

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzikální chemie



Kořenové čistírny odpadních vod

Bakalářská práce

Autor:	Zuzana Vachůnová
Studijní program:	B 1407 Chemie
Studijní obor:	Ekochemie
Forma studia	Prezenční
Vedoucí práce:	Doc. RNDr. Taťjana Nevěčná CSc.
Konzultant práce:	RNDr. Marcela Česalová

Olomouc 2010

Prohlášení

Prohlašuji, že bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně, pod vedením Doc. RNDr. Taťjany Nevěčné CSc. a odborné konzultantky RNDr. Marcely Česalové a veškeré literární prameny a informace, kterých jsem v práci využila jsou uvedeny v seznamu použité literatury. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Katedry fyzikální chemie, Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.

V Olomouci dne

.....
Podpis

Poděkování

Především děkuji konzultantce bakalářské práce RNDr. Marcele Česalové za její cenné rady a připomínky a ochotu při konzultacích. Dále bych chtěla poděkovat celému pracovnímu týmu Zdravotního ústavu v Olomouci, především laborantce Andree Ludvíkové, která se mi věnovala v laboratoři odpadních vod. V neposlední řadě děkuji starostovi obce Čehovice p. Milanu Smékalovi za jeho ochotu a Doc. RNDr. Taťjaně Nevěčné CSc. za pomoc s úpravou práce.

Bibliografické údaje:

Jméno a příjmení autora:	Zuzana Vachůnová
Název práce:	Kořenové čistírny odpadních vod
Typ práce:	Bakalářská
Pracoviště:	Katedra fyzikální chemie
Vedoucí práce:	Doc. RNDr. Taťjana Nevěčná CSc.
Konzultant práce:	RNDr. Marcela Česalová
Rok obhajoby práce:	2010
Abstrakt:	<p>V období od května 2009 do dubna 2010 jsem sledovala kvalitu odpadní vody z kořenové čistírny v obci Čehovice a její závislost na teplotě. V odpadní vodě byly stanovovány tyto ukazatele: chemická spotřeba kyslíku ($CSHK_{Cr}$), biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5), nerozpuštěné látky (NL), amoniakální dusík ($N-NH_4$) a celkový fosfor (P_{celk}). Kořenová čistírna Čehovice plní svou funkci v odstraňování organických látek, kde účinnost dosahovala více než 80 %. Nerozpuštěné látky jsou rovněž odstraňovány s dostatečnou účinností. Velkým problémem je odstraňování amoniakálního dusíku a fosforu. Koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku jen výjimečně dosahovaly požadovaných hodnot. Účinnost odstraňování fosforu se pohybovala pouze kolem 40 %.</p>
Klíčová slova:	Kořenové čistírny odpadních vod, odpadní vody, přírodní způsoby čištění odpadních vod
Počet stran:	61
Přílohy:	1
Jazyk:	český

Bibliographical identification:

Author's first name and surname: Zuzana Vachůnová

Title: Root-zone wastewater cleaning facilities

Type of thesis: Bachelor

Department: Department Of Physical Chemistry

Supervisor: Doc. RNDr. Taťjana Nevěčná CSc.

Consultant: RNDr. Marcela Česalová

The year of presentation: 2010

Abstract: During the period from May 2009 till April 2010 I was observing quality of wastewater and its relation with temperature from grassroots sewage plant in town Čehovice. In sewage I watched thees indicators: chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD5), insolubles substances (NL), ammonia nitrogen (N-NH₄) and total phosphorus (TP). The grassroots sewage plant functionate well respecting the elimination of biological substances, more than 80 %. The sewage plant also eliminates the insolubles substances with sufficient effectivity. The main problem represent the elimination of ammonia nitrogen and phosphorus. The concentration of ammonia nitrogen seldom reached the required values. The effectivity of elimination of phosphorus reached only 40 %.

Keywords: Root-zone wastewater cleaning facilities, wastewater, natural breeding of wastewater treatment

Number of pages: 61

Number of appendices: 1

Language: czech

OBSAH

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK	8
I. ÚVOD.....	9
II. TEORETICKÁ ČÁST	10
II.1. Historie nakládání s odpadními vodami	10
II.2. Čištění odpadních vod	11
II.2.1. Předčištění a mechanické čištění	12
II.2.2. Biologické čištění.....	13
II.2.2.1. Biologické čištění vod v aerobních podmínkách	14
II.2.2.2. Biologické čištění v anaerobních podmínkách	14
II.2.3. Odstraňování dusíku	15
II.2.3.1. Biologické metody odstraňování dusíku	15
II.2.3.2. Fyzikálně – chemické metody odstraňování dusíku	17
II.2.4. Odstraňování fosforu.....	17
II.2.4.1. Odstraňování fosforu chemickými metodami	17
II.2.4.2. Biologické odstraňování fosforu:	17
II.3. Kořenové čistírny odpadních vod.....	19
II.3.1. Definice a rozdělení kořenových čistíren odpadních vod.....	20
II.3.1.1. Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem.....	20
II.3.1.2. Umělé mokřady s podpovrchovým vertikálním tokem.....	21
II.3.2. Uspořádání a realizace kořenové čistírny odpadních vod	22
II.3.2.1. Předčištění	22
II.3.2.2. Kořenové pole	22
II.3.2.3. Filtrační lože.....	22
II.3.2.4. Dočišťovací jezírko	25
II.3.3. Vegetace	25
II.3.4. Čistící procesy v kořenových čistírnách	28
II.3.4.1. Odstraňování organických látek.....	30
II.3.4.2. Odstraňování nerozpuštěných látek	30
II.3.4.3. Odstraňování dusíku.....	30
II.3.4.4. Odstraňování fosforu.....	32

III. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	33
III.1. Charakteristika ČOV Čehovice	33
III.1.1. Látkové a hydraulické zatížení ČOV Čehovice.....	33
III.1.2. Mechanický stupeň.....	33
III.1.3. Kořenová čistírna	34
III.1.4. Stabilizační nádrž.....	34
III.1.5. Povolené limity vypouštěného znečištění	34
III.2. Metodika stanovení	35
III.2.1. Použité chemikálie a přístrojové vybavení	35
III.2.2. Metodika stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem CHSK_{Cr}.....	36
III.2.2.1. Titrační metoda	37
III.2.2.2. Semimikrometoda.....	39
III.2.3. Metodika stanovení biochemické spotřeby kyslíku BSK₅	39
III.2.3.1. Standardní zředovací metoda BSK ₅	40
III.2.4. Metodika stanovení amoniakálního dusíku (N-NH₄).....	42
III.2.4.1. Odměrné neutralizační stanovení amoniakálního dusíku	42
III.2.4.2. Spektrofotometrické stanovení indofenolovou metodou.....	43
III.2.5. Metodika stanovení celkového fosforu (P_{celk})	43
III.2.6. Metodika stanovení nerozpuštěných látek (NL).....	45
III.2.7. Vzorkování.....	46
III.2.7.1. Odběr vzorku a konzervace vzorku	46
III.2.7.2. Vzorkovnice.....	47
IV. VÝSLEDKY A DISKUZE	48
IV.1. Odstraňování organického znečištění vyjádřené jako BSK₅.....	48
IV.2. Odstranění organického znečištění vyjádřené jako CHSK_{Cr}.....	49
IV.3. Odstraňování nerozpuštěných látek (NL).....	51
IV.4. Odstraňování amoniakálního dusíku (N-NH₄)	52
IV.5. Odstraňování celkového fosforu (P_{celk}).....	54
V. ZÁVĚR	56
VI. SUMMARY	57
VII. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	58
VIII. SEZNAM PŘÍLOH	61

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ A ZKRATEK

BSK₅ = biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní

B + V = bakterie + viry

ČOV = čistírna odpadních vod

d₁₀ = zrnitost materiálu (mm), zrna o průměru menším než d tvoří 10 % hmotnosti materiálu

EO = ekvivalentní obyvatel, specifické znečištění v BSK₅ produkované jedním obyvatelem za jeden den.

f = titrační přepočítávací faktor

CHSK_{Cr} = chemická spotřeba kyslíku dichromanovou metodou

KČOV = kořenová čistírna odpadních vod

KL = koloidní látky

KNK = kyselá neutralizační kapacita

N-NH₄ = amoniakální dusík

NL = nerozpuštěné látky

P_{celk} = celkový fosfor

TK = těžké kovy

TROL = těžko rozložitelné organické látky

UNL = usaditelné nerozpustné látky

ZNK = zásaditá neutralizační kapacita

I. ÚVOD

Voda je základní podmínkou existence života na Zemi. Ve vodě život vznikl a bez vody by brzy došlo k jeho zániku. Člověk je tvořen vodou ze 70 % a bez vody dokáže přežít pouze několik málo dnů. 99 % veškeré vody na Zemi je voda slaná. Pouze méně než 1 % tvoří voda sladká, kterou člověk využívá a která je pro něj nepostradatelná [1].

Člověk využívá vodu při většině svých činností, jak v běžném každodenním životě, tak v pracovním procesu. Při všech těchto činnostech se do vody dostávají cizorodé látky, které mění její kvalitu. Ta je poté již nevyhovující ke svému původnímu účelu a člověk se jí zbavuje. Takové vody se označují jako vody odpadní [2].

Teprve v poslední době si lidstvo začíná uvědomovat, že zásoby sladké vody nejsou nevyčerpatelné, a že je potřeba je udržovat a chránit. Je proto nutností odpadní vody před jejich vypouštěním zpět do vodních toků čistit.

Odpadní vody jsou čištěny v čistírnách odpadních vod (ČOV), které jsou dnes již našťestí běžnou součástí měst a obcí. V poslední době se však ukazuje, že klasické čistírny odpadních vod mají mnoho nevýhod. Jejich výstavba je značně nákladná a při jejich provozu jsou do vody ve velkém množství dávkovány chemikálie. Navíc jsou často nešetrně zasazeny do přírodních ekosystémů. Proto se dnes často upírají zraky k tzv. přírodním způsobům čištění odpadních vod. Tyto systémy využívají přirozených procesů, jako je samočistící schopnost vody, filtrace půdním prostředím či akumulace živin v mokřadech. Při jejich provozu není potřeba žádných chemikálií a jsou to přírodě blízké systémy [2, 3].

Jedním z přírodních způsobů čištění odpadních vod jsou kořenové čistírny, které fungují jako přirozené mokřady. Dnes už se poměrně hojně staví u domů nebo v menších obcích.

Cílem mé práce bylo sledovat kvalitu odpadní vody z kořenových čistíren a zjistit jaké účinnosti dosahují v porovnání s klasickými ČOV. Protože kořenové čistírny jsou daleko více závislé na klimatických podmínkách než klasické ČOV, bylo dalším cílem mé práce sledovat, jak se mění kvalita odpadní vody v průběhu roku.

II. TEORETICKÁ ČÁST

II.1. Historie nakládání s odpadními vodami

Počátky nakládání s odpadními vodami se datují do období před 5000 lety. Většina měst starověkého Řecka a Říma byla vybavena poměrně dokonalou sítí stok, které odváděly odpadní vody z měst do nejbližšího toku. Vůbec první pokusy o čištění těchto odpadních vod jsou známy již z historie Antiky. Metody, které se tenkrát používaly, dnes znovu zavádíme jakožto přírodní metody čištění odpadních vod [4].

Nakládání s odpadními vodami bylo tedy již ve starověku na relativně vysoké úrovni. Zato situace ve středověké Evropě byla doslova katastrofální. Veškeré splašky se vylévaly do povrchových stok a naprosto nevyhovující hygienické podmínky vedly ke vzniku a rozšíření epidemií. Stoková síť, která by odváděla odpadní vody do říčních toků se začala systematicky budovat až na přelomu 18. a 19. století. Zlepšily se tak hygienické podmínky ve městech, ale problém znečištění se přenesl do povrchových vod. To nevalilo do té doby, než se říční voda stala významným zdrojem pitné i průmyslové vody. Problémy se znečištěním toků se projevily v téměř všech státech Evropy. V Anglii měly dokonce za následek velkou epidemii cholery ještě v 60. letech 19. století [4].

V Českých zemích byla situace podobná jako v ostatních zemích Evropy. První doložená zmínka o odvádění splaškových vod v Praze je zpráva z roku 1310 o odkanalizování domu hradčanského probošta v Ostruhové, dnes Nerudově ulici. Přesto až do začátku 19. století nelze hovořit o systematickém odkanalizování města. Zlom nastal v roce 1889, kdy byla vyhlášena mezinárodní soutěž na odkanalizování města a výstavbu čistírny odpadních vod. Tímto úkolem byl pověřen inženýr Wiliam H. Lindleye a stoková síť postavená dle projektu Lindleye slouží městu dodnes. Velkým přínosem bylo, že Lindleye do projektu zahrnul jak historická města pražská tak i tehdejší pražská předměstí a Praha se tak mohla nerušeně rozvíjet až do 2. poloviny 20. století. Kanalizační čistírna, která byla vystavěna v letech 1901 až 1906 v Bubenči fungovala až do roku 1967 a od roku 1991 je celý areál čistírny kulturní památkou. Je to vůbec jediná kompletně dochovaná stavba z první generace čistíren odpadních vod na světě [5].

II.2. Čištění odpadních vod

Odpadní vody jsou odváděny kanalizací a čištěny v čistírnách odpadních vod. Vodní útvar, do kterého jsou poté odváděny vyčištěné odpadní vody se nazývá recipient. Hlavním cílem při čištění odpadních vod je potom dosáhnout stavu, kdy vyčištěná voda je svými vlastnostmi srovnatelná s kvalitou vody v recipientu. Nejvýznamnější negativní vlivy vypouštění odpadních vod do vodních toků a nádrží lze shrnout do několika bodů:

- 1) Zanášení koryta řek suspendovanými usaditelnými látkami, příp. znečišťování břehů nerozpuštěnými látkami.
- 2) Estetické a organoleptické závady, což jsou např. pachové či vzhledové vlastnosti vody.
- 3) Vyčerpání rozpuštěného kyslíku, především mikrobiálním rozkladem organických látek, čímž dochází ke zhoršení organoleptických vlastností vody a také ke znemožnění života vyšších organismů.
- 4) Epidemiologické závady vlivem přítomnosti patogenních organismů jako jsou viry, bakterie, prvoci, červi apod.
- 5) Kontaminace vody toxickými nebo jinak škodlivými látkami.
- 6) Přísun látek způsobujících eutrofizaci povrchových vod.
- 7) Zvyšování obsahu solí ve vodě
- 8) Změna teploty, především její zvyšování. Samotný růst teploty nemá sám o sobě významný efekt. Důležitější je, že s rostoucí teplotou klesá rozpustnost kyslíku ve vodě a tím dochází k poklesu jeho koncentrace.
- 9) Změna hodnoty pH, která sama o sobě nemá zásadní vliv, ale může vyvolat změny v disociační rovnováze různých látek. Zvýší-li se např. pH nad hodnotu cca 8,5, dojde ke zvýšenému výskytu nedisociované formy amoniakálního dusíku, který má toxický účinek na ryby a může vyvolat jejich významný úhyn. Disociovaná forma tyto účinky nemá [2].

Podle povahy znečišťujících látek v odpadních vodách potom volíme vhodné procesy k jejich odstranění. Tyto procesy můžou být mechanické, chemické a fyzikálně-chemické a biologické. Znečišťující látky můžeme rozdělit na látky nerozpuštěné a rozpuštěné. Oba typy látek pak dělíme na organické a anorganické. Organické látky se dále dělí na biologicky rozložitelné a biologicky nerozložitelné. Nerozpuštěné látky pak ještě můžeme

rozdělit na usaditelné a neusaditelné. Z tohoto dělení si pak můžeme lehce odvodit, které procesy budou účinné pro odstranění různých znečišťujících látek [2].

