

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ KRAJINY

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF LANDSCAPE WATER MANAGEMENT

TECHNOLOGIE PLOVOUCÍCH OSTROVŮ PRO ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

THE FLOATING ISLANDS TECHNOLOGY FOR WASTEWATER TREATMENT

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE
BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

RAFAEL KOHUT

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. MICHAL KRIŠKA, Ph.D.

BRNO 2015



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program B3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Bakalářský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3647R015 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství krajiny

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Student Rafael Kohut

Název Technologie plovoucích ostrovů pro čištění odpadních vod

Vedoucí bakalářské práce Ing. Michal Kriška, Ph.D.

Datum zadání bakalářské práce 30. 11. 2014

Datum odevzdání bakalářské práce 29. 5. 2015

V Brně dne 30. 11. 2014



.....
prof. Ing. Miloš Starý, CSc.
Vedoucí ústavu

.....
prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA
Děkan Fakulty stavební VUT

Podklady a literatura

- 1) Sborníky seminářů "Přírodní způsoby čištění vod"
- 2) Databáze vědeckých článků www.sciencedirect.com
- 3) Nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

Zásady pro vypracování (zadání, cíle práce, požadované výstupy)

Cílem práce je zejména zpracování literární rešerše ze zahraničních zdrojů, protože v podmínkách ČR se běžně plovoucí ostrovy nevyskytují a neaplikují. Praktická část se zaměří na zpracování vlastního měření na dvou testovacích nádržích s plovoucími ostrovy, součástí práce bude zpracování měření, vyhodnocení a určení vlivu jednotlivých faktorů, které ovlivňují čistící účinnost plovoucích ostrovů.

Struktura bakalářské/diplomové práce

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).
2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).


.....
Ing. Michal Kriška, Ph.D.
Vedoucí bakalářské práce



ABSTRAKT

Důležitost správného zacházení s vodou dokonale popisuje Evropská vodní charta. Avšak s narůstajícím počtem lidí na Zemi a vodou jako nejdůležitější surovinou všech průmyslových a zemědělských odvětví je ohrožena její kvalita a dostupnost. Pro zlepšování kvality vody a vodního ekosystému je prezentována jako důležitá strategie obnovy mokřadů. Vedle přírodních mokřadů existují i různé typy umělých (kořenové čistírny odpadních vod, plovoucí čistící ostrovy aj.), které se je snaží napodobit díky jejich čistícím schopnostem. To je jeden z hlavních důvodů, proč využití plovoucích ostrovů v poslední době vzbuzuje veliký zájem. Nejméně v sedmnácti zemích na celém světě proběhlo mnoho studií s cílem definovat účinnost této metody pro čištění odpadních vod. Navzdory těmto snahám tvoří stanovení spolehlivých hodnocení poměrně velikou výzkumnou mezeru. Cílem této práce je představit a popsat výsledky měsíčního měření účinnosti použití plovoucích ostrovů k dočištění splaškové odpadní vody ve stabilizační nádrži kořenové čistírny v klimatických podmínkách České Republiky.

KLÍČOVÁ SLOVA

odpadní voda, plovoucí ostrov; účinnost čištění, stabilizační nádrž, $CHSK_{Cr}$, BSK_5 , $N-NH_4$

ABSTRACT

Importance of proper water treatment is well described in the European Water Charter. However, considering incessant population growth and role of water as a key raw material in all industries and agriculture, we can say that its availability and quality is endangered. To improve the quality of water and water ecosystems, the strategy of renewal of wetlands is being presented as relevant. Except for natural wetlands there is also a variety of artificial ones, which are trying to simulate because of their treatment conditions. This is one of the main reasons why application of floating wetlands raises a great interest nowadays. In at least seventeen countries all around the world the surveys were conducted to define efficiency of this method for purifying of waters. Despite these efforts, the assessment of the reliable evaluations still remains a large research gap. The purpose of this thesis is to present and describe results of a month's measurements of efficiency of usage of floating wetlands for refining of wastewater stabilization pond of root zone wastewater treatment plant in the climatic conditions of the Czech Republic.

KEY WORDS

wastewater, floating wetlands; removal efficiency, stabilization pond, COD_{Cr}, BOD₅, N-NH₄

Bibliografická citace VŠKP:

KOHUT, R.: *Technologie plovoucích ostrovů pro čištění odpadních vod*. Brno, 2015. 94 s. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství krajiny. Vedoucí práce Ing. Michal Kriška, Ph.D.

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracoval samostatně, a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 29. 5. 2015

.....
podpis autora

Rafael Kohut

Poděkování:

Děkuji touto cestou panu Ing. Michalovi Kriškovi, Ph.D. za cenné připomínky a odborné rady, kterými přispěl k vypracování této bakalářské práce. Tato bakalářská práce byla zpracována s využitím infrastruktury Centra AdMaS.

OBSAH

1 ÚVOD	12
2 ODPADNÍ VODY.....	14
3 TECHNOLOGIE PLOVOUCÍCH OSTROVŮ	17
3.1 MOKŘADY.....	17
3.1.1 ČISTÍCÍ PROCESY V MOKŘADECH	17
3.1.2 PŘENOS KYSLÍKU V MOKŘADNÍCH ROSTLINÁCH	17
3.2 UMĚLÉ PLOVOUCÍ OSTROVY	18
3.2.1 ROSTLINY	20
3.2.2 KONSTRUKČNÍ MATERIÁLY.....	22
3.2.3 VLIV TEPLoty NA ÚČINNOST PO	24
3.3 MODELY HODNOCENÍ ÚČINNOSTI PO.....	26
4 APLIKACE PLOVOUCÍCH OSTROVŮ VE SVĚTĚ.....	28
4.1 ZŘEDĚNÉ SPLAŠKOVÉ VODY Z ODLEHČOVACÍ KOMORY.....	28
4.2 ODPADNÍ VODA Z VEPŘÍNU.....	29
4.3 PRŮSAKOVÉ VODY ZE SKLÁDKY.....	29
4.4 MĚSTSKÁ DEŠŤOVÁ VODA	30
4.5 LETIŠTNÍ DEŠŤOVÉ VODY KONTAMINOVANÉ LÁTKOU ETYLENGLYKOL	32
4.6 KYSELÉ DŮLNÍ VODY.....	33
4.7 HYDROPONIE	34
4.8 ODSTRANĚNÍ PACHU VODY.....	35
4.9 ZLEPŠENÍ VODNÍHO PROSTŘEDÍ V PEKINGU	35
5 UMĚLÉ PLOVOUCÍ OSTROVY V ČESKÉ REPUBLICĚ	38
6 PRAKTICKÁ ČÁST.....	40
6.1 POPIS TECHNOLOGIE KČOV	40

6.2 NÁVRHOVÉ PARAMETRY KČOV	41
6.3 STABILIZAČNÍ NÁDRŽ	41
6.4 ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ	42
6.5 PROVOZNÍ PROBLÉMY NA KČOV DRAŽOVICE	43
6.6 EMISNÍ STANDARDY UKAZATELŮ PŘÍPUSTNÉHO ZNEČIŠTĚNÍ MĚSTSKÝCH ODPADNÍCH VOD DLE NAŘÍZENÍ VLÁDY Č. 61/2003 SB.	43
7 METODIKA MĚŘENÍ.....	45
7.1 POUŽITÁ VEGETACE PRO PLOVOUCÍ OSTROV	45
7.2 ODBĚR VODY PRO PRVNÍ MĚŘENÍ	47
7.3 STANOVENÍ A POPIS MĚŘENÝCH UKAZATELŮ.....	48
7.3.1 AMONIAKÁLNÍ DUSÍK	48
7.3.2 DUSIČNANY	49
7.3.3 CHEMICKÁ SPOTŘEBA KYSLÍKU	50
7.3.4 CELKOVÝ ORGANICKÝ UHLÍK	51
7.3.5 CELKOVÝ FOSFOR	52
7.3.6 SÍRANY	53
7.3.7 OXIDAČNĚ-REDUKČNÍ POTENCIÁL	54
7.3.8 ROZPUŠTĚNÝ KYSLÍK	55
7.3.9 PARAMETR PH	56
7.3.10 ZÁKAL	57
7.3.11 PACH VODY.....	58
7.3.12 TEPLOTA VODY A VZDUCHU.....	59
8 VÝSLEDKY A DISKUZE	61
8.1 PRŮBĚH JEDNOTLIVÝCH VELIČIN V ČASE.....	61
8.2 ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ	69
8.3 REGRESNÍ ANALÝZY	70

8.3.1 REGRESNÍ ANALÝZA PRO PLOVOUCÍ OSTROV	70
8.3.2 REGRESNÍ ANALÝZA PRO HLADINU	73
8.3.3 REGRESNÍ ANALÝZA PRO ZIMU	76
9 NÁVRH ŘEŠENÍ OPTIMALIZACE ÚČINNOSTI STABILIZAČNÍ NÁDRŽE	80
10 ZÁVĚR.....	84
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	86
SEZNAM OBRÁZKŮ	91
SEZNAM TABULEK	92
SEZNAM GRAFŮ	94

1 ÚVOD

Rybníky pro dešťovou vodu, stabilizační nádrže a kořenové čistírny jsou v posledních dvou desetiletích široce uznávané v souvislosti s jejich schopností zlepšování kvality vody. Rostoucí zájem je především způsoben skutečností, že tyto systémy představují přírodní a provozně jednoduchou možnost čištění odpadní vody, a zároveň zvyšují estetickou hodnotu krajiny. Ačkoli tomu, že se mokřadní ekosystém vyskytuje pouze zřídka, přirozené plovoucí mokřady najdeme po celém světě. Plovoucí mokřady nabízejí užitečné poznatky o funkcích uměle vytvořených plovoucích ostrovů v dlouhodobém horizontu. Plování přírodních ostrovů je dosaženo především procesem zachytávání plynů, které vznikají během anaerobního rozkladu organického materiálu a výskytu vzduchových mezer zejména uvnitř oddenků rostlin. Umělé čistící mokřady tradičně zahrnovaly použití volně plovoucí vodní rostliny nebo v sedimentu zakořeněné mokřadní rostliny, a to buď s podpovrchovým prouděním přes kořenové zóny, nebo povrchovým prouděním mezi stonky. Plovoucí ostrovy jsou inovativní variantou těchto systémů, které využívají kořeny rostlin rostoucí hydroponickým způsobem na plovoucím nosiči. Díky této funkci nabízejí plovoucí ostrovy širokou možnou škálu uplatnění, především pro dešťové vody, protože nejsou ovlivněny kolísáním vodní hladiny. Nejběžnější metodou konstrukce plovoucího ostrovu je vytvoření plovoucího nosiče nebo rámu s pletivem, na kterém rostliny rostou. Publikované údaje o účinnosti odstraňování pro různé aplikace plovoucích ostrovů jsou omezené. Ve srovnání s běžnými rybníky a mokřadními systémy mají plovoucí ostrovy řadu výhod, které mohou zlepšit odstranění znečišťujících látek. Krycí vrstva poskytnutá plovoucím nosičem podporuje podmínky usazování snížením turbulencí a mícháním vyvolaným větrem, vlnami a tepelným mícháním. V porovnání s konvenčním systémem zakořeněných rostlin v sedimentu, které jsou převážně omezeny hloubkou vody, mohou být plovoucí ostrovy konstruovány pro větší hloubky. To umožní snížit rychlost proudění, zvýšit usazování a dobu zdržení. Kořeny rostlin poskytují plochu pro rozvoj biofilmu, který obsahuje společenství mikroorganismů umožňující řadu důležitých procesů čištění. Hustá síť kořenů s biofilmem je na jejich povrchu účinná při zachycování malých částic, které se srážejí na těžší částice vhodnější pro usazování. V současné době není k dispozici žádný základní návrh pro dimenzování systému s plovoucími ostrovy tak, aby se dosáhlo požadovaného odstranění znečištění. Pro odhadnutí potřebného množství plovoucích ostrovů je potřeba definice vztahu mezi dobou zdržením, zatížením na jednotku plochy povrchu plovoucího ostrovu a požadovanou účinností odstranění.

Teoretická část práce je zaměřena na analýzu situace plovoucích ostrovů v zahraničí. Cílem praktické části práce je stanovit orientační návrh pro dimenzování systému s plovoucími ostrovy,

porovnat možnosti řešení optimalizace stabilizační nádrže a měřit průběh ukazatelů kvality vody, jako je: amoniakální dusík, chemická spotřeba kyslíku, celkový organický uhlík, celkový fosfor, sírany, zákal, pH, redox potenciál, rozpuštěný kyslík, dusičnany a zápach. Pro realizaci stanovených cílů bylo provedeno měsíční měření třech modelových situací: nádrž s volnou hladinou simulující současný stav stabilizační nádrže, nádrž s plovoucím ostrovem simulující výsadbu plovoucího ostrova s celoplošným pokrytím stabilizační nádrže a nádrž umístěná v chladicím zařízení simulující chování stabilizační nádrže během zimního období bez přístupu slunečního záření. Měření probíhalo na výzkumném pozemku Ústavu vodního hospodářství krajiny v areálu Žižkova. Výsledky měření byly vyhodnoceny ve statistickém softwaru a posloužily k orientačnímu stanovování návrhových charakteristik plovoucího ostrova.

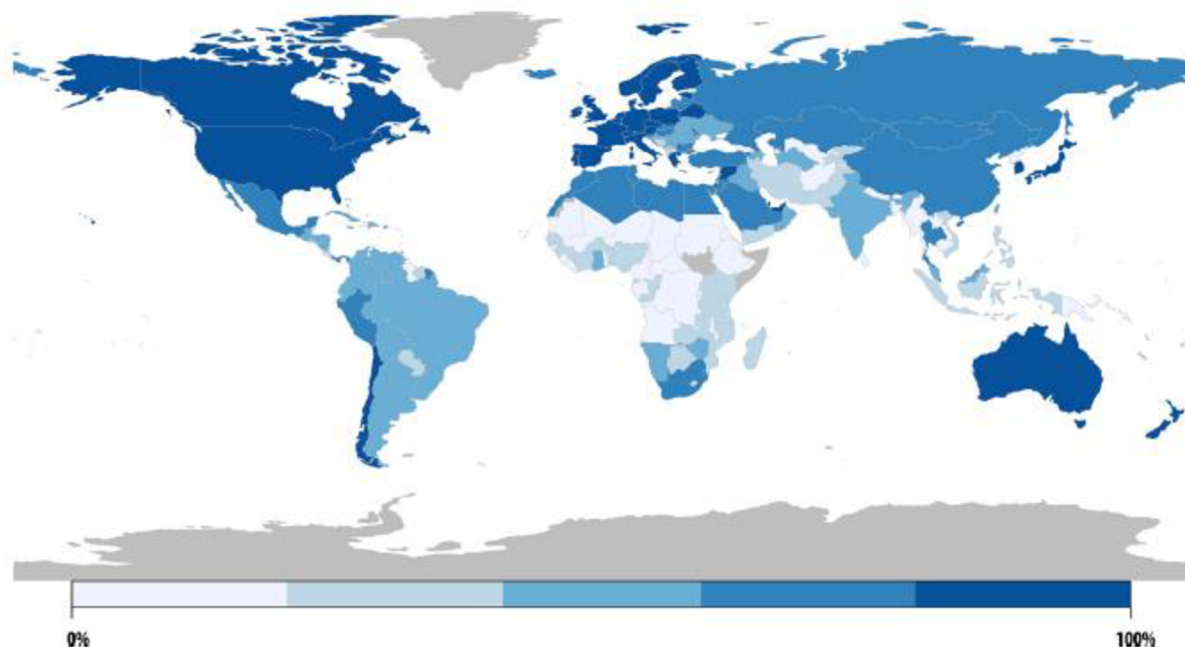
2 ODPADNÍ VODY

V současné době je odpadní voda hlavním faktorem kvality sladkovodních vod a lidského zdraví. Odpadní voda je definována jako voda, která byla použita v domácnostech, průmyslu, zemědělství a obchodních podnicích. Pokud nejsou řádně ošetřeny, nemohou být dále využívány z důvodu množství znečišťujících látek. Složení znečišťujících látek je závislé na konkrétním odvětví odpadních vod. U splaškových vod se jedná o sloučeninu živin a chemických látek obsažených v různých čisticích prostředcích používaných v domácnostech. Jsou to především oxidační činidla, aldehydy, fenoly a tenzidy. Průmyslové vody mohou obsahovat dusík, fosfor, pesticidy a až kolem 2000 jiných chemických látek (US EPA, 2004). Pokud se nečistí, tak tyto živiny a chemikálie vstupují do přírodního vodního systému, kde poškozují přírodní prostředí a lidské zdraví (Corcoran et al., 2010). Virové organismy mohou přežít v lidských exkrementech, včetně *Escherichia coli*, které mohou být přítomny v patogenní formě, v odpadních vodách po dobu až dvou měsíců (WHO, 2011). V ekosystémech může vést nadměrné množství živin k růstu řas a eutrofizaci vod. Další účinek, jakým je vznikající problematika endokrinní disrupce u vodních živočichů, může nastávat z důvodu přítomnosti farmaceutických přípravků ve vodních tocích (Corcoran et al., 2010).

Opadní voda komunální formy se obvykle kumuluje prostřednictvím kanalizačního potrubí. Čištění odpadních vod obsahuje postupný proces, který se skládá s primární, sekundární a terciální fáze. Primární fáze zahrnuje sedimentační procesy k odstranění nerozpuštěných látek (NL) a tím k částečnému snížení biochemické spotřeby kyslíku (BSK), která je indikátorem sledování kvality vody (US EPA, 2012). Primární fáze čištění může snížit BSK až o 30 %. Sekundární stupeň využívá biologické procesy k rozkladu zbývající rozpuštěné organické hmoty. Sekundární čištění může odstranit až 90 % BSK a obdobné množství celkových NL (US EPA, 2004). Jakýkoli další krok čištění odpadních vod je považován za terciální. Terciální čištění navazuje na předchozí kroky a může vyžadovat složitější technologie, jako je například iontová výměna a reverzní osmóza (World Bank, 2013b; US EPA, 2004). Environmentální problémy se vyskytují, když rostliny, určené k čištění odpadní vody, nejsou schopny vyčistit všechny druhy odpadní vody, nebo když jejich účinnost není dostačující. V mnoha městech v rozvojových zemích nemusí být stávající infrastruktura pro nakládání s odpadní vodou dostatečná. K takové situaci dochází, pokud růst populace předstihuje výstavbu čistírny odpadních vod (ČOV), nebo když obec/město/aglomerace nemá dostatečné prostředky pro výstavbu či modernizaci stávajícího systému (Mateo-Sagasta and Salián, 2012). Ve výsledku mohou ČOV vypouštět částečně nebo zcela nezpracovanou odpadní vodu (Corcoran et al., 2010). Například v ČR,

hlavní město Ghany, byla v roce 2013 z důvodu nedostatečné kapacity uzavřena vegetační čistírna, což způsobilo nelegální odklonění odpadní vody přímo do oceánu (Muspratt and Bäuerl, 2013; Murray and Drechsel, 2011). Ačkoli čištění odpadních vod je široce podporováno programem OSN pro životní prostředí (UNEP), odhaduje se, že v 90 % rozvojových zemí nejsou odpadní vody vyčištěny před vypuštěním do přírodního prostředí (UNEP, 2010).

Vzhledem k významu vodních zdrojů pro zdraví lidí a ekosystému, představitelé OSN vyznačili cílové plány (Sustainable Development Goal (SDG)). Tyto dokumenty se vztahují na všechny rozvinuté a rozvojové země podobně jak jsou nastaveny rozvojové cíle tisíciletí (MDG). SDG má za úkol nasměrovat země na cestě k dosažení globálních cílů v letech 2015 až 2030 (Sachs, 2012).



Obrázek 1: Úroveň čištění odpadních vod a jejího trendu za posledních 10 let podle Environmental Performance Index. Světový průměr čištění odpadních vod je 29 % (EPI 2014).

Eutrofizace vod

Eutrofizace je proces, během kterého dochází k nárůstu obsahu živin v povrchových vodách. Rozlišujeme přirozenou eutrofizaci a nepřirozenou, způsobenou lidskou činností. Otázka eutrofizace je celosvětový problém. Nadměrné obohacování vod je způsobeno především splachy, erozí, vyluhováním živin z hnojených zemědělských ploch, z kterých se dostává do vodotečí především dusík a dále potom vypouštění komunálních a průmyslových odpadních vod. Významná může být i atmosférická depozice dusíku, masivního chovu dobytka a ze zplodin. Dalším ovlivňujícím faktorem je intenzivní hospodářské využití vodních ploch, jedná se o

dokrmování ryb a rybí exkrementy. Výstavba vodních nádrží pro efektivnější využití dešťových vod může přispět k akumulaci odpadních vod a vzniku eutrofizace, která znemožní vodu dále používat. Podle IUCN bylo na světě v roce 1997 přibližně 40 000 velkých a 800 000 malých přehrad (IUCN, 1997). Organizace International Rivers Network (IRN) uvádí, že v roce 2006 bylo na světě 47 000 velkých přehrad (Imhof, Schneider, Wong, 2006). Dle T. Scuddera za posledních 50 let vzrostl počet přehrad z 5 700 v roce 1950 na dnešních přibližně 50 000 (Scudder, 2006). Před rokem 1949 měla Čínská lidová republika méně než 100 těchto vodních děl, nyní jich má okolo 22 000 (Scudder, 2006). V ČLR růst populace předstihuje výstavbu ČOV. Podle EPI se odpadní vody v ČLR čistí z 18,18%, kde mají z uvedených důvodů veliké problémy s eutrofizací (EPI, 2014).

Z důvodu eutrofizace a jiných problémů, tedy velkého množství BSK, CHSK, NL způsobených odpadní vodou, bylo uskutečněno mnoho studií zaměřených na technologii plovoucích ostrovů, které by mohly tyto problémy pomoci vyřešit. Dá se tedy předpokládat, že je to důvod proč také v ČLR proběhlo mnoho experimentů zkoumajících účinnost čištění plovoucích ostrovů, především redukci fosforu a dusíku, které ČOV s klasickou aktivací odstraňuje s účinností N – 20%, P – 30%. Pro větší účinnost odstraňování N slouží proces denitrifikace a nitrifikace, k tomu je zapotřebí především správný poměr mezi C: N: P. Větší účinnosti pro odstraňování P je dosaženo srážením solemi Al, Fe nebo vápna. Při aplikaci vápna je nutná další neutralizace pro změnu pH. Tyto metody jsou však pro mnoho oblastí příliš nákladné a těžko realizovatelné v kontextu udržitelnosti správného fungování (US EPA, 2012).

3 TECHNOLOGIE PLOVOUCÍCH OSTROVŮ

3.1 Mokřady

Technologie plovoucích ostrovů napodobuje vlastnosti mokřadů. Obnova mokřadů je běžně prezentována jako důležitá strategie pro udržování a zlepšování kvality vody a ekosystémového kapitálu. Patří mezi nejdůležitější ekosystémy na zemi. Mokřady můžeme nalézt na všech místech naší planety kromě Antarktidy, tedy klimatická pásma v rozsahu od tropů až po tundru. Jsou to významná místa pro ukládání a přeměnu chemických, biologických a genetických materiálů. Vyznačují se svou nestálostí a mění se s ohledem na dlouhodobé změny počasí (vydatné deště, přetrvávající sucho). Slouží jako zásobárna vody a k čištění vod. Mokřady jsou území, která se odlišují od ostatních ekosystémů tím, že jsou dlouhodobě nasycené vodou, a to určuje charakter flóry a fauny, které se zde vyskytují. To znamená, že rostliny a živočichové, kteří v těchto podmínkách žijí, musejí být k tomu přizpůsobeni (Mlejnská, 2009; Vymazal, 1995).

3.1.1 Čistící procesy v mokřadech

Čistící procesy v mokřadech jsou závislé na vnitřních a vnějších činitelích. U vnitřních záleží na typu podloží, přes které voda protéká, a dále na typu rostlin se zde nacházejících. Vnější činitelé souvisí s klimatickým rázem (rychlost větru, intenzita slunečního záření, teplota vody, teplota vzduch) a roční období, které ovlivňují vegetaci rostlin (Kočková, 1994).

3.1.2 Přenos kyslíku v mokřadních rostlinách

V mokřadech panují anaerobní podmínky, tj. zapříčiněno omezenou difuzí kyslíku přes vodní vrstvu. Jedním z hlavních způsobů difuze v mokřadních podmínkách je transport kyslíku skrze těla rostlin. Rostliny transportují kyslík do svých kořenů, jelikož přítomnost kyslíku je nezbytná pro jejich existenci a slouží také jako významný prvek zapříčiňující redukci toxinů, které se vyskytují v anoxickém substrátu. Transportované množství kyslíku vystačuje nejen kořenům, ale i navíc přechází do okolí. Množství kyslíku, které se dostává do okolí, závisí na spotřebě kořenů (Kočková, 1994; Mlejnská, 2009; Vymazal, 1995).

Mokřadní rostlina se od suchozemské rostliny odlišuje složením rostlinného těla, kdy u mokřadní rostliny je tělo tvořeno více jak z poloviny póry, zatím co u suchozemských rostlin jen z jedné desetiny. Větší pórovitost tedy umožňuje přenos kyslíku do kořenů. Přenos kyslíku v rostlinách se uskutečňuje pasivní molekulární difuzí. Difuze kyslíku probíhá, jako neuspořádaný pohyb molekul v pórovitém těle rostliny. Za základní iniciátory této difuze považujeme konvektivní tok

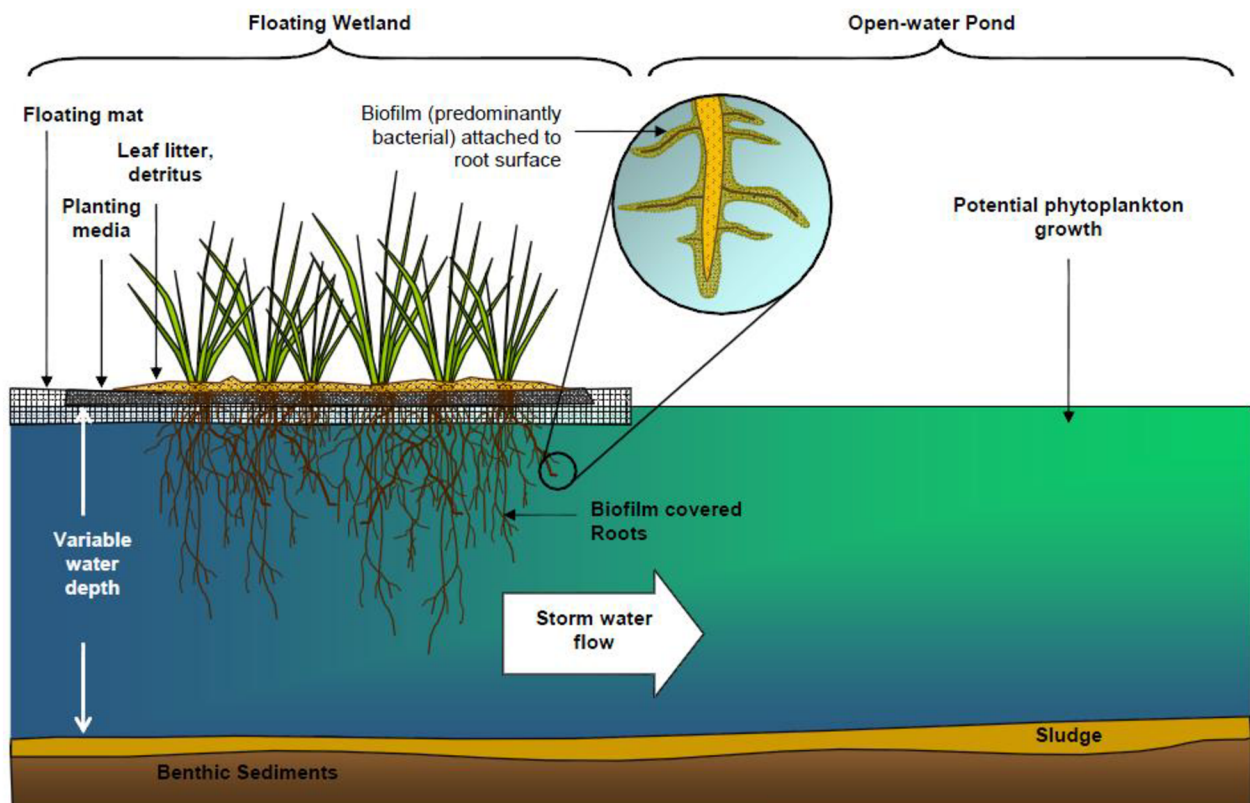
vzduchu a tlakový gradient mezi povrchovými částmi rostlin a podpovrchovými částmi. Za zmínku určitě stojí Venturiho-indukovaná konvekce, tento typ konvektivního toku je založen na principu Venturiho efektu. Mechanismus spočívá v rozdílu rychlostí větru kolem rostliny, kdy u země můžeme nalézt nižší rychlost a naopak ve vrcholcích rychlost vyšší. Proudění kolem vysokých dutých stonků způsobuje nasávání vzduchu do kořenového systému skrze otvory zbylé po uschlých stoncích nacházející se v blízkosti země. Tento typ konvekce je významný obzvláště při provětrávání v zimě, kdy rákos nemá živé nadzemní části, které by podporovaly tok plynů indukovaný vlhkostním gradientem (Vymazal, 1995).

