



# VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

## FAKULTA STROJNÍHO INŽENÝRSTVÍ

FACULTY OF MECHANICAL ENGINEERING

## ÚSTAV PROCESNÍHO INŽENÝRSTVÍ

INSTITUTE OF PROCESS ENGINEERING

## RECYKLACE VODY A DRUHOTNÝCH SUROVIN Z PRŮMYSLOVÝCH ODPADNÍCH VOD

RECOVERY OF WATER AND SECONDARY RAW MATERIALS FROM INDUSTRIAL WASTE WATER

### DIZERTAČNÍ PRÁCE

DOCTORAL THESIS

AUTOR PRÁCE  
AUTHOR

Ing. Michaela Procházková

ŠKOLITEL  
SUPERVISOR

doc. Ing. Vítězslav Máša, Ph.D.

BRNO 2025

## ABSTRAKT

Průmyslové odpadní vody (POV) představují v Evropské unii 55 % z celkového objemu vyprodukovaných odpadních vod, což odpovídá více než 25,5 mil. m<sup>3</sup> ročně. Tyto odpadní proudy často obsahují významné množství znečištění, které zatěžuje vodní ekosystémy. Vzhledem k vysoké variabilitě složení POV napříč jednotlivými průmyslovými odvětvími je nezbytný individuální přístup k jejich recyklaci a zpracování.

Dizertační práce se v úvodu věnuje komplexní analýze problematiky POV v kontextu současných environmentálních výzev, legislativy, produkce, zpracování a možností recyklace. Po tomto nezbytném teoretickém základu je pozornost věnována dvěma typům průmyslových provozů – bioplynovým stanicím (BPS) a průmyslovým prádelnám. Cílem dizertační práce je návrh technologických konceptů pro recyklaci vody a druhotných surovin z těchto vybraných provozů.

V případě BPS byl navržen a experimentálně ověřen koncept založený na vakuovém odpařování, stripování amoniaku a srážení struvitu. Vakuové odpařování umožnilo účinné zahuštění fugátu a více než 99% snížení organického znečištění v získávaném destilátu, který obsahoval až 94 % amoniaku. Ten byl následně stripováním úspěšně separován ve formě koncentrovaného amonného roztoku za vzniku čisté vody vhodné k opětovnému využití. Koncentrát z odpařování byl využit ke srážení struvitu jako vícesložkového hnojiva. Účinnost srážení dosahovala 51 %, i když průměrný obsah struvitu ve vzorcích činil pouze 2,2 %<sub>hm</sub>. Výsledky naznačují, že již samotné zahuštění fugátu přispívá ke stabilizaci odpadního proudu, zvyšuje jeho agronomickou hodnotu a snižuje objem o více než 45 %, což zefektivňuje logistiku a snižuje náklady na přepravu.

V části zaměřené na průmyslové prádelny byla provedena komparace keramických membránových technologií (mikrofiltrace a ultrafiltrace) s vakuovým odpařováním (AGEV, MSF). Účinnost obou metod byla ověřena na reálné odpadní vodě z velkokapacitního provozu. Zatímco membránové procesy dosáhly odstranění více než 98 % nerozpuštěných látek, vzhledem ke zbytkovému organickému znečištění (CHSK až 290 mg·dm<sup>-3</sup>) a vysoké vodivosti (přes 800 μS·cm<sup>-1</sup>) nejsou výstupní permeáty vhodné pro opětovné použití v máchacím kroku. Naproti tomu vakuové odpařování dosáhlo stabilní účinnosti i při variabilním složení vstupní vody a více než 90% odstranění znečištění. Výsledný destilát obsahoval méně než 60 mg·dm<sup>-3</sup> CHSK a vodivost nižší než 20 μS·cm<sup>-1</sup>. Na základě těchto výsledků byl navržen koncept recyklace vody založený na integraci vakuového odpařování. Technicko-ekonomické hodnocení a případová studie reálného provozu kvantifikovaly potenciální úspory ve výši až 600 000 Kč ročně na vodném a stočném, přičemž návratnost investice se odvíjí zejména od ceny vody.

Prezentované výsledky mohou přispět k udržitelnému hospodaření s vodními zdroji a podporují principy cirkulární ekonomiky v sektoru BPS i průmyslových prádelen. Získaná data rovněž představují vhodný základ pro environmentální hodnocení (např. LCA) a ESG reporting v souladu s požadavky směrnice CSRD.

## KLÍČOVÁ SLOVA

Průmyslová odpadní voda, recyklace, druhotné suroviny, bioplynová stanice, průmyslová prádelna, cirkulární ekonomika

## ABSTRACT

Industrial wastewater (IWW) accounts for 55% of the total volume of wastewater produced in the European Union, corresponding to more than 25,5 million m<sup>3</sup> per year. These waste streams often contain significant amounts of pollution that burden aquatic ecosystems. Due to the high variability in the composition of IWW across industrial sectors, a tailored approach to their treatment and recycling is necessary.

The doctoral thesis begins with a comprehensive analysis of IWW in the context of current environmental challenges, legislation, production, treatment and recycling technologies. Following this necessary theoretical background, attention is given to two types of industrial plants - biogas plants (BGPs) and industrial laundries. The aim of the doctoral thesis is to propose technological concepts for the recovery of water and secondary raw materials from these selected industrial sectors.

In the case of BGPs, a treatment concept based on vacuum evaporation, ammonia stripping and struvite precipitation was proposed and experimentally verified. Vacuum evaporation enabled effective liquid digestate thickening and more than 99% reduction of organic pollutants in the obtained distillate, which contained up to 94% of the total ammonia. The ammonia was subsequently successfully separated by stripping in the form of concentrated ammonium solution, producing clean water suitable for reuse. The evaporation concentrate was further used to precipitate struvite as a multi-nutrient fertiliser. While the precipitation efficiencies reached 51%, the average struvite content in the final product was only 2,2 wt.%. The results suggest that the liquid digestate thickening alone contributes to the waste stream stabilisation, increasing its agronomic value and reducing the total volume by more than 45%, which improves logistics and reduces transport costs.

In the part focused on industrial laundries, ceramic membrane technologies (microfiltration and ultrafiltration) were compared with vacuum evaporation (AGEV, MSF). The efficiency of both methods was verified on real wastewater from a high-capacity laundry plant. While the membrane processes achieved a removal of more than 98% of suspended solids, due to residual organic contamination (COD up to 290 mg·dm<sup>-3</sup>) and high conductivity (over 800 μS·cm<sup>-1</sup>), the output permeates are not suitable for reuse in the rinsing laundry step. In contrast, vacuum evaporation demonstrated consistent performance even with variable feed water composition and achieved over 90% pollutant removal. The resulting distillate contained less than 60 mg·dm<sup>-3</sup> COD and a conductivity below 20 μS·cm<sup>-1</sup>. Based on these findings, a water recycling concept based on the integration of vacuum evaporation was proposed. A techno-economic evaluation and a real-plant case study quantified potential savings of up to CZK 600 000 annually in water and sewerage charges, with the investment payback period mainly dependent on water price.

The presented results may contribute to sustainable water resource management and support the principles of circular economy in BGPs and industrial laundries. Moreover, the obtained data provide a suitable basis for environmental assessments (e.g., LCA) and ESG reporting in accordance with the requirements of the CSRD.

## KEYWORDS

Industrial wastewater, recovery, secondary raw materials, biogas plant, industrial laundry, circular economy

## BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

PROCHÁZKOVÁ, Michaela. Recyklace vody a druhotných surovin z průmyslových odpadních vod. Online, dizertační práce. Vítězslav MÁŠA (školitel). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, 2025. Dostupné z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/163113>.

## PROHLÁŠENÍ

Tímto prohlašuji, že jsem předloženou dizertační práci vypracovala samostatně pod odborným vedením školitele doc. Ing. Vítězslava Máši, Ph.D., a to na základě vlastních poznatků získaných během studia a konzultací s odborníky. Zároveň prohlašuji, že jsem veškeré literární a obrazové zdroje řádně citovala a uvedla v seznamu zdrojů na konci práce.

V Brně, dne 15.5.2025

Ing. Michaela Procházková

## PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala všem, kteří mi byli během studia oporou jak po odborné, tak osobní stránce, bez nichž by tato práce nemohla vzniknout.

V první řadě děkuji mému školiteli doc. Ing. Vítězslavovi Mášovi, Ph.D., za odborné vedení, přístup, cenné rady a připomínky, a také za nabídku doktorského studia na Ústavu procesního inženýrství a možnost být součástí jeho týmu.

Dále děkuji mému školiteli specialistovi Ing. Mgr. Marku Vondrovi, Ph.D., za řadu odborných rad a doporučení, a za inspirativní nápady, které výrazně přispěly k rozvoji této práce. Mé díky náleží také školitelce specialistece doc. Ing. Zdence Kozákové, Ph.D., za cenný chemický pohled na věc. Poděkování patří také celému týmu LENP, kanclu 459 a kolegům z Ústavu procesního inženýrství za přátelskou atmosféru a podporu.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za trpělivost, povzbuzení a za chvíle, které mi pomáhaly vypnout hlavu.

Michaela Procházková

## Obsah

1	Úvod.....	9
1.1	Motivace výzkumné činnosti.....	9
1.2	Cíle a metodika dizertační práce.....	10
2	Současný stav poznání v oblasti průmyslových odpadních vod.....	12
2.1	Legislativa.....	12
2.1.1	Definice pojmů.....	13
2.1.2	Klíčové směrnice a nařízení v EU a ČR.....	14
2.1.3	Strategické rámce a akční plány EU a ČR.....	17
2.2	Znečišťující látky.....	18
2.3	Produkce průmyslových odpadních vod.....	21
2.4	Cirkulární ekonomika.....	23
2.5	Suroviny z průmyslových odpadních vod.....	24
2.5.1	Voda jako klíčová surovina.....	25
2.5.2	Energie.....	28
2.5.3	Vybrané druhotné suroviny.....	28
2.6	Zpracování průmyslových odpadních vod a získávání druhotných surovin.....	33
2.6.1	Fyzikální procesy.....	34
2.6.2	Chemické procesy.....	36
2.6.3	Biologické procesy.....	39
2.7	Shrnutí poznatků a doporučení pro zpracování průmyslových odpadních vod.....	40
3	Vybrané průmyslové provozy pro recyklaci vody a druhotných surovin.....	42
3.1	Bioplynové stanice.....	42
3.1.1	Obecný popis bioplynových stanic.....	43
3.1.2	Produkce a charakteristika odpadní vody z bioplynových stanic.....	44
3.1.3	Motivace a omezení při nakládání s kapalnou frakcí.....	45
3.1.4	Recyklace vody z odpadní vody bioplynových stanic.....	46
3.1.5	Získávání druhotných surovin z odpadní vody bioplynových stanic.....	48
3.1.6	Energetické aspekty provozu bioplynových stanic.....	51
3.2	Průmyslové prádelny.....	52
3.2.1	Obecný popis provozu průmyslových prádelen.....	53
3.2.2	Složení odpadní vody z průmyslových prádelen.....	54
3.2.3	Zpracování odpadní vody z průmyslových prádelen.....	56
3.3	Shrnutí současného stavu poznání vybraných průmyslových podniků.....	58
3.4	Vědecký kontext a návaznost práce na předchozí výzkum.....	60
4	Metodika experimentální a návrhové části práce.....	62

4.1	Metodický rámec.....	62
4.2	Popis zázemí pro experimentální část.....	64
5	Odpadní voda z bioplynových stanic.....	70
5.1	Návrh experimentálního ověření zvolených metod.....	70
5.1.1	Analýza provozu a charakteristika fugátu.....	70
5.1.2	Návrh experimentálního postupu.....	71
5.1.3	Návrh experimentu srážení struvitu z koncentrátu.....	73
5.1.4	Analýza získaných vzorků.....	75
5.2	Experimentální ověření zvolených metod.....	75
5.2.1	Odpařování fugátu.....	76
5.2.2	Stripování destilátu.....	77
5.2.3	Srážení struvitu z koncentrátu.....	78
5.3	Vyhodnocení a interpretace dat.....	80
5.3.1	Odpařování fugátu.....	80
5.3.2	Stripování destilátu.....	84
5.3.3	Srážení struvitu z koncentrátu.....	85
5.4	Koncepční návrh recyklační technologie.....	92
5.4.1	Případová studie – návrh integrace technologie do podniku.....	97
5.4.2	Rozvaha nad využitím amonného roztoku.....	98
5.5	Shrnutí.....	100
6	Odpadní voda z průmyslových prádelen.....	102
6.1	Analýza vybraného provozu a návrh experimentálního ověření.....	102
6.2	Experimentální ověření zvolených metod.....	105
6.2.1	Membránové systémy.....	105
6.2.2	Vakuové odpařování.....	108
6.2.3	Vakuové odpařování MF retentátu.....	113
6.3	Vyhodnocení a interpretace dat.....	114
6.4	Koncepční návrh recyklační technologie.....	116
6.5	Technicko-ekonomické hodnocení.....	120
6.5.1	Případová studie – návrh integrace technologie do podniku.....	125
6.6	Shrnutí.....	127
7	Závěr dizertační práce.....	129
	Přehled publikačních, výzkumných a pedagogických činností.....	131
	Seznam použitých zkratk.....	134
	Seznam použitých literárních zdrojů.....	137
	Přílohy.....	149

# 1 Úvod

Předložená dizertační práce je výsledkem výzkumných činností směřujících k návrhu a ověření technologického postupu pro recyklaci vody a druhotných surovin z průmyslových odpadních vod. Téma recyklace průmyslových odpadních vod (POV) je v současnosti velmi aktuální, a to nejen s ohledem na zhoršující se dostupnost kvality vody, ale také v souvislosti s požadavky na udržitelnost provozů, snižování environmentálních dopadů a optimalizaci materiálových toků.

Tato dizertační práce si proto klade za cíl přispět k rozvoji realistických, technicky proveditelných a provozně efektivních řešení, která podpoří udržitelné nakládání s vodou a surovinami v průmyslu. Ze širokého spektra průmyslových odvětví byly jako modelové případy vybrány bioplynové stanice a průmyslové prádelny. Mezi hlavní důvody této volby patří vysoké objemy produkované odpadní vody o specifickém složení a potenciálním obsahem druhotných surovin. Zároveň obě odvětví čelí rostoucím legislativním i ekonomickým tlakům a vykazují značný potenciál pro implementaci principů cirkulární ekonomiky.

Práce přímo navazuje na výzkumnou činnost Ústavu procesního inženýrství (ÚPI) Fakulty strojního inženýrství (FSI) VUT v Brně. Výzkum na ÚPI dlouhodobě podporuje rozvoj efektivního nakládání se zdroji v různých průmyslových odvětvích, jako např. v bioplynových stanicích, průmyslových prádelnách, potravinářství či energetice.

