

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Možnosti získávání cenných látek při čištění odpadních  
vod**

**Bakalářská práce**

**Barbora Koubková**

**Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů**

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

© 2023 ČZU v Praze



## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Možnosti získávání cenných látek při čištění odpadních vod" jsem vypracovala 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 autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20.4.2023

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala panu Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D. za vedení při zpracování této práce, za jeho čas, ochotu a především trpělivost. Také za velmi cenné rady a návrhy, které mi dopomohly k napsání této práce.

# Možnosti získávání cenných látek při čištění odpadních vod

## Souhrn

Bakalářská práce se zabývá problematikou získávání cenných látek při čištění odpadních vod. Po stručném vyličení procesu čištění odpadních vod následuje popis obecných vlastností cenných látek, kterými se tato práce zabývá, tj. fosforu, dusíku a čistírenského kalu. Následně jsou v bakalářské práci rozebrány metody odstraňování fosforu a dusíku z odpadních vod. Pro odstraňování dusíku se využívá například metod nitrifikace/denitrifikace, stripování amoniaku, adsorpce či anammox. Pro odstraňování fosforu se využívá především chemické srážení či zvýšené biologické odstraňování fosforu. Mimo jiné je v tomto popisu uvedeno, které metody odstraňování dusíku a fosforu se dají využít i pro jejich získávání. Kromě metod využívaných individuálně pro každou z uvedených živin jsou v této práci popsány i univerzální metody, které se dají využít pro odstranění fosforu i dusíku. Mezi ty se řadí například krystalizace struvitu, iontová výměna a využití řas. Dále se práce zabývá zpracováním kalu a získáváním cenných produktů při anaerobní stabilizaci a pyrolýze kalu. Tyto produkty jsou následně samostatně popsány a uvedeny jsou mimo jiné i jejich možná využití.

**Klíčová slova:** čištění odpadních vod, recyklace, živiny, struvit, řasy

# **The Possibilities of the Recovery of Valuable Chemical Compounds during Wastewater Treatment**

## **Summary**

The Bachelor's thesis deals with the issue of recovering valuable chemical compounds during wastewater treatment. A brief description of the wastewater treatment process is followed by description of properties of valuable compounds that this thesis deals with, i.e. phosphorus, nitrogen and sewage sludge. Thereafter, the methods used for nutrients removal are discussed. For the nitrogen removal, methods such as nitrification/denitrification, ammonia stripping, adsorption and anammox can be used. For the phosphorus removal chemical precipitation or enhanced biological phosphorus removal can be used. Among other things, there is also stated which of these nutrient removal methods can also be used for their recovery. Aside from the methods used individually for each of these nutrients, this work also describes universal methods that can be used to remove both phosphorus and nitrogen. These include, for example, struvite crystallization, ion exchange and use of algae. This work also deals with sludge treatment and recovering valuable products of anaerobic digestion and sludge pyrolysis. These products are then described individually, and their possible uses are mentioned.

**Keywords:** wastewater treatment, recovery, nutrients, struvite, algae

# Obsah

<b>1 Úvod.....</b>	<b>9</b>
<b>2 Cíl práce .....</b>	<b>10</b>
<b>3 Odpadní vody .....</b>	<b>11</b>
<b>3.1 Čištění odpadních vod.....</b>	<b>12</b>
3.1.1 Předčištění.....	12
3.1.2 Primární čištění .....	12
3.1.3 Sekundární čištění.....	13
3.1.3.1 Anaerobní biologické čištění .....	13
3.1.4 Terciární čištění .....	14
<b>4 Cenné látky vyskytující se v odpadních vodách.....</b>	<b>15</b>
<b>4.1 Fosfor.....</b>	<b>15</b>
<b>4.2 Dusík.....</b>	<b>16</b>
<b>4.3 Čistírenský kal.....</b>	<b>17</b>
<b>5 Přehled metod odstraňování fosforu z odpadních vod .....</b>	<b>19</b>
<b>5.1 Chemické srážení .....</b>	<b>19</b>
<b>5.2 EBPR – Zvýšené biologické odstraňování fosforu .....</b>	<b>20</b>
<b>6 Přehled metod odstraňování dusíku z odpadních vod.....</b>	<b>22</b>
<b>6.1 Nitrifikace a denitrifikace.....</b>	<b>23</b>
6.1.1 Nitrifikace .....	23
6.1.2 Denitrifikace .....	24
6.1.3 Simultánní nitrifikace a denitrifikace (SND).....	24
6.1.4 Simultánní proces nitrifikace, denitrifikace a odstranění fosforu (SNDPR) <sup>25</sup>	
<b>6.2 Stripování amoniaku.....</b>	<b>25</b>
<b>6.3 Adsorpce.....</b>	<b>26</b>
<b>6.4 Anammox .....</b>	<b>28</b>
<b>6.5 Bioelektrochemické systémy .....</b>	<b>28</b>
<b>7 Univerzální metody odstraňování.....</b>	<b>30</b>
<b>7.1 Krystalizace struvitu .....</b>	<b>30</b>
<b>7.2 Iontová výměna .....</b>	<b>32</b>
<b>7.3 Řasy .....</b>	<b>32</b>
<b>7.4 Elektrodialýza.....</b>	<b>33</b>
<b>7.5 Membránové procesy.....</b>	<b>34</b>
7.5.1 Mikrofiltrace .....	35
7.5.2 Ultrafiltrace.....	35
7.5.3 Nanofiltrace .....	36

7.5.4	Reverzní osmóza.....	36
<b>8</b>	<b>Zpracování čistírenského kalu.....</b>	<b>37</b>
<b>8.1</b>	<b>Zahušťování kalu .....</b>	<b>37</b>
<b>8.2</b>	<b>Anaerobní stabilizace kalu .....</b>	<b>37</b>
8.2.1	Bioplyn .....	38
<b>8.3</b>	<b>Pyrolýza čistírenského kalu.....</b>	<b>38</b>
8.3.1	Biochar z čistírenského kalu .....	39
<b>9</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>41</b>
<b>10</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>42</b>



# 1 Úvod

Odpadní voda obsahuje mimo značné množství znečišťujících látek také řadu látek cenných, u kterých by bylo možné jejich získávání a další využití. Mezi zmíněné cenné látky se řadí například fosfor, dusík či čistírenský kal.

Fosfor je těžen z fosforečnanových rud a s jejich ubývajícím zdroji a rozrůstající se populací je na místě hledání nových zdrojů, ze kterých by bylo možno fosfor získávat. Jako řešení tohoto problému se jeví fosfor získaný z odpadních vod.

V dnešní době se dusík pro výrobu dusíkatých hnojiv získává především z atmosféry pomocí Haber-Boschova procesu. Tento proces přeměny atmosférického dusíku je velmi energeticky náročný, a proto je získávání dusíku z odpadních vod lákavou alternativou. Nabízí se několik metod odstraňování fosforu a dusíku z odpadních vod, nicméně ne všechny z možností jejich odstraňování nabízí i následné získávání.

Čistírenský kal, odpad vznikající při čištění odpadních vod, je potenciálním zdrojem nutrientů, organické hmoty, ale bohužel také mnoha znečišťujících látek a těžkých kovů. Z důvodu obsahu těchto znečišťujících látek je jeho další využití velmi problematické. Existují však metody zpracování čistírenského kalu, které jsou schopné ho upravit do forem, které by už nemusely působit takové nebezpečí vůči lidské společnosti a životnímu prostředí. Vhodným zpracováním takového odpadu je jeho další využití, ať už například v zemědělství nebo jako alternativní energetický zdroj.

Bakalářská práce vznikla za účelem shrnutí a popisu metod získávání cenných látek při čištění odpadních vod.

## **2 Cíl práce**

Hlavním cílem bakalářské práce bude vytvořit literární rešerši na téma "Možnosti získávání cenných látek při čištění odpadních vod". Bude vytvořen zevrubný přehled metod čištění odpadních vod umožňujících získat z odpadní vody sloučeniny fosforu, sloučeniny dusíku a jiné cenné látky. Podrobně diskutována budou rizika vyplývající z využívání látek získaných při procesech čištění odpadních vod.

### 3 Odpadní vody

S využíváním vody dochází k jejímu znečištění. Ať už je řeč o zemědělském či domácím znečištění, nebo znečištění z průmyslové produkce, tato využitá voda se stává vodou odpadní, obsahující nežádoucí polutanty, které mohou být dokonce i toxické. V této souvislosti je třeba neustále usilovat o ochranu vodních zdrojů (Crini & Lichtfouse 2019).

Znečištění vod může přicházet z různých zdrojů, tj. z domácností, sociálních zařízení, zemědělství atd. Nicméně jeden z největších zdrojů znečištění vod je její využívání v průmyslu. Rozeznávají se také druhy odpadních vod, mezi které patří balastní voda, dešťové, splaškové, průmyslové a městské odpadní vody. Mezi průmyslové odpadní vody se řadí i odpadní vody ze zemědělství. Mimo jiné se průmyslové odpadní vody dají dále rozdělit na chladicí vody, mycí vody (proměnlivé složení), výrobní a procesní vody, které mohou obsahovat biologicky rozložitelné či potenciálně toxické látky. Obecně působí procesní vody ten největší problém. Toxicita odpadních vod je ovlivněna jejich složením, které záleží na jejich původu znečištění. Existuje tedy více typů odpadních vod, z nichž každá má své vlastní charakteristiky a vyžadují různé procesy čištění (Crini & Lichtfouse 2019).

Polutanty se dají rozdělit do čtyř kategorií – chemické, fyzikální, fyziologické a biologické. V závislosti na dalším využití vyčištěné odpadní vody bude mít každý recipient (vodní útvar, nádrž, vodní tok, do kterého se vypouští vyčištěná odpadní voda) limit, kolik určitého znečištění může přijmout, aniž by to působilo nějaké nepříznivé účinky. Mezi chemické znečišťující látky patří anorganické i organické polutanty, u kterých je problém s přeměnou organického materiálu na oxid uhličitý a vodu, což vede k nárůstu mikroorganismů. A vzhledem k tomu, že organismy nacházející se ve vodním prostředí, vyžadují určitý obsah rozpuštěného kyslíku k životu a šíření, je zřejmé, že pokud je do vody umístěno větší množství organického materiálu, než je třeba, může dojít ke snížení koncentrace kyslíku. Tato skutečnost by pro určité organismy mohla být kritická. U anorganického znečištění se řeší jeho toxicita. Může dojít ke změnám pH v důsledku vypouštění odpadních vod. Toxicita může také nastat přímo z těžkých kovů. U fyzikálního znečištění se řeší změna barvy, teploty, obsah nerozpuštěných látek, pěna, radioaktivita či zákal. Teplota vody je velice důležitým faktorem biologické aktivity a značně ovlivňuje biologické, chemické i fyzikální reakce ve vodě. Může také působit synergicky s toxickými látkami. Příkladem může být toxicita těžkých kovů, která se zvyšuje s rostoucí teplotou. Zákal je způsoben výskytem nerozpuštěných pevných látek. Ty se do recipientů mohou dostat

s vyčištěnou vodou nebo pomocí přírodních procesů, jako je například eroze. To například může omezit funkce fotosyntézy snížením pronikání světla.

Fyziologická znečištění ovlivňují tzv. organoleptické vlastnosti, zápach a chuť vody. Biologické znečištění může být také rozděleno do dvou skupin - ohledy na veřejné zdraví v souvislosti s chorobami přenášenými vodou a eutrofizace či biologický růst kvůli přebytku nutrientů. Mezi původce onemocnění přenášené vodou řadíme viry, prvoky, bakterie a hlísty. Eutrofizace je přirozený geologický proces, jehož průběh je často urychlován lidskými činnostmi. Dochází ke zhoršování jakosti vody v důsledku přidávání přebytku fosforu nebo dusíku do recipientů. Odstraňování živin, především dusíku a fosforu, z odpadních vod je hlavním impulsem pro jejich pokročilé procesy čištění, aby mohlo bezpečně dojít k jejich vypuštění do vodních recipientů (Englande et al. 2015).

## **3.1 Čištění odpadních vod**

### **3.1.1 Předčištění**

Metody předčištění se využívají k tomu, aby byla voda přístupná dalším procesům čištění. Během tohoto procesu dochází k třídění a odstranění především velkých částic, aby se zabránilo ucpání průtoku (Englande et al. 2015) a následnému poškození příslušenství a vybavení ČOV (Darra et al. 2023). Řadí se sem využití česlí, lapáků šterku, písku a tuku (Englande et al. 2015). Pomocí česlí se z vody odstraňují předměty, jako jsou oděvy, papír, plasty či kovy. Lapáky odstraňují těžké pevné materiály s vyšší měrnou hmotností než organické biologicky rozložitelné pevné látky, jako písek, šterk a škvára. Mimo zmíněné však pomáhají odstraňovat také semena či vaječné skořápky. Odstraňování těchto částic zabraňuje opotřebování mechanického zařízení a zablokování potrubí v důsledku usazování a hromadění ve vybavení ČOV (Darra et al. 2023).