Nerozpuštěné látky můžeme z odpadní vody lehce odstranit mechanickými procesy jako je cezení, usazování, filtrace apod. Pro rozpuštěné látky budou vhodné chemické a fyzikálně-chemické procesy, kam můžeme zařadit srážení, neutralizaci, oxidačně-redukční procesy, sorpci apod. Pro odstraňování biologicky rozložitelných látek jsou pak ideální biologické postupy, jejichž největší výhodou je, že jsou šetrné k životnímu prostředí a navíc ekonomicky přijatelné [2].

II.2.1. Předčištění a mechanické čištění

V tomto stupni dochází k odstranění hrubých, makroskopických látek jako jsou hadry, vlákna, vlasy, kusy dříví, tuky, oleje, a látky, které se snadno usazují jako šterk, písek, fekálie, zbytky jídel apod. Jedná se o látky, jejichž přítomnost v dalších stupních čištění by mohla vést k mechanickým závadám technologického zařízení a k zanášení objektů a zařízení ČOV. Tyto látky jsou odstraňovány jednoduchými procesy, jako je sedimentace, flotace nebo cezení [6,7].

Česle

Používají se pro odstranění hrubých nečistot a látek větších než 1 mm. Tento proces se nazývá cezením. Česle jsou tvořeny ocelovými tyčemi (česlicemi) mezi kterými jsou různé velké mezery (průliny). Používají se jako první čistící článek v ČOV a jejich funkcí je zejména ochrana vybavení ČOV proti poškození či zanášení. Česle se podle velikosti průlin dělí na hrubé a jemné [1].

Lapák písku

Písek a minerální látky se dostávají do odpadních vod nejčastěji splachem se srážkovou vodou. Odstraňují se proto, aby nepoškozovaly čerpadla a další zařízení. Hlavním procesem, ke kterému v lapácích písku dochází je sedimentace [1, 2].



Obr. 1: Jemné česle na ČOV Olomouc



Obr. 2: Hrubé česle na ČOV Olomouc

Lapák tuku:

Je to zařízení, které slouží k odstraňování látek lehčích než voda. Mezi takovéto látky patří především ropné látky a tuky. Látky lehčí než voda stoupají k hladině, kde se hromadí a jsou poté stírány do sběrného žlabu. U ČOV, kde lapák tuků není, se plovoucí látky zachycují v usazovací nádrži [4].

Usazovací nádrže

Jejich úkolem je zachycení sedimentujících organických částic, které procházejí lapákem písku. Základním rozdílem oproti lapáku písku je výrazně větší objem a delší doba zdržení odpadní vody v nádrži [1].

II.2.2. Biologické čištění

Při biologickém čištění odpadních vod je využívána činnost mikroorganismů, pro něž jsou znečišťující látky v odpadní vodě potravou. Biologickými postupy je možno

odstraňovat především biologicky rozložitelné organické látky, ale mají význam i pro odstraňování dalších znečišťujících látek, především dusíku a fosforu [2].

Základním principem všech biologických čistících procesů jsou biochemické oxidačně-redukční reakce. Tyto reakce se rozdělují podle konečného akceptoru elektronů:

- 1) Oxická (aerobní) oblast (kyslíkatá): konečným akceptorem elektronů je rozpuštěný kyslík, probíhají v ní oxidace organických látek a nitrifikace.
- 2) Anoxická oblast (bezokyslíkatá): akceptorem elektronů je v tomto případě dusitanový či dusičnanový dusík, probíhá zde především denitrifikace.
- 3) Anaerobní oblast: jako konečný akceptor elektronů slouží samotná organická látka, část molekuly se oxiduje a část se redukuje. K procesům, které zde probíhají, patří např. depolymerace polyfosfátů, anaerobní acidogeneze a methanogeneze [1].

Samotné biologické čištění dělíme na dvě základní kategorie, a to biologické čištění vod v aerobních podmínkách a biologické čištění vod v anaerobních podmínkách.

II.2.2.1. Biologické čištění vod v aerobních podmínkách

Při biologickém čištění vod v aerobních podmínkách se uplatňují biochemické reakce podmíněné přítomností aerobních mikroorganismů (bakterie, houby, plísně, kvasinky). Tyto mikroorganismy rozkládají organické látky přítomné ve vodě oxidačními procesy za přítomnosti molekulárního kyslíku. Konečnými produkty těchto reakcí jsou CO_2 , H_2O a NH_3 . Základní podmínkou pro aerobní proces je zajištění dostatečného přísunu kyslíku [4].

II.2.2.2. Biologické čištění v anaerobních podmínkách

Anaerobní rozklad je soubor na sebe navazujících operací, přičemž konečnými produkty jsou metan a oxid uhličitý. V prvním stadiu rozkladu (hydrolyze) jsou rozkládány makromolekulární organické látky, jako jsou polysacharidy, lipidy nebo proteiny, na látky nízkomolekulární. Během druhé fáze (acidogeneze) jsou nízkomolekulární látky rozkládány dále na látky jednodušší. Produkty rozkladu jsou např. organické kyseliny a alkoholy. V dalším stadiu rozkladu (acetogenezi) se tyto látky oxidují na H_2 , CO_2 a kyselinu octovou. Poslední stadium anaerobního rozkladu se nazývá methanogeneze, při které se uplatňují methanogenní mikroorganismy. Ty rozkládají pro ně specifické látky, které mohou použít jako potravu. Jedná se o některé jednoduhlíkaté

sloučeniny (methanol, kyselina mravenčí, CO₂, CO). Z více uhlíkatých sloučenin je to pouze kyselina octová. Konečnými produkty rozkladu jsou metan a oxid uhličitý [8].

II.2.3. Odstraňování dusíku

Dusík se v odpadních vodách vyskytuje ve formě anorganické i organické.

Mezi anorganické formy dusíku patří především amoniakální dusík a dále pak dusitany a dusičnany. Výskyt nedisociované NH₃ a disociované NH₄⁺ formy amoniakálního dusíku je do značné míry závislý na hodnotě pH. Při nižších hodnotách pH převládá disociovaná forma NH₄⁺, v silně zásaditém prostředí se pak vyskytuje především nedisociovaná forma NH₃. Amoniakální dusík je vůbec nejčastější forma dusíku v odpadních vodách [1, 4].

Organický dusík se nachází ve vodách zejména ve formě bílkovin, močoviny, aminů, aminokyselin apod. [4].

Výskyt zvýšeného množství dusíku v tocích může vést k negativním jevům jako je eutrofizace vod nebo úhyn ryb. Eutrofizací se rozumí růst obsahu minerálních živin (nutrientů) ve vodách. Mezi nutrienty patří zejména dva důležité makrobiogenní prvky, dusík a fosfor, které mají jak přirozený, tak antropogenní původ. Příčinou eutrofizace je zvyšování obsahu dusíku a fosforu v povrchových vodách nad přirozenou hladinu, čímž se porušuje biologická rovnováha ve vodě. Dochází k přemnožení fytoplanktonu, který se hromadí ve velkých plochách u hladiny, zbarvuje ji do zelena a tvoří tzv. „vodní květ“. Vodní květ způsobuje sekundární znečištění vody, protože svým metabolismem produkuje látky, které jsou toxické. Takovouto vodu nelze použít k úpravě na vodu pitnou a bývá znemožněno i rekreační využívání vodního toku či nádrže [2].

II.2.3.1. Biologické metody odstraňování dusíku

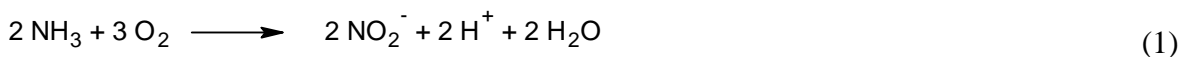
Při biologickém odstraňování dusíku využíváme dějů, které ve vodách běžně probíhají. Nejběžnějším postupem odstraňování dusíkatého znečištění z odpadních vod je využití biologického procesu nitrifikace/denitrifikace.

Nitrifikace

Nitrifikace je biochemická oxidace amoniakálního dusíku na dusitany a dále na dusičnany. Na nitrifikaci se podílí nitrifikační bakterie. Základní podmínkou pro růst těchto bakterií je přístup vzduchu [4].

Nitrifikace probíhá ve dvou stupních a probíhají dvě základní reakce – nitritace a nitratace. Nejdříve probíhá oxidace amoniakálního dusíku na dusitany, na kterém se podílí nitrifikační bakterie rodu *Nitrosomonas*. Poté jsou vzniklé dusitany oxidovány na dusičnany bakteriemi rodu *Nitrobacter*. Nitrifikace probíhá podle následujících rovnic: [8]

nitritace



nitratace



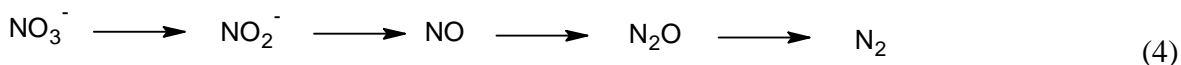
sumárně: nitrifikace



Růstová rychlost nitrifikačních bakterií je ovlivněna různými faktory, především to je koncentrace rozpuštěného kyslíku, hodnota pH a teplota. Optimální pH pro průběh nitrifikace se uvádí v rozmezích 7 – 8,5. S klesající teplotou klesá i rychlost nitrifikace [1, 4].

Denitrifikace

Denitrifikací se rozumí biochemická redukce dusičnanů na oxidy dusíku a dále na elementární dusík, který je uvolňován do ovzduší a z vody odstraňován. Probíhají zde následující reakce:



Na denitrifikaci se podílí četné druhy bakterií, např. z rodu *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Denitrobacillus* a jiné striktně anaerobní i fakultativně anaerobní mikroorganismy. Při denitrifikaci je nutné do systémů dodávat dostatečné množství organických látek, které jsou oxidovány [8].

II.2.3.2. Fyzikálně – chemické metody odstraňování dusíku

Fyzikálně–chemické metody jsou zpravidla finančně náročnější než metody biologické, proto se k nim přistupuje jen tam, kde není možné odstranit dusík z odpadních vod metodami biologickými. Mezi nejběžnější fyzikálně – chemické metody odstraňování amoniakálního dusíku patří oxidace chlorem a intenzivní aerace [2].

Při oxidaci chlorem vznikají chloraminy a elementární dusík N_2 , který je uvolňován do ovzduší. Nevýhodou tohoto procesu je možnost vzniku toxických chlorovaných uhlovodíků a vysoké provozní náklady. Hlavním nebezpečím je ale úhyn biomasy [4].

Jako intenzivní aerace se označuje vytěsňování těkavého NH_3 dmýcháním vzduchu. Účinnost procesu je značně závislá na hodnotě pH, protože vytěsňována může být pouze nedisociovaná forma NH_3 [22].

II.2.4. Odstraňování fosforu

Obsah fosforu v odpadních vodách je velmi sledován, zejména proto, že stejně jako dusík, podporuje eutrofizaci. Celkový fosfor vyskytující se ve vodách můžeme rozdělit na fosfor rozpuštěný a nerozpuštěný. Obě formy se dále dělí na fosfor anorganický a fosfor organický. Anorganicky vázaný fosfor se ve vodách vyskytuje ve formě orthofosforečnanů a polyfosforečnanů. Celkový fosfor je potom součtem těchto forem. Pro efektivní odstraňování fosforu z odpadních vod se používá chemické nebo biologické odstraňování fosforu [4].

II.2.4.1. Odstraňování fosforu chemickými metodami

Při chemickém odstraňování fosforu se využívá zejména srážení. Rozpuštěný anorganický fosfor se převádí na málo rozpustné fosforečnany kovů (Ca, Mg, Fe, Al) přidáním železitých, železnatých nebo hlinitých solí nebo vápna. Současně s tvorbou málo rozpustných fosforečnanů probíhá i tvorba hydroxidů kovů. Vznikají vločky, které fosforečnany váží. Tento proces se nazývá koagulace a přidané chemické látky koagulanty [2, 4].

II.2.4.2. Biologické odstraňování fosforu:

Sloučeniny fosforu jsou biologicky odstraňovány i v běžném aktivačním procesu, kde je mikroorganismy využívají hlavně pro syntézu ATP (adenosintrifosfát). Tento proces ale

není dostatečně účinný, a proto je třeba zajistit tzv. zvýšené biologické odstraňování fosforu [8].

Zvýšené biologické odstraňování fosforu je založena na schopnosti některých mikroorganismů akumulovat fosfor ve formě polyfosforečnanů. Tyto mikroorganismy jsou nazývány poly-P bakterie a v současnosti je známo asi 30 druhů. Pro zvýšené odstraňování fosforu je potřeba, aby odpadní voda procházela anaerobní i aerobní fází. Při anaerobní fázi dochází činností anaerobních mikroorganismů k syntéze kyseliny octové a dalších snadno rozložitelných látek. Poly-P bakterie mají schopnost tyto látky akumulovat a ukládají je do svých buněk ve formě zásobních látek. energii potřebnou k této přeměně získávají poly-P bakterie rozkladem polyfosforečnanů akumulovaných v jejich buňkách. Dochází tedy ke zkrácování řetězce polyfosforečnanů a do okolní vody jsou uvolňovány orthofosforečnany. Při této fázi tedy koncentrace celkového fosforu stoupá [4].

V aerobním prostředí dochází ke spalování organických zásobních látek na CO_2 a H_2O . Rozkladem těchto zásobních látek je uvolněna energie. Tuto energii využívají poly-P bakterie k akumulaci orthofosforečnanů z odpadní vody a přeměňují je zpět na zásobní polyfosforečnany [4].

Důležitým faktem je, že při procesech probíhajících v aerobních podmínkách je poly-P bakteriemi akumulováno více fosforu, než bylo uvolněno v podmínkách anaerobních. Určitá část fosforu je tedy z odpadní vody odstraněna.

II.3. Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenové čistírny se řadí mezi přírodní způsoby čištění odpadních vod. Fungují jako umělé mokřady a základním principem čištění je průtok odpadní vody propustným substrátem osázeným mokřadními rostlinami. K odstraňování znečištění dochází kombinací fyzikálních, chemických a biologických procesů [9, 10].

První pokusy o využití kořenových čistíren pro čištění odpadních vod byly prováděny v Německu již na začátku 50. let minulého století [11].

V České republice se první zmínka o kořenových čistírnách objevila v roce 1987 na semináři v Brně a vůbec první kořenová čistírna u nás byla uvedena do provozu roku 1989 v okrese Praha-západ. Od té doby došlo k jejich rozvoji a dnes jsou již často k vidění v menších obcích, rekreačních objektech nebo jako domovní čistírny [12].

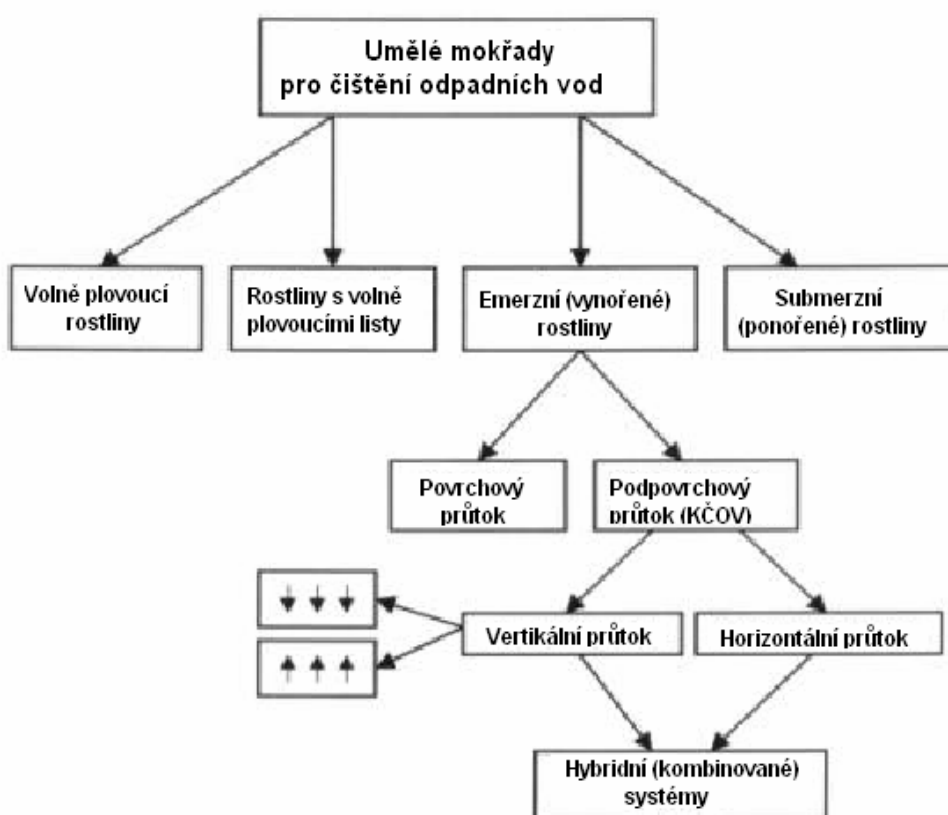
Kořenové čistírny odpadních vod svým vzhledem přirozeně zapadají do krajiny, mohou pracovat přerušovaně, pracují i při zaplavení a dobře se vyrovnávají s kolísáním množství a kvality odpadních vod. Dokážou čistit i zředěné odpadní vody s nízkou koncentrací organických látek. V takových případech klasické čistírny často nefungují vůbec. Mezi jejich další výhody patří minimální energetické nároky na provoz [13, 14].