## 1.1 Motivace výzkumné činnosti

Zajištění dostupnosti kvalitní vody patří mezi hlavní výzvy současné společnosti. Kombinace klimatických změn, populačního růstu a rozvoje průmyslu vede ke zvyšující se spotřebě vody a zároveň i ke zhoršování kvality dostupných vodních zdrojů. To se výrazně projevuje i v průmyslu, který je zároveň jedním z největších producentů odpadních vod. POV přitom často není jen kontaminovaným odpadním proudem, ale také nevyužitým zdrojem vody a cenných surovin. Jejich složení je však velmi variabilní v závislosti na daném průmyslovém odvětví a využívaných procesech. Vypouštění těchto odpadních toků do životního prostředí (ŽP) má řadu negativních dopadů, např. eutrofizaci, tvorbu zápachu, šíření vodou přenášených chorob a zhoršování estetické kvality vody (Kundu et al., 2022).

Celosvětová produkce odpadních vod převyšuje 380 mld. m<sup>3</sup> za rok, přičemž přibližně 22 % tvoří odpadní voda z průmyslu (Ahmed et al., 2021; Shaddel et al., 2021). Zatímco v některých částech světa chybí infrastruktura pro jakékoli čištění OV, v Evropě je kladen důraz na vyšší stupeň úpravy a zavádění opětovného využívání vody, zejména v rámci strategie cirkulární ekonomiky. Ta usiluje o zachování materiálů a surovin v oběhu co nejdéle, a o zacházení s odpady jako se zdrojem druhotných surovin (Neczaj et al. 2018). Efektivní zpracování POV se tak stává důležitým nástrojem nejen pro ochranu ŽP, ale také pro snižování provozních nákladů a surovinové soběstačnosti.

Implementace recyklačních technologií do průmyslových provozů však čelí řadě výzev – od dynamického složení přes technickou a ekonomickou náročnost až po přísné požadavky na kvalitu výstupní vody, zejména v případě jejich opětovného využití přímo v provozu (Mejía-Marchena et al., 2023). Proto je nezbytné hledat cíleně navržená řešení pro konkrétní typy průmyslových provozů, která zohledňují specifika daného odvětví, kvantitu a kvalitu odpadní vody, technologickou vyspělost podniku, potenciál využití i jiných odpadních proudů (např. odpadního tepla) ale i aktuální legislativní požadavky.

V této dizertační práci jsou jako modelové případy zvoleny bioplynové stanice a průmyslové prádelny – dva typy provozů s odlišným charakterem odpadní vody, ale se společnými jmenovateli jako

je vysoký objem produkované odpadní vody, specifické znečištění a také dostupnost odpadního tepla (OT), energetického proudu využitelného při návrhu recyklačního postupu.

Evropská unie je největším producentem elektřiny z bioplynu, je zde generována přibližně polovina z celkové světové produkce (Guilayn et al., 2020). Bioplynové stanice (BPS) jsou tedy v Evropě stabilním prvkem obnovitelné energetiky. Kapalným odpadním proudem anaerobní digesce, která je klíčovým procesem v BPS, je digestát, jehož produkce je v Evropě až 180 mil. tun za rok (Carraro et al., 2024). Kapalná frakce – fugát – představující většinu objemu digestátu, obsahuje významná množství živin (N, P, K, Mg) díky kterým má hnojivé vlastnosti rovnocenné příp. blížíci se vlastnostem minerálních hnojiv (Guilayn et al., 2020). Kvůli obsahu amoniakálního dusíku je však likvidace fugátu a jeho aplikace coby hnojiva na pole omezená Nitrátovou směrnicí (91/676/EHS). Fugát tedy představuje jednak environmentální a provozní výzvu, ale také příležitost k recyklaci živin, které jsou běžně vyráběny energeticky náročnými procesy. Zároveň se v provozech BPS často nacházejí kogenerační jednotky, které poskytují zdroj nízkopotenciálního tepla, ideálního pro využití v procesech, jako je vakuové odpařování nebo stripování.

Průmyslové prádelny jsou typickým příkladem energeticky náročného provozu, v němž se spotřebovává velké množství pitné vody a vzniká odpadní voda obsahující tenzidy, organické znečištění, zbytky detergentů (fosfáty, LAS) apod. Úniky těchto látek do ŽP s sebou nesou řadu negativních dopadů, včetně znečištění vodních útvarů mikrovlákny, eutrofizace nebo toxicity pro vodní život. Pozitivní vliv na snížení množství fosfátů v průmyslových odpadních vodách měla Směrnice o detergentech (259/2012/EU), v jejímž důsledku bylo omezeno jejich množství v pracích prostředcích. Jen v České republice se nachází více než 400 průmyslových a čistírenských provozů, z toho pětina zpracovává prádlo ze zdravotnických a sociálních zařízení, přičemž se spotřebuje v průměru 13 dm<sup>3</sup> vody na kg suchého prádla (Máša et al., 2013). Kromě toho se v průmyslovém provozu spotřebovává značné množství energie na ohřev vody, sušení nebo žehlení. Zde se otevírá prostor využití pokročilé recyklační technologie, které mohou být napájeny odpadním teplem z těchto provozních jednotek.

## 1.2 Cíle a metodika dizertační práce

Cílem této dizertační práce jsou **návrhy nových technologických konceptů pro recyklaci vody a druhotných surovin** z bioplynových stanic a průmyslových prádelen. Jejich důraz je kladen na soulad s principy cirkulární ekonomiky, která usiluje o minimalizaci produkce odpadů a opětovné využívání zdrojů. V tomto kontextu jsou průmyslové odpadní vody vnímány nikoliv jako odpad, ale jako potenciální zdroj surovin, především vody a druhotných surovin (např. dusíku, fosforu, hořčíku). Práce si klade za cíl přispět ke snížení environmentálních dopadů spojených s produkcí odpadních vod v průmyslu.

Dílčí cíle (DC) byly formulovány tak, aby pokrývaly všechny klíčové kroky vedoucí k naplnění hlavního cíle práce – od rešerše problematiky POV a vybraných průmyslových sektorů až po experimentální ověření konkrétních konceptů recyklačních technologií. Jejich přehled, použité metody a odkazy na jednotlivé kapitoly jsou uvedeny v Tab. 1.

Teoretická část dizertační práce se nejprve zaměřuje na analýzu problematiky průmyslových odpadních vod v kontextu evropské i národní legislativy. Dále se věnuje charakterizaci a analýze produkce POV, popis možných surovin vhodných k recyklaci a přehled dostupných metod jejich zpracování a recyklace (DC 1; kap. 2). Získané poznatky byly následně využity při výběru reprezentativních průmyslových sektorů – bioplynových stanic a průmyslových prádelen. Druhá část rešeršní práce (kap. 3) analyzuje současný stav poznání a přináší obecný popis obou zvolených provozů, charakterizuje jejich odpadní vodu, specifikuje hlavní výzvy, kterým čelí, a diskutuje možnosti

recyklace vody a druhotných surovin, což je stěžejním bodem pro návrh technologického konceptu v experimentální a návrhové části práce (DC 2). Následně jsou identifikovány vhodné metody pro zpracování odpadních vod ze zvolených provozů využitím kritického zhodnocení poznatků získaných analýzou současného stavu poznání a konzultací s odborníky z průmyslové praxe (DC 3).

Experimentální a návrhová část práce, jejíž metodika je podrobněji shrnuta v kap. 4, je zaměřena na plánování a návrh experimentálního ověření vybraných metod postupu pro recyklaci výstupních proudů z bioplynových stanic (kap. 5) a průmyslových prádelen (kap. 6). Výsledky experimentů jsou hodnoceny z hlediska účinnosti recyklace vody a odstranění znečišťujících látek, možností recyklace vody přímo v provozu a kvality výstupních proudů (DC 4). Následuje koncepční návrh recyklačních technologií v bioplynových stanicích a průmyslových prádelnách, který vychází ze získaných poznatků experimentálním ověřením (DC 5). Kapitoly 5.4 a 6.4 dále obsahují koncept možné integrace navržené technologie do reálného provozu. Pro průmyslové prádelny je dále provedeno technicko-ekonomické zhodnocení, které posuzuje návratnost investice a provozní náklady. Tím je dosaženo komplexního posouzení navrhovaného řešení.

Tab. 1: Přehled dílčích cílů dizertační práce a použitých metod.

Dílčí cíl	Použité metody	Kapitola
1 Analýza problematiky průmyslových odpadních vod	Syntéza vědeckých poznatků z odborných databází (Scopus, Web of Science), analýza související legislativy, identifikace klíčových pojmů a trendů v dané oblasti  Použitá klíčová slova: průmyslová odpadní voda, recyklace odpadní vody, druhotné suroviny, cirkulární ekonomika, legislativa	2
2 Charakteristika zvolených průmyslových provozů	Analýza současného stavu poznání (databáze odborné literatury Scopus, Web of Science)  Použitá klíčová slova: bioplynové stanice, průmyslové prádelny, digestát, fugát, odpadní voda z průmyslových prádelen, recyklace odpadní vody, druhotné suroviny, cirkulární ekonomika, legislativa	3.1 a 3.2
3 Identifikace vhodných metod pro zpracování odpadní vody ze zvolených provozů	Kritické zhodnocení poznatků z rešerše a konzultací s odborníky z průmyslové praxe	3.1.4, 3.1.5 a 3.2.3
4 Experimentální ověření zvolených metod	Analýza reálného provozu, návrh experimentů, laboratorní a poloprovozní experimenty, normované fyzikálně-chemické analýzy pro hodnocení účinnosti separace a kvality výstupních proudů, vyhodnocení a interpretace získaných dat	5 a 6
5 Koncepční návrh recyklačních technologií	Kompletace získaných poznatků, návrh technologie a její integrace, posouzení provozní a ekonomické realizovatelnosti	5.4 a 6.4
<b>Cíl: návrh technologických konceptů pro recyklaci vody a druhotných surovin z bioplynových stanic a průmyslových prádelen</b>		

## 2 Současný stav poznání v oblasti průmyslových odpadních vod

*Kapitola je založena mj. na publikaci PROCHÁZKOVÁ, M.; TOUŠ, M.; HORŇÁK, D.; MIKLAS, V.; VONDRA, M.; MÁŠA, V. Industrial wastewater in the context of European Union water reuse legislation and goals. Journal of Cleaner Production, 2023, roč. 426, č. 1, s. 1-11. ISSN: 0959-6526, doi:10.1016/j.jclepro.2023.139037.*

Voda je nenahraditelnou surovinou pro život na Zemi a zároveň základní vstupní surovinou pro většinu průmyslových procesů. Její dostupnost a kvalita se však stávají jedním z hlavních environmentálních problémů současnosti. Hlavními zdroji vody v průmyslu jsou voda povrchová (41 %), podzemní (35 %) a pitná (24 %) (Ranade et al. 2014). Těchto vod ale ubývá a nedostatek již nyní ovlivňuje nejen zemědělství (např. nedostatek vody pro zavlažování, což snižuje kvalitu plodin), ale např. i stabilitu výroby elektrické energie (nedostatečné množství vody pro chlazení) (Ahmed et al., 2021).

Průmysl je zároveň významným producentem odpadních vod. Téměř veškerá voda použitá v průmyslových procesech se stává vodou odpadní a vyžaduje úpravu. Průmyslové odpadní vody (POV) představují komplexní směs látek, jejichž povaha závisí na odvětví a podniku. Mezi hlavní producenty POV patří např. elektrárny, těžební, papírenský, petrochemický nebo potravinářský průmysl. Pokud nejsou tyto vody dostatečně upraveny, představují významnou zátěž pro životní prostředí (ŽP).

Vzhledem k rostoucím nárokům na udržitelnost, tlaku na snižování spotřeby primárních surovin a legislativním omezením vypouštění znečišťujících látek do vodního prostředí, se recyklace POV stává klíčovým nástrojem nejen pro environmentální ochranu, ale i pro optimalizaci provozních nákladů. Cílem recyklace POV je snížit spotřebu vody v průmyslu, omezit znečištění a zisk hodnotných složek. K tomu je ovšem nutné vyvinout a implementovat technologie, které umožní bezpečné, hygienicky nezávadné a technicky proveditelné opětovné využití vody.

Tato kapitola přináší přehled současného stavu poznání v oblasti průmyslových odpadních vod a zaměřuje se na klíčové aspekty, které jsou relevantní pro návrh a hodnocení postupů pro recyklaci vody a druhotných surovin z POV. Podrobně jsou rozebrány:

- legislativní rámce a strategie EU a ČR, které vymezují limity i příležitosti pro recyklaci vody,
- typické znečišťující látky, jejich environmentální význam a potenciál recyklace,
- produkce POV v Evropě a její charakteristika dle průmyslového odvětví,
- principy cirkulární ekonomiky v kontextu POV,
- potenciál využití vody, energie a dalších druhotných surovin,
- dostupné technologické přístupy pro úpravu POV.

Kapitolu uzavírá přehled klíčových zjištění a doporučení, která slouží jako východisko pro návrh separačních technologií a experimentální ověření jejich účinnosti ve specifických typech průmyslových provozů.

### 2.1 Legislativa

Nakládání s průmyslovou odpadní vodou a její opětovné využití jsou vázány na komplexní soustavu zákonů, vyhlášek a směrnic, jejichž cílem je ochrana vodních zdrojů, regulace vypouštění znečišťujících látek a podpora udržitelného využívání vody. V České republice má klíčové postavení zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (tzv. vodní zákon), který definuje základní podmínky pro ochranu vodních zdrojů, vypouštění znečišťujících látek a nakládání s odpadními vodami. Tento zákon je dále doplněn řadou předpisů a nařízení, z nichž mnohé přímo vycházejí z evropského práva, zejména z Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES) nebo Nařízení o opětovném využití vody (EU 2020/741). Souběžně

s tím se uplatňuje i právní rámec pro druhotné suroviny, který vychází z Rámcové směrnice o odpadech (2008/98/ES) a zákona č. 541/2020 Sb., o odpadech.

Tato kapitola shrnuje klíčové legislativní pojmy a dokumenty, které jsou relevantní pro posuzování možností recyklace vody a získávání druhotných surovin z POV. V první části jsou definovány základní legislativní pojmy, na ně navazuje přehled směrnic a nařízení platných na úrovni EU a ČR, a nakonec jsou diskutovány klíčové strategické a akční plány, které udávají směr vývoje v oblasti recyklace vody a živin.

### 2.1.1 Definice pojmů

Pro zajištění terminologické konzistence a jednotného výkladu v souladu s platnými právními předpisy je nezbytné nejprve vymezit klíčové pojmy, které se v této práci opakovaně používají. Mezi tyto pojmy patří *odpadní voda*, *průmyslová odpadní voda*, *recyklovaná odpadní voda*, *opětovné využití vody*, *druhotné suroviny* a *znovuvyužití/recyklace druhotných surovin*.

Pojem odpadní voda (OV) je v české legislativě definován § 38 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách (vodní zákon) jako voda, která byla využita v různých typech objektů (obytných, průmyslových, zemědělských apod.) a jejichž jakost (složení nebo teplota) se v důsledku použití změnila. Patří sem také směsi těchto vod se srážkovými vodami a průsakové vody ze skládek či odkališť, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Výjimku tvoří vody zpětně využívané pro vlastní potřebu organizace a vody, které odtékají do vod důlních.