### **3.1.2 Primární čištění**

Po předčištění následuje primární (mechanické) čištění, při kterém se odpadní voda zavede do usazovací nádrže, kde se pevné látky usazují pomocí gravitace. Tekutina nad sedimentem přetéká přes zoubky ve žlábcích do další fáze čištění. Usazené drobné nečistoty jsou ve formě primárního kalu čerpány do metanizační nádrže nebo do jiné jednotky pro jeho zpracování. Rychlost usazování pevných částic musí být větší než rychlost odtékající vody, pokud má být odstraňování účinné. Doba zdržení kapaliny v usazovacích nádržích musí být také dost dlouhá na to, aby proběhla účinná separace pevných látek (Englande et al. 2015).

### 3.1.3 Sekundární čištění

Sekundární čištění využívá určitou formu biologického čištění po předešlém předčištění a mechanickém čištění. Dva nejvyužívanější způsoby biologického čištění jsou aktivační proces a využití biofilmových reaktorů. V aktivačním procesu se voda mísí s aktivovaným kalem, přičemž je nutno do nádrže dodávat vzduch. Ten je nutný nejen pro zajištění míchání, ale dodává mikroorganismům potřebný kyslík pro jejich metabolismus. Aktivovaný kal provádí adsorpci, asimilaci a vložkování odpadního materiálu (Englande et al. 2015). Mimo to také provádí rozklad biologicky rozložitelných látek (Crini & Lichtfouse 2019). Po aktivační nádrži, ve které probíhá aktivační proces, následuje dosazovací nádrž, kde dochází k oddělení vody a aktivovaného kalu jeho sedimentací. Část přebytečného usazeného kalu musí být zlikvidována a část musí být zavedena do procesu čištění odpadních vod (Englande et al. 2015).

Při čištění v biofilmových reaktorech dochází k podobnému procesu. Nicméně místo toho, aby se voda mísila s aktivovaným kalem, proudí po vhodném povrchu nosiče, ke kterému mikroorganismy přilnou a dochází k jejich nárůstu – biofilm (Englande et al. 2015). Jakmile po médiu začne proudit voda, mikroorganismy přítomné ve vodě se přichytí na médium, čímž tvoří další vrstvu filmu. Organický materiál je poté rozkládán aerobními mikroorganismy na vnější straně filmu (EPA 2000). Zpět do vody poté tyto mikroorganismy přenášejí produkty rozkladu organického materiálu, kterými jsou dusičnany, oxid uhličitý a sírany (Englande et al. 2015).

#### 3.1.3.1 Anaerobní biologické čištění

Organismy, které dokážou být aktivní v prostředí bez přítomnosti kyslíku, jsou využívány v anaerobním biologickém čištění odpadních vod. Během anaerobních procesů jsou organické znečišťující látky přeměněny na bioplyn (kap. 8.2.1.), který obsahuje oxid uhličitý, metan a jiné konečné produkty (Weerakoon et al. 2023). Anaerobní mikroorganismy biologicky rozkládají komplexní organické znečišťující látky prostřednictvím čtyř na sebe navazujících biochemických dějů: hydrolýza, acidogeneze, acetogeneze a metanogeneze (Mishra et al. 2023).

K využití anaerobních metod čištění dochází, pakliže jsou aerobní procesy neproveditelné, nebo pokud dochází ke vzniku bioplynu jako vedlejšího produktu (Weerakoon et al. 2023). Vzhledem k nižším nákladům v porovnání s aerobními procesy, příznivému využívání produkce methanu, nízké produkci kalu a nízkým požadavkům na

energii a živiny se anaerobní procesy stávají lákavou alternativou pro zpracování určitých typů odpadních vod, například odpadních vod z potravinářského průmyslu (Englande et al. 2015).

#### **3.1.4 Terciární čištění**

Pakliže některé polutanty nelze odstranit ani během sekundárního čištění, využívá se následovného terciárního čištění. Techniky terciárního čištění zajišťují, aby došlo k úplnému odstranění všech znečišťujících látek, nebo alespoň v přijatelných mezích (Weerakoon et al. 2023). Cílem terciárního čištění je snížit působení rizik na lidské zdraví a zlepšit kvalitu vodního prostředí, které je ovlivňováno vypouštěnou čištěnou odpadní vodou. Je proto stále větší poptávka po začlenění chemického čištění do pokročilých čištění odpadních vod (Darra et al. 2023). Buď se odpadní voda pomocí terciárního čištění čistí odděleně pomocí jedné technologie nebo kombinací více než jednoho postupu. Terciární čištění může pomoci při odstraňování mikroorganismů a těžkých kovů, které v čištěné vodě mohly ještě zůstat (Weerakoon et al. 2023). Chemické čištění odstraňuje rozpuštěné znečišťující látky pomocí přídavku určitých chemických látek. Chemická aditiva jsou žádoucí především při odstraňování toxických rozpustných kovů, jako je např. arsen, kadmium a olovo. V jiných případech jsou chemická aditiva využívána ke srážení kontaminantů, které jsou poté odstraněny pomocí filtrace nebo sedimentace (Darra et al. 2023).

Příkladem chemického čištění odpadních vod může být koagulace, flokulace, ozonizace, chlorace, iontová výměna či pokročilé oxidační procesy (Darra et al. 2023).

Koagulace, při které se přidávají určité chemikálie, obvykle zahrnuje využití polymerů a/nebo oxidů uhlíku, železa či vápníku. Jakmile koagulace proběhne, proces flokulace poté umožňuje agregaci a vznik vloček. Po vločkování následuje proces sedimentace, při kterém probíhá usazení dříve vytvořených vloček. Přestože většina vločkovatelného materiálu je v procesu sedimentace odstraněna, je obvykle nutné dále odstranit ty částice, které se neusazují, pomocí procesu filtrace. Běžně používaný materiál pro filtraci v terciárním čištění je například písek (Englande et al. 2015).

## 4 Cenné látky vyskytující se v odpadních vodách

### 4.1 Fosfor

Fosfor je velice důležitým prvkem pro všechny živé organismy a je ho třeba pro syntézu biomolekul, které ho obsahují. To zahrnuje i nukleové kyseliny a fosfolipidy (Aketo et al. 2021). Jako důležitá součást rostlin tvoří přibližně 0,2 % jejich sušiny (Melia et al. 2017). Fosfor je jednou z nejvíce limitujících makroživin potřebných pro plodiny a jejich produktivitu (Zhu et al. 2018).

V půdě se fosfor nachází v několika formách, avšak rostliny ke svému růstu dokáží využít jen rozpustný fosfor, kterého je zde velmi málo (Daneshgar et al. 2018). Ne každá forma fosforu nacházejícího se v půdě je totiž rostlinám biologicky přístupná. Zřídka tvoří rozpustné formy v důsledku srážení, adsorpce či přeměny na organické frakce v půdě prostřednictvím geochemických procesů, které závisí na vlastnostech půdy, jako je množství obsaženého vápníku, hliníku, oxidů železa, pH a obsah organické hmoty (Melia et al. 2017).

Fosfor má omezené a rychle ubývající zdroje. Většina těženého fosforu z jeho neobnovitelných zdrojů se využívá jako hnojivo (Mehta et al. 2015; Dai et al. 2016; Perera et al. 2019), které přispívá k lepší produkci zemědělských plodin, a tím pak podporuje i rychle se zvyšující zalidněnost. Výsledkem toho je zemědělská produkce největším hnacím motorem při změně globálního cyklu fosforu (Dai et al. 2016). Celosvětově je těženo cca 20 milionů metrických tun fosforu ročně (Mayer et al. 2016).

Lidské činnosti, které souvisí s kultivací organismů, zahrnující zemědělství, akvakulturu aj., jsou postaveny na využití přirozeně se vyskytujícího fosforu. Vznikající biotechnologická odvětví, jako je pěstování mikrořas pro výrobu biopaliv a jiných užitečných sloučenin, také souvisí s celosvětovou poptávkou po fosforu. Současná populační situace vyústila ke značnému zvýšení potřeby a poptávky fosforu, což vedlo k jeho značnému nedostatku (Aketo et al. 2021). Nedostatek fosforu je způsoben především celosvětovým vyčerpáním a geografickým zkreslením zásob fosforečnanových rud, což je velikým problémem pro rozvoj udržitelné společnosti (Daneshgar et al. 2018).

Velké množství fosforu, využití při různých každodenních činnostech, se nakonec dostane do odpadních vod (Peng et al. 2018). A jelikož dochází ke snižování zdrojů fosforečnanových rud, je nutné začít více přihlížet k získávání fosforu z odpadních vod a čistírenského kalu (Ciešlik & Konieczka 2017). Příkladem je Japonsko, které importuje kolem 41 kt fosforu za rok, zatímco cca 46,7 kt za rok je vypouštěno do odpadních vod, z čehož

většina není opět využita nebo recyklována (Aketo et al. 2021). To ukazuje, že je zde velký potenciál v recyklaci fosforu z odpadních vod. Se současnými metodami zpracování čistírenského kalu, kterými jsou například spalování v cementárnách nebo ve spalovnách odpadu, je fosfor nenávratně ztracen (Egle et al. 2016).

Lidé a zvířata získávají nutrienty z plodin a jejich zpracováním tvoří odpad bohatý na živiny. Je odhadováno, že celkový obsah fosforu z lidských a zvířecích výměšků (moč, exkrementy) může dodat až 22 % poptávky fosforu (Mehta et al. 2015). Jak již bylo zmíněno výše, dochází ke snižování zásob fosforečnanových rud a tato skutečnost je nevratná. Nepochybně je nutné se zaměřit na recyklaci fosforečnanových hnojiv. Jedním z těchto možných příkladů je hnojivo s fosforem získaným z odpadních vod a čistírenského kalu (Blackwell et al. 2019).

Odpadní vody jakožto slibný zdroj fosforu by mohly plně nahradit jeho těžení z fosforečnanových rud (Egle et al. 2016). Fosfor se v odpadních vodách objevuje v mnoha formách a v různých procesech čištění jsou odstraňovány odlišné frakce fosforu. Pevné částice fosforu jsou snadněji odstraněny během čištění odpadní vody, zatímco rozpuštěný fosfor vyžaduje k odstranění častěji přímé chemické nebo biologické procesy čištění (Melia et al. 2017).

I když se dnes většina fosforu získává z fosforečnanových rud, nízká účinnost jeho využití vede k jeho následnému hromadění v tocích, což může způsobovat jisté environmentální problémy (Li et al. 2019), jako je např. eutrofizace (abnormální růst řas a následný úbytek rozpuštěného kyslíku) (Di Capua et al. 2022). Je nutné se dále zaměřit na jiné zdroje získávání fosforu v důsledku tlaku znečištění životního prostředí a vyčerpávání neobnovitelných zdrojů (Li et al. 2019).

## **4.2 Dusík**

Dusík je esenciálním prvkem všech živých organismů na Zemi (Zhang et al. 2022a). Je jedním z nejhojnějších prvků v chemickém složení buněk, zabudovaný skrze procesy, které zahrnují amonifikaci, redukci dusičnanů (asimilační a disimilační), nitrifikaci a denitrifikaci (Mishra et al. 2022). Využívá se pro syntézu proteinů, nukleových kyselin a dalších buněčných složek, což z něj činí jednu z nejdůležitějších živin v biosféře (Winkler & Straka 2019).

Při aplikaci minerálních hnojiv obsahujících dusík často dochází k významným ztrátám živin. Některé vytěkají, část z nich je vyplavena nebo vypuštěna do povrchových vod. Ta část, která zbyde, je často nedostatečnou dávkou pro rostliny, a tím pádem je nutné další hnojení



(Chojnacka et al. 2020). Celosvětová ztráta dusíku z hnojiv se pohybuje průměrně okolo 18 %. Může však činit až 60 % (Beckinghausen et al. 2020).

Konvenční přeměna dusíku na amoniakální hnojiva Haber-Boschovým procesem je energeticky velmi náročná (Perera et al. 2019). Plynný dusík přítomný v atmosféře je při něm přeměněn na amoniak reakcí s vodíkem za velmi vysoké teploty 400 °C a vysokého tlaku 200 atm (Shaddel 2018). Představuje 1 % světové spotřeby energie a související emise skleníkových plynů (Perera et al. 2019). Jelikož je produkce dusíkatých hnojiv energeticky velice náročná, získávání dusíku z odpadních vod jako alternativa přitahuje určitou pozornost (Perera et al. 2019; Winkler & Straka 2019).

Běžné ČOV obecně přeměňují dusíkaté sloučeniny na plynný dusík pomocí nitrifikace a denitrifikace (Perera et al. 2019). Celosvětově odpadní voda, získaná z městských, průmyslových i zemědělských sektorů, obsahuje různé formy dusíku, jako jsou amoniakální dusík, dusičnany a dusitany. Vypouštění zčásti nebo vůbec nečištěné odpadní vody by mohlo zhoršit kvalitu vod recipientu, stimulovat eutrofizaci a pozměnit vodní biodiverzitu ve vodních zdrojích (Rahimi et al. 2020; Mishra et al. 2022).

Hlavním zdrojem dusíku v městské odpadní vodě jsou exkrementy, moč a odpadní vody ze zpracování jídla. Přibližně 40 % je ve formě amoniaku a 60 % je vázáno v organické hmotě. Po procesu biologického čištění je většina, cca 92 %, zbývajících dusíku v odpadní vodě přeměněna do anorganické formy (Shaddel 2018).