Nevýhodou kořenových čistíren je velká náročnost na plochu a malá účinnost odstraňování dusíku a fosforu.

II.3.1. Definice a rozdělení kořenových čistíren odpadních vod

Pro čištění odpadních vod jsou v dnešní době využívány různé druhy umělých mokřadů. Jako kořenová čistírna odpadních vod je označován systém umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním, případně vertikálním tokem, jehož základním principem čištění je průtok odpadní vody propustným substrátem, ve kterém jsou vysázeny mokřadní rostliny [10].

Základní rozdělení umělých mokřadů je patrné z obrázku 3.

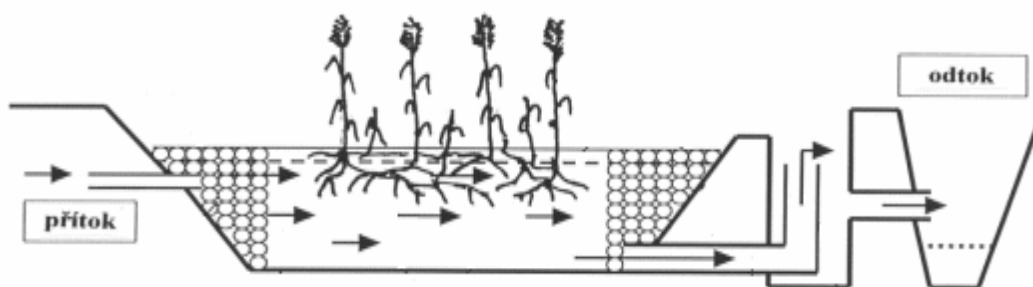


Obr. 3: Rozdělení umělých mokřadů [15]

II.3.1.1. Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem

Odpadní voda horizontálně protéká propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Při tomto způsobu čištění dochází k účinnému odstraňování organických a nerozpuštěných látek a mikrobiálního znečištění [14].

U nás se pro tento typ umělých mokřadů vžil název kořenová čistírna. V některé literatuře se můžeme setkat s názvem vegetační kořenová čistírna.

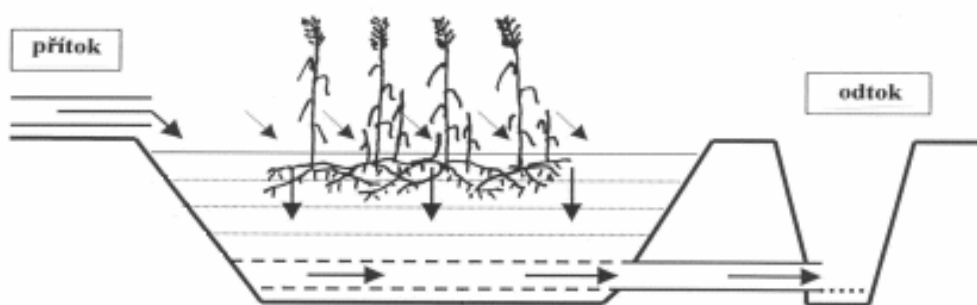


Obr. 4: Schématické znázornění umělého mokřadu s horizontálním tokem [15]

II.3.1.2. Umělé mokřady s podpovrchovým vertikálním tokem

Při tomto způsobu čištění je odpadní voda přiváděna na povrch filtračního lože osázeného mokřadními rostlinami, prosakuje substrátem a poté je sbírána trubkami a odváděna ze systému. Odpadní voda je dávkovaná přerušovaně, což umožňuje střídání anaerobních a aerobních fází. Takové podmínky jsou vhodné pro procesy nitrifikace/denitrifikace a pro odstraňování fosforu. Proto tyto systémy vykazují výrazně větší účinnost při odstraňování dusíku a fosforu oproti umělým mokřadům s podpovrchovým horizontálním tokem [14].

Je otázkou, zda je možné označovat tyto systémy jako kořenové čistírny. V některé literatuře se sice s tímto označením můžeme setkat, ale běžně se mezi kořenové čistírny nezařazují. V dalších částech své práce se proto budu zabývat pouze umělými mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem, pro které se běžně užívá názvu kořenová čistírna.



Obr. 5: Schématické znázornění umělého mokřadu s vertikálním tokem [15]

II.3.2. Uspořádání a realizace kořenové čistírny odpadních vod

II.3.2.1. Předčištění

Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách musí předcházet úplné mechanické předčištění. V případě nekvalitního předčištění by mohlo docházet k ucpávání filtračního lože. U jednotlivých domů nebo skupin domů lze jako první stupeň čištění použít septik. U vesnic a měst je třeba zařadit úplné mechanické předčištění zahrnující hrubé a jemné česle, lapák písku, příp. lapák tuků a usazovací nádrž [11].

II.3.2.2. Kořenové pole

Po předčištění vtéká odpadní voda do kořenového pole. Kořenové pole tvoří zemní jámka, která je vyplněná filtračním materiálem (filtrační lože) a osázena mokřadními rostlinami. Kořenové pole může být pouze jedno nebo jich může být více, což je výhodnější v případě závady na jednom z polí. V případě systému s více kořenovými poli je průtok rovnoměrně rozdělován a kořenová čistírna se lépe vyrovnává s kolísajícím množstvím odpadních vod [14, 16].

II.3.2.3. Filtrační lože

Substrát, který vyplňuje filtrační lože, je nejdůležitější součástí kořenových čistíren a většinou rozhoduje o výsledném čistícím účinku. Musí splňovat dvě základní podmínky:

- 1) Musí mít dostatečnou hydraulickou vodivost (propustnost), aby nedocházelo k ucpávání filtračního lože.
- 2) Musí umožňovat růst mokřadní vegetace.

Nejčastěji se používá štěrk, písek, štěrkopísek nebo drcené kamenivo. Méně často se používá upravená vysokopecní a slévárenská struska, škvára, granulované popílký apod. [14, 16].



Obr. 6: Velikost filtračního materiálu použitého na KČOV Čehovice

Charakteristika některých materiálů používaných v kořenových čistírnách je uvedena v tabulce 1.

Tabulka I: Hydraulické charakteristiky filtračních materiálů [14]

Materiál	Zrnitost* (mm)	Hydraulická vodivost	
		(m d^{-1})	(m s^{-1})
písek	1	420	$4,86 \cdot 10^{-3}$
písek	2	480	$5,56 \cdot 10^{-3}$
šterkopísek	8	500	$5,79 \cdot 10^{-3}$
šterk	15	800	$9,26 \cdot 10^{-3}$
šterk	25	1 350	$4,56 \cdot 10^{-2}$

* zrnitost je vyjádřena jako d_{10} , d_{10} = zrna menší než průměr d tvoří 10 % hmotnostního materiálu

Zrnitost a hydraulická vodivost jsou základními charakteristikami použitého substrátu. Aby nedocházelo k ucpávání filtračního lože, musí být zrnitost filtračního

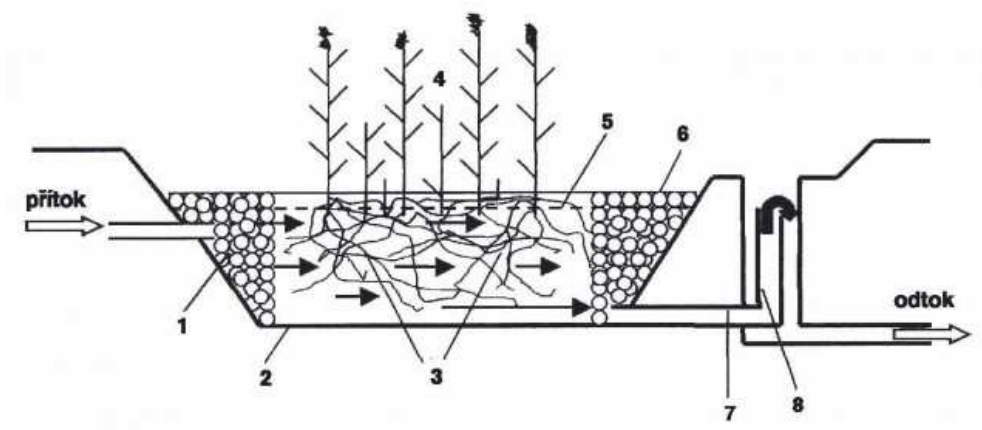
materiálu > 3 mm. V opačném případě může docházet k ucpávání a k povrchovému odtoku. Hydraulická vodivost je přímo úměrná zrnitosti a požadavek dostatečné hydraulické vodivosti materiálu je tedy samozřejmý. Nejčastěji se na kořenových čistírnách používá materiál o zrnitosti 3 - 10 mm, což je dostatečné pro dobrý rozvod odpadní vody a zároveň tento substrát umožňuje růst mokřadní vegetace [11].

Na přítoku odpadní vody do filtračního lože a na jeho odtoku musí být použito kamenivo o velikosti 5 – 20 cm, aby docházelo k rovnoměrnému rozdělení odpadní vody. Rovněž koncentrace nerozpuštěných látek je na přítoku do filtračního lože největší a mohlo by docházet k většímu zanášení [11].



Obr. 7: Velikost kameniva rozvodné zóny na KČOV Čehovice

Aby nedocházelo k prosakování odpadní vody do spodních vod, musí být filtrační lože od podloží odděleno nepropustnou fólií. Nejčastěji se používají fólie z plastu (PVC, PE). Fólie se před protržením chrání z obou stran geotextilií. Jako izolace se také může použít málo propustný materiál, s nízkou hydraulickou vodivostí, např. jíl. V tom případě již není nutné pokládat fólii a geotextilii [11, 14].



Obr. 8: Typické uspořádání kořenové čistírny [15]

1-distribuční zóna (kamenivo, 50-200 mm), 2-nepropustná bariéra (PE nebo PVC), 3-filtrační materiál (šterk, drcené kamenivo, písek), 4-vegetace, 5- výška vodní hladiny v kořenovém loži, 6-odtoková zóna , 7-sběrná drenáž, 8-regulace výšky hladiny

II.3.2.4. Dočišťovací jezírko

V některých kořenových čistírnách může být umístěno ještě dočišťovací jezírko. To funguje jako stabilizační nádrž a umísťuje se až na konec čistírny. Dočišťovací jezírko slouží především k sedimentaci nerozpuštěných látek, které nebyly zachyceny v kořenovém poli.

II.3.3. Vegetace

Funkce mokřadních rostlin v kořenových čistírnách je různorodá. Mokřadní rostliny mají několik hlavních významů:

- 1) Rostliny slouží jako podklad pro růst různých mikroorganismů.
- 2) Zateplují povrch kořenové čistírny během zimy.
- 3) Poskytují organický uhlík nutný pro denitrifikaci
- 4) Kořeny mokřadních rostlin vylučují látky, které mají silné antibaktericidní účinky a mohou tak sloužit i jako desinfekce odpadní vody. Nejsilnější antibaktericidní účinky má rákos obecný a skřípinec jezerní.
- 5) Mokřadní rostliny tvoří vzdušné pletivo (arenchym), které umožňuje přivádět kyslík ke kořenům rostlin a rostliny tak v blízkosti kořenů vytvářejí aerobní zónu.
- 6) Slouží jako chrana kořenového pole před erozí, plevelely apod. [14].

Nezanedbatelná je i funkce estetická. Rostliny se rovněž mohou podílet na čištění tím, že částečně odčerpávají živiny, především dusík a fosfor, z odpadní vody, ale tento příspěvek k čištění je minimální [17].

Rostliny, které se vysazují v kořenových čistírnách, musí splňovat několik základních kritérií. Hlavním z nich je tolerance vůči znečištění a změnám pH a schopnost akumulace živin ve zvýšených koncentracích. Obecně platí, že pro výsadbu volíme pouze vytrvalé rostliny, rostliny snadno a rychle množitelné, s dlouhou vegetační dobou a rovněž rostliny se kterými se snadno a bez úhony manipuluje [18].

Při výběru rostlin pro konkrétní kořenovou čistírnu musíme vždy brát v úvahu faktory prostředí jako je nadmořská výška, průměrná teplota apod.

Tabulka II: Přehled rostlin používaných v kořenových čistírnách včetně latinských, anglických a německých názvů [9]

Český	Latinský	Německý	Anglický
Rákos obecný	<i>Phragmites australis</i>	Schilf, Rohr	Reed
Zblochan vodní	<i>Glyceria maxima</i>	Wasserschwaden, Riesensussgras	Reedgrass
Chrastice rákosovitá	<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohrglanzgras	Reedgrass
Skřípílec jezerní	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seeimse, Teichimse	Bulrush
Orobinec širokolistý	<i>Typha latifolia</i>	Breitblattriger, Rohrkolben	Cattail, Great
Orobinec úzkolistý	<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblattringer	Lesser, Reedmace
Zevar vzpřímený	<i>Sparganium erectum</i>	Astiger, Igelkolben	Bur-reed
Sítina rozkladitá	<i>Juncus effusus</i>	Buschkrotengras	Soft Rush
Kosatec žlutý	<i>Iris pseudacorus</i>	Blutwurz	Yellow Iris

V Evropě se nejčastěji používají rákos obecný a chrastice rákosovitá, které jsou pro naše podmínky nejvhodnější.

Rákos obecný (*Phragmites australis*)

Je to vytrvalá tráva, která dosahuje délky až 3 metry. Je tolerantní vůči změnám pH a dobře se vyrovnává s organickým i anorganickým znečištěním. Jeho nevýhodou je náchylnost k promrzání, proto se nedá použít ve vyšších nadmořských výškách. Přesto je nejpoužívanější rostlinou v kořenových čistírnách vůbec [11].

Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)

Vytrvalá bylina dorůstající až do výšky 3 metrů. Je tolerantní vůči znečištění i promrzání, ale rozmezí optimálního pH je poměrně úzké (asi 6,1 – 7,5). Často se používá v kombinaci s rákosem obecným [11].



Obr. 9: rákos obecný
(*Phragmites australis*) [19]



Obr. 10: chrastice rákosovitá
(*Phalaris arundinacea*) [20]

II.3.4. Čistící procesy v kořenových čistírnách

Kořenové čistírny odpadních vod se chovají jako přirozené mokřady a oproti klasickým čistírnám mají jiné vlastnosti. V kořenových čistírnách převažují anaerobní podmínky, protože substrát filtračního lože je zaplavován vodou a izolován tak od atmosferického kyslíku. Aerobní podmínky jsou pouze v blízkosti kořenů mokřadních rostlin. Množství kyslíku přiváděného mokřadní vegetací je poměrně malé a i v kořenové zóně převládají anaerobní děje. Přesto je dostačující pro aerobní rozklad organických látek, který by v systémech bez vegetace neprobíhal. Procesy, které se podílejí na odstraňování znečištění v kořenových čistírnách jsou povahy fyzikální, fyzikálně-chemické, chemické a biologické. Základní mechanismy, které se podílejí na odstraňování znečišťujících látek jsou uvedeny v následující tabulce [9, 14].

Tabulka III: Mechanismy uplatňující se při čištění odpadních vod v umělých mokřadech [14]

Mechanismy	Účinek *	Odstraňované látky**	Způsob odstranění
Fyzikální			
Sedimentace	P	UNL	Gravitační usazování
	S	KL	
	V	BSK, N, P, TK, TROL, B+V	
Filtrace	S	UNL, KL	Mechanická filtrace při průchodu odpadní vody zeminou a kořeny
Adsorpce	S	KL	Van der Waalsovy síly
Těkání	S	N	Těkání NH ₃ z odpadní vody
Chemické			
Srážení	P	P, TK	Srážení nerozpustných sloučenin

Adsorpce	P	P, TK	Adsorpce na povrchu zemního materiálu a rostlin
	S	TROL	
Rozklad	P	TROL, B+V	Rozklad a změny méně stabilních látek působením UV záření, oxidace a redukce
Biologické			
Bakteriální metabolismus	P	KL, BSK, N, TROL	Odstraňování uvedených látek suspendovanými bentickými a epifytickými bakteriemi; bakteriální nitrifikace/denitrifikace
Rostlinný metabolismus	S	TROL, B+V	příjem a využití organických látek rostlinami; exkrety kořenů mohou být toxické pro organismy enterického (střevního) původu
Rostlinná absorpce	S	N, P, TK, TROL	Za určitých podmínek jsou menší množství těchto látek přijímána rostlinami
Přirozený úhyn	P	B+V	Přirozený úhyn organismů v nevýhodných podmínkách

*P-primární, S-sekundární, V-vedlejší

**UNL-usaditelné nerozpustné látky, KL-koloidní látky, TK-těžké kovy, TROL-těžce rozložitelné organické látky, B+V-baktérie a viry, N-dusík, P-fosfor

II.3.4.1. Odstraňování organických látek

Na odstraňování organických látek se částečně podílí sedimentace a filtrace usaditelných částic, ale největší podíl organických látek je odstraňován mikrobiálním rozkladem. Aerobní rozklad probíhá pouze minimálně vzhledem k malému množství kyslíku v kořenovém poli. Mnohem více se na odstraňování organických látek podílí rozklad anaerobní. Účinnost odstraňování organických látek je nezávislá na ročním období, i přesto, že v zimě klesá počet bakterií. Důvodem je jejich vysoká aktivita v tomto období a tím se vyrovnává pokles jejich množství [14].

II.3.4.2. Odstraňování nerozpuštěných látek

Nerozpuštěné látky jsou v kořenových čistírnách odstraňovány pomocí sedimentace a filtrace ve filtračním loži. Rychlost filtrace závisí na vlastnostech použitého substrátu, především na jeho zrnitosti a struktuře. K největšímu záchytu nerozpuštěných látek dochází hned na začátku kořenových polí [9, 14].

II.3.4.3. Odstraňování dusíku

K procesům podléjícím se na odstraňování a transformaci dusíku v kořenových čistírnách patří především amonifikace a nitrifikace a denitrifikace. Neméně významný je taky tzv. ANAMMOX (anaerobic amonium oxidation).

ANAMMOX

Jako ANAMMOX označována anaerobní přeměna NH_4^+ na molekulární dusík. ANAMMOX je biologický proces na kterém se podílí převážně bakterie rodu *Planctomycetales*. Jako akceptory elektronů se uplatňují dusičnany a dusitaný.



Detailní průběh procesu je zatím nejasný a je zkoumán jak v experimentálních laboratořích, tak v čistírnách odpadních vod. Rozsah procesu v umělých mokřadech není zatím známý a bude potřeba dalšího výzkumu [21].

Amonifikace

Amonifikace, někdy také označována jako mineralizace, je proces, při kterém je organický dusík převáděn na anorganický, zejména pak na dusík amoniakální. Amonifikace může probíhat v aerobním i anaerobním prostředí. Rychlost amonifikace je závislá především na teplotě a pH, přičemž optimální pH pro tento proces je mezi 6,5 a 8,5 [14].

Nitrifikace a denitrifikace

Nitrifikace a denitrifikace jsou biochemické procesy, při kterých dochází k odbourávání amoniakálního dusíku. Nitrifikace probíhá za aerobních podmínek a vystihují ji rovnice (1), (2) a (3) na straně 16.

Denitrifikace je proces anaerobní, je to soubor reakcí, které jsou popsány v rovnici (4) na straně 16.

V kořenových čistírnách převládají podmínky anaerobní, a proto je rychlost nitrifikace malá. Je zde závislá především na velikosti aerobních zón, přítomnosti nitrifikačních bakterií a teplotě. Denitrifikace sice probíhá v anaerobních podmínkách, ale je limitována nedostatečnou nitrifikací a proto je její rychlost rovněž malá, i přesto, že je přítomno dostatečně velké množství denitrifikačních bakterií [14].

Účinnost odstraňování dusíku

Kořenové čistírny nejsou prvotně koncipované na odstraňování dusíku a proto účinnost odstraňování celkového i amoniakálního dusíku značně kolísá. Hlavním důvodem nízké účinnosti při odstraňování dusíku je nedostatečné množství kyslíku v systému. V souvislosti s tím je nízký počet nitrifikačních bakterií a procesy nitrifikace a denitrifikace tak neprobíhají s dostatečnou účinností. Dusík je v odpadních vodách přítomen hlavně ve formě amoniaku a ve formě organické. Procesy nitrifikace a denitrifikace odbourávají pouze amoniakální dusík. Organický dusík může být převáděn amonifikací na dusík amoniakální a jeho koncentrace tedy ještě vzrůstá. Může se dokonce stát, že koncentrace dusíku je na odtoku z čistírny větší než na přítoku. To je dáno tím, že amonifikačních bakterií může být v kořenovém poli až o 6 řádu více než bakterií nitrifikačních. Amonifikace navíc může probíhat jak v aerobních, tak v anaerobních podmínkách a je tedy oproti procesům nitrifikace a denitrifikace ve výhodě. Protože

nitrifikace je značně závislá na teplotě a v zimě její rychlost klesá, je tento efekt obvykle nejvýraznější v zimním období [14, 21].

II.3.4.4. Odstraňování fosforu

Fosfor je z odpadní vody odstraňován adsorpcí, srážením a absorpcí rostlinami.

Srážení a adsorpce

Je prokázáno, že dlouhodobě je fosfor v mokřadech nejvíce zadržován v půdě a v tlejících zbytcích mokřadních rostlin. V kořenových čistírnách je jako substrát používán propustný materiál (šterk, šterkopísek), který má ale jen malou sorpční kapacitu. Běžně používané materiály navíc neobsahují dostatečné množství železitých, železnatých, hlinitých či vápenatých solí, které jsou nezbytné k tvorbě nerozpustných sloučenin fosforu. Tyto soli se používají v čistírnách odpadních vod jako koagulanty při chemickém odstraňování fosforu. Ani ukládání fosforu v tlejících zbytcích neprobíhá s dostatečnou účinností. Je to dáno tím, že rostlinné zbytky zůstávají na povrchu filtračního lože a nejsou tak v kontaktu s odpadní vodou, která proudí pod povrchem [22].

Absorpce fosforu rostlinami

Na odstraňování fosforu z odpadní vody se podílejí i rostliny, které mohou fosfor přijímat ve formě orthofosfátů. Výzkumy ale ukazují, že takto dochází k odstraňování pouze malé části celkového fosforu. Je to obvykle méně než 10 % [23].

Účinnost odstraňování fosforu

Kořenové čistírny nejsou koncipovány na odstraňování fosforu, a tomu taky odpovídá jejich nízká účinnost. Účinnost odstraňování fosforu klesá s provozní dobou čistírny. Je to proto, že jak sorpční kapacita substrátu, tak absorpce fosforu rostlinami není neomezená. Z předchozích údajů je jasně vidět, že účinnost odstraňování fosforu striktně závisí na fyzikálních, chemických a hydraulických vlastnostech použitého substrátu [23].

Pokud se při výstavbě použije substrát s vhodnými vlastnostmi, může být odstraňování fosforu mnohem efektivnější. Jako vhodný se ukázal především písek, vápencová drť a vysokopecní struska [16, 23].

III. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

III.1. Charakteristika ČOV Čehovice

Při experimentální části své bakalářské práce jsem sledovala kvalitu odpadní vody vypouštěné z kořenové čistírny v obci Čehovice v okrese Prostějov, kraj Olomoucký. Kořenová čistírna odpadních vod v Čehovicích byla uvedena do provozu v roce 2003. ČOV Čehovice zahrnuje mechanický stupeň, filtrační pole kořenové čistírny a stabilizační nádrž. Vyčištěné odpadní vody jsou vypouštěny do toku Vřesůvka.

III.1.1. Látkové a hydraulické zatížení ČOV Čehovice

ČOV Čehovice je projektována na následující látkové a hydraulické zatížení: [24]

Tabulka IV: Látkové a hydraulické zatížení ČOV Čehovice

	Projektovaná kapacita	
Průměrný denní průtok	95,3	m ³ /d
	3,97	m ³ /h
	1,1	l/s
Průměrný denní průtok včetně balastních vod	133,4	m ³ /d
	5,56	m ³ /h
	1,54	l/s
Výpočtový průtok max. (hodinové maximum)	12,6	m ³ /h
	3,5	l/s
BSK₅ na přítoku	34,9	kg/d
	262	mg/l
Počet ekvivalentních obyvatel	582	EO

III.1.2. Mechanický stupeň

Mechanický stupeň zahrnuje následující objekty:

- 1) čerpací stanice
- 2) šterbinový lapák písku

- 3) štěrbinová nádrž
- 4) dešťová nádrž o celkovém objemu 63 m³ [24].

III.1.3. Kořenová čistírna

Kořenová čistírna zahrnuje 3 filtrační pole o celkové ploše 3 192 m². Filtrační pole jsou osázena rákosem obecným (*Phragmites australis*) a je možný paralelní provoz 1.,2. nebo 3. filtračního pole i sériový provoz všech tří filtračních polí. Základní charakteristika filtračních polí je patrná z následující tabulky.

Tabulka V: Charakteristika filtračních polí ČOV Čehovice

	Plocha filtračního pole (m²)	Výškové uspořádání filtračních polí – úroveň povrchu štěrku (m.n.m.)
Filtrační pole 1	1064	203,40
Filtrační pole 2	1064	203,05
Filtrační pole 3	1064	202,75

Doba zdržení odpadní vody je v letním období 7,7 dne a v zimním období 5,8 dne [24].

III.1.4. Stabilizační nádrž

Ve stabilizační nádrži jsou dočišťovány vody vypouštěné z filtračních polí. Celková plocha nádrže je 570 m² a objem nádrže je 590 m³. Doba zdržení odpadní vody ve stabilizační nádrži je 4,4 dne [24].

III.1.5. Povolené limity vypouštěného znečištění

Limity vypouštěného znečištění stanovil příslušný vodohospodářský orgán a jsou uvedeny v následující tabulce.

Tabulka VI: Povolené limity vypouštěného znečištění

	BSK₅ (mg/l)	CHSK (mg/l)	NL (mg/l)	N-NH₄(mg/l)
průměrné*	30	120	30	20
maximální**	70	170	70	40

* Průměrná koncentrace, která vypovídá o kvalitě odpadní vody v určitém časovém období.

** Maximální koncentrace, vypovídá o kvalitě odpadní vody v konkrétním okamžiku

III.2. Metodika stanovení

U vzorků odpadní vody z přítoku a odtoku sledované ČOV byly stanoveny některé ukazatele pro možnost srovnání. Bylo provedeno stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem (CHSK_{Cr}), biochemické spotřeby kyslíku (BSK₅), amoniakálního dusíku (NH₄⁺), celkového fosforu (P_{celk}) a nerozpuštěných látek (NL). Stanovení byla prováděna v akreditované laboratoři Zdravotního ústavu v Olomouci. Vzorky byly odebírány ručně jako dvouhodinový směsný vzorek. Protože doba zdržení odpadní vody v ČOV Čehovice se pohybuje kolem 12 – 13 dnů, byly vzorky odpadní vody na odtoku z ČOV odebírány vždy s 12-ti denním zpožděním, oproti vzorkům na přítoku do ČOV.

III.2.1. Použité chemikálie a přístrojové vybavení

Při rozbořech odpadních vod byly použity následující chemikálie a přístroje:

- dichroman draselný K₂Cr₂O₇ (p.a., PENTA)
- síran hořečnatý bezvodý MgSO₄ (p.a., min 98 %, Lach-ner)
- síran diamonno železnatý Fe(NH₄)₂(SO₄)₂ (p.a., PENTA)
- ferroin (vodný roztok, 1/40M, MERCK)
- síran stříbrný AgSO₄ (p.a., min 99 %, Lach-ner)
- kyselina sírová H₂SO₄ (p.a., vodný roztok 95 %, Lach-ner)
- allylthiomocovina C₄H₈N₂S (MERCK)
- dihydrogenfosforečnan draselný KH₂PO₄ (p.a., min 99 %, Lach-ner)
- hydrogenfosforečnan draselný K₂HPO₄ (p.a., min 99 %, Lach-ner)
- hydrogenfosforečnan sodný heptahydrát Na₂HPO₄ · 7H₂O (p.a., MERCK)
- chlorid amonný NH₄Cl (p.a., min 99 %, Lach-ner)

- síran hořečnatý heptahydrát $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (p.a., PENTA)
- chlorid vápenatý, bezvodý, práškový CaCl_2 (p.a., min 96 %, Lach-ner)
- chlorid železitý hexahydrát $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (p.a., PENTA)
- bromthymolová modř, sodná sůl (indikátor, ve vodě rozpustný, MERCK)
- kyselina chlorovodíková HCl (p.a., vodný roztok 35 %, Lach-ner)
- methylčerven, sodná sůl (indikátor, ve vodě rozpustný, MERCK)
- methylenová modř (indikátor, Lach-ner)
- kyselina boritá H_3BO_3 (p.a., min. 99,5 %, Lach-ner)
- peroxidisíran draselný $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (p.a., min. 98 %, Lach-ner)
- kyselina askorbová $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ (p.a., PENTA)
- heptamolybdenan amonný tetrahydrát $[(\text{NH}_4)_6\text{MO}_7\text{O}_{24}] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (standardní roztok, MERCK)
- vinan antimonyldraselný hemihydrát $[\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6] \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ (p.a., min 99%, Lach-ner)
- mixér Philips HR 2860/55 (Philips)
- mikroprocesorový digitální oximetr Gryf 463 (Gryf HB)
- spektrofotometr Specord 210 (analytikjena)
- destilační přístroj Vapodest VAP 40 (GERHARDT)
- filtrační zařízení pro vakuovou filtraci Sartorius (Vitrum)

III.2.2. Metodika stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem

CHSK_{Cr}

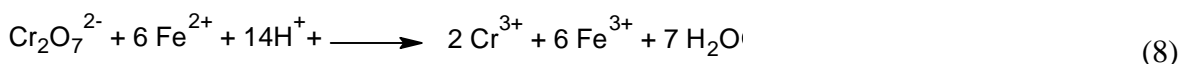
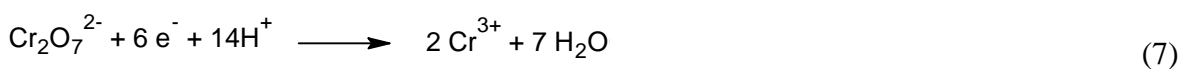
Dichromanem se oxiduje většina organických látek z 90 až 100 %. Výjimku tvoří některé dusíkaté sloučeniny (např. pyridinové jádro, kvartérní dusíkaté sloučeniny, methylaminy, ethylaminy). Hodnota CHSK_{Cr} je mírou celkového obsahu organických látek ve vodě [25].

Pro stanovení hodnoty CHSK_{Cr} v odpadních vodách lze použít titrační metodu a semimikrometodu. Při své práci jsem používala titrační metodu stanovení CHSK_{Cr}. Metoda se provádí dle normy ČSN 83 05 40.

III.2.2.1. Titrační metoda

Princip:

Podstatou zkoušky je var zkoušeného objemu vzorku po dobu dvou hodin, při teplotě $148\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 3\text{ }^{\circ}\text{C}$ pod zpětným chladičem s dichromanem draselným, v prostředí koncentrované kyseliny sírové. Reakce probíhá v nadbytku dichromanu a je katalyzována stříbrnými ionty. Oxidovatelné látky, přítomné ve vzorku, současně redukují část dichromanových iontů na ionty chromité. Zbytek dichromanu se titruje síranem diamonno-železnatým na indikátor ferroin. Průběh těchto reakcí je popsán v následujících rovnicích.



Bod ekvivalence se projeví přechodem z modrozeleného zbarvení do červenohnědého. Rušivými vlivy se projevující chloridy se maskují přidávkem síranu rtuťnatého. Dalším zdrojem chyb může být nehomogenita vzorku. Na pracovišti Zdravotního ústavu probíhá stanovení CHSK_{Cr} s chybou $\pm 20\%$ [25].

Chemikálie a činidla:

- 1) Dichroman draselný $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ o koncentraci 0,25 mol/l nebo 0,025 mol/l
- 2) Síran hořečnatý MgSO_4
- 3) Síran diamonno železnatý $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ o koncentraci 0,25 nebo 0,025 mol/l
- 4) Indikátor ferroin
- 5) Roztok AgSO_4 v H_2SO_4 , který se připraví rozpuštěním 13,3 g AgSO_4 v 1000 ml H_2SO_4 ($\rho = 1,84\text{ g/cm}^3$)

Pomůcky:

Varné baňky 250 ml se zábrusem, zpětný chladič, varné tělíška, varné zařízení, homogenizátor (mixér), pipeta 20 ml, pipeta 5 ml, odměrný válec 30 ml, odměrný válec 100 ml, zkumavky.

Postup:

Aby se předešlo chybám při stanovení, musí se vzorek odpadní vody nejprve zhomogenizovat. Vzorek odpadní vody se protřepe. Pokud ve vzorku stále zůstávají větší kusy znečištění, tak se vzorek zmixuje, aby došlo k dokonalé homogenizaci. Poté se musí provést orientační zkouška, abychom zjistili ředění vzorku. Do 2 zkumavek se odebere po 2 ml vzorku odpadní vody. Do první zkumavky se přidá 1 ml 0,25M $K_2Cr_2O_7$, do druhé zkumavky se přidá 1 ml 0,025M $K_2Cr_2O_7$. Do obou zkumavek se přidá 3 ml roztoku $AgSO_4$ v H_2SO_4 . Pokud se vzorek odpadní vody zbarví do zelena, musí se buď použít slaběji koncentrovaný $K_2Cr_2O_7$ nebo vzorek zředit, tak, že se použije pouze 1 ml vzorku odpadní vody a 1 ml destilované vody. Znovu se provede orientační zkouška s upravenou koncentrací $K_2Cr_2O_7$ nebo s upraveným ředěním. Pokud se vzorek už nebarví do zelena, můžeme přejít k samotnému stanovení. Do varné baňky se odebere 20 ml vzorku (příp. 10 ml vzorku + 10 ml destilované vody), přidá se 10 ml 0,025M nebo 0,25M $K_2Cr_2O_7$. Naváží se 0,4 g $HgSO_4$ a přidá se ke vzorku. Směs ve varné baňce se vloží pod zpětný chladič a přes chladič se přilije 30 ml roztoku $AgSO_4$ v H_2SO_4 . Vaříme pod zpětným chladičem 2 hodiny. Poté se přilije 100 ml destilované vody a směs se nechá zchladit. Slepý vzorek se připravuje tak, že do varné baňky se odměří 20 ml destilované vody a poté se postupuje stejně jako se vzorky odpadní vody. Po ochlazení vzorků se přidají 2-3 kapky indikátoru ferroinu a vzorky se titrují síranem železnato-amonným o stejné koncentraci jako je koncentrace použitého dichromanu. Bod ekvivalence se projeví přechodem z modrozeleného zbarvení do červenohnědé. Hodnota $CHSK_{Cr}$ se zjistí z následující rovnice:

$$CHSK_{Cr} = [f \cdot (V_{Sl} - V_{Vz}) \cdot M_{(O)} \cdot 1000] / V \quad (9)$$

f = titrační přepočítávací faktor

V_{Sl} = spotřeba odměrného roztoku k titraci slepého vzorku (ml)

V_{Vz} = spotřeba odměrného roztoku k titraci vzorku odpadní vody (ml)

$M_{(O)}$ = atomová hmotnost kyslíku (g/mol)

V = zkoušený objem vzorku odpadní vody (ml)

Titrační přepočítávací faktor se zjistí tak, že k titrovanému vzorku přidáme 10 ml $K_2Cr_2O_7$ a znovu titrujeme. Hodnotu f pak vypočítáme ze vztahu:

$$f = 10/(V_f \cdot c) \quad (10)$$

V_f = spotřeba odměrného roztoku

c = koncentrace $K_2Cr_2O_7$

III.2.2.2. Semimikrometoda

Podstata metody je stejná jako při titrační metodě. Rozdílná je pouze koncovka. U semimikrometody se měří vzniklé chromité ionty spektrofotometricky při 600 nm. Koncentrace iontů Cr^{3+} odpovídá obsahu organických látek ve vzorku. Rušivým vlivem může působit, kromě již výše uvedených, zákal vzorku [26].

III.2.3. Metodika stanovení biochemické spotřeby kyslíku BSK₅

Hodnota BSK vyjadřuje množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při rozkladu organických látek přítomných ve vodě za anaerobních podmínek. Toto množství kyslíku je úměrné koncentraci přítomných biologicky rozložitelných organických látek ve vodě [27].

Hodnota BSK je závislá na více faktorech. Mezi základní patří doba inkubace. BSK za n dní se označuje jako BSK _{n} . K dalším faktorům pak patří teplota při inkubaci, pH prostředí, druh a koncentrace mikroorganismů provádějících rozklad, přítomnost toxických a inhibičních látek či koncentrace kyslíku [26].

Pro stanovení BSK můžeme použít metody respirometrické, které jsou založeny na principech plynoměrné analýzy nebo standardní zředovací metodu BSK₅.

Respirometrické metody jsou vhodné spíše pro výzkum než pro sériovou práci. Jejich výhodou je, že můžeme většinou pracovat bez ředění odpadních vod. Naopak nevýhodou je méně dostupná aparatura, náročnější práce a obtížnost stanovení BSK málo znečištěných vod. Rozšířenější a používanější metodou pro stanovení BSK odpadních vod je standardní zředovací metoda BSK₅, která je zároveň i metodou rozhodčí a řídí se dle normy ČSN EN 1899-1 [26].

Všechna stanovení BSK₅ byla provedena touto metodou. Na pracovišti Zdravotního ústavu probíhá stanovení BSK₅ s chybou $\pm 15 \%$

III.2.3.1. Standardní zřed'ovací metoda BSK₅

Princip:

Metoda probíhá za standardních podmínek inkubace, které jsou dány takto:

- doba 5 dnů (± 4 h)
- teplota (20 ± 1)°C
- vyloučení přístupu atmosferického kyslíku a světla
- anaerobní podmínky během celé doby inkubace

BSK₅ se vypočítá jako rozdíl koncentrací rozpuštěného kyslíku stanoveného nultého a pátého dne ve vzorku, inkubovaném za standardních podmínek. Pro zajištění správného průběhu inkubace je nezbytné dostatečné množství rozpuštěného kyslíku ve vzorku. Proto musí být při větším znečištění vzorky ředěny. Bez zředění vzorku by mohlo dojít k tomu, že by se všechen rozpuštěný kyslík vyčerpал dříve než za 5 dnů. Při stanovení BSK ruší toxické látky a velká hodnota ZNK a KNK kapacity vody. Pozitivní chybu stanovení může způsobovat přítomnost řas, které spotřebovávají rozpuštěný kyslík a látky, které reagují přímo s rozpuštěným kyslíkem. Pro potlačení nitrifikace se ke vzorkům přidává roztok allylthiomočoviny [27].

Chemikálie a činidla:

- 1) Roztok allylthiomočoviny $C_4H_8N_2S$ se připraví rozpuštěním 100 mg allylthiomočoviny ve 100 ml vody
- 2) Fosforečnanový tlumivý roztok, který se připraví tak, že v 500 ml vody rozpustíme 8,5 g dihydrogenfosforečnanu draselného KH_2PO_4 , 21,75 g hydrogenfosforečnanu draselného K_2HPO_4 , 33,4 g heptahydrátu hydrogenfosforečnanu sodného $Na_2HPO_4 \cdot 7H_2O$ a 1,7 g chloridu amonného NH_4Cl . Roztok se zředí vodou na 1000 ml a promíchá.
- 3) Roztok heptahydrátu síranu hořečnatého $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ připravený rozpuštěním 22,5 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ v 1000 ml vody
- 4) Roztok chloridu vápenatého $CaCl_2$, který se připraví rozpuštěním 27,5 g $CaCl_2$ v 1000 ml vody.
- 5) Roztok hexahydrátu chloridu železitého $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, který se připraví rozpuštěním 0,25 g $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ v 1000 ml vody.

- 6) Ředící voda: demineralizovaná voda, která je asi 4 hodiny provzdušňována, k 1 l vody je potřeba přidat 1 ml roztoků 2, 3, 4 a 5.

Pomůcky:

Inkubační láhev 250 ml, termostat nastavený na 20°C, provzdušňovací zařízení, 2 l zábrusové lahve na přípravu provzdušněné vody, mikroprocesorový digitální oximetr, hrnec, odměrné baňky 500 ml, odměrný válec 250 ml, pipeta 10 ml.

Postup:

Ředění odpadní vody se zjistí dle hodnoty $CHSK_{Cr}$ (čím větší hodnota $CHSK_{Cr}$, tím větší musí být ředění). Zjištěný objem vzorku odpadní vody se odměří do 500 ml odměrné baňky, doplní ředící vodou po rysku a přidá se 1 ml allylthiomocoviny k potlačení nitrifikace. Takto připravený vzorek promícháme a část přelijeme do inkubační láhve. Množství kyslíku se změří oximetrem. Elektroda musí být plně ponořena. Po vytáhnutí elektrody se doplní inkubační láhev vzorkem vody tak, aby byla plná a nebyly v ní bublinky vzduchu. Inkubační láhev se položí dnem vzhůru do hrnce, do kterého jsme předtím nalili několik centimetrů vody. Hrnec s inkubačními lahvemi se vloží do termostatu. Po pěti dnech se znovu změří množství kyslíku a hodnota BSK_5 se vypočítá podle následujícího vzorce:

$$BSK_n = [(c_1 - c_2) - V_t - V_e/V_t \cdot (c_3 - c_4)] \cdot V_t/V_e \quad (11)$$

c_1 = koncentrace rozpuštěného kyslíku vzorku odpadní vody v čase nula

c_2 = koncentrace rozpuštěného kyslíku vzorku odpadní vody po n dnech inkubace

c_3 = koncentrace rozpuštěného kyslíku slepého vzorku v čase nula

c_4 = koncentrace rozpuštěného kyslíku slepého vzorku po n dnech inkubace

V_e = objem vzorku odpadní vody použitého k přípravě zkoušeného roztoku

V_t = celkový objem zkoušeného roztoku

Slepý vzorek se připraví z 500 ml ředící vody a postupuje se stejně jako s ředěným vzorkem odpadní vody.

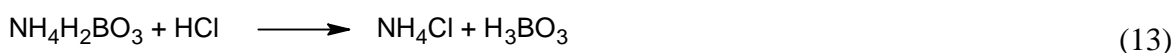
III.2.4. Metodika stanovení amoniakálního dusíku (N-NH₄)

Amoniakální dusík můžeme v odpadních vodách stanovovat spektrofotometrickou indofenolovou metodou dle normy ČSN ISO 7150 a ČSN ISO 7150-2 nebo pomocí neutralizačního odměrného stanovení, které definuje norma ČSN ISO 5664. Při své práci jsem postupovala dle normy ČSN ISO 5664.

III.2.4.1. Odměrné neutralizační stanovení amoniakálního dusíku

Princip:

Ve zkoušeném vzorku odpadní vody se upraví pH do rozmezí hodnot od 6,0 do 7,4 přidáním oxidu hořečnatého, k vytvoření mírně alkalického prostředí. Uvolněný amoniak se destiluje a zachytí se do roztoku kyseliny borité. Amonné ionty se v destilátu stanoví titrací odměrným roztokem kyseliny chlorovodíkové v prostředí roztoku kyseliny borité s indikátorem. Průběh těchto reakcí je popsán v následujících rovnicích [28].



Na pracovišti Zdravotního ústavu probíhá stanovení N-NH₄ s chybou ± 10 %

Chemikálie a činidla:

- 1) Roztok bromthymolové modři připravený rozpuštěním 0,5 g bromthymolové modři v 1000 ml vody
- 2) Kyselina chlorovodíková HCl o koncentraci 0,02 mol/l
- 3) Roztok H₃BO₃ s indikátorem. Roztok připravíme následujícím postupem
 - a) rozpustíme 0,5 g methylčerveně v 1000 ml vody
 - b) rozpustíme 1,5 g methylenové modři v 1000 ml vody
 - c) v teplé vodě rozpustíme 20 g kyseliny borité

Po ochlazení přidáme 10 ml roztoku methylčerveně a 2 ml roztoku methylenové modři k roztoku kyseliny borité a doplníme vodou do 1 litru.

Pomůcky:

Destilační baňka, destilační přístroj, kádinka 400 ml, odměrný válec 200 ml, pipeta 5 ml, sada quantofix AMONIUM, zkumavky

Postup:

Nejprve se musí provést orientační zkouška na amoniak, abychom zjistili ředění vzorku. Zkouška se provede pomocí sady quantofix amonium dle návodu. Objem odpadní vody se zjistí dle tabulky. Do destilační baňky se odměří odměrným válcem zjištěný objem vzorku odpadní vody a doplní se do 200 ml destilovanou vodou. Přidá se 0,25 g oxidu hořečnatého a 2 kapky bromthymolové modře. Destilujeme do roztoku kyseliny borité s indikátorem. Poté se roztok titruje odměrným roztokem HCl do fialova. Slepý pokus se provede tak, že do destilační baňky odměříme 200 ml destilované vody a poté se postupuje jako u vzorku odpadní vody. Koncentrace amoniakálního dusíku se zjistí výpočtem podle následující rovnice:

$$N-NH_4 = [(V_{Vz} - V_{Sl}) \cdot c \cdot M_{(N)} \cdot 1000] / V \quad (14)$$

V = zkoušený objem vzorku odpadní vody (ml)

V_{Vz} = spotřeba odměrného roztoku k titraci vzorku odpadní vody (ml)

V_{Sl} = spotřeba odměrného roztoku k titraci slepého vzorku (ml)

c = koncentrace odměrného roztoku kyseliny chlorovodíkové (mol/l)

$M_{(N)}$ = atomová hmotnost dusíku (g/mol)

III.2.4.2. Spektrofotometrické stanovení indofenolovou metodou

Při stanovení reaguje amoniak s chlornanem a vzniká sloučenina indofenolového typu. Ta se v alkalickém prostředí disociuje na indofenolové barvivo modré barvy. Reakce je katalyzována nitroprusidem sodným, který je žlutý. Výsledné zbarvení roztoku je zelené a koncentrace amoniakálního dusíku se měří spektrofotometricky [26].

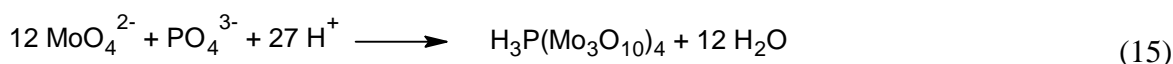
III.2.5. Metodika stanovení celkového fosforu (P_{celk})

Při stanovení celkového fosforu v odpadních vodách se používá metoda dle normy ČSN EN ISO 6878. Na pracovišti Zdravotního ústavu probíhá stanovení P_{celk} s chybou $\pm 15 \%$

Princip:

Vzorek vody se nejprve mineralizuje peroxodisíranem. Sloučeniny obsahující organicky vázaný fosfor se tak převedou na orthofosforečnany.

Fosforečnanové ionty poté reagují v kyselém roztoku obsahujícím ionty molybdenanu a antimonu za vzniku antimon-fosfomolybdenového komplexu. Redukcí komplexu kyselinou askorbovou vzniká modře zbarvený komplex molybdenové modře. Jeho zbarvení je úměrné koncentraci fosforečnanů ve vzorku. Průběh reakcí je patrný z následujících rovnic [29].



Chemikálie a činidla:

- 1) Roztok peroxodisíranu draselného $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ připravený rozpuštěním 5 g $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ve 100 ml vody
- 2) Roztok kyseliny askorbové $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$, který je připraven rozpuštěním 10 g kyseliny askorbové ($\rho = 100 \text{ g/l}$) ve 100 ml vody
- 3) Kyselý roztok molybdenanu, který se připraví následujícím postupem:
 - a) 230 ml kyseliny sírové H_2SO_4 o koncentraci 9 mol/l se smíchá se 70 ml vody
 - b) 13 g tetrahydrátu heptamolybdenanu amonného $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ se rozpustí ve 100 ml vody
 Oba roztoky promícháme a nakonec k nim přidáme 0,35 g hemihydrátu vinanu antimonyl draselného $[\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6] \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$

Pomůcky:

Erlenmayerovy baňky 100 ml, odměrné baňky 50 ml, varné tělíska, varné zařízení, pipeta 5 ml, pipeta 40 ml, pipeta 1 ml, zkumavky, spektrofotometr.

Postup:

Nejprve se provede zkouška, abychom zjistili ředění. Do zkumavky napipetujeme 4 ml vzorku, 0,1 ml kyseliny askorbové a 0,2 ml roztoku molybdenanu. Pokud vzorek změní barvu na tmavě modrou, tak ředíme (např. 2 ml vzorku + 2 ml destilované vody). Stanovení se vždy provádí ze dvou ředění. První ředění je námi zjištěné, druhé ředění je poloviční (např. první ředění je 20 ml, druhé ředění je 10 ml). Poté se musí vzorek

zmineralizovat. Do erlenmayerovy baňky se odměří zjištěný objem vzorku a doplní se do 40 ml destilovanou vodou. Přidá se 4 ml $K_2S_2O_8$ a vaří se 30 minut. Po 30 minutách se vzorek nechá ochladit a poté se převede do 50 ml odměrné baňky. Přidá se 1 ml kyseliny askorbové a po 30 sekundách 2 ml roztoku molybdenanu. Doplní se destilovanou vodou po rysku a promíchá. Po 15 minutách se měří při vlnové délce 700 nm. Koncentrace P_{celk} ve vzorku se zjistí z kalibrační křivky.

III.2.6. Metodika stanovení nerozpuštěných látek (NL)

Množství nerozpuštěných látek ve vzorku vody stanovíme gravimetricky. Toto stanovení se provádí podle normy ČSN EN 872. Na pracovišti Zdravotního ústavu probíhá stanovení NL s chybou $\pm 20 \%$

Princip:

Vzorek odpadní vody se filtruje filtrem ze skleněných vláken za přetlaku nebo podtlaku. Filtr se vysuší při $105 \text{ }^\circ\text{C}$ a hmotnost látek zadržovaných na filtru se stanoví vážením. Metoda je použitelná pro stanovení nerozpuštěných látek v koncentracích větších než 2 mg/l. Stanovení ruší tuky, oleje a další s vodou nemísitelné organické kapalné látky. Negativní chybu způsobují látky těkající při teplotě stanovení [30].

Pomůcky:

Zařízení pro vakuovou filtraci, filtry z borosilikátorových skelných vláken, sušárna, analytické váhy

Postup:

100 ml vzorku odpadní vody se přefiltruje přes filtr ze skleněných vláken. Pokud je odpadní voda velmi čistá použije se 200 ml vzorku, pokud je naopak viditelné velké množství látek plovoucích ve vodě, použije se pouze 50 ml vzorku. Filtry se vloží do sušárny nastavené na $105 \text{ }^\circ\text{C}$ a nechají se sušit dvě hodiny. Po vyjmutí a vychladnutí filtrů, se filtry zváží a hodnota NL se zjistí výpočtem podle následujícího vzorce:

$$NL = 1000 \cdot (m_b - m_a)/V \quad (17)$$

m_b = hmotnost filtru po stanovení (mg)

m_a = hmotnost čistého filtru před stanovením (mg)

V = objem zkoušeného vzorku odpadní vody

III.2.7. Vzorkování

Odebírání vzorku zkoumané vody předchází laboratornímu rozboru a je stejně důležité jako rozbor samotný. Správný postup při odběru vzorku je nezbytným předpokladem pro kvalitní stanovení ukazatelů znečištění vod a chyby vzniklé nesprávným odběrem vzorku již obvykle nelze napravit.

III.2.7.1. Odběr vzorku a konzervace vzorku

Odebraný vzorek odpadní vody musí být především reprezentativní. Zajistit reprezentativnost vzorku odpadní vody je poměrně složité, protože složení odpadní vody značně kolísá. Průtok a koncentrace znečišťujících látek se mění v průběhu dne, týdne apod. Je to způsobeno denním, týdenním či sezónním rytmem života obyvatel [1, 31].

Odběr vzorku musí být prováděn v souladu s platnými právními normami. Odběr vzorků odpadních vod upravuje norma ČSN ISO 5667-10. Vzorky mohou být odebírány jak ručně, tak automaticky a můžeme rozlišit dva typy vzorků:

- 1) Vzorek prostý, který se získá jednorázovým odběrem. Takový vzorek vypovídá o kvalitě vody pouze v místě a čase provedení odběru.
- 2) Vzorek směsný, který se získá odběrem několika prostých vzorků a poskytuje průměrný výsledek [1].

Směsné vzorky mohou být časově nebo průtokově závislé. Časově závislé vzorky jsou složeny z prostých vzorků stejného objemu, které se odebírají v konstantních časových intervalech. Průtokově závislé vzorky se skládají z prostých vzorků odebíraných v závislosti na průtoku odpadní vody [1].

Směsné časově závislé vzorky mohou být dvouhodinové. Odebírá se 8 prostých vzorků vždy po patnácti minutách. Dále jsou to pak vzorky osmihodinové či dvacetičtyřhodinové. Dvouhodinové směsné vzorky mohou být odebírány ručně. Osmihodinové či dvacetičtyřhodinové směsné vzorky jsou odebírány pomocí automatických vzorkovačů. Analýza vzorku odpadní vody by měla proběhnout co nejdříve po jeho odebrání. Aby ve vzorku neprobíhaly nežádoucí změny je potřeba vzorek ihned po odebrání zakonzervovat.

Pro většinu běžných stanovení (BSK₅, NL, P_{celk} ...) postačí vzorek zchladit na 3 – 4 °C [31].

III.2.7.2. Vzorkovnice

Vzorky odpadní vody se odebírají do skleněných nebo polyethylenových lahví (vzorkovnic). Výběr vzorkovnice závisí na tom, jaké stanovení chceme provádět. Pro většinu stanovení jsou doporučovány vzorkovnice polyethylenové.

Skleněné vzorkovnice jsou používány při stanovení ropných látek, fenolů, tenzidů apod. Polyethylenové vzorkovnice musí být použity pokud chceme stanovovat bor, fluor, sodík, draslík apod., protože na sklu může docházet k sorpci, desorpci nebo iontové výměně těchto látek [1].

Vzorkovnice musí být vždy řádně vyčištěné, aby nemohlo dojít ke kontaminaci vzorku. Vzorkovnice se umývají pitnou vodou, pitnou vodou se saponátem, desinfekčním roztokem nebo minerální kyselinou. Následně se proplachují pitnou vodou a vodou demineralizovanou [32].

IV. VÝSLEDKY A DISKUZE

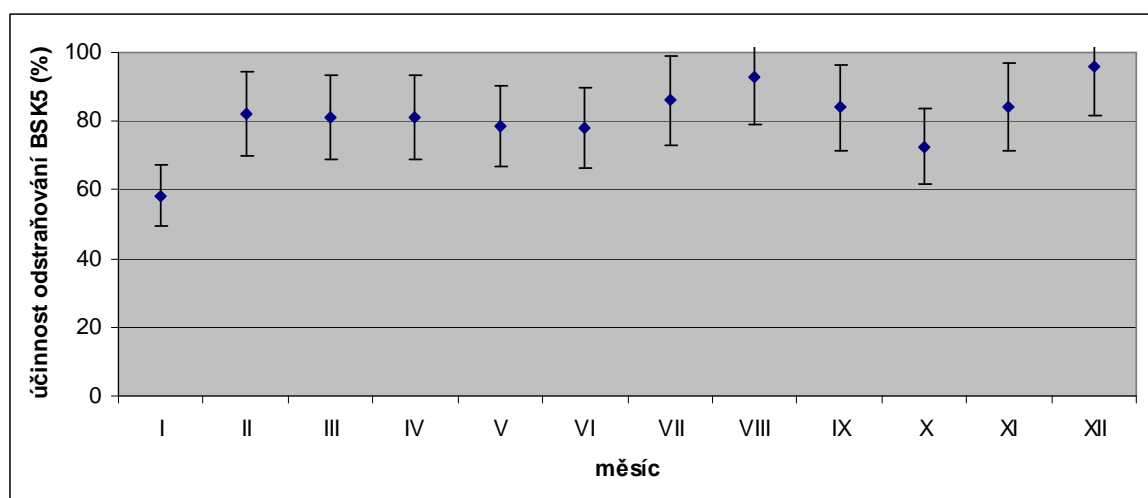
Z ekonomických a časových důvodů nemohlo být každé stanovení prováděno víckrát. Byly ale prováděny náhodné kontroly v určitých měsících. Hodnoty uvádím vždy u jednotlivých tabulek a v tabulce je pak zadána průměrná hodnota.

IV.1. Odstraňování organického znečištění vyjádřené jako BSK₅

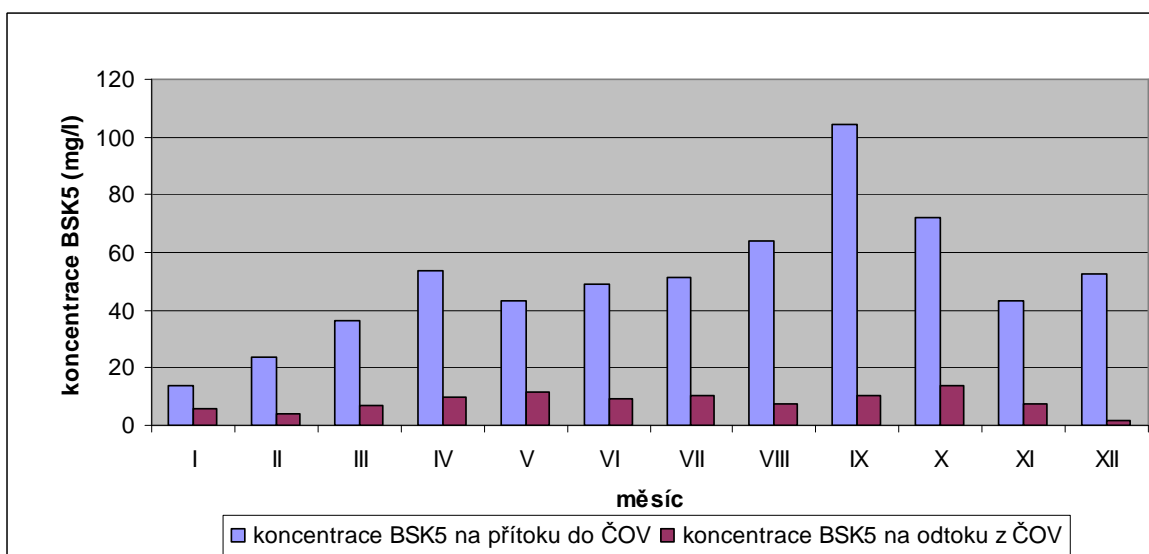
Tabulka VI: Koncentrace BSK₅ na přítoku a odtoku z čistírny v jednotlivých měsících (mg/l)

	I	II	III	IV	V	VI
přítok	13,65 ⁽¹⁾	23,88	36,30	53,87	43,07	48,78
odtok	5,68 ⁽¹⁾	4,31	6,73	10,07	11,32	9,42
účinnost (%)	58,37	81,96	81,25	81,31	78,39	78,16
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
přítok	51,17 ⁽²⁾	63,9	104,46	72,16	43,12 ⁽³⁾	52,39
odtok	10,11 ⁽²⁾	7,23	10,22	13,97	7,69 ⁽³⁾	1,68
účinnost (%)	85,99	93,08	84,01	72,70	84,24	96,09

(1) 14,95	(1)´ 5,97	(2) 49,20	(2)´ 10,54	(3) 42,80	(3)´ 8,08
13,42	5,05	54,19	10,31	44,12	7,52
12,58	6,02	50,12	9,48	42,44	7,47



Graf č. 1: Účinnost odstraňování BSK₅ v závislosti na ročním období



Graf č. 2: Koncentrace BSK₅ na přítoku a odtoku z ČOV v závislosti na ročním období

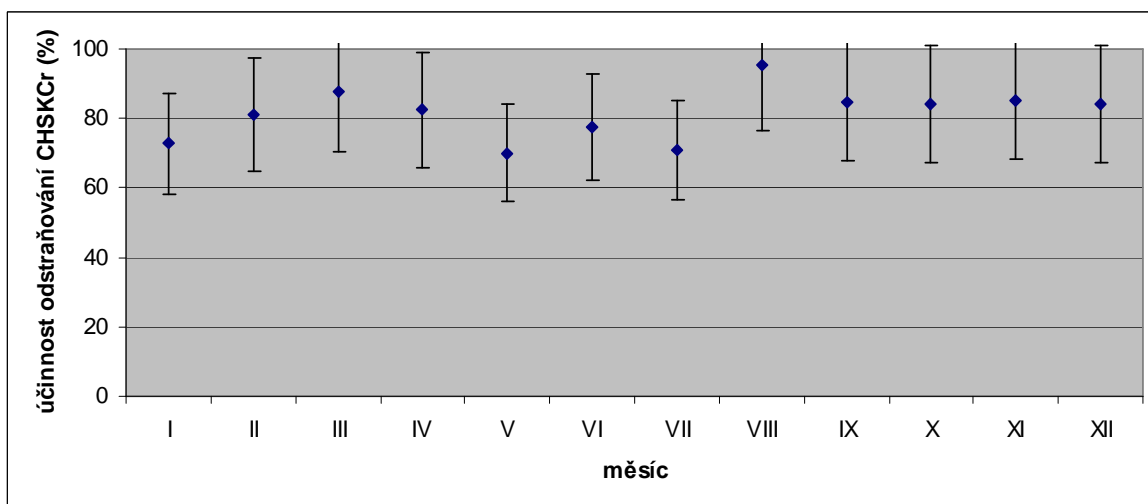
Odstraňování organického znečištění vyjádřeného jako BSK₅ dosahovalo průměrné účinnosti nad 80 %. To je výrazně méně než u klasických ČOV, kde účinnost většinou přesahuje 95 %. Přesto lze říct, že účinnost odstraňování je uspokojivá a koncentrace BSK₅ na odtoku nikdy nepřesahovala povolené limity. Zároveň se ukázalo, že účinnost je poměrně konstantní během celého roku.

IV.2. Odstranění organického znečištění vyjádřené jako CHSK_{Cr}

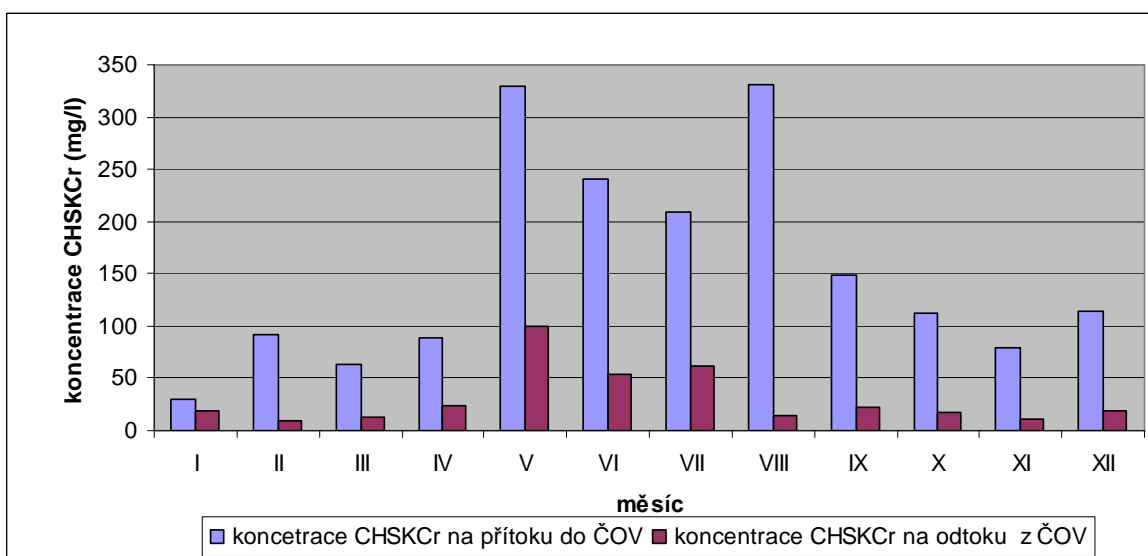
Tabulka VII: Koncentrace CHSK_{Cr} na přítoku a odtoku z čistírny v jednotlivých měsících (mg/l)

	I	II	III	IV	V	VI
přítok	30,75	92,31 ⁽¹⁾	63,02	89,18	329,4	240,3 ⁽²⁾
odtok	19,06	10,07 ⁽¹⁾	12,11	23,13	99,01	54,04 ⁽²⁾
účinnost (%)	72,85	81,31	87,7	82,57	69,95	77,53
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
přítok	209,75	330,69	149,42	112,6	79,02(3)	114,46
odtok	61,22	14,96	22,57	17,74	11,66(3)	18,39
účinnost (%)	70,81	95,48	84,90	84,25	85,24	84,02

(1) 88,48	(1)' 9,53	(2) 242,52	(2)' 54,68	(3) 78,67	(3)' 52,77
91,25	10,81	239,99	53,73	79,11	53,81
97,20	9,87	238,39	53,71	79,28	55,54



Graf č. 3: Účinnost odstraňování CHSK_{Cr} v závislosti na ročním období



Graf č. 4: Koncentrace CHSK_{Cr} na přítoku a odtoku z ČOV v závislosti na ročním období

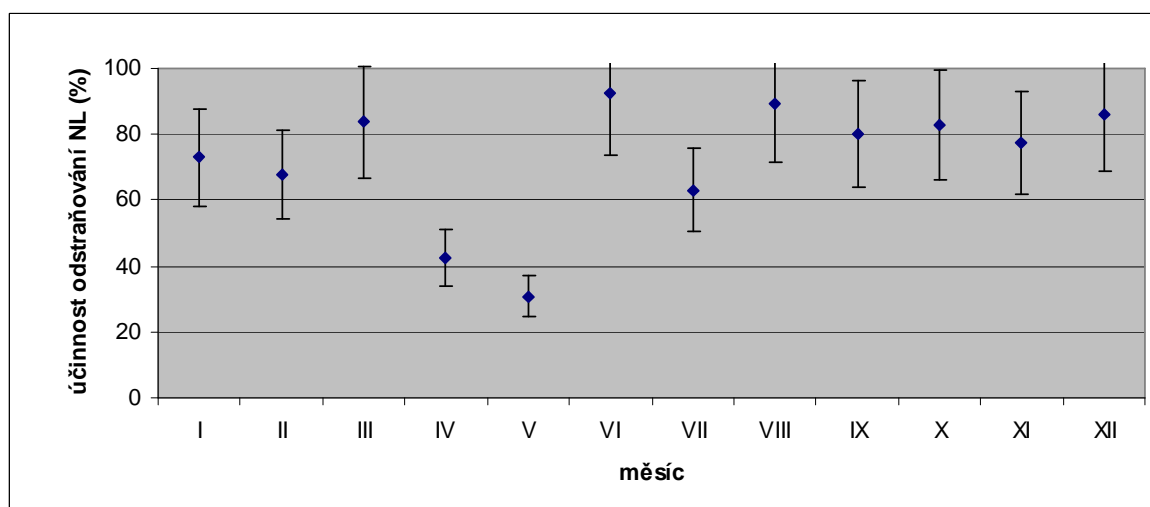
Odstraňování organických látek vyjádřených jako CHSK_{Cr} rovněž v průměru přesahuje 80 %. I zde jsou klasické ČOV účinnější, přesto je tato účinnost dostačující. Koncentrace CHSK_{Cr} na odtoku v průběhu celého roku nepřesáhla povolené limity, naopak ve většině případů byly koncentrace na odtoku výrazně nižší a účinnost byla poměrně konstantní.

IV.3. Odstraňování nerozpuštěných látek (NL)

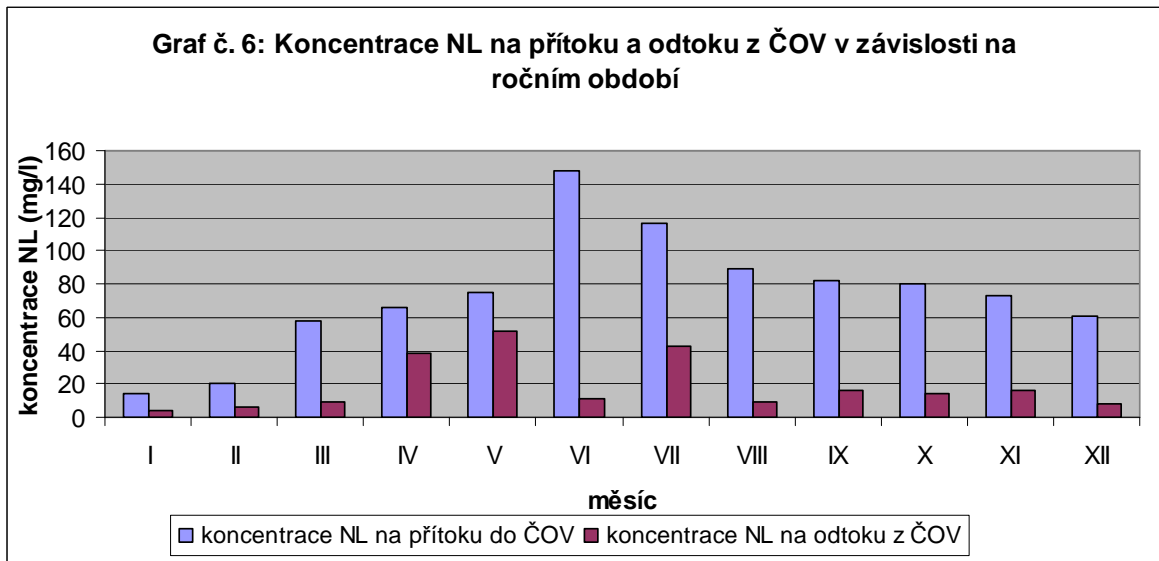
Tabulka VIII: Koncentrace NL na přítoku a odtoku z čistírny v jednotlivých měsících (mg/l)

	I	II	III	IV	V	VI
přítok	13,70	19,88	57,66(1)	66,3	74,80	148,2 ⁽²⁾
odtok	3,72	6,40	9,42(1)´	38,11	51,80	11,40 ^{(2)´}
účinnost (%)	72,85	67,81	83,66	42,53	30,75	92,31
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
přítok	116,03	88,8	82,20	79,50 ⁽³⁾	73,13	61,10
odtok	42,90	9,60	16,20	13,70 ^{(3)´}	16,41	8,60
účinnost (%)	63,02	89,18	80,30	82,77	77,56	85,91

(1) 52,48	(1)´ 8,54	(2) 132,69	(2)´ 9,97	(3) 71,49	(3)´ 14,40
63,21	9,25	154,41	11,11	85,78	11,22
57,29	10,47	157,5	13,12	81,23	15,48



Graf č. 5: Účinnost odstraňování NL v závislosti na ročním období



Graf č. 6: Koncentrace NL na přítoku a odtoku z ČOV v závislosti na ročním období

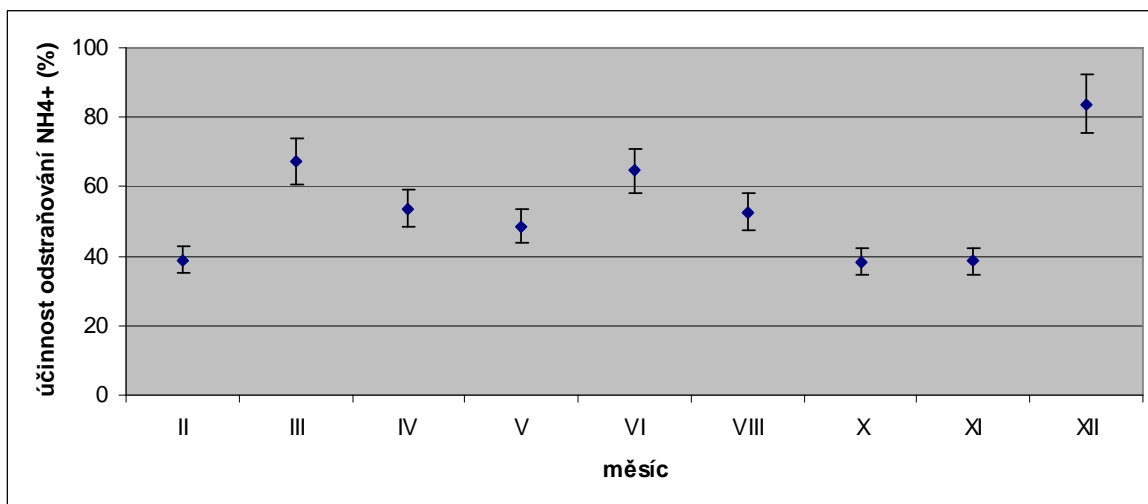
Účinnost odstraňování nerozpuštěných látek dosahovala v průměru přes 70 %. Dá se předpokládat, že na začátku provozu ČOV byla účinnost podstatně vyšší, ale v průběhu let docházelo k zanášení filtračního lože a snižování účinnosti. V několika případech byla koncentrace NL na odtoku vyšší než jsou povolené limity. To může být dáno tím, že již usazené nerozpuštěné látky jsou z filtračního pole vymývány a vynášeny. Účinnost byla vyšší v zimních měsících, což může být proto, že je filtrační lože promrzlé a nedochází tak k vymývání usazených nerozpuštěných látek a ke zvyšování jejich koncentrace.

IV.4. Odstraňování amoniakálního dusíku (N-NH₄)

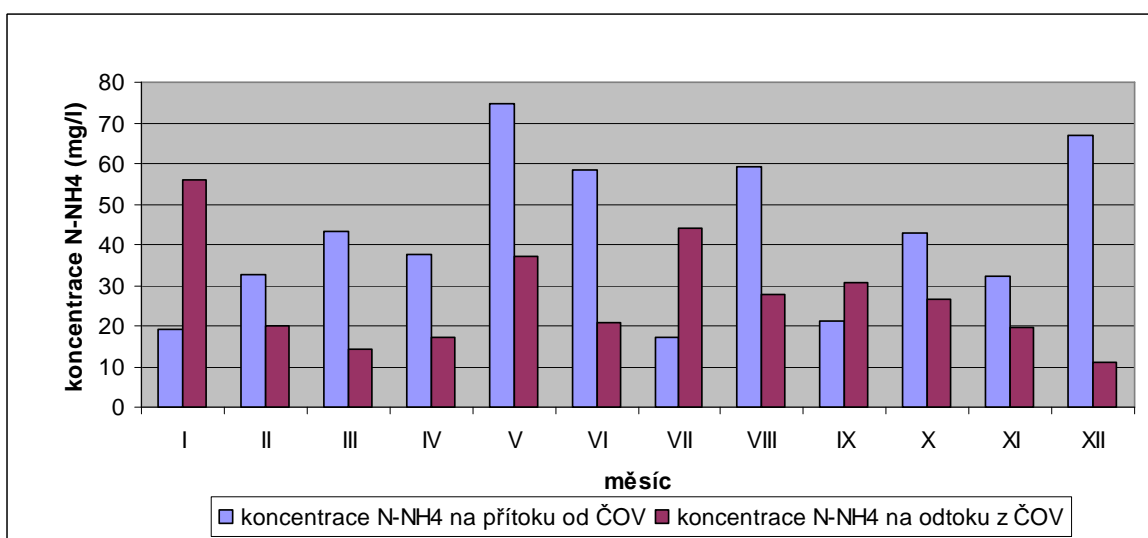
Tabulka IX: Koncentrace N-NH₄ na přítoku a odtoku z čistírny v jednotlivých měsících (mg/l)

	I	II	III	IV	V	VI
přítok	19,22 ⁽¹⁾	32,73	43,11	37,43	74,53	58,56
odtok	55,98 ⁽¹⁾	20,01	14,09	17,29	37,32	20,68
účinnost (%)	-	38,87	67,32	53,81	48,49	64,69
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
přítok	17,09 ⁽²⁾	59,18	21,24 ⁽³⁾	42,87	32,14	67,02
odtok	44,19 ⁽²⁾	27,85	30,60 ⁽³⁾	26,40	19,73	10,82
účinnost (%)	-	52,75	-	38,42	38,61	83,86

(1) 19,49	(1)' 55,05	(2) 17,63	(2)' 43,77	(3) 21,67	(3)' 30,73
18,86	56,12	16,84	44,21	21,61	29,86
19,31	56,77	16,80	44,59	20,44	31,21



Graf č. 7: Účinnost odstraňování N-NH₄ v závislosti na ročním období



Graf č. 8: Koncentrace N-NH₄ na přítoku a odtoku z ČOV v závislosti na ročním období

Účinnost odstraňování amoniakálního dusíku se ukázala jako naprosto nedostatečná. V průměru nepřesahovala více než 40 % a koncentrace N-NH₄ na odtoku z čistírny jen výjimečně dosahovaly požadovaných hodnot. To je dáno především nedostatkem kyslíku ve filtračním loži a v důsledku toho nízkou efektivitou procesu nitrifikace/denitrifikace.

Několikrát se stalo, že koncentrace amoniaku na odtoku z čistírny byla větší než koncentrace na přítoku. To může být dáno tím, že filtrační lože je výrazně anaerobní a převládá tak proces amonifikace nad procesy nitrifikace/denitrifikace.

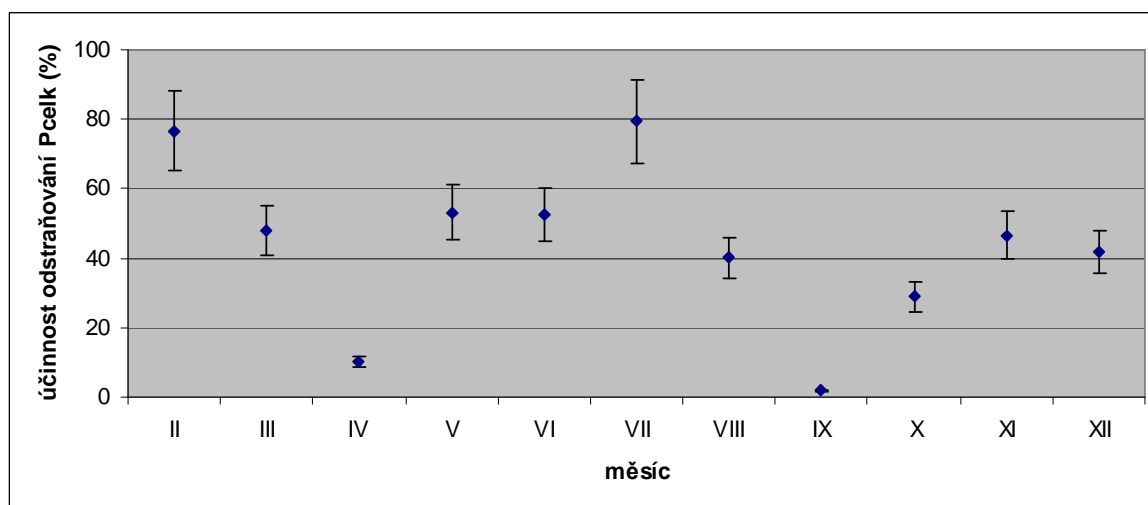
Předpoklad, že v zimním období bude odstraňování amoniaku probíhat hůře než v letních měsících se nepotvrdil. V prosinci byla účinnost odstraňování dokonce nejvyšší za celý rok.

IV.5. Odstraňování celkového fosforu (P_{celk})

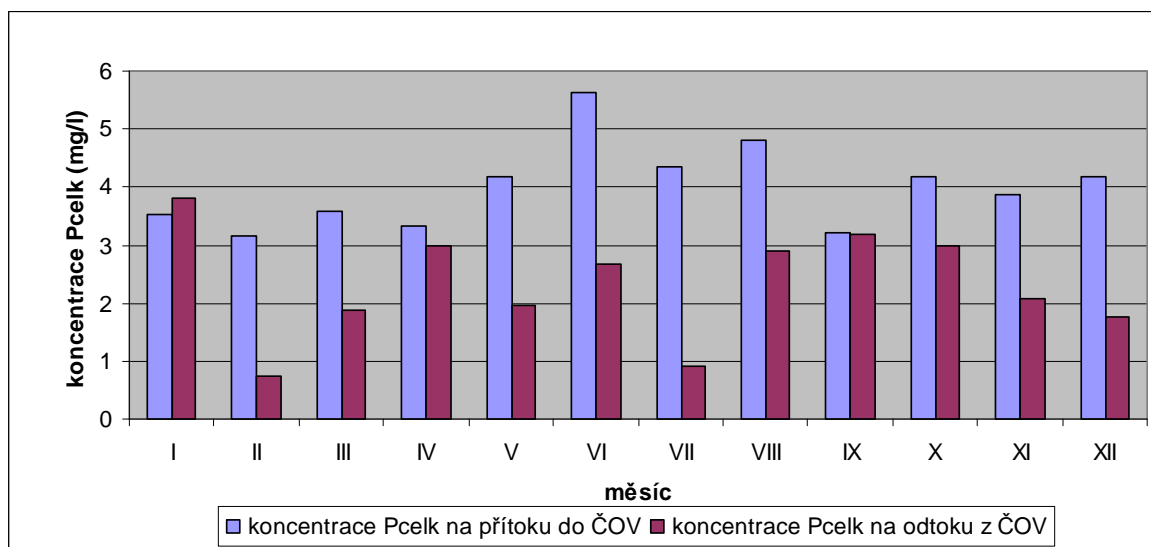
Tabulka X: Koncentrace P_{celk} na přítoku a odtoku z čistírny v jednotlivých měsících (mg/l)

	I	II	III	IV	V	VI
přítok	3,52 ⁽¹⁾	3,17	3,59	3,33 ⁽²⁾	4,18	5,63
odtok	3,81 ⁽¹⁾	0,74	1,87	2,99 ⁽²⁾	1,956	2,67
účinnost (%)	-	76,6	47,91	10,03	53,21	52,56
	VII	VIII	IX	X	XI	XII
přítok	4,36	4,814	3,20 ⁽³⁾	4,19	3,88	4,18
odtok	0,90	2,89	3,18 ⁽³⁾	2,98	2,07	1,75
účinnost (%)	79,34	40,07	1,87	28,88	46,65	41,92

(1) 3,46 (1)´ 4,10 (2) 3,41 (2)´ 2,99 (3) 3,32 (3)´ 3,30
 3,71 3,77 3,36 2,91 3,16 3,38
 3,30 3,56 3,22 3,07 3,12 2,86



Graf č. 9: Účinnost odstraňování P_{celk} v závislosti na ročním období



Graf č. 10: Koncentrace P_{celk} na přítoku a odtoku z ČOV v závislosti na ročním období

Účinnost odstraňování celkového fosforu byla nízká a v průměru dosahovala kolem 40 %. Stejně jako u nerozpuštěných látek můžeme předpokládat, že na začátku provozu byla účinnost odstraňování fosforu vyšší a postupně klesala. Biologické odstraňování fosforu může v kořenových čistírnách probíhat jen omezeně, protože není zajištěno střídání aerobních a anaerobních fází. V ČOV Čehovice byl jako filtrační materiál použit štěr, který nenapomáhá zvýšenému odstraňování fosforu a ani adsorpce fosforu na filtrační materiál tak neprobíhala s dostatečnou účinností.

Účinnost odstraňování značně kolísala a nenašla jsem přímou souvislost s teplotou.

V. ZÁVĚR

Provoz ČOV Čehovice lze zhodnotit pozitivně v souvislosti s odstraňování organických látek. Účinnost odstraňování organických látek vyjádřených jako BSK₅ byla průměrně vyšší než 80 %. Podobných výsledků dosahovala ČOV i u hodnot CHSK.

Odstraňování nerozpuštěných látek probíhalo s menší účinností. Během provozu ČOV Čehovice zatím nebyl vyměněn filtrační materiál, přestože doporučená doba je každých pět let. Výměnou filtračního materiálu se účinnost odstraňování nerozpuštěných látek nepochybně zvýší. V průběhu času bude ale opět klesat.

Jako kritické lze vyhodnotit účinnosti odstraňování amoniaku a fosforu. U amoniakálního dusíku účinnost odstraňování nedosáhla v průměru ani 40 %. Koncentrace amoniaku na odtoku téměř vždy překračovala stanovené limity, a to i dvojnásobně! Účinnost odstraňování fosforu se pohybovala rovněž pouze kolem 40 % .

Obecně lze říci, že kořenové čistírny zatím nejsou adekvátní alternativou klasických čistíren a to především kvůli nízké efektivitě při odstraňování amoniakálního i celkového dusíku a fosforu. Tyto prvky jsou přitom přísně sledovány, protože způsobují eutrofizaci povrchových vod.

Kořenové čistírny se stále můžou uplatnit především na samotách, kde není možnost napojení na kanalizaci. V rekreačních objektech, které jsou používány pouze sezónně nebo u jednotlivých domů či skupin domů, kde lze v odpadní vodě očekávat menší koncentrace amoniaku a fosforu.

Jejich výstavbu v menších či větších obcích vidím jako problematickou, především proto, že kořenové čistírny jsou často považovány za bezobslužné a jejich údržba pak bývá zanedbávána. Takové systémy pak nemohou fungovat správně.

VI. SUMMARY

The sewage plant Čehovice is possible to valorize positively in relation with elimination of biological substances. The effectivity of BOD₅ was on average more than 80%. The WWTP reached the similar values for COD.

The elimination of insolubles substances proceeded with worse effectivity. During operation of WWTP Čehovice still was not changed the filtration material because recommended time for change is every 5 years. The new filtration material would increase the effectivity for certain but with time would descend again.

We can critically evaluate the results of elimination of ammonia nitrogen and phosphorus. The effectivity of elimination of N-NH₄ did not reach on average not even 40% in outflow. The concentration of ammonia nitrogen almost always exceeded the established limits, sometimes doubly. The effectivity of elimination of phosphorus was also only around 40%.

We could say that grassroots sewage plants are not sufficient alternative compensation of classical plants first of all because of low effectivity of elimination of ammonia, total nitrogen and total phosphorus, hereat these values are strictly monitored because they implicate the eutrophication of surface water.

We can apply the grassroots sewage plants mainly in remote places where it is not possible to connect them to canalization. The best places are recreational resorts, which are used seasonally, singular houses or small groups of houses, where we suppose lower concentration of ammonia nitrogen and phosphorus in waste-water.

Construction of grassroots sewage plants is problematical in smaller or bigger towns and cities, mostly because these systems are regarded like unmanned and their servicing is neglected. In this case they could not work well.

VII. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. POŠTA, Josef. *Čistírny odpadních vod* Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2005. 207 s. ISBN 80-213-1366-8
2. ŠVEHLA, Pavel; TLUSTOŠ, Pavel; BALÍK, Jiří. *Odpadní vody*. Praha : Česká zemědělská univerzita v Praze, 2007. 142s. ISBN 978-80-213-1716-1
3. ŠÁLEK, Jan. *Přírodní způsoby čištění odpadních vod*. Brno : PC-DIR, 1995. 115 s. ISBN 80-214-0712-3.
4. HLAVÍNEK, Petr; MIČÍN, Jan; PRAX, Petr. *Stokování a čištění odpadních vod* Brno : Akademické nakladatelství CERM, 2003. 283 s. ISBN 80-214-2535-0
5. *Historie kanalizací : Dějiny odvádění a čištění odpadních vod v Českých zemích. první.* Praha : MILPO, 2002. 259 s. ISBN 80-86098-25-7.
6. REŠETKA, Dušan. *Stokování a čištění odpadních vod II : Čištění odpadních vod*. Brno : Vysoké učení technické v Brně, 1987. 194 s.
7. TOPINKA, Otto; ZVEJŠKA, Milan. *Kanalizace a čistírny odpadních vod III : Mechanické čištění*. Praha : Ministerstvo zemědělství, lesního a vodního hospodářství, 1964. 91 s.
8. DOHÁNYOS, Michal; KOLLER, Jan; STRNADLOVÁ, Nina. *Čištění odpadních vod. druhé.* Praha : Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 1998. 177 s.
9. ŠÁLEK, Jan. *Přírodní způsoby čištění odpadních vod*. Brno : PC-DIR, 1995. 115 s. ISBN 80-214-0712-3.
10. VYMAZAL, Jan *Současný stav ve využívání vegetačních kořenových čistíren ve světě a směry dalšího vývoje. In *Nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren* . Brno : Kabinet životního prostředí při Ústavu vodního hospodářství krajiny, 1998. s. 125.*
11. KOUŘIL, Milan. *Kořenové čistírny : Alternativní způsob nakládání s odpadními vodami (informační brožura pro obce, soukromníky a zemědělce)*. České Budějovice : Attavena, 2006. 24 s. ISBN 80-86778-22-3.

12. VYMAZAL, Jan. Využití kořenových čistíren pro čištění vod v České republice. In VYMAZAL, Jan ; OTTOVÁ, Vlasta. *Zkušenosti z realizací a provozu kořenových čistíren odpadních vod : sborník ze semináře konaného 5. října 1995 v Praze*. Ostrava : Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, 1995. s. 104. ISBN 80-02-01055-8.
13. LEGÁT, Vladimír. Přednosti a rizika realizace a provozu kořenových čistíren odpadních vod. In MALÁ, Eva; ŠÁLEK, Jan . *Přírodní způsoby čištění a využití odpadních vod II : sborník ze semináře konaného dne 26. dubna 2001*. Brno : Vysoké učení technické, 2001. s. 91. ISBN 80-214-1862-1
14. VYMAZAL, Jan. *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. Třeboň : ENVI, 1995. 147 s
15. DUŠEK, J. ;VYMAZAL, J. *EAmos* [online]. c2002-2010 [cit. 2010-04-19]. Využití mokřadů k ochraně kvality vody. Dostupné z WWW: <http://www.eamos.cz/amos/kek/externi/kek_407/12/12.htm>.
16. FADRUS, Hubert; ŠÁLEK, Jan; SUŠICKÁ, Zdenka. Poznatky z výzkumu sorpčních vlastností filtračních materiálů VKČ. In . *In Nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren*. Brno : Kabinet životního prostředí při Ústavu vodního hospodářství krajiny, 1998. s. 125.
17. DUŠEK, Jiří; KVĚT, Jan; VYMAZAL, Jan. Množství živin v porostech rákosu obecného a chrastice rákosovité na vegetačních kořenových čistírnách odpadních vod. In *In Nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren*. Brno : Kabinet životního prostředí při Ústavu vodního hospodářství krajiny, 1998. s. 125.
18. HUSÁK,Štěpán; KVĚT, Jan Rostliny vhodné pro vegetační čistírny odpadních vod. In *In Nové poznatky při řešení vegetačních kořenových čistíren*. Brno : Kabinet životního prostředí při Ústavu vodního hospodářství krajiny, 1998. s. 125.
19. *Biologie-poznávání* [online]. 2004 [cit. 2010-08-12]. Lipnicovité-rákos obecný. Dostupné z WWW: <http://www.guh.cz/edu/bi/biologie_rostliny/html04/foto_043.html>.
20. *Natura Italiana* [online]. 2010 [cit. 2010-08-12]. Phalaris arundinacea. Dostupné z WWW: <<http://luirig.altervista.org/naturaitaliana/viewpics2.php?rcn=40625>>.

21. VYMAZAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *ScienceDirect* [online]. July 2007, Volume 380, Issues 1-3, [cit. 2010-04-30]. Dostupný z WWW: <www.sciencedirect.com>.
22. VYMAZAL, Jan. The use of sub-surface wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic : 10 years of experience. *ScienceDirect* [online]. June 2002, Volume 18, Issue 5, [cit. 2010-04-30]. Dostupný z WWW: <www.sciencedirect.com>.
23. VOHLA, Christina, et al. Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *ScienceDirect* [online]. July 2006, Volume 380, Issues 1-3, [cit. 2010-04-30]. Dostupný z WWW: <<http://www.sciencedirect.com>>.
24. *Provozní řád ČOV Čehovice*, 2003.
25. TNV 75 7590. *Jakost vod - Stanovení chemické spotřeby dichromanem*. Praha : Hydroprojekt a.s.
26. HORÁKOVÁ, Marta, et al. *Analytika vody*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2000. 283 s. ISBN 80-7080-391-5.
27. ČSN 1899-1. *Jakost vod - Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech : Zřed'ovací a očkovací metoda s přidavkem allylthiomočoviny*. [s.l.] : Český normalizační institut, únor 1999.
28. ČSN ISO 5664. *Jakost vod - Stanovení amonných iontů : Odměrná metoda po destilaci*. [s.l.] : Český normalizační institut, červen 1994.
29. ČSN EN ISO 6878. *Jakost vod - Stanovení fosforu : Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným*. [s.l.] : Český normalizační institut, únor 2005.
30. ČSN EN 872. *Jakost vod - Stanovení nerozpuštěných látek : Metoda filtrace filtrem ze skleněných vláken*. [s.l.] : Český normalizační institut, červenec 1998.
31. *Analytika odpadních vod*. Praha : Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, 1996. 130 s. ISBN 80-02-01072-8.

32. ŠOUKALOVÁ, Petra. *Sledování kvalitativních parametrů procesu čištění odpadních vod a jejich vyhodnocování ve vztahu k řízení technologie*. Pardubice, 2004. 63 s. Absolventská práce. Vyšší odborná škola chemická.

VIII. SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Fotodokumentace ČOV Čehovice