Průmyslová odpadní voda (POV) je definována v rámci nařízení vlády č. 401/2015 jako odpadní voda vznikající převážně jako produkt průmyslové činnosti. Do této kategorie se zahrnují mimo jiné i vody vypouštěné z průmyslových areálů. Obecně se jedná o odpadní vodu s obsahem rozpuštěných a nerozpuštěných látek, která je vypouštěna při různých průmyslových procesech (výroba, čištění, oplachy apod.).

V evropské legislativě jde zaveden pojem recyklovaná odpadní voda (reclaimed water) nařízením Evropského parlamentu a Rady EU 2020/741. To stanovuje minimální požadavky na vyčištěnou OV z městských čistíren vody, která byla dále upravená pro účely zavlažování v zemědělství. Definovány jsou čtyři kvalitativní třídy vody (A-D) podle úrovně úpravy a určení (viz Tab. 2). Přestože se nařízení zaměřuje výhradně na komunální odpadní vody, bývá často používáno jako odrazový můstek pro hodnocení recyklované odpadní vody v průmyslu.

V tomto směru je třeba zdůraznit, že recyklovaná průmyslová voda se od městské OV významně liší jak svým složením, tak i účelem použití. Požadavky na kvalitu vody v průmyslu vycházejí primárně z technologických potřeb konkrétního provozu. Nicméně recyklovaná voda z průmyslu může mít využití coby zemědělská závlaha, tudíž použití unifikovaných tříd může být vhodné. Reálné požadavky v praxi (např. pro opakované praní v prádelnách či oplachy v potravinářství) však často vyžadují specifické kombinace fyzikálně-chemických parametrů, které již toto nařízení nepokrývá.

Opětovné využití vody je v evropské legislativě definováno jako proces, při kterém je vyčištěná OV znovu využita pro specifické účely, jako je zemědělská závlaha, průmyslové použití nebo doplňování vodních zdrojů, za předpokladu, že splňuje stanovené hygienické a environmentální normy.

V českém právním řádu nejsou poslední dva pojmy explicitně definovány, nicméně pojem opětovné využití (nebo také znovuvyužití) vody nachází uplatnění v technických normách, koncepčních dokumentech (jako je *Cirkulární Česko 2040*) a vědeckých a výzkumných projektech.

Druhotné suroviny představují látky nebo materiály, které vznikají jako vedlejší produkty v průmyslových procesech (tzv. *by-product*), nebo byly původně odpadem, ale po odpovídajícím zpracování přestaly být odpadem a mohou být znovu využity jako surovina (*end-of-waste status*). V legislativě je tato oblast upravena zákonem č. 541/2020 Sb., o odpadech, a rámcovou směrnicí

o odpadech 2008/98/ES. Mezi typické druhotné suroviny získávané z POV patří zejména živiny (dusík, fosfor, síra), kovy nebo organické látky. Jejich uplatnění je podmíněno nejen technickým zajištěním kvality, ale i právními aspekty – např. certifikací jako hnojivo podle zákona č. 156/1998 Sb. O hnojivech.

S ohledem na látkové toky živin a jejich recyklaci z OV jsou v rámci EU směrnice o čištění městských odpadních vod (UWWTD) definovány také dva důležité pojmy: znovuvyužití druhotných surovin jako aplikace na půdu (např. čistírenských kalů) s cílem substituce minerálních hnojiv za podmíněk, které jsou v souladu s požadavky na ochranu půdy a rostlin; a dále recyklaci druhotných surovin jako extrakci živin z OV nebo kalu a jejich zpracování na produkt, který může být technicky i legislativně použit jako náhrada za primární surovinu.

Tab. 2: Kvalita jednotlivých tříd recyklované vody dle nařízení Evropského parlamentu a Rady EU 2020/741.

Třída kvality recyklované vody	A	B	C	D
Úroveň úpravy	Sekundární zpracování, filtrace a dezinfekce	Sekundární zpracování a dezinfekce	Sekundární zpracování a dezinfekce	Sekundární zpracování
E. Coli (CFU/100 ml)	≤ 10 (1× týdně)	≤ 100 (1× týdně)	≤ 1 000 (1× týdně)	≤ 10 000 (1× týdně)
BSK [mg·dm <sup>-3</sup> ]	≤ 10 (1× týdně)	≤ 25	≤ 25	≤ 25
CHSK [mg·dm <sup>-3</sup> ]		≤ 125	≤ 125	≤ 125
NL [mg·dm <sup>-3</sup> ]	≤ 10 (1× týdně)	≤ 35 (pro <10 000 EO) ≤ 70 (pro 2 000–10 000 EO)	≤ 35 (pro <10 000 EO) ≤ 70 (pro 2 000–10 000 EO)	≤ 35 (pro <10 000 EO) ≤ 70 (pro 2 000–10 000 EO)
Zákal [NTU]	≤ 5 (kontinuálně)	-	-	-
Mikrobiologické a ostatní požadavky	Legionella spp. (2× měsíčně): < 1 000 KTJ/L, pokud existuje riziko aerosolizace Hlístice: 2× měsíčně nebo dle potřeby podle provozovatele dle množství ve vstupní OV; ≤ 1 vajíčko/L (pro pastviny nebo zavlažování pícin)			

Pozn: Typické použití recyklované vody dle tříd kvality odpovídá následovně: třída A – voda určená pro závlahu potravinářských plodin konzumovaných v syrovém stavu, rekreační aplikace, městská zeleň; třída B – voda určená pro potravinářské plodiny, ale bez přímého kontaktu s jedlou částí (např. brambory); třída C – plodiny neurčené k lidské spotřebě, technické účely; třída D – zavlažování plodin pro průmyslové zpracování, energetické plodiny.

### 2.1.2 Klíčové směrnice a nařízení v EU a ČR

Základními pilíři evropské legislativy týkající se ochrany vod, čištění odpadních vod a regulace průmyslových emisí jsou rámcová směrnice o vodách (2000/60/EC), směrnice o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS) a směrnice o průmyslových emisích (2010/75/EU). Tyto dokumenty tvoří základní rámec jak pro komunální, tak i průmyslové odpadní vody, určují požadavky na technologie, kvalitu výstupních proudů i monitoring. V ČR jsou příslušné směrnice implementovány do národních zákonů a nařízení.

Naprostým klíčovým dokumentem je Rámcová směrnice o vodách 2000/60/EC (*Water Framework Directive*, WFD) z roku 2000. Představuje jeden ze základních pilířů evropské vodní politiky. Jejím cílem je dosažení dobrého ekologického a chemického stavu všech vodních útvarů na území EU, a to prostřednictvím snižování množství vyprodukované OV a vypouštěných znečišťujících látek. Původní termín pro splnění tohoto cíle byl stanoven na rok 2015, avšak vzhledem k neuspokojivému stavu vod v řadě členských států, byl termín posunut na rok 2027 (Evropská agentura pro životní prostředí, 2019).

Směrnice 2020/60/EC zavádí komplexní přístup k řízení povodí, podporuje integraci opatření k ochraně vod v rámci zemědělství, průmyslu a urbanizace, a vytváří rámec pro stanovení mezních hodnot znečištění. V kontextu POV je WFD klíčová z hlediska požadavků na monitoring, plánování a prevenci znečištění.

Směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod z roku 1991 se zaměřuje na čištění komunálních OV a regulaci vypouštění průmyslových vod do veřejné kanalizace. Ukládá členským státům povinnost zajistit dostatečné čištění veškerých městských OV a u průmyslových podniků s významným podílem znečištění požaduje předčištění POV před vypouštěním.

Vzhledem k vývoji technologií a rostoucímu výskytu nových typů znečištění (léčiva, mikroplasty, patogeny rezistentní vůči antibiotikům) byla v roce 2024 přijata nová verze této směrnice. Přepřacované znění směrnice 2024/3019/EU vstoupilo v platnost 1. ledna 2025. Do 1. srpna 2027 mají členské státy povinnost ji přenést do národních právních předpisů.

Hlavními rozdíly jsou přísnější nároky na odstraňování živin (především dusíku a fosforu) a mikropolutantů, podpora cirkulární ekonomiky (opětovné využití vody a surovin) a požadavky na energetickou neutralitu ČOV. Dále je v přepřacované směrnici kladen důraz na povinné čištění průmyslových vod z vybraných odvětví, primárně z potravinářských provozů jako např. mlékárny, masný průmysl, výroba alkoholu. Tímto opatřením směrnice zajišťuje, že i odvětví s vysokou spotřebou vody a specifickými znečišťujícími látkami budou povinny čistit své OV na úroveň odpovídající požadavkům kladené na výstupy z městských ČOV.

Směrnice o průmyslových emisích (integrované prevenci a omezování znečištění) 2010/75/EU je hlavním nástrojem, který upravuje průmyslové emise do ovzduší, vody a půdy, produkci odpadů, využívání surovin, energetickou účinnost atd. Tato směrnice rovněž stanovuje, že všechny technologie pro čištění, recyklaci nebo opětovné využití OV musí být provozovány na základě povolení vydaného příslušnými orgány členského státu. U aplikovaných technologií se zároveň očekává přístup podle principů popsaných v dokumentech nejlepší dostupné techniky (*Best Available Techniques, BAT*) a referenčních dokumentech BAT (*BAT Reference Documents, BREF*), které byly vydány pro řadu průmyslových odvětví mířící k postupnému snižování emisí.

Nařízení 2020/741/EU o opětovném využívání vody specifikuje minimální požadavky na kvalitu a monitoring recyklované vody určené k zemědělské závlaze, viz předchozí kap. 2.1.1.

Směrnice o podávání zpráv o udržitelnosti podniků 2022/2464/EU (*Corporate Sustainability Reporting Directive, CSRD*) klade důraz na zvýšení transparentnosti a odpovědnosti průmyslových podniků na udržitelnost. Požadavek na zveřejňování informací – prostřednictvím ESG monitoringu – slouží jako nástroj pro identifikaci rizik a optimalizaci provozů. Obsahuje mj. indikátory o spotřebě vody a nakládání s odpadními vodami, motivuje podniky k zavádění efektivnějších technologií a podporuje implementaci principů cirkulární ekonomiky.

Pro kontext této dizertační práce je dále důležité uvést tři specifické směrnice. První z nich je Nitrátová směrnice 91/676/EHS, která cílí na snížení znečištění vod dusíkem ze zemědělských zdrojů, především z hnojení. Stanovuje požadavky na správnou zemědělskou praxi v tzv. zranitelných oblastech a limituje obsah dusíku v látkách aplikovaných na pole (nejčastěji 170 kg N/ha/rok). Druhým dokumentem je Nařízení EU 2021/1768, které umožňuje uvádět vysrážené fosfátové sloučeniny (např. struvit) na trh EU jako hnojivo. Stanovuje požadavky na čistotu produktu – zejména minimální obsah 16 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> v sušině a maximální obsah organického uhlíku 3 %. Třetím relevantním dokumentem je Směrnice o detergentech 59/2012/EU, která reguluje používání fosfátů a dalších fosforových sloučenin v detergentech. Přestože se zaměřuje primárně na spotřebitelský trh, má významný dopad také na průmyslové prádelny a složení jejich OV.

V ČR je právní rámec ochrany vod, jejich využívání a nakládání s odpadními vodami upraven především zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách (tzv. vodní zákon), a dále souvisejícími nařízeními a vyhláškami, které navazují na evropské směrnice.

Vodní zákon stanovuje základní rámec pravidel nakládání s vodami a podmínky pro jejich ochranu a pro vypouštění OV. Klíčovým ustanovením pro průmyslové podniky je povinnost získat povolení k vypouštění OV, přičemž podmínky pro daný provoz jsou specifikovány ve správním řízení vedeném vodoprávním úřadem. V praxi bývají OV z průmyslových provozů vypouštěny buď do veřejné kanalizace, zakončené městskou ČOV, nebo přímo do vodního recipientu (povrchové vody).

V prvním případě je povolovací proces doplněn o smlouvu s provozovatelem kanalizační sítě a platí zde požadavky kanalizačního řádu, které mohou být přísnější nebo mírnější než obecné limity. Kvalita vypouštěné vody musí být v souladu s nařízením vlády č. 401/2015 Sb., které stanovuje emisní limity pro vypouštění látek do vod. Limity jsou rozděleny dle místa vypouštění (kanalizace/vodní toky) a charakteru provozu (existují zvláštní tabulky pro některá průmyslová odvětví).

Podniky s vyšší mírou znečištění (např. potravinářský nebo chemický průmysl) často provozují vlastní ČOV, jejichž provoz je vázán na integrované povolení podle zákona č. 76/2002 Sb. V rámci tohoto režimu jsou aplikovány principy BAT a BREF.

Pravidla pro sledování kvality vypouštěné vody a monitoring vodních útvarů jsou upraveny ve vyhlášce č. 57/2016 Sb., která stanovuje programy sledování stavu vod a způsob provádění měření, včetně požadavků na četnost, metody a vyhodnocení výsledků. Pro provozovatele podniků je povinností doložit, že vypouštění vody splňuje dané limity.

Technologie pro zpracování POV často produkují výstupy, které mohou být potenciálně využity jako suroviny. Právní rámec pro jejich využití se řídí buď zákonem o odpadech nebo o hnojivech. Zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech, upravuje podmínky, za nichž materiál přestává být odpadem a může být považován za druhotnou surovinu. Klíčový je zde tzv. *end-of-waste* status, který vyžaduje mimo jiné bezpečné využití, splnění kvalitativních požadavků apod. Zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech ve znění novely z roku 2023, specifikuje požadavky na registraci produktů jako hnojiv, jejich deklarované složení, mezní hodnoty kontaminantů (např. těžkých kovů) a zkoušky biologické účinnosti. Výstupy jako fosforečné hnojivo (např. struvit) musí projít příslušným hodnocením a být zapsány v registru hnojiv, pokud mají být uváděny na trh.

Přestože právní rámec upravující vypouštění OV, nakládání s látkami a využití výstupů z technologií je v ČR i na úrovni EU poměrně rozsáhlý, v oblasti recyklované vody stále panuje řada nejasností. Neexistuje např. jednotná definice recyklované vody jako produktu, ani univerzální požadavky na její kvalitu podle konkrétního způsobu použití (např. oplachy, technologické chlazení, praní apod.). Rozhodnutí o tom, zda je recyklovaná voda „vhodná“ pro určité použití, tak často zůstává na posouzení provozovatele, hygienické služby nebo vodoprávního úřadu.

Tato nejistota může být překážkou pro širší využití recyklované vody v průmyslové praxi – např. pro oplachy potravinářských nádob, opakované praní v průmyslových prádelnách, nebo procesní použití v chemickém a energetickém průmyslu. Přestože existují inspirační rámce (např. nařízení 2020/741 pro závlahu), jejich aplikace mimo zemědělství je právně neukotvená.

Z hlediska této disertační práce je také zásadní, zda výstupní produkty z technologií (např. koncentrát po odpařování) klasifikovat jako vedlejší produkt nebo musí být považovány za odpad do doby, než splní všechny podmínky pro přecházení mezi surovinou.

### 2.1.3 Strategické rámce a akční plány EU a ČR

Strategické rámce a akční plány jsou dokumenty, které udávají kýžený směr vývoje environmentální a vodohospodářské politiky na úrovni EU i ČR. Nemají povahu závazných legislativních aktů, ale významně ovlivňují právní rámce, dotační nástroje, priority výzkumu nebo i průmyslové investice. Pro kontext této dizertační práce je pozornost věnována především akčním plánům podporujícím cirkulární ekonomiku, efektivní využití vody, recyklaci živin a dekarbonizaci průmyslu.