3.2 Umělé plovoucí ostrovy

Technologie plovoucích čistících ostrovů (dále PO) nebo také mokřadů „Floating treatment wetlands“ (FTW) je ekologickým přístupem, který spěje k redukci bodových i nebodových zdrojů znečištění recipientů. Tato technologie v poslední době vzbuzuje veliký zájem. Po celém světě bylo provedeno desítky studií, navzdory těmto snahám stanoví hledání spolehlivých hodnocení účinnosti PO velikou výzkumnou mezeru. Znečištění životního prostředí představuje závažné nebezpečí pro udržitelný rozvoj mnoha zemí, který je středem zájmu světové veřejnosti a vlád států. Umělé plovoucí ostrovy byly uvedeny k užití s cílem pomoci očišťovat vody díky jejich čtyřem hlavním funkcím (Nakamura a kol., 1999):

- 1) Čištění vod
- 2) Zajišťování životního prostředí určitým druhům zvířat
- 3) Ochrana před erozí pobřežní linie a
- 4) Pozitivní vliv na krajinné prvky

Potenciál této technologie je pro proměnlivou výšku hladiny (Revitt et al. 1997; Smith and Kalin 2000; Hubbard et al. 2004; Todd et al. 2003). Procesy probíhající během aplikace PO byly popsány ve studiích (Kadlec and Knight 1996; Sundaravadivel and Vigneswaran 2001; Vymazal 2007). Účinnost odstraňování řady znečišťujících látek pomocí PO byly hodnoceny mnoha různými autory (Tanner et al. 1995; Allen et al. 2002; Riley et al. 2005; Akrotos and Tsihrintzis 2007; Iamchaturapatr et al. 2007; Headley and Tanner 2008). Rostliny jsou schopny čistit vodu pomocí rhizoférické oxidace, vylučování H^+ , organických kyselin a CO_2 (Armstrong et al. 1990; Tanner et al. 1995; Coleman et al. 2001). Vliv teploty na účinnost PO je nejasný z důvodu malého počtu provedených studií, a nízké koncentrací znečištění (Stein and Hook 2005)



Obrázek 2: Schéma interakce mědi a zinku s PO v dešťových vodách (DH Enviromental consulting, 2011).

Boutwell (2002) podal zprávu o úbytku $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, K a celkovém množství suspendovaných pevných látek ve vodě pod plovoucími ostrovy, na kterých dominuje porost orobince (*Typha* spp.). Chang (2006) prostudoval specifickou rychlost růstu dvaceti vodních rostlinných druhů a o třech podal zprávu o charakteristikách vstřebávání živin. Nakamura a Shimatani (1997) báдали jaký má vliv PO na kvalitu vody. Zaznamenali letní kvetení řas v kontrolních nádržích, ale ne v těch, kde se nacházely plovoucí ostrovy. Shimada a kol. (2000) vyvinuli dva druhy plovoucích ostrovů navržené pro emergentní a ponořenou vegetaci. Jejich objevy prokázaly, že zlepšení stavu čistoty vod díky zavedení plovoucích ostrovů s sebou může nést i expanzi přirozené vegetace, která vede ke zmenšení potřeby rozšiřování plochy pokryté umělými plovoucími ostrovy. Stewart et al. (2008) prohlásil, že mikroby vznikající v kořenech PO jsou schopny odstranit 10 600 mg dusičnanu za den, 273 mg amoniaku, 428 mg fosfátu za den na $0,16 \text{ m}^3$ kořenu. Další studie ukázala, že PO jsou schopny odstranit uvolněné sloučeniny mědi od 3,8 do 6,4 mg na metr čtvereční na den a sloučenin zinku ve výši od 25 do 88 mg na metr čtvereční na den (Headly and Tanner, 2007). Také bylo prokázáno, že k odstranění 8,95% celkového množství dusíku a 20,16% celkového množství fosforu z eutrofických vod došlo díky přítomnosti vegetace (Song et al., 2009).

Plovoucí čistící ostrovy jsou inovativním ekologickým přístupem ke kontrolování degradace kvality vody z bodového a nebodového zdroje znečištění (Headley and Tanner, 2012; Hubbard, 2010; Rangarajan et al., 2012). PO je systémem plovoucích rohoží a s nimi spojených ekologických společenství jako jsou makrofyty, bezobratlovci, zooplankton a biofilm (Faulwetter et al., 2011; Hubbard et al., 2004; Kato et al., 2009; Song et al., 2011). PO mohou být aplikovány ve většině čistírenských zařízení a celé škále vodních útvarů (Tanner and Headley, 2011). Schopnost absorpce rostliny, perifytonu a kořenové filtrace jsou základními vstupy pro PO systém (Borne et al., 2013; Headley and Tanner, 2012). Uvnitř vodního tělesa jsou znečišťující látky odstraňovány sedimentací, asimilací řas, bakterií a adsorpcí do spodního kalu (Shilton, 2005; Wetzel, 2001).

3.2.1 Rostliny

Volba druhu rostlin

Při návrhu PO je důležitá volba druhu rostliny. Nejčastěji jsou vybírány dle původně se vyskytujícího místa, tedy klimatických podmínek. Rostlina musí také vykazovat výrazný růst v znečištěné vodě. Například *Phragmites australis* (rákos obecný) je velmi široce používán v celé Evropě, Asii a Austrálii a je známo, že má dobrou schopnost čištění vody. Ve studii, která proběhla v Maďarsku, byly PO aplikovány pro odstranění živin z jezera. K tomu účelu bylo provedeno vyhodnocení z jiné studie, která popisovala 67 druhů mokřadních rostlin. Bylo vybráno pár níže uvedených, které jsou vhodné pro klimatické podmínky Maďarska. (Gulyas a Mayer, 1993, Lakatos, 1998).

- *Alisma plantago – aquatica* (žabník jitrocelový)
- *Glyceria maxima* (steblovka vodná)
- *Mentha aquatica* (máta vodní)
- *Myosotis palustris* (pomněnka hajní)
- *Sagittaria sagittifolia* (šípovka vodná)
- *Sium erectum* (potočník vzpřímený)
- *Sium latifolium* (sevlák potoční)
- *Sparganium erectum* (zevar vzpřímený)
- *Symphytum officinale* (kostival lékařský)
- *Thelypteris palustris* (kapradiník bažinný)
- *Typha laxmannii* (orobinec sítinovitý)
- *Typhoides arundinacea* (chrastice rákosovitá)

Výše vypsané rostliny nejsou univerzální pro všechny druhy aplikace PO, ale pro dané použití. Během návrhu druhu rostliny je potřeba zohlednit mnoho faktorů, kterými jsou: klimatické podmínky, odolnost, délka a objem kořenů, nadzemní biomasa, vztlaková síla rostliny, druh a koncentrace znečištěné vody, potřeba růstového substrátu, pórovitost, schopnost zadržování vody a rychlost růstu.

Vliv rozpuštěného kyslíku a koncentrace živin na hloubku kořenů

Hloubka prorůstání kořenů pod plovoucím nosičem je částečně ovlivněna koncentrací rozpuštěného kyslíku v odpadní vodě. Růst kořenů rostlin je obecně největší v aerobních podmínkách, přičemž opačný stav může inhibovat jejich růst. Indikace ze studií a pozorování autorů ukazují, že ve vodním sloupci pod PO převažují anaerobní podmínky, které jsou dány vysokou dobou zdržení, organickým zatížením a pokrytím povrchu vody. Nicméně je možnost určité manipulace s koncentrací rozpuštěného kyslíku, a to zahrnutím otevřené vodní plochy, která umožní reaeraci a fotosyntézu. Je však zapotřebí další studie ke zjištění účinnosti otevřené vodní zóny na provzdušnění vodního sloupce. Vliv koncentrace živin na vývoj kořenů nejsou jednoznačné. Na jedné straně představují snadnou dostupnost živin, která obecně podporuje růst rostlin. Na straně druhé budou rostliny rostoucí v nutričně špatných podmínkách rozvíjet rozsáhlý kořenový systém, tak aby se zvětšila plocha povrchu k jejich absorpci (Headley and Tanner, 2006).

Růstový substrát

Volba vhodného růstového substrátu bude především důležitá během počátečního stádia růstu. Z hlediska fyzikálních vlastností substrátu pro vypěstování zdravé rostliny je důležitá rovnováha mezi dostupností vody a provzdušňováním. Použité materiály by měly mít adekvátní malé póry k akumulaci vody, a zároveň dostatečně velké póry, aby probíhala výměna vzduchu pro udržení aerobních podmínek. Další důležité faktory jsou vztlak substrátu a hmotnost nasycení vodou.

Dva nejběžněji používané materiály růstového substrátu pro PO je kokosové vlákno a rašelina. Během dřívější studie byla komerčně dostupná rašelina použita jako růstový substrát, avšak s velmi malým úspěchem. Ukázalo se, že tento jemný materiál rychle nasáknul vodou a vytvořil hustou vrstvu. Došlo ke spotřebě kyslíku rozpadající se rašelinou, což způsobilo 100 % úmrtnost výsadby. Navíc v oblastech kde dochází ke tvorbě vln, se rašelina vysypávala z rohože, čímž byla podpora sazenic během svého raného vývoje ztracena. Alternativní substrát byl nalezen v podobě hroudů živých rašeliníků shromážděných od nedalekých mokřadů. Autoři uvádějí, že tento

materiál poskytuje v průběhu prvního vegetačního období dobré podmínky mokřadním sazenicím jako, je *Typha spp.*(orobinec) (Smith a Kalin, 2000).

Pokud je plovoucí mokřad aplikován do vod bohatých na živiny, jakými jsou splašky, může být rostlina zasazena přímo do plovoucí rohože bez dodatečné živné půdy. Sazenice mohou být vysazeny přímo do vyřezaných otvorů do plovoucí rohože. Tímto jsou rostliny nuceny brát živiny přímo z vody.

Metody sázení

Existují tři hlavní metody běžně používané pro výsadbu rostlin v mokřadních podmínkách:

- Přímý výsev
- Výsadba řízků
- Využití sazenic

Přímé setí je často používáno jako rychlé a nízkonákladové řešení. Tato metoda může být použita na velkých plochách nebo pro obnovení mokřadu. Její účinnost závisí na ideálních podmínkách. Přímý výsev je závislý na použitých materiálech a konstrukci pro vytvoření plovoucího ostrovu, tak aby byla poskytnuta vrstva růstového média pro přímé klíčení semen. Namáčení média ze strany hladiny může zlepšit úspěšnost klíčení semen. Existuje riziko, že plocha určená pro sázení bude napadena plevelem, který zabrání růstu mokřadní rostliny. Výsadba řízků, zejména oddenků, je jednoduchým způsobem pro rozšíření některých druhů mokřadních rostlin, například *Typha spp.* (orobinec) a *Schoenoplectus tabernaemontani* (Skřípinec Tabernaemontanův). Úspěšnou metodou může být také rozdělení větších shlukovaných rostlin, kterými jsou například některé ostřice. Ve většině případů je nejvhodnějším způsobem výsadba sazenic. Tato metoda má sice největší investiční náklady, ale zaručuje největší úspěšnost a růstovou rychlost. Některé rostlinné školky se specializují na sazenice mokřadních rostlin.

Jednou z možností pro optimalizaci usazování rostlin může být pěstování v rostlinné školce celého plovoucího ostrovu. Tento přístup se používá účinně v Německu a zajišťuje ho Bestmann Green Systems. Problém nastává v dopravě předem osazených ostrovu a následné manipulaci během instalace (Headley and Tanner, 2006).

3.2.2 Konstrukční materiály

K sestavení PO je možné použít celou řadu různých materiálů. Uvádí se, že při volbě materiálu a konstrukční metody mají být zhodnoceny následující faktory (Kerr-Upal et al., 2000):

- trvanlivost

- funkce
- citlivost životního prostředí
- hmotnost
- vztlak
- kotvení
- flexibilita
- náklady

Typickými materiály k vytvoření plovoucího ostrovu jsou například: pěnový polystyren, uzavřené PVC nebo PP trubky, polystyrenové lišty, bambus, uzavřené PET láhve nebo nafukovací vinylové polštáře. Obecně však existují dva hlavní přístupy, které byly přijaty:

- konstrukce plovoucího rámu, který je spojen a propleten určitým druhem pletiva, na kterém rostliny rostou
- použití plovoucího materiálu, který sám o sobě slouží jako základ pro rostlinný růst

Třetí přístup, který zasluhuje pozornost je vytvoření podmínek, které usnadní rozvoj samostatně plovoucích rostlin. Jedna z možností je poskytnutí malých plovoucích struktur, které podporují počáteční rozvoj vhodného druhů rostlin, který má předpoklady k vytvoření své vlastní plovoucí rohože. Tuto schopnost má například rostlina *Typha* spp. (orobinec). Nejčastěji používanou metodou je vytvoření plovoucího rámu, který je obklopený propustným materiálem. V mnoha případech, je plovoucí rám konstruován s použitím utěsněné PVC trubky nebo jiných plastových trubek. Ty mohou být spojeny a tvořit nadnášející čtvercový nebo obdélníkový rám (Headley and Tanner, 2006).

Například plovoucí systémy popsané Smith a Kalin (2000), se skládají z 2,4 m a 4,8 m dlouhých rámu postavených ze dřeva. V dolní části jsou spojené rybí sítě, která podporuje rozvíjející se vegetační rohož. Ke stranám byly připojeny polystyrenové desky, které zajistí nutný vztlak pro první dva až tři vegetační období poté jsou odpojeny.

V Indii byla vyvinuta metoda low-cost plovoucí konstrukce, a to pomocí místně dostupných zdrojů. Plovoucí vory jsou konstruovány s použitím dlouhých bambusů s velkým průměrem. Vory byly protkány rohoží z přírodního vlákna. Kloubová povaha bambusu znamená, že obsahuje v celém kmeni hermeticky uzavřené komory vzduchu. I když tyto systémy mohou po několika letech degradovat, je pravděpodobné, že vegetační rohož dosáhne požadovaného vztlaku, zvláště jsou-li použity vhodné rostliny.

Existují firmy jako Bestmann Green Systems v Německu a ARM Reedbeds Ltd, A.G.A. ve Velké Británii, které vyrábějí systémy plovoucích ostrovů na zakázku.

3.2.3 Vliv teploty na účinnost PO

Van de Moortel et al. (2010) pro svou studii sestavili tři venkovní nádrže o délce 1,5 m, šířce 0,8 m, hloubce 1,2 m a výšce hladiny 0,9 m. Vodní plocha jedné nádrže byla 1,2 m² a objem 1,08 m³. Dvě byly pokryté plovoucím ostrovem s vegetací a třetí sloužila jako kontrola k porovnání účinnosti čištění. Plovoucí rohož byla sestavena ze dvou plastových trubek naplněné pěnou, a to z důvodu zvýšení vztlakové síly. Dále byly pokryty drátěným pletivem a vrstvou kokosového vlákna, v které byla zakořeněna vegetace. Obě rohože byly z 95 % procent zasazeny ostřicí a z 5 % rostlinou zvanou kyprej vrbice. Plocha jedné plovoucí rohože byla 0,77 m² (délka 1,1 m, šířka 0,7 m), ale jak uvádí autor, vzhledem k převislým rostlinám byla plocha stínu 100 %. Před zahájením experimentu byly rostliny od dubna do ledna pěstovány ve skleníku zalévané vodou z kohoutku.

Odpadní voda určena pro experiment byla odebrána z čistírny odpadních vod v městě Drongen v Belgii. Vzorek vody byl odebrán před hrubými česli a lapákem písku. Po každé testovací době 11 dnů byla odebrána polovina odpadní vody do výšky hladiny 45 cm a dolitá čerstvá odpadní voda do úrovně 90 cm, a to ve všech třech nádržích. Tento způsob postupu byl navržen ze dvou důvodů: a) aby se zabránilo přidání vody s maximální koncentrací a za b) aby nebyl rozdíl v koncentracích surových odpadních vod přidáván najednou, ale postupně. Měření bylo prováděno vždy ve dnech 0, 2, 4, 7, 11 celkem 17 krát, tedy celkový počet měřících dnů bylo 85 v rozmezí dvou let. Průměrné počáteční koncentrace pro všech 17 testovacích období jsou uvedeny v Tabulce 4. Počáteční koncentrace byly velice variabilní, a to z důvodů cyklické povahy lidské činnosti, průmyslových vypouštění a dešťových událostí. Během třech testovacích období byla odebrána odpadní voda v průběhu nebo 24 hodin po silné dešťové události.

Tabulka 1: Průměrné vlastnosti odpadních vod měřených v den 0 v průběhu 17 různých testovacích období (Van de Moortel et al., 2010).

Parameter	Average±SD	Min–Max
pH (–)	7.35±0.22	6.88–7.81
Conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1,035±169	626–1,282
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg L^{-1})	16.1±4.9	8.23–25.9
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg L^{-1})	0.37±0.53	<0.1–2.85
Norg (mg L^{-1})	4.31±4.65	0–12.0
Ntot (mg L^{-1})	21.8±5.0	11.6–31.9
P (mg L^{-1})	2.16±1.04	1.42–3.22
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	64.2±15.5	20.1–90.1
TOC (mg L^{-1})	27.7±11.1	9.58–52.4
COD (mg L^{-1})	81.3±24.7	43.0–124
Cu ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10.0±4.6	1.39–19.5
Fe ($\mu\text{g L}^{-1}$)	454±263	72.2–1,192
Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	164±48	88.3–312
Ni ($\mu\text{g L}^{-1}$)	10.0±4.6	2.30–18.4
Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$)	6.10±3.78	1.19–19.5
Zn ($\mu\text{g L}^{-1}$)	57.5±35.0	15.7–147

Individuální vyhodnocení dvou PO ukázalo minimální rozdíly. Z tohoto důvodu byly výsledky spojeny. Teplota vody byla měřena v hloubce 5 a 60 cm. Průměrné denní teploty vzduchu byly získané externě z meteorologické stanice. Pro vyhodnocení vlivu teploty, byly stanoveny čtyři teplotní kategorie. Hodnoty účinnosti těchto kategorií jsou vypočítány ze závislosti teploty a čištění během 4 dnů pro přidání vody, kdy došlo k zásadnímu odstranění znečištění. Jestliže byla teplota vzduchu pod 15 °C, nebyl zjištěn žádný významný rozdíl v teplotě vody mezi PO a kontrolní nádrží. Během teplých dnů nad 15 °C byla teplota vody v kontrolní nádrží podstatně vyšší. Během jednoho testovacího období došlo ke tvorbě ledu. Led se tvořil rychleji a trval déle na PO, ale během toho nenastal žádný značný rozdíl v teplotě vody.

Tabulka 2: Celková účinnost odstraňování v závislosti na teplotě vzduchu (Van de Moortel et al., 2010).

		Overall removal efficiency (%)		Seasonal removal efficiency (%)				Temperature-dependent removal efficiency (%)			
		Average±SD	Min–Max	Spring	Summer	Autumn	Winter	T<5	5<T<10	10<T<15	T>15
NH ₄ -N	CFWs	34.9±24.5	-17.8–81.4	35.5	34.5	34.3	35.1	31.2	34.5	51.0	17.3
	Control	2.9±22.0	-50.9–33.4	24.7	-10.4	7.3	0.9	3.0	2.0	9.4	-1.2
Norg	CFWs	44.5±45.4	-46.0–100.0	84.7	27.1	56.4	37.2	45.6	60.1	28.2	60.9
	Control	18.0±59.4	-116.2–100.0	61.8	39.3	-12.5	-2.2	34.6	-30.4	60.0	27.9
Ntot	CFWs	42.3±27.6	0.5–80.3	38.4	40.2	36.9	47.0	23.7	46.8	56.8	24.3
	Control	15.2±23.8	-4.3–74.0	22.6	3.0	2.0	26.3	4.6	26.8	27.1	1.6
TP	CFWs	22.1±23.6	-24.0–78.5	-13.0	39.0	30.7	18.4	11.8	23.3	30.1	16.8
	Control	5.8±10.1	-11.1–29.4	13.7	5.6	-2.7	3.6	4.1	4.1	2.6	14.0
SO ₄ ²⁻	CFWs	18.3±27.6	-24.5–86.4	21.8	37.1	-0.4	10.8	18.0	10.7	10.6	52.1
	Control	10.0±26.6	-43.5–65.6	-17.0	27.7	8.7	7.5	13.2	6.3	7.0	21.1
TOC	CFWs	36.3±24.1	-0.7–71.2	36.0	19.9	35	49.1	48.9	22.4	49.5	9.7
	Control	12.4±32.2	-56.5–71.1	18.4	10.2	19	32.0	7.3	13.9	17.7	10.2
COD	CFWs	52.9±11.6	25.4–69.7	n.d.	n.d.	62.5	42.7	60.3	50.2	69.7	n.d.
	Control	32.6±15.5	10.0–53.8	n.d.	n.d.	23.3	29.3	21.6	33.1	49.0	n.d.
Cu	CFWs	52.3±26.9	-17.5–84.9	71.6	62.3	40.4	36.9	55.4	32.1	65.7	66.3
	Control	29.2±25.6	-40.8–55.9	52.2	29.2	21.9	16.9	29.5	15.4	40.4	36.3
Fe	CFWs	24.5±36.1	-47.7–78.8	16.7	27.7	11.8	n.d.	65.2	18.0	-9.6	50.1
	Control	38.4±20.9	-3.3–65.5	48.0	41.7	20.4	36.6	27.4	33.3	32.0	50.9
Mn	CFWs	6.1±28.5	-62.7–57.9	-7.7	-3.2	-13.9	16.9	27.4	16.6	-30.9	-11.6
	Control	-2.0±19.6	-49.3–24.2	-2.2	-9.7	-12.6	9.9	15.1	11.8	-25.9	-4.9
Ni	CFWs	16.4±34.5	-21.8–90.3	-11.9	30.6	5.1	13.4	15.7	11.3	2.4	23.6
	Control	10.9±33.3	-35.6–68.5	18.7	16.4	-4.9	8.1	25.3	2.7	12.2	13.8
Pb	CFWs	33.0±38.0	-33.9–97.7	61.5	25.3	80.4	20.1	16.5	29.6	27.1	53.8
	Control	38.4±35.7	-28.0–98.1	36.2	13.8	88.1	26.6	69.6	31.3	45.9	36.2
Zn	CFWs	42.1±44.6	-66.7–88.9	86.4	60.0	57.1	27.5	29.1	31.5	57.2	73.6
	Control	18.5±38.6	-44.2–83.1	70.1	-11.6	21.1	10.5	33.3	12.9	7.6	32.0

n.d. not determined

3.3 Modely hodnocení účinnosti PO

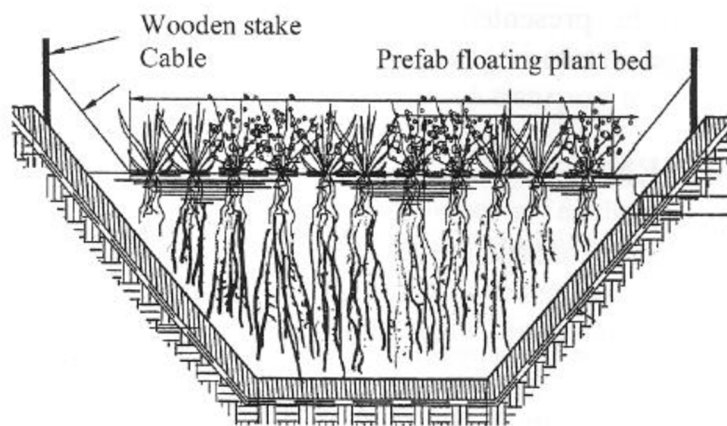
Nejšíře používaným modelem předpovídajícím míru odstraňování znečištění je model kinetiky prvního řádu. Dosud vyvinuté modely predikce redukce znečištění využívají množství funkcí kinetiky prvního řádu s cílem popsání chování fosforu, dusíku a celkových nerozpurných látek v různých očištných stanicích a přírodních vodních tělesech. Přístup kompartmentového modelování byl zaveden s cílem simulování vícerých procesů uvnitř akvatických systémů jako jsou potoky, rezervoáry a mokřady. Popsaný model hmotnostní bilance pro jezero s dobře promíchanou vodou, rozděluje procesy odstraňování do několika skupin, včetně procesu vodní reakce a procesu sedimentace. Jednoduchost používání modelu kinetiky prvního řádu nabízí mnoho výhod, ačkoliv výběr ukazatele reakce prvního řádu pro generování spolehlivých

předpovědí je obtížný, protože tento parametr je citlivý k podmínkám prostředí. Bylo by rozumnější nabídnout škálu předpovědí než specifické číslo. Metoda bootstrap odhaduje interval spolehlivosti parametru, který zrovna máme na mysli. Nahrazení procedury metodou bootstrap má mnoho výhod ve srovnání s parametrickými statistickými metodami. Výpočetně náročná metoda bootstrap zajišťuje odhady bez explicitního rozdělení a zmírňuje obtížnost výběru a ověřování vhodného rozdělení, jak je vyžadováno u parametrických metod. Další výhodou použití bootstrap metody je, že nabízí smysluplná hodnocení založená na omezených datech, společných událostech v hodnocení ekologických rizik. Dalším cílem je vyvinout rozsáhlý a zjednodušený model PO, který by mohl být široce využitý a použitý pro navržení a pro další hodnocení a posuzování PO systémů. Působení PO je odděleno od působení zkoumaných vodních těles v modelu i-PO. Rozdělením těchto dvou mechanismů se model stává obecnějším. Míry vodních reakcí jsou přizpůsobeny v souladu s charakteristikami konkrétního vodního tělesa. Podrobně o modelech hodnocení PO se zabývá studie od Wang, Sample (2013).

4 APLIKACE PLOVOUCÍCH OSTROVŮ VE SVĚTĚ

4.1 Zředěné splaškové vody z odlehčovací komory

Van Acker et al. (2005) popisují systémy používané v Belgii pro čištění zředěné splaškové vody z odlehčovací komory. Systém AquaGreen, který byl pro tento účel navržen je znázorněn na Obrázku 4. Tento systém je navržen tak, aby byl schopen se vypořádat s proměnným průtokem jednotné stoky, a proto má ve své konstrukci určité strukturální a konstrukční prvky, které jsou velice zajímavé.



Obrázek 3: Schéma umělého plovoucího ostrovu pro zředěné odpadní vody z odlehčovací komory v Belgii (Van Acker et al., 2005).