### **4.3 Čistírenský kal**

Čistírenský kal je biologicky rozložitelný odpad vznikající v čistírnách odpadních vod. Mimo organickou hmotu a živiny kal obsahuje širokou škálu znečišťujících látek z domácností a průmyslu, včetně těžkých kovů, zbytků léků, hormonů, perzistentních organických látek, patogenů nebo mikroplastů (Hušek et al. 2022). Fyzikální a chemické vlastnosti čistírenského kalu v závislosti na zdroji, zeměpisné poloze a zemi se mohou výrazně lišit – může být pevný, polotuhý či kapalný (Demirbas et al. 2016).

V Evropské unii je více možností, jak s čistírenským kalem nakládat, např. skládkování, zemědělské využití, kompostování a další aplikace či spalování. Například v roce 2018 skládkování představovalo 6 % likvidace kalu v EU, zemědělské využití 35 %, kompostování a další aplikace 12 % a spalování 37 % (Hušek et al. 2022). Evropská komise navrhuje, aby došlo k přeměnám čistírenského kalu na teplo a elektřinu nebo alternativně k produkci pevných, kapalných či plynných pokročilých paliv (Ronda et al. 2023).

Vzhledem k tomu, že čistírenský kal obsahuje důležité živiny, jako je fosfor, draslík, dusík, či organický uhlík, mělo by se usilovat o navýšení jeho využití v zemědělství, ať už přímo, nebo po kompostování. Tento přístup je mimo jiné v souladu s cirkulární ekonomikou, která usiluje o druhotné využívání materiálů a snížení jejich spalování (Chojnacka et al. 2023).

Energetické využití čistírenského kalu představuje strategický krok pro udržitelné hospodaření s čistírenskými kaly a energií. Anaerobní stabilizace a pyrolýza patří mezi slibné a udržitelné procesy využitelné pro přeměnu kalu na bioenergii, např. ve formě bioplynu (Cao & Pawłowski 2012).

## 5 Přehled metod odstraňování fosforu z odpadních vod

Provádí se především chemické odstraňování a zvýšené biologické odstraňování fosforu (EBPR – enhanced biological phosphorus removal). Nejvyužívanější technologií bylo chemické odstraňování fosforu, nicméně během zvýšeného biologického odstraňování je snížena produkce kalu a nižší ceny využitých chemikálií (Urdalen 2013). Chemické dávkování efektivně izoluje fosfor z odpadních vod, přičemž tento způsob vyžaduje přidávání rozpustných solí, jako jsou síran železitý, síran hlinitý a chlorid železitý do odpadních vod. Rozpuštěné kationty se vysráží s fosforečnany jako nerozpustný kal. Nicméně dávkování dalších chemikálií je drahé (Pratt et al. 2012).

Ideální technologie získávání fosforu by měly zprostředkovat dostatečnou účinnost odstranění fosforu a maximalizovat množství získaného fosforu. Také by měly produkovat materiál, který by mohl být dál využit s co nejnižším ohrožením životního prostředí, který by měl dobré hnojící účinky a byl by ekonomicky výhodný a účinný (Zhang et al. 2022b). Pokud se zaměříme na celosvětové ubývání zdrojů fosforu a nárůst poptávky hnojiv, získávání fosforu z odpadních vod bude nezbytné (Perera et al. 2019).

Jak problém s eutrofizací povrchových vod, tak problém s udržováním fosforového cyklu, se zdá být řešitelný pomocí rozvoje nových technologií pro získávání fosforu z eutrofních vod. Jelikož biologické způsoby nevyžadují nežádoucí přidávání chemikálií, jsou způsoby získávání fosforu tohoto původu považovány za přijatelnější, co se životního prostředí a udržitelnosti týče (Sukačová et al. 2020).

Získávání fosforu z odpadních vod je založeno na skutečnosti, že procesy odstraňování fosforu odpadní vody se zaměřují na vedlejší produkty, které při nich vznikají, a které se mohou dále využít k jiným účelům (Mehta et al. 2015).

V dnešní době je cena regenerace fosforu z odpadních vod několikrát vyšší než cena těžení fosforečnanových rud (Mayer et al. 2016). Mezi procesy využívané k získávání fosforu patří především srážení struvitu (Perera et al. 2019)

### 5.1 Chemické srážení

Chemické odstraňování fosforu je docíleno přidáním iontů některých kovů, které jsou schopné formovat sraženiny s anorganickými fosforečnany rozpuštěnými ve vodě. Nejužívanějšími jsou železité a hlinité kationty, méně pak vápenaté kationty (Urdalen 2013). Ty s fosforečnany tvoří různé sloučeniny, jejichž tvorba závisí na podmínkách procesu (Kaljunen et al. 2022). Je to běžně využívaná metoda odstraňování fosforu, nicméně při ní

dochází ke zvýšené produkci kalu a vysoké ceně využitých chemikálií. Tento vzniklý kal bohatý na fosfor se dá využít v zemědělství jako hnojivo. Nicméně se zde nabízí určité obavy, jelikož kaly typicky obsahují také kontaminanty, jako jsou těžké kovy, patogeny či organické polutanty. Fosfor navázaný na hliník či železo není úplně vyhovující a jeho další industriální využití, tedy výroba hnojiva, je obtížnější (Urdalen 2013). Studie zmiňují vivianit jako hlavní složku železnatých fosforečnanů (Kaljunen et al. 2022). Vivianit vzniká v přesyceném prostředí chemickou reakcí mezi železnatým kationtem a fosforečnanovým aniontem. Je to běžný druhotný materiál, nacházející se v mnoha přirozených prostředích (Zhang et al. 2022c).

Chemické srážení fosforu může probíhat více způsoby a detaily průběhu a také názvy způsobů se odvíjejí od přidání srážedla v různých fázích procesu. Během předřazeného srážení jsou kovové soli přidány před primárního čištění a fosfor je odstraněn spolu s primárním kalem. Při simultánním srážení dochází k přidávání kovových solí během biologického čištění, přičemž je pak fosfor odstraněn spolu se sekundárním kalem. Simultánní srážení bývá velmi populární metodou. Při terciárním srážení jsou soli přidávány za dosazovací nádrží, přičemž tento proces je formou terciárního čištění odpadní vody s možností dosažení odtokové koncentrace fosforu  $< 0,5$  mg/L (Urdalen 2013).

## 5.2 EBPR – Zvýšené biologické odstraňování fosforu

Zvýšené biologické odstraňování fosforu je založeno na aktivitě polyfosforečnan-kumulujících bakterií (PAO – polyphosphate-accumulating organism) a jejich schopnosti hromadit fosfor, čímž obohacují kal (Perera et al. 2019). PAO jsou bakterie, které jsou schopné pojmout více fosforu, než potřebují ke svému buněčnému růstu. V běžném aktivačním procesu je fosfor odstraňován mikroorganismy, které ho spotřebují na růst. Cílem procesů EBPR je maximalizace využití PAO, aby došlo k optimálnímu odstranění fosforu (Urdalen 2013). EBPR je jedním z nejeekonomičtějších a environmentálně udržitelných procesů odstraňování fosforu (Izadi et al. 2021). EBPR je velmi citlivý biologický proces, který vyžaduje sledování a regulaci mnoha provozních parametrů. Mezi ty patří například pH, teplota, koncentrace kationtů, koncentrace rozpuštěného kyslíku, složení odpadní vody, obsah nižších mastných kyselin, hydraulická doba zdržení a doba zdržení kalu. Pro malé ČOV je to příliš nákladný proces, a dokonce relativně nestabilní, jelikož v nich jsou zaznamenávány nerovnoměrnosti v množství i složení přítékající vody (Perera et al. 2019).

V systému EBPR se odpadní voda mísí s aktivovaným kalem v anaerobním prostředí. PAO jsou schopné využít nižší mastné kyseliny, jako je kyselina octová nebo propionová,

k produkci polyhydroxyalkanoátů (PHA – poly-hydroxyalkanoates). Tyto kyseliny jsou již ve vodě přítomny, nebo jsou produkovány fermentačními bakteriemi vyskytujícími se v anaerobní nádrži. Fermentace je mikrobiální degradace organických sloučenin v anaerobním prostředí, tedy bez přítomnosti kyslíku a dusičnanů. Je tedy nezbytné, aby anaerobní nádrž kyslík nebo dusičnany neobsahovala. Jako zdroj energie pro tvorbu PHA využívají PAO polyfosforečnany a glykogen. V důsledku využívání polyfosforečnanů se do vody uvolňují ortofosforečnany. Následuje aerobní prostředí, kam je dodáván kyslík. PAO jsou za účelem budování řetězců polyfosforečnanů schopné přijmout dostatečné množství ortofosforečnanů, aby došlo k odstranění fosforu z odpadních vod (Urdalen 2013).

Během EBPR jsou ČOV schopny běžně odstranit kolem 85 % fosforu z čištěné odpadní vody. I když je ve většině případů tento proces značně účinný, jsou zde jisté otázky týkající se jeho výkonu. Je považováno za udržitelnější formu odstraňování fosforu než u chemických procesů, a také jsou při provozu velkých ČOV většinou výhodnější z pohledu provozních nákladů. EBPR oproti chemickému odstranění fosforu nevyžaduje chemická aditiva. Pokud však ano, tak výrazně méně. Pokud jsou procesy odstranění neefektivní nebo je legislativou vyžadován trvale nízký obsah fosforu při vypouštění odpadních vod, často velké ČOV využívají kombinaci chemického odstraňování a EBPR (Melia et al. 2017).

## 6 Přehled metod odstraňování dusíku z odpadních vod

Technologie biologického odstraňování dusíku jsou široce využívány pro jeho odstranění z odpadních vod a ochranu kvality přirozeného vodstva. V běžných ČOV je amoniakální dusík nejprve biochemicky oxidován na dusitanový dusík, který je dále oxidován na dusičnan v aerobních podmínkách v rámci procesu nitrifikace. Poté je dusičnan redukován na plynný dusík při biochemické denitrifikaci (Ma et al. 2016).

Mezi procesy odstraňování dusíku se dále řadí např. iontová výměna (Perera et al. 2019), srážení struvitu, stripování amoniaku, adsorpce a membránové procesy (Beckinghausen et al. 2020).

Běžné biologické procesy jsou zaměřeny především na odstraňování dusíku z odpadních vod, nejužívanější jsou biologická nitrifikace a denitrifikace. Nově vyvinuté technologické procesy jako Anammox jsou podobně jako klasický postup nitrifikace/denitrifikace schopné přeměnit N-amon na plynný dusík. Nicméně během těchto procesů nedochází k získávání dusíku, ten je jen převeden do atmosféry. Tím pádem získávání dusíku z odpadních vod by bylo energeticky výhodnou alternativou pro výrobu hnojiv z atmosférického dusíku (Perera et al. 2019).

Odstraňování dusíku z odpadních vod pomocí nitrifikace a denitrifikace je využíváno v mnoha zemích jako běžný postup začleněný do čištění odpadních vod. Procesy nitrifikace a denitrifikace však mohou mimo jiné vytvářet velké množství kalu, takže by mělo dojít k prozkoumání alternativních procesů, které by zlepšily účinnost a snížily se tím náklady (Al-Hazmi et al. 2022). Způsob odstraňování dusíku pomocí nitrifikace a denitrifikace v dnešní době není již tak kompatibilní se současným tématem udržitelnosti životního prostředí a cirkulární ekonomii, a proto je nutné se zaměřit na udržitelnější postupy zacházení s kontaminanty v odpadních vodách, které obsahují dusík, a jeho další využití jako hnojiva (Wu & Vaneeckhaute 2022). Biologické odstraňování dusíku je oblíbené mezi technologiemi jeho odstraňování díky vysokému výkonu a ekonomické účinnosti (Zhang et al. 2022a).

Pro tuto práci, která se zabývá možnostmi získávání nutrientů během čištění odpadních vod, je zajímavější volbou chemické odstraňování dusíku, jelikož nabízí možnosti jeho získávání a dalšího využití, kdežto biologické postupy nabízí spíše způsob, jak dusík primárně odstranit. I když se procesy jako adsorpce, iontová výměna, elektrodialýza a bioelektrochemické procesy dají využít pro tvorbu koncentrovaného roztoku dusíku, odkud by bylo nutné živiny následně získat, pro jeho získání se dá použít srážení struvitu, stripování

či využití GPM (z angl. gas permeable membranes – plyn propouštějící membrány) (Perera et al. 2019).

Regeneraci dusíku z odpadních vod lze provést s vysokou a stabilní účinností s relativně nízkými náklady. V tomto procesu by nemělo docházet k nežádoucímu vypouštění plynných znečišťujících látek (Shaddel 2018).

## 6.1 Nitrifikace a denitrifikace

V současné době tradiční biologické procesy nitrifikace a denitrifikace přeměňují N-amon na plynný dusík, což je doprovázeno vysokými emisemi N<sub>2</sub>O, rovnající se 14-26 % uhlíkové stopy čistíren odpadních vod (Guo et al. 2023).

Jelikož je nutno do nitrifikace dodávat kyslík a do denitrifikace zase organickou hmotu, běžné biologické odstraňování dusíku je energeticky náročný proces (Ren et al. 2020).

### 6.1.1 Nitrifikace

Nitrifikace je proces probíhající v aerobním prostředí (Di Capua et al. 2022) a skládá se ze dvou po sobě jdoucích biologických oxidačních procesů. Prvním krokem je oxidace NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, což je proces provedený bakteriemi oxidujícími N-amon (AOB – ammonium oxidizing bacteria) (Rahimi et al. 2020), které potřebují 1,5 molu O<sub>2</sub> na 1 mol zpracovaného N (Di Capua et al. 2022). Reakce je katalyzována monooxygenázou amoniaku (AMO – ammonia monooxygenase) a hydroxylaminoxidoreduktázou (HAO – hydroxylamine oxidoreductase) za vzniku hydroxylaminu (NH<sub>2</sub>OH) jako meziprojektu. Vytvořený N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> je v druhém kroku přeměněn na N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, a to bakteriemi oxidujícími dusitany (NOB – nitrite oxidizing bacteria), za přítomnosti molekulárního kyslíku (Rahimi et al. 2020).

Chemické rovnice průběhu nitrifikace:

- $\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
- $\text{NO}_2^- + 0,5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$

Mezi mikroorganismy zapojené do nitrifikace se řadí například autotrofní rody *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*. Rychlost růstu těchto bakterií je velice pomalý (Englande et al. 2015).

V porovnání s fyzikálně-chemickými metodami je biologické odstraňování dusíku pomocí nitrifikace a denitrifikace nákladově efektivnější. Zůstává však stále několik nevýhod,

jako je například snížení nitrifikační aktivity přetížením organickou hmotou a N-amon, nutnost kontroly kyslíku a potřeba dvou reaktorů – aerobní reaktor pro průběh nitrifikace a anoxický pro denitrifikaci (Rahimi et al. 2020).

### 6.1.2 Denitrifikace

Denitrifikace je proces kompletního odstranění dusičnanů za vzniku neškodného plynného dusíku jako konečného produktu. Aby mohla denitrifikace úspěšně proběhnout, je nutné, aby jisté podmínky, jako například striktně anoxické prostředí a dostatečné zdroje uhlíku byly dodržovány. Pokud není k dispozici dostatek organického uhlíku, negativně to ovlivňuje účinnost odstraňování dusíku (Rahimi et al. 2020).

Přidané zdroje organického uhlíku fungují jako donory elektronů a jsou potřebné pro buněčný růst a heterotrofní denitrifikaci. Mezi nejběžnější doplňované zdroje uhlíku patří glukóza, alkoholy, jako je methanol či ethanol, a acetát. Přes výhody, které denitrifikace nabízí, tyto substráty vedou k nadměrnému růstu biomasy, což vyžaduje její další zpracování. Požadování nepřetržitého dodávání zdrojů uhlíku tedy představuje značnou zátěž v kombinaci s potřebou přesného dávkování, aby nedocházelo ke zhoršování kvality odpadních vod. Přítomnost kyslíku během denitrifikace negativně ovlivňuje účinnost odstraňování dusíku a zvýšení koncentrace dusitanů v čištěné vodě. Tento negativní účinek kyslíku se mění v závislosti na typu vybraného donoru elektronů užitého jako zdroj uhlíku (Rahimi et al. 2020).

Obecně je denitrifikace definována jako mikrobiální redukce anorganické formy dusíku ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) na plynný dusík. Většina denitrifikačních bakterií přítomných v životním prostředí jsou heterotrofní organismy (Al-Hazmi et al. 2022), které využívají zdroje organického uhlíku jako donor elektronů (Ren et al. 2020; Al-Hazmi et al. 2022) a  $\text{NO}_3^-$  nebo  $\text{NO}_2^-$  jako konečné akceptory elektronů (Al Hazmi et al. 2022).

### 6.1.3 Simultánní nitrifikace a denitrifikace (SND)

Simultánní nitrifikace-denitrifikace je schopna kompletně odstranit dusík v jednom bioreaktoru za specifických provozních podmínek, čímž se tento proces liší od postupné nitrifikace a denitrifikace, které jsou běžně prováděny v oddělených bioreaktorech v ČOV (Di Capua et al. 2022).

Jak nitrifikace, tak denitrifikace produkují  $\text{N}_2\text{O}$  jako meziprodukt. Je to účinný skleníkový plyn a během nitrifikace může být produkován pomocí AOB dvěma hlavními způsoby:



- Redukce  $\text{NO}_2^-$  – jako konečný akceptor elektronů k  $\text{N}_2\text{O}$  (způsob zvaný jako denitrifikace nitrifikátoru)
- Neúplná oxidace hydroxylaminu ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) – je nejprve chemicky přeměněn na  $\text{NO}$  a poté biologicky redukován na  $\text{N}_2\text{O}$  (hydroxylaminový způsob)

Podobně jako u nitrifikace může neúplná denitrifikace také vést k emisím  $\text{N}_2\text{O}$  jako meziprojektu (Di Capua et al. 2022).

#### **6.1.4 Simultánní proces nitrifikace, denitrifikace a odstranění fosforu (SNDPR)**

Simultánní proces nitrifikace, denitrifikace a odstranění fosforu vyvolal značnou pozornost díky svému vysoce účinnému a nízkonákladovému simultánnímu odstranění fosforu a dusíku. Kromě běžných PAO a denitrifikačních mikroorganismů, pomalu rostoucí a autotrofní nitrifikační bakterie, heterotrofní denitrifikační PAO a denitrifikační glykogenkumulující organismy, mohou tento proces obohatit a přispět k odstranění fosforu a dusíku (He et al. 2021).

Organický uhlík obsažený ve zpracovávaném substrátu je absorbován a přeměněn na vnitřní zdroje uhlíku pro endogenní denitrifikaci, čímž je zajištěno spolehlivé odstranění dusíku i fosforu prostřednictvím účinného využití uhlíkatých zdrojů (He et al. 2021). Mezi výhody SNDPR patří nízká energetická spotřeba a snížené požadavky na přidávané chemikálie. Jednou z nejdůležitějších nevýhod je, že byl tento proces nejčastěji demonstrován při pokojových teplotách (20-25 °C), zatímco nízkoteplotnímu provozu (< 15 °C) byla věnována nižší pozornost. Při snížené teplotě jsou aktivity biologických procesů sníženy nebo potlačeny (Bai et al. 2023).

## **6.2 Stripování amoniaku**

Technologie stripování je chemické odstraňování dusíku, které podporuje přeměnu  $\text{NH}_4^+$  na  $\text{NH}_3$  dodáváním vzduchu nebo jiného plynu do odpadní vody, aby došlo k transportu  $\text{NH}_3$  do plynné fáze (Rahimi et al. 2020). Tento proces je silně ovlivněn hodnotou pH a teplotou (Perera et al. 2019; Rahimi et al. 2020) a rychlostí přívodu plynu (Perera et al. 2019). Stripování vyžaduje vysoké pH, přibližně 10-12, což je běžně dosaženo přidáním zásady v požadovaném množství. Na kilogram dusíku je třeba okolo 7,2 kg hydroxidu sodného nebo 7 kg hydroxidu vápenatého (Shaddel 2018).

Jsou především dva způsoby, jakými se stripování provádí. Stripování, při kterém je amoniak stripován párou (Shaddel 2018; Kundu et al. 2022) při zvýšené teplotě a následně

zachycován jako kapalný kondenzát. Ten může být přeměněn na síran amonný ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), pokud je určen k využití jako hnojivo (Kundu et al. 2022). Stripování, při kterém je amoniak absorbován vzduchem (Shaddel 2018; Kundu et al. 2022), dále následované absorpcí amoniaku kyselinou (Kundu et al. 2022).

Stripování amoniaku je úspěšně využíváno pro odstraňování dusíku z různých kapalných odpadních materiálů, jako prasečí kejda, průsaková voda ze skládek a odpadní voda z produkce minerálních hnojiv (Guštin & Marinšek-Logar 2011).

Během stripování existuje poměrně velké riziko škálování (tvorba vodního kamene) a usazování. Aby se předešlo usazování, je důležité, aby bylo co nejvíce suspendovaných pevných částic zachyceno během procesu separace (Shaddel 2018).

Pomocí stripování amoniaku dokážeme získat tu část amoniakálního dusíku, kterou bychom nemohli získat srážením struvitu. Díky velmi zásaditému prostředí dojde k přeměně NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na NH<sub>3</sub> (Wu & Vaneckhaute 2022).

Hlavní nevýhodou stripování je vysoká energetická náročnost. Nicméně proces je relativně perspektivní především díky relativně nízkým nákladům, snadné instalaci a vysoké míře výtěžnosti. K dosažení 80% získání dusíku, teplota a průtok vzduchu mohou být zvýšeny bez výrazného ovlivnění ekonomiky, ale zvyšování pH by navýšilo provozní náklady z důvodu velkých nároků na použití chemikálií (Perera et al. 2019).

Energetická spotřeba pro konvenční stripování vzduchem a produkci (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> z moči byla 9 kWh/kg N, navíc k zahrnuté chemické energii pro úpravu pH. Tento požadavek energie se dá přirovnat k energii spotřebované pro výrobu dusíkatých hnojiv pomocí Haber-Boschova procesu, tj. 10 kWh/kg N (Perera et al. 2019).

Stripování se běžně využívá zejména při čištění odpadních vod s relativně vysokou koncentrací N-amon (> 2000) (Kundu et al. 2022).

### 6.3 Adsorpce

Mechanismus adsorpce spočívá v procesu přenosu částic z kapaliny na porézní adsorbent, na jehož povrchu dochází k jejich hromadění (adsorbování) (Khamidun et al. 2020). Je to široce studovaný proces využívaný k odstraňování NH<sub>4</sub><sup>+</sup> z odpadních vod (Perera et al. 2019). Často je adsorpce využívána spolu se srážením struvitu k docílení zlepšeného získávání nutrientů. Mezi vhodné adsorbenty, které se dají využívat během adsorpce, patří zeolity, diatomity (křemelina) a biochar. Jsou to porézní materiály, na které je příroda relativně bohatá. Vhodné jsou díky své nízké ceně a velkému specifickému povrchu. Konečný produkt má podobnou skladbu nutrientů jako tradiční hnojiva s pomalým uvolňováním.

Výrobní náklady konečného produktu adsorpce však vychází často nižší (Wu & Vaneckhaute 2022).

Lákavým se zdá být využití zeolitů jako adsorbentů při odstraňování N-amon, jelikož je to účinné, ekonomicky konkurenceschopné, provozně relativně jednoduché a odolávající nárazovému zvýšení zatížení (Perera et al. 2019). Zeolit je porézní minerál, který má schopnost jisté přednostní a vratné adsorpce amoniakálního dusíku díky své selektivitě a vysoké výměnné kapacitě kationtů. Jeho obnova za vzniku koncentráту amoniakálního dusíku v roztocích chloridu sodného nebo hydroxidu sodného je možná. Také je možná jeho přímá aplikace na půdu (Beckinghausen et al. 2020).

Zeolity a jiné minerály jako tuf (z angl. Tuff) či jíl jsou využívány k adsorpci N-amon. Běžným postupem je protékání vody skrze kolony plné zeolitu. Přírodní zeolity, jako klinoptilolit, sepiolit, volastonit a jiné, se ukázaly jako efektivní v procesu zachycení rozpuštěného dusíku ze syntetických roztoků a odpadních vod (Shaddel 2018). Zeolity mají běžně porózní strukturu tvořenou  $Al^{3+}$ ,  $Si^{4+}$  a  $O^{2-}$ , s výměnnými kationty, jako jsou  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  a  $Ba^{2+}$ , které mají vysokou afinitu (schopnost tvořit sloučeniny) k  $NH_4^+$ . U přírodních zeolitů a klinoptilolitů se schopnost adsorpce pohybuje mezi 3,11-13,73 mg/g. Adsorpční kapacita přírodního klinoptilolitu může být navýšena předčištěním s chloridem sodným. Dávka adsorbentu, hodnota pH, teplota a počáteční koncentrace  $NH_4^+$  ovlivňují účinnost odstranění jak při využití přírodního klinoptilolitu, tak při využití po jeho prodělaném předčištění (Perera et al. 2019).

Často jsou malé částice adsorbentů (~50  $\mu m$ ) využívány spolu se srážením struvitu jako tzv. výsevní materiály (seeding material), aby došlo ke zvětšení jeho krystalů. Malé částice adsorbentů mohou vyvolávat povrchovou difúzi a iniciovat růst struvitu v metastabilní zóně. Mimo to je adsorpce používána také k získávání té části živin, které se nemohou vysrážet jako struvit (Wu & Vaneckhaute 2022).

Využívá se především pro odstranění dusíku z odpadních vod než pro jeho získání. Pro svůj průběh vyžaduje přidané chemikálie a činidla k regeneraci médií. Získávání dusíku z využitých regenerantů (roztok chemické sloučeniny využívaný při obnově kapacity systému iontové výměny) vyžaduje chemikálie nebo stripování a absorpci do kyselého roztoku. Nicméně je to však provozně jednoduchý proces, který odolává nárazovému zatížení (Perera et al. 2019).

## 6.4 Anammox

Anammox je energeticky účinný proces pro simultánní odstraňování N-amon a N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> z odpadních vod (Mishra et al. 2022).

