

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Moderní trendy v oboru čištění odpadních vod

Bakalářská práce

Kirill Antonov

Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: Ing. Pavel Švehla, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „**Moderní trendy v oboru čištění odpadních vod**“ jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22.04.2022

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D. za cenné rady a připomínky související se zpracováním této bakalářské práce. Děkuji pánovi Ing. Miroslavu Váňovi z výzkumného ústavu vodohospodářského za poskytnutí užitečných odborných časopisů, také bych rád poděkoval paní Michaelé Holcové a Ing. Bc. Martinu Srbovi, Ph.D., PVK za exkurzi v čistírně odpadních vod v Praze 6.

Moderní trendy v oboru čištění odpadních vod

Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývá moderními trendy čištění odpadních vod. Nejprve jsou v práci shrnuty typy odpadních vod, hlavní ukazatele znečištění a základní legislativa. Jsou popsány tradiční postupy čištění odpadních vod a různé moderní biologické, fyzikálně-chemické a elektrochemické metody úpravy vod. Mechanické předčištění pomáhá odstranit hrubé nečistoty, jejichž přítomnost je nežádoucí v dalších procesech čištění. Při mechanickém stupni čištění se používají automatické zařízení (česle, síta, lapáky písku atd.). Tyto zařízení dokážou odstranit více než 60 % nerozpuštěných předmětů a látek.

Následující biologické čištění pomocí mikroorganismů je pak zaměřeno hlavně na odstranění dusíku a fosforu a rozklad dalších látek na jednodušší látky. S rozvojem technologií, které jsou v práci zmiňovány, můžeme odstraňovat tyto látky účinněji a při tom šetřit na nákladech v provozu čistíren. Například, dusík z odpadních vod můžeme odstraňovat pomocí nitrificace – ANAMMOX, což pomáhá šetřit na elektřině v provozu čistíren. Druhou důležitou k odstraňování látku jako fosfor můžeme např. odstranit pomocí využívání přírodních materiálů, kdy jsou srážecí metody nahrazovány metodami založenými na biofiltračních procesech, kde se používají modifikované sorpční materiály a je ta metoda šetrná k ekologii.

Po biologickém čištění je možné vodu dočistit a využívat pro různé účely. Konečně můžeme dosáhnout i kvality vody, která je srovnatelná s pitnou vodou. K tomu existují různé fyzikálně-chemické metody, jako jsou adsorpce, stripování, koagulace, flokulace, flotace a membránové metody. Většinou se fyzikálně-chemické metody používají pro čištění průmyslových odpadních vod. Každý průmysl (potravinářský, automobilový, chemický, sklářský, textilní, metalurgický) musí mít speciální zařízení na čištění produkovaných odpadních vod, aby se vyhnul vypouštění surových vod s vysokým obsahem toxických a nebezpečných látek.

Samozřejmě, že s postupující změnou lidského života stále se objevují nové znečištění ve formě různých léčiv, ilegálních drog atd., proto se vláda snaží upravit zákony tak, aby technologie čištění fungovaly co nejlíp.

Klíčová slova: čištění odpadních vod, organické znečištění, sloučeniny dusíku, aktivační proces, terciární čištění, průmyslové vody, toxické látky

Modern trends in the field of wastewater treatment

Summary

This bachelor's thesis is about modern trends in the field of wastewater treatment. This paper initially summarises the types of wastewater, key contamination indicators and the basic legislation. It also describes the traditional procedures used to treat wastewater and various modern biological, physical-chemical and electro-chemical methods for treating water. Mechanical pre-treatment helps remove large contaminants, the presence of which is undesirable during the subsequent treatment processes. Automatic systems (trash racks, screens, sand traps, etc. are used during the mechanical treatment phase. These systems are capable of removing over 60% of un-dissolved items and substances.

Subsequent biological treatment using micro-organisms focuses mainly on removing nitrogen and phosphorus and breaking down other substances into simpler elements. As the technologies that are mentioned in this paper are developed further, we will be able to remove these substances more effectively, while reducing costs for operating wastewater treatment plants. For instance, nitrogen can be removed from wastewater using nitrification – ANAMMOX, which helps reduce the electricity needed to operate wastewater treatment plants. Another significant substance that is removed from wastewater is phosphorus, which we can remove using natural materials for example. This means that coagulation methods are replaced by methods based on biofiltration processes, in which modified absorption materials are used and these methods are therefore more environmentally friendly.

After biological treatment, the water can be treated further and used for various purposes. We can even achieve a water quality that is comparable to potable water. There are various physical-chemical methods for this, such as absorption, desorption, coagulation, flocculation, flotation and membrane methods. Physical-chemical methods are usually used to treat industrial wastewater. Each industry (food, automotive, chemical, glass, textile, metallurgical) must have specific equipment for treating the produced wastewater in order to prevent raw water containing high amounts of toxic and dangerous substances being discharged.

New contaminants in the form of various medications, illegal drugs, etc. appear as the human world gradually changes, which is why the government endeavours to modify laws so that the treatment technology works as efficiently as possible.

Keywords: wastewater treatment, organic contamination, nitrogen compounds, activation process, tertiary treatment, industrial water, toxic substances

Obsah

1	ÚVOD	10
2	CÍL PRÁCE	11
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	11
3.1	TYPY ODPADNÍCH VOD	11
3.1.1	Splaškové vody	11
3.1.2	Průmyslové odpadní vody	11
3.1.3	Dešťové odpadní vody	12
3.1.4	Městské odpadní vody.....	12
3.2	UKAZATELE ZNEČIŠTĚNÍ	13
3.2.1	Biochemická spotřeba kyslíku (BSK).....	13
3.2.2	Chemická spotřeba kyslíku (CHSK).....	13
3.2.3	Dusík	14
3.2.4	Fosfor	14
3.3	LEGISLATIVA	15
3.4	MECHANICKÉ ČIŠTĚNÍ	16
3.4.1	Hrubé předčištění	16
3.4.2	Usazovací nádrže	17
3.4.3	Zahušťovací nádrže	17
3.5	BIOLOGICKÉ ČIŠTĚNÍ	18
3.5.1	Mikroorganismy.....	18
3.5.2	Aktivovaný kal.....	19
3.5.3	Aktivační proces	20
3.5.4	Dosazovací nádrže	20
3.6	ODSTRAŇOVÁNÍ NUTRIENTŮ	21
3.6.1	Odstraňování dusíku.....	21
3.6.1.1	Nitrifikace	21
3.6.1.2	Denitrifikace	22
3.6.1.3	Nitritace – ANAMMOX	22
3.6.2	Odstraňování fosforu.....	24

3.7	METODY ČIŠTĚNÍ PRŮMYSLVÝCH ODPADNÍCH VOD	25
3.7.1	Koagulace a flokulace	26
3.7.2	Flotace	26
3.7.3	Elektroflotace.....	27
3.7.4	Adsorpce.....	27
3.7.5	Stripování	28
3.7.6	Filtrace.....	29
3.7.7	Membránová technologie	29
3.7.7.1	Mikrofiltrace a ultrafiltrace.....	30
3.7.7.2	Nanofiltrace.....	31
3.7.7.3	Reverzní osmóza	31
3.7.7.4	Zanešení a čištění membrán.....	31
3.7.8	Neutralizace	32
3.7.9	Chemická oxidace a redukce	34
3.7.9.1	Oxidace chlorem a jeho sloučeninami.....	34
3.7.9.2	Oxidace peroxidem vodíku	35
3.7.9.3	UV záření	36
4	ZÁVĚR.....	36
5	LITERATURA	38
6	SEZNÁM OBRÁZKŮ A TABULEK.....	43

1 Úvod

Zajištění čisté vody je jedním z hlavních cílů lidstva. Čištění vod se značně komplikuje s rostoucím počtem lidí na planetě Zemi a neustálým používáním přírodních zdrojů. Kromě toho lidská činnost zapříčiňuje vznik nových znečišťujících látek v životním prostředí, což představuje pro vodohospodářskou oblast při čištění vody obrovský problém. Znečištění vody definujeme jako takovou změnu fyzikálních, chemických a biologických vlastností vody, že nemůže být dále běžně využívána. Takovou vodu považujeme za odpadní, a proto ji zpracováváme v čistírnách odpadních vod.

V poslední době se čištění odpadních vod stále více modernizuje a bývají používány stále nové technologie. Cílem každé technologie je dosáhnout stavu vyčištěné vody, která je srovnatelná s kvalitou vody v přírodě. Taková voda musí dle zákona odpovídat normám jakosti.

Zákony platné v České republice a doplňující vládní vyhlášky stanovují limitní koncentrace znečištění i způsob finanční kompenzace za vypouštěné znečištění. Provozovatele ČOV se snaží čistírnu provozovat co nejlépe v rámci finančních možností.

S postupujícím časem se situace mění a navyšuje se čím dál více potřeba financování takových projektů a také se zvyšuje potřeba kvalitních pracovníků v oboru moderních metod čištění odpadních vod. S pokročilým rozvojem technologií čištění odpadních vod lidé dostávají kvalitnější vodu pro své různé potřeby.

Tato práce bude zaměřena na čištění městských a průmyslových odpadních vod. Základem je odstraňování nutrientů z odpadních vod, které podporují nežádoucí růst mikroorganismů (eutrofizace). Dusík a fosfor jsou dvěma hlavními nutrienty. Odstranění dusíku můžeme řešit biologickou cestou, ale pro odstranění fosforu je nutné provést i chemické srážení. V tyto práci shrnuty i nové trendy odstraňování dusíku a fosforu, což je důležité a pomáhá šetřit na nákladech v provozu čistíren. Další procesy čištění jako koagulace, flokulace, flotace, membránové čištění, adsorpce a stripování pomáhají dosáhnout kvality vody, která je srovnatelná s pitnou vodou.

2 Cíl práce

Cílem této práce je vytvořit literární rešerši zaměřenou na prezentování základních a nejmodernějších přístupů čištění odpadních vod. Bude vytvořena přehledná a kvalitní literární rešerše na toto téma.

Budou uvedeny moderní metody čištění vedoucí k odstranění různých složek znečištění z odpadních vod různého složení a tím bude ukázáno, jak můžeme šetřit na čištění odpadních vod na nákladech v provozu čistíren.

3 Literární rešerše

3.1 Typy odpadních vod

3.1.1 Splaškové vody

Pocházejí z domácností, hygienických zařízení, objektů společného stravování a ubytování. Jsou znečištěny organickými a anorganickými látkami, obsahují řadu mikroorganismů. Jedná se o živé i neživé organismy přicházející do odpadní vody s fekáliemi, popř. i jinou cestou (nedostatečně dezinfikovaná voda pocházející z úklidu nemocničních prostor apod.), proto jsou splaškové vody velice nebezpečné z hlediska jejich infekčnosti.

Množství splaškových odpadních vod kolísá během dne, týdne i roku. Kolísání průtoku je nejmenší ve velkých městech, avšak v malých obcích je značné. Maxima i minima závisí na režimu dne. Ve středoevropských poměrech se hlavního maxima dosahuje obvykle v poledních hodinách, někdy lze pozorovat ještě druhé maximum ve večerních hodinách.

Splaškové odpadní vody jsou obvykle barevně šedavé až hnědé s vysokým množstvím rozptýlených nerozpuštěných a rozpuštěných látek. Hlavní podíl znečišťujících látek splaškových odpadních vod připadá na moč a fekálie (Švehla et. al. 2007).

3.1.2 Průmyslové odpadní vody

Složení i vlastnosti průmyslových odpadních vod se liší od komunálních odpadních vod. Jejich znečištění je ovlivněno charakterem výroby průmyslových podniků. S vývojem technologie průmyslové výroby se mění i produkce znečištění, některé složky obsažené v odpadní vodě, se přestanou vyskytovat, jiné se objeví (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Významné je rovněž kolísání koncentrace i množství odpadních vod v krátkých časových intervalech. Těmto faktorům se proto musí čistírny odpadních vod přizpůsobit.

Jejich provedení musí umožňovat jejich rozšíření nebo doplnění o nové technologické procesy (Naushad et.al. 2015).

Návrh technologie čištění průmyslových odpadních vod musí vycházet z podrobné analýzy vodního hospodářství podniku, z posouzení jednotlivých technologických procesů a způsobů, jak se v nich používá voda (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Cílem této analýzy je hledání možností, jak snížit produkční znečištění, omezit potřebu vody nebo zařadit přímo do výrobního procesu vhodné procesy předčištění, které by dovolily recyklovat zachycené složky zpět do výroby nebo recirkulovat předčištěnou vodou.

Tím dosáhneme omezení produkce znečištění a sníží se objem průmyslových odpadních vod a s tím i provozní náklady (Dohányos et. al. 1994).

3.1.3 Dešťové odpadní vody

Dešťové odpadní vody obsahují samotnou dešťovou vodu, splachy a drenážní vodu. Dešťová voda je obvykle poměrně čistá, ale při omývání městských a venkovských staveb a při průchodu atmosférou se kontaminuje různými nečistotami.

Koncentrace znečišťujících látek v dešťové vodě je nejvyšší v první fázi deště. Obecně platí, že kvalita dešťových odpadních vod velice kolísá a záleží na intenzitě srážek, předchozím průběhu dešťů a na charakteristických znacích sběrné oblasti stoky (Švehla et. al. 2007).

Dešťové odpadní vody zředí splaškové odpadní vody, a tak zpomalují kinetiku biologických čistírenských procesů. Směs dešťových a splaškových odpadních vod, pokud jejich množství při dešťové události převyší hydraulickou kapacitu stoky, je odlehčována na síti nebo před čistírnou odpadních vod do recipientu.

Podle poslední novely zákona o vodách č. 113/2018 Sb. je na tuto odlehčenou směs pohlíženo jako na nečištěné odpadní vody, pro jejichž vypouštění je nutno získat povolení příslušného vodoprávního úřadu (Wanner 2016).

3.1.4 Městské odpadní vody

Městské odpadní vody jsou směsí splaškových a průmyslových odpadních vod, popř. dešťových a balastních vod. Tato směs přichází kanalizací na čistírnu odpadních vod. U městských odpadních vod hodnotíme jejich barvu a zápach. Barva by měla být šedohnědá až hnědá. Přítomnost některých průmyslových odpadních vod může propůjčovat městským odpadním vodám i jiná zbarvení (Švehla et. al. 2007).

Pokud převládá černé zbarvení městské odpadní vody, existuje reálné nebezpečí zahnívání odpadních vod v kanalizaci. To je navíc doprovázeno zápachem odpadní vody po sulfanu. V takovém případě je nutno provést příslušná opatření na stokové síti, protože zahnívající odpadní voda je schopná narušovat čistírenské procesy.

Naproti tomu čerstvá městská odpadní voda má typický splaškový zápach. Teplota městských odpadních vod závisí na typu stokové soustavy a velikosti sídla. U jednotné kanalizace je rozptyl teplot větší než u oddělené kanalizace, což je způsobeno již zmíněným vlivem srážkových vod (Prasad et. Karchiyappan 2019).

U větších sídel teplota městských odpadních vod neklesá v zimě pod 10 °C a v létě nepřesahuje 20 °C. Odpadní voda by měla být neutrální až mírně alkalická, hodnoty pH by se měly pohybovat v rozmezí 7,0–7,5. V případě zahnívání městské odpadní vody může docházet i k poklesu pH pod 7,0 v důsledku tvorby nižších mastných kyselin. Míra poklesu pH závisí zejména na alkalitě odpadní vody (KNK_{4,5}), která je dána alkalitou pitné vody v místě (Dohányos et. al. 1994).

3.2 Ukazatelé znečištění

3.2.1 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)

Hodnota, která vyjadřuje množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek přítomných ve vodě za aerobních podmínek. BSK se udává v mg/l. Index BSK₅ znamená délku testu ve dnech. Nevýhodou je dlouhá doba provádění testu (Švehla et. al. 2007).

3.2.2 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Hodnota, která vyjadřuje množství organických látek obsažených ve vodě, které jsou chemicky oxidovatelné. Obvykle stanovení probíhá tak, že jsou organické látky ve vzorku oxidovány dichromanem draselným a z tohoto množství spotřebovaného oxidačního činidla se vypočte teoretické množství kyslíku potřebného pro oxidaci organických látek přítomných v dané vodě. Hodnota CHSK je vyšší než hodnota BSK₅. Toto stanovení je používáno pro rychlé určení celkové koncentrace znečištění, neboť hodnoty CHSK lze stanovit již v den, kdy byly odebrány vzorky vody (Švehla et. al. 2007).

V současné době se hodnoty BSK a CHSK stanovují pomocí automatických přístrojů. Například v ústřední čistírně odpadních vod v Praze 6 používají robotické analyzátoři firmy Skalár.



Obrázek č.1 Robotický analyzátor na měření CHSK

(Zdroj: <https://cs.skalar.com/analyzatory/roboticke-analyzatory1/>)

3.2.3 Dusík

Ve vodě se dusík vyskytuje ve formě dusičnanů (NO_3^-), dusitanů (NO_2^-), amoniakálního dusíku (NH_3 , NH_4^+) a v podobě organického vázaného dusíku, jako jsou bílkoviny, jejich štěpné produkty a močovina.

Ve vodách se stanovuje celkový dusík (N_{celk}), který se dále dělí na anorganicky vázaný dusík a organicky vázaný dusík. Nejdůležitějšími ukazateli jsou koncentrace amoniakálního, dusitanového a dusičnanového dusíku (Pitter 2015).

Pokud je přítomen ve vodě amoniakální dusík, je i v poměrně nízkých koncentracích jedovatý pro živé organismy (Švehla et. al. 2007).

V aerobních podmínkách probíhá přeměna amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany (nitrifikace) a pak už v anaerobních podmínkách na elementární dusík – denitrifikace (Pitter 2015).

3.2.4 Fosfor

Zdrojem fosforu ve vodě jsou rozpouštění a vyluhování některých půd. Z hlediska antropogenního mohou být zdrojem fosforu některé prací a čisticí prostředky, fosforečná hnojiva. Významným bodovým zdrojem mohou být velkochovy hospodářských zvířat (Pitter 2015).

Celkový fosfor ve vodách se dělí na rozpuštěný a nerozpuštěný a stanovuje se po mineralizaci vzorku vody peroxidisíranem nebo směsí kyseliny sírové a kyseliny dusičné, rovněž za varu. Rozpuštěný a nerozpuštěný se dále dělí na anorganicky i organicky vázaný a vázaný (Pitter 2015).

Rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor se dále dělí na orthofosforečnanový a polyfosforečnanový. Sloučeniny fosforu mají významnou úlohu v přírodním koloběhu látek a jsou nezbytné pro nižší i vyšší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor.

Fosfor má klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod a z těchto důvodů byl vyhláškou MŽP ČR č. 78/2006 Sb. omezen obsah fosforu v pracích prostředcích pro domácnost nejvýše na 0,5 % (Pitter 2015).

3.3 Legislativa

Cílem legislativy je vytvořit podmínky pro plynulé a bezpečné odvádění odpadních vod, pro to existují speciální zákony. Současná legislativa na úseku čištění odpadních vod v České republice vychází z principů příslušných směrnic Evropské unie (91/271/EEC a 2000/60/EC) a navazuje na tradici předchozí legislativy, která byla ve směru k čištění odpadních vod mimořádně dobře a prozíravě koncipována (zákon o vodách č. 138/1973 a prováděcí nařízení vlády č. 25/1975 Sb.). Určitým potvrzením kvality této původní právní úpravy je fakt, že vodní zákon byl celý změněn až v roce 2001 po předchozí novele o ochranných pásmech (zákon č. 14/1998 Sb.) a doplněn po změně nařízení vlády o úplatách na zákon č. 58/1998 Sb. (zákon o poplatcích za vypouštění odpadních vod do povrchových).

Stávající vodní zákon č. 254/2001 se zabývá čištěním odpadních vod a v něm je ukládána povinnost, která říká, že „Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování v souladu s podmínkami stanovenými v povolení k jejich vypouštění. Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti zneškodňování nebo čištění odpadních vod, kterými se rozumí nejúčinnější a nejpokročilejší stupeň vývoje použité technologie zneškodňování nebo čištění odpadních vod, vyvinuté v měřítku umožňujícím její zavedení za ekonomicky a technicky přijatelných podmínek a zároveň nejúčinnější pro ochranu vod“.

Celkem bylo od roku 1992 nařízení vlády změněno čtyřikrát. Poslední změna je přímá novela (zákon) č. 544/2020 Sb., kterou se mění zákon č. 254/2001. Novela upravuje hlavu „Zvládání sucha a stavu nedostatku vody“ a zavádí povinnost zpracování plánů pro zvládání sucha a stavu nedostatku vody pro území České republiky.

Ale zatím by legislativa měla mít zájmy ochrany vodního prostředí prosazovat rychle. A tím byla přijata novela č. 401/2015 Sb. týkající se poplatků za odběr vody a za vypouštění zbytkového znečištění. To všechno znamená, že čistírny odpadních vod musí zařazovat technologie, které povedou ke snížení koncentrace znečištění.

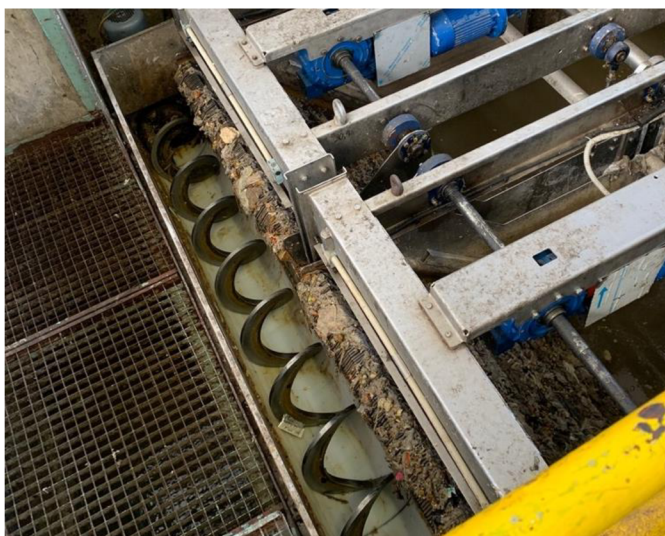
3.4 Mechanické čištění

3.4.1 Hrubé předčištění

Cílem hrubého předčištění je odstranění velkých předmětů a drobných částic. Tyto předměty by mohly způsobovat nežádoucí poruchy strojního zařízení. Aby se tomu dalo vyhnout, čistírny odpadních vod používají lapáky šterku a česle. V lapácích šterku se odstraňují velké a těžké předměty.