První část systému se skládá ze sedimentační nádrže, jejím úkolem je snížení vstupní energie a minimalizování resuspenze usazených sedimentů. Poté voda prochází dlouhou nádrží, která je velmi hustě pokrytá plovoucími ostrovy a je navržena pro zlepšení pístového toku. Plovoucí přepážka zabraňuje vniknutí velkých plovoucích úlomků do systému umělých plovoucích ostrovů. Plovoucí rohože se skládají z plovoucího nosníku vyrobeného s kokosových vláken a jsou osázené ostřicí (*Carex* sp.), rákosem (*Phragmites australis*), orobincem úzkolistým (*Schoenoplectus latifolia*), orobincem (*Typha* sp.) a kosatcem žlutým (*Iris pseudacoris*). Nosníky z vláken plovou pomocí syntetických pěnových profilů a polyetylenové síťoviny a jsou ukotveny po stranách nádrže.

Systém je navržen pro minimální hloubku vody 60 cm tak aby nedošlo k vyschnutí rostlin. Předběžné údaje ukázaly výkonnost odstranění CHSK 33-68%, 66-95% NL, 24 až 61% TP, a proměnlivé odstraňování TN. Později v říjnu bylo zjištěno, že voda byla pod plovoucím ostrovem anaerobní tato skutečnost je uvedena jako důvod pro omezenou schopnost odstraňování dusíku.

V Belgii většina komerčně dostupných systémů plovoucích ostrovů zahrnuje mechanické nebo jemno-bublinné aerační systémy pro zvýšení procesů aerobního zpracování.

4.2 Odpadní voda z vepřínu

Hubbard et al. (2004) uskutečnil studii pro čištění odpadních vod z vepřínu. Byla sledována absorpční schopnost nutrientů pomocí tří druhů rostlin: *Typha latifolia* (Orobinec širokolistý), *Juncus effusus* (Sítina rozkladitá) a *Panicum hematomon*. Orobinec širokolistý vykazoval během prvního roku pomalý růst, v druhém roce měli však obrovský růst v jarních a letních měsících. V následujícím roce zhynul a ukázal se jako nevhodný pro tento druh čištění. Během průběhu studie a pravidelného sklizení vyprodukoval Orobinec širokolistý 16 511 g.m⁻² biomasy, a odstranil 534, 79 a 563 g.m⁻² N, P a K. V závěru uvádí, že vegetace na plovoucích rohožích může být při pravidelném sklizení biomasy úspěšně pěstována. Studie se zaměřila na růst rostlin a nepředkládá žádné koncentrační hodnoty odpadní vody.

Xian et al. (2010) zkoumal potenciál PO pro čištění odpadních vod z vepřínu, s ohledem na snížení CHSK, CP, CN, sulfonamidů a antibiotik. Uvádí úbytek celkového fosforu o 90,4 %, celkového dusíku o 84,0 %, CHSK o 83,4 %, sulfonamidů o 91,8 % a antibiotik o 99,5 %. Experiment se prováděl během 35 dnů. Teplota vody se pohybovala v rozmezí 10 – 22 °C. Průměrná maximální a minimální okolní teplota byla 9 a 17 °C a teplotní výkyvy byly v rozmezí 3 – 26 °C.

4.3 Průsakové vody ze skládky

Na Novém Zélandu provedeno studii zahrnující schopnost čištění průsakových vod ze skládky pomocí PO. Tato studie shrnuje první výsledky. PO byly vyrobeny z odpadních polymerových vláken a vegetací s původních rostlin. PO má schopnost napodobovat přirozené mokřadní čištění vody tím, že přináší "*koncentrovaný mokřadní efekt*" pro jakýkoli vodní útvar. Průsakové vody ze skládek jsou problematické po celém světě a jejich čištění není jednoduché. Greymouth je město na Jižním ostrově, které má 3000 lidí. Skládky nacházející se kousek od města má významně zředěné průsakové vody, neboť v oblasti jsou extrémně vysoké roční srážky (3,5 m). Vysazeny byly tyto rostliny: *Carex virgata* a *Cyperus ustulatus*. Studie dále uvádí významné odstraňování celkového dusíku a biochemické spotřeby kyslíku (Demonstrating treatment of landfill leachate using floating treatment wetland technology, 2011).

Základní informace o studii

Lokalita	Nový Zéland
Typ vodní plochy	laguna
Velikost PO	288 m ²
Datum studie	listopad 2009
Průtok	proměnlivý, největší v zimě
Hloubka	0,6 m
Plocha vody	každá laguna má rozměry 40 m x 12 m, celkově 6 lagun z toho 3 s PO

Tabulka 3: Výsledky účinnosti při aplikaci umělých plovoucích ostrovů na čištění průsakových vod ze skládky (Demonstrating treatment of landfill leachate using floating treatment wetland technology, 2011).

Ukazatel	Odstranění PO mg.den ⁻¹ .m ⁻²	Účinnost PO %
NL	14,4	89
N _{celk}	180	40
BSK ₅	61,7	46



Obrázek 4: Porovnání přitékající průsakové vody ze skládky a odtékající vody ze systému umělých plovoucích ostrovů (Demonstrating treatment of landfill leachate using floating treatment wetland technology, 2011).

4.4 Městská dešťová voda

V listopadu roku 2008 byl postaven ve městě Billings (USA) rybník k čištění vypouštěných dešťových vod pocházejících ze 174 akrů převážně ploch lehkého průmyslu a komerčních nemovitosti. V květnu roku 2009 byly aplikovány celkem dva PO. Menší v priváděcím kanálu před rybníkem a druhý větší v samotném rybníku. Tři vzorky odebrané v roce 2009 ukázaly ve všech měřených hodnotách jen malou schopnost čištění. Nicméně, dva vzorky odebrané na konci

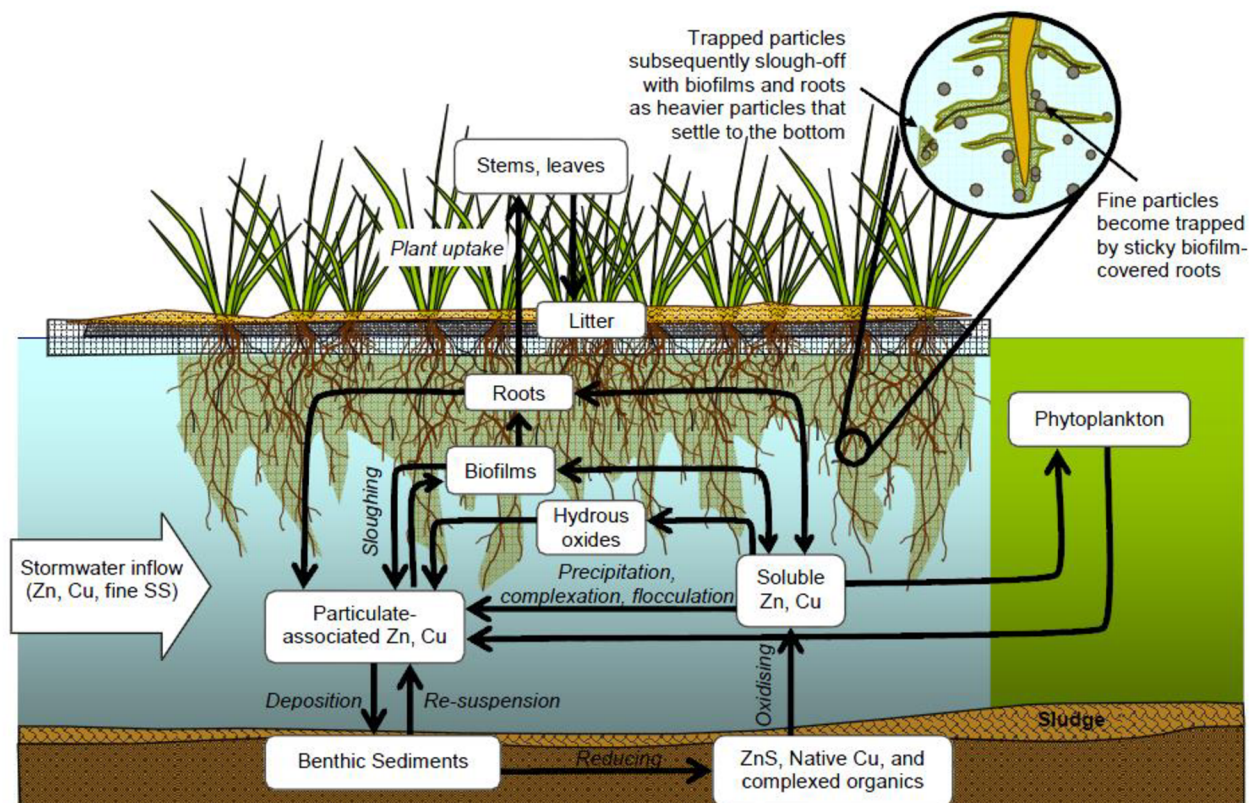
roku 2010 a na začátku roku 2011, kdy vegetace dozrála, ukázaly dramatické snížení kontaminujících látek. Průměrné koncentrace těchto dvou odběrů jsou uvedeny níže v Tabulce 2. Vzorokly byly odebrány v průběhu typických srážkových událostí. Odhadované toky do rybníka byly 4,5 – 9,0 l.s⁻¹. Odhadovaný maximální tok během největších srážek může být 18,0 l.s⁻¹ a více. Účinnost rybníku s PO se pohybuje v rozmezí 63 – 98 %, a to v porovnání s prvním rokem, kdy vegetace teprve zrála, ukazuje na vliv samotného PO (Floating treatment wetlands remove contaminants from city stormwater, 2015).

Základní informace o studii

Lokalita	Billings, Montana USA
Typ systému	dešťový rybník
Velikost PO	140 m ²
Datum studie	Jaro 2009
Průtok	proměnlivý
Hloubka	1,2 m
Plocha vody	330 m ²

Tabulka 4: Výsledky účinnosti při aplikaci umělých plovoucích ostrovů na čištění dešťových vod (Floating treatment wetlands remove contaminants from city stormwater, 2015).

Ukazatel	Koncentrace znečištění (mg.l ⁻¹)		Účinnost PO %
	na vtoku	na výtoku	
CNL	391	28	93
CHSK	256	30	88
TP	0,81	0,099	88
TN	3,14	0,867	72
Cu	0,091	0,009	90
Pb	0,085	0,004	95
Zn	0,875	0,056	94
tuky	7,1	1,2	83



Obrázek 5: Schéma interakce mědi a zinku s PO v dešťových vodách (DH Enviromental consulting, 2011).

4.5 Letištní dešťové vody kontaminované látkou etylenglykol

Na konci roku 2007 navrhla Agentura pro ochranu životního prostředí USA (EPA) pokyny pro letištní nakládání s nemrznoucí směsí tak, aby omezila vypouštění znečišťujících látek do potoků a dalších povrchových vodních ploch. Na celém světě existovala v 2007 pouze čtyři letiště, která čistili toto znečištění. Z toho tři pomoci horizontálních kořenových čistíren a jedno aplikaci PO na letišti Heathrow již od roku 1994.

Před výstavbou na letišti Heathrow proběhla účelová studie, která měla za cíl zjistit účinnost čištění. Studie zahrnovala dvě nádrže s rákosem obecným o rozměrech 3 x 5 m, do kterých byla čerpadlem dávkována odpadní voda. Výsledky této studie se nepodařilo nalézt. Systém již v plném rozsahu zahrnuje 1 ha rohoží s rákosem obecným. Tyto rohože jsou vyrobeny s nerezové pozinkované ocelové konstrukci namontované na plováky. Plovoucí ostrovy jsou umístěny v dlouhých betonových kanálech. Použití betonu a oceli je relativně drahý přístup, který je také pro omezená publikovaná data k účinnosti nevhodný pro další aplikaci. V roce 2013 bylo potřeba do stávajícího systému zahrnout provzdušňovací jednotky (Headley and Tanner, 2006).

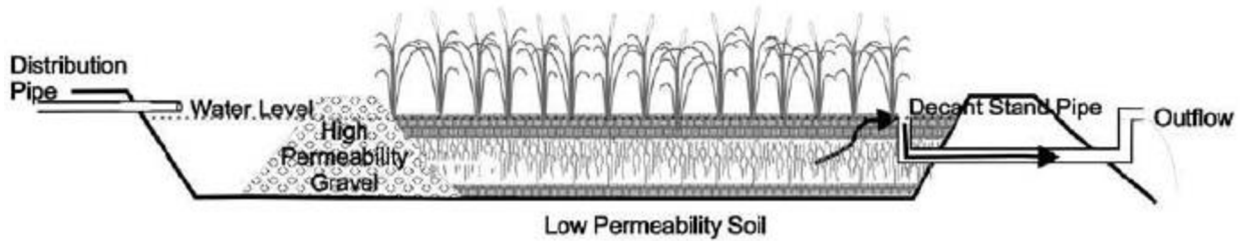


Obrázek 6: Postřik letadla nemrznoucí směsí zajišťuje bezpečnou leteckou dopravu v zimních měsících, ale vytváří odpadní vodu obsahující etynglykol (Mark, L. O., 2007).

4.6 Kyselé důlní vody

Odvodnění kyselých důlních vod je potřeba, když těžební činnosti způsobí vystavení minerálních látek sulfidu do prostředí s kyslíkem a vodou. Oxidace těchto minerálů vede ke tvorbě kyseliny a uvolnění tak z horniny značného množství kovů. Tento proces může pokračovat dlouho potom co byl důl uzavřen. Proto čištění pomocí plovoucích ostrovů je stále více populární pro celkové nejnižší náklady. Přestože důlní vody často obsahují mnoho stejných kovů, které obsahují městské srážkové vody, především měď a zinek, tak důlní vody mají mnohem vyšší koncentraci jiných kovů a síranů, což značně ovlivňuje například pH. Tyto skutečnosti značně ovlivňují přirovnání těchto dvou aplikací. Proto je potřeba vycházet ze studie přímo zaměřené na problematiku čištění důlních vod pomocí PO.

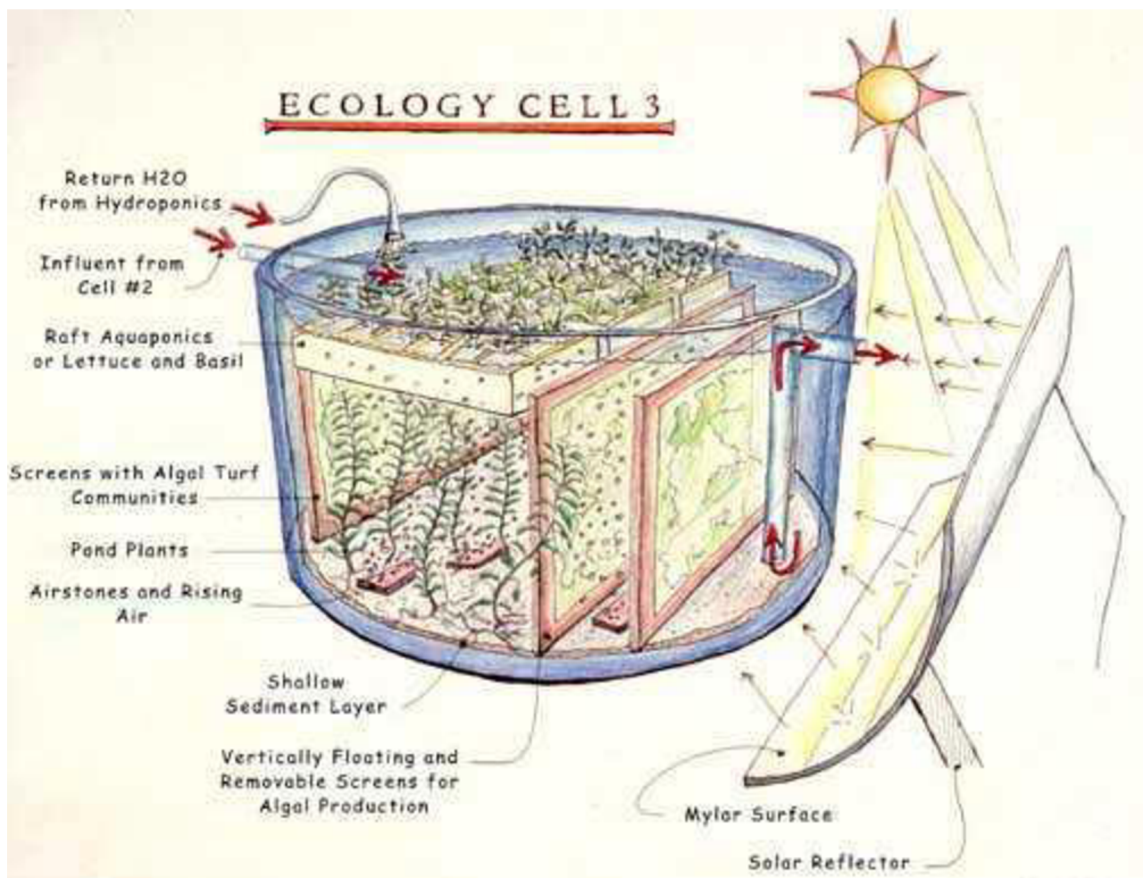
Schéma znázorněné na Obrázku 6. popisuje systém navržený pro odstraňování kovů, síranu a kyselin z kyselých důlních vod. Účelem plovoucí rohože s orobincem (*Typha*) je zabránění opětovnému okysličení vody s cílem vytvoření anoxického prostředí a poskytnutí nepřetržitého zdroje organického uhlíku pro biomineralizaci kovů v plovoucích rohožích a spodního sedimentu. Tento systém je aplikován v Kanadě již od roku 1989, kde se osvědčily jako užitečná technologie pro zlepšení efektivity čištění důlních vod (Smith and Kalin, 2000).



Obrázek 7: Schéma úpravy kyselých důlních vod pomocí umělých plovoucích ostrovů (Smith and Kalin, 2000).

4.7 Hydroponie

PO a hydroponicky pěstované rostliny jsou klíčovou součástí pokročilého ekologického inženýrství (Advanced Ecologically Engineered System (AEES)) vyvinutým v USA Johnem Toddem a jeho spolupracovníky. Tento systém byl vyvinut pro čištění a znovu použití odpadních vod. AEES se obvykle skládá z řady nádrží obsahujících řadu čistících prvků. Rostliny na plovoucí rohoži a další vegetace jsou vyživovány hydroponicky. Pro efektivnější čištění je v tanku také obsažena řada nosičů poskytujících stanoviště pro různé mikrobakterie (Todd et al., 2003).



Obrázek 8: Schéma typických součástí AEES (Todd et al., 2003).

4.8 Odstranění pachu vody

Do stávajícího anaerobního rybníku byla přiváděna odpadní voda z města Marton, průsakové vody ze skládky a odpadní vody z lehkého průmyslu. Zápach, který vycházel z rybníku, způsoboval v nedalekém okolí veliký problém. Oblastní rada se pokusila zmírnit zápach instalováním šesti 10 kW aerátorů. I navzdory vysokým nákladům se město muselo často potýkat s nepříjemným zápachem z důvodu nutnosti časté údržby nainstalovaného zařízení. Jako řešení byly navrženy plovoucí ostrovy tak aby zcela pokryly povrch rybníku a zabránily úniku nežádoucího zápachu. PO byly osazeny ostřicí (*Carex virgata*), která má schopnost se vyrovnat s drsným prostředím.

Základní informace o studii

Lokalita	Marton, New Zealand
Typ systému	laguna
Velikost PO	2770 m ²
Datum studie	březen 2010
Průtok	3000 m ³ .den ⁻¹
Doba zdržení	3 - 3,5 dnů

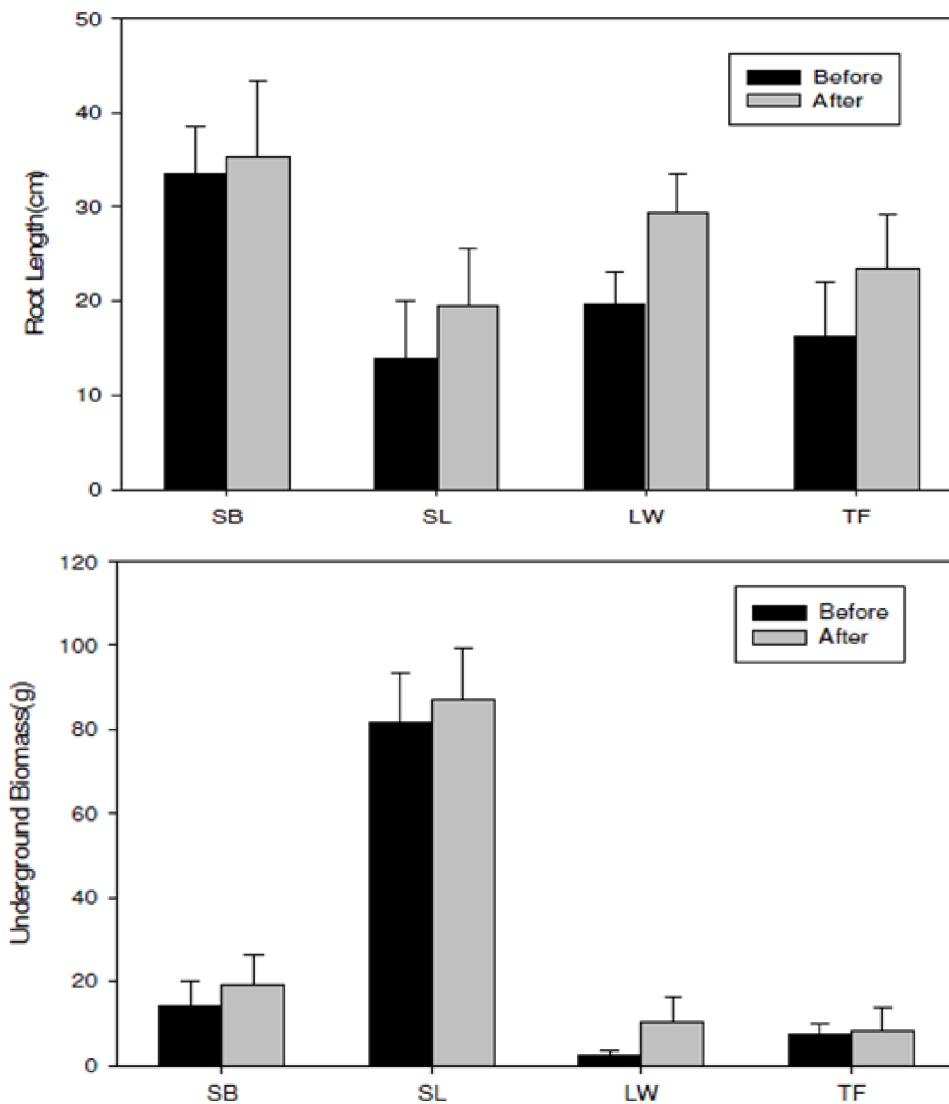
Takto navržená „plovoucí deka“ měla podle studie veliký úspěch v účinnosti čištění a zabránění zápachu. U BSK₅ došlo ke snížení z přibližně 450 mg.l⁻¹ na 85 mg.l⁻¹ tedy pokles o 81 %. Dalším pozitivním faktorem byla ve zkoumaném období konstantní teplota vody. Studie uvádí, že díky tomuto řešení došlo k úsporám 150 000 \$, a že se jedná o unikátní aplikaci ve světě. Systém po více než, třech letech pracuje stále optimálně (Eliminating Odors Using BioHaven Technology, 2011).

4.9 Zlepšení vodního prostředí v Pekingu

Studie byla zaměřena na prozkoumání vlivu umělých plovoucích ostrovů na čištění vod v Pekingu a sousedních oblastech. Cílem studie bylo: 1) vybrat určité druhy emergentních rostlin, které by měly potenciální vliv na čištění vod a zlepšení vod prostředí v Pekingu a 2) zajistit nejlepší možné využití vhodných druhů rostlin, využívaných při zavádění mokřadů především v Pekingu. Studie zajišťuje teoretický základ a technologickou podporu projektům pro obnovu Pekingských mokřadů a vodního ekosystémů.

Tabulka 5: Schematické vyobrazení experimentu (Yao et al., 2011).

A1	B1	C1	D1	E1	A kontrolní ostrov bez vegetace
A2	B2	C2	D2	E2	B ostrov s <i>Scirpus validus</i> Vahl (Skřípinec Tabernaemontanův)
A3	B3	C3	D3	E3	C ostrov s <i>Lythrum salicaria</i> Linn. (Kyprej vrbice)
A4	B4	C4	D4	E4	D ostrov s <i>Iris wilsonii</i> (Žlutý kvetoucí kosatec)
A5	B5	C5	D5	E5	E ostrov s <i>Typha minima</i> (Orobinec nejmenší)



Graf 1: Charakteristický růst čtyř druhů rostlin měřených v červnu 2011 po padesáti dnech (Yao et al., 2011).

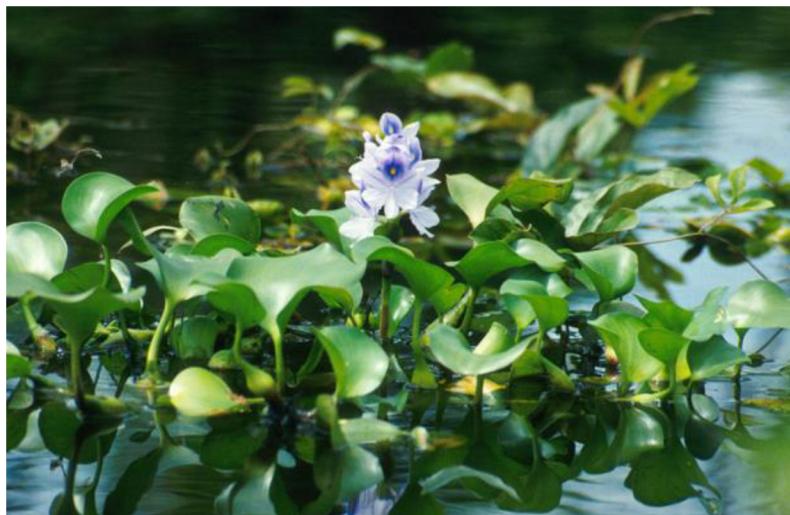
V grafu 1 je: SB = Skřípinec T., SL = Kyprej vrbice, LW = žlutý kvetoucí kosatec, TF = Orobinec nejmenší.

Celková vodní plocha, na které experiment probíhal, byla 25 yardů. S cílem zaručit integritu a přesnost měřených dat, tvořil každý typ pět stejných skupin a všechny byly umístěny ve stejném venkovním prostředí. Experiment probíhal 50 dnů.

Výsledkem vlivu na kvalitu vody udávají ukazatele pH, CHSK, NO_3^- , TP, TN s počátečními hodnotami 8,49; 39,1 mg.l^{-1} ; 1,31 mg.l^{-1} ; 0,5 mg.l^{-1} ; 2,87 mg.l^{-1} , tedy jedná se o málo znečištěnou vodu. Hodnota pH u ostrova bez rostlin vykázala vzestupný trend pH od počáteční hodnoty 8,49 ke koncové hodnotě 9,90. U ostrovů s rostlinami byl trend sestupný s odlišností v hodnotách, a však po dvaceti dnech hodnoty znovu stouply na přibližně počáteční hodnoty. Ostrov s orobincem nejmenším až na hodnotu 8,60. Hodnota CHSK s ostrovem bez vegetace byla na konci experimentu nepatrně vyšší. Nejlepší hodnoty na konci experimentu dosáhl ostrov s orobincem nejmenším, kdy kles s počátečních 39,1 mg.l^{-1} na 24,8 mg.l^{-1} . Studie poukazuje na to, že plovoucí ostrovy s rostlinami mají velkou schopnost odstraňování TN a TP, kde došlo k poklesu z 2,87 na 1,91 g.l^{-1} a z 0,50 na 0,076 g.l^{-1} . Dále uvádí, že jsou ale k potvrzení nutné další studie (Yao et al., 2011). Přínos této studie vidím především v růstových charakteristikách jednotlivých rostlin. Obecně to vypadá, že délka kořenů pod ostrovy se vztahuje k trofickým podmínkám vody, je zde úměrný vztah mezi délkou a objemem kořenů pod ostrovy a živinami ve vodě (Nakamura a Shimatani, 1995). Délka a objem kořenů jsou také důležité faktory z hlediska plochy pro možný život mikroorganismů, které poskytují nejlepší způsob odstraňování amoniaku (Tanner, 1996).

5 UMĚLÉ PLOVOUCÍ OSTROVY V ČESKÉ REPUBLICE

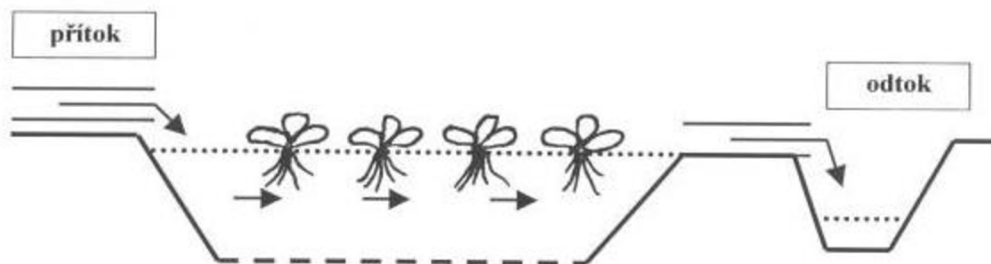
Mezi českou literaturou se nepodařilo dohledat informace ohledně umělých plovoucích ostrovů, které mají schopnost plavání díky dodatečné rohoži s nízkou objemovou hmotností. V české literatuře, je pouze zmínka o umělých plovoucích mokřadech s vodním hyacintem kde se uvádí, že je vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*), který přirozeně plove na hladině, jedním z nejobtížnějších plevelů tropických a subtropických oblastí a patří mezi nejproduktivnější rostliny na zeměkouli (Sculthorpe, 1967). Penfound and Earle (1948) uvádějí, že 10 rostlin může během 8 měsíců vyprodukovat až 600 000 nových rostlin a zcela zaplnit vodní plochu o rozloze 4 000 m². Rychlý růst je zdrojem vážných problémů na vodních cestách v jižních oblastech. Vodní hyacint na hladině nádrže vytváří ve vodním sloupci zcela odlišné podmínky na rozdíl od nádrže bez vegetace. Souvislý pokryv hladiny zabraňuje pronikání světla do vodního sloupce, čímž je eliminován růst řas, a tím je následně udržována hodnota pH v oblasti neutrálních hodnot. Rostliny navíc minimalizují turbulenci a míchání vody způsobené větrem, povrchovou reaeraci a výrazně snižují kolísání teploty vody. Výsledkem těchto jevů je skutečnost, že vodní vrstva pod hladinou obsahuje jen málo rozpuštěného kyslíku a většina vodního sloupce je anoxická až anaerobní, a to i v mělkých nádržích (Reed *et al.* 1988).



Obrázek 9: Vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*).

Nerozpuštěné látky jsou odstraňovány sedimentací, organické látky (BSK₅, CHSK) především bakteriálním rozkladem. Účinnost odstraňování je poměrně vysoká vzhledem k tomu, že kořeny rostlin slouží jako podklad pro růst velkého množství přisedlých bakterií. Dusík je z odpadní vody odstraňován kombinací několika procesů. Kromě příjmu dusíku rostlinami se uplatňuje také mikrobiální komplex nitrifikace (v aerobních zónách) / denitrifikace (v anoxických a anaerobních zónách) a v omezené míře i těkání amoniaku. Fosfor je z odpadní vody odstraňován téměř

výhradně rostlinným příjmem. Pro maximální využití odstraňování živin z odpadní vody je nutné udržovat optimální hustotu rostlin v systému. Wolverton (1979) doporučuje udržovat čerstvou hmotnost rostlin 12 až 22 kg m⁻² při 80-100% pokryvu hladiny nádrží. Výsledky z 15 provozních systémů v USA a Japonsku ukazují, že množství odstraněných živin výrazně kolísá – dusík v rozmezí 76 až 1048 g m⁻² za rok, fosfor v rozmezí 1 až 296 g m⁻² za rok (Vymazal 2001a).



Obrázek 10: Schematické znázornění umělého mokřadu s volně plovoucími rostlinami (Vymazal 2001a).

Využití systémů s vodním hyacintem u nás je však limitováno skutečností, že tato rostlina je subtropická až tropická, není odolná vůči mrazu a v mírném klimatickém pásu nepřežimuje. Využití tohoto způsobu čištění odpadních vod, především v jižních státech USA v 70. a 80. letech 20. století, však prokázalo nepříliš velkou rentabilitu tohoto způsobu, a proto se od těchto systémů ve většině případů ustoupilo (Vymazal 2001a). V nedávné době se opět zvýšil zájem o tento způsob čištění, a to především v rozvojových zemích Asie a Afriky.

V našich podmínkách byl tento způsob také ověřován, ale doba, po kterou je vodní hyacint schopen uspokojivě růst (a odčerpávat živiny), je velmi krátká a omezuje se většinou pouze na období konec června – začátek července (Žáková *et al.*, 1994).

Základní návrhové parametry systémů s vodním hyacintem jako hlavním čisticím stupněm jsou následující: doba zdržení (Reed *et al.* 1988): > 6 dní, hydraulické zatížení: > 8 cm/d (počítáno na hladinu nádrže), organické zatížení: 100 kg BSK₅ ha⁻¹ d⁻¹, hloubka nádrže: > 0,9 m, maximální plocha nádrže: 4000 m², poměr délka: šířka: > 3:1, teplota vody: > 20°C, sklizení biomasy: měsíčně

6 PRAKTICKÁ ČÁST

Pro posouzení schopnosti čištění odpadních vod pomocí technologie plovoucích ostrovů, je aplikovaná odpadní voda z kořenové čistírny odpadních vod (dále KČOV) v obci Dražovice u Vyškova. Obec Dražovice u Vyškova se nachází v okrese Vyškov, kraji Jihomoravském. V roce 1999 byly investiční náklady KČOV 9,7 mil. Kč a na konci téhož roku byla čistírna uvedena do zkušebního provozu, ve kterém začalo podrobné dlouhodobé sledování. KČOV Dražovice patří co do počtu EO k větším realizovaným KČOV v České republice. Vyčištěná odpadní voda je vyústěná do Dražovického potoka. Zprávu o KČOV poskytl vedoucí práce Ing. M.Křiška, Ph.D..



Obrázek 11: Pohled na revizní šachtu a kořenové pole v červnu 2014.

6.1 Popis technologie KČOV

Technologické schéma vegetační kořenové čistírny realizované a provozované v obci Dražovice u Vyškova je až na využití stabilizační dočišťovací nádrže typické pro drtivou většinu KČOV v České republice, jež slouží pro čištění odpadních vod z malých obcí. Dočišťovací stabilizační nádrže jsou použity jako třetí stupeň čištění u několika dalších KČOV na území Jihomoravského, Zlínského, Olomouckého kraje a kraje Vysočina.

KČOV je navržena na tří stupňový proces čištění splaškové odpadní vody. První stupeň mechanického předčištění zahrnuje dešťový oddělovač, dešťovou zdrž, typizovaný šterbinový horizontální lapák písku s jemnými česlemi a typizovaná šterbinová usazovací nádrž. Druhý stupeň biologického čištění tvoří tři horizontální kořenová pole protékající s porostem rákosu

obecného. Třetí dočišťovací stupeň představuje mělká nízkozatěžovaná stabilizační nádrž s převládajícími aerobními podmínkami.

Kořenové pole jsou postavena se sklonem dna 1,2 %, náplň tvoří kamenivo o zrnitosti 6-16 mm a v rozvodných zónách o frakci 100 – 200 mm. Celková plocha polí je 3 900 m², hloubka polí je 0,7 – 1,0 m a šířka 31,0 m. Pole jsou provozována paralelně s možností nastavení na provoz v sérii.

6.2 Návrhové parametry KČOV

Projektovaná kapacita byla v roce 1999 780 EO, v roce 2014 870 EO. Vzestup EO souvisí se stále narůstajícím počtem obyvatel. V projektové dokumentaci byl odhadnut podíl balastních vod na 20 %. Podle reálných měření je dlouhodobý průměrný denní průtok 2,2 l/s, tj. o 43,8 % vyšší než je návrhová hodnota. Čistírna byla navržena podle rovnic pro výpočet odstranění organického znečištění a nerozpuštěných látek (Šálek, Tlapák, 2006; Vymazal, 1995).

Návrhové projektové údaje:

- Koncentrace BSK₅ na přítoku 319 mg.l⁻¹
- Účinnost mechanického předčištění 30 %, tedy na jedno filtrační pole 224 mg.l⁻¹ BSK₅
- Průměrný denní průtok $Q_{dp} = 1,53 \text{ l.s}^{-1}$
- Maximální průtok $Q_m = 6,3 \text{ l.s}^{-1}$
- Hodnota reakční konstanty $K_{BSK} = 0,1$

6.3 Stabilizační nádrž

Úkolem správně navržené stabilizační nádrže je snížení zbytkového znečištění, eliminace amoniakálního znečištění a odstranění části nutrientů. Čistící procesy v aerobní biologické nádrže tvoří sedimentace, biologická a chemická flokulace, oxidace apod. Voda přitékající z KČOV má celoročně obsah kyslíku blízký se nulovým hodnotám, dále jsou v ní obsaženy značné koncentrace síranů a sulfanu.

Řešená stabilizační nádrž je převážně zemní o ploše 780 m². V spodní části je těsněná jílem, v horní části netěsněná, o ploše 780 m², průměrné hloubky 0,8 až 0,9 m. Sklony svahů byly navrženy 1:2. Dno i dolní část svahů, která je zatopena, byly opevněny betonovými dlaždicemi. Výpočet návrhových parametrů není uveden. Odpadní voda je přiváděná potrubím DN 150 mm, výpustné zařízení tvoří železobetonový požerák. Podle výpočtu z návrhových rozměrů je doba

zdržení přibližně 3 dny. Z důvodu značného množství sedimentů je doba zdržení v současné době přibližně poloviční.

V rámci řešení projektu MSM 261 100006 „Výzkum čisticích procesů ve vodním, půdním a mokřadním prostředí“ byl provoz této nádrže v letech 2000 až 2004 monitorován. Mimo jiné se zjistilo, že uspořádání vtoků a výtoků nezajišťuje rovnoměrné proudění a tím i vytížení biologické nádrže. Více jak jedna třetina nádrže není pravděpodobně využita. Chybí vhodné usměrňovací stavby, které by zajistily rovnoměrnost proudění po celé ploše nádrže. Dále byla sledována koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, její nasycení, teplota vody a oxidačně-redukční potenciál. V průběhu času docházelo k zanášení nádrže a její silné eutrofizaci. Stav nádrže se postupně zhoršoval, hladina byla souvisle pokryta okřehkem, který zabraňoval reaeraci.



Obrázek 12: Celkový pohled na stabilizační nádrž v Dražovicích.

6.4 Účinnost čištění

Tabulka 6: Vypočtené hodnoty účinnosti z dlouhodobých průměrných hodnot za období prosinec 1999 – srpen 2007.

Ukazatel	Účinnost přítok - odtok (%)				
	Mechanické předčištění	Kořenová pole	Biologická dočišťovací nádrž	Celá ČOV	Celá ČOV bez BN
NL	15	79	-58	72	82
BSK ₅	13	58	14	68	63
CHSK	13	40	72	85	48
N-NH ₄ ⁺	8	20	16	38	28
P _{celk.}	-1	7	10	15	6

6.5 Provozní problémy na KČOV Dražovice

V následujícím přehledu jsou stručně uvedeny hlavní problémy zjištěné během dlouhodobého sledování ČOV Dražovice:

1. Poddimenzovaná stabilizační nádrž jako dočišťovací prvek, plocha hladiny asi 780 m² odpovídá podílu 1 m²/1 EO. Doporučené hodnoty pro dočišťovací nádrže jsou však na úrovni 10 až 15 m²/1 EO (Šálek, Tlapák, 2006).
2. Nevhodný návrh způsobu rozdělení a regulace vody v šachticích na přítoku a odtoku z polí.
3. Únik kalu z usazovací šterbinové nádrže při vysokých průtocích.
4. Nedostatečně prováděný sběr plovoucích nečistot z povrchu šterbinové nádrže zejména zbytků tuku a vzplývajícího zbytnělého kalu.
5. Vznik sekundárního znečištění ve stabilizační nádrži rozkladem biomasy na konci vegetačního období.
6. Celá ČOV nesplňuje emisní standardy přípustné minimální účinnosti čištění BSK, N-NH₄⁺

6.6 Emisní standardy ukazatelů přípustného znečištění městských odpadních vod dle nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

Tabulka 7: Emisní standardy: přípustné hodnoty (p), maximální hodnoty (m) a hodnoty průměru koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod.

Kategorie ČOV	CHSK _{Cr}		BSK ₅		NL		N-NH ₄ ⁺	
	p ¹⁾	m ²⁾	p ¹⁾	m ²⁾	p ¹⁾	m ²⁾	průměr ³⁾	m ^{2),4)}
EO	mg.l ⁻¹		mg.l ⁻¹		mg.l ⁻¹		mg.l ⁻¹	
500 - 2000	125	180	30	60	40	70	20	40

1. Uváděné přípustné koncentrace „p“ nejsou aritmetické průměry za kalendářní rok a mohou být překročeny v povolené míře podle hodnot uvedených v příloze č. 5 k tomuto nařízení. Vodoprávní úřad stanoví typ vzorku A nebo B nebo C podle poznámky 3) k tabulce 1 v příloze č. 4 k tomuto nařízení.

2. Uváděné maximální koncentrace „m“ jsou nepřekročitelné. Vodoprávní úřad stanoví typ vzorku uvedený v tabulce 1 přílohy č. 4 k tomuto nařízení v souladu se stanovením hodnoty „p“.
3. Uváděné hodnoty jsou aritmetické průměry koncentrací za kalendářní rok a nesmí být překročeny. Počet vzorků odpovídá ročnímu počtu vzorků stanovenému vodoprávním úřadem. Vodoprávní úřad stanoví typ vzorku A nebo B nebo C podle poznámky 3) k tabulce 1 v příloze č. 4 k tomuto nařízení.
4. Hodnota platí pro období, ve kterém je teplota odpadní vody na odtoku z biologického stupně vyšší než 12°C. Teplota odpadní vody se pro tento účel považuje za vyšší než 12°C, pokud z pěti měření provedených v průběhu dne byla tři měření vyšší než 12°C.

Tabulka 8: Emisní standardy: přípustná minimální účinnost čištění vypouštěných odpadních vod (minimální procento úbytku)^{1), 2)}, v procentech.

Kategorie ČOV	CHSK _{Cr}	BSK ₅	N-NH ₄ ⁺
EO	%	%	%
500 - 2000	70	80	50

1. Účinnost čištění vztažená k zátěži na přítoku do čistírny odpadních vod.
2. Přípustná účinnost čištění může být v povoleném počtu jednotlivých stanovení nedosahována podle hodnot v příloze č. 5 k tomuto nařízení. Pro stanovení hodnot minimální účinnosti čištění použije vodoprávní úřad typ vzorku A nebo B nebo C podle poznámky 3) k tabulce 1 v příloze č. 4 k tomuto nařízení.

7 METODIKA MĚŘENÍ

Pro účel zpracování metodiky měření byl zvolen postup srovnávací vývoj kvality odpadní vody ve třech různých podmínkách:

- Nádrž volnou hladinou – simulující současný stav stabilizační nádrže.
- Nádrž s plovoucím ostrovem – simulující výsadbu plovoucího ostrovu a pokrytí stabilizační nádrže rovnoměrně a celoplošně soustavou plovoucích ostrovů.
- Nádrž umístěná v chladícím zařízení při $T = 4\text{ }^{\circ}\text{C}$, simulující chování stabilizační nádrže během zimního období bez přístupu slunečního záření.

K provedení měření bylo použito dvou akvárií, každé o objemu $V = 90\text{ l}$, resp. o rozměrech $30 \times 80 \times 35$ (šířka \times délka \times výška), sloužící k porovnání prvních dvou výše uvedených řešení. Obě akvária byla obložena polystyrénem o tloušťce stěny 100 mm tak, aby se eliminoval vliv teploty vzduchu, slunečního záření a dalších faktorů. Jako nosič pro mokřadní rostliny byl použit polystyrén o tloušťce 30 mm . Akvárium s plovoucím ostrovem bylo pokryto přibližně z 97% nosičem. Obě akvária byla naplněná odpadní vodou, zajištěnou na odtoku z filtračního pole KČOV Dražovice, tzn. jedná se o vodu, která přitéká do stabilizační nádrže.

7.1 Použitá vegetace pro plovoucí ostrov

Pro experiment byly vybrány a aplikovány čtyři rostliny dvouleté sítiny sivé (lat. *Juncus Inflexus*). Tato rostlina je široce rozšířená po celé Evropě s výjimkou severní části, dále pak v severní a jižní Africe, v Asii na Blízkém a Středním východě, přes Kavkaz až do Mongolska a Číny, na jih od Indie. Druhotně v Severní i Jižní Americe Austrálii a na Novém Zélandu. V České Republice se vyskytuje v hojném počtu v nížinách a v horách.

Sítina sivá roste na minerálních bohatých stanovištích, na březích vod, v bažinách, na prameništích, vlhkých loukách, ale i při okrajích cest nebo příkopech. Rostlina je vytrvalá, hustě trsnatá a má nápadně šedozelené byliny s plazivým oddenkem. Lodyhy jsou přímé, oblé, bezlisté a řidčeji duté. Květy tvoří chudý kužel. Okvětních lístku je šest, úzce kopinatých a špičatých asi 3 mm dlouhých, nazelenalých až světle hnědých. Plodem je oválná nebo vejčitá tobolka. Kvetे od června do srpna. (ZDROJ BOTANA.cz)



Obrázek 13: Kořenový systém dvouleté sítiny sivé před aplikací na testovací plovoucí ostrov.



Obrázek 14: Měření délky kořenového systému použité rostliny

Na Obrázku 14 můžeme vidět mohutný kořen rostliny sítiny sivé, který dosahuje délky až 1 m. Hustá masa kořenů je dlouhá 60 cm. Jak bylo zmíněno v teoretické části práce, může být objem a délka kořenů ovlivněna vodou chudou na živiny, v které byla rostlina zakořeněna. Takto mohutným kořenovým systémem (obrázek 15) se rostlina snaží zvětšit plochu pro absorpci živin.



Obrázek 15: Sítina sivá před aplikací na experimentální nádrž.

7.2 Odběr vody pro první měření

Dne 27.4 2015 se uskutečnil odběr vzorku odpadní vody z KČOV Dražovice u Vyškova. Z využití ponorného čerpadla jsem do plastových kanystrů odebral 200 l odpadní vody, kterou jsme následně spolu s vedoucím bakalářské práce, Ing. Michalem Křiškou, Ph.D., odvezli na výzkumný pozemek Ústavu vodního hospodářství krajiny v areálu Žižkova, kde se celý experiment prováděl. Okamžitě po příjezdu jsme přečerpali odpadní vodu do připravených akvárií, a 20 litrový kanystr uchovali do chladicího zařízení. Výsledky prvního měření jsou uvedeny v tabulce X.

Tabulka 9: Výsledky rozboru aplikované vody

zákal	kyslík	ORP	pH	NO ₃ ⁻	teplota vzorku	teplota vzd.	pach	NH ₄ ⁺ - N	CHSK	SO ₄ ⁻²	PO ₄	TOC
FNU	mg.l ⁻¹	mV	-	mg.l ⁻¹	°C	°C	-	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.l ⁻¹
89,2	0,36	-328,8	7,67	13	20,7	22,5	5	25,3	135	75,7	2,52	152

K výsledkům je potřeba uvést doplňující informace. Hodnota kyslíku může být přeceněna z důvodů manipulace během odebírání, převozu a další manipulace na výzkumném pozemku. Teplota vody je také pravděpodobně vyšší než na místě odběru z důvodů převozu vody během teplého dne. Jak je uvedeno v tabulce, stupeň pachu vody je 5, což znamená velmi silný. Vyjádření druhu pachu, který v tabulce není uveden, je zápach sirovodíkem a amoniakem.

7.3 Stanovení a popis měřených ukazatelů

7.3.1 Amoniakální dusík

Většina dusíku, který se vyskytuje ve vodách, pochází z atmosférických srážek a splachů ze zemědělských půd. Méně než 20% pochází ze splašků. Amoniakální dusík patří mezi zvláštní ukazatele chemického složení vod, podle nichž se povrchové vody řadí do tříd čistoty. Zvyšování koncentrace dusíkatých látek může vést k přemnožení řas a sinic ve vodách. Amoniakální dusík působí velmi toxicky na ryby. Toxicita však závisí do značné míry na hodnotě pH vody, protože toxický účinek má nedisociovaná molekula NH_3 , nikoli iont NH_4^+ . Pitná voda obsahuje maximálně do $0,5\text{mg.l}^{-1}$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a $0,01\text{mg.l}^{-1}$ NH_3 . Čisté povrchové a podzemní vody obsahují do $0,1\text{mg.l}^{-1}$ $\text{NH}_4^+\text{-N}$, dešťové vody mg až desítky mg.l^{-1} $\text{NH}_4^+\text{-N}$, splaškové odpadní vody desítky mg.l^{-1} $\text{NH}_4^+\text{-N}$, rybníčky a močůvky stovky mg.l^{-1} $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Horáková M., 2003).

Stanovení $\text{NH}_4^+\text{-N}$ na spektrofotometru DR 3900

Potřeby: kyvety HACH amonné ionty v rozsahu $2,0 - 47,0 \text{ mg.l}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{-N}$, stojan na kyvety, pipeta, spektrofotometr DR 3900 HACH, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

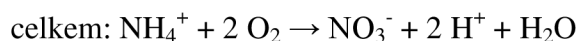
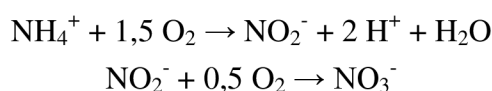
- pomocí PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- během stanovení postupuji podle pracovního postupu předepsaným výrobcem HACH
- nejdříve vzorky vody nechám ohřát na pokojovou teplotu přibližně 20°C
- připravím kyvetu odstraněním fólie ze šroubovacího uzávěru a odšroubováním uzávěru
- odpipetuji $0,2 \text{ ml}$ vzorku vody, ihned zašroubuji uzávěr a párkrát silně zatřesu
- stejný postup provedu se zbylými vzorky a nechám 15 minut odstát
- po 15 minutách pečlivě kyvety očistím a vyhodnotím spektrofotometrem DR 3900

Výsledek: Výsledkem měření je reakce amonných iontů při pH 12,6 s ionty chlornanu a salicytanu za přítomnosti nitroprusidu sodného jako katalyzátoru za vzniku indofenolové modré. Stanovení $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bylo prováděno vždy po šesti dnech, celkem pětkrát včetně prvního měření. Výsledky jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.2 Dusičnany

Dusičnany vznikají během oxidace amonných iontů. Amonné ionty jsou oxidovány dvěma hlavními rody autotrofních bakterií, kterými jsou Nitrosomonas a Nitrobacter. Proces probíhá ve dvou stupních při nízkých růstových rychlostech. Nitrosomonas, který se podílí na prvním stupni oxidace na dusitany, tedy nitrataci, má nižší růstovou rychlost. Rychlost druhého stupně, tedy nitratace, je vyšší, proto jsou koncentrace NO_2^- iontů velmi nízké (Chudoba, a kol., 1991)

Nitrifikace probíhá dle rovnic:



Amonné ionty potřebují dle rovnice pro oxidaci na dusičnany 4,6 g kyslíku na 1 g dusíku. Skutečná potřeba je menší 3,5 ~ 4,3 g O_2 . Tato skutečnost je způsobená nekompletní konverzí NH_4^+ na O_2 , obnovením zásoby kyslíku při denitrifikaci a využití části dusíku při tvorbě nových buněk (Dolejš, 1996).

Rychlost nitrifikace je ovlivněna: teplotou, hodnotou pH a koncentrací rozpuštěného kyslíku. Optimální teplota se pohybuje kolem 28 – 32 °C. Nitrifikace probíhá v širokém rozmezí (5 – 30 °C). V zimním období, kdy teplota vody klesá pod 10 °C, je tento proces značně zpomalen. Optimální rozmezí pH je pro rod Nitrobacter 7,2 až 7,6 a pro rod Nitrosomonas se uvádí 7,9 až 8,2. Při nižších hodnotách pH dochází ke zpomalení nitrifikace (Dolejš, 1996).

Vzniklé dusičnany jsou dále odstraňovány pomocí anoxických podmínek **denitrifikace**. Během denitrifikace mikroorganismy oxidují organické látky za redukce dusičnanů a dusitanů. Ve výsledku dojde k rozkladu na elementární dusík, který je následně uvolňován do ovzduší (DOLEJŠ, 1996). Denitrifikace probíhá dle rovnice:



Kyslík musí být vázán v dusičnanech, protože organismy preferují plynný kyslík poskytující vyšší energetický potenciál, proto kyslík nesmí být v průběhu denitrifikace přítomen.

Zdrojem uhlíku pro denitrifikaci jsou organické látky přítomné v odpadních vodách. Rozpuštěné látky zaručují vyšší rychlost. Při delších dobách zdržení mohou být využity i další zdroje uhlíku, kterými jsou těžko rozložitelné pevné částičky organických látek. Rychlost denitrifikace je ovlivněna teplotou, ale ne tak výrazně, jako u nitrifikace (Dolejš, 1996).

Stanovení NO_3^-

Potřeby: měřič HORIBA LAQUAtwin NO_3^- , PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomocí PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- postupně pro každý vzorek aplikuji několik mililitrů vody do senzoru měřiče, který vzorek během několika sekund vyhodnotí a uvede výsledek v mg.l^{-1}

Výsledek: Výsledkem měření je vytvořený elektrický potenciál iontové elektrody měřiče v závislosti na koncentraci specifického iontu v roztoku. Stanovení NO_3^- bylo provedeno celkem dvanáct krát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.3 Chemická spotřeba kyslíku

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) udává spotřebu kyslíku potřebnou k oxidaci všech látek, tedy nejen těch, které mohou být odbourány biologickou cestou. Jde o uzanění stanovení míry znečištění vody organickými a oxidovatelnými anorganickými látkami. Na CHSK se mohou podílet jak NL, tak i znečištění, které je ve vodě rozpouštěno (Dohányos, a kol., 1998).

Nejvýznamnější složkou pro posuzování kvality městské odpadní vody je biologická spotřeba kyslíku (BSK). Průměrné BSK městských odpadních vod bývá 150 až 400 mg.l^{-1} , hodnoty mimo tuto oblast lze považovat za anomální. Koncentrace CHSK, bývají přibližně dvojnásobné (Dohányos, a kol., 1998).

Stanovení CHSK na spektrofotometru DR 3900

Potřeby: kyvety HACH CHSK v rozsahu 15 – 150 mg.l^{-1} O_2 , stojan na kyvety, pipeta, spektrofotometr DR 3900 HACH, termostat HACH LT 200, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomoci PE láhvi odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- během stanovení postupují podle pracovního postupu předepsaným výrobcem HACH
- nejdříve vzorky vody nechám ohřát na pokojovou teplotu přibližně 20 °C
- silně protřepávám, dokud se nerozpustí usazenina na dně kyvety
- připravím kyvetu odstraněním fólie ze šroubovacího uzávěru a odšroubuji uzávěr
- odpipetuji 2,0 ml vzorku vody, důkladně kyvetu očistím a párkrát silně zatřesu
- zahřeju termostat na 148 °C a nechám v něm kyvety po dobu 120 minut
- okamžitě po vyjmutí s kyvetou párkrát zatřesu a nechám ochladit na pokojovou teplotu
- po ochlazení kyvety očistím a vyhodnotím spektrofotometrem DR 3900

Výsledek: Výsledkem měření je reakce oxidovatelných látek s roztokem dichromanu draselného v kyselině sírové za přítomnosti síranu stříbrného jako katalyzátoru. Chlorid je maskován sulfidem rtuťnatým. Měří se redukce žlutě zbarvených iontů Cr^{6+} . Stanovení CHSK bylo prováděno vždy po šesti dnech, celkem pětkrát včetně prvního měření. Výsledky jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.4 Celkový organický uhlík

Celkový organický uhlík (TOC – Total Organic Carbon) je parametr uváděný u vod, který ukazuje množství organických látek přítomných v daném vzorku. Přírodními složkami TOC jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a další organické látky běžně se vyskytující ve vodách v rámci přírodních cyklů (Pitter P., 1999).

TOC je významný ukazatel kvality vod. Zvýšení tohoto parametru nad určité meze má negativní vlivy na celý vodní ekosystém. Vysoké hodnoty TOC způsobují nevhodnost vody pro život vodních organismů, a tak ničí celá vodní společenstva. Mají za následek snížení obsahu kyslíku ve vodě, což způsobuje nadměrné bujení anaerobních mikroorganismů, kterým absence rozpuštěného kyslíku vyhovuje. Existují specializované mikroorganismy, které ve svých metabolických procesech spotřebovávají sírany přítomné ve vodních sedimentech a přeměňují je na toxický sirovodík, který má typický zápach zkažených vajec a dává vodě hnilý puch. Vzniklý sirovodík je velmi toxický pro vyšší organismy, které ještě přežily nízké koncentrace kyslíku. Tyto anaerobní zapáchající „mrtvé“ vody jsou ukazatelem vysokého znečištění TOC. Takovéto vody jsou navíc škodlivé pro veškeré rostliny a živočichy žijící poblíž a jsou škodlivé i pro živočichy, kteří by s takovou vodou přišli do styku (Pitter P., 1999).

Stanovení TOC na spektrofotometru DR 3900

Potřeby: kyvety HACH TOC v rozsahu 0,5 – 5,0 mg.l⁻¹, stojan na kyvety, pipeta, spektrofotometr DR 3900 HACH, termostat TR 200, větrák, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomocí PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- během stanovení postupuji podle pracovního postupu předepsaným výrobcem HACH
- nejdříve vzorky vody nechám ohřát na pokojovou teplotu přibližně 20 °C
- připravím kyvetu odstraněním fólie ze šroubovacího uzávěru a odšroubuji uzávěr
- do kyvet odpipetuji 2,0 ml vzorku vody a dám na 5 minut pod větrák
- připravím kyvetu s indikátorem a po 5 minutách spojím kyvety pomocí oboustranného uzávěru
- zahřeju termostat na 100 °C, a nechám v něm kyvety po dobu 120 minut
- kyvety nechám schladit na pokojovou teplotu, pečlivě očistím a vyhodnotím spektrofotometrem DR 3900

Výsledek: Výsledkem měření je odstranění celkového neorganického uhlíku, za pomoci oxidace na oxid uhličitý. CO₂ přechází přes membránu do kyvety s indikátorem, což způsobuje změnu barvy vzorku, která je vyhodnocena spektrofotometrem. Stanovení TOC bylo prováděno vždy po šesti dnech, celkem pětkrát včetně prvního měření. Výsledky jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.5 Celkový fosfor

Fosfor je prvek, který se ve vodách vyskytuje v organických nebo anorganických sloučeninách. Anorganické formy jsou ortofosforečnany a polyfosforečnany. Nejčastější formou výskytu jsou ortofosforečnany. Je významným biogenním prvkem a může se podílet na eutrofizaci vod. Proto je parametr celkový fosfor sledován (Kalavská, Holoubek, 1989)

Mezi nejvýznamnější antropogenní emise fosforu patří používání fosforečnanových hnojiv a polyfosforečnany v pracích prostředcích. Prvotním signálem začínající eutrofizace na vodním biotopu je nárůst planktonních sinic, řas a vodních makrofyt. Dále dochází ke zhoršování hydrochemického a kyslíkového režimu, ke vzniku a hromadění jedovatých plynů, k nepříznivým kyslíkovým poměrům u dna a ke zmenšení produkční plochy nádrží zarůstáním. Biocenóza fytoplanktonu je poměrně chudá, zvyšuje se zákal, a tudíž se snižuje průhlednost vody,

v jednotlivých vrstvách během letní stratifikace jsou zaznamenány značné změny koncentrace kyslíku a zvýšení koncentrace živin (Horáková M., 2003).

Pro produkci biomasy je optimální, aby byl splněn stechiometrický poměr živin N:P = 16:1. Ve většině nádrží v ČR je poměr N:P podstatně vyšší než 16, proto je fosfor limitujícím prvkem eutrofizace (Ambrožová, 2003).

Stanovení PO₄-P na spektrofotometru DR 3900

Potřeby: kyvety HACH celkový fosfor v rozsahu 0,5 – 5,0 mg.l⁻¹ PO₄-P, stojan na kyvety, pipeta, spektrofotometr DR 3900 HACH, termostat TR 200, míchadlo, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomocí PE láhvi odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- během stanovení postupuji podle pracovního postupu předepsaným výrobcem HACH
- nejdříve vzorky vody nechám ohřát na pokojovou teplotu přibližně 20 °C
- připravím kyvetu odstraněním fólie ze šroubovacího uzávěru a odšroubováním uzávěru
- odpipetuji 0,5 ml vzorku vody, ihned zašroubuji uzávěr a párkrát silně zatřesu
- zahřeju termostat na 100 °C, a nechám v něm kyvety po dobu 60 minut
- kyvety nechám zchladit na pokojovou teplotu a pak párkrát silně protřepu
- pomocí pipety přidám do ochlazené kyvety 0,2 ml kyseliny askorbové
- zašroubuji kyvetu šedým víčkem DosiCap C a protřepávám pomocí míchadla
- po 10 minutách kyvety pečlivě očistím a vyhodnotím spektrofotometrem DR 3900

Výsledek: Výsledkem měření je reakce iontů fosfátu s ionty molybdenanu a antimonu v kyselém prostředí vytvářejí komplex antimonyl fosfomolybdátu, který je pomocí kyseliny askorbové redukován na fosfomolybdenovou modř. Stanovení PO₄-P bylo prováděno vždy po šesti dnech, celkem pětkrát včetně prvního měření. Výsledky jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.6 Sírany

Sírany (SO₄⁺²) jsou soli kyseliny sírové, kde je základem aniont SO₄⁻² a kterýkoliv kationt kromě vodíku. Nejčastěji se setkáváme s kovovými kationty a z ostatních kationtů například se síranem amonným. Síran amonný, sodný a draselný se používá jako hnojivo.

Koncentrace síranů v povrchových vodách, které jsou recipientem pro vyčištěné odpadní vody, je vymezená dvěma předpisy. Jedním je ČSN 75 7221 „Klasifikace jakosti povrchových vod“ a

druhým nařízením vlády ČR č. 82/1999 Sb., kterým se stanoví ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění vod. Sírany patří v povrchových vodách mezi doplňující chemické ukazatele. Jejich mezní hodnoty pro jednotlivé třídy jakosti vody jsou uvedeny v tabulce 10. Při přemnožení bakterií může dojít k redukci síranů na nežádoucí sirovodík.

Tabulka 10: Mezní koncentrace síranů v povrchových vodách (ČSN 75 7221, 1990).

	I.	II.	III.	IV.	V.
třída jakosti	velmi čistá voda	čistá voda	znečištěná voda	silně znečištěná voda	velmi silně znečištěná voda
sírany (mg/l)	< 80	< 150	< 200	< 300	> 300

Stanovení síranů na spektrofotometru DR 3900

Potřeby: kyvety HACH sírany v rozsahu 40 – 150 mg.l⁻¹ SO₄⁻², stojan na kyvety, pipeta, spektrofotometr DR 3900 HACH, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

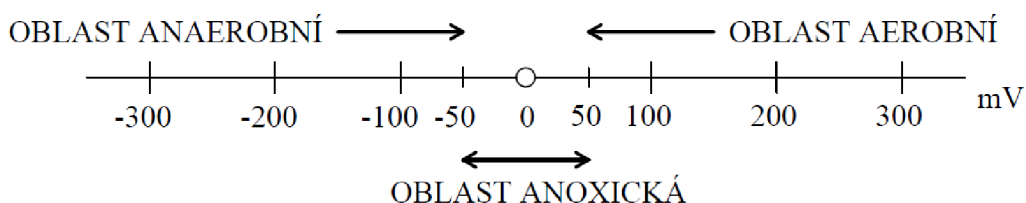
- pomoci PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- během stanovení postupuji podle pracovního postupu předepsaného výrobcem HACH
- nejdříve vzorky vody nechám ohřát na pokojovou teplotu přibližně 20 °C
- připravím kyvety odstraněním fólie ze šroubovacího uzávěru a odšroubováním uzávěru
- odpipetuji 5,0, ml vzorku vody a přidám jednu lžičku chloridu barnatého
- kyvety uzavřu a nechám je dvě minuty míchat
- pečlivě kyvety očistím a vyhodnotím spektrofotometrem DR 3900

Výsledek: Výsledkem měření je reakce ve vodním roztoku iontů síranu s chloridem barnatým pro těžko rozpustný síran barnatý. Měří se takto docílený zákal. Stanovení SO₄⁻² bylo prováděno vždy po šesti dnech, celkem pětkrát včetně prvního měření. Výsledky jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.7 Oxidačně-redukční potenciál

Oxidačně-redukční (redox) potenciál (ORP) je složený parametr celkové intenzity oxidačních nebo redukčních podmínek v systému a odráží stupeň vyváženosti mezi oxidačními a redukčními

procesy. Redoxní reakce jsou definovány jako reakce, při nichž dochází k výměně elektronů. Molekuly, které přijímají elektrony, se redukují a tím jejich oxidační číslo klesá. Jiné molekuly, které elektrony uvolňují, se oxidují, tedy jejich oxidační číslo roste. Oxidace a redukce vždy probíhají najednou, vždy se jedna látka oxiduje a druhá redukuje. Oxidace a redukce mají důležitý význam v odstraňování organických látek a schopnosti samočištění vody. Organické látky, které způsobují znečištění vody, snižují ORP. Redoxní podmínky mají podstatný vliv na rozšíření živých organismů. V přirozených vodách empirický charakter ORP je závislý na pH a obsahu kyslíku, ne vždy však bývá splněna podmínka reverzibility (Hlavínek, Říha, 2006).



Obrázek 16: Rozdělení oblastí podle oxidačně - redukčního potenciálu

Stanovení ORP

Potřeby: multimetr HACH HQ40d, INTELLICAL digitální venkovní sonda ORP, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomocí PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladicího zařízení)
- před a po měření je potřeba sondu vypláchnout v destilované vodě
- postupně do všech vzorku ponořím sondu a pomocí multimetru změřím hodnotu ORP

Výsledek: Multimetr uvede výsledek v jednotkách \pm mV, s přesností \pm 0,1 mV. Stanovení ORP bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.8 Rozpuštěný kyslík

Kyslík je nejvýznamnější z rozpuštěných plynů ve vodě, která s ním netvoří iontové sloučeniny. Množství kyslíku ve vodě značně ovlivňuje většinu chemických a biochemických procesů a často proto bývá limitujícím faktorem pro život organismů. Podle koncentrace rozpuštěného kyslíku řadíme povrchové vody do třídy čistoty. Koncentrace O_2 je důležitý

ukazatel při vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě se vyjadřuje hmotnostní koncentrací (mg.l^{-1}).

Rozpustnost O_2 ve vodě se jako u ostatních plynů řídí Henryho zákonem, který říká, že rozpustnost plynu za dané teploty je přímo úměrná jeho parciálnímu tlaku nad hladinou. Koncentraci kyslíku ve vodě ovlivňují především teplota, atmosférický tlak, salinita, hladina a hloubka. Spotřeba kyslíku respirací stoupá s rostoucí teplotou, naopak rozpustnost kyslíku ve vodě klesá s rostoucí teplotou. Hlavními faktory ovlivňující kyslíkovou rovnováhu jsou deoxygenace, fotosyntéza, respirace a reaerace (web: studiumbiologie.cz).

Stanovení O_2

Potřeby: multimetr HACH HQ40d, INTELLICAL digitální venkovní sonda LDO, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomocí PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- před a po měření je potřeba sondu vypláchnout v destilované vodě, a usušit papírovým kapesníkem
- postupně do všech vzorku ponořím sondu a pomocí multimetru změřím hodnotu O_2

Výsledek: Multimetr uvede výsledek v jednotkách mg.l^{-1} , s přesností $\pm 0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ v rozmezí 0 – 8 mg.l^{-1} a s přesností $\pm 0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ v rozmezí více než 8 mg.l^{-1} . Stanovení O_2 bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.9 Parametr pH

Koncentrace vodíkových iontů je důležitá pro posouzení reakce vodných roztoků. Tato koncentrace závisí na povaze rozpuštěných látek. Část molekul vody je disociována na vodíkové a hydroxylové ionty H^+ a OH^- . Kyselost vodných roztoků je způsobena nadbytkem vodíkových H^+ iontů, zásaditost nadbytkem hydroxylových iontů OH^- . pH má vliv na aktivní reakce, které působí na fyzikálně-chemický režim vody. Ovlivňuje rozpustnost řady látek, které mají veliký význam ve fyziologických procesech vodních organismů. S veličinou pH souvisí rozpustnost solí železa a vápníku a rovněž tak i fosforu, které mají značný význam pro metabolismus vodních rostlin. Jestliže má pH vody hodnotu kolem 10,5, tak přecházejí některé pro život rostlin důležité

látky do nerozpustného stavu. Snižuje se též propustnost buněčné blány pro některé ionty tím u většiny rostlinstva dojde k zastavení fotosyntézy (web: mendelu.cz).

Tabulka 11: Vliv biologických procesů na pH přírodních vod (Hlavínek, Říha, 2006).

Proces	Reakce	Vliv na pH
Fotosyntéza	$6 \text{ CO}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2$	zvýšení
Respirace	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2 \rightarrow 6 \text{ CO}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O}$	snížení
Metanizace	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3 \text{ CO}_2 \rightarrow 3 \text{ CH}_4 + 6 \text{ CO}_2$	snížení
Nitrifikace	$\text{NH}_4 + 2 \text{ O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^{2+}$	snížení
Denitrifikace	$5 \text{ C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24 \text{ NO}_3 + 24 \text{ H}^+ \rightarrow 30 \text{ CO}_2 + 12 \text{ N}_2 + 42 \text{ H}_2\text{O}$	zvýšení
Oxidace S	$\text{HS}^- + 2 \text{ O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	snížení
Desulfatace	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3 \text{ SO}_4^{2-} + 3 \text{ H}^+ \rightarrow 6 \text{ CO}_2 + 3 \text{ HS} + 6 \text{ H}_2\text{O}$	zvýšení

Stanovení pH

Potřeby: multimetr HACH HQ40d, INTELICAL digitální venkovní sonda pH, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomoci PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- před a po měření je potřeba sondu vypláchnout v destilované vodě
- postupně do všech vzorku ponořím sondu a pomoci multimetru změřím hodnotu pH

Výsledek: Multimetr uvede výsledek v rozsahu 0 - 14 s přesností $\pm 0,002$. Stanovení pH bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.10 Zákal

Zákal způsobuje přítomnost suspendovaných nerozpuštěných organických a anorganických látek ve vodě. Může být přirozeného i antropogenního původu. Nejčastěji zákaly vody způsobují jílové minerály, hydratované oxidy železa a manganu, bakterie, plankton a dispergované organické látky (tuky, ropné látky, škrob). Ke zvýšení zákalu přispívá i období cirkulací, jarní tání sněhu, větrné a suché podnebí a nárůst fytoplanktonu v jarním období. Povinnost měření zákalu splaškové odpadní vody není legislativně dáno. Typická míra zakalení pro pitnou vodu je 0,02 ZF až 0,5 ZF. Zákaly se uvádí dle ČSN EN ISO 7027 Jakost vod – stanovení zákalu, v jednotkách ZF (1 ZF= 1FNU). Ve většině případů v Evropě je měření v jednotkách FNU (Formazine

Nephelometrics Units). Jednotky FNU jsou oficiální mezinárodně uznávané jednotky měření zákalu (Pitter, 1999).

Stanovení zákalu

Potřeby: přenosný turbidimetr HACH 21000Q IS, 15 ml kyvety pro přenosné turbidimetry řady 2100, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomoci PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladicího zařízení)
- před a po měření je potřeba sondu vypláchnout v destilované vodě
- postupně do kyvet naliji vzorkovanou vodu a pro vyhodnocení vložím do turbidimetru

Výsledek: Výsledkem měření je intenzita rozptýleného záření procházejícího kapalinou. Multimetr uvede výsledek v jednotkách FNU s přesností $\pm 2 \%$. Stanovení zákalu bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.11 Pach vody

Pach vody může být způsoben látkami, které jsou přirozenou součástí vody, látkami biologického původu, látkami ze splaškových nebo průmyslových odpadních vod. Pach vody podmiňuje její využití především pro výrobu vody pitné a pro potravinářský průmysl. V důsledku rozvoje některých řas ve vodárenských nádržích může voda nabýt nepříjemného zápachu a stává se tak bez dalšího čištění nepoužitelná. Zápach vody nám může v některých případech umožnit rozpoznat přítomnost některých plynů rozpuštěných ve vodě (sirovodík, amoniak). Odpadní vody z petrochemického průmyslu poškozují vodu velmi výrazně již v nepatrné koncentraci. Například 1 litr benzínu může znehodnotit až 10 000 m³ vody (Ambrožová, 2003; Hlavínek, Říha, 2006).

Stanovení pachu vody

Potřeby: Erlenmayerova baňka, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

- pomoci PE láhví odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladicího zařízení)
- do 500 ml Erlenmayerovy baňky se odměří 250 ml vzorku vody o teplotě 20 °C

- baňka se uzavře a několikrát protřepe
- po otevření baňky se ihned čichem zjišťuje přítomnost a druh pachotvorných látek

Výsledek: Stanovení pachu se určuje smyslovými zkouškami při teplotách 20 a 60 °C. Pro náš experiment je dostačující zkouška při teplotě 20 °C. K hodnocení se používá šestimístná stupnice. Slovní vyjádření druhu a stupně pachu je uvedeno níže:

Druh pachu: zemitý, fekální, hnilobný, plísňový, rašelinový a po jednotlivých chemikáliích

Stupeň pachu:

- 1 - velmi slabý
- 2 - slabý
- 3 – znatelný
- 4 - zřetelný
- 5 - velmi silný

Stanovení zákalu bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 8.1.

7.3.12 Teplota vody a vzduchu

Teplotní výkyvy jsou ve vodě daleko menší než ve vzduchu, což je způsobeno vysokou měrnou kapacitou. Změny teploty v nádržích se časově opožďují za změnami teploty ovzduší a to tím více, čím je nádrž hlubší. U hlubokých údolních nádrží činí toto zpoždění až 1 měsíc. Teplota vody přímo ovlivňuje množství plynů rozpuštěných ve vodě. To znamená, že čím je voda teplejší, tím méně se v ní plynů rozpustí. Teplota ovlivňuje rychlost chemických reakcí, jako jsou oxidace a rozkladné pochody v procesu samočištění. Zvýšením teploty se mění kyslíkový režim, snižuje se nasycení vody kyslíkem a na druhé straně se zvyšuje jeho spotřeba organismy a zároveň se snižuje například u ryb schopnost využít kyslík rozpuštěný ve vodě. Důležité mohou být i druhotné vlivy, například zvýšením teploty může dojít k toxickým projevům některých látek, které jsou za normálních podmínek neškodné. Také se zvyšuje rozpustnost některých zdravotně závadných polycyklických sloučenin. Sezónní střídání organismů v ekosystémech jak rostlinných, tak živočišných je přímo podmíněno teplotou (Hlavínek, Říha, 2006).

Stanovení teploty vody a vzduchu

Potřeby: multimetr HACH HQ40d, jedna z digitálních venkovních sond pH, ORP nebo LOD, PE láhve se šroubovým uzávěrem

Postup:

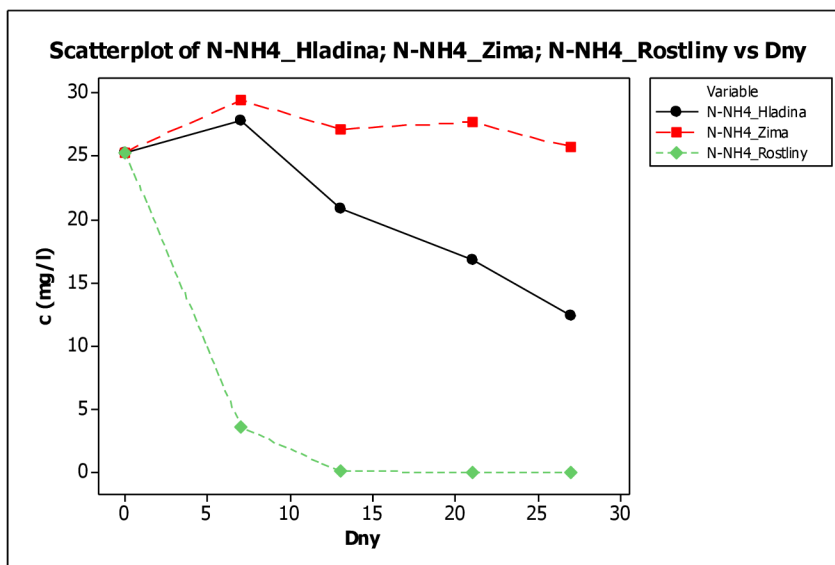
- pomoci PE láhvi odeberu vzorky vody: vzorek 1 (akvárium s rostlinou), vzorek 2 (akvárium s volnou hladinou), vzorek 3 (z chladícího zařízení)
- před a po měření je potřeba sondu vypláchnout v destilované vodě
- jednotlivě do všech vzorků ponořím sondu a teplotu vody odečtu na multimetru
- teplotu vzduchu dle meteorologické stanice Brno, Kraví hora

Výsledek: Měření teploty vody bylo provedeno celkem dvanáctkrát. První dva dny od počátku experimentu bylo prováděno měření v ranních a večerních hodinách, dále pak přibližně každý třetí den. Přesnější informace o četnosti a výsledcích měření jsou uvedeny v kapitole 6.2.12. Průměrné denní teploty vzduchu jsou uvedeny v kapitole 8.1.

8 VÝSLEDKY A DISKUZE

8.1 Průběh jednotlivých veličin v čase

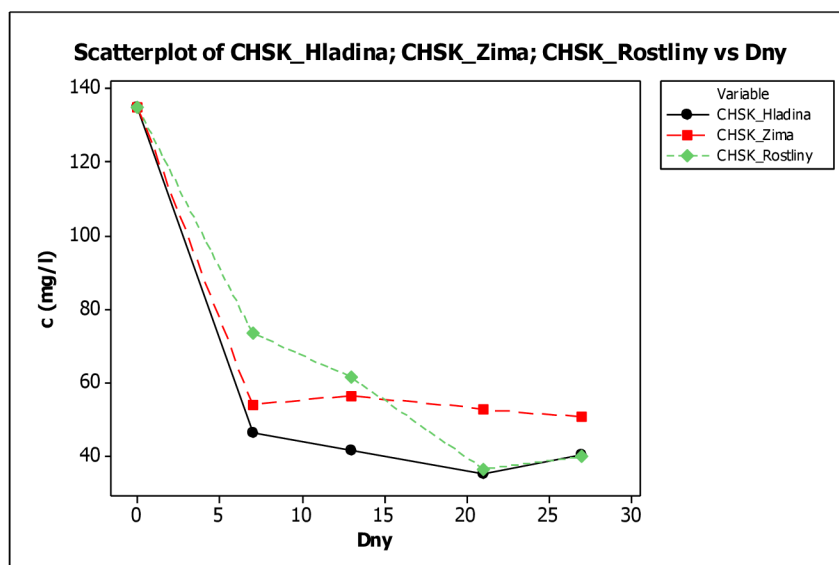
Amoniakální dusík



Graf 2: Závislost koncentrace N-NH₄⁺ na čase.

Z průběhu, který znázorňuje Graf 2, můžeme vypočítat zcela zřejmý efekt PO na koncentraci N-NH₄⁺ v odpadní vodě. Průměrná koncentrace situace s volnou hladinou je 27.04 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 6.24 mg.l⁻¹. Pro modelovou situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 27.04 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 1.65 mg.l⁻¹. Pro případ s PO je průměrná koncentrace 5.79 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 11.02 mg.l⁻¹. Po sedmi dnech klesla u PO koncentrace z původních 25.3 mg.l⁻¹ na 3.57 mg.l⁻¹, tedy o 21.73 mg.l⁻¹. Tento strmý pokles byl způsoben procesem nitrifikace, která proběhla díky dostatečnému množství rozpuštěného kyslíku. Dle oxidační rovnice bylo potřeba pro odstranění 21.73 mg N-NH₄⁺ 100 mg O₂. V akváriu o objemu 90 l to bylo celkem 9 g O₂ během sedmi dnů. V podmínkách zimy nedošlo k významným změnám, což je způsobeno nízkou teplotou a nedostatkem O₂. V akváriu s volnou hladinou došlo po 27 dnech k celkovému úbytku o 12.9 mg.l⁻¹, přesto, že po celou dobu vykazovala obsažená voda vyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku. Oxidace amonných iontů byla způsobena pomocí autotrofních bakterií Nitrosomonas a Nitrobacter, které byly usazené v kořenech rostlin.

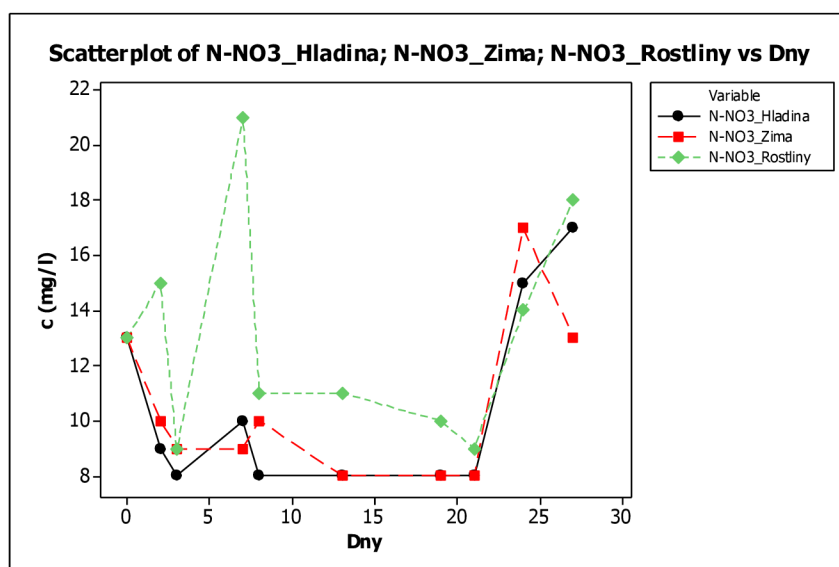
Chemická spotřeba kyslíku



Graf 3: Závislost koncentrace CHSK na čase.

Výsledek měření CHSK, který znázorňuje Graf 3, nevypovídá o žádném velkém rozdílu mezi třemi sledovanými situacemi. Vzestup CHSK v posledním měření modelové situace s volnou hladinou naznačuje viditelný začínající růst jednobuněčné řasy. Dá se tedy předpokládat, že tento trend se nezmění. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 59.79 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 11.02 mg.l^{-1} . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 69.8 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 36.5 mg.l^{-1} . Pro případ s PO je průměrná koncentrace 69.2 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 39.8 mg.l^{-1} .

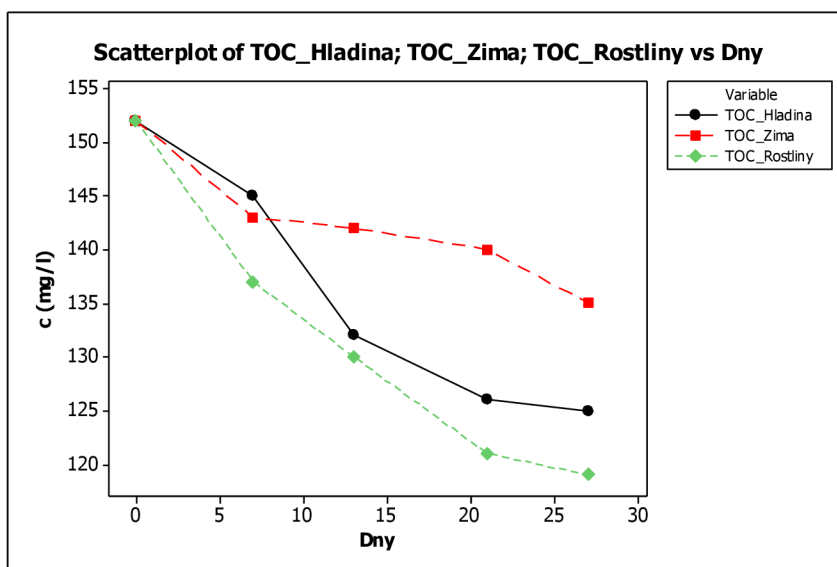
Dusičnany



Graf 4: Závislost koncentrace NO₃⁻ na čase.

Z výsledku měření NO_3^- , který znázorňuje Graf 4, je zcela viditelné maximum koncentrace u modelu PO, kdy dusičnany dosáhly hodnoty 21 mg.l^{-1} . Tento strmý nárůst byl pravděpodobně zapříčiněn druhou fází nitrifikace, tedy nitratace, která má velice rychlý průběh. Následný pokles je důsledkem denitrifikace. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 10.40 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 3.37 mg.l^{-1} . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 10.5 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 2.95 mg.l^{-1} . Pro případ s PO je průměrná koncentrace 13.10 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 3.98 mg.l^{-1} .

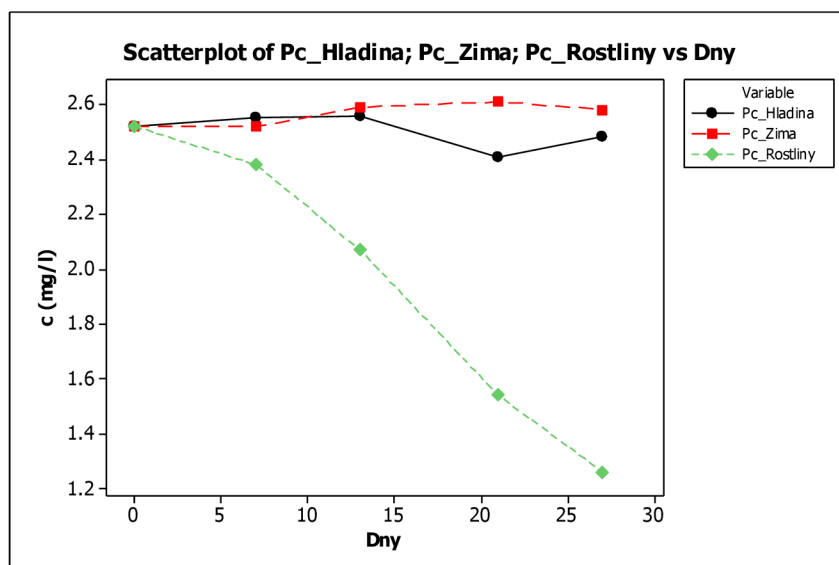
Celkový organický uhlík



Graf 5: Závislost koncentrace TOC na čase.

Výsledek měření TOC, který znázorňuje Graf 5, má v modelových situacích PO a volné hladiny podobný průběh. Klesající koncentrace TOC ukazuje na zlepšení kvality vody. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 136.0 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 11.98 mg.l^{-1} . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 142.40 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 6.19 mg.l^{-1} . Pro případ s PO je průměrná koncentrace 131.80 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 13.41 mg.l^{-1} .

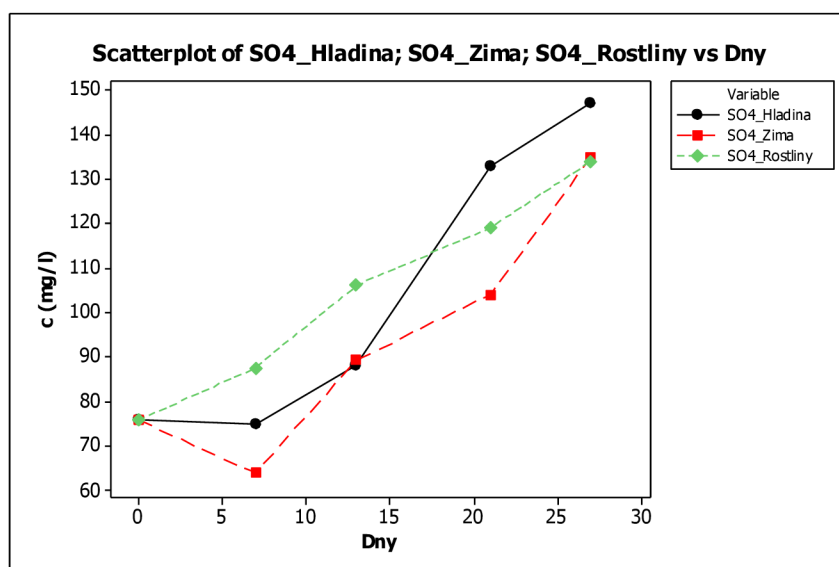
Celkový fosfor



Graf 6: Závislost koncentrace celkového fosforu na čase.

Výsledek měření celkového fosforu, který znázorňuje Graf 6, má v modelových situacích zimy a volná hladina podobný průběh. Zvýšené koncentrace jsou způsobeny nepřesností měření. Klesající koncentrace u PO je způsobena absorpcí rostlin, které využívají fosfor jako živinu. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 2.50 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 0.061 mg.l^{-1} . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 2.56 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 0.042 mg.l^{-1} . Pro případ s PO je průměrná koncentrace 1.95 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 0.54 mg.l^{-1} .

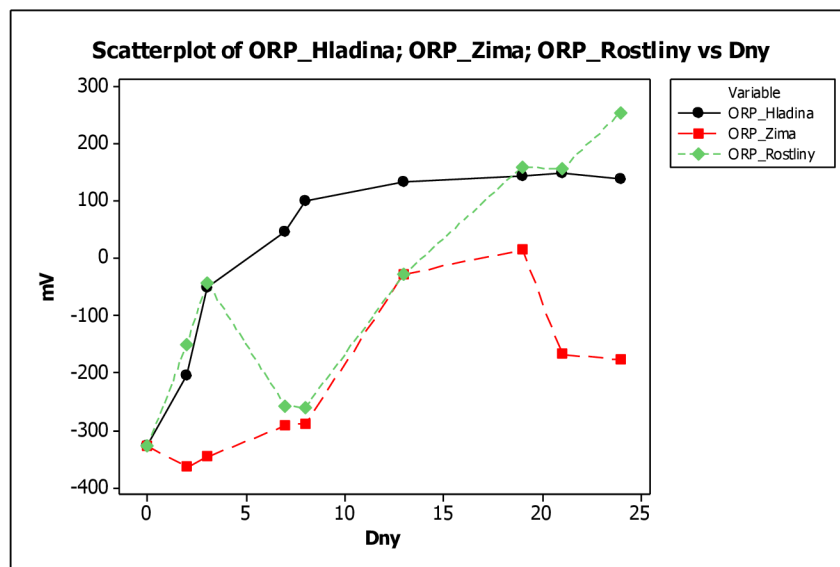
Sírany



Graf 7: Závislost koncentrace síranu na čase.

Výsledek měření koncentrace síranu, který znázorňuje Graf 7, má ve všech modelových situacích podobný průběh. Zvýšení koncentrace síranu je pravděpodobně způsobeno oxidací přítomného sirovodíku, kterým odpadní voda silně zapáchala. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 103.7 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 33.9 mg.l^{-1} . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 93.5 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 27.6 mg.l^{-1} . Pro případ s PO je průměrná koncentrace 104.4 mg.l^{-1} se směrodatnou odchylkou 23.5 mg.l^{-1} .

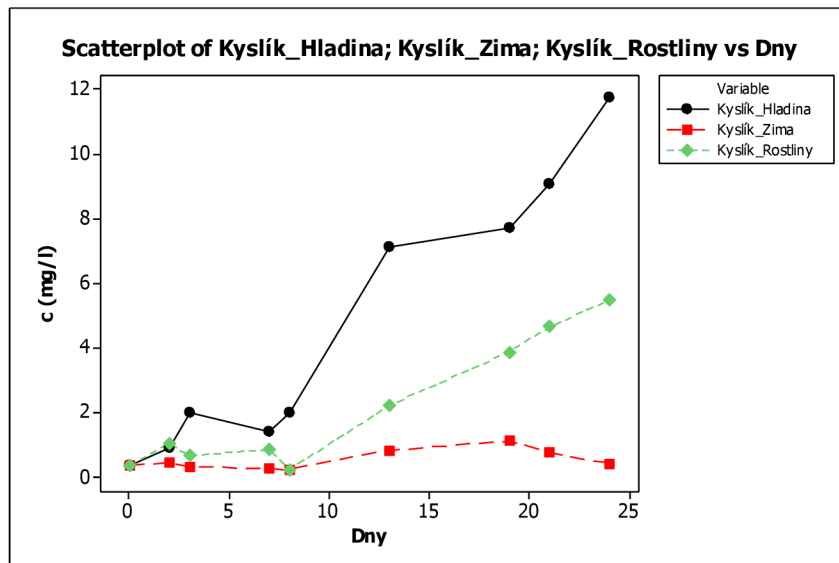
Oxidačně-redukční potenciál



Graf 8: Závislost ORP na čase.

Výsledek měření ORP, který znázorňuje Graf 8, má ve všech modelových situacích jednoznačný průběh. V modelu PO došlo k prudkému poklesu po třech dnech, což koresponduje s odstraněním $21.73 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$. Po 27 dnech je hodnota ORP u PO nejvyšší ze všech modelových situací, což je pozitivní pro kvalitu vody. V situaci s volnou hladinou růst stagnoval a začíná nabývat opačného trendu, což může být znovu způsobeno viditelným začínajícím růstem jednobuněčné řasy. Průměrná hodnota ORP modelové situace s volnou hladinou je 13.6 mV se směrodatnou odchylkou 174.3 mV . Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace -220.0 mV se směrodatnou odchylkou 139.4 mV . Pro situaci s PO je průměrná koncentrace -55.6 mV se směrodatnou odchylkou 210.6 mV .

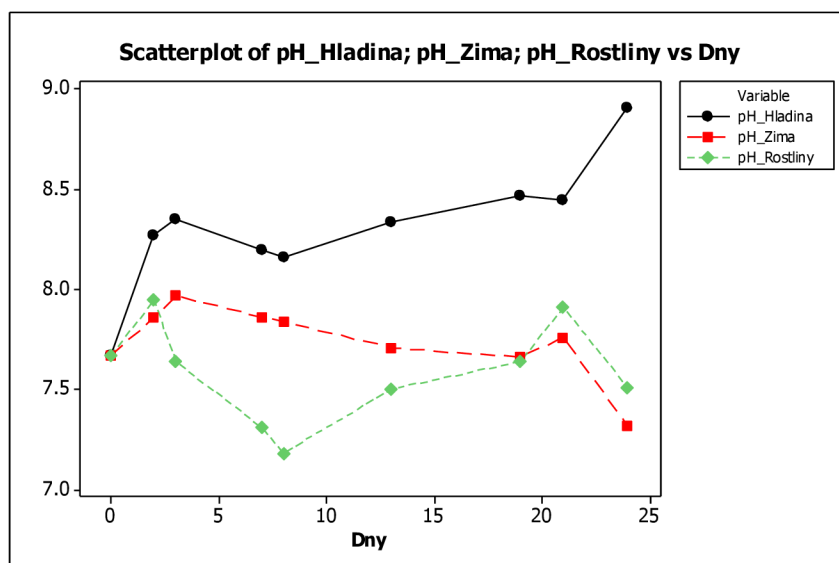
Rozpuštěný kyslík



Graf 9: Závislost koncentrace O₂ na čase.

Výsledek měření koncentrace kyslíku, který znázorňuje Graf 9, má v modelové situaci zimy anaerobní prostředí. Největší koncentrace O₂ v situaci Hladina, je způsobena reaerací. Průměrná koncentrace modelové situace s volnou hladinou je 4.70 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 4.21 mg.l⁻¹. Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 0.53 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 0.30 mg.l⁻¹. Pro případ s PO je průměrná koncentrace 2.16 mg.l⁻¹ se směrodatnou odchylkou 2.00 mg.l⁻¹.

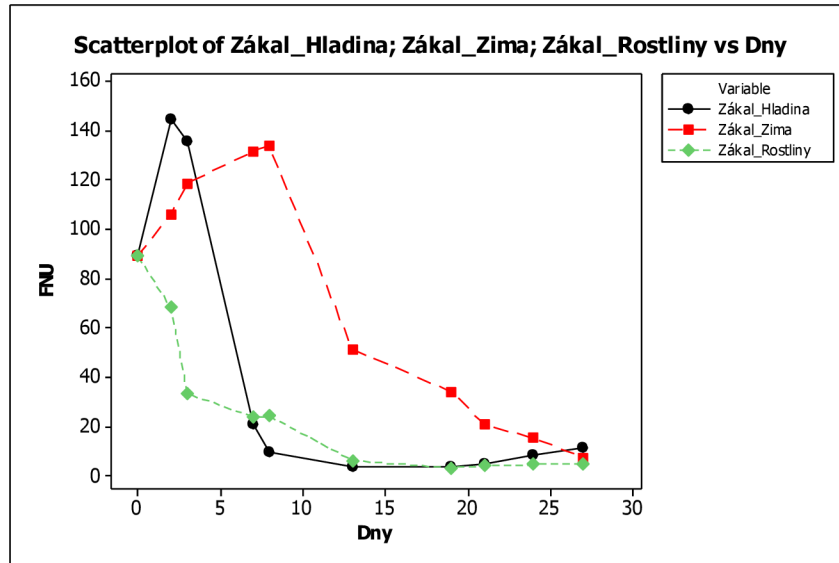
pH



Graf 10: Závislost pH na čase.

Výsledek měření pH, který znázorňuje Graf 9, má ve všech modelových situacích proměnlivý trend, to je způsobeno různými fyzikálními, biochemickými a chemickými procesy probíhajícími po dobu celého měření. Průměrná hodnota pH modelové situace s volnou hladinou je 8.31 se směrodatnou odchylkou 0.33. Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 7.34 se směrodatnou odchylkou 0.19. Pro případ s PO je průměrná koncentrace 7.59 se směrodatnou odchylkou 0.25.

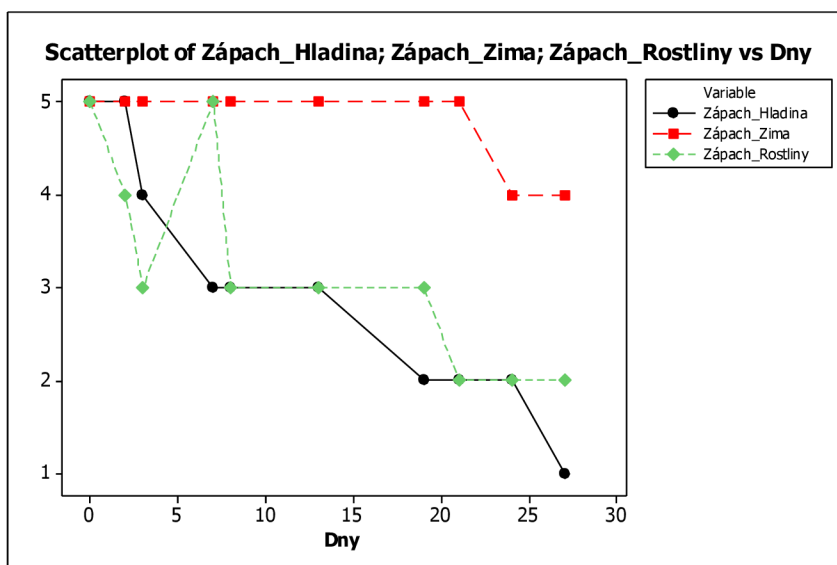
Zákal



Graf 11: Závislost koncentrace zákalu na čase.

V modelu s volnou hladinou lze od 24 dne zaznamenat vzrůstající trend zákalu, což způsobuje viditelný růst jednobuněčné řasy. Průměrná hodnota zákalu modelové situace s volnou hladinou je 43.3 FNU se směrodatnou odchylkou 57.3 FNU. Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 70.9 FNU se směrodatnou odchylkou 50.5 FNU. Pro případ s PO je průměrná koncentrace 26.24 FNU se směrodatnou odchylkou 30.10 FNU.

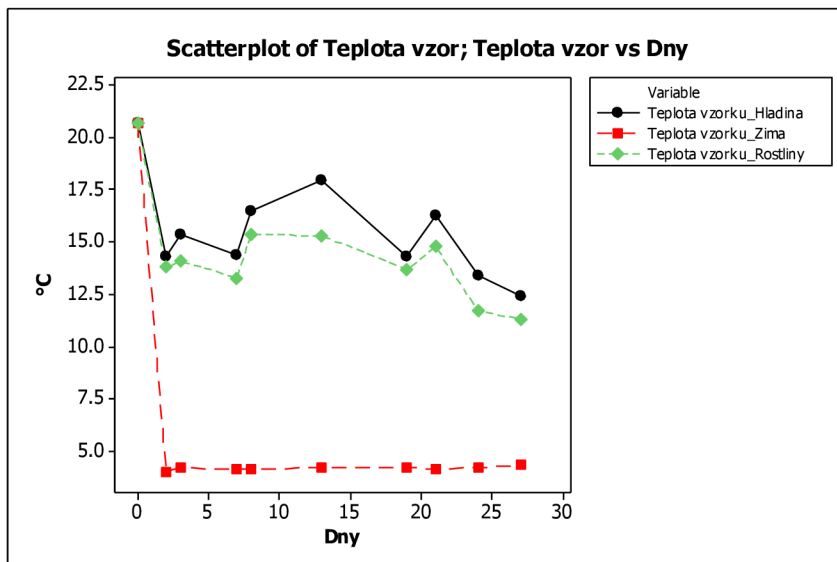
Pach vody



Graf 12: Závislost zápachu na čase.

Odebraný vzorek velmi silně zapáchal sirovočímek. Jednotlivé hodnoty pachu vody uvedené v Grafu 12 znamenají pro: 1 - velmi slabý, 2 - slabý, 3 - znatelný, 4 - zřetelný, 5 - velmi silný.

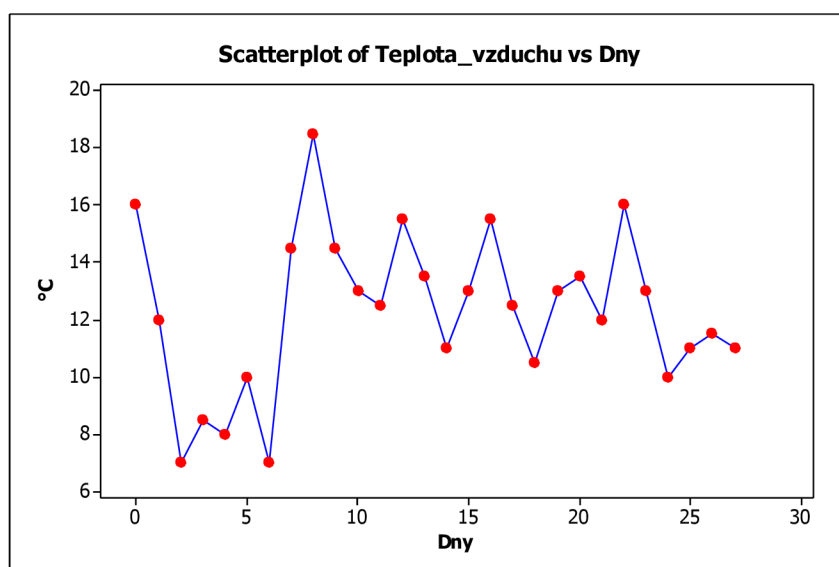
Teplota vody



Graf 13: Závislost zápachu na čase.

Průměrná hodnota zákálu modelové situace s volnou hladinou je 15.57 °C se směrodatnou odchylkou 2.43 °C. Pro situaci, která simuluje podmínky zimy je průměrná koncentrace 5.81 °C se směrodatnou odchylkou 5.23 °C. Pro případ s PO je průměrná koncentrace 14.41 °C se směrodatnou odchylkou 2.60 °C.

Teplota vzduchu



Graf 14: Orientační průměrná denní teplota vzduchu.

Průměrná denní teplota vzduchu byla 12.23 °C se směrodatnou odchylkou 2.79 °C.

Tabulka 10: Orientační průměrná teplota vzduchu

Orientační průměrná teplota vzduchu				
den	0 - 7	7 - 13	13 - 21	21 - 27
°C	9.6	14.6	12.6	12.1

8.2 Účinnost čištění

Tabulka 11: Celková účinnost odstraňování znečištění.

Účinnost odstranění znečištění v %					
	den	7	13	21	27
N-NH4+	PO	86	100	100	100
	hladina	-10	17	34	51
	zima	-19	-7	-9	-2
CHSK	PO	46	55	73	71
	hladina	66	69	74	70
	zima	60	58	61	63
Pc	PO	6	18	39	50
	hladina	-1	-2	4	2
	zima	0	-3	-4	-2
SO4-2	PO	-16	-40	-57	-77
	hladina	1	-16	-76	-94
	zima	16	-18	-37	-78

Tabulka 12: Účinnost odstraňování znečištění od předcházejícího měření.

		Účinnost odstranění znečištění v %				
		den	7	13	21	27
N-NH ₄ ⁺	PO	86	4	0	0	
	hladina	-10	27	17	17	
	zima	-19	12	-2	7	
CHSK	PO	46	9	18	-2	
	hladina	66	3	5	-4	
	zima	60	-2	3	2	
Pc	PO	6	12	21	11	
	hladina	-1	-1	6	-2	
	zima	0	-3	-1	2	
SO ₄ ⁻²	PO	-16	-24	-17	-20	
	hladina	1	-17	-60	-18	
	zima	16	-34	-20	-41	

8.3 Regresní analýzy

8.3.1 Regresní analýza pro plovoucí ostrov

Tabulka 13: Regresní analýza N-NH₄ pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.

Regresní analýza N-NH ₄ pro ostrov		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	59.8 - 3.87 Dny + 0.112 ORP	86.2
Dny + pH	- 206 - 1.55 Dny + 30.2 pH	100.0
Dny + O ₂ (mg/l)	20.3 - 3.92 Dny + 13.4 O ₂	99.6
Dny + Zákal (FNU)	- 40.3 + 0.105 Dny + 0.327 Zákal	99.6
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	20.1 - 0.801 Dny - 0.236 N-NO ₃	61.3
Dny + Teplota vzorku (°C)	-24.2 - 0.236 Dny + 2.20 Teplota vzorku	79.4
Dny + Teplota vzduchu (°C)	19.9 - 0.842 Dny - 0.18 Teplota vzduchu	60.4
Dny + CHSK (mg/l)	- 28.7 + 0.529 Dny + 0.394 CHSK	96.6
Dny + SO ₄ (mg/l)	- 28 - 2.08 Dny + 0.59 SO ₄	61.4
Dny + TOC (mg/l)	- 277 + 1.59 Dny + 1.98 TOC	94.9
Dny + Pc (mg/l)	211 - 4.45 Dny - 73.8 Pc	96.1
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	- 2.8 + 0.36 Teplota vzduchu - 0.0374 ORP	54.3
Teplota vzduchu (°C) + pH	- 58 + 1.64 Teplota vzduchu + 5.1 pH	20.3
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	0.2 + 0.92 Teplota vzduchu - 3.65 O ₂	49.1
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	0.10 - 0.158 Teplota vzduchu + 0.311 Zákal	99.5
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	- 11.5 + 1.42 Teplota vzduchu - 0.24 N-NO ₃	27.0
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	- 12.6 + 0.003 Teplota vzduchu + 0.265 CHSK	91.5

Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	55.5 - 0.44 Teplota vzduchu - 0.415 SO ₄	59.1
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 93.9 - 0.25 Teplota vzduchu + 0.784 TOC	80.9
Teplota vzduchu (°C) + P _c (mg/l)	- 22.2 + 0.30 Teplota vzduchu + 12.0 P _c	44.9

Tabulka 14: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.

Regresní analýza CHSK pro ostrov		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	221 - 11.0 Dny + 0.270 ORP	97.9
Dny + pH	-310 - 5.24 Dny + 58.0 pH	99.2
Dny + O ₂ (mg/l)	125 - 9.63 Dny + 25.0 O ₂	98.5
Dny + Zákaly (FNU)	67.2 - 1.28 Dny + 0.754 Zákaly	98.3
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	117 - 3.36 Dny - 0.15 N-NO ₃	82.2
Dny + Teplota vzorku (°C)	31.9 - 2.22 Dny + 4.48 Teplota vzorku	88.3
Dny + Teplota vzduchu (°C)	151 - 3.88 Dny - 2.02 Teplota vzduchu	84.3
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	76.7 - 1.53 Dny + 2.30 N-NH ₄	98.3
Dny + SO ₄ (mg/l)	- 107 - 9.8 Dny + 2.97 SO ₄	84.7
Dny + TOC (mg/l)	- 633 + 2.74 Dny + 5.04 TOC	99.5
Dny + P _c (mg/l)	516 - 10.9 Dny - 153 P _c	94.0
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	74 - 1.12 Teplota vzduchu - 0.173 ORP	76.2
Teplota vzduchu (°C) + pH	212 + 4.6 Teplota vzduchu - 27 pH	16.6
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	91 + 1.32 Teplota vzduchu - 17.5 O ₂	71.0
Teplota vzduchu (°C) + Zákaly (FNU)	42.7 - 0.06 Teplota vzduchu + 1.06 Zákaly	94.3
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	- 6 + 5.27 Teplota vzduchu - 0.09 N-NO ₃	28.2
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	41.3 + 0.59 Teplota vzduchu + 3.35 N-NH ₄	91.8
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	319 - 3.31 Teplota vzduchu - 1.94 SO ₄	83.7
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 330 - 1.42 Teplota vzduchu + 3.18 TOC	97.5
Teplota vzduchu (°C) + P _c (mg/l)	- 48.5 - 0.60 Teplota vzduchu + 64.7 P _c	70.3

Tabulka 15: Regresní analýza P_c pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.

Regresní analýza P_c pro ostrov		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	2.07 - 0.0108 Dny - 0.00150 ORP	97.1
Dny + pH	5.92 - 0.0413 Dny - 0.444 pH	100.0
Dny + O ₂ (mg/l)	2.59 - 0.00601 Dny - 0.199 O ₂	100.0
Dny + Zákaly (FNU)	2.28 - 0.0603 Dny - 0.00393 Zákaly	99.6
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	2.53 - 0.0493 Dny + 0.0067 N-NO ₃	97.6
Dny + Teplota vzorku (°C)	3.24 - 0.0579 Dny - 0.0328 Teplota vzorku	99.0
Dny + Teplota vzduchu (°C)	2.71 - 0.0507 Dny - 0.0045 Teplota vzduchu	97.3
Dny + CHSK (mg/l)	3.13 - 0.0641 Dny - 0.00433 CHSK	99.1
Dny + SO ₄ (mg/l)	2.79 - 0.0448 Dny - 0.0022 SO ₄	97.3
Dny + TOC (mg/l)	5.76 - 0.0750 Dny - 0.0211 TOC	98.9

Dny + N-NH ₄ (mg/l)	2.83 - 0.0592 Dny - 0.0122 N-NH ₄	99.7
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	2.29 - 0.0260 Teplota vzduchu - 0.00213 ORP	99.9
Teplota vzduchu (°C) + pH	9.93 + 0.0412 Teplota vzduchu - 1.11 pH	54.6
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	2.55 + 0.00212 Teplota vzduchu - 0.225 O ₂	99.9
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	0.980 + 0.0543 Teplota vzduchu + 0.00727 Zákal	62.1
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	0.56 + 0.0898 Teplota vzduchu + 0.0065 N-NO ₃	45.7
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	0.704 + 0.0429 Teplota vzduchu + 0.00907	77.4
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	4.95 - 0.0225 Teplota vzduchu - 0.0256 SO ₄	97.8
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 2.75 + 0.0204 Teplota vzduchu + 0.0334 TOC	86.9
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	0.949 + 0.0608 Teplota vzduchu + 0.0214 N-NH ₄	59.4

Tabulka 16: Regresní analýza SO₄ pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.

Regresní analýza SO₄ pro ostrov		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	89.9 + 1.15 Dny + 0.0404 ORP	99.3
Dny + pH	66.9 + 2.12 Dny + 1.1 pH	98.4
Dny + O ₂ (mg/l)	75.1 + 2.14 Dny - 0.03 O ₂	98.4
Dny + Zákal (FNU)	74.2 + 2.20 Dny + 0.0120 Zákal	99.2
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	77.7 2.17 Dny - 0.185 N-NO ₃	99.3
Dny + Teplota vzorku (°C)	66.9 + 2.28 Dny + 0.431 Teplota vzorku	99.3
Dny + Teplota vzduchu (°C)	87.4 + 1.99 Dny - 0.691 Teplota vzduchu	99.9
Dny + CHSK (mg/l)	69.4 + 2.33 Dny + 0.0476 CHSK	99.3
Dny + TOC (mg/l)	49.7 + 2.38 Dny + 0.170 TOC	99.2
Dny + Pc (mg/l)	78.1 + 2.11 Dny - 1.2 Pc	99.2
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	74 + 2.21 Dny + 0.055 N-NH ₄	99.2
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	110 - 0.192 Teplota vzduchu + 0.0845 ORP	98.2
Teplota vzduchu (°C) + pH	- 123 - 2.90 Teplota vzduchu + 35.0 pH	49.0
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	100 - 1.33 Teplota vzduchu + 8.82 O ₂	96.4
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	152 - 2.64 Teplota vzduchu - 0.357 Zákal	78.8
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	170 - 4.41 Teplota vzduchu - 0.14 N-NO ₃	57.5
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	166 - 2.32 Teplota vzduchu - 0.399 CHSK	90.3
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	310 - 1.49 Teplota vzduchu - 1.40 TOC	96.0
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	193 - 1.02 Teplota vzduchu - 37.6 Pc	98.3
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	153 - 2.92 Teplota vzduchu - 1.08 N-NH ₄	76.5

Tabulka 17: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.

Regresní analýza TOC pro ostrov		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	165 - 2.45 Dny + 0.0 413 ORP	99.0
Dny + pH	74.6 - 1.58 Dny + 10.1 pH	100.0
Dny + O ₂ (mg/l)	150 - 2.37 Dny + 4.43 O ₂	99.9
Dny + Zákal (FNU)	139 - 0.802 Dny + 0.147 Zákal	99.4

Dny + N-NO ₃ (mg/l)	147 - 1.21 Dny + 0.073 N-NO ₃	94.1
Dny + Teplota vzorku (°C)	135 - 1.03 Dny + 0.689 Teplota vzorku	95.3
Dny + Teplota vzduchu (°C)	154 - 1.29 Dny - 0.323 Teplota vzduchu	94.5
Dny + CHSK (mg/l)	126 - 0.560 Dny + 0.193 CHSK	99.8
Dny + SO ₄ (mg/l)	118 - 2.09 Dny + 0.41 SO ₄	94.4
Dny + Pc (mg/l)	223 - 2.62 Dny - 28.5 Pc	97.6
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	141 - 0.857 Dny + 0.442 N-NH ₄	99.2
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	132 - 0.25 Teplota vzduchu - 0.0572 ORP	88.0
Teplota vzduchu (°C) + pH	228 + 1.61 Teplota vzduchu - 15.5 pH	27.2
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	138 + 0.54 Teplota vzduchu - 5.87 O ₂	83.9
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	116 + 0.58 Teplota vzduchu + 0.305 Zákál	87.5
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	100 + 2.09 Teplota vzduchu + 0.08 N-NO ₃	39.7
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	103 + 0.505 Teplota vzduchu + 0.303 CHSK	97.9
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	210 - 0.764 Teplota vzduchu - 0.647 SO ₄	94.3
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	86.8 + 0.04 Teplota vzduchu + 22.7 Pc	85.5
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	115 + 0.78 Teplota vzduchu + 0.986 N-NH ₄	84.4

8.3.2 Regresní analýza pro hladinu

Tabulka 18: Regresní analýza N-NH₄ pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Regresní analýza N-NH ₄ pro hladinu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	31.6 - 0.864 Dny + 0.0183 ORP	91.3
Dny + pH	- 95.7 - 1.03 + 15.8 pH	93.1
Dny + O ₂ (mg/l)	27.2 + 0.221 Dny - 1.51 O ₂	89.2
Dny + Zákál (FNU)	32.7 - 0.735 Dny - 0.0777 Zákál	95.0
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	30.7 - 0.515 Dny - 0.276 N-NO ₃	89.1
Dny + Teplota vzorku (°C)	47.2 - 0.618 Dny - 1.05 Teplota vzorku	99.3
Dny + Teplota vzduchu (°C)	21.4 - 0.444 Dny + 0.363 Teplota vzduchu	89.2
Dny + CHSK (mg/l)	35.4 - 0.757 Dny - 0.0741 CHSK	97.5
Dny + SO ₄ (mg/l)	36.5 - 0.135 Dny - 0.136 SO ₄	92.3
Dny + TOC (mg/l)	29.0 - 0.546 Dny - 0.007 TOC	86.4
Dny + Pc (mg/l)	- 6.6 - 0.493 Dny + 13.6 Pc	87.5
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	14.5 + 0.52 Teplota vzduchu - 0.0080 ORP	38.4
Teplota vzduchu (°C) + pH	70 + 0.46 Teplota vzduchu - 6.7 pH	46.1
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	30.5 - 0.165 Teplota vzduchu - 1.15 O ₂	88.5
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	4.4 + 1.07 Teplota vzduchu + 0.0283 Zákál	61.3
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	6.5 + 1.13 Teplota vzduchu - 0.199 N-NO ₃	60.6
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	3.5 + 1.08 Teplota vzduchu + 0.0258 CHSK	61.8
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	28.1 + 0.500 Teplota vzduchu - 0.142 SO ₄	98.6
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 35.1 + 0.414 Teplota vzduchu + 0.366 TOC	83.2
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	- 158 + 1.18 Teplota vzduchu + 64.3 Pc	98.9

Tabulka 19: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Regresní analýza CHSK pro hladinu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	56.8 + 0.75 Dny - 0.235 ORP	98.9
Dny + pH	1636 + 2.61 Dny - 196 pH	99.6
Dny + O ₂ (mg/l)	111 - 8.57 Dny + 9.3 O ₂	74.1
Dny + Zákal (FNU)	29.5 - 0.011 Dny + 1.16 Zákal	98.2
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	46.8 - 3.39 Dny + 5.28 N-NO ₃	77.8
Dny + Teplota vzorku (°C)	- 69 - 3.01 Dny + 9.45 Teplota vzorku	90.1
Dny + Teplota vzduchu (°C)	133 - 3.43 Dny - 1.86 Teplota vzduchu	57.7
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	406 - 8.85 Dny - 11.0 N-NH ₄	91.8
Dny + SO ₄ (mg/l)	- 35.1 - 9.29 Dny + 2.13 SO ₄	88.1
Dny + TOC (mg/l)	- 437 + 0.88 Dny + 3.57 TOC	63.8
Dny + P _c (mg/l)	709 - 3.75 Dny - 239 P _c	63.8
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	91.9 - 1.74 Teplota vzduchu - 0.221 ORP	99.5
Teplota vzduchu (°C) + pH	1213 - 1.12 Teplota vzduchu - 139 pH	96.3
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	135 - 2.0 Teplota vzduchu - 8.89 O ₂	52.0
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	41.2 - 0.911 Teplota vzduchu + 1.22 Zákal	98.8
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	- 94 + 6.42 Teplota vzduchu + 5.40 N-NO ₃	39.8
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	- 14.4 + 1.7 Teplota vzduchu + 2.36 N-NH ₄	23.8
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	82 + 2.10 Teplota vzduchu - 0.504 SO ₄	29.7
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 376 - 2.96 Teplota vzduchu + 3.52 TOC	67.3
Teplota vzduchu (°C) + P _c (mg/l)	- 387 + 4.54 Teplota vzduchu + 152 P _c	23.7

Tabulka 20: Regresní analýza P_c pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Regresní analýza P_c pro hladinu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	2.65 - 0.0141 Dny + 0.000422 ORP	87.3
Dny + pH	- 0.04 - 0.0168 Dny + 0.333 pH	83.5
Dny + O ₂ (mg/l)	2.56 - 0.0090 Dny + 0.0089 O ₂	43.1
Dny + Zákal (FNU)	2.61 - 0.00577 Dny - 0.00094 Zákal	49.0
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	2.53 - 0.00353 Dny + 0.00162 N-NO ₃	36.7
Dny + Teplota vzorku (°C)	2.69 - 0.00590 Dny - 0.0069 Teplota vzorku	46.0
Dny + Teplota vzduchu (°C)	2.77 - 0.00654 Dny - 0.0120 Teplota vzduchu	67.7
Dny + CHSK (mg/l)	2.62 - 0.00554 Dny - 0.00073 CHSK	47.0
Dny + SO ₄ (mg/l)	2.77 + 0.00714 Dny - 0.00354 SO ₄	78.0
Dny + TOC (mg/l)	2.67 - 0.0042 Dny - 0.0008 TOC	35.9
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	2.38 - 0.00008 Dny + 0.0061 N-NH ₄	41.1
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	2.63 - 0.0078 Teplota vzduchu - 0.000119 ORP	15.5
Teplota vzduchu (°C) + pH	3.49 - 0.0088 Teplota vzduchu - 0.103 pH	25.2
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	2.89 - 0.0191 Teplota vzduchu - 0.0185 O ₂	82.1
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	2.52 - 0.0019 Teplota vzduchu + 0.00047 Zákal	5.7
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	2.51 - 0.0000 Teplota vzduchu - 0.0008 N-NO ₃	0.2

Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	2.50 - 0.0016 Teplota vzduchu + 0.00039 CHSK	6.0
Teplota vzduchu (°C) + SO4 (mg/l)	2.87 - 0.0101 Teplota vzduchu - 0.00210 SO4	89.7
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	1.89 - 0.0122 Teplota vzduchu + 0.00580 TOC	63.0
Teplota vzduchu (°C) + N-NH4 (mg/l)	2.45 - 0.0179 Teplota vzduchu + 0.0151 N-NH4	97.3

Tabulka 21: Regresní analýza SO₄ pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Regresní analýza SO₄ pro hladinu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	40.7 + 5.09 Dny - 0.108 ORP	98.5
Dny + pH	745 + 5.84 Dny - 87.2 pH	97.6
Dny + O ₂ (mg/l)	64.8 + 2.76 Dny - 0.05 O ₂	79.0
Dny + Zákal (FNU)	37.7 + 4.04 Dny + 0.423 Zákal	97.7
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	49.6 + 2.86 Dny + 1.35 N-NO ₃	91.3
Dny + Teplota vzorku (°C)	14.7 + 3.11 Dny + 2.66 Teplota vzorku	84.2
Dny + Teplota vzduchu (°C)	39.5 + 3.32 Dny + 1.31 Teplota vzduchu	90.3
Dny + CHSK (mg/l)	29.1 + 3.98 Dny + 0.342 CHSK	97.0
Dny + TOC (mg/l)	- 153 + 4.51 Dny + 1.43 TOC	91.0
Dny + Pc (mg/l)	536 + 2.35 Dny - 186 Pc	96.3
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	153 + 1.24 Dny - 3.22 N-NH ₄	93.9
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	78 + 0.96 Teplota vzduchu + 0.074 ORP	31.3
Teplota vzduchu (°C) + pH	- 389 + 1.22 Teplota vzduchu + 56.7 pH	43.8
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	- 24.0 + 5.13 Teplota vzduchu + 8.02 O ₂	95.0
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	164 - 3.62 Teplota vzduchu - 0.287 Zákal	40.7
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	148 - 4.35 Teplota vzduchu + 1.64 N-NO ₃	36.8
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	173 - 3.70 Teplota vzduchu - 0.265 CHSK	42.7
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	452 + 0.74 Teplota vzduchu - 2.64 TOC	76.1
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	1245 - 4.81 Teplota vzduchu - 428 Pc	93.1
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	197 + 3.23 Teplota vzduchu - 6.81 N-NH ₄	97.7

Tabulka 22: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Regresní analýza TOC pro hladinu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	152 - 1.25 Dny - 0.0026 ORP	96.4
Dny + pH	159 - 1.27 Dny - 0.9 pH	96.3
Dny + O ₂ (mg/l)	152 - 0.547 Dny - 1.67 O ₂	99.5
Dny + Zákal (FNU)	146 - 0.869 Dny + 0.0802 Zákal	95.0
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	143 - 1.13 Dny + 0.743 N-NO ₃	97.9
Dny + Teplota vzorku (°C)	163 - 1.39 Dny - 0.591 Teplota vzorku	97.7
Dny + Teplota vzduchu (°C)	146 - 1.00 Dny + 0.256 Teplota vzduchu	92.9
Dny + CHSK (mg/l)	146 - 0.927 Dny + 0.0488 CHSK	93.8
Dny + SO ₄ (mg/l)	143 - 1.43 Dny + 0.122 SO ₄	93.8
Dny + Pc (mg/l)	159 - 1.08 Dny - 3.5 Pc	92.6

Dny + N-NH ₄ (mg/l)	151 - 1.08 Dny - 0.01 N-NH ₄	92.5
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	126 + 0.82 Teplota vzduchu - 0.0401 ORP	78.5
Teplota vzduchu (°C) + pH	352 + 0.81 Teplota vzduchu - 27.7 pH	86.3
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	156 - 0.272 Teplota vzduchu - 2.90 O ₂	98.3
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	113 + 1.20 Teplota vzduchu + 0.209 Zákál	80.9
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	90.5 + 2.45 Teplota vzduchu + 0.90 N-NO ₃	58.6
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	106 + 1.37 Teplota vzduchu + 0.169 CHSK	80.4
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	147 + 0.95 Teplota vzduchu - 0.242 SO ₄	82.4
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	- 166 + 2.11 Teplota vzduchu + 108 Pc	82.0
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	99.7 + 0.22 Teplota vzduchu + 1.61 N-NH ₄	80.0

8.3.3 Regresní analýza pro zimu

Tabulka 23: Regresní analýza N-NH₄ pro modelovou situaci zimy.

Regresní analýza N-NH₄ pro zimu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	25.3 + 0.118 Dny - 0.0044 Zima	21.7
Dny + pH	- 121 + 0.0361 Dny + 19.1 pH	97.1
Dny + O ₂ (mg/l)	26.5 + 0.528 Dny - 0.999 O ₂	70.8
Dny + Zákál (FNU)	21.6 + 0.185 Dny + 0.0488 Zákál	64.9
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	32.3 - 0.0189 Dny - 0.492 N-NO ₃	60.1
Dny + Teplota vzorku (°C)	31.2 - 0.148 Dny - 0.284 Teplota vzorku	83.4
Dny + Teplota vzduchu (°C)	31.4 - 0.149 Dny - 0.349 Teplota vzduchu	82.6
Dny + CHSK (mg/l)	33.5 - 0.164 Dny - 0.0612 CHSK	84.9
Dny + SO ₄ (mg/l)	35.7 + 0.307 Dny - 0.137 SO ₄	97.2
Dny + TOC (mg/l)	113 - 0.321 Dny - 0.572 TOC	51.7
Dny + Pc (mg/l)	29 - 0.009 Dny - 0.5 Pc	0.5
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	27.9 - 0.311 Teplota vzduchu - 0.00862 ORP	97.1
Teplota vzduchu (°C) + pH	- 92.7 - 0.0819 Teplota vzduchu + 15.6 pH	99.8
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	31.5 - 0.277 Teplota vzduchu - 3.77 O ₂	99.5
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	27.1 - 0.226 Teplota vzduchu + 0.0242 Zákál	85.4
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	31.6 - 0.055 Teplota vzduchu - 0.409 N-NO ₃	61.2
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	19.7 - 1.89 Teplota vzduchu + 0.286	48.3
Teplota vzduchu (°C) + SO ₄ (mg/l)	33.1 - 0.240 Teplota vzduchu - 0.0478 SO ₄	91.0
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 21.8 - 0.486 Teplota vzduchu + 0.366 TOC	81.9
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	92.9 - 0.263 Teplota vzduchu - 25.0 Pc	60.9

Tabulka 24: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci zimy.

Regresní analýza CHSK pro zimu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	98.8 - 3.12 Dny - 0.038 ORP	61.1
Dny + pH	2098 - 3.01 Dny - 257 pH	86.4

Dny + O2 (mg/l)	94.2 - 4.86 Dny + 54 O2	66.3
Dny + Zákál (FNU)	186 - 5.37 Dny - 0.714 Zákál	82.3
Dny + N-NO3 (mg/l)	27.4 - 2.38 Dny + 7.33 N-NO3	81.1
Dny + Teplota vzorku (°C)	38.1 - 0.245 Dny + 4.68 Teplota vzorku	99.9
Dny + Teplota vzduchu (°C)	34.0 - 0.213 Dny + 5.77 Teplota vzduchu	99.9
Dny + N-NH4 (mg/l)	481 - 2.65 Dny - 13.9 N-NH4	93.1
Dny + SO4 (mg/l)	- 15.7 - 6.97 Dny + 1.93 SO4	93.1
Dny + TOC (mg/l)	- 1455 + 3.15 Dny +10.4 TOC	88.8
Dny + Pc (mg/l)	149 - 2.44 Dny - 18 Pc	54.3
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	31.6 + 6.08 Teplota vzduchu + 0.0090 ORP	99.9
Teplota vzduchu (°C) + pH	119 + 5.88 Teplota vzduchu - 11.3 pH	99.9
Teplota vzduchu (°C) + O2 (mg/l)	29.4 + 6.00 Teplota vzduchu + 1.64	99.9
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	28.4 + 5.98 Teplota vzduchu + 0.0211 Zákál	99.7
Teplota vzduchu (°C) + N-NO3 (mg/l)	36.2 + 6.25 Teplota vzduchu - 0.809 N-NO3	99.9
Teplota vzduchu (°C) + N-NH4 (mg/l)	9.1 + 6.15 Teplota vzduchu + 0.718 N-NH4	99.7
Teplota vzduchu (°C) + SO4 (mg/l)	35.5 + 5.94 Teplota vzduchu - 0.0594 SO4	99.8
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	- 50.0 + 5.52 Teplota vzduchu + 0.582 TOC	99.9
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	46 + 6.01 Teplota vzduchu - 6.3 Pc	99.7

Tabulka 25: Regresní analýza P_c pro modelovou situaci zimy.

Regresní analýza P_c pro zimu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	2.55 + 0.00360 Dny + 0.000123 ORP	92.4
Dny + pH	4.17 + 0.00527 Dny - 0.214 pH	98.8
Dny + O2 (mg/l)	2.48 + 0.00250 Dny + 0.0949 O2	99.1
Dny + Zákál (FNU)	2.58 + 0.00091 Dny - 0.000540 zákál	76.0
Dny + N-NO3 (mg/l)	2.58 + 0.00298 Dny - 0.00602 N-NO3	77.6
Dny + Teplota vzorku (°C)	2.53 + 0.00292 Dny - 0.00033 Teplota vzorku	63.8
Dny + Teplota vzduchu (°C)	2.53 + 0.00293 Dny - 0.00038 Teplota vzduchu	63.8
Dny + CHSK (mg/l)	2.52 + 0.00304 Dny - 0.000019 CHSK	63.6
Dny + SO4 (mg/l)	2.54 + 0.00386 Dny - 0.00034 SO4	64.5
Dny + TOC (mg/l)	1.76 + 0.00584 Dny + 0.00509 TOC	70.0
Dny + N-NH4 (mg/l)	2.53 + 0.00308 Dny - 0.0001 N-NH4	63.6
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	2.62 - 0.00079 Teplota vzduchu + 0.000257 ORP	67.3
Teplota vzduchu (°C) + pH	6.72 - 0.00813 Teplota vzduchu - 0.529 pH	81.7
Teplota vzduchu (°C) + O2 (mg/l)	2.49 - 0.00122 Teplota vzduchu + 0.142 O2	92.4
Teplota vzduchu (°C) + Zákál (FNU)	2.62 - 0.00243 Teplota vzduchu - 0.000611 Zákál	85.6
Teplota vzduchu (°C) + N-NO3 (mg/l)	2.61 - 0.00362 Teplota vzduchu - 0.0018 N-NO3	35.7
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	2.64 + 0.0057 Teplota vzduchu - 0.0016 CHSK	35.6
Teplota vzduchu (°C) + SO4 (mg/l)	2.51 - 0.00274 Teplota vzduchu + 0.000808 SO4	60.0
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	3.17 - 0.00033 Teplota vzduchu - 0.00421 TOC	44.7
Teplota vzduchu (°C) + N-NH4 (mg/l)	3.04 - 0.00665 Teplota vzduchu - 0.0160 N-NH4	60.9

Tabulka 26: Regresní analýza SO₄ pro modelovou situaci zimy.

Regresní analýza SO₄ pro zimu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	72.7 + 1.40 Dny + 0.0189 ORP	68.3
Dny + pH	987 + 1.82 Dny -119 pH	97.5
Dny + O ₂ (mg/l)	55.8 + 0.67 Dny + 36.9 O ₂	82.2
Dny + Zákal (FNU)	97.1 + 1.09 Dny - 0.306 Zákal	90.7
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	20.6 + 2.38 Dny + 3.97 N-NO ₃	95.5
Dny + Teplota vzorku (°C)	33.0 + 3.32 Dny + 2.07 Teplota vzorku	97.3
Dny + Teplota vzduchu (°C)	31.4 + 3.32 Dny + 2.53 Teplota vzduchu	97.1
Dny + CHSK (mg/l)	16.3 + 3.42 Dny + 0,441 CHSK	97.2
Dny + TOC (mg/l)	- 498 + 4.35 Dny + 3.74 TOC	89.5
Dny + Pc (mg/l)	250 + 2.55 Dny - 74 Pc	82.2
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	255 + 2.24 Dny - 7.09 N-NH ₄	99.5
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	99.1 + 0.40 Teplota vzduchu + 0.092 ORP	41.3
Teplota vzduchu (°C) + pH	1670 - 2.34 Teplota vzduchu - 203 pH	61.4
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	49.1 + 0.35 Teplota vzduchu + 56.8 O ₂	78.9
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	125 - 0.34 Teplota vzduchu - 0.488 Zákal	86.1
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	29.5 - 3.95 Teplota vzduchu + 8.87 N-NO ₃	56.9
Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	366 + 52.2 Teplota vzduchu - 8.92 CHSK	59.1
Teplota vzduchu (°C) + TOC (mg/l)	1200 + 5.49 Teplota vzduchu - 8.03 TOC	93.4
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	- 1130 + 0.29 Teplota vzduchu + 476 Pc	46.5
Teplota vzduchu (°C) + N-NH ₄ (mg/l)	611 - 4.55 Teplota vzduchu - 18.0 N-NH ₄	87.9

Tabulka 27: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci zimy.

Regresní analýza TOC pro zimu		
veličiny	regresní rovnice	spolehlivost %
Dny + ORP (mV)	149 - 0.498 Dny - 0.0034 ORP	80.5
Dny + pH	336 - 0.487 Dny - 24.1 pH	93.2
Dny + O ₂ (mg/l)	148 - 0.661 Dny + 5.1 O ₂	83.1
Dny + Zákal (FNU)	158 - 0.816 Dny - 0.0682 Zákal	97.8
Dny + N-NO ₃ (mg/l)	147 - 0.538 Dny + 0.280 N-NO ₃	90.3
Dny + Teplota vzorku (°C)	145 - 0.382 Dny + 0.332 Teplota vzorku	96.9
Dny + Teplota vzduchu (°C)	145 - 0.379 Dny + 0.411 Teplota vzduchu	97.0
Dny + CHSK (mg/l)	142 - 0.361 Dny + 0.0724	97.3
Dny + SO ₄ (mg/l)	143 - 0.806 Dny + 0.114 SO ₄	93.6
Dny + Pc (mg/l)	63 - 0.648 Dny + 34.3 Pc	90.9
Dny + N-NH ₄ (mg/l)	174 - 0.552 Dny - 0.900 N-NH ₄	94.6
Teplota vzduchu (°C) + ORP (mV)	138 + 0.723 Teplota vzduchu - 0.0034 ORP	95.0
Teplota vzduchu (°C) + pH	61 + 0.844 Teplota vzduchu + 10.0 pH	95.9
Teplota vzduchu (°C) + O ₂ (mg/l)	141 + 0.703 Teplota vzduchu - 3.24 O ₂	96.9
Teplota vzduchu (°C) + Zákal (FNU)	134 + 0.756 Teplota vzduchu + 0.0493 Zákal	90.1
Teplota vzduchu (°C) + N-NO ₃ (mg/l)	147 + 1.22 Teplota vzduchu - 1.29 N-NO ₃	93.8

Teplota vzduchu (°C) + CHSK (mg/l)	99.8 - 6.67	Teplota vzduchu + 1.25 CHSK	93.2
Teplota vzduchu (°C) + SO4 (mg/l)	148 + 0.699	Teplota vzduchu - 0.115 SO4	98.1
Teplota vzduchu (°C) + Pc (mg/l)	229 + 0.744	Teplota vzduchu - 35.6 Pc	78.9
Teplota vzduchu (°C) + N-NH4 (mg/l)	81.0 + 1.21	Teplota vzduchu + 1.97 N-NH4	93.1

9 NÁVRH ŘEŠENÍ OPTIMALIZACE ÚČINNOSTI

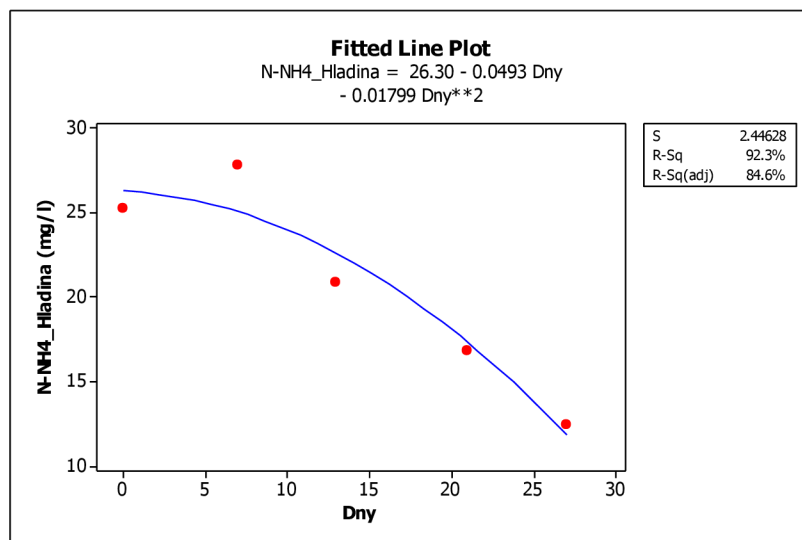
STABILIZAČNÍ NÁDRŽE

Předpoklad účinnosti odstranění $N-NH_4^+$ pomocí stabilizační nádrže je stanoven dle provedeného měření. Tento předpoklad může být zatížen chybou, především z důvodu jiných podmínek v akváriu a stabilizační nádrži. Především se jedná o jinou výšku vodního sloupce a nepřítomnost značného množství usazeného kalu, jak je tomu ve stabilizační nádrži. Můžeme předpokládat, že na základně rozkládajícího se usazeného kalu, větší hloubce a v letních měsících možnosti rozmnožení řas a sinic, bude reálna účinnost odstranění podstatně nižší, než níže uvedená hodnota pro volnou hladinu. Dalším omezujícím faktorem je rovnoměrné proudění, ke kterému v řešené stabilizační nádrži nedochází. Doba zdržení je ve stabilizační nádrži přibližně tři dny. Výpočet účinnosti odstranění dle rovnice:

$$E = \frac{c_0 - c_1}{c_0} \times 100\%$$

Kde je: c_0 – počáteční koncentrace znečištění; c_1 – koncentrace znečištění po třech dnech.

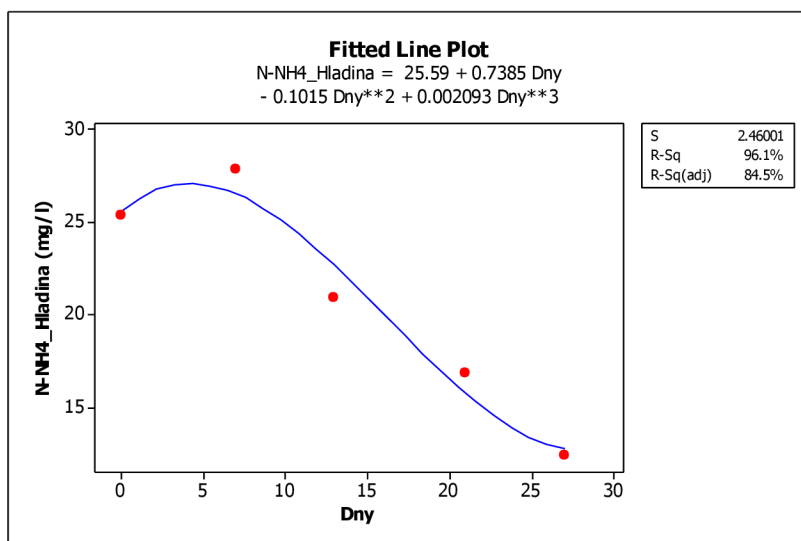
Výpočet účinnosti odstraňování $N-NH_4$ po třech dnech dle modelových situací



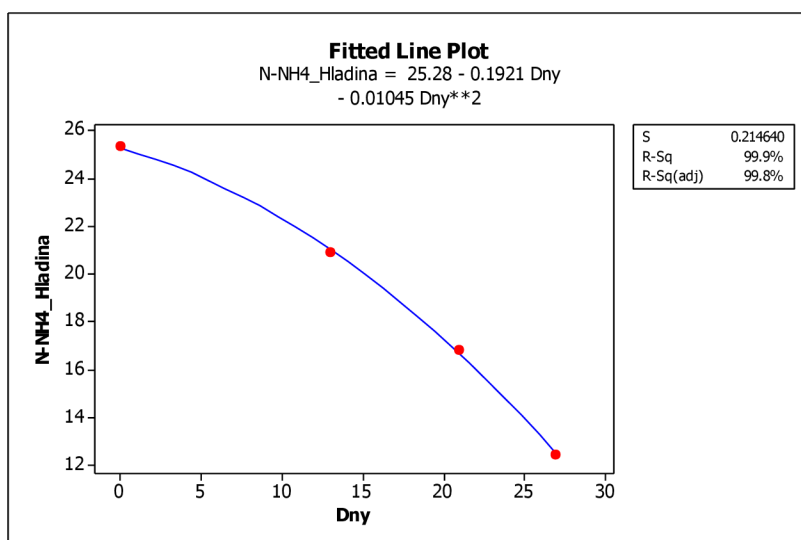
Graf 15: Proložení průběhu koncentrace $N-NH_4$ kvadratickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Při použití kvadratické rovnice uvedené v Grafu 15 a reakční doby tří dnů, která odpovídá době zdržení vody ve stabilizační nádrži, je vypočítaná účinnost odstranění $E = -10\%$. Pro další postup je zapotřebí kladné hodnoty. Pro stejnou situaci byla použita kubická rovnice z Grafu 16.

Účinnost odstranění vycházela znovu záporně $E = -3\%$. K získání kladné hodnoty nebylo dále počítáno s naměřenou hodnotou po sedmi dnech $27.8 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NH}_4$.

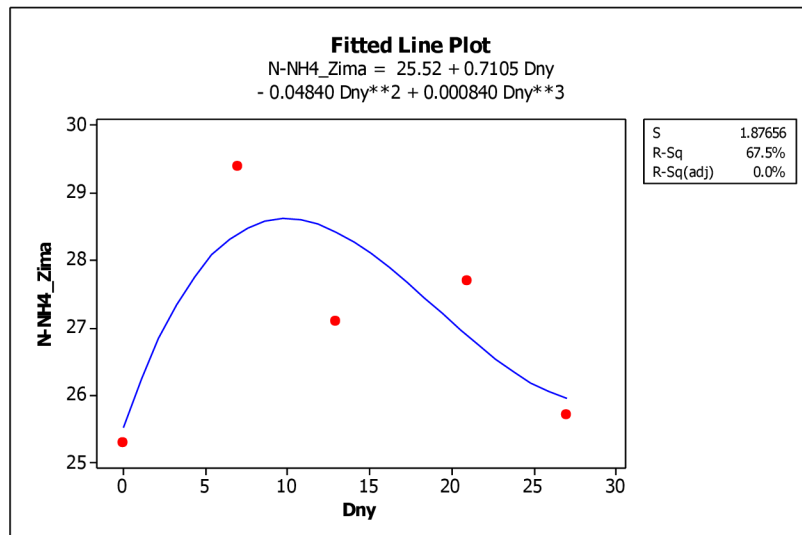


Graf 16: Odhad průběhu koncentrace N-NH_4 kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.



Graf 17: Odhad upraveného průběhu koncentrace N-NH_4 kvadratickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.

Za pomoci kvadratické rovnice z Grafu 17, byla vypočítána účinnost odstraňování $E = 3\%$ po třech dnech. Účinnost odstraňování v modelové situaci zimy vychází vždy záporně. Nejpřesnější odhadovaný průběh poskytla kubická rovnice uvedena v Grafu 18.



Graf 18: Odhad průběhu N-NH₄ kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci zimy.

Dle stanoveného předpokladu bude účinnost odstraňování N-NH₄ stabilizační nádrže v zimě E = - 8 %, a během období, kdy se bude průměrná týdenní teplota vzduchu pohybovat kolem 9.6 °C, bude E = 3 %.

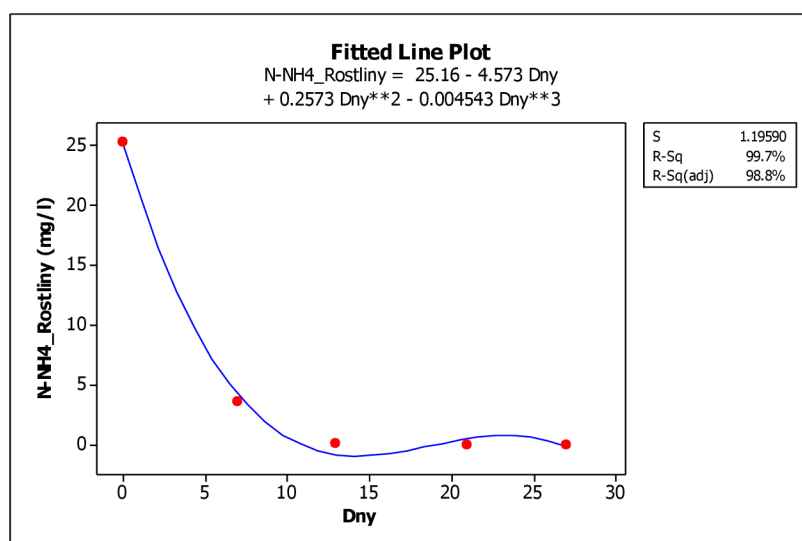
Výpočet účinnosti odstraňování N-NH₄ po třech dnech dle modelové situace s ostrovem

Nejdříve je potřeba vypočítat koeficient, který porovná objemové zatížení na jednu rostlinu ve stabilizační nádrži a akvária. Výpočet koeficientu je uveden v Tabulce 30, kde je: A_{SN} – plocha stabilizační nádrže; h_{SN} – průměrná hloubka stabilizační nádrže; V_{SN} – objem stabilizační nádrže; A_O – plocha ostrovu; O_c – počet stejných ostrovů v akváriu celé stabilizační nádrže; R_{SN} – celkový počet rostlin pro stabilizační nádrž; P_{SN} – poměr V_N : R_{SN}; R_A – rostliny v akváriu; V_A – objem akvária; P_N – poměr V_A : R_A; k – koeficient objemového zatížení na jednu rostlinu, vypočítaný z poměru P_N : P_A.

Tabulka 28: Výpočet koeficientů objemového zatížení na jednu rostlinu.

A_{SN}	780	m²
h_{SN}	0.85	m
V_N	663	m ³
A_O	0.24	m ²
O_c	3250	ks
R_{SN}	13000	ks
P_{SN}	51	l
R_A	4	ks
V_A	90	l
P_A	22.5	l
k	0.44	-

Podle kubické rovnice uvedené v Grafu 19 je vypočítaná účinnost odstraňování modelu s ostrovem E = 46 %. Po vynásobení koeficientem objemového zatížení na jednu rostlinu je účinnost odstraňování N-NH₄ E = 20 %.



Graf 19: Odhad průběhu koncentrace N-NH₄ kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s PO

Výpočet zvětšení stabilizační nádrže pro vyrovnání účinnosti odstraňování N-NH₄ modelové situace s PO

Dle kvadratické rovnice uvedené v Grafu 17, byla pomocí krátké iterace vypočítána potřebná doba zdržení pro vyrovnání účinnosti odstranění N-NH₄ E = 20 %. K dosažení E = 20 % by byla potřeba doba zdržení 14.5 dnů, k tomu by bylo zapotřebí 4.8 krát větší stabilizační nádrž.

Tabulka 29: Přehled účinnosti odstranění modelových situací.

model	Z	SN	PO	NSN
T_z (dny)	3	3	3	14.5
E (%)	-8	3	20	20

V Tabulce 29 je: T_z – doba zdržení; E – účinnosti odstraňování; Z – zima; SN – stabilizační nádrž; PO – plovoucí ostrov, NSN – návrh stabilizační nádrže.

10 ZÁVĚR

Po celém světě bylo provedeno desítky studií zabývajících se účinností odstraňování znečišťujících látek a aplikací plovacích ostrovů na různé typy odpadních vod. I přes snahy studií představuje hledání spolehlivých hodnocení výkonnosti plovoucích ostrovů stále velkou výzkumnou mezeru. Plovoucí ostrovy mají velký potenciál, neboť se jedná o poměrně jednoduchou a nízkonákladovou možnost pro modernizaci stávajících dešťových rybníků a stabilizačních nádrží. Pravděpodobně nejvíce studií proběhlo v oblasti účinnosti odstraňování těžkých kovů z dešťových vod. Prokazatelný pozitivní efekt zlepšení kvality odpadní vody byl zjištěn i u jiných aplikací jako jsou průsakové vody ze skládky, odpadní vody z vepřínu, letištní dešťové vody kontaminované látkou etylenglykol a kyselé důlní vody. Další možné využití plovoucích ostrovů je v rámci hydroponie odstranění zápachu vody či zlepšování vodního prostředí na okrajích velkých měst. Důležité faktory ovlivňující účinnost čištění plovoucích ostrovů jsou klimatické podmínky, které ovlivňují řadu procesů probíhajících během čištění.

V praktické části práce je z výsledku měření tří modelových situací zcela zřejmé, jak pozitivně plovoucí ostrovy ovlivňují kvalitu vody v porovnání se simulací podmínek stabilizační nádrže s volnou hladinou. Nejvýraznější rozdíl mezi těmito modely nastal v účinnosti odstraňování amoniakálního dusíku. V simulaci chování stabilizační nádrže během zimního období probíhaly jakékoli změny pozvolna. Na konci měření se však znatelně zlepšil oxidačně-redukční potenciál a podstatně se zmenšila hodnota zákalu a chemické spotřeby kyslíku. Pomocí statistického softwaru byla provedena regresní analýza, která poskytuje statistický odhad účinnosti odstraňování jisté veličiny na základě dvou jiných veličin jako proměnných. Bylo vygenerováno velké množství regresních rovnic s početnými kombinacemi omezujících podmínek. Několik desítek regresních rovnic dosáhlo požadované spolehlivosti. Na základě dosažených výsledků byl proveden návrh možné optimalizace řešené stabilizační nádrže. Pro tento návrh byla potřeba určit koeficient zahrnující odlišné objemové zatížení vztahované na jednu rostlinu, a to mezi reálnou a modelovou situací.

Výsledky práce by měly posloužit k lepšímu pochopení biologických, bio-chemických a fyzikálně-chemických procesů probíhajících uvnitř systému a k orientačnímu stanovování návrhových charakteristik plovacího ostrova. Především by výsledky měly sloužit pro účinnost odstraňování amoniakálního, celkového fosforu, chemické spotřeby kyslíku, celkového organického uhlíku a síranu.

Jako další postup navrhuji reálnou aplikaci plovoucích ostrovů na některou ze stabilizačních nádrží, kde by měly získané hodnoty z dlouhodobého měření největší spolehlivost. Dále je potřeba dostatečně prověřit účinnost odstraňování znečišťujících látek u již zmíněných aplikací. Získanými výsledky by bylo možné dosáhnout vysoké efektivity a přesnosti v navrhování plovoucích ostrovů pro čištění odpadních vod.

SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

Literatura

CORCORAN, E., NELLEMAN, C., BAKER, E., BOS, R., OSBORN, D., SAVELLI, H. (Eds.), 2010. *Sick Water? The Central Role of Waste-water Management in Sustainable Development: A Rapid Response Assessment*. Norway: UN-HABITAT, UNEP, GRID-Arendal, 2010. 88 s. ISBN: 978-82-7701-075-5.

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

VYMAZAL, Jan. *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. Třeboň: ENVI, 1995, 147 s., [22] s. il. příl.

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

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

PENFOUND, W.T., Earle, T.T. *The biology of the water hyacinth*. Ecol. Monogr., 1948.

DOHÁNYOS, Michal, STRNADOVÁ, Nina a KOLLER, Jan. *Čištění odpadních vod*. Vyd. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1998, iv, 177 s. ISBN 80-7080-316-9.

CHUDOBA, Jan, WANNER, Jiří a DOHÁNYOS, Michal. *Biologické čištění odpadních vod: vysokoškolská příručka pro vysoké školy chemicko-technologické*. 1. vyd. Praha: SNTL, 1991, 465 s. ISBN 80-03-00611-2.

ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Vyd. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003, 226 s. ISBN 80-7080-521-8.

KALAVSKÁ, Dagmar a HOLOUBEK, Ivan. *Analýza vod*. 1. vyd. Bratislava: Alfa, 1989, 262 s.

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

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 3., přeprac. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999, 568 s. ISBN 80-03-00525-6.

HORÁKOVÁ, Marta a kolektiv. *Analytika vody*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2003, 335 s. ISBN 978-80-7080-520-6.

Dolejš, P. *Příručka pro čištění a úpravu vody*. Přerov: KEMIFLOC, a.s., 1996, 133 s.

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 3., přeprac. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999, 568 s. ISBN 80-7080-340-1.

HLAVÍNEK, P., ŘÍHA, J. *Čistota vod*. Brno: VUT v Brně, FAST, 2006, 242 s.

World Health Organization. *Guidelines for Drinking-water Quality, 4th ed.* Switzerland: WHO, 2011, 541 s. ISBN 9789241548151.

KEKAN, Y., SIMING, S., ZHENMING, Z., JING, X., RONG, Z., JIAKAI, L., LIXIA, C., JINGLAN, L. *African Journal of Biotechnology*. Kenya: Academic Journals, 2011. ISSN 1684–5315.

SCULTHORPE, C.D. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. Londýn: Edward Arnold Publ., 1979.

REED, S.C., MIDDLEBROOKS, E.J., CRITES, R.W. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. New York: McGraw-Hill Book Company, 1988.

WOLVERTON, B.C. *Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems*. Washington, D.C.: EPA Office of Municipal Pollution Control, 1979.

HORNE, A.J. & FLEMING-SINGER, M. *Phytoremediation using constructed treatment wetlands: an overview*. Londýn: Science Publishers, 2005.

SMITH, M. P., KALIN, M. *Floating Wetland Vegetation Covers for Suspended Solids Removal*. Canada: Proceedings of Quebec Conference, 2000.

NAKAMURA, K., SHIMATANI, Y., SUZUKI, O., OGURI, S., YASUMOCHI, T. The ecosystem of an artificial vegetated island. Ukishima: Con. of Lakes-Kasumigaura, 1995.

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

TODD, J., BROWN, E.J.G., WELLS, E. *Ecological design applied*, Elsevier Ltd., 2003.

XIAN, Q., HU, L., CHEN, H., CHANG, Z., ZOU, H. *Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system*. Elsevier Ltd., 2010.

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

VAN DE MOORTELE, A. M. K., MEERS, E., DE PAUW, N., TACK, F. M. G. *Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands*. Belgium: Water Air Soil Pollut, 2010.

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

REVITT, D. M., SHUTES, R. B. E., LLEWELLYN, N. R. a WORRALL, P. *Experimental reedbed systems for the treatment of airport runoff*. Water Science and Technology, 1997.

GULYAS, P. a MAYER, I. *Water Quality Regulation Methods Using Artificial Floating Meadow*. Final Report, 1993.

YAO ET AL. *Vegetation characteristics and water purification by artificial floating island*. African Journal of Biotechnology. China: Academic Journals, 2011. ISSN 1684–5315.

CHIH-YU W., SAMPLE, D. J. *Assessing floating treatment wetlands nutrient removal performance through a first order kinetics model and statistical inference*. Ecological Engineering. USA: Elsevier, 2013.

Internetové zdroje

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

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

SACHS, J. From millennium development goals to sustainable development goals. *Jeffrey Sachs*. [online]. Aktual. 9. 6. 2012 [cit. 20. 4. 2015]. Dostupné z: <<http://jeffsachs.org/wp-content/uploads/2012/06/From-MDGs-to-SDGs-Lancet-June-2012.pdf>>.

HOJEROVÁ, E. Koncentrace kyslíku ve vodě. *Studiumbiologie.cz* [online]. Aktual. 15. 4. 2015 [cit. 15. 4. 2015]. Dostupné z: <http://www.studiumbiologie.cz/materialy/Praktikum_koncentrace_kysliku_student.pdf>.

pH vody - koncentrace vodíkových iontů. *Hydrochemie*. [online]. Aktual. 16. 4. 2015 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <http://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/stranka.php?kod=3178>.

Eliminating Odors Using BioHaven Technology. *Floatingislandinternational*. [online]. Aktual. 2011 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.floatingislandinternational.com/wp-content/plugins/fii/casestudies/24.pdf>>.

Floating Treatment Wetlands Remove Contaminants From City Stormwater. *Floatingislandinternational*. [online]. Aktual. 2011 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.floatingislandinternational.com/wp-content/plugins/fii/casestudies/23.pdf>>.

Demonstrating Treatment of Landfill Leachate Using Floating Treatment Wetland Technology. *Floatingislandinternational*. [online]. Aktual. 2011 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.floatingislandinternational.com/wp-content/plugins/fii/casestudies/4.pdf>>.

MARK, L. O. Cold-weather contaminants. *Civil + structural ENGINEER*. [online]. Aktual. April 2007 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://cenews.com/article/4998/cold-weather-contaminants>>.

How do floating islands work? *DH Enviromental consulting*. [online]. Aktual. 18. 9. 2011 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://blog.dhec.co.za/2011/09/how-do-floating-islands-work/>>.

Introduction to Wastewater Treatment Processes. *World Bank Group*. [online]. Aktual. 2015 [cit. 8. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://water.worldbank.org/shw-resource-guide/infrastructure/menu-technical-options/wastewater-treatment>>.

MATEO-SAGASTA, J., Salian, P. Global database on municipal wastewater production, collection, treatment, discharge and direct use in agriculture. *Food and Agriculture Organization*. [online]. Aktual. 30. 11. 2012 [cit. 8. 5. 2015]. Dostupné z: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/catalogues/Wastewater_Methodology_paper_20121130.pdf>.

Time to Cure Global Tide of Sick Water. *United Nations Environment Programme (UNEP)*. [online]. Aktual. 22. 3. 2010 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.unep.org/documents.multilingual/default.asp?DocumentID=617&ArticleID=6504&l=en&t=long>>.

ASHLEY, M. Why do some wastewater treatment facilities work when the majority fail? Case study from the sanitation sector in Ghana. *Practical Action Publishing*. [online]. Aktual. 2011 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.developmentbookshelf.com/doi/abs/10.3362/1756-3488.2011.015>>.

Effects of Vegetation, Season and Temperature on the Removal of Pollutants in Experimental Floating Treatment Wetlands. *Research Gate*. [online]. Aktual. 20. 6. 2014 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <http://www.researchgate.net/publication/225757603_Effects_of_Vegetation_Season_and_Temperature_on_the_Removal_of_Pollutants_in_Experimental_Floating_Treatment_Wetlands>

ŽÁKOVÁ, Z., PALÁT, M., KOČKOVÁ, E. A TOUFAR, J. Is it realistic to use water hyacinth for wastewater treatment and nutrient removal in Central Europe? *IWA Publishing Online*. . [online]. Aktual. 1994 [cit. 1. 5. 2015]. Dostupné z: <<http://www.iwaponline.com/wst/03008/wst030080303.htm>>.

Právní předpisy

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a Metodický pokyn odboru ochrany vod MŽP k nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

ČSN 75 7221 - Jakost vod. Klasifikace jakosti povrchových vod.

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Úroveň čištění odpadních vod a jejího trendu za posledních 10 let podle Environmental Performance Index. Světový průměr čištění odpadních vod je 29 % (EPI 2014). .15	
Obrázek 2: Schéma interakce mědi a zinku s PO v dešťových vodách (DH Enviromental consulting, 2011).	19
Obrázek 3: Schéma umělého plovoucího ostrovu pro zředěné odpadní vody z odlehčovací komory v Belgii (Van Acker et al., 2005).	28
Obrázek 4: Porovnání přitékající průsakové vody ze skládky a odtékající vody ze systému umělých plovoucích ostrovů (Demonstrating treatment of landfill leachate using floating treatment wetland technology, 2011).	30
Obrázek 5: Schéma interakce mědi a zinku s PO v dešťových vodách (DH Enviromental consulting, 2011).	32
Obrázek 6: Postřik letadla nemrznoucí směsí zajišťuje bezpečnou leteckou dopravu v zimních měsících, ale vytváří odpadní vodu obsahující etynglykol (Mark, L. O., 2007).	33
Obrázek 7: Schéma úpravy kyselých důlních vod pomocí umělých plovoucích ostrovů (Smith and Kalin, 2000).	34
Obrázek 8: Schéma typických součástí AEES (Todd et al., 2003).	34
Obrázek 9: Vodní hyacint (<i>Eichhornia crassipes</i>).	38
Obrázek 10: Schematické znázornění umělého mokřadu s volně plovoucími rostlinami (Vymazal 2001a).	39
Obrázek 11: Pohled na revizní šachtu a kořenové pole v červnu 2014.	40
Obrázek 12: Celkový pohled na stabilizační nádrž v Dražovicích.	42
Obrázek 13: Kořenový systém dvouleté sítiny sivé před aplikací na testovací plovoucí ostrov. .46	
Obrázek 14: Měření délky kořenového systému použité rostliny	46
Obrázek 15: Sítina sivá před aplikací na experimentální nádrž.	47
Obrázek 16: Rozdělení oblastí podle oxidačně - redukčního potenciálu.	55

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Průměrné vlastnosti odpadních vod měřených v den 0 v průběhu 17 různých testovacích období (Van de Moortel et al., 2010).	25
Tabulka 2: Celková účinnost odstraňování v závislosti na teplotě vzduchu (Van de Moortel et al., 2010).	26
Tabulka 3: Výsledky účinnosti při aplikaci umělých plovoucích ostrovů na čištění průsakových vod ze skládky (Demonstrating treatment of landfill leachate using floating treatment wetland technology, 2011).	30
Tabulka 4: Výsledky účinnosti při aplikaci umělých plovoucích ostrovů na čištění dešťových vod (Floating treatment wetlands remove contaminants from city stormwater, 2015).	31
Tabulka 5: Schematické vyobrazení experimentu (Yao et al., 2011).	36
Tabulka 6: Vypočtené hodnoty účinnosti z dlouhodobých průměrných hodnot za období prosinec 1999 – srpen 2007.	42
Tabulka 7: Emisní standardy: přípustné hodnoty (p), maximální hodnoty (m) a hodnoty průměru koncentrace ukazatelů znečištění vypouštěných odpadních vod.	43
Tabulka 8: Emisní standardy: přípustná minimální účinnost čištění vypouštěných odpadních vod (minimální procento úbytku) ^{1), 2)} , v procentech.	44
Tabulka 9: Výsledky rozboru aplikované vody	47
Tabulka 10: Orientační průměrná teplota vzduchu	69
Tabulka 11: Celková účinnost odstraňování znečištění.	69
Tabulka 12: Účinnost odstraňování znečištění od předcházejícího měření.	70
Tabulka 13: Regresní analýza N-NH ₄ pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.	70
Tabulka 14: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.	71
Tabulka 15: Regresní analýza P _c pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.	71
Tabulka 16: Regresní analýza SO ₄ pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.	72
Tabulka 17: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci s plovoucím ostrovem.	72
Tabulka 18: Regresní analýza N-NH ₄ pro modelovou situaci s volnou hladinou.	73
Tabulka 19: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci s volnou hladinou.	74

Tabulka 20: Regresní analýza P_c pro modelovou situaci s volnou hladinou.	74
Tabulka 21: Regresní analýza SO_4 pro modelovou situaci s volnou hladinou.	75
Tabulka 22: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci s volnou hladinou.	75
Tabulka 23: Regresní analýza $N-NH_4$ pro modelovou situaci zimy.	76
Tabulka 24: Regresní analýza CHSK pro modelovou situaci zimy.	76
Tabulka 25: Regresní analýza P_c pro modelovou situaci zimy.	77
Tabulka 26: Regresní analýza SO_4 pro modelovou situaci zimy.	78
Tabulka 27: Regresní analýza TOC pro modelovou situaci zimy.	78
Tabulka 28: Výpočet koeficientů objemového zatížení na jednu rostlinu.	82
Tabulka 29: Přehled účinnosti odstranění modelových situací.	83

SEZNAM GRAFŮ

Graf 1: Charakteristický růst čtyř druhů rostlin měřených v červnu 2011 po padesáti dnech (Yao et al., 2011).....	36
Graf 2: Závislost koncentrace N-NH ₄ ⁺ na čase.....	61
Graf 3: Závislost koncentrace CHSK na čase.....	62
Graf 4: Závislost koncentrace NO ₃ ⁻ na čase.....	62
Graf 5: Závislost koncentrace TOC na čase.....	63
Graf 6: Závislost koncentrace celkového fosforu na čase.....	64
Graf 7: Závislost koncentrace síranu na čase.....	64
Graf 8: Závislost ORP na čase.....	65
Graf 9: Závislost koncentrace O ₂ na čase.....	66
Graf 10: Závislost pH na čase.....	66
Graf 11: Závislost koncentrace zákalu na čase.....	67
Graf 12: Závislost zápachu na čase.....	68
Graf 13: Závislost zápachu na čase.....	68
Graf 14: Orientační průměrná denní teplota vzduchu.....	69
Graf 15: Proložení průběhu koncentrace N-NH ₄ kvadratickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.....	80
Graf 16: Odhad průběhu koncentrace N-NH ₄ kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.....	81
Graf 17: Odhad upraveného průběhu koncentrace N-NH ₄ kvadratickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s volnou hladinou.....	81
Graf 18: Odhad průběhu N-NH ₄ kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci zimy.....	82
Graf 19: Odhad průběhu koncentrace N-NH ₄ kubickou rovnicí v čase pro modelovou situaci s PO.....	83