Stěžejním prvním plánem, který byl přijat Evropskou komisí v roce 2015, je Akční plán pro oběhové hospodářství. Ten je v kontextu vodohospodářského odvětví významným zavedením modelu cirkulární ekonomiky (CE) neboli oběhového hospodářství, které cílí na efektivní využívání zdrojů, prevenci vzniku odpadů a posílení trhu s druhotnými surovinami.

Klíčovým rámcem je Evropská zelená dohoda (*European Green Deal*), přijatá EK v prosinci 2019. Rámec představuje strategii pro transformaci evropského hospodářství směrem ke klimatické neutralitě do roku 2050 tak, aby bylo maximálně cirkulární a šetrné k ŽP. V oblasti vodního hospodářství a recyklace surovin Zelená dohoda zdůrazňuje nutnost:

- zvýšení účinnosti využívané vody a energie,
- snížení znečištění vodních zdrojů, vč. nově vznikajících polutantů (např. léčiva, mikroplasty),
- rozšířit recyklaci vody v průmyslu,
- snížení ztrát živin z organických i minerálních hnojiv (alespoň o 50 % do roku 2030).

V roce 2020 byl Akční plán pro oběhové hospodářství aktualizován v návaznosti na Evropskou zelenou dohodu, přičemž tento aktualizovaný plán výrazně posiluje podporu opětovného využívání vody, a to jak v zemědělství, tak v průmyslových procesech. Příkladem navazující akce může být stanovení požadavků na kvalitu závlahových vod v nařízení 2020/741 (viz kap. 2.1.2). Na druhou stranu je na každém členském státu, aby nastavil požadavky pro opětovné využití vody (zejména pro zavlažování) a lze konstatovat, že některé země mají zbytečně přísné předpisy (Lazarova, 2022). Mezi velmi aktivní země využívající upravenou OV pro zavlažování patří Kypr, Malta, Španělsko, ale např. též Izrael (Mannina et al., 2022). Aktualizace plánu CE také výslovně podporuje nasazování technologií, které umožňují recirkulaci vody, snižují tak potřebu čisté vody z řádu (primární vody) a přispívají ke zvyšování účinnosti čištění.

Na strategický rámec CE a legislativní cíle v oblasti recyklace vody a surovin navazuje konkrétní implementace těchto principů v průmyslových provozech, která je podrobněji rozpracována v následující kap. 2.4.

Na Zelenou dohodu navazují legislativní a implementační balíčky, z nichž nejvýznamnější je Fit for 55, přijatý v roce 2021. Balíček obsahuje opatření a revize stávající legislativy, které mají EU dovést ke snížení emisí skleníkových plynů o 55 % do roku 2030. V oblasti průmyslu a vodního hospodářství tak posiluje tlak na zavádění nízkoemisních a oběhových technologií, vč. recyklace vody, živin a snižování environmentálních stop průmyslových provozů.

REPowerEU je evropský plán z roku 2022 reagující na energetickou krizi a snahu snížení závislosti na fosilních palivech. Plán cílí na pomoc zemím EU v oblasti šetření energií, výroby čisté energie a s diverzifikací jejich dodávek. Navazuje na Zelenou dohodu a Fit for 55 a klade důraz na navýšení podílu obnovitelné energie, zvýšení výroby biometanu v EU na kýžených 35 mld. m<sup>3</sup>/rok do roku 2030 a zlepšení soběstačnosti v oblasti energií a surovin.

Dalším důležitým akčním plánem na úrovni EU je Akční plán pro integrované hospodaření s živinami (tzv. INMAP) z roku 2023. Jeho cílem je zlepšení efektivity využívání dusíku a fosforu napříč různými průmysly (potravinářství, zemědělství, chemický průmysl). Dokument vychází ze zjištění,

že více než 80 % dusíku a fosforu není v současném systému efektivně využito a často končí jako polutant ve vodách nebo jako nerecyklovaný odpad. Plán tedy podporuje především recyklaci živin z OV a kalů a zavádění systémových opatření v průmyslu.

Na úrovni ČR navázal v listopadu 2021 na evropský Akční plán pro oběhové hospodářství strategický rámec Cirkulární Česko 2040, který stanovuje národní cíle v oblasti recyklace a efektivity využívání surovin a vody. Zároveň otevírá klíčová témata jako je podpora uzavřených technologických cyklů, znovuvyužití vody z průmyslu, využití odpadu jako zdroje (např. fosforu), optimalizace průmyslových procesů apod. Zmiňuje rovněž podporu decentralizovaných řešení a technologií zvyšujících soběstačnost průmyslových provozů.

V prosinci 2024 byl přijat Akční plán podpory rozvoje využívání biometanu, který navazuje na Fit for 55, plán REPowerEU a cíl *Zelené dohody* dosažení klimatické neutrality. Jeho hlavním cílem je posílení role biometanu jako obnovitelného zdroje energie, který může nahradit fosilní zemní plyn v průmyslu, dopravě a teplárenství.

V roce 2025 plánuje EK vyhodnotit pokrok v implementaci dosavadních strategií, zejména v oblasti vodního hospodářství a oběhového využívání zdrojů. Cílem bude přezkoumat účinnost přijatých opatření a identifikovat další kroky nezbytné k dosažení dlouhodobé vize nulového znečištění, která tvoří jednu z klíčových součástí Evropské zelené dohody. V této souvislosti se očekává další aktualizace politik a regulací, včetně podpory technologií pro recyklaci vody, získávání živin a snižování environmentální zátěže průmyslu.

Strategické rámce EU a ČR vytvářejí příznivé prostředí pro vývoj a implementaci technologií zpracování POV, recyklace vody a živin, které jsou i předmětem této dizertační práce. Jejich existence nejen legitimizuje výzkum v této oblasti, ale také poskytuje strukturální a finanční podporu pro jeho uvedení do praxe v souladu s cíli udržitelného rozvoje, klimatické neutrality a CE.

## 2.2 Znečišťující látky

POV typicky obsahují širokou škálu znečišťujících látek, jejichž povaha a koncentrace se významně liší v závislosti na konkrétním průmyslovém odvětví a výrobních procesech. Pro účely monitorování a porovnání míry znečištění OV se běžně využívají následující parametry:

- Chemická spotřeba kyslíku (CHSK): klíčový parametr vypovídající o množství organického znečištění.
- Biochemická spotřeba kyslíku (BSK): posouzení biologické odbouratelnosti polutantů.
- Celkový organický uhlík (TOC): doplňkový parametr pro stanovení obsahu organických látek.
- Amoniakální dusík ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ): ukazatel přítomnosti dusíkatých látek, které mohou být toxické pro vodní organismy.
- Koncentrace celkového dusíku ( $\text{N}_{\text{celk}}$ ) a fosforu ( $\text{P}_{\text{celk}}$ ): klíčové živiny, jejichž nadbytek ohrožuje kvalitu vodních zdrojů.
- pH a vodivost: ovlivňují chemické a biologické procesy ve vodě.
- Zákal a zápach: senzorké parametry indikující přítomnost nerozpuštěných látek a těkavých organických sloučenin.

U specifických OV se navíc sledují i další ukazatele, jako např. koncentrace těžkých kovů (např. železo, měď, chrom, zinek), povrchově aktivních látek, pesticidů, radionuklidů a další.

Pro průmyslové účely je CHSK považována za velmi spolehlivý a snadno měřitelný ukazatel kvality vypouštěné vody. Rozmezí hodnot CHSK se v POV pohybuje v řádu stovek až stovek tisíc mg  $\text{O}_2$  na litr vzorku (Nová & Kolář, 2023). Obecně platí, že čím vyšší hodnoty, tím bude obtížnější

danou vodu vyčistit. Měření BSK může pomoci při rozhodování, zda lze vodu vyčistit biologicky, protože poměr CHSK:BSK slouží jako významný indikátor při rozhodování o volbě vhodné metody čištění vody – zatímco nižší hodnoty tohoto poměru poukazují na možnost biologického odbourání, vyšší poměry signalizují potřebu nasazení fyzikálně-chemických metod (Crini & Lichtfouse, 2019).

Samotné znečišťující látky v POV lze rozdělit do několika hlavních skupin. Jejich přehled, výskyt v typickém průmyslovém odvětví a posouzení potenciálu pro jejich recyklaci je uveden v Tab. 3.

Skupina *organických znečišťujících látek* zahrnuje široké spektrum sloučenin obsahující uhlík, které pocházejí z různých průmyslových odvětví. Typicky jsou sledovány prostřednictvím CHSK a BSK. Vysoký obsah organických látek může vést k vyčerpání rozpuštěného kyslíku ve vodních zdrojích, a tím ohrozit vodní ekosystémy (Grizzetti et al., 2023). Některá průmyslová odvětví produkují specifické organické polutanty, jako jsou např. barviva z textilního průmyslu (azobarviva, ftalocyaniny), ropné látky z petrochemického průmyslu, nebo adsorbovatelné organické halogenidy (AOX) z papírenského průmyslu (Walling et al., 2022).

*Anorganické polutanty* neobsahují uhlík jako hlavní prvek. Patří sem především živiny (N, P, K, Mg), těžké kovy (např. Fe, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, As), anorganické soli (např. chloridy, sírany, dusičnany). Dále do této skupiny patří také kyseliny a zásady, které ovlivňují pH. Průmyslové procesy, jako je např. povrchová úprava kovů, mohou být významným zdrojem těžkých kovů v OV. Ty mohou být toxické i v nízkých koncentracích, a často se kumulují v sedimentech nebo v organismech (bioakumulace) (Devda et al., 2021). Nadbytek dusíku a fosforu přispívá k eutrofizaci, avšak zároveň představují cenné živiny, které lze z OV efektivně získávat, např. srážením nebo stripováním, a následně je využít jako hnojiva (Sajjad et al., 2023). Právě na základě vysokého potenciálu recyklace je těmto dvěma prvkům věnováno v dizertační práci více pozornosti.

V neposlední řadě se v průmyslových vodách často vyskytují látky *specifické* pro daný typ provozu. Např. průmyslové prádelny produkují OV s vysokým obsahem tenzidů a mikroplastů (Mezzanotte et al., 2025). Z farmaceutického průmyslu se do vod dostávají mikropolutanty jako jsou hormony nebo antibiotika (Nová & Kolář, 2023). Z chemického průmyslu dochází k úniku perzistentních kontaminantů – organické látky např. toluen, benzen, dioxiny (Islam et al., 2023). Z energetického průmyslu se mohou do vod dostávat radionuklidy, ale zároveň i tepelné znečištění, které je důsledkem vypouštění POV o vyšších teplotách (Rosen et al., 2015). Zvýšená teplota může změnit rychlost metabolismu vodních organismů, čímž dochází ke snížení množství kyslíku ve vodě a narušení rovnováhy ekosystému.

Zvláštní skupinu s více než 4000 sloučeninami tvoří per- a polyfluorované alkylové látky (PFAS), které jsou využívány pro své hydrofobní a lipofobní vlastnosti, tepelnou stabilitu a chemickou odolnost. Nalézají široké uplatnění např. v textilním průmyslu (nepromokavé úpravy), výrobě hasicích pěn, chemické výrobě, povrchových úpravách nebo elektronice. Z hlediska environmentálního dopadu vykazují některé PFAS toxické, karcinogenní a endokrinně disruptivní účinky. Vzhledem k rostoucímu používání a mimořádné perzistenci jsou považovány za tzv. *emerging pollutants* (nově vznikající znečišťující látky). Byly prokázány i v plodinách – např. v zelenině (až 8 085  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), pšenici (480  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) nebo kukuřici (59  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), což potvrzuje jejich schopnost vstupovat do potravního řetězce a představovat riziko pro lidské zdraví (Mainardis et al., 2022).

Jak je vidět z výčtu výše, složení POV je vysoce variabilní a zahrnuje jak běžně sledované ukazatele organického a anorganického znečištění, tak i specifické a nově identifikované polutanty. Přítomnost těchto kontaminantů významně ovlivňuje výběr vhodné separační technologie i možnosti recyklace vody a dalších surovin. Z pohledu cirkulární ekonomiky představují živiny – dusík a fosfor – významný potenciál pro druhotné využití, zatímco perzistentní kontaminanty a mikropolutanty mohou naopak limitovat opětovné použití vody a nutrientů.

Tab. 3: Hlavní polutanty v průmyslových odpadních vodách a jejich potenciál pro recyklaci.

Skupina polutantů	Typické látky	Typický průmysl	Potenciál pro druhotné využití
Dusík	$\text{NH}_4^+$ , $\text{N}_{\text{celk}}$	Zemědělský, potravinářský	Vysoký – využití jako hnojivo (např. ve formě $\text{NH}_4^+$ -síranu, dusičnanů); zisk stripováním, srážením
Fosfor	$\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{P}_{\text{celk}}$	Zemědělský, chemický, potravinářský, těžební	Vysoký – využití jako hnojivo (ve formě struvitu ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), Ca-fosfátů), zisk pomocí srážení
Těžké kovy	Pb, Hg, Cr, As	Chemický, elektrotechnický, hutnictví, těžební	Vysoký – po separaci/srážení možné vrácení do výroby, např. v metalurgii
Povrchově aktivní látky	SLES, LAS	Chemický, prádelenský	Střední – možné využití adsorpce/AOP degradace, většinou ekonomicky neefektivní
Mikroplasty, nanočástice	PET, PE	Farmaceutický, chemický, textilní	Nízký – problematická separace, částečný záchyt pomocí filtrů, zatím omezené
Mikropolutanty	Hormony, antibiotika, parabeny	Farmaceutický, potravinářský, kosmetický	Nízký – obtížný rozklad, potenciální riziko
Organické látky	Uhlovodíky, léčiva, tuky, mastné kyseliny	Farmaceutický, potravinářský, zemědělský, strojírenský	Nízký – biologicky rozložitelné frakce lze však energeticky využít v anaerobní digestci
Těkavé organické látky	Benzen, toluen, chloroform	Chemický, papírenský a polygrafický	Nízký – toxické, naopak potřeba eliminace
Barviva/pigmenty	Azobarviva, ftalocyaniny	Papírenský a polygrafický, textilní	Nízký – často toxické, nerecyklovatelné
Radionuklidy	U, Cs, Ra	Těžební, energetika (jaderné elektrárny)	Žádný – vysoce rizikové, nutná specializovaná separace
Syntetické chemické látky (PFAS)	PFOS, PFOA, PTFE (Teflon)	Chemický, textilní, elektrotechnický	Žádný – perzistentní kontaminant, nutná degradace
Perzistentní organické látky	Dioxiny, DDT, polychlorované bifenyle	Chemický, těžební	Žádný – perzistentní kontaminant, nutná degradace

Zdroje: (Crini et al., 2024; Devda et al., 2021; Grizzetti et al., 2023; Islam et al., 2023; Mejía-Marchena et al., 2023; Mezzanotte et al., 2025; Walling et al., 2022)

## 2.3 Produkce průmyslových odpadních vod

Odhady studií kolektivů Qadir et al. (2020) a Shaddel et al. (2021) naznačují, že se v současné době na celém světě vyprodukuje zhruba 380 mld. m<sup>3</sup> OV ročně a tento objem nadále poroste. Do roku 2030 je očekáván nárůst o 24 % a do roku 2050 až o 51 %. Průmyslový sektor se na této produkci podílí přibližně z 22 % (Ahmed et al., 2021). Dostupnost dat o vyprodukovaných odpadních vodách v jednotlivých zemích je bohužel často velmi omezená nebo zcela nedostupná (Qadir et al., 2020).

V Evropě dle dostupných informací pochází z průmyslu až 54 % z celkového objemu vyprodukovaných OV (Evropská agentura pro životní prostředí, 2019). Mezi hlavní producenty patří papírenský a celulózový průmysl (15 %), chemický průmysl (12 %) a zemědělský průmysl včetně lesnictví a rybolovu (11 %). Bližší rozdělení POV viz Obr. 1. Zároveň ale významný podíl POV (36 %) není blíže specifikován, což omezuje přehled o skutečném rozložení produkce POV napříč průmyslovými sektory (Evropská komise: Eurostat, 2025).

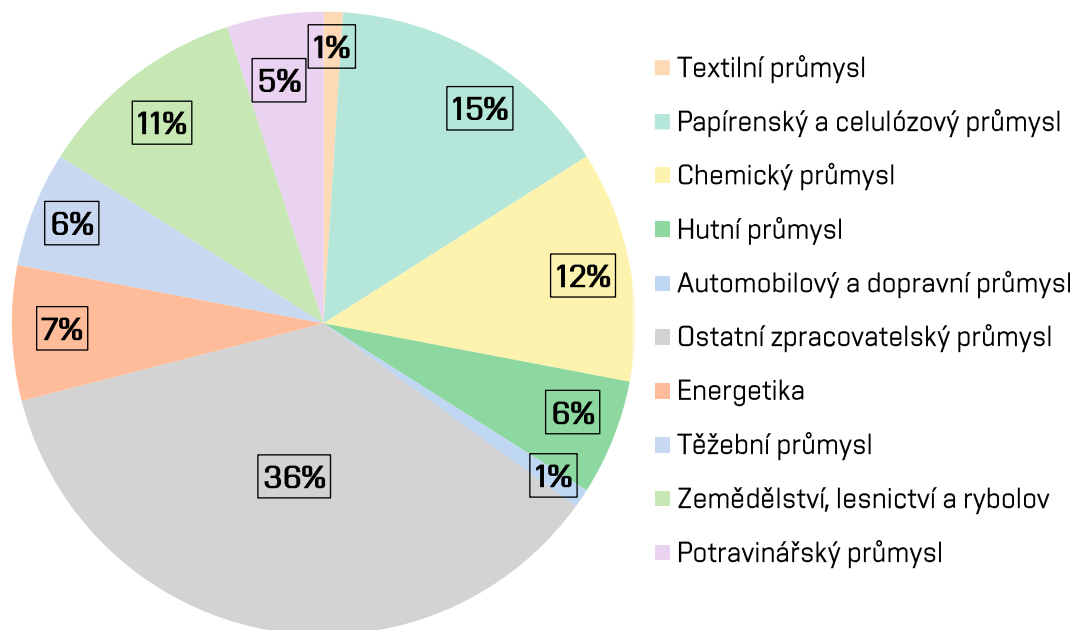
Nutno však poznamenat, že databáze Eurostat obsahuje data o produkci OV pouze u přibližně poloviny států EU a informace o koncentracích znečišťujících látek jsou dostupné jen zřídka. Na základě tohoto nedostatečného pokrytí dat dostupných v Eurostatu byl proto v rámci publikace Procházková et al., (2023) proveden vlastní odhad, dle kterého činí celková produkce POV v Evropské unii přibližně 25,5 milionů m<sup>3</sup> ročně.

V České republice jsou podrobnější údaje dostupné prostřednictvím Ministerstva životního prostředí (MŽP). V roce 2023 bylo z povrchových a podzemních vod odebráno celkem 1324,1 mil. m<sup>3</sup> vody, což je historicky nízkou hodnotou, pravděpodobně i díky modernizaci průmyslových procesů a úspor vody. Mezi hlavní odběratele patřily vodovody pro veřejnou potřebu (45,1 %), energetika (34,2 %) a průmysl (15,0 %) (Data | Envirometr).

Z nejnovějších údajů ze stejného zdroje vychází množství vypouštěné OV za rok 2023 – celkem 1471,7 mil. m<sup>3</sup>, z toho největší podíl pochází z kanalizace pro veřejnou potřebu (57,6 %), dále z energetiky (23,8 %) a z průmyslu (15,8 %). OV však nezahrnují pouze technologické nebo splaškové vody, ale také srážkové vody, které jsou zachyceny a svedeny do kanalizace. Tudíž tento objem je vyšší než množství odebrané vody z povrchových a podzemních vod.

Problémem je míra znečištění vznikajících OV. Z kanalizací pro veřejnou potřebu a z energetiky mají zpravidla zanedbatelné koncentrace polutantů. Zatímco vypouštěné vody z průmyslu často obsahují výrazně vyšší koncentrace organických i anorganických látek. Navíc v energetice se dosahuje vysokých procent produkce OV, protože se za OV v ČR i v Evropě považují i vody s tepelným znečištěním, což globální statistiky mnohdy opomíjejí, a i proto je obtížné celosvětové produkce POV srovnávat.

Velmi pozitivní je pokles vypouštěného znečištění mezi roky 1990 a 2023 v ukazatelích CHSK (o 91,4 %), BSK (o 96,8 %), NL (o 95,5 %), N<sub>anorg.</sub> (o 36,4 %) a P<sub>celk.</sub> (o 38,8 %). Tento pokles je ovlivněn modernizací a zaváděním pokročilých metod zpracování OV na ČOV, také optimalizací průmyslových procesů a přísnější legislativou (především omezení fosfátů používaných v pracích prostředcích).



Obr. 1: Podíly na produkci odpadní vod v EU dle průmyslového odvětví (Evropská komise: Eurostat, 2025).

Spotřeba vody a následná produkce OV a jejich složení, se napříč průmyslovými odvětvími silně liší. Z hlediska spotřeby vody je velmi náročný papírenský průmysl, který spotřebuje na výrobu jedné tuny papíru 67–71 m<sup>3</sup> čisté vody (Sharma et al. 2013). V závislosti na postupu výroby papíru a buničiny se mění vlastnosti OV, např. pH vod se pohybuje v rozmezí od silně kyselého po silně zásadité (Lindholm-Lehto et al., 2015), hodnoty CHSK se pohybují v rozmezích 78 až 39 800 mg·dm<sup>-3</sup> (Gueysse et al. 2014). Mezi hlavní polutanty patří organické a chlor-fenolové sloučeniny, AOX, lignin a barviva (Islam et al., 2023).

Potravinářský průmysl spotřebuje 0,6–20 m<sup>3</sup> vody na tunu produktu jako je např. chléb, máslo nebo mléko, hodnoty CHSK nabývají hodnot 500–13 000 mg·dm<sup>-3</sup> (Stasinakis et al., 2022). Nejhůře zpracovatelná potravinářská OV pochází z mlékáren a lihovarů, především protože složení vod sezónně kolísá. Toky OV z mlékárenského průmyslu jsou bohatší na vápník, hořčík, amoniak a fosfáty (Perwitasari et al., 2022). Lihovarnický průmysl spotřebuje okolo 15 dm<sup>3</sup> vody na produkci 1 dm<sup>3</sup> alkoholu.

OV z petrochemického průmyslu obsahuje řadu biologicky špatně odbouratelných znečišťujících látek, jako je ropa a jiné uhlovodíky, sulfidy, kyselina naftalenová, organochlorové sloučeniny, olefiny, nitrobenzeny a chloralkany (S. Liu et al., 2014).

Textilní průmysl spotřebovává 80–100 m<sup>3</sup> vody na tunu textilu, OV se vyznačuje silným organickým znečištěním (CHSK 50–17 900 mg·dm<sup>-3</sup>), nízkou biodegradabilitou a zabarvením (Z. Wang et al., 2011). Navíc tato OV obsahuje těžké kovy, sloučeniny chloru, soli a má zásadité pH (Islam et al., 2023). Sektor průmyslových prádel v EU ročně zpracuje přibližně 2,7 mld. kg mokrého prádla při průměrné měrné spotřebě 15,6 m<sup>3</sup> vody na tunu prádla (Melián et al., 2023). Tato odpadní voda obsahuje značné koncentrace organického znečištění, tenzidů a mikroplastů (až 45 000 částic na litr).

Na životní prostředí má také mnoho nepříznivých účinků příliš velká slanost OV. V mnoha zemích se odstranění soli z OV stalo stejně důležitým jako odstranění organických a dalších znečišťujících látek. Vysoká slanost (vysoká koncentrace především NaCl) vzniká v ropném, kožedělném,

potravinářském a zemědělském průmyslu (Ahmed et al., 2021). Odsolovací jednotky jsou rozšířené také v přímořských oblastech, kde zpracovávají vodu z moří a oceánů.

Jedním ze způsobů, jak snížit tlak na vodní zdroje a objem produkované OV, je recyklace vody. Ta přináší řadu výhod, jako je úspora přírodních vodních zdrojů, snížení nákladů na úpravu sladké vody pro průmysl a zvýšení dostupnosti čisté vody a vody pro zavlažování. Celý proces však vyžaduje investice do infrastruktury a následné provozní náklady mohou být značné. Přesto se v Evropě podle údajů Evropské komise opětovně využívá pouze 2,5 % vyčištěné OV – což poukazuje na významný nevyužitý potenciál tohoto přístupu (Evropská komise, 2016).

## 2.4 Cirkulární ekonomika

Cirkulární ekonomika (oběhové hospodářství) je implementační koncept, který navazuje na strategické rámce a legislativní cíle popsané v kap. 2.1.2. Zaměřuje se na maximalizaci využití materiálů, vody a energie a minimalizaci vzniku odpadů a emisí. Odpady se v tomto konceptu nepovažují za poslední a nevyužitou fázi životního cyklu surovin a produktů, ale za potenciální zdroje druhotných surovin, které lze zpracovat a opětovně využít. Tento přístup se liší od tradiční lineární ekonomiky založené na principu *vzít-vyrobít-použít-odstranit* (Neczaj et al. 2018).

Koncept CE podporuje udržitelnost průmyslových procesů a minimalizuje spotřebu primárních zdrojů. Mezi hlavní motivace pro zavedení oběhového hospodářství v Evropě patří:

- omezená dostupnost některých surovin,
- závislost evropského hospodářství na dovozu surovin (vysoké ceny, nestálost trhu, nejistá politická situace),
- snižující se konkurenceschopnost evropské ekonomiky v globálním hledisku.

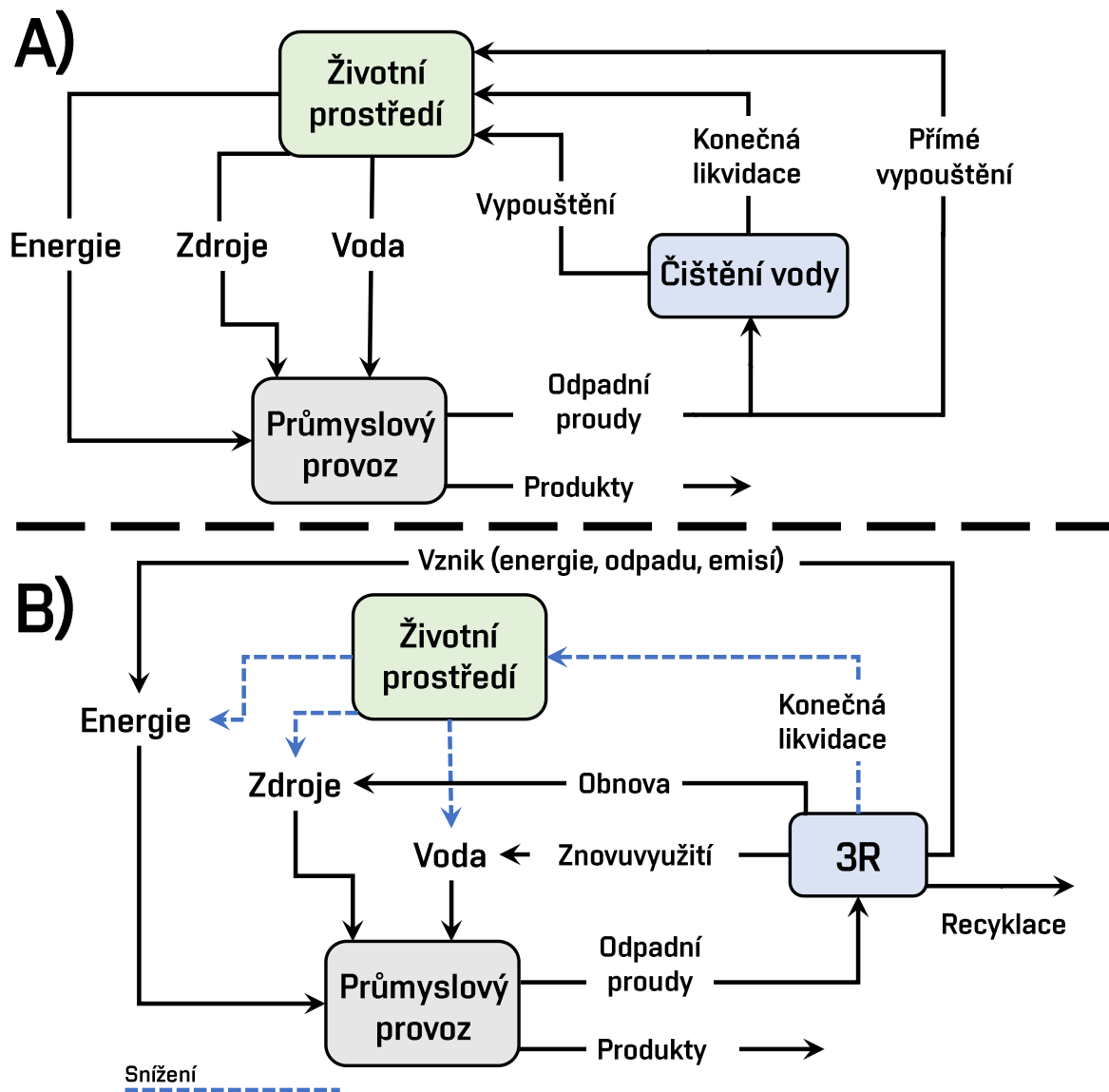
V oblasti vodního hospodářství je podporováno přijetí obnovy zdrojů jako ústřední prvek vodní politiky a poskytuje strategii pro zlepšení zásobování vodou (Kundu et al., 2022). Sektor odpadních vod má vysoký potenciál ve znovuvyužití nejen vody, ale také živin, jako jsou N a P, jejichž obsah v kalech komunálních ČOV je značný. Získávání N a P z kalů je jedna z udržitelných metod výroby alternativních hnojiv, která může nahradit minerální hnojiva (Venkiteshwaran et al., 2018). Výroba minerálních hnojiv má negativní dopady na ŽP a závisí na dovozu fosfátových hornin. Snížení lze dosáhnout právě opětovným využitím organických a anorganických látek z OV (Smol, 2019).

V průmyslových provozech, které patří mezi největší spotřebitele vody, je zavádění cirkulárních principů klíčové pro snižování environmentální zátěže. Kromě toho si mnoho průmyslových odvětví stanovilo jako dlouhodobý strategický cíl dosažení uzavřených cyklů a minimálního či nulového vypouštění kapalných odpadů, tzv. *Minimum Liquid Discharge* (MLD) nebo *Zero Liquid Discharge* (ZLD), které jsou blíže představeny v kap. 2.6.

Cyklus vody a zdrojů v průmyslu lze v základním pohledu popsat jako lineární systém (Obr. 2A). S rostoucím průmyslovým rozvojem, zvyšujícími se cenami vody a surovin a rostoucím legislativním tlakem, je kladen větší důraz na tzv. princip 3R (*Reduce, Reuse, Recycle*). Tento princip zahrnuje kromě omezení spotřeby vody také opětovné využití OV (s čištěním nebo bez), recyklaci vody pro různé účely a obnovu cenných zdrojů, jako jsou anorganické nutrienty, organická hnojiva, bioplyn, biopolymery, těžké kovy a soli, ale také energie (Mejía-Marchena et al., 2023). Cílem tohoto principu je tedy uzavřít vodní cykly v průmyslu, a tak získat cenné zdroje (Obr. 2B), což je však mnohdy velmi obtížné vzhledem k přítomnosti specifických, špatně biologicky rozložitelných polutantů v POV.

Významný pokrok v recyklaci OV v průmyslu byl v posledních dvou dekadách dosažen zejména díky rozšíření pokročilých technologií. Stále ale existují výzvy, které je nutné překonat pro docílení skutečně uzavřeného systému nakládání s vodou. Mezi nejvýznamnější patří proměnlivé složení OV,

nedostatečná robustnost recyklačních technologií, nutnost měření a kontroly salinity, tvrdosti a koncentrace křemičitanů v recyklované vodě, a problematika nakládání s koncentráty. Řešení těchto výzev je nezbytné pro úspěšnou implementaci principů CE ve všech průmyslových odvětvích, která chtějí zachovat svou konkurenceschopnost a zároveň minimalizovat svůj dopad na ŽP.



Obr. 2: Cyklus surovin v průmyslových provozech: A) lineární systém nakládání s vodou, B) ideální uzavřený systém dle principu 3R (převzato z Mejía-Marchena et al. (2023)).

## 2.5 Suroviny z průmyslových odpadních vod

Ačkoliv jsou některé látky kontaminující POV obecně považovány za nežádoucí, mnohé z nich představují cenné suroviny, které mohou být za určitých podmínek recyklovány. Mezi tyto látky patří především suroviny, jako je dusík, fosfor, síra a draslík – klíčové prvky používané pro výrobu hnojiv. Vzhledem k obrovské spotřebě hnojiv je zpětné získávání těchto surovin z OV naprosto nezbytné pro udržitelné zajištění celosvětové produkce potravin. Celosvětové zásoby některých živin, zejména draslíku a fosforu, jsou navíc geograficky omezeny na několik málo zemí (např. Čína, Maroko, Kanada,

USA, Rusko). Schopnost získávat tyto živiny na místní úrovni může být mimořádně přínosná jak pro ŽP, tak pro zajištění lokálního a udržitelnějšího dodavatelského řetězce živin.

Kromě uvedených živin je cennou surovinou také samotná voda, která má zásadní význam pro většinu průmyslových procesů. Díky efektivnímu zpracování je možné vodu přímo opětovně využít a snížit tak tzv. vodní stopu průmyslových procesů. V neposlední řadě může být POV také zdrojem energie. Tato podkapitola se podrobněji zabývá klíčovými surovinami obsaženými v POV – konkrétně vodou, energií, dusíkem a fosforem – a jejich problematikou v kontextu POV.

### 2.5.1 Voda jako klíčová surovina

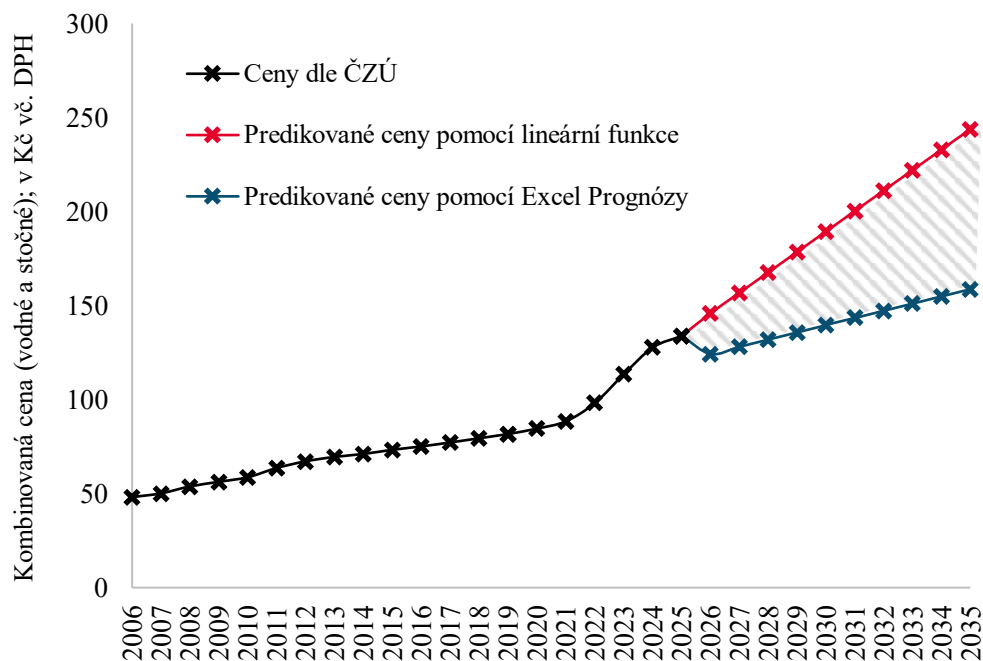
Voda je nejen nezbytnou součástí života a hospodářského rozvoje, ale také strategickou surovinou, jejíž dostupnost je v mnoha regionech omezená v důsledku klimatických změn, vysoké míry urbanizace a rostoucí spotřeby v průmyslu. V této souvislosti představují POV významný zdroj, který lze při vhodném technologickém řešení a splnění legislativních požadavků využít. Recyklovaná voda pak může sloužit jako náhrada pitné nebo užitkové vody v řadě aplikací od průmyslových procesů přes zavlažování, splachování veřejných toalet nebo doplňování zásob podzemních vod (Bronner et al., 2022). Přestože technologický potenciál využití recyklované vody neustále roste, ekonomická a legislativní omezení mnohdy limitují její širší použití (Bauer et al., 2020).

V komunikaci Evropské komise z roku 2011 je uvedeno, že efektivitu využívání vody lze zlepšit až o 40 % pouze prostřednictvím technologických zlepšení (Evropská komise, 2011), zároveň se však v roce 2016 opětovně využívalo pouze 2,5 % vyčištěné vody (Evropská komise, 2016). Aktuální data nejsou bohužel k dispozici. Ambiciózní variantou opětovného využití vody v průmyslu je implementace konceptu MLD nebo ZLD. Podle modelových odhadů pro EU by teoretická plošná implementace těchto konceptů a recyklace 80 % veškeré POV umožnila opětovně využít téměř 3 500 mil. m<sup>3</sup> vody (Procházková et al., 2023). Současně by to znamenalo také nárůst celkové průmyslové spotřeby energie o 8,4 % a kapitálové výdaje odpovídající 1,95 % HDP EU.

Rostoucí ceny vody představují naopak významný ekonomický stimul podporující rozvoj recyklace a opětovného využití. V ČR činila v roce 2024 průměrná kombinovaná cena za vodné a stočné 128 Kč·m<sup>-3</sup>, zatímco v roce 2023 to bylo 113,8 Kč·m<sup>-3</sup>, a pro rok 2025 se odhaduje další nárůst na 134,1 Kč·m<sup>-3</sup>, uvedené ceny jsou vč. DPH (ČZÚ, 2024). Historický vývoj cen za vodné a stočné v ČR za roky 2006–2024 znázorňuje černá křivka na Obr. 3. Pro období 2025–2035 byly provedeny dvě predikce vývoje cen, kdy první predikce vychází z lineární extrapolace trendu za posledních pět let, přičemž předpokládá meziroční nárůst ~ 10 %. Druhá predikce vychází z funkce *Prognóza* v MS Excel, která automaticky provádí odhad budoucích cen na základě lineární regrese. Funkce má tendenci vyhlazovat výkyvy v datech, což v tomto případě vedlo k predikci mírnějšího růstu cen (5–7 % ročně).

Šedě vyšrafované pásmo mezi oběma scénáři ilustruje interval nejpravděpodobnějšího vývoje – reálné ceny budou nejspíše pohybovat někde mezi těmito dvěma odhady, v závislosti na inflaci, investicích do infrastrukturních projektů a regulačních opatření. Tento graf podtrhuje, že i konzervativní modely naznačují další zdražování vody, které může do roku 2030 posunout průměrnou cenu až k 170 Kč/m<sup>3</sup>.

Tento domácí trend odpovídá celoevropskému vývoji, kdy za rok 2024 vzrostla cena vod meziročně o 10,7 % (GWI, 2024), přičemž např. v Oslu dosáhla už v roce 2021 hodnoty 146,7 Kč·m<sup>-3</sup> (Statista, 2024).



Obr. 3: Vývoj průměrné kombinované ceny za vodné a stočné v ČR v letech 2006–2024 a predikce na roky 2025–2035 dle ČZÚ (2024).

Cena vody v průmyslu se nicméně odvíjí také od požadované kvality, přičemž požadavky na parametry vstupní vody, a tedy i vody recyklované, se liší podle průmyslového odvětví a konkrétního použití. Zavedení vhodného recyklačního procesu je vždy otázkou kvality vs. kvantity. V ideálním případě by bylo možné dosahovat vysokých objemů recyklované vody o vysoké kvalitě. Tab. 4 uvádí přehled základních požadavků na fyzikálně-chemické parametry vody dle způsobu jejího využití a porovnává hodnoty podle české a evropské legislativy i podle norem pro zemědělské a technické účely. Z této tabulky vyplývá, že např. pitná voda, která je častým vstupem do průmyslových procesů, vyžaduje podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. pH v rozmezí 6,5–9,5 a vodivost do  $1\,250\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , zatímco chladicí vody tolerují vyšší mineralizaci, avšak limitují hodnoty se týkají CHSK a NL kvůli inkrustacím a korozi.

Co se týče požadavků různých průmyslových odvětví, např. elektrotechnický průmysl vyžaduje vodu velmi vysoké čistoty, využívá proto výhradně čistou destilovanou vodu (Ranade et al. 2014). Textilní, kovovýrobní a papírenský průmysl si vystačí s vodou střední kvality, petrochemický a hutnický průmysl může využít i vodu o nízké čistotě. V zemědělském průmyslu se spotřebovává značné množství vody především na zavlažování. Využití recyklované vody k tomuto účelu je však podmíněno splněním přísných legislativních požadavků na její fyzikálně-chemické vlastnosti (viz Tab. 4), které se navíc dále liší i podle zavlažovaných plodin (Bronner et al., 2022).

Tab. 4: Přehled požadavků na fyzikálně-chemické parametry vody dle využití.

Nářízení	pH [-]	EC [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	CHSK [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	BSK [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	NL [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	NH <sub>4</sub> -N [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]
Požadavky na pitnou vodu dle ČR vyhlášky č.252/2004 Sb.	6,5–9,5	1 250	3	–	–	0,5
Požadavky na pitnou vodu dle EU směrnice č.2020/2184	6,5–9,5	2 500	5	–	–	0,5
Požadavky na chladicí vodu v průmyslu dle normy ČSN 75 7171	6–9,5	1 200*; 2 000*; 3 500*	50	–	15*; 20*; 50*	0*; 3*; 8*
Požadavky na kvalitu vody pro zemědělské zavlažování dle EU nařízení 2020/741	–	–	125	25	35	–
Požadavky na kvalitu vyčištěné odpadní vody pro zemědělské zavlažování dle ČSN ISO 16075-2 [65]	A	–	–	60	90	–
	B	–	–	20	30	–

Pozn. \* Maximální hodnota závisí na konstrukčním materiálu.

A: omezené zavlažování technických plodin a osiv; B: zemědělské zavlažování nepotravinářských plodin

Recyklace vody a její opětovné použití přímo v průmyslovém procesu je jedním z klíčových přístupů ke snížení spotřeby vody a úlevy vodním zdrojům. Využitím vhodných recyklačních technologií s vysokou účinností lze výrazně snížit spotřebu čerstvé vody a zároveň i objem produkované odpadní vody. Tato OV má sice menší objem, ale polutanty jsou v ní více koncentrovány, což může být problematické při vypouštění do kanalizace (kvůli dodržení kanalizačních ráďů). Řešením může být snížení výtěžnosti recyklační technologie, nebo disponovat řešením, jak dále zpracovat či zlikvidovat vzniklý koncentrát. Kromě toho širší implementaci recyklačních technologií mohou bránit také:

- Technické limity: některé obtížně odstranitelné polutanty, pění při zpracování, kolísání složení, zanášení membrán apod.
- Ekonomické překážky: vysoké provozní (energie, chemikálie, proplachy) a investiční náklady, příplatky za likvidaci koncentrátu apod.
- Nedostatečná legislativa: chybějící normy pro recyklovanou průmyslovou vodu, limity kanalizačních ráďů, omezené využití vyčištěné vody.
- Provozní překážky: nedostatečné zázemí, personální omezení, potřeba sledování parametrů, nutnost zásahu do stávajícího provozu.
- Informovanost provozovatelů: nedostatečné povědomí o ekonomických a environmentálních výhodách opětovného využití vody.

## 2.5.2 Energie

Energetické využití POV může probíhat dvěma hlavními způsoby:

1. nepřímé využití energetického potenciálu látek obsažených v odpadních proudech,
2. přímé využití energie z odpadního proudu prostřednictvím přenosu tepla.

Nepřímé získávání energie je založeno na přítomnosti energeticky bohatých, chemicky redukovatelných látek – především organických látek. K získání energie z těchto látek lze využít řadu procesů, jako je spalování, anaerobní digesce, fermentace, zplyňování nebo pyrolýza (Walling et al., 2022). Výzkum a zavádění technologií pro energetické využití složek z OV je v současnosti velmi aktuální, zejména vzhledem k rostoucím nárokům na energetickou efektivitu a snižování emisí.

Příkladem nepřímého využití energie z OV může být získávání vodíku, nejčistšího zdroje energie, např. pomocí fotobioreaktorů (Ruiz-Marin et al., 2020). Dalším z příkladů může být separace tuků z čistírenských kalů pomocí flotace, přičemž tyto tuky lze dále využít jako topný substrát nebo jako ko-substrát pro anaerobní digesci v bioplynových stanicích a následné využití bioplynu pomocí kogeneračních jednotek nebo při výrobě biometanu (Walling et al., 2022).

V této souvislosti s nepřímým využitím energetického potenciálu POV jsou zmiňovány především odpadní vody a kaly s vysokým obsahem organického znečištění. Teoretický chemický energetický potenciál těchto toků je odvozen z celkové koncentrace chemické spotřeby kyslíku (CHSK). Za předpokladu úplné přeměny CHSK na metan ( $\text{CH}_4$ ) a následně na energii, se 1 g CHSK stechiometricky přemění na 0,25 g  $\text{CH}_4$ . Vzhledem k molární hmotnosti  $\text{CH}_4$  ( $16 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) a entalpie jeho spalného tepla ( $-890,5 \text{ kJ/mol}$ ) odpovídá teoretická výhřevnost hodnotě  $13,9 \text{ kJ}\cdot\text{g}^{-1}$  CHSK (Hao et al., 2019). Např. surová OV z potravinářského průmyslu s koncentrací CHSK  $3,900 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  ( $3,900 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) teoreticky odpovídá energetickému potenciálu  $15,06 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ . Reálný výtěžek však bude výrazně nižší, protože závisí na podílu biologicky rozložitelné složky CHSK, účinnosti kogeneračních jednotek apod.

Kromě energetických přínosů má nepřímé využití vysoce organicky znečištěných POV také významný potenciál pro zmírnění environmentálních dopadů, jak popisuje např. studie Song et al. (2023).

Druhou možností je přímé získávání energie z POV přenosem tepla, např. pomocí výměníků tepla. Toto využití se uplatňuje především v případech, kdy má OV stabilní teplotu a dostatečný průtok, což umožňuje efektivní přenos tepelné energie např. k předehřevu procesní vody nebo k vytápění. Toto přímé využití tepla se uplatňuje v mnoha průmyslových odvětvích, avšak vyžaduje důsledné posouzení proudící OV z hlediska provozní spolehlivosti a návrhu systému především v souvislosti s možnými provozními problémy, jako jsou např. zanášení teplosměnných ploch nebo koroze (Walling et al., 2022).

## 2.5.3 Vybrané druhotné suroviny

Zvýšené nároky na zemědělskou produkci v posledních dekádách vedly k intenzivnímu používání hnojiv bohatých na dusík a fosfor. V kombinaci s nedostatečně regulovaným nakládáním s těmito živinami a vypouštěním OV to přispívá k akumulaci těchto živin ve vodních systémech. Tento stav má za následek řadu nežádoucích ekologických jevů, zejména eutrofizaci povrchových vod a zhoršení kvality vodních zdrojů (Meena et al. 2019, Myllymäki et al. 2020).

Nedávné studie (Alewell et al., 2020; Vigiak et al., 2023; Ye et al., 2020) poukazují na rostoucí globální poptávku po dusíku a fosforu, které jsou klíčovými složkami průmyslově vyráběných minerálních hnojiv. Zároveň bylo prokázáno, že významná množství těchto živin jsou obsažena v odpadních vodách a také v čistírenských kalcích, přičemž N a P se nacházejí v OV z většiny průmyslových odvětví (Walling et al., 2022). Efektivní zachytávání, odstraňování, a především recyklace těchto nutrientů se tak stává klíčovou součástí strategií pro udržitelný rozvoj (viz kapitola 2.1

a 2.4). Navíc se jedná o druhotné suroviny s vysokým potenciálem pro recyklaci (viz kap. 2.2). Obnova těchto dvou prvků může kompenzovat 15–20 % celosvětové poptávky po N, u P to činí přibližně 25 % (Devda et al., 2021).

Kromě N a P se v tomto kontextu rovněž zvažují i další prvky, jako je K, Ca či Mg, které rovněž nacházejí uplatnění v průmyslu a v zemědělství. Přesto je to právě P a N, které představují největší potenciál pro cílené znovuvyužití, a to díky jejich esenciální roli v biologických procesech společně s postavením coby základní složky průmyslově vyráběných hnojiv.

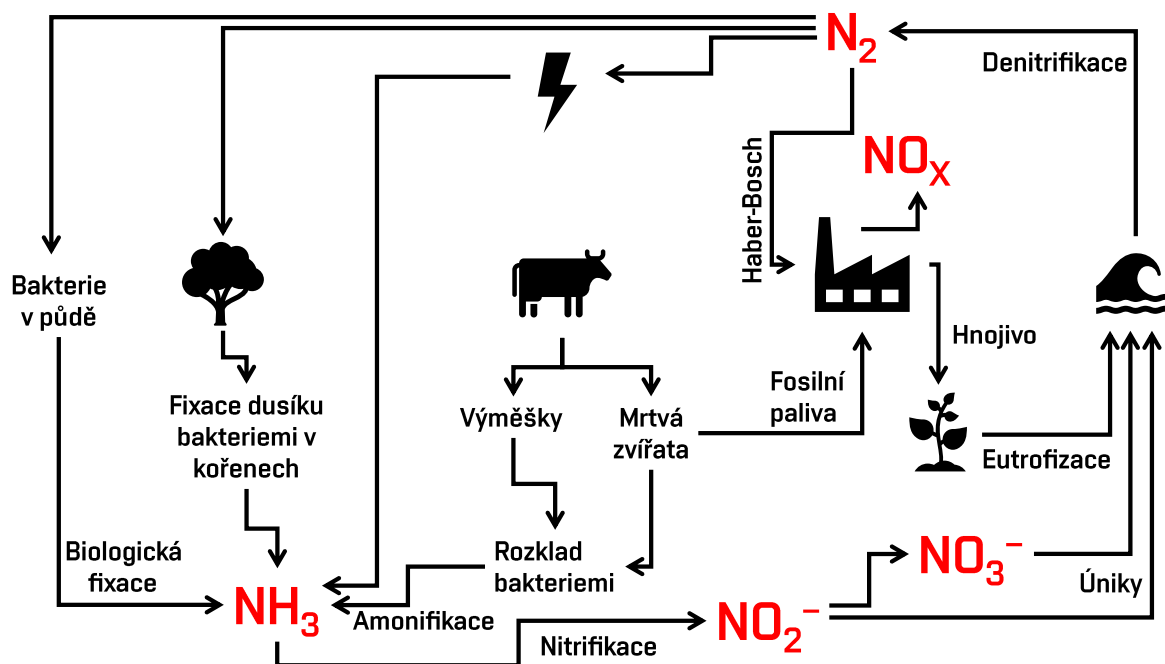
Tato kapitola se proto podrobněji zabývá popisem dusíku a fosfor – jejich chemickým vlastnostem, výskytem, koloběhem v přírodě a problematice spojené s jejich přítomností v POV. Samotná recyklace těchto nutrientů je podrobněji rozepsána v následující kapitole zabývající se zpracováním POV (viz kap. 2.6).

### Dusík

Dusík (N) je biogenní prvek a tvoří převážnou část zemské atmosféry (78 %). V atmosféře se nachází v elementární formě ( $N_2$ ), která však není přímo využitelná pro většinu organismů. V půdě je jeho obsah omezený, a aby mohl být využíván biologickými systémy, musí být upraven do některé z reaktivních forem, jakými jsou amoniak ( $NH_3$ ), amonné ionty ( $NH_4^+$ ), dusitany ( $NO_2^-$ ) nebo dusičnany ( $NO_3^-$ ) (Stein et al. 2016). Z množství celosvětově do půdy vneseného reaktivního dusíku uniká 12 % jako  $NO_x$  a  $NH_3$  a 2 % jako  $N_2O$ , což přispívá ke globálnímu oteplování a narušení ozónové vrstvy (Sengupta et al., 2015).

Dusík tvoří sloučeniny se všemi prvky s výjimkou lehčích vzácných plynů. Atomární N vzniká v elektrickém výboji a je vysoce reaktivní (Toužín, 2001). Mechanismus biofixace vzdušného dusíku, při kterém některé bakterie za normální teploty a tlaku přeměňují  $N_2$  na  $NH_3$ , zůstává z chemického hlediska dosud jen částečně objasněn. Dusík nepřetržitě koluje mezi biosférou, hydrosférou a atmosférou, a jeho atomy se v těchto třech sférách vyskytují v nejrůznějších chemických formách (viz Obr. 4). Koloběh N můžeme dělit do několika fází:

- *Biologická fixace*, při které mikroorganismy využívají atmosférický  $N_2$  a převádí ho na amonné sloučeniny.
- *Amonifikace*, během níž dochází působením aerobních mikroorganismů k přeměně dusíku na amonné ionty.
- *Nitrifikace*, která spočívá v biologické oxidaci  $NH_3$  aerobními mikroorganismy na  $NO_2^-$  a následně na  $NO_3^-$ .
- *Imobilizace*, která představuje opačný proces k nitrifikaci.
- *Denitrifikace*, opačný proces fixace, ve které dochází k tzv. anaerobnímu dýchání, dusík se vrací zpět do atmosféry v elementární podobě a do vody v podobě rozpuštěných  $NO_3^-$ .



Obr. 4: Koloběh dusíku a jeho fáze.

Získávání dusíku z OV má při čištění odpadních vod nižší prioritu než recyklace fosforu. Je to pravděpodobně proto, že atmosféra poskytuje pohotovou zásobu  $N_2$ , který lze získat pomocí Haber-Boschova procesu. Tento proces je využíván hlavně při výrobě hnojiv, je však energeticky náročný a dochází ke značným emisím  $CO_2$  (asi 1,2 % globálních emisí) (Mayer et al., 2016). Lze očekávat, že o zpětné získávání dusíku poroste zájem, a to především z důvodu zpříšňující se legislativy v oblasti životního prostředí, ochrany vod a regulace skleníkových plynů, ale také proto, aby bylo možné uspokojit poptávku po N.

Ve vodním prostředí se N běžně vyskytuje v podobě amoniakálního dusíku ( $NH_4-N$ ). A to v rovnováze mezi volným amoniakem ( $NH_3$ ) a iontovým amoniem ( $NH_4^+$ ), v závislosti na pH (Guilayn et al., 2020). Odstraňování  $NH_4-N$  lze provádět biologickými, fyzikálně-chemickými nebo kombinovanými metodami. Dostupné technologie zahrnují adsorpci, chemické srážení, membránovou filtraci, reverzní osmózu, iontovou výměnu, stripování, chloraci, biologickou nitrifikaci a denitrifikaci.

Konvenční metody, jako je chlorace, elektrodiálýza, reverzní osmóza a destilace, jsou však finančně náročné a mnohdy nedostatečně účinné. Protože hodnota pH odpadních vod je obvykle v rozmezí, ve kterém se amoniak vyskytuje v podobě iontu  $NH_4^+$ , bývají nejčastěji využívány stripovací, iontové výměnné nebo adsorbční procesy. Pro účinné stripování amoniaku vzduchem je optimální pH v rozmezí 9–10 (Ranade et al. 2014). Účinnost procesu závisí na mnoha faktorech, kromě hodnoty pH o účinnosti rozhoduje teplota, dále také koncentrace amoniaku ve vstupní odpadní vodě a průtok vzduchu (Guo et al., 2010). Za optimálních podmínek může být účinnost odstraňování dusíku pomocí stripování až 95 %.

Pro iontově výměnnou reakci se nejčastěji využívají zeolity, které lze po nasycení dusíkem aplikovat přímo do půdy jako pomalu uvolňující hnojivo (Irma et al., 2025). Jejich použití je však limitováno faktory jako jsou finanční a energetická náročnost, omezená selektivita a přítomnost konkurenčních iontů (Huang et al., 2015; Irma et al., 2025).

I biologické metody mají nižší účinnost, navíc jsou časově velmi náročné, protože ani po 10 dnech nemusí dojít k oxidaci všeho amoniaku. Navíc cílí na snížení koncentrace dusíku výrobou plynu  $N_2$ ,

který následně nemůže být snadno využit (Weisz et al., 2024). Naopak fyzikálně-chemické procesy jsou schopny získat dusík v podobě, ve které je možné ho znovu využít (např. rovnou jako hnojivo).

Dusík se do OV dostává ve větších koncentracích zejména z bioplynových stanic, papírenského nebo potravinářského průmyslu, viz Tab. 5. Také v zemědělství dochází k únikům dusíku do OV z aplikace dusíkatých hnojiv (Morales-Figueroa et al., 2021). Amoniak a amonné soli se mohou nacházet v odpadních tocích z elektráren a výroby kůže (Sathya et al., 2022). V mnoha případech jsou do jímek s odpadními vodami svedeny i splašky z provozu, což vzhledem k přítomnosti močoviny významně zvyšuje obsah dusíku ve výsledných odtékajících vodách.

S ohledem na energetickou náročnost výroby syntetických dusíkatých hnojiv a rostoucí cenu energií představuje recyklace dusíku z POV efektivní cestu ke snížení spotřeby primárních surovin. Podle autorů (Grizzetti et al., 2023) se náklady na získávání N např. z fugátu pohybují v rozmezí 1–10 €/ kg N (cca 25–250 Kč/kg N). U odpadních proudů s vyšší koncentrací  $\text{NH}_4\text{-N}$  (3 200–4 300  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) jsou tyto náklady příznivější. Nicméně současné technologie nejsou zatím dostatečně optimalizovány, aby mohly z ekonomického hlediska plně konkurovat Haber-Boschově metodě výroby dusíku (0,5–3 €/ kg N). Neméně významný pro implementaci nových technologií je ale také koncept opětovného využívání odpadních toků z jednoho průmyslového odvětví jako hodnotného vstupního toku pro jiné, což je v souladu se zásadami oběhového hospodářství a současné legislativy.

Tab. 5: Příklady koncentrací celkového dusíku a fosforu v průmyslových odpadních vodách.

Zdroj odpadní vody	$N_{\text{celk}}$ [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	$P_{\text{celk}}$ [ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	Zdroj
Bioplynové stanice	750–5 800	50–600	Świąteczak et al., 2019; Varling et al., 2025
Mlékárenský průmysl	30–324	5–223	Stasinakis et al., 2022
Papírenský průmysl	125–234	150–173	Sharma et al., 2021
Prádelenský průmysl	10–100	10–20	Crini et al., 2024
Vinařský průmysl	10–415	3–188	Skornia et al., 2020

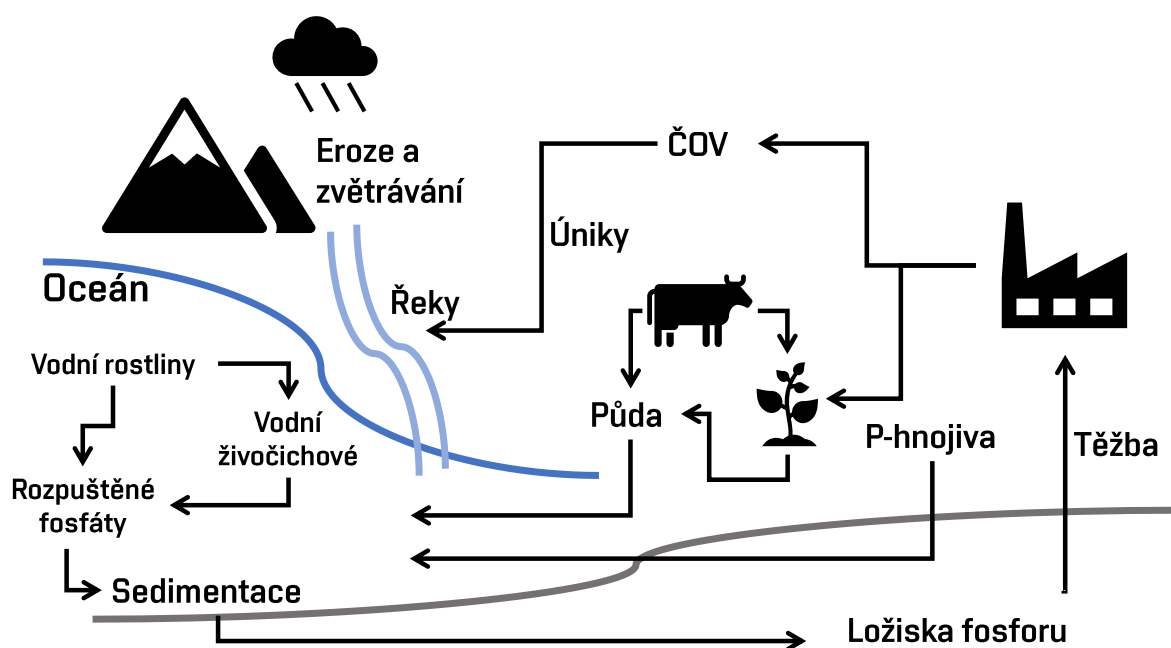
## **Fosfor**

Fosfor (P) je biogenním a v zemské kůře jedenáctým nejrozšířenějším prvkem. Je jedním z klíčových stavebních kamenů všech živých organismů. V přírodě se fosfor nachází výlučně ve formě orthofosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) a v organismech je součástí kostí, zubů, DNA, RNA, energetických přenašečů (ATP, ADP) a buněčných membrán (fosfolipidy). Nejčastěji využívanými minerály jsou fluorapatit a hydroxyapatit, které se spalují na oxid fosforečný ( $\text{P}_4\text{O}_{10}$ ), jenž je výchozí surovinou pro výrobu kyseliny fosforečné ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) a fosforečnanů. Ty představují jednu z hlavních surovin pro výrobu průmyslových hnojiv, ze kterých je P rostlinami přijímán ve formě fosfátového aniontu  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . Sloučeniny P jsou surovinou také pro výrobu anorganických barviv, desinfekčních a pracích prostředků, insekticidů a herbicidů (Smol, 2019). Ve strojírenské výrobě se P využívá především v oblasti povrchových úprav kovů.

Na rozdíl od N, který lze považovat za nevyčerpatelný zdroj prostřednictvím Haber-Boschova procesu (dokud jsou k dispozici energie a zemní plyn), fosfor pochází z neobnovitelných fosfátových ložisek (Alewell et al., 2020). Vzhledem k jejich omezeným zásobám a umístění hlavních ložisek mimo členské státy EU, byly fosfáty v roce 2014 zařazeny na seznam kritických surovin pro evropské hospodářství (EUR-Lex 2017). V posledních letech proto roste zájem o recyklaci fosforu z odpadních

vod, kalů či popelů, především v zemích jako Německo, Nizozemsko, Švýcarsko nebo Japonsko. V ČR je však zpětné získávání fosforu zatím pouze výjimečné.

Globální koloběh P je převážně sedimentační – v atmosféře se fosfor nevyskytuje v těkavých formách (viz Obr. 5). Jeho globální cyklus zahrnuje vystavení hornin obsahující fosfor erozi, chemické zvětrávání hornin poté dodává rozpuštěný a pevný P do půd a řek, kde může docházet k absorpci rostlinami a živočichy, i možný návrat fosforu do půd a řek prostřednictvím rozkladu rostlin a živočichů, pak říční transport fosforu do jezer a oceánu, přičemž transport a hromadění P přispívají k jeho sedimentaci s organickými a minerálními látkami (Wang et al. 2022; Venkiteshwaran et al. 2018). Tento koloběh navíc narušuje lidská činnost – až dvě třetiny objemu fosforu transportovaného řekami do oceánů totiž pocházejí z lidské aktivity.



Obr. 5: Koloběh fosforu na Zemi.

Fosfor se ve vodním prostředí vyskytuje převážně v podobě orthofosforečnanů a fosforečnanu železitého. V městských odpadních vodách pochází především z domácností, přičemž hlavními zdroji jsou lidské exkrementy, potravinové odpady a fosfáty obsažené v detergentech a čisticích prostředcích (prací prášky, tablety do myčky). Podle studie Morales-Figueroa et al., (2021) přispívají lidské výkaly přibližně 50–65 % k  $P_{\text{celk}}$  v komunálních OV, zbylých 30–50 % pochází z vypouštění potravinářských zbytků a P obsaženého v čisticích prostředcích. Typické koncentrace  $P_{\text{celk}}$  v městských OV se pohybují v rozmezí 10–30  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . V průmyslu se vyšší koncentrace vyskytují např. v papírenských, zemědělských a potravinářských provozech, přičemž koncentrace fosforu se mohou výrazně lišit podle surovin a technologických procesů (Tab. 5). V zemědělském průmyslu dochází k únikům hnojiv do vodních toků (Morales-Figueroa et al. 2021). Papírenský průmysl generuje vyšší koncentrace fosforu zpracováním dřeva na vlákna, množství celkového fosforu závisí na použitém dřevu (Sharma et al., 2021). Obecně při výrobě papíru a celulózy dochází k rozpouštění P a N; při výrobě celulózy je nevyhnutelný přísadka N v podobě močoviny. V potravinářství se fosfáty využívají jako potravinářské přídatné látky pro vylepšení nebo zachování trvanlivosti potravin, jejich vzhledu, konzistence apod. I v tomto případě použití dochází k úniku těchto látek do odpadních toků (Lampila et al. 2017).

Odstraňování a zejména recyklace fosforu z OV se stává jedním z klíčových opatření CE. Kromě klasických technologií jako jsou membránové systémy, chemické srážení, adsorpce či iontová výměna, se rozšiřuje využití technologií, které přímo cílí na produkci hnojiv. Nejběžnějším příkladem je získávání struvitu (fosforečnanu hořečnato-amonného,  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), který lze srážet přímo z OV za vhodných podmínek. Struvit je plně využitelný jako hnojivo a vykazuje nižší bioakumulaci těžkých kovů v rostlinách než běžná komerční hnojiva (Ryu & Lee, 2016). Technologie uvedené v Tab. 6 představují vybraná komerční řešení, která umožňují efektivní záchyt a recyklaci fosforu ve formě struvitu. Tato řešení jsou obvykle aplikována na vedlejší proudy odvodněných kalů nebo na kalové vody v provozech městských ČOV. Odhadovaná množství takto vyprodukovaného struvitu v Evropské unii za rok 2020 jsou mezi 9 800–12 000 t (Muys et al., 2021).

Provozní náklady na získávání fosforu pomocí srážení se pohybují v rozmezí 2–10 €/ kg P (cca 50–250 Kč/kg P), tedy výrazně vyšší než náklady na těžbu P z fosfátových ložisek (0,9–1,5 €/ kg P). Nicméně recyklace fosforu představuje technologické řešení, které má významné environmentální a politické přínosy i provozní benefity (např. snížení zanášení trubek spontánním srážením), čímž přispívají k udržitelnějším ČOV a jiných průmyslových provozech.

Tab. 6: Přehled dostupných technologií pro získání fosforu v čistírnách odpadních vod.

Název technologie	Typ odpadní vody	Popis procesu	Účinnost	Zdroj
Pearl Technology	Městská OV	Vedlejší proud odvodněného kalu, aditiva: $\text{MgCl}_2$ a $\text{NaOH}$	80 % $\text{PO}_4\text{-P}$ , 10-15 % N	Santos et al., (2021)
Crystalactor	Městská i průmyslová OV	Vedlejší proud odvodněného kalu, aditivum: $\text{MgCl}_2$ , vápno nebo provzdušňování	70–80 % $\text{PO}_4\text{-P}$	Colston et al., (2022)
Phospaq & Anammox	Městská OV a zpracování potravin	Provzdušňování a stripování pomocí $\text{CO}_2$ , aditiva: $\text{MgO}$ , zásada	80 % $\text{PO}_4\text{-P}$ , 90 % $\text{NH}_4\text{-N}$	(Colston et al., (2022)
Struvia	Městská OV a zemědělství	Rychlé míchání, aditiva: Mg-soli, $\text{NaOH}$	80–90 % $\text{PO}_4\text{-P}$	(Santos et al., 2021)
AirPrex	ČOV kal	Provzdušňování kalu pro odstranění $\text{CO}_2$ , aditiva: Mg-soli, zásada	90–95 % $\text{P}_{\text{celk}}$	(Santos et al., 2021)

## 2.6 Zpracování průmyslových odpadních vod a získávání druhotných surovin

V oblasti zpracování a čištění POV je k dispozici řada separačních technologií. Jejich využití a hlavní cíl se napříč rozličnými průmyslovými provozy může lišit, nicméně obecně je účelem těchto postupů snížit koncentraci znečišťujících látek, a zároveň zajistit:

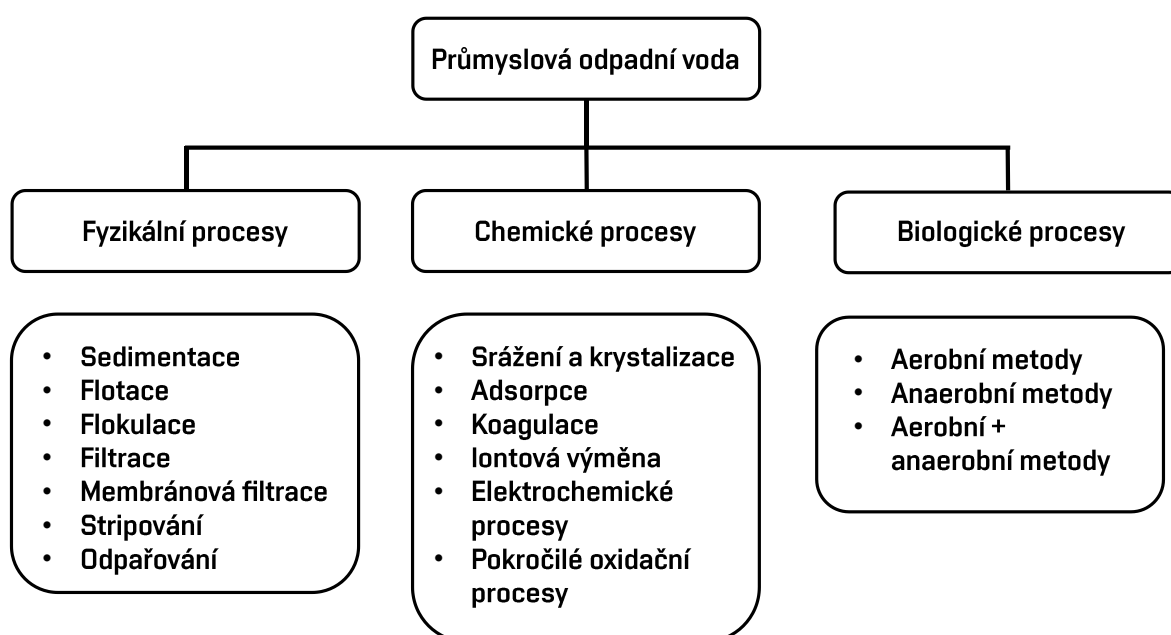
- dosažení požadované kvality výstupní vody,
- environmentální bezpečnost a dodržení legislativních limitů pro vypouštění odpadů,
- úspora provozních nákladů prostřednictvím snížení spotřebce odebírané vody,
- celkovou udržitelnost v průmyslu,
- ochranu kvality a dostupnosti vodních zdrojů.

Na základě provedené literární rešerše zaměřené na nejběžněji využívané technologie v reálných provozech, lze metody zpracování POV rozdělit do tří hlavních skupin na: fyzikální, chemické

a biologické procesy. Přehled rozdělení konkrétních technologií do jednotlivých procesů schematicky uvádí Obr. 6. Nicméně možných metod je mnohem více, jak je patrné z detailnějších přehledových studií, které nabízí např. Crini & Lichtfouse, (2019), Mejía-Marchena et al., (2023) nebo Sathya et al., (2022).

Obecně bývají jednotlivé technologie kombinovány do vícestupňových technologických celků tak, aby poskytovaly tzv. primární, sekundární a terciární zpracování OV. Primární čištění obvykle zahrnuje fyzikální metody, sekundární je založeno na chemických a biologických procesech a terciární zpracování využívá možných kombinací metod nebo pokročilých separačních technologií. Fyzikální a chemické metody se typicky využívají při odstraňování anorganických a špatně biologicky odbouratelných organických kontaminantů, zatímco biologické procesy cílí především na biodegradabilní organické látky.

Stále častěji se zpracování POV neomezuje pouze na odstranění vybraných látek z odpadních vod, ale je propojeno se získáváním druhotných surovin, což je klíčové pro přechod na cirkulární ekonomiku.



Obr. 6: Přehled nejčastěji využívaných metod pro zpracování průmyslových odpadních vod.

Z odhadů ve sdělení Evropské komise (2011) vyplývá, že by až 40 % objemu POV mohlo být recyklováno. V této souvislosti se v posledních letech prosazují moderní koncepte nakládání s vodami – zejména přístupy minimálního či nulového vypouštění kapalných odpadů, tj. koncepty *minimum liquid discharge* (MLD) nebo *zero liquid discharge* (ZLD) (Panagopoulos & Giannika, 2022a, 2022b; Panagopoulos & Haralambous, 2020). Koncept MLD využívá méně energeticky náročné procesy k dosažení relativně vysoké míry recyklace (80–95 %). Zatímco koncept ZLD rozšiřuje MLD technologie především o technologie založené na tepelném zahušťování (odpařování) a krystalizaci. Tyto procesy jsou mnohem energeticky náročnější, umožňují ale maximální redukcí objemu OV (téměř 100 %).

### 2.6.1 Fyzikální procesy

V průmyslové praxi se fyzikální procesy používají především jako počáteční krok při čištění OV, kdy dochází k oddělení pevných či větších částic. Jsou založeny na využití fyzikálních sil, jako je gravitace, tlak nebo kapilární síly. Mezi hlavní metody patří sedimentace, filtrace, flotace a flokulace.

Pokročilejšími fyzikálními metodami (nejčastěji uplatňovanými ve fázi sekundárního čištění) jsou membránová filtrace, stripování a termické zpracování.

Sedimentace je hojně využívanou technologií, která využívá rozdílných hustot pro oddělení suspendovaných pevných částic z vody pomocí gravitační síly. Dochází k odstranění větších nerozpuštěných částic (např. šterk) anebo i menších částic, jejichž sedimentaci lze urychlit přidávkem vhodných chemických látek (Islam et al., 2023). Účinnost sedimentace do značné míry závisí zejména na průtoku, době zdržení a zatížení pevnými látkami (Ranade et al. 2014). Tato metoda nachází uