	4,440489	0,633059	0,6521
28.12.2021	5,290404	0,745904	0,08739
02.01.2022	3,311396	0,375468	0,198817
04.01.2022	4,805259	0,640648	0,712354
16.01.2022	4,901656	1,183029	1,030956
21.01.2022	5,236488	1,132958	1,147727
23.01.2022	4,722418	3,606318	0,998947
30.01.2022	5,644147	1,278174	4,117686
08.02.2022	8,137612	0,373396	2,349508

P koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
08.09.2021	0,111	0,121	0,105
25.09.2021	0,134	0,123	0,126
18.10.2021	0,115	0,092	0,101
12.11.2021	0,178	0,163	0,146
24.11.2021	0,174	0,135	0,126
02.12.2021	0,132	0,115	0,121
12.12.2021	0,149	0,151	0,136
19.12.2021	0,157	0,145	0,132
28.12.2021	0,141	0,129	0,121
02.01.2022	0,14	0,131	0,133
04.01.2022	0,178	0,155	0,146
16.01.2022	0,114	0,111	0,147
21.01.2022	0,131	0,124	0,122
23.01.2022	0,145	0,141	0,149
30.01.2022	0,182	0,167	0,154
08.02.2022	0,16	0,134	0,145

PH			
datum	1	2	3
05.05.2021	7,28	6,84	7
01.06.2021	6,98	7,12	7,01
08.06.2021	7,52	6,85	7,09
08.07.2021	7,15	7,03	6,94
15.07.2021	6,99	6,96	7,12
22.07.2021	6,85	6,96	6,99
05.08.2021	7,03	7,1	7,18
08.09.2021	7,12	7,07	7,13
25.09.2021	7,07	7,19	7,24
18.10.2021	7,23	7,12	7,07
12.11.2021	6,95	7,01	7,02
24.11.2021	7,4	7,14	7,17
02.12.2021	7,35	7,02	7,35
12.12.2021	7,24	7,32	7,28
19.12.2021	7,33	7,07	7,43
28.12.2021	7,08	7,11	7,08
02.01.2022	7,84	7,62	7,53
04.01.2022	7,25	7,36	7,43
16.01.2022	7,64	7,67	7,87
21.01.2022	7,37	7,07	7,08
23.01.2022	7,25	7,64	7,51
30.01.2022	7,82	7,57	7,85
08.02.2022	7,3	7,18	7,41

NO3- koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	8,037	5,642	0,224
01.06.2021	16,239	6,662	0,282
08.06.2021	17,151	6,402	1,243
08.07.2021	9,031	0,584	0
15.07.2021	15,066	4,016	1,874
22.07.2021	17,251	5,231	4,231
05.08.2021	14,368	3,879	2,108
08.09.2021	10,254	4,736	1,476
25.09.2021	11,174	4,16	1,476
18.10.2021	9,104	4,664	4,712
12.11.2021	11,926	5,601	2,644
24.11.2021	14,048	1,86	0,394
02.12.2021	11,64	1,013	0,141
12.12.2021	22,31	1,65	0,214
19.12.2021	17,41	2,11	2,413
28.12.2021	21,17	2,68	3,78
02.01.2022	12,47	1,36	3,14
04.01.2022	19,41	2,37	2,601

N-NH4 koncetrace mg/l			
datum	1	2	3
05.05.2021	0,01	0,02	0,03
01.06.2021	0,03	0,02	0,08
08.06.2021	0,06	0,03	0,08
08.07.2021	0,0867	0,0709	0,104
15.07.2021	0,0783	0,0544	0,0564
22.07.2021	0,0474	0,0436	0,0642
05.08.2021	0,0582	0,0451	0,0648
08.09.2021	0,255	0,226	0,286
25.09.2021	0,051	0,031	0,063
18.10.2021	0,0536	0,0235	0,0373
12.11.2021	0,02459	0,03609	0,01552
24.11.2021	0,05161	0,12118	0,07279
02.12.2021	0,03992	0,08428	0,05806
12.12.2021	0,0284	0,0894	0,0625
19.12.2021	0,0116	0,063	0,0279
28.12.2021	0,0223	0,0342	0,0371
02.01.2022	0,0272	0,0367	0,0386
04.01.2022	0,0375	0,0252	0,0628