Anammox bakterie provádí oxidaci N-amon (Rahimi et al. 2020) za využití dusitanu jako elektronového akceptoru (Ma et al. 2016; Rahimi et al. 2020). Dusitany mohou být získány pomocí nitritace (biochemická oxidace N-amon na dusitan). Z toho plyne, že nitritace/anammox a částečná denitrifikace/anammox mohou odstranit dusík z odpadních vod. Anammox a nitritace jsou autotrofní procesy a jsou výhodnější v porovnání s nitrifikací a denitrifikací, jelikož nespotebouvají zdroje uhlíku obsažené v odpadních vodách. Pro porovnání, nitrifikace/denitrifikace může spotřebovat až 100 % organické hmoty obsažené v odpadní vodě (Rahimi et al. 2020). To znamená, že by se při využití těchto autotrofních procesů dala alternativně využít organická hmota pro výrobu methanu, čímž dochází ke zvýšenému energetickému využití odpadních vod (Ma et al. 2016; Rahimi et al. 2020). Spotřeba energie v procesu nitritace/anammox by mohla být současně snížena ve srovnání s klasickým postupem nitrifikace/denitrifikace, jelikož se sníží i spotřeba kyslíku o 60 %, a pouze cca 50 % N-amon musí být oxidováno na dusitany místo na dusičnany. Velkým plusem je také to, že v metabolickém procesu anammox bakterií nedochází k tvorbě oxidu dusného, čímž dochází ke snížení emisí skleníkových plynů (Ma et al. 2016).

Bakterie anammox procesu jsou zajímavé, co se týče jejich ekofyziologie, buněčné struktury a schopnosti anoxické oxidace N-amon. Patří do hluboce rozvětvené linie řádu Planctomycetales. Mezi druhy schopné anammox procesu, které byly objeveny a popsány, patří *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Scalindua* a *Candidatus Anammoxoglobus* (Ma et al. 2016).

## 6.5 Bioelektrochemické systémy

Bioelektrochemické systémy (BES – bioelectrochemical systems) jsou metodou využívající jak mikroorganismy, tak elektrochemii. Mikroorganismy přímo interagují s elektrodou, zatímco stimulace elektrického pole produkuje účinnější elektrochemicky aktivní bakterie (EAB – electrochemically active bacteria). Zvyšuje se tím diverzita a množství mikroorganismů, což zapříčiní zvýšení odstraňování dusíku. Spolu tyto komponenty zlepšují účinnost odstraňování dusíku (Su a Chen 2022).

BES jsou schopné generovat energii potřebnou pro průběh tohoto procesu, pakliže odpadní voda obsahuje dostatečné množství organické hmoty. Využívají k tomu MFC

(microbial fuel cells – mikrobiální palivové buňky). MFC dokáží vyrobit cca 61 % energie pro aeraci k získávání N-amon z moči (Perera et al. 2019).

BES je novou metodou pro odstranění přebývajících dusíku z vod. V porovnání s jinými metodami je výrazně účinná a spotřebovává málo energie. Nicméně v praxi ještě nebyla aplikována kvůli nedostatečnému výzkumu mechanismů a konstrukci vysoce výkonných elektrod, separátorů a konfigurací reaktorů (Su a Chen 2022).

Produkce elektrického proudu je omezena mikrobiální aktivitou na anodě, hodnotou CHSK (chemické spotřeby kyslíku) a pH a může způsobovat nenávratné snížení výkonu MFC při  $\text{pH} \leq 4$  (Perera et al. 2019).

## 7 Univerzální metody odstraňování

V dnešní době často dochází k oddělenému odstraňování fosforu a dusíku z odpadních vod, přičemž za účelem odstranění každého z těchto prvků je využita jiná metoda. Výběr těchto procesů závisí na mnoha faktorech. Mezi ty patří například vlastnosti čištěné odpadní vody, cíle získávání zmíněných prvků, provozní omezení v závislosti na využitých chemikáliích apod. (Perera et al. 2019). Jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách, pro odstraňování dusíku (kap. 6) se dá využít např. nitrifikace/denitrifikace, stripování amoniaku, adsorpce, anammox, zatímco pro odstraňování fosforu (kap. 5) se dá využít např. chemické srážení a EBPR.

Nicméně existují procesy, které jsou schopné odstranit fosfor a dusík zároveň. Mezi tyto procesy se řadí např. krystalizace struvitu, iontová výměna, membránové procesy či využití řas (Mehta et al. 2015; Perera et al. 2019).

### 7.1 Krystalizace struvitu

Jednou z nejslibnějších technik získávání živin je v současné době krystalizace struvitu (Li et al. 2019). Struvit ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) je bílá krystalická minerální sloučenina (Achilleos et al. 2022), která vzniká ve vodním prostředí s vysokým obsahem N-amoniaku, hořčíku a fosforečnanů. Nicméně, podmínky tvorby struvitu silně závisí na mnoha faktorech. Mezi ně patří teplota, pH, obsah a poměr koncentrace jednotlivých iontů (Tansel et al. 2018).

Struvit je cenné pomalu se uvolňující hnojivo a jakožto způsob získávání fosforu z odpadních vod nám umožňuje jeho další využití (Münch a Barr 2001). Velkým benefitem krystalizace struvitu je jeho potenciál ve využití. Dá se využít jako hnojivo, stavební materiál či adsorbent, což pomáhá s pokrytím ceny procesu jeho získávání (Li et al. 2019). Struvit jako hnojivo může být využit k řízení postupného uvolňování živin, a tím ke snížení jejich ztrát, čímž podporuje udržitelný růst rostlin (Li et al. 2019). Rychlost uvolňování dusíku také závisí na velikosti krystalů struvitu. Využití struvitu jako alternativního hnojiva by bylo ideální pro plodiny, které vyžadují hořčík, jako je například cukrová řepa. Díky jeho schopnosti pomalého uvolňování živin jeho nadměrná aplikace nepopálí kořeny plodin, což může být častým fenoménem při využití hnojiv s vysokým obsahem dusíku a fosforu. Hnojiva pomalu uvolňující živiny by byla efektivní v oblastech, kde se hnojiva využívají jednou za několik let, jako jsou lesy či louky. Vzhledem k pomalému uvolňování živin může docházet k jejich minimálnímu vyplavování (Rahman et al. 2014).

Krystalizace struvitu je slibný technologický proces, který je schopný odstranění fosforu z odpadních vod, ale také jeho recyklace, čímž nabízí alternativní zdroj fosforečnanových hnojiv. Znovuvyužití je bezpečnější, pokud odpadní voda z domácností není míšena s ostatními odpadními vodami, jako jsou průmyslové odpadní vody. Mohou totiž obsahovat těžké kovy a jiné toxické odpady (Cordell et al. 2009). Vysrážení fosforu v podobě krystalků je ideálním způsobem získávání fosforu z odpadních vod díky jednoduchému uspořádání, snadné obsluze, vysoké účinnosti a omezenému dopadu na životní prostředí. Produkty krystalizace s vysokým obsahem fosforu mohou být využity přímo na půdu jako pomalu se uvolňující se hnojiva (Peng et al. 2018). Větší krystaly struvitu jsou prospěšné pro příjem živin rostlinami. Zkrátka čím větší krystal struvitu, tím lépe z něj rostliny vstřebávají živiny (Wu & Vaneeckhaute 2022).

Kromě jeho využití pro získávání fosforu může být srážení struvitu využito také se zaměřením na získávání dusíku (Li et al. 2019; Perera et al. 2019). Je to jedna z možných technologií získávání dusíku z odpadních vod. Pro jeho tvorbu je nutné udržet těsný rozsah pH z důvodu možného těkání amoniaku při  $\text{pH} > 9,8$  (Beckinghausen et al. 2020). Nicméně je při získávání dusíku nutný přídavek  $\text{Mg}^{2+}$  a  $\text{PO}_4^{3-}$ , jelikož  $\text{NH}_4^+$  se často objevuje nad rámec stechiometrických požadavků pro srážení struvitu a obsah fosforu není dostatečný pro úplné odstranění dusíku (Perera et al. 2019).

Proces samotného srážení struvitu musí předcházet odstranění hlavního podílu suspendovaných pevných částic flokulací. Dále je nutné přidat horečnaté ionty a pH je následně upraveno na hodnotu 9 hydroxidem sodným. Reakce je na pH velmi závislá, vzhledem k rovnovážným konstantám  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{PO}_4^{3-}$ . Pokud je pH vyšší než 9,5, vede to k problému se zápachem způsobeným volatilizací amoniaku. Výlučné odstraňování fosforu vyžaduje jen přídavek hořčíku a běžně dochází k odstranění N-amon jen z 20 % (Shaddel 2018).

V ČOV, které využívají sekundární čištění a anaerobní stabilizaci kalu, často dochází k nekontrolovanému vysrážení struvitu (Achilleos et al. 2022). Tato skutečnost může přinášet jisté problémy s vybavením ČOV a její správnou funkcí (Sýkorová et al. 2014). Regenerace fosforu srážením struvitu snižuje potenciál pro jeho nežádoucí usazování v trubkách a čerpadlech, což může zlepšit manipulaci s kalem během čištění odpadních vod a prodloužit životnost zařízení ČOV. Mimo jiné také tato možnost poskytuje místní zdroje hnojiva (Mayer et al. 2016). I když to může působit jako nepříjemnost, řízená tvorba a získávání struvitu může být značně významnou pro ČOV. Dopad získávání struvitu pomocí přidaných chemikálií a energie na životní prostředí není vykompenzován jeho benefity. Nicméně jeho

odstranění může značně snížit náklady na provoz a údržbu ČOV, čímž podporuje environmentální a provozní výkonnost (Achilleos et al. 2022).

Zkušenosti s ČOV v Japonsku ukazují, že příjem ze struvitu, jakožto nejběžnější formy získaného fosforu z odpadních vod, pokrývá pouze zhruba třetinu nákladů na samotné vstupní chemikálie. Problémem není výše ceny produkce struvitu, ale to že hodnota jediného produktu je příliš nízká, aby soupeřila s relativně nízkými cenami těženého fosforu. Nicméně když se sečte celková cena regenerace fosforu, což zahrnuje i produkty a služby, vznikají další pobídky na podporu jeho regenerace a dalšího využití (Mayer et al. 2016).

## 7.2 Iontová výměna

Iontová výměna může být využita k odstraňování rozpustného fosforu i dusíku z odpadních vod (Mehta et al. 2015; Perera et al. 2019). Iontová výměna je slibným procesem získávání dusíku, pokud je  $\text{NH}_4^+$  v odpadní vodě obsažen ve střední či nízké koncentraci. Při jejím průběhu dochází k výměně N-amon s výměnným kationtem na ionexu. I přes vysoké náklady na chemické látky potřebné pro regeneraci, má tento proces velmi vysoký potenciál pro úplné využití k odstraňování N-amon z odpadních vod (Pinelli et al. 2022).

Mimo to může iontová výměna pomoci snížením zatížení fosforu na 50-100  $\mu\text{g/L}$  (Mehta et al. 2015). Velké množství studií poskytlo důkazy o odstraňování fosforu pomocí iontové výměny jak ze syntetických, tak i reálných odpadních vod, v širokém rozmezí jeho koncentrací (Perera et al. 2019).

Preference výměnného média pro konkrétní iont ve vodném roztoku záleží na povrchové valenci (medium s nižší valencí má menší selektivitu pro fosforečnany), difuzivité iontu a fyzikálních vlastnostech médií (Mehta et al. 2015). Využité ionexy se dají regenerovat pomocí levného vodného roztoku s vysokou koncentrací iontů jako je sodík, síran či chlorid. Iontová výměna je vhodná pro odpadní vody s různou mírou koncentrací nutrientů (1-2000  $\text{mg/L}$ ), ale relativně nízkými koncentracemi pevných látek ( $< 2000 \text{ mg/L}$ ) (Mehta et al. 2015; Perera et al. 2019). Využité ionexy jsou obecně husté polymerové filmy funkcionalizované skupinami iontů. Rozlišují se anexy a katexy. Katexy jsou záporně nabitě ionexy, které selektivně transportují kationty, zatímco anexy jsou kladně nabitě ionexy a transportují anionty (Deboli et al. 2022).

## 7.3 Řasy

Jednobuněčné druhy mikroskopických fotosyntetických organismů, jako jsou mikrořasy a sinice, jsou přítomny ve sladkovodních a mořských systémech. Jejich buňky mohou



existovat individuálně nebo ve skupinách či vláknech a jsou charakterizovány svým relativně rychlým růstem a přizpůsobivostí drsným podmínkám. V čištění odpadních vod fotosynteticky generují O<sub>2</sub>, který je poté zkonsumován bakteriemi k rozkladu organického znečištění na jednoduché anorganické látky. Pro jejich rychlý růst je zapotřebí dostatečné množství fosforu a dusíku, které mohou být získány z odpadních vod. Jejich potenciál pro získávání dusíku je výhodou. Dusičnany a N-amon asimilované mikrořasami a sinicemi se spíše přeměňují na biomasu, než aby došlo k jejich uvolňování do atmosféry ve formě plynného dusíku. Kapacita odstraňování dusíku činností mikrořas a sinic je závislá na amonifikaci a asimilační redukcí dusitanů na N-amon (Rahimi et al. 2020).

Mikrořasy mají různé metabolické cesty a mohou růst fotoautotrofně. Kultivace mikrořas v odpadních vodách je dlouhodobě zkoumána a její hlavní výzvou je separace biomasy řas z vyčištěné vody. Při růstu suspendovaných kultur je nutno, aby byl obsah pevných látek co nejnižší, aby docházelo k dostatečné dodávce světla pro správné fungování buněčné suspenze. Navíc se většina mikrořas obtížně usazuje, což dělá separaci pevných látek poněkud složitější. Nejpraktičtějším využitím mikrořas v čištění odpadních vod může být jako součást terciárního čištění s cílem snížení obsahu dusíku bez přídavku organického uhlíku. Studie ukázaly, že mikrořasy mohou snížit obsah dusíku na velmi nízkou úroveň (Winkler & Straka 2019).

Obecně řasy dávají přednost N-amon před dusičnany a běžně nezačnou konzumovat dusičnany, dokud není N-amon plně spotřebován. Tím pádem vody s vysokými koncentracemi N-amon mohou být efektivně využity pro růst řas. Na druhou stranu jeho nadměrná koncentrace může mít negativní efekt (Prabhakara 2015).

Dusík a fosfor přijaté biomasou mikrořas mohou být využity pro výrobu hnojiv, bioenergie, jídla, zvířecího krmiva a farmaceutik. Čištění odpadních vod řasami také zahrnuje asimilaci organického znečištění do buněčných složek, jako jsou lipidy a sacharidy. Navíc je to šetrnější k životnímu prostředí v porovnání s konvenčními postupy čištění odpadních vod s aktivačním kalem. Biologické čištění využívající mikrořasy a sinice může nabídnout řešení pro omezení současných metod terciárního čištění. Sekundární a terciární čištění využívají více než polovinu nákladů na energii věnovanou čištění odpadních vod (Rahimi et al. 2020).

## **7.4 Elektrodialýza**

Elektrodialýza je extrakční technologie, která selektivně odděluje anionty a kationty s využitím ionexové membrány, poháněnou aplikovaným elektrickým polem mezi elektrodami (Mehta et al. 2015; Perera et al. 2019). Během tohoto procesu lze koncentrované

roztoky kationtů a aniontů získat odděleně (Perera et al. 2019). Elektrický proud je přiveden do odpadní vody, což zapříčiní, že ionty rozpustné ve vodě mohou procházet skrze iontově selektivní polopropustné membrány, které jsou běžně vyrobeny z materiálu pro iontovou výměnu (Ding 2017).

Elektrodialýza má potenciál regenerace všech nutrientů, ale je nejlépe využitelná pro získávání dusíku (Mehta et al. 2015). I když je to proces typicky využívaný pro získávání dusíku, může být využit i pro koncentrování fosforu do takové míry, aby mohl být následně získáván jako struvit (Perera et al. 2019).

## 7.5 Membránové procesy

Při výběru optimální technologie čištění odpadních vod jsou významnými faktory celkové náklady, účinnost a technická využitelnost. Na membránové procesy se zaměřují odvětví farmacie, biotechnologie, potravinářský průmysl a jiná průmyslová odvětví. Mezi jejich uznávané výhody patří například jednoduchost procesu, vysoká stabilita za různých provozních podmínek, vysoká ekologická kompatibilita, snadné ovládání a skvělá přizpůsobivost. V dnešní době je možné kombinovat různé membránové technologie v jednom procesu, čímž dochází ke zvýšení výkonnosti z hlediska kvality produktu, spotřeby energie a dopadu na životní prostředí. Využití dvou nebo více membrán současně nabízí překonání omezení každého procesu samostatně, šetření energie a zvýšení celkové efektivity výkonu. (Shehata et al. 2023).

Membránové technologie jsou separační procesy založené na tlakových, tepelných, elektrických či koncentračně poháněných silách. Membránová separace je vhodná jako krok terciárního čištění k odstranění zbývajících znečišťujících látek, jako jsou například sloučeniny dusíku. Také je prokázáno vysoké odstranění zákalu, celkového obsahu uhlíku a pevných látek (Müller et al. 2023). Mezi membránové procesy se řadí mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), nanofiltrace (NF) a reverzní osmóza (RO). Selektivně oddělují složky od odpadní vody na základě velikosti jejich částic, k čemuž využívají polopropustné membrány a diferenční tlak. Mohou být odstraněny částice o velikosti  $> 0,1 \mu\text{m}$  (vhodné pro MF či UF) nebo v rozpustné formě (vhodné pro NF či RO) (Mehta et al. 2015).

Membránová filtrace vytváří koncentrované odpadní vody a v poslední době nabývá na významu. Objem odpadního toku lze snížit 4 – 6krát při zachování všech živin. Tato voda může být vhodná k využití pro zavlažování nebo pro následné regenerační procesy (Mehta et al. 2015).

Zadržení N-amon či dusičnanů pomocí membrán NF a RO je > 80 % a k jeho zvýšení může dojít při snížení pH (Mehta et al. 2015). Oba procesy vykazují vysokou redukci celkových rozpuštěných pevných látek a CHSK, která dosáhla až 98 % a 98 % u nanofiltrace a 98 % a 91 % u reverzní osmózy. Reverzní osmóza vedla k vyšší čistotě permeátu díky schopnosti propouštění velmi malých částic (Müller et al. 2023).

Hlavními nevýhodami využití membránových procesů jsou především vysoké náklady na membrány a také jejich časté znečištění (Elbasher et al. 2021).

Recyklace vody pomocí membrán, stejně jako získávání z odpadní vody, je dalším aspektem cirkulární ekonomie (Shehata et al. 2023).

### **7.5.1 Mikrofiltrace**

Technologie mikrofiltrace využívá membránový filtr ve fázi předčištění. Pomocí mikrofiltru může dojít ke snížení množství částic ve velikostech v rozmezí 0,1-10  $\mu\text{m}$ . Filtry využívané při MF jsou navrženy tak, aby z vody eliminovaly celkové nerozpuštěné látky, bakterie, prvoky, řasy či sedimenty. Odpady vzniklé při tomto procesu musí být zpracovány nebo bezpečně odstraněny (Shehata et al. 2023). Mikrofiltrační technologie se staly nově vznikajícím a slibným procesem separace využívané v předčištění olejových odpadních vod díky vysoké účinnosti odlučování oleje a svému snadnému provozu. Pro emulze olejových odpadních vod je MF jako předčištění pro separaci celkového organického uhlíku, maziva a kapiček oleje za zlepšením účinnosti následujících procesů čištění, jako je ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza (Behroozi & Ataabadi 2021).

### **7.5.2 Ultrafiltrace**

Proces ultrafiltrace je vhodný pro odstraňování částic, které nejsou zadržovány mikrofiltračními membránami. Velikost pórů UF filtru se pohybuje od 0,1  $\mu\text{m}$  do 0,01  $\mu\text{m}$ . Od procesu mikrofiltrace se odlišuje rozsahem zadržovaných částic a vyšším aplikovaným tlakem, který je potřebný k udržení výkonu membrán (Shehata et al. 2023). Ultrafiltrace je pokročilá separační technologie a při čištění odpadních vod se dá využívat pro odstraňování bakterií a virů, ošetření nátěrových hmot pro kovoprůmysl a textilní průmysl a jiná znečištění (Al Aani et al. 2020). Využití UF není vhodné pro olejové vody - kapičky oleje zanáší a blokují membránové filtry. Průběh ultrafiltrace je také ovlivněn provozními podmínkami technologií a procesem optimalizace (Shehata et al. 2023).

Mezi důvody, proč proces UF může nahrazovat běžné procesy čištění, se řadí to, že je založen na jednoduchosti a celkově nízké ceně procesu, menší míře kontrolních metod,

žádném nebo menším využití chemikálií, mírné provozní teplotě a značně kvalitním čištěním. Využití tohoto procesu umožňuje mnoha průmyslovým odvětvím stát se šetrnějšími k životnímu prostředí, jelikož usnadňuje recyklaci odpadních materiálů a využití zdrojů (Al Aani et al. 2020).

Pro dosažení maximálního výkonu ultrafiltrace je nutné optimální pH, teplota, salinita a koncentrace oleje (Shehata et al. 2023).

### **7.5.3 Nanofiltrace**

Nanofiltrace je membránový proces ležící mezi ultrafiltrací a reverzní osmózou. Vyžaduje pro svůj průběh nižší tlak, než je u reverzní osmózy (Hassanzadeh et al. 2017; Shehata et al. 2023). Je to proces využívaný k sanaci vody a odpadních vod, který je schopen s vysokou účinností odstranit dvojmocné a polyvalentní ionty, umožňuje průchod monovalentních iontů a drobných molekul. Využívá se k filtraci barviv, toxických iontů Cr-Pb-Sn, sacharidů a určitých solí (Shehata et al. 2023). Často je nanofiltrace a ultrafiltrace využívána při čištění odpadní vod z textilního průmyslu (Keskin et al. 2021).

### **7.5.4 Reverzní osmóza**

Reverzní osmóza je nejvyžívanější odsolovací technologií na celém světě s nejnižšími náklady na výrobu sladké vody. Čelí však také určitým výzvám, pro svůj průběh vyžaduje vysokou spotřebu energie (až  $4 \text{ kW m}^{-3}$ ) a jako ostatní membránové procesy podléhá znečištění membrán, které vyžaduje následné chemické čištění (Shehata et al. 2023). Proces reverzní osmózy je schopen odstranit více než 90 % některých anorganických iontů, organického materiálu a koloidů. V provozu dojde ke kontaktu vody obsahující rozpuštěné látky s membránou při tlaku vyšším, než je osmotický tlak roztoku. Při těchto podmínkách dojde k pronikání vody skrze membránu a ke hromadění rozpuštěných látek na ní (Englande et al. 2015).

## 8 Zpracování čistírenského kalu

Čistírenský kal vzniká jako vedlejší produkt čištění odpadních vod. Lze klasifikovat primární a sekundární kal, popřípadě i terciární kal, podle stupně čištění, při kterém vznikl. Zatímco primární kal je pevný usazený materiál, sekundární kal vzniká při biologickém čištění odpadních vod a obsahuje velké množství aktivních mikroorganismů. Velká část této organické hmoty je v pevné formě. Pokud je vzatý v úvahu velký objem produkce čistírenského kalu, stává se nutností se zaměřit na jeho zpracování (Khawer et al. 2022).

Čistírenský kal obsahuje pestrú škálu nutrientů a organické hmoty původem z odpadní vody. Z tohoto pohledu může působit jako vhodné hnojivo, které by mohlo být využito v zemědělství pro zlepšení kvality půdy a zabránění její erozi. Nicméně mimo zmíněné látky může obsahovat také těžké kovy, organické polutanty (zbytky léků, hormony, pesticidy, nebo jiné perzistentní organické znečišťující látky), mikroplasty či patogeny. Proto jsou nutné přísné limity využití čistírenského kalu v zemědělství, aby nebylo ohroženo životní prostředí a kvalita půd (Hušek et al. 2022).

### 8.1 Zahušťování kalu

U kalů vzniklých během čištění odpadních vod bývá poměrně nízký obsah nerozpuštěných látek, přičemž obsah sušiny je zpravidla 1-2 %. Prvním krokem zpracování kalů je jeho koncentrace. Populárním je využití nádrží pro gravitační zahušťování, kde dochází k zahuštění kalu na hodnotu sušiny 5-8 % (Wang et al. 2008).

### 8.2 Anaerobní stabilizace kalu

Anaerobní stabilizace kalu se běžně využívá ke zpracování čistírenského kalu a je definována jako přirozený proces rozkladu organického materiálu mikroorganismy v prostředí bez přítomnosti vzduchu (Khawer et al. 2022). Anaerobní stabilizace kalu má tu výhodu, že produkuje methan, který tvoří 55-65 % bioplynu, což vede ke zdroji obnovitelné energie (Di Capua et al. 2020; Khawer et al. 2022). Toho je dosaženo přeměnou biologicky rozložitelných organických látek na bioplyn. Bioplyn následně prochází dalším zpracováním, aby mohl být jímán a využit jako palivo (Khawer et al. 2022).

Mimo zmíněnou produkci methanu také snižuje množství nerozpuštěných látek v kalu pro konečnou likvidaci, stabilizuje kal, ničí patogeny a omezuje emise zápachu. Hlavními nevýhodami tohoto procesu je nízká reakční rychlost (v důsledku pomalé hydrolyzy bakteriálních agregátů), což způsobuje velké reakční objemy a vysoké investiční náklady pro

metanizační nádrže, dále také zranitelnost procesu a nízká odolnost vůči nahromadění inhibitoru (např. amoniak). Mimo zmíněné nevýhody lze také uvést produkci sirovodíku ( $H_2S$ ) a těkavých sloučenin křemíku, které komplikují využití bioplynu, vysoké požadavky na pufr pro kontrolu pH a zvýšenou koncentraci těžkých kovů v anaerobně stabilizovaném kalu (Di Capua et al. 2020).

Je to slibný a nákladově efektivní mikrobiologický proces přeměny organického odpadu na bioplyn (Khawer et al. 2022).

### **8.2.1 Bioplyn**

Anaerobní proces výroby bioplynu lze provádět v relativně levných a jednoduchých reaktorech a provozních postupech (Demirbas et al. 2016). Bioplyn lze produkovat buď anaerobní stabilizací kalu (Khawer et al. 2022), nebo anaerobním biologickým čištěním některých odpadních vod (Weerakoon et al. 2023).

Výroba bioplynu je složitý proces prováděný v prostředí bez přístupu kyslíku. Během něj dochází k přeměně organických látek anaerobními bakteriemi na methan, oxid uhličitý a kal bohatý na živiny. Na druhou stranu suspendovaná koloidní organická hmota je přeměněna procesem enzymatické hydrolýzy na jednoduché cukry, mastné kyseliny, aminokyseliny a alkoholy (Demirbas et al. 2016).

Aktivita různých mikroorganismů probíhá v několika fázích, acidogeneze, acetogeneze a methanogeneze. Během acidogeneze řada acidogenních organismů rozkládá produkty hydrolýzy na jednodušší organické látky, jako např. těkavé mastné kyseliny. V průběhu acetogeneze skupina acetogenních organismů spotřebovává vyšší produkty acidogeneze a dochází k jejich oxidaci na kyselinu octovou, oxid uhličitý nebo vodík. Během methanogeneze dochází k tvorbě bioplynu při působení metanogenních mikroorganismů. Tyto metanogenní mikroorganismy dokončují proces rozkladu. Po odstranění vlhkosti a případném vyčištění lze vyrobený plyn použít v kotlích na plynná paliva pro kombinovanou výrobu tepla a elektřiny, nebo pro výrobu plynu sloužícího jako palivo pro automobily (Demirbas et al. 2016).

### **8.3 Pyrolýza čistírenského kalu**

Kromě konvenčních metod využívaných pro likvidaci čistírenského kalu je v poslední době zvýšený zájem o jeho tepelné zpracování (Agrafioti et al. 2013). Pyrolýza je proces tepelného rozkladu biomasy v anoxických podmínkách (Chen et al. 2019). Pyrolýza organické hmoty produkuje mimo pyrolýzního plynu a oleje také materiál bohatý na uhlík, zvaný

biochar. Tyto produkty mohou být využity jako alternativní energetické zdroje (Agrafioti et al. 2013).

Pyrolýzní olej může být využit jako palivo v kotlích nebo přeměněn na palivo pro dopravu. Výtěžnost oleje se se zvyšující teplotou snižuje, zatímco výtěžnost pyrolýzních plynů se zvyšuje. Jak olej, tak pyrolýzní plyny se dají využít jako palivo v zážehových a vznětových motorech v závislosti na jejich chemickém složení a fyzikálně-chemických vlastnostech (Ghodke et al. 2021).

Jelikož dochází k omezení konvenčních metod kvůli ekonomickým a legislativním požadavkům na ochranu životního prostředí, byla navržena pyrolýza jako alternativa, aby bylo možné překonat zátěž spojenou s běžným nakládáním s kalý z čistíren odpadních vod (Moško et al., 2020). Je to složitý proces z důvodu změn v chemickém složení čistírenských kalů. Během tepelného rozkladu probíhá mnoho reakcí zároveň, takže není úplně možné předpovědět přesný mechanismus reakce (Ghodke et al. 2021).

Zvýšení teploty pyrolýzy má za následek zvýšení obsahu CO, H<sub>2</sub> a N<sub>2</sub> v plynu a snížení obsahu CO<sub>2</sub> a sloučenin síry v plynu. Pokud jde o energii vázanou v kalu, bylo zjištěno, že pyrolýza probíhající při teplotě  $\geq 500$  °C vedla k přeměně 50 a více % energie na pyrolytický plyn a kondenzát. To může poskytnout výhodu při dodávání tepla pro sušení nebo samotný proces pyrolýzy kalu. Pakliže je cílem pyrolýzy kalu výroba bezpečného biocharu, je navrhována teplota při 600-700 °C (Moško et al. 2020).

### **8.3.1 Biochar z čistírenského kalu**

Biochar, jinak biouhel, produkt bohatý na uhlík, obecně vzniká při pyrolýze biomasy (Chen et al. 2019). Může být získán při pyrolýze různých surových materiálů, jako je například čistírenský kal. Skládá se především z organického uhlíku. Kromě vysokého množství uhlíku také obsahuje makronutrienty, jako je dusík, fosfor, draslík, vápník a hořčík, a mikronutrienty, jako měď, zinek, železo a mangan (Hui 2021). Tvorba biocharu pyrolýzou čistírenského kalu je ovlivněna vlhkostí, teplotou pyrolýzy, dobou zdržení a rychlostí ohřevu. Bylo zpozorováno, že obsah uhlíku se výrazně snižuje s prodlužováním doby zdržení. Také dochází k poklesu obsahu těkavé hmoty se zvyšující se reakční teplotou. S nárůstem teploty pyrolýzy dochází ke zvýšení zásaditosti organických aniontů v biocharu. Biochar s velkým specifickým povrchem má značně vysokou adsorpční kapacitu N-amon. Nicméně adsorpční kapacita aniontů klesá se zvýšením pH, zatímco adsorpční kapacita kationtů se zvyšuje. Biochar získaný pyrolýzou čistírenského kalu by mohl mít široké uplatnění díky svým

stabilním chemickým vlastnostem, velkému specifickému povrchu, bohaté porézní struktuře a četným povrchovým funkčním skupinám (Zhao et al. 2023).

Multifunkční vlastnosti biocharu vykazují velmi účinný potenciál v oblasti sanace vodního prostředí. Studie ukázaly, že se dá využít jako adsorbent při odstraňování řady organických polutantů z vody. Mimo možné využití při čištění odpadních vod se předpokládá, že by mohl být vhodný ke zlepšování půd (Zhao et al. 2023).

Aplikace biocharu na zemědělskou půdu má značný vliv na biologické, chemické a fyzikální vlastnosti půdy, růst rostlin a výnos plodin. Napřímo ovlivňuje hustotu půdy, její pH, schopnost zadržovat vodu a obsah živin. I přes to, že zájem o jeho využití k aplikaci na půdu roste, je nutné, aby byly provedeny další výzkumy zaměřující se na spojení a asociace mezi vlastnostmi biocharu, vlastnostmi půdy a v ní probíhajícími procesy a druhy rostlin. Dále také jeho dopadu na půdu, produkci biomasy plodin a jejich výnosu, sekvestraci uhlíku a emise skleníkových plynů. Takové studie pomohou s pochopením role environmentálních faktorů při využití biocharu a jím vyvolaných změn chemických a biologických vlastností půdy (Hui 2021).



## 9 Závěr

Bakalářská práce si kladla za cíl shrnout metody získávání cenných látek z odpadních vod. Mezi vybrané cenné látky, kterými se tato práce zabírala, se řadí fosfor, dusík a čistírenský kal.

Fosfor je možno při čištění odpadních vod získat především pomocí krystalizace struvitu, nicméně jeho odstranění z odpadní vody zvládá více technologií. Mezi ty se řadí například chemické srážení a zvýšené biologické odstraňování fosforu. V porovnání s fosforem získávání dusíku může působit jisté výzvy. Klasickými metodami využívanými pro odstraňování dusíku je biochemická nitrifikace a denitrifikace. Běžné biologické postupy odstraňování dusíku však dusík jen odstraňují, jelikož dochází k postupné přeměně N-amoniaku na plynný dusík, který je uvolněn do atmosféry. Dusík z odpadních vod je možno získávat především pomocí strippingu amoniaku či krystalizace struvitu.

V práci bylo popsáno zpracování kalu pomocí anaerobní stabilizace a pyrolýzy. Během anaerobní stabilizace čistírenského kalu vzniká bioplyn, který je možno využít jako alternativní energetický zdroj nebo pro výrobu paliva do automobilů. Procesem pyrolýzy vzniká pyrolýzní plyn, olej a biochar, produkt vysoce bohatý na uhlík. Využití biocharu získaného pyrolýzou z čistírenského kalu vyžaduje další studie, nicméně by se dal využít jako adsorbent při sanaci vody nebo přímo aplikací na půdu, přičemž má pozitivní vliv na její biologické, chemické a fyzikální vlastnosti. Mimo dalšího zpracování čistírenského kalu ho díky vysokému obsahu živin lze využít jako hnojivo na zemědělskou půdu, pakliže nepůsobí nějaká nebezpečí životnímu prostředí.

Účelem této práce bylo představit možnosti získávání cenných látek při čištění odpadních vod, popsat důležitost a vlastnosti uvedených látek a vylíčit technologické popisy uvedených procesů. Z práce vyplývá, že je několik možností a technologií pro získávání cenných látek z odpadních vod. Každá z těchto technologií má své výhody i nevýhody, proto každá aplikace vyžaduje pečlivé porovnávání. Řada z využívaných technologií je nákladově a energeticky náročná, nicméně do budoucna by měla být upřednostněna především ochrana životního prostředí. Ideální technologií by proto měla být ta, která je v souladu s cirkulární ekonomikou, a která bude působit minimální rizika životnímu prostředí a lidské společnosti.

## 10 Literatura

- Agrafioti E, Bouras G, Kalderis D, Diamadopoulou E. 2013. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **101**:72-78. ISSN 0165-2370. DOI: 10.1016/j.jaap.2013.02.010.
- Achilleos P, Roberts KR, Williams ID. 2022. Struvite precipitation within wastewater treatment: A problem or a circular economy opportunity? *Heliyon* **8** (e09862). ISSN 2405-8440. DOI: 10.1016/j.heliyon.2022.e09862.
- Aketo T, Waga K, Yabu Y, Maeda Y, Yoshino T, Hanada A, Sano K, Kamiya T, Takano H, Tanaka T. 2021. Algal biomass production by phosphorus recovery and recycling from. *Bioresource Technology* **340** (125678). ISSN 0960-8524  
DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125678.
- Al Aani A, Mustafa TN, Hilal N. 2020. Ultrafiltration membranes for wastewater and water process engineering: A comprehensive statistical review over the past decade. *Journal of Water Process Engineering* **35** (101241). ISSN 2214-7144.  
DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101241.
- Al-Hazmi HE, Hassan GK, Maktabifard M, Grubba D, Majtacz J, Mąkinia J. 2022. Integrating conventional nitrogen removal with anammox in wastewater treatment systems: Microbial metabolism, sustainability and challenges. *Environmental Research* **215** (Part 3) (114432). ISSN 0013-9351. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114432.
- Bai X, McKnight MM, Neufeld JD, Parker WJ. 2023. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from municipal wastewater at low temperature. *Bioresource Technology* **368** (128261). ISSN 0960-8524.  
DOI: 10.1016/j.biortech.2022.128261.
- Beckinghausen A, Odlare M, Thorin E, Schwede S. 2020. From removal to recovery: An evaluation of nitrogen recovery techniques from wastewater. *Applied Energy* **263** (114616). ISSN 0306-2619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2020.114616.
- Behroozi AH, Ataabadi MR. 2021. Improvement in microfiltration process of oily wastewater: A comprehensive review over two decades. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **9** (104981). ISSN 2213-3437. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104981.
- Blackwell M, Darch T, Haslam R. 2019. Phosphorus use efficiency and fertilizers: future opportunities for improvements. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* **6**:332-340. DOI: 10.15302/J-FASE-2019274.
- Cao Y, Pawłowski A. 2012. Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **16**:1657-1665. ISSN 1364-0321.  
DOI: 10.1016/j.rser.2011.12.014.
- Cieślak B, Konieczka P. 2017. A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste

- generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* **142**:1728-1740. ISSN 0959-6526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.11.116.
- Cordell D, Drangert JO, White S. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* **19**:292-305. ISSN 0959-3780. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.
- Crini G, Lichtfouse E. 2019. Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters* **17**:145-155. DOI: 10.1007/s10311-018-0785-9.
- Dai L, Li H, Tan F, Zhu N, He M, Hu G. 2016. Biochar: a potential route for recycling of phosphorus in agricultural residues. *GCB Bioenergy* **8**:852-858. DOI: 10.1111/gcbb.12365.
- Daneshgar S, Callegari A, Capodaglio AG, Vaccari D. 2018. The Potential Phosphorus Crisis: Resource Conservation and Possible Escape Technologies: A Review. *Resources* **7** (37). DOI: 10.3390/resources7020037.
- Darra R, Hammad MB, Alshamsi F, Alhammadi S, Al-Ali W, Aidan A, Tawalbeh M, Halalsheh N, Al-Othman A. 2023. Chapter 13 - Wastewater treatment processes and microbial community, 329-355. In: *Developments in Applied Microbiology and Biotechnology. Metagenomics to Bioremediation*. Academic Press. Sharjah, United Arab Emirates. ISBN 9780323961134. DOI: 10.1016/B978-0-323-96113-4.00013-5.
- Deboli F, Van der Bruggen B, Donten ML. 2022. A versatile chemistry platform for the fabrication of cost-effective hierarchical cation and anion exchange membranes. *Desalination* **535** (115794). ISSN 0011-9164. DOI: 10.1016/j.desal.2022.115794.
- Demirbas A, Taylan O, Kaya D. 2016. Biogas production from municipal sewage sludge (MSS). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* **38**:20, 3027-3033. ISSN 1556-7036. DOI: 10.1080/15567036.2015.1124944.
- Di Capua F, Spasiano D, Giordano A, Adani F, Fratino U, Pirozzi F, Esposito G. 2020. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge: challenges and opportunities. *Applied Energy* **278** (115608). ISSN 0306-2619. DOI: 10.1016/j.apenergy.2020.115608.
- Di Capua F, Iannacone F, Sabba F, Esposito G. 2022. Simultaneous nitrification–denitrification in biofilm systems for wastewater treatment: Key factors, potential routes, and engineered applications. *Bioresource Technology* **361** (127702). ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.127702.
- Ding GKC. 2017. Wastewater Treatment and Reuse – The Future Source of Water Supply. *Encyclopedia of Sustainable Technologies* 43-52. ISBN 9780128047927. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.10170-8.
- Egle L, Rechberger H, Krampe J, Zessner M. 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment* **571**:522-542. ISSN 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.019.

- Elbashier E, Mussa A, Hafiz M, Hawari AH. 2021. Recovery of rare earth elements from waste streams using membrane processes: An overview. *Hydrometallurgy* **204** (105706). ISSN 0304-386X. DOI: 10.1016/j.hydromet.2021.105706.
- Englande AJ, Krenkel P, Shamas J. 2015. *Wastewater Treatment & Water Reclamation. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. ISBN 9780124095489. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.09508-7.
- Ghodke PK, Sharma AK, Pandey JK, Chen WH, Patel A, Ashokkumar V. 2021. Pyrolysis of sewage sludge for sustainable biofuels and value-added biochar production. *Journal of Environmental Management* **298**, (113450). ISSN 0301-4797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113450.
- Guo X, Chen J, Wang X, Li Y, Liu Y, Jiang B. 2023. Sustainable ammonia recovery from low strength wastewater by the integrated ion exchange and bipolar membrane electro dialysis with membrane contactor system. *Separation and Purification Technology* **305**, 122429. ISSN 1383-5866. DOI: 10.1016/j.seppur.2022.122429.
- Guštin S, Marinšek-Logar R. 2011. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Safety and Environmental Protection* **89**:61-66. ISSN 0957-5820. DOI: 10.1016/j.psep.2010.11.001.
- Hassanzadeh E, Farhadian M, Razmjou A, Askari N. 2017. An efficient wastewater treatment approach for a real woolen textile industry using a chemical assisted NF membrane process. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* **8**:92-96. ISSN 2215-1532. DOI: 10.1016/j.enmm.2017.06.001.
- He Q, Xie Z, Tang M, Fu Z, Ma J, Wang H, Zhang W, Zhang H, Wang M, Hu J, Xu P. 2021. Insights into the simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal process for in situ sludge reduction and potential phosphorus recovery. *Science of The Total Environment* **801** (149569). ISSN 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149569.
- Hui DF. 2021. Effects of Biochar Application on Soil Properties, Plant Biomass Production, and Soil Greenhouse Gas Emissions: A Mini-Review. *Agricultural sciences* **12**:213-236. ISSN 2156-8553. DOI: 10.4236/as.2021.123014.
- Hušek M, Moško J, Pohořelý M. 2022. Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: Current state-of-the-art. *Journal of Environmental Management* **315** (115090). ISSN 0301-4797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115090.
- Chen W, Meng J, Han X, Lan Y, Zhang W. 2019. Past, present and future of biochar. *Biochar* **1**:75-87. DOI: 10.1007/s42773-019-00008-3.
- Chojnacka K, Moustakas K, Witek-Krowiak A. 2020. Bio-based fertilizers: A practical approach towards circular economy. *Bioresource Technology* **295** (122223). ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122223.
- Chojnacka K, Skrzypczak D, Szopa D, Izydorczyk G, Moustakas K, Witek-Krowiak A. 2023. Management of biological sewage sludge: Fertilizer nitrogen recovery as the solution to fertilizer crisis. *Journal of Environmental Management, Part A*, **326** (116602). ISSN 0301-4797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116602.

- Izadi P, Izadi P, Eldyasti A. 2021. A review of biochemical diversity and metabolic modeling of EBPR process under specific environmental conditions and carbon source availability. *Journal of Environmental Management* **288** (112362). ISSN 0301-4797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112362.
- Kaljunen JU, Al-Juboori RA, Khunjar W, Mikola A, Wells G. 2022. Phosphorus recovery alternatives for sludge from chemical phosphorus removal processes – Technology comparison and system limitations. *Sustainable Materials and Technologies* **34** (e00514). ISSN 2214-9937. DOI: 10.1016/j.susmat.2022.e00514.
- Keskin B, Ersahin ME, Ozgun H, Koyuncu I. 2021. Pilot and full-scale applications of membrane processes for textile wastewater treatment: A critical review. *Journal of Water Process Engineering* **42** (102172). ISSN 2214-7144. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102172.
- Khamidun, MH, Fulazzaky MA, Al-Gheethi A, Ali UFM, Muda K, Hadibarata T, Razi MAM. 2020. Adsorption of ammonium from wastewater treatment plant effluents onto the zeolite; A plug-flow column, optimisation, dynamic and isotherms studies. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **102:19**, 8445-8466. DOI: 10.1080/03067319.2020.1849659.
- Khawer MUB, Naqvi SR, Ali I, Arshad M, Juchelková D, Anjum MW, Naqvi M. 2022. Anaerobic digestion of sewage sludge for biogas & biohydrogen production: State-of-the-art trends and prospects. *Fuel* **329** (125416). ISSN 0016-2361. DOI: 10.1016/j.fuel.2022.125416.
- Kundu S, Pramanik BK, Halder P, Patel S, Ramezani M, Khairul MA, Marzbali MH, Paz-Ferreiro J, Crosher S, Short G, Surapaneni A, Bergmann D, Shah K. 2022. Source and central level recovery of nutrients from urine and wastewater: A state-of-art on nutrients mapping and potential technological solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **10** (107146). ISSN 2213-3437. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107146.
- Li B, Boiarkina I, Yu W, Huang HM, Munir T, Wang GQ, Young BR. 2019. Phosphorous recovery through struvite crystallization: Challenges for future design. *Science of The Total Environment* **648**:1244-1256. ISSN 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.166.
- Ma B, Wang S, Cao S, Miao Y, Jia F, Du Rui, Peng Y. 2016. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. *Bioresource Technology* **200**:981-990. ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.10.074.
- Mayer BK, Baker LA, Boyer TH, Drechsel P, Gifford M, Hanjra MA, Parameswaran P, Stoltzfus J, Westerhoff P, Rittman BE. 2016. Total Value of Phosphorus Recovery. *Environmental Science & Technology* **50**:6606-6620. DOI: 10.1021/acs.est.6b01239.
- Mehta CM, Khunjar WO, Nguyen V, Tait S, Batstone DJ. 2015. Technologies to Recover Nutrients from Waste Streams: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **45:4**, 385-427. ISSN 1064-3389. DOI: 10.1080/10643389.2013.866621.
- Melia PM, Cundy AB, Sohi SP, Hooda PS, Busquets R. 2017. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere* **186**:381-395. ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.089.

- Mishra S, Singh V, Cheng L, Hussain A, Ormeci B. 2022. Nitrogen removal from wastewater: A comprehensive review of biological nitrogen removal processes, critical operation parameters and bioreactor design. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **10** (107387). ISSN 2213-3437. DOI: 10.1016/j.jece.2022.107387.
- Mishra S, Singh V, Ormeci B, Hussain A, Cheng L, Venkiteshwaran K. 2023. Anaerobic–aerobic treatment of wastewater and leachate: A review of process integration, system design, performance and associated energy revenue. *Journal of Environmental Management* **327**, (116898). ISSN 0301-4797. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116898.
- Moško J, Pohořelý M, Skoblia S, Beňo Z, Jeremiáš M. 2020. Detailed Analysis of Sewage Sludge Pyrolysis Gas: Effect of Pyrolysis Temperature. *Energies* **13** (4087). DOI: 10.3390/en13164087.
- Müller FM, de Oliveira D, Michels C. 2023. Current status, gaps and challenges of rendering industries wastewater. *Journal of Water Process Engineering* **52** (103480). ISSN 2214-7144. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103480.
- Münch EV, Barr K. 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research* **35**:151-159. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00236-0.
- Peng L, Dai H, Wu Y, Peng Y, Lu X. 2018. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. *Chemosphere* **197**:768-781. ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.01.098.
- Perera MK, Englehardt JD, Dvorak AC. 2019. Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review. *Environmental Engineering Science* **36**. DOI: 10.1089/ees.2018.0436.
- Pinelli D, Foglia A, Fatone F, Papa E, Maggetti C, Bovina S, Frascari D. 2022. Ammonium recovery from municipal wastewater by ion exchange: Development and application of a procedure for sorbent selection. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **10** (108829). ISSN 2213-3437. DOI: 10.1016/j.jece.2022.108829.
- Prabhakara HM. 2015. *Algae Use In Wastewater Treatment*, 206676. University of Twente. DOI: 10.13140/RG.2.1.3208.3047.
- Pratt C, Parsons SA, Soares A, Martin BD. 2012. Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology* **23**:890-896. ISSN 0958-1669. DOI: 10.1016/j.copbio.2012.07.003.
- Rahimi S, Modin O, Mijakovic I. 2020. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances* **43** (107570). ISSN 0734-9750. DOI:10.1016/j.biotechadv.2020.107570.
- Rahman MM, Salleh MAM, Rashid U, Ahsan A, Hossain MM, Ra ChS. 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. *Arabian Journal of Chemistry* **7**:139-155. ISSN 1878-5352. DOI: 10.1016/j.arabjc.2013.10.007.

- Ren Y, Ngo HH, Guo W, Wang D, Peng L, Ni BJ, Wei W, Liu Y. 2020. New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems. *Bioresource Technology* **297** (122491). ISSN 0960-8524. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122491.
- Ronda A, Haro P, Gómez-Barea A. 2023. Sustainability assessment of alternative waste-to-energy technologies for the management of sewage sludge. *Waste Management* **159**:52-62. ISSN 0956-053X. DOI: 10.1016/j.wasman.2023.01.025.
- Shaddel S. 2018. Ammonium Recovery from Wastewater. Norwegian University of Science and Technology. Report number: VM8200. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/335149113\\_Ammonium\\_Recovery\\_from\\_Wastewater](https://www.researchgate.net/publication/335149113_Ammonium_Recovery_from_Wastewater)
- Shehata N, Egirani D, Olabi AG, Inayat A, Abdelkareem MA, Chae KJ, Sayed ET. 2023. Membrane-based water and wastewater treatment technologies: Issues, current trends, challenges, and role in achieving sustainable development goals, and circular economy. *Chemosphere* **320** (137993). ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.137993.
- Su D, Chen Y. 2022. Advanced bioelectrochemical system for nitrogen removal in wastewater. *Chemosphere* **292** (133206). ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.133206.
- Sýkorová E, Wanner J, Beneš O. 2014. Analýza znovuzískávání fosforu srážením struvitu z kalových vod na vybraných čistírnách odpadních vod. *Chemické Listy* **108**:610-614
- Sukačová K, Vícha D, Dušek J. 2020. Perspectives on Microalgal Biofilm Systems with Respect to Integration into Wastewater Treatment Technologies and Phosphorus Scarcity. *Water* **12** (2245). DOI: 10.3390/w12082245.
- Tansel B, Lunn G, Monje O. 2018. Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. *Chemosphere* **194**:504-514. ISSN 0045-6535. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.12.004.
- U.S. EPA. 2000. Wastewater Technology Fact Sheet Trickling Filters. EPA 832-F-00-014
- Urdalen I. 2013. Phosphorus recovery from municipal wastewater – Literature Review. Norwegian University of Science and Technology. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/260247863\\_Phosphorus\\_recovery\\_from\\_municipal\\_wastewater\\_-\\_Literature\\_Review](https://www.researchgate.net/publication/260247863_Phosphorus_recovery_from_municipal_wastewater_-_Literature_Review)
- Wang FY, Rudolph V, Zhu ZH. 2007. Sewage Sludge Technologies. DOI: 10.1016/B978-008045405-4.00078-1.
- Weerakoon WMTDN, Jayathilaka N, Seneviratne KN. 2023. Chapter 14 - Water quality and wastewater treatment for human health and environmental safety, 357-378. In: *Developments in Applied Microbiology and Biotechnology. Metagenomics to Bioremediation*. Academic Press. Kelaniya, Sri Lanka. ISBN 9780323961134. DOI: 10.1016/B978-0-323-96113-4.00031-7.

- Winkler MKH, Straka L. 2019. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology* **57**:50-55. ISSN 0958-1669. DOI: 10.1016/j.copbio.2018.12.007.
- Wu H, Vaneeckhaute C. 2022. Nutrient recovery from wastewater: A review on the integrated Physicochemical technologies of ammonia stripping, adsorption and struvite precipitation. *Chemical Engineering Journal* **433** (133664). ISSN 1385-8947. DOI: 10.1016/j.cej.2021.133664.
- Zhang Q, Xu X, Zhang R, Shao B, Fan K, Zhao L, Ji X, Ren N, Lee DJ, Chen Ch. 2022a. The mixed/mixotrophic nitrogen removal for the effective and sustainable treatment of wastewater: From treatment process to microbial mechanism. *Water Research* **226** (119269). ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119269.
- Zhang C, Guisasola A, Baeza JA. 2022b. A review on the integration of mainstream P-recovery strategies with enhanced biological phosphorus removal. *Water Research* **212**, (118102). ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118102.
- Zhang J, Chen Z, Liu Y, Wei W, Ni BJ. 2022c. Phosphorus recovery from wastewater and sewage sludge as vivianite. *Journal of Cleaner Production* **370** (133439). ISSN 0959-6526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.133439.
- Zhao L, Sun ZF, Pan XW, Tan JY, Yang SS, Wu JT, Chen Ch, Yuan Y, Ren NQ. 2023. Sewage sludge derived biochar for environmental improvement: Advances, challenges, and solutions. *Water Research X* **18** (100167). ISSN 2589-9147. DOI: 10.1016/j.wroa.2023.100167.
- Zhu J, Li M, Whelan M. 2018. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. *Science of The Total Environment* **612**:522-537. ISSN 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.095.