Lapák šterku je jímka situovaná těsně před čistírnou na přivaděči odpadních vod. Významnou částí hrubého předčištění vod jsou česle. Jsou určeny k zachycování jak větších předmětů, tak i hrubých nerozpuštěných částic (zbytky ovoce, zeleniny).

Česle jsou tvořeny řadou ocelových prutů kruhového, obdélníkového či lichoběžníkového profilu. Jsou zasazeny do pevného rámu, který je umístěn většinou pod úhlem 30° až 60° v přítokovém žlabu za lapákem šterků (Dohányos et. al. 1994).



Obrázek č.2 Shrabky na česlích

(Zdroj: Autor práce)

Podle vzdálenosti mezi česlicemi rozeznáváme česle hrubé s šířkou mezi česlicemi větší než 60 mm a jemné s průlinami menšími než 40 mm. Ve velkých čistírnách odpadních vod se zařazují hrubé a jemné česle za sebou, v čistírnách menších se instalují většinou pouze česle hrubé (Dohányos et. al. 1994).

Shrabky, které se hromadí mezi česlicemi, jsou odstraňovány strojním či ručním stíráním pomocí hrabel. Zpracování shrabků, které se zachytí na česlích, musí být uvážené,

protože se jedná o velmi nebezpečný materiál. Likvidaci shrabků provádějí jejich spalováním při teplotě až 750 °C (Švehla et. al. 2007).

V lapacích písku se odstraňují suspendované, těžké anorganické látky jako písek, úlomky skla, jemná škvára atd. Lapáky písku pracují na principu snížení průtočné rychlosti vody. V lapáku písku by se měl zachytit pouze minerální podíl suspenze do velikosti zrn 0,1 až 0,2 mm bez organických příměsí (Dohányos et. al. 1994).

3.4.2 Usazovací nádrže

Usazováním rozumíme odstranění tuhých částic vlivem tíhového zrychlení. Jestliže se jednotlivé částice navzájem neovlivňují a klesají konstantní rychlostí, mluvíme o prosté sedimentaci. Zrnitý kal sedimentuje v málo koncentrovaných suspenzích (Dohányos et. al. 1994).

V suspenzích koncentrovanějších vlivem sedimentace jedné částice dochází k ovlivňování sedimentační rychlosti částic druhých a jejich pohyb se směrem ke dnu zpomaluje. V takovém případě hovoříme o usazování rušeném, při kterém si jednotlivé částice zachovávají svoji vlastní usazovací rychlost.

Vzroste-li však koncentrace suspenze na hodnotu, při které se začíná tvořit fázové rozhraní mezi kapalnou a tuhou fází, částice ztrácejí svůj individuální charakter, hovoříme o zahušťování suspenzí (Dohányos et. al. 1994).

K separaci tuhé fáze od kapaliny se používá většinou průtočných usazovacích nádrží. Nádrže s přerušovaným provozem se nazývají dekantační.

Průtočné nádrže bývají kruhové, pravoúhlé s horizontálním průtokem nebo vertikálním průtokem, které mají vespod kalový prostor. Usazovací nádrže zahrnují vtokový objekt, kde se zpomaluje přítok odpadní vody odtokovým žlabem.

U usazovacích nádrží musíme čistit kalový prostor, aby kal nezhoršoval kvalitu odtékající odpadní vody. Proto se používá kalové čerpadlo. Účinnost usazovacího procesu je možné zvýšit zvětšením horní plochy nádrže, a to lze splnit vhodným konstrukčním uspořádáním nádrží např. etážovým uspořádáním a bioflokulací (Karmanov et. Pólina 2015).

3.4.3 Zahušťovací nádrže

Slouží k odvodňování získaného kalu z usazovacích nádrží před jeho dalším zpracováním. V zahušťovací průtočné nádrži rozeznáváme tři pracovní zóny.

Horní tvoří zóna relativně čisté kapaliny, ve které probíhá prostá sedimentace, pod ní se nachází přechodná oblast, ve které probíhá obvykle rušené usazování a v nejspodnější části nádrže se nachází zóna zahušťovací.

Zahušťování kalu je důležité pro snížení počtu kalolisů, odstředivek, vakuových filtrů apod. Použití zahušťovací nádrže před vyhnívacími komorami zvětšuje objem vyhnívacího prostoru a zlepšuje tepelnou bilanci při jejich vytápění (Dohányos et. al. 1994).

3.5 Biologické čištění

Základem všech biologických čistírenských procesů jsou biochemické oxidačně-redukční reakce. Rozhodujícím faktorem pro rozdělení těchto reakcí je konečný akceptor elektronů a s tím související hladiny oxidačně redukčních potenciálů. V aerobní oblasti probíhá oxidace organických látek a nitrifikace. Rozpuštěný kyslík je konečným akceptorem elektronů (Hlavínek 2012).

V anoxické oblasti probíhá denitrifikace. Tady jsou však přítomné dusičnany a dusitany. Dusičnanový a dusitanový dusík slouží jako konečný akceptor elektronů. Dále zde probíhá depolymerace polyfosfatů, desulfatace, anaerobní acidogenese a methanogenese. Konečným akceptorem elektronů je v tomto případě vlastní organická látka, kde v procesu část molekuly oxiduje a jiná část se redukuje (Sirotkin et. al. 2014).

3.5.1 Mikroorganismy

Mikroorganismy jsou schopny odstraňovat pouze organické látky biologicky rozložitelné. Na biologickou rozložitelnost organických látek lze usuzovat z vyplývajících hodnot BSK a jejich poměru k teoretické spotřebě kyslíku.

Při biologickém čištění část organických látek odstraněných z odpadní vody zoxiduje na CO_2 a H_2O a část se spotřebuje na syntézu zásobních látek a nových buněk.

Jako zásobní látky jsou nejčastěji syntetizovány polysacharidy a lipidy. Syntéza se navenek projevuje zvětšováním hmotnosti biomasy a zvyšováním počtu mikroorganismů. Růst zvyšuje koncentraci biomasy (Karmanov et. Pólina 2015).

Látky přítomné v jemné a koloidní disperzi jsou z odpadní vody odstraňovány fyzikálními a fyzikálně-chemickými pochody. Jde v podstatě o koagulaci a sorpci těchto látek na shlucích mikroorganismů, třeba vločkách či nárostech tvořících směsnou kulturu. Látky takto zachycené mohou být podle své povahy enzymaticky štěpeny nebo můžou tvořit součást vloček nebo nárostů. Odstraňování nerozpuštěných látek koagulačními a sorpčními pochody

probíhá mnohem rychleji než odstraňování látek rozpuštěných enzymatickými pochody (Dohányos et. al. 1994).

Nízkomolekulární látky jsou přímo přenášeny do buňky stereospecifickými enzymovými transportními systémy. V těchto systémech se tvoří enzymy běžně se vyskytující v buňce ve spojení s vlastnostmi buněčné stěny. Vysokomolekulární látky jako například bílkoviny, polysacharidy a lipidy jsou nejprve štěpeny hydrolytickými exoenzymy na sloučeniny nízkomolekulární, třeba monosacharidy, aminokyseliny atd. a ty jsou opět přenášeny do buněk. Uvnitř buněk jsou za katalytického působení organické látky dále štěpeny řady nejrůznějších enzymů, na jejímž konci stojí enzymy dýchacího řetězce. V dýchacím řetězci se vodík přeměňuje na vodu. Část substrátu je takto zoxidována na CO₂ a H₂O a část převedena na specifické sloučeniny za kterých si mikroorganismy syntetizují zásobní látky a specifické bílkoviny (Dohányos et. al. 1994).

To všechno znamená, že biologické čištění je komplexem následných fyzikálně-chemických a biochemických reakcí, které na sebe navazují.

3.5.2 Aktivovaný kal

Aktivovaným kalem nazýváme směsnou kulturu, kterou poprvé vypěstovali v Manchesteru v roce 1913 dlouhodobým provzdušňováním městských splašků.

V aktivovaném kalu se vyskytují převážně volně se pohybující bakterie ve formě zoogleí.

Z bakterií se nejčastěji vyskytují následující rody: *Achromacter*, *Azotobacter*, *Bacillus*, *Mycobakterium*, *Nocardia*, *Flavobacterium* (Dohányos et. al. 1994).

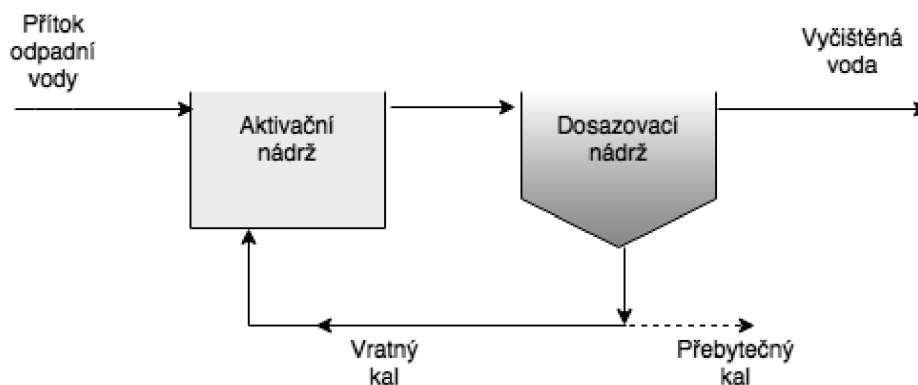
Kromě různých druhů bakterií mohou být v aktivovaném kalu přítomny v menším množství také plísně a kvasinky. Zpravidla bývají přítomny i bakterie nitrifikační (*Nitrobacter* a *Nitrosomonas*). Také jsou přítomny různé vláknité mikroorganismy, například *Leptomitus*, *Thiothrix*, *Beggiatoa*, *Nocardia* a další (Karmanov et. Pólina 2015).

Vyšší organismy, mezi něž řadíme například prvoky, můžeme v aktivovaném kalu také najít. Slouží jako indikátory pro odhad stavu aktivovaného kalu.

Kvalitativní i kvantitativní složení aktivovaného kalu závisí hlavně na substrátu a jeho složení a také na hodnotách technologických parametrů během kultivace. Aktivovaný kal se liší od čistých kultur mikroorganismů tím, že je schopen se oddělovat od kapalně fáze prostou sedimentací. Jednou z nejcennějších vlastností této směsné kultury je dobrá flokulace a sedimentace vloček (Karmanov et. Pólina 2015).

3.5.3 Aktivační proces

Aktivační proces je nejstarší kontinuální kultivace mikroorganismů v nesterilních podmínkách. Na následujícím obrázku můžeme vidět schéma aktivačního procesu.



Obrázek č.3 Schéma aktivačního procesu

(Zdroj: <http://www.jaksestaratocistirnu.cz/obecne-o-domovnich-cistirnach/typy-cistiren/aktivacni-cistirna/>)

Odpadní voda přitéká do aktivační nádrže, ve které se mísí s recirkulovaným aktivovaným kalem. Směs se intenzivně provzdušňuje tlakovým vzduchem nebo mechanickými aerátory. Recirkulací se dosahuje vyšší koncentrace biomasy v biologickém reaktoru. Zahuštěný aktivovaný kal se recirkuluje zpět na začátek aktivační nádrže. Odstraňováním organických látek produkujeme novou biomasu, která se ze systému musí periodicky odstraňovat ve formě přebytečného aktivovaného kalu.

Po projití směsi aktivační nádrží se aktivovaný kal separuje od vyčištěné vody v dosazovací nádrži (Hlavínek 2012).

3.5.4 Dosazovací nádrže

Provoz čistírenských systémů i s nejmodernějšími technologickými modifikacemi aktivačního procesu u nás i ve světě potvrzuje klíčovou roli dosazovacích nádrží při dosahování vysoké kvality odtoku. Aktivační proces není schopen produkovat kvalitní odtok, pokud dosazovací nádrž neplní své funkce.

Dosazovací nádrž musí zajistit: odseparování aktivovaného kalu od vyčištěné odpadní vody s minimální zbytkovou koncentrací nerozpuštěných látek, zahuštění odsazeného kalu na požadovanou koncentraci, akumulaci aktivovaného kalu pro případ zvýšeného průtoku aktivačním systémem tak, aby nedocházelo k vyplavování biomasy ze systému (Hlavínek 2012).

Unikající biomasa nezhoršuje kvalitu odtoku jen ve vlastním ukazateli NL, ale i v ukazateli BSK₅, CHSK a P_{celk}.

Dochází i k zhoršení v ukazateli N_{celk} o organický dusík obsažený v unikající biomase. Požadavek na dostatečné zahuštění usazeného aktivovaného kalu vychází z nutnosti řídit koncentraci biomasy v aktivační nádrži podle nastaveného stáří kalu a rovněž z vybudované kapacity kalového hospodářství (Dohányos et. al. 1994).

Při nižších koncentracích zahuštěného kalu oproti projektu nelze v aktivačním systému udržovat požadovanou hodnotu stáří kalu a zředěný přebytečný kal hydraulicky přetěžuje anaerobní stabilizační nádrže (Karmanov et. Póline 2015).

Požadavek na akumulační funkci dosazovacích nádrží není v ČR dosud příliš akcentován, ale význam této funkce vzrostl s přijetím novely vodního zákona č. 113/2018 Sb.

V České republice jsou pro městské čistírny nejběžnější kruhové dosazovací nádrže s radiálním průtokem, případně podélně protékané pravoúhlé dosazovací nádrže.

3.6 Odstraňování nutrientů

Vysoký obsah nutrientů (především dusíku a fosforu) vyvolává eutrofizaci. Pod pojmem eutrofizace rozumíme nežádoucí růst obsahu minerálních živin ve vodě a zároveň to vede k produkci biomasy (sinic a řas), proto se musíme těchto látek zbavit.

3.6.1 Odstraňování dusíku

Obvykle odstraňujeme dusík cestou nitrifikace a denitrifikace. Ale s rozvojem technologií můžeme dusík odstraňovat i ANAMMOX metodou.

3.6.1.1 Nitrifikace

Biologická oxidace dusíku se nazývá nitrifikace a probíhá cestou oxidace amoniakálního dusíku na dusík dusitanový (nitritace) a oxidací dusitanového dusíku na dusík dusičnanový (nitratice). Oba procesy jsou prováděny chemolithotrofními nitrifikačními bakteriemi (např. *Nitrobacter* a *Nitrocystis*). Obě skupiny organismů jsou litotrofní a jako zdroj uhlíku potřebují CO_2 . Vznikající kyseliny při úplné oxidaci snižují tlumivou kapacitu vody a při její nízké hodnotě a vysoké koncentraci NH_4^+ je třeba přidávat neutralizační činidlo, např. $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Wanner 1995).

Nitrifikační bakterie patří mezi pomalu rostoucí organismy. Růstové rychlosti jsou o řád nižší než růstové rychlosti běžných organotrofních organismů aktivovaného kalu.

Rychlost nitrifikace je ovlivněna několika faktory: teplotou, hodnotou pH, stářím a zatížením aktivovaného kalu a složením odpadních vod.

Doporučuje se udržovat koncentraci rozpuštěného kyslíku na hodnotě 2 mg/l. Nízké koncentrace kyslíku mohou mít za následek hromadění dusitanů v roztoku. Hodnota pH se pro rod *Nitrosomonas* považuje za optimální mezi 7,9 až 8,2 a pro rod *Nitrobacter* mezi 7,2 až 7,6. Vyšší hodnoty pH mohou mít tedy za následek hromadění dusitanů (Wanner 1995). Optimální teplota pro čisté kultury je v rozmezí 28 až 32 °C. V aktivačním procesu probíhá nitrifikace v dosti širokém rozmezí teplot, ovšem s poklesem teploty o 10 °C se její rychlost sníží přibližně na polovinu.

Citlivost vůči teplotě klesá s rostoucím stářím kalu (podíl mezi množstvím kalu v aktivačním systému a množstvím kalu odstraněným za den). Stáří kalu a jeho zatížení v každém aktivačním systému spolu souvisí (Dohányos et. al. 1994).

3.6.1.2 Denitrifikace

Denitrifikace znamená redukci dusičnanů a dusitanů na N_2 nebo N_2O . Mohou ji provádět četné organotrofní bakterie jako např. *Pseudomonas*, *Chromobacterium*, *Micrococcus* aj. Oxidovaných forem dusíku mohou organismy využívat asimilačně nebo disimilačně. Nitrátová asimilace je proces redukce dusičnanů na amoniak za účelem získání dusíku pro syntézu buněčné hmoty (Pitter 2015).

Asimilace je také procesem, při kterém organismy využívají dusičnanový dusík jako konečný akceptor elektronů místo molekulárního kyslíku. V procesu denitrifikace se uvolňují ionty OH^- , což může v případě nízkých tlumivých kapacit vést k rychlému vzrůstu pH s následnou možnou inhibicí procesu. Rychlost denitrifikace se zvyšuje s rostoucí teplotou a je vždy vyšší se substrátem exogenním než endogenním. Denitrifikace probíhá v dostatečném širokém rozmezí pH od 6 do 9 (Chudoba et. al. 1991).

3.6.1.3 Nitritace – ANAMMOX

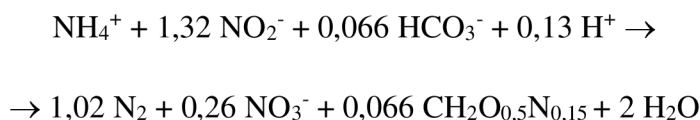
Nitrifikace a denitrifikace jsou tradičními postupy odstraňování dusíku z odpadních vod. Ale vzhledem k tlaku na snížení provozních nákladů ČOV je třeba uvést do praxe nové koncepty. Pro odstranění dusíku je v takovém případě nasnadě technologie nitritace – ANAMMOX. Výhodou nitritace – ANAMMOX oproti konvenční nitrifikaci – denitrifikaci, je nižší spotřeba energie na aeraci pro odstraňování dusíku (cca 50 %), spotřeba organického

substrátu na denitrifikaci (až 100 % úspora) a snížená produkce přebytečného kalu (Hejnic et. al. 2016).

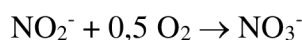
V nitritaci – ANAMMOX nitritační mikroorganismy (AOB – Ammonium Oxidizing Bacteria) oxidují za přítomnosti kyslíku polovinu amoniakálního dusíku na dusitaný podle rovnice:



Mikroorganismy ANAMMOX (Annamox – anaerobic ammonium oxidation) pak využijí dusitanový dusík jako akceptor elektronů při oxidaci zbylého amoniakálního dusíku na plynný dusík (Strous et. al. 1998).



Pro funkci nitritace – ANAMMOX je nezbytné zamezit aktivitě nitratačních mikroorganismů (NOB – Nitrite Oxidizing Bacteria), které soutěží o dusitanový dusík s mikroorganismy anammox:



V České republice byly provedeny experimenty v laboratorním reaktoru. Koncentrace kyslíku byla udržována na 3 mg/l v nitritační fázi. Jeden cyklus reaktoru se skládal z odčerpání kapalně fáze, načerpání přítoku, aerobní fáze a sedimentace. Teplota byla nastavena na 15 °C. Inokulace byla provedena plně nitrifikujícím kalem z ÚČOV v Praze. Strategie interaktivně ukončovaného cyklu byla aplikována po dvou dnech provozu aerobní fázi cyklu fixně nastavenou na 10 hodin. Interaktivní ukončení aerobní fáze cyklu spočívalo v průběžném vyhodnocení maximální rychlosti spotřeby kyslíku v průběhu cyklu, a ukončení cyklu v momentě, kdy tato rychlost klesla pod 80 % maximální hodnoty.

Jako substrát do reaktoru byla použita splašková odpadní voda z ÚČOV v Praze po předčištění v laboratorním anaerobním reaktoru se vzestupným tokem. Nejdůležitější parametry této anaerobně předčištěné splaškové odpadní vody byly $N_{\text{amon}} = 49 \pm 3$ mg/l, rozpuštěné CHSK = 97 ± 13 mg/l, pH = 8,3 (Hejnic et. al. 2016).

Aplikace strategie interaktivně přerušovaného cyklu vedla k okamžité akumulaci dusitanů. Již devět dní po aplikaci této strategie byla snížena celková koncentrace N_{amon} .

V momentě vyčerpání N_{amon} a dusitanového dusíku dochází k významnému poklesu rychlosti spotřeby kyslíku. Hodnota pH klesá z počátečních 8,1 na konečnou hodnotu 7,3.

Tato metoda ukazuje úspěšné výsledky již při úpravě vody o teplotě 15 °C, proto nemusíme zbytečně ohřívat vodu pro odstraňování dusíku, a tím šetříme na elektrické energii (Kouba et. al. 2014).

3.6.2 Odstraňování fosforu

V čistírnách odpadních vod se fosfor může odstraňovat dvěma hlavními mechanismy. První mechanismus předpokládá zachycení přitékajícího fosforu na biomasu aktivovaného kalu, příp. jeho inkorporaci do biomasy a jeho následné odstranění ve formě přebytečného biologického aktivovaného kalu (De Bashan et. al. 2004).

U velkých čistíren lze tento mechanismus vylepšit tím, že předřazením anaerobní zóny vyvoláme u bakterií aktivovaného kalu potřebu zvýšeného biologického odstraňování fosforu a fosfor je následně odstraněn zvýšenou inkorporací do biomasy ve formě přebytečného kalu.

Druhý mechanismus je srážení fosforu, v naší oblasti především solemi železa, vzácněji solemi hliníku a výjimečně solemi Mg. Fosfor je převeden z rozpuštěné formy do nerozpuštěné a je odstraněn ve formě tzv. chemického kalu společně s biologickým přebytečným kalem (Morse et. al. 2014).

V současné době můžeme v celosvětovém měřítku pozorovat tři hlavní trendy v souvislosti s fosforem na komunálních čistírnách odpadních vod, které jsou vyvolány vedle ekologických aspektů i fosfátovou krizí, která je způsobena předpokládaným nedostatkem fosfátových rud v evropském měřítku, protože Evropa je schopna pokrýt ze svých zdrojů cca 8 % spotřeby (Schroder et. al. 2009).

Prvním trendem je recyklace fosforu, což dokládají změny právních předpisů v sousedních zemích. V Německu se v novelizaci vyhlášky o čistírenských kalech objevují poprvé komplexní požadavky na využití fosforu z čistírenských kalů a popílků ze spalování čistírenských kalů, které musí provozovatelé čistíren odpadních vod a spaloven čistírenských kalů dodržovat nejpozději od roku 2029. Povinnost zpětného získávání fosforu platí v případech, kdy kaly z čistíren odpadních vod obsahují více než 20 g P/kg sušiny (Kabbe 2017).

Ve Švýcarsku je recyklace fosforu z čistírenských kalů povinná dokonce od roku 2016, kdy příslušné organizace musí připravit funkční řešení do konce roku 2026.

V Rakousku je platný od roku 2017 v přechodném desetiletém období zákaz přímé aplikace čistírenských kalů na půdu nebo kompostování čistírenských kalů vznikajících v čistírnách odpadních vod s kapacitou vyšší než 20 000 ekvivalentních obyvatel. Tyto čistírny budou muset recyklovat fosfor z kalů na místě nebo budou muset své kaly dodávat do spaloven, kde se fosfor bude muset znovuzískávat z popílků. Pomocí tohoto nařízení se v Rakousku recykluje 90 % fosforu přítomného v čistírenských kálech (Schenk 2015).

Druhým trendem je zpřísnování limitů odtokových koncentrací fosforu pro vypouštění do recipientů ve světě, a to z důvodu ochrany vodárenských nádrží (Thorton 2017).

Třetím trendem je využívání přírodních nebo odpadních materiálů, kdy jsou srážecí metody běžně nahrazovány metodami založenými na filtračních, sorpčních a biofiltračních procesech, při nichž se používají přírodní nebo modifikované sorpční materiály jako Leca[®], Polonite[®], Rockfos[®], Pollytag[®] nebo Filtralite[®] (Gubernat et. al. 2020).

3.7 Metody čištění průmyslových odpadních vod

Složení i vlastnosti průmyslových odpadních vod se liší od komunálních odpadních vod. Jejich znečištění je ovlivněno charakterem výroby průmyslových podniků. S vývojem technologie průmyslové výroby se mění i produkce znečištění, některé složky, obsažené v odpadní vodě, se přestanou vyskytovat, jiné se objeví. Významné je rovněž kolísání koncentrace i množství odpadních vod v krátkých časových intervalech (Dohányos et. al. 1994).

Těmto faktorům se proto musí čistírny odpadních vod přizpůsobit. Jejich provedení musí umožňovat jejich rozšíření nebo doplnění o nové technologické procesy. Průmyslovou odpadní vodu čistíme různými způsoby, např. koagulací, flokulací, flotací, adsorpcí, desorpcí, membránovými metody atd. Návrh technologie čištění průmyslových odpadních vod musí vycházet z podrobné analýzy vodního hospodářství podniku, z posouzení jednotlivých technologických procesů a způsobů, jak se v nich používá voda (Karmanov et. Pólina 2015).

Cílem této analýzy je hledání možností, jak snížit znečištění, omezit potřebu vody nebo zařadit přímo do výrobního procesu vhodné procesy předčištění, které by dovolily recyklovat zachycené složky zpět do výroby nebo recirkulovat předčištěnou vodou. Tím dosáhneme omezení produkce znečištění a sníží se objem průmyslových odpadních vod a s tím i provozní náklady (Dohányos et. al. 1994).

3.7.1 Koagulace a flokulace

Koagulace je fyzikálně-chemický proces, při kterém jsou do vody dávkovány koagulanty (chemické látky na bázi železa nebo hliníku, nejčastěji FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) a tím dochází k odstranění nečistot ve vodě. Koagulací se z vody odstraňují koloidní látky anorganického a organického původu (Voronov et. Yakovlev 2006).

Cílem tohoto technologického postupu je vytvořit takové podmínky, aby se nečistoty přítomné ve vodě převedly do separovatelné formy, větších celků, které lze z vody odstranit například sedimentací či filtrací (Karmanov et. Pólina 2015).

Koagulace provádíme dávkováním solí železa nebo hliníku, koagulantů, které hydrolyzou poskytují hydroxid železitý nebo hlinitý. Na jeho povrchu pak dochází k adsorpci iontů a vznikají tak kladně nabitě produkty částečné hydrolyzy železité či hlinité soli a sorbovaných iontů železa a hliníku, které koagulují, popřípadě reagují s nečistotami koloidní povahy ve vodě se záporným elektrickým nábojem (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Produktem koagulace a flokulace jsou separovatelné částice – vločky, které se mohou odstranit sedimentací nebo filtrací. Pro zvýšení účinnosti flokulace se často užívají polyflokulanty, které zvyšují účinnost tvorby vloček (Karmanov et. Pólina 2015).

3.7.2 Flotace

Flotace je separační proces používaný k oddělování tuhé fáze od kapalné, při kterém se nerozpuštěné látky spojují s mikrobublínkami plynů a vytvářejí flotační komplexy, jejichž specifická hmotnost je menší než specifická hmotnost kapaliny. V důsledku toho stoupají flotační komplexy ke hladině, ze které jsou odstraňovány (Voronov et. Yakovlev 2006)

Flotace je metoda vhodná pro odstranění nerozpuštěných látek, jejichž specifická hmotnost je blízká specifické hmotnosti vody, a proto tyto látky nelze odstranit sedimentací, která probíhá pomalu nebo neprobíhá vůbec. Takové látky se vyskytují v textilním, potravinářském průmyslu a také v průmyslu zpracování ropy (Voronov et. Yakovlev 2006).

Vzduch potřebný pro flotaci může být do systému dodáván ve formě jemných bublinek pomocí jemnobublinné aerace. Pro zlepšení účinnosti flotace lze před nebo do flotační nádrže dávkovat roztoky koagulantů i polymerních organických flokulantů v obvyklých dávkách (Voronov et. Yakovlev 2006).

Pro zlepšení zpracování průmyslových odpadních vod můžeme do linky zařadit i elektroflotaci.

3.7.3 Elektroflotace

Do čištění průmyslových odpadních vod můžeme zařadit elektroflotaci. Při této metodě se k flotaci využívá bublinek vodíku a kyslíku vznikajících elektrolýzou čištěné vody. Vznikající bublinky jsou velmi jemné a při vhodném umístění elektrody jsou rozváděny do celého objemu reaktoru, aniž by bylo potřeba směs míchat. To je velmi výhodné, neboť při míchání dochází k rozbíjení vytvořených vloček a destabilizaci flotačních komplexů. Velikost bublinek závisí do značné míry na tvaru použitých elektrod. Nejvhodnější je použít katody ve tvaru síťky, umístěné u dna flotační nádrže. Účinnost flotace je závislá nejen na velikosti, ale i na množství bublinek. Pro dosažení potřebného množství bublinek je třeba pracovat s určitou proudovou hustotou. Zvyšováním proudové hustoty je možno zvyšovat obsah plynu ve vodě a tím regulovat rychlost flotace. Ta však vzrůstá jen do určité míry, limitní hodnotou je obsah plynu 0,1 %, což odpovídá proudové hustotě 200–260 A.m⁻². Při překročení optimální hodnoty dochází k turbulenci a rozbíjení vloček (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Moderní typy elektroflotace pracují se stálými nerozpustnými elektrodami a koagulační činidlo nebo polymerní organický flokulant se dávkuje samostatně do odpadní vody podle stupně jejího znečištění. Elektrolýza se používá pouze pro vytvoření bublinek kyslíku a vodíku, a proto má tato modifikace podstatně nižší spotřebu elektrické energie, než postup s obětovanou elektrodou a než tlaková flotace. Na vyčištění 1 m³ odpadní vody je potřeba asi 0,1 kWh. Katoda je obvykle z nerezové oceli, anoda z titanu, někdy se pro snížení přepětí potahuje ušlechtilým kovem, například paladiem. Vkládané napětí na elektrodách se pohybuje kolem 5–10 V. Pro zvýšení bezpečnosti je katodový a anodový prostor oddělen diafragmami, takže se vodík a kyslík odvádějí odděleně (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Na účinnosti čištění vody se při elektroflotaci také podílí anodická oxidace a oxidace kyslíkem vzniklým elektrolýzou vody. Při čištění zaolejovaných vod s obsahem emulzí dochází též vlivem změn pH v okolí obou elektrod k rozrážení emulzí. Proto je elektroflotace vhodná zejména pro čištění vod s obsahem ropných látek. Výhodou elektroflotace je rovněž nezávislost na teplotě čištěné vody (Prasad et. Karchiyappan 2019).

3.7.4 Adsorpce

Adsorpce je technologický proces, při kterém odstraňujeme látky z roztoku jejich vazbou na povrch adsorbentů. Přidáme-li k roztoku nějaké látky tuhou fází – adsorbent, začne její koncentrace v kapalině klesat, tak jak dochází k adsorpci na povrchu přidané tuhé fáze. Čím je k dispozici větší povrch, tím je pokles výraznější. Proto jsou nejlepší adsorbenty

takové látky, které mají velký měrný povrch, např. aktivní uhlí. Aktivní uhlí pomáhají odstranit zápach z odpadních vod (Lin et. al. 2022).

Při adsorpci se uplatňují tři druhy sil, přičemž o tom, které se uplatní jako rozhodující, rozhoduje povaha adsorbentu, ve kterém adsorpce probíhá. Podle povahy sil rozeznáváme fyzikální adsorpci, chemisorpci a iontovou adsorpci (Dabrowski 2001).

Při fyzikální adsorpci se uplatňují poměrně slabé mezimolekulární van der Waalsovy síly. Podle prostorových množství se v pórech adsorbentu může vázat několik vrstev adsorbované látky. Protože jsou vazební síly při tomto typu adsorpce slabé, může za určitých okolností dojít k uvolnění zachycené látky zpět do roztoku – k její desorpci. Proto také rychlost adsorpce v tomto případě s rostoucí teplotou klesá (Lin et. al. 2022).

Při chemisorpci dochází k chemické reakci a sdílení elektronů adsorbentů a adsorbátu. Chemisorpce je u adsorbentu vázána jen na určitá, chemicky reaktivní místa.

Vzhledem k chemické vazbě se může tvořit jen jedna vrstva zachycených látek na povrchu adsorbentu. Bývá zpravidla nevratná. Většinou je chemisorpce pomalejší než fyzikální adsorpce, ale její rychlost s rostoucí teplotou roste (Lin et. al. 2022).

3.7.5 Stripování

Stripováním nazýváme fyzikální proces, při kterém jsou těkavé látky odstraňovány z vody přiváděním vodní páry, vzduchu nebo dalších plynů. Stripováním můžeme odstranit z vody H_2S , CS_2 , SO_2 , NH_3 , CO_2 , organická rozpouštědla, chlorované uhlovodíky a další těkavé látky. Ve většině případů, během nichž provádíme desorpci, se jedná o odstraňování hygienicky závadných látek, jejichž rozptyl v ovzduší je nežádoucí a škodlivý. Proto je třeba v takových případech kombinovat desorpci s adsorpcí (záchyt látky pohlcením v kapalině) nebo adsorpcí ve vhodných typech zařízení. Zde dochází k zachycení a zkoncentrování závadných složek a k vyčištění plynu, kterým provádíme stripování. Odstraňovaná složka se zkoncentruje a lze ji využít nebo zneškodnit vhodným způsobem v koncentrované formě. (Dohányos et. al. 1994)

K stripování používáme vodní páru, vzduch, dusík nebo kouřové plyny. Rychlost desorpce se výrazně zvyšuje s teplotou. Pro desorpci se používá výplňový desorbér pracující ve vakuovém režimu. Jedná se o stripovací věž s výplní umístěnou na děrovaném dně. Výplní jsou Rashigovy kroužky nebo speciálně tvarované deskové výplně.

Odpadní voda je rozdělovacím systémem rozstříkována v horní části a stéká dolů. U atmosférické kolony se vhání plyn pod děrované dno ventilátorem, u vakuové kolony se

odsává plyn a vodní pára vývěvou v horní části kolony. Stripování se může provádět i expanzí z přehřátých roztoků (Franklin et. al. 2022).

Voda se zahřeje v tlakovém zařízení na 120 °C a pak se vede přes redukční ventil do expandéru, kde se mžikově uvolňují rozpuštěné plyny.

3.7.6 Filtrace

Metoda filtrace se používá pro odvodňování koncentrovaných suspenzí nebo kalů. Oddělení kapaliny od pevných látek probíhá na filtrační přepážce. Nerozpuštěné látky zachycené na přepážce vytvářejí filtrační koláč. V optimálním případě je tento koláč porézni, a proto dovoluje filtraci dalšího objemu suspenze, a při tom se účinnost zachycení odstraňovaných látek postupně zvyšuje (Hendricks et. al. 2006).

V průběhu filtračního cyklu se vrstva filtračního koláče zvyšuje, a tím vzrůstá i její filtrační odpor. Pokud překročí filtrační odpor hnací sílu, přestane filtrace probíhat. Proto se musí vzniklý filtrační koláč odstraňovat kontinuálně (Hendricks et. al. 2006).

3.7.7 Membránová technologie

Principem selektivní separace je membránová filtrace. Membrána tvoří polopropustnou bariéru. Zachycená část se nazývá retentát a fáze procházející membránou permeát.

Základní třídění membránových procesů se odvíjí od velikosti pórů a potřebného transmembránového tlaku umožňujícího separaci, který vzrůstá se zmenšujícími se póry.

Membrány propouštějí molekuly vody a podle typu membrány pak jen další fyzikální a chemické komponenty určité velikosti. Mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza jsou základními procesy čištění (Hlavínek 2012).

Překonání osmotického tlaku separovaných roztoků u reverzní osmózy a nanofiltrace hraje významnou roli. U filtračních separačních procesů je průtok membránou závislý na tlakovém gradientu, u nefiltračních technologií jako je dialýza a elektrodialýza na diferenci koncentrace na opačných stranách membrány, respektive rozdílu elektrických potenciálů, u membránové destilace pak na teplotním gradientu (Palatý 2012).

Membránová technologie je využívána ve strojírenském, petrochemickém průmyslu, průmyslu povrchových úprav (likvidace odpadních vod a jejich zpětné využití), farmaceutickém průmyslu (infuzní roztoky, výroba léků), potravinářském průmyslu (voda pro výrobu nápojů, zpracování ovocných a zeleninových šťáv, zpracování mléka) a také při úpravě vody ve vodárnách, elektrárnách a teplárnách (demineralizovaná chladicí voda, přídavná voda pro napájení kotlů) (Verma et. al. 2012).

Tabulka č.1 Dělení membránového čištění

(Zdroj: Prasad et. Karchiyappan, 2019)

Proces	Velikost separovaných částic	Separace
Mikrofiltrace (MF)	0,6 nm	suspendované látky, bakterie, kvasinky
Ultrafiltrace (UF)	0,1–0,01 nm	makromolekuly, organické látky (viry, bakterie), koloidní látky
Nanofiltrace (NF)	0,01–0,001 nm	vícemocné ionty, rozpuštěné organické látky (pesticidy, vedlejší produkty dezinfekce)
Reverzní osmóza (RO)	0,001–0,0001 nm	jednomocné ionty, veškeré rozpuštěné látky

3.7.7.1 Mikrofiltrace a ultrafiltrace

Mikrofiltrace a ultrafiltrace jsou procesy založené na principu mechanické separace nerozpuštěných a koloidních látek, bakterií, řas a obecně zákalu. Pomocí ultrafiltrace se dají separovat i proteiny a polymerní látky s dlouhými řetězci. Zároveň slouží i jako vhodný způsob předčištění pro desalinační technologie, jako jsou reverzní osmóza a nanofiltrace.

Mikrofiltrace se vyznačuje pro ultrafiltraci větší velikostí pórů membrán. Hnací silou filtrace je rozdíl tlaků na membráně, který se pohybuje od 0,2 do 3,5 bar a může být buď důsledkem působení tlaku na straně filtrovaného média, nebo vytváření podtlaku na straně filtrátu. Mikrofiltrační a ultrafiltrační membrány jsou vyráběny v široké škále polymerních materiálů (polyetylsulfon, polypropylén a polyetylén) a keramiky (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Nejčastější aplikace mikrofiltrace jsou v potravinářství, čištění a úpravě vody včetně separace biomasy od vyčištěné vody, a navíc ultrafiltrace je využitelná na separaci olejových emulzí, snižování CHSK v odpadních vodách, čištění odpadních vod z povrchových úprav kovů, papírenského průmyslu atd. (Škorvan et. al. 2013).

3.7.7.2 Nanofiltrace

Nanofiltrace se pohybuje na pomezí ultrafiltrace a reverzní osmózy. Typická velikost pórů je 2 nm. Nanofiltrace je efektivní metoda pro separaci vícevalentních iontů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , organických barviv apod.). Membrány pro nanofiltraci jsou vyráběny z kompozitních polymerů (CA, PA a PVA) (Škorvan et al. 2013).

Pro provozní aplikace se používají prakticky pouze spirálně vinuté moduly a zaměřují se na odstraňování nebo zakoncentrování barviv, změkčování vody (separace Ca^{2+} a Mg^{2+}) a snižování koncentrace SO_4^{2-} . Typickým příkladem uplatnění nanofiltrace je výroba pitné vody (Škorvan et. al. 2013).

3.7.7.3 Reverzní osmóza

Reverzní osmóza je posledním krokem v membránovém čištění využívající k separaci látek semipermeabilní membránu, která je propustná pro vodu a zachycuje mikroorganismy, koloidy, ionty rozpuštěných solí i molekuly organických látek (Wei et. al. 2021).

Aplikované tlaky jsou až 80 bar. Především se reverzní osmóza používá na odsolování brakických a mořských vod, přípravu vody pro laboratoře, farmaceutický, chemický a potravinářský průmysl (Škorvan et. al. 2013).

3.7.7.4 Zanešení a čištění membrán

Jednou z nevýhod membránové separace je potřeba pravidelného čištění a regenerace membrán, jejich účinnost se snižuje vlivem zanášení. Membrány je potřeba chránit před nadměrným zanášením nerozpuštěnými látkami, tak se prodlouží intervaly chemické regenerace membrán a tím i jejich životnost (Hlavínek 2012).

Po určité době dochází při provozu k poklesu hydrostatického tlaku za membránou, což se projeví snížením rychlosti odtoku vyčištěné odpadní vody ze systému.

Pokles tlaku je způsoben postupným zanesením membrány, a to vytvořením filtračního koláče na jejím povrchu při biologickém čištění odpadních vod, tak zanesením pórů membrány drobnými částicemi (Hlavínek 2012).

Zanášení membrán je způsobováno převážně adsorpcí makromolekul nebo koloidních látek na vnějším i vnitřním povrchu (v pórech) membrány, adhezí a tvorbou biofilmového nárůstu na povrchu membrány – v tomto případě se někdy hovoří o biologickém zanášení.

Pravidelné čištění filtrační membránové jednotky je nutné pro zajištění kontinuálního a stabilního odtoku (Hlavínek 2012).

Čištění je možno provádět chemicky nebo mechanicky. Odstranění suspendovaných látek z membrány lze zajistit fyzikálními metodami. Chemické čištění je založené na fyzikálně-chemických reakcích mezi činidlem a látkami, které tvoří nános.

U chemického zefektivnění zpětného proplachování (CEB) je do poplachové vody přidáno malé množství chemického činidla, provádí se denně. Údržbové čištění používá vyšší koncentrace chemikálií, čištění se provádí každých 5 až 7 dní, pravidelné údržbové čištění snižuje četnost intenzivních čistících procesů. Proces trvá přibližně 30 až 60 minut, nejčastěji používanou chemikálií je chlornan sodný (Hlavínek 2012).

Údržbové čištění probíhá uvnitř membránové nádrže, a může být provedeno v napuštěné nádrži nebo ve vypuštěné nádrži. Pro dávkování chemikálií se používají injektory, které dopravují činidlo do membrány. Po dokončení čištění se použitá chemikálie vypustí do nádrže s membránou, její koncentrace je dostatečně nízká, takže nemá vliv na biomasu v nádrži (Hlavínek 2012).

3.7.8 Neutralizace

Při mnoha chemických výroбах vznikají odpadní vody, jejichž hodnota pH nesplňuje podmínky pro jejich vypouštění do toku. Kyselé odpadní vody vznikají při výrobě sulfitové buničiny, průmyslových hnojiv, barviv, rafinací ropy a výrobě benzínu. Tyto vody obsahují toxické látky a pH odpadní vody je velmi nízké (Karmanov et. Pólina 2015).

Při jiných výroбах (moření, pokovování kovů, činění kůže) vznikají naopak vody silně alkalické s velmi vysokými hodnotami pH. Před vypuštěním takových vod do toku je nutné provést jejich neutralizaci vhodným způsobem. Principem neutralizace je reakce mezi kyselinou a zásadou za vzniku soli a vody (Voronov et. Yakovlev 2006).

Koncentrace vodíkových iontů vznikajících při této reakci je velmi nízká, při teplotě 25 °C je rovna 10^{-7} mol.l⁻¹. Pro přehlednější vyjádření koncentrace vodíkových iontů byl zaveden vodíkový exponent pH, definovaný jako záporný logaritmus aktivity vodíkových iontů.

Roztok mající hodnotu pH = 7 považujeme tedy za neutrální, roztok o pH nižším za kyselý a roztok o pH vyšším než 7 za alkalický. Například 0,5 % roztok H₂SO₄ má pH = 1, což znamená, že je silně kyselý, roztok 0,4 % NaOH má pH = 13 a tím je silně alkalický.

Neutralizací se rozumí chemická reakce mezi kyselinou a zásadou, při které reagují vodíkové a hydroxylové ionty za vzniku molekul vody (Dohányos et. al. 1994).

Při neutralizační reakci silné kyseliny se silnou zásadou reaguje vzniklý roztok soli neutrálně, ale sebemenší nadbytek neutralizačního činidla způsobí prudkou změnu pH směrem k hodnotě pH neutralizačního činidla. Při neutralizační reakci mezi slabou kyselinou a silnou zásadou nebo silnou kyselinou a slabou zásadou je rychlost změny pH v závislosti na přídatku neutralizačního činidla podstatně nižší (Jain et. al. 2014).

Neutralizace může být prováděna třemi metodami: vypouštěním odpadních vod do toku (možná použít pouze pro neutralizaci malých množství slabě kyselých odpadních vod), mícháním kyselých a zásaditých odpadních vod, přidávkem dalších chemikálií (nejpoužívanější způsob) (Jain et. al. 2014).

Neutralizace probíhá tak, že neutralizovaná voda stéká filtrem naplněným drceným vápencem, dolomitem, magnezitem, páleným dolomitem nebo magnezitem. Velikost zrn pro protékané filtry by měla být do 40 mm. Neutralizace filtrací se používá, jestliže reakcí nevznikají nerozpustné soli nebo pro neutralizaci roztoků s malou koncentrací kyselin v případě, že vznikají soli obtížně a málo rozpustné.

Neutralizace dávkováním činidel spočívá v dávkování vhodného činidla do odpadní vody v kontinuálním nebo diskontinuálním režimu. Jako neutralizační činidla se používají zejména oxid vápenatý, hydroxid vápenatý (vápenné mléko), vápenc, dolomit, hydroxidy sodný a draselný a soda (Dohányos et. al. 1994).

Relativně levným, a proto nejčastěji používaným neutralizačním činidlem, je vápenné mléko. Při neutralizaci spojené s vysrážením hydroxidů kovů lze lehce dosáhnout optimálního pH pro vysrážení, a navíc se kladně projevuje zatěžkávací účinek vyloučeného síranu vápenatého, což zlepšuje sedimentaci kalu. Velké množství vyloučeného kalu je naopak na závadu při neutralizaci koncentrovaných roztoků kyseliny sírové (Dohányos et. al. 1994).

Z pevných neutralizačních činidel se používá nejčastěji jemně mletý vápenc nebo dolomit. Zrnění musí být co nejjemnější, a to zvláště v případech, kdy se tvoří sraženina. K pění způsobenému vývinem CO_2 dochází až při vysokých koncentracích kyseliny (nad 5 %). Protože reakční rychlost je relativně nízká, používá se vápenc k neutralizaci v prvním stupni neutralizační stanice, kde je díky vysoké koncentraci kyseliny reakční rychlost poměrně vysoká a odpadní voda je potom ve 2. stupni alkalizována na potřebné pH ve vodě rozpustným neutralizačním činidlem (Xu et. al. 2022).

Zvláště hydroxid sodný a draselný jsou velmi účinná neutralizační činidla. Jejich hlavní výhody jsou výborná rozpustnost, vysoká reakční rychlost, univerzální použitelnost

a jednoduché neutralizační zařízení, protože nedochází k tvorbě sraženin. Nevýhodou je však vysoká cena, nízká dostupnost a snadná možnost předávkování (Xu et. al. 2022).

3.7.9 Chemická oxidace a redukce

Při čištění průmyslových odpadních vod je vhodné použít k likvidaci nebo k inaktivaci nežádoucích látek chemickou oxidací a redukcí. K oxidaci dochází tehdy, když daný iont či atom elektrony ztrácí, při redukcí naopak elektrony přijímá. Kolik elektronů iont či atom ztrácí či přibere, o tolik se změní jeho oxidační stupeň (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Oxidace a redukce jsou spolu navzájem svázány. Oxiduje-li se v daném systému určitá látka, potom musí být v systému přítomna i další látka, která se redukuje. Proto jsou tyto děje označovány jako redoxní (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Kinetika oxidačně redukčních reakcí je ovlivněn teplotou, hodnotou pH, použitým katalyzátorem, ale především typem reagujících látek. Teoretické možnosti využití chemické oxidace a redukce jsou dosti široké, v praktickém využití jsou však tyto procesy limitovány z ekonomických důvodů vzhledem k velké spotřebě dávkovaných oxidačních či redukčních činidel. Požadavky na činidla jsou: vysoká rychlost a účinnost reakce, nízká cena, snadná manipulace, nízká toxicita a tvorba reziduí (Hendricks et. al. 2002).

3.7.9.1 Oxidace chlorem a jeho sloučeninami

Na průběh oxidace organických látek chlorem má hlavní vliv pH, teplota a poměr mezi množstvím chloru a organických látek přítomných v odpadní vodě.

Hodnota pH ovlivňuje hydrolyzu chloru ve vodě, disociaci vzniklého chlornanu a poměr zastoupení jednotlivých forem, ve kterých se chlor ve vodě vyskytuje. Při $\text{pH} < 2$ převažuje volný Cl_2 , v rozmezí hodnot $\text{pH} 3\text{--}6$ kyselina chlorná HClO a od $\text{pH} 7,5$ disociovaný chlornanový aniont ClO^- (Prasad et. Karchiyappan 2019).

Vyšší teplota má pozitivní vliv na rychlost oxidace pouze při nízkém pH. V alkalickém prostředí dochází při vyšší teplotě k deaktivaci aktivního chloru za tvorby málo aktivního chlorečnanu.

Oxidační chlorace je úspěšná především u aromatických sloučenin se skupinami $-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$ a $-\text{N}=\text{N}-$ vázanými na benzenovém jádru. Tyto sloučeniny jsou charakteristické pro odpadní vody z výroby barviv a z termického zpracování paliv (Dohányos et. al. 1994).

Úbytek CHSK je způsoben buď oxidací až na CO₂ a H₂O, nebo tvorbou málo rozpustných sloučenin oddělitelných sedimentací nebo filtrací. Účinnost oxidace některých organických látek chlorem je uvedena v tabulce č.2.

Tabulka č.2 Účinnost oxidace organických látek chlorem

(Zdroj: Dohányos et.al.1994)

Sloučenina	Funkční skupiny	Účinnost %
fenol	OH	92
2-chlorfenol	OH, Cl	78
pyrokatechol	OH	92
anilin	NH ₂	84
kyselina benzoová	COOH	92
2-aminofenol	OH, NH ₂	86
2-nitrofenol	NO ₂ , OH	79
kyselina sulfanová	NH ₂ , SO ₃ H	80
1-naftol	OH	46
2-naftalen sulf. kyseliny	SO ₃ H	24
H kyselina	SO ₃ H, OH, NH ₂	83
nitro C kyselina	SO ₃ H, NO ₂ , NH ₂	0

Zásadní nevýhodou oxidační chlorace je potenciální tvorba chlorovaných derivátů organických látek v předem nepředvídatelném množství a složení, přičemž jejich toxicita většinou značně převyšuje toxicitu původní odpadní vody (Dohányos et. al. 1994).

Tomu lze předejít použitím oxidu chloričitého jako oxidačního činidla. ClO₂ je plyn, který se připravuje reakcí chloritanů s chlorem. Oxidační účinky jsou vyšší než u chloru a reakce je do značné míry nezávislá na pH (Dohányos et. al.1994)

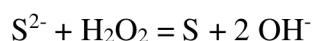
S výhodou se však oxidační chlorace užívá k oxidaci některých anorganických sloučenin, zvláště pak kyanidů. Reakce musí probíhat v silně alkalickém prostředí, aby se zabránilo úniku chlorkyanu, který pak hydrolyzuje na podstatně méně toxické kyanatany.

3.7.9.2 Oxidace peroxidem vodíku

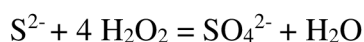
Peroxid vodíku je používán v čištění průmyslových vod již delší dobu k eliminaci některých nežádoucích jevů. Především je to tvorba H₂S ve stokových sítích, kde po vyčerpání dostupných zdrojů kyslíku dochází k redukci síranů na sulfan. Ten se uvolňuje z odpadních vod a působí pachové závady a korozi stok.

Obdobné problémy působí vody obsahující vysokou koncentraci sulfidů (koželužny, barvírny, výroba sulfátové celulózy). Vhodným dávkováním peroxidu do stokové sítě nebo do odpadních vod lze uvedené problémy odstranit (Filip et. al. 2020).

V kyselém prostředí probíhá oxidace sulfanu jen na koloidní síru:



V alkalickém prostředí se sulfan oxiduje až na sírany:



Roztok peroxidu vodíku lze též užít k oxidaci fenolů. Zvýšení účinnosti a zrychlení reakce se dosáhne spolupůsobením UV záření. Produktem jsou nerozpustné polykondensáty, které se vylučují ve formě dobře sedimentující sraženiny.

Hlavní výhodou peroxidu vodíku je jednoduchost aplikace, snadné a přesné dávkování a nezávadnost, přičemž přebytek se rychle rozloží, ale nevýhodou je poměrně vysoká cena.

3.7.9.3 UV záření

Používání chlóru, peroxidu vodíku a dalších chemických látek pro úpravu vody může mít za určitých okolností škodlivé účinky na zdraví (riziko předávkování) a životní prostředí. Proto se používá ultrafialová dezinfekce, při níž je voda krátkodobě vystavena UV záření (Filip et. al. 2020).

4 Závěr

Cílem této bakalářské práce bylo vytvořit literární rešerši, zaměřenou na prezentaci základních a nejmodernějších přístupů k čištění odpadních vod.

V průběhu práce jsou zmíněny moderní metody čištění, které vedou k odstranění různých složek znečištění z různorodých odpadních vod.

Bakalářská práce byla zaměřena na čištění městských a průmyslových odpadních vod. Základem takového čištění je odstranění nerozpuštěných a rozpuštěných látek a také odstraňování nutrientů. Dvěma hlavními nutrienty jsou dusík a fosfor. Zatímco dusík můžeme z vody čistit biologickou cestou, pro odstranění fosforu je nutné provést také chemické srážení.

Abychom dosáhli kvality vody, která je srovnatelná s vodou na odtoku, využíváme další procesy čištění, mezi které jsou běžně řazeny například koagulace, flokulace, flotace, membránové čištění, či adsorpce a stripování.

Celá moje práce ukazuje, jak se rozvíjelo vodní hospodářství v posledních letech a jaké způsoby při čištění odpadní vody můžeme použít. Avšak i při takové rozmanitosti různých metod čištění zůstává k vyřešení několik problémů. Které to jsou a jak je můžeme řešit?

S postupujícími proměnami lidského života se stále objevují nové typy znečištění vody, a to ve formě nových léčiv, ilegálních drog a jiných chemických látek. Technologie, které by dokázaly vodu těchto nečistot zbavit, již existují. Například ve Švýcarsku vláda svým zákonem vynutila vybudovat hlavní čistírny s účinností 80 % pro odstranění velmi škodlivých a nebezpečných látek, jako je například fosfor, dusík, arzén, kadmium, měď, hliník. Do roku 2026 tam musí všechny, koho se to týká, připravit funkční řešení. V okolních státech, například v Německu či v Rakousku existují vyhlášky, které omezují užití fosforu v čistících prostředcích či nařizují důslednou recyklaci této látky, co platí i v České Republice. S ohledem na fosfátovou krizi to vnímám jako jedno z vhodných řešení.

V České republice je zásadním problémem nedostatečná legislativa na úseku ochrany povrchových vod před plošným znečištěním, což vede k eutrofizaci. Za prvé bychom tedy pro řešení problému měli zvýšit poplatky za vypouštěné znečištění. Zároveň by takové upřesnění zákona o vodách mohlo motivovat k aplikaci dokonalejších technologií čištění, protože dosud existují podniky, které nemají příslušné zařízení pro čištění vod. To samozřejmě pro vodní hospodářství představuje obrovský problém. Čistírny odpadních vod by měly zamezit vnik organických látek do vodních toků za účelem minimalizace narušení kyslíkového režimu, měly by odstranit toxické látky včetně amoniakálního dusíku a zvyšovat účinnosti odstranění fosforu v čistírenských systémech.

5 Literatura

- **Adam, K.; Krogstad, T.; Vrale, L.; Sovik, A. K. Jenssen, P. D. (2007).** Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P (R)—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater, *Ecol. Eng.*, **29**, p. 200–208.
- **Amann R. I.; Ludwig W.; Schleifer K.H. (1995).** Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Reviews*, 59: 143–169
- **Beneš, O.; Lánský, M. a Wanner, J. (2016).** Neseme Vám novinky, aneb co se skrývá v novém nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Sborník přednášek semináře Nové metody a postupy při provozování ČOV, Moravská Třebová, 5.–6. 4. 2016, pp. 14–21.
- **Brogowski, Z.; Renman, G. (2004).** Characterization of opoka as a basis for its use in wastewater treatment, *Pol. J. Environ. Stud.*, **13**, p. 15–20.
- **Cabral Christian P. E.** Techniques for high phosphorus removal in municipal wastewater and field results, Veolia Water Systems and Technologies Canada Inc., 2000, Argentia Road, Plaza 4, Suite 430, Mississauga, Ontario L5N 1W1.
- **Carlson, R. E.; Simpson, J. (1996).** A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. *North American Lake Management Society.*, p. 96.
- **Dabrowski A. (2001).** Adsorption: from theory to practice, *Adv Colloid Interface Sci*, **93(1–3)**, p.135–224.
- **De Bashan, L. E.; de Bashan, Y. (2004).** Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003), *Wat. Res.*, **38**, p. 4222–4246.
- **Dodds, W. K.; Smith, V.H. (2016).** Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, **6**, p. 155–164.
- **Dohányos, M.; Strnadová, N.; Koller. J. Čištění odpadních vod.** Vyd. 1. (dot.). Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1994 [i.e., 1995]. ISBN 80-7080-207-3
- **EPA (2007),** Advanced Wastewater Treatment to Achieve Low Concentration of Phosphorus, *Office of Water and Watersheds.*
- **Filip, J., Cajthaml, T., Najmanová, P., Černík, M., & Zbořil, R. (2020).** *Advanced nano-bio technologies for water and soil treatment.* Springer Nature.

- **Franklin, A. M., Williams, C., Andrews, D. M., & Watson, J. E. (2022).** Sorption and desorption behavior of four antibiotics at concentrations simulating wastewater reuse in agricultural and forested soils. *Chemosphere (Oxford)*, 289, 133038-133038. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133038>
- **Gubernat, S.; Masloń, A.; Czarnota, J.; Koszelnik, P. (2020).** Reactive Materials in the Removal of Phosphorus Compounds from Wastewater—A Review, *Materials (Basel)*, **13(15)**, p. 3377.
- **Hejnic, J., et al.,** Anaerobic Treatment of Wastewater in Colder Climates Using UASB Reactor and Anaerobic Membrane Bioreactor. *Environ Eng Sci*, **2016**. 33(11): p. 918–928.
- **Hendricks, David.** *Water treatment unit processes: physical and chemical*. Boca Raton: Taylor & Francis, c2006. ISBN 0-8247-0695-1
- **Hermann, I.; Jourak, A.; Lundstrom, T. S.; Hedstrom, A.; Viklander, M. (2012).** Phosphorus binding to Filtra P in batch tests. *Environ. Technol.*, **33**, p. 1013–1019.
- **Hlavínek, Petr.** *Aktivační čistírny odpadních vod se separací kalu ponořeným membránovým modulem: Activated sludge wastewater treatment plants with sludge separation by means of submerged membrane module: teze přednášky k profesorskému jmenovacímu řízení v oboru Vodní hospodářství a vodní stavby*. Brno: Vutium, 2012. ISBN 978-80-214-4436-2
- **Chudoba, J.; Dohányos, M.; a Wanner, J. (1991).** Biologické čištění odpadních vod. SNTL, Praha.
- **Jain, R. M., Mody, K. H., Keshri, J., & Jha, B. (2014).** Biological neutralization and biosorption of dyes of alkaline textile industry wastewater. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1-2), 83-89. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.033>
- **Kabbe, C..** German sludge P-recycling ordinance notified to Europe, <https://phosphorusplatform.eu/scope-in-print/news/1328-news-german-sludge-p-recycling-ordinance-notified-to-europe>
- **Karmanov A.P.; Pólina I. N** – Technologie čištění odpadních vod, UDK 628.3., **2015**
- **Kasprzyk, M.; Gajewska, M. (2019).** Phosphorus removal by application of natural and semi-natural materials for possible recovery according to assumptions of circular economy and closed circuit of P., *Sci. Total Environ.*, **650**, p. 249–256.
- **Kos, M. (2001).** Nutné změny technologie ČOV pro „citlivé“ oblasti. SOVAK r. 10, č. 11, pp.273–278.

- **Kos, M.; Wanner, J; Šorm I; Grau, P. (1992)** R-D-N activated sludge process. *Water Science and technol.*, 25,4/5, 151–160
- **Kouba, V., et al.**, The impact of influent total ammonium nitrogen concentration on nitrite-oxidizing bacteria inhibition in moving bed biofilm reactor. *Water Sci Technol*, 2014. 69(6): p. 1227–33.
- **Kunaschk, M.; Schmalz, V.; Dietrich, N.; Dittmar, T.; Worch, E. (2015)**. Novel regeneration method for phosphate loaded granular ferric (hydr)oxide—a contribution to phosphorus recycling, *Wat. Res.*, 71, p. 219–226.
- **Lackner, S., et al.**, Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey. *Water Res*, 2014. 55: p. 292–303.
- **Lederer, T.; Novák, L. a Křiklavová L. (2009)**. Provozní zkušenosti s první aplikací MBBR technologie v ČR při čištění průmyslových odpadních vod na CHBČOV Draslovka Kolín. Conference Proceedings – Posters: *Odpadní Vody–Wastewater 2009*, AČE ČR/CzWA, Plzeň.
- **Lin, R., Li, Y., Yong, T., Cao, W., Wu, J., & Shen, Y. (2022)**. Synergistic effects of oxidation, coagulation and adsorption in the integrated fenton-based process for wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 306, 114460-114460. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114460>
- **Morse, G. K.; Brett, S. W.; Guy, J. A.; Lester, J. N. (1998)**. Review: Phosphorus removal and recovery technologies, *Sci. of Tot. Env.*, 212, p. 69–81.
- **Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.**, Nařízení vlády 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, 2015.
- **Naushad, Mu.; Rajendran S. Lighthouse E.** *Green methods for wastewater treatment*. Cham, Switzerland: Springer, 2020. ISBN 978-3-030-16426-3.
- **Novák, L. Wanner J.; Kos M. (2003)** Způsob zvýšení nitrifikační kapacity aktivačního procesu biologického čištění odpadních vod. CZ patent č. 291 489
- **Novák, L.; Chudoba, P.; Lederer, T. a Šorm, R. (2008)**. Uplatnění technologií biologického čištění odpadních vod s nosiči biomasy ve vzhledu (MBBR) pro podmínky ČR a SR, Conference Proceedings: *ODPADOVÉ VODY 2008*, Štrbské Pleso, 15. 17. 10 2008, pp. 354–362.
- **Orhon, D.; Artan, N. and Cimsit, Y. (1989)**. The concept of soluble residual product formation in the modelling of activated sludge, *Wat. Sci. tech.* 21, 339 – 350.

- **Palatý, Z.**– Membránové procesy VŠCHT Praha **2012**, ISBN 978-80-7080-808-5
- **Pitter, P.** *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, **2015**. ISBN 978-80-7080-928-0
- **Prasad, R.; a Karchiyappan, T.** *Advanced research in nanoscience for water technology*. Cham, Switzerland: Springer, **2019**. ISBN 978-3-030-02380-5.
- **Report on critical raw materials for the EU**, Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials, **2014**.
- **Rieger, L.; Gillot, S.; Langergraber, G; Ohtsuki, T.; Shaw R.; Takacs, I. (2012)** Good modeling practice – realizing the full benefits of wastewater treatment modelling. IWA Publishing, London
- **Schenk K.** Revidierte Technische Verordnung über Abfälle: Schritt zur Ressourcenschonung,
<https://www.admin.ch/gov/de/start/dokumentation/medienmitteilungen.msg-id-59785.html>
- **Schröder, J. J.; Cordell, D.; Smit, A. L.; Rosemarin, A.** Sustainable use of phosphorus, EU Tender ENV.B.1/ETU/2009/0025
- **Sirotkin, A. S.;** *Biofiltrace [i.e. Biofiltrace] odpadních vod*. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí, 2014. ISBN 978-80-7414-857-6
- **Strous, M., et al.**, The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl Microbiol Biot*, 1998. 50(5): p. 589–596.
- **Škorvan O. 2013.** Separáční procesy... aneb síta, bublinky a zemská tíže.
<https://www.asio.cz/cz/264.tlakove-membranove-procesy-ve-vodnim-hospodarstvi>
- **Švehla, P.; Tlustoš P.; a Balík J.** *Odpadní vody*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra agrochemie a výživy rostlin, 2004. ISBN 80-213-1169-x.
- **Thornton, C.** Austria opts for mandatory phosphorus recovery from sewage sludge,
<https://phosphorusplatform.eu/scope-in-print/news/1396-austria-mandatory-p-recovery>
- United States Environmental Protection Agency, **EPA (2010)** Nutrient Control Design Manual. EPA. Cincinnati, Ohio.

- **Verma, A. K., Dash, R. R.; Bhunia, P.** A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters *Journal of Environmental Management* 93 (2012) 154-168
- **Voronov U.V., Yakovlev S.V. (2006).** Odvod a čištění odpadních vod. ISBN 5-93093-119-4
- **Wanner J. (1995)** Activated sludge Population Dynamics. *Water Science and Technol.*, 30(11):159–169
- **Wanner J.; Jobbágy, A. (2014).** Activated sludge solids separation. Pp. 171–194. Chapter 10 in: *Activated sludge 100 Years and counting*
- **Wanner, J.; Krňávek, B, a Srb, M. (2016).** Novela vodního zákona z pohledu CzWA. Sborník přednášek semináře Nové metody a postupy při provozování ČOV, Moravská Třebová, 5.–6. 4. 2016, pp. 22–30.
- **Wei, X., Sanders, K. T., & Childress, A. E. (2021).** Reclaiming wastewater with increasing salinity for potable water reuse: Water recovery and energy consumption during reverse osmosis desalination. *Desalination*, 520, 115316. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2021.115316>
- **Xu, Y., Zeng, X., Bernard, S., & He, Z. (2022).** Data-driven prediction of neutralizer pH and valve position towards precise control of chemical dosage in a wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 348 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131360>
- **Zábranská, J. (1997).** Laboratorní metody v technologii vody, Vydavatelství VŠCHT Praha, ISBN 978-80-7080-272-4.
- **Zhao, B.; Zhang, Y.; Dou, X.; Yuan, H.; Yang, M. (2015).** Granular ferric hydroxide adsorbent for phosphate removal: demonstration preparation and field study. *Wat. Sci. Tech.*, 72(12), p. 2179–2186.

6 Seznám obrázků a tabulek

Seznam obrázků

Obrázek 1 Robotický analyzátor na měření CHSK (Zdroj: https://cs.skalar.com/analyzatory/roboticke-analyzatory1/)	14
Obrázek 3 Shrabky na česlích (Zdroj: Autor práce)	16
Obrázek 4 Schéma aktivačního procesu (Zdroj: http://www.jaksestaratocistirnu.cz/obecne-domovnich-cistirnach/typy-cistiren/aktivacni-cistirna/).....	20

Seznam tabulek

Tabulka 1 Dělení membránového čištění (Zdroj: Prasad et. Karchiyappan, 2019).....	30
Tabulka 2 Účinnost oxidace organických látek chlorem (Zdroj: Dohányos a kol. 1994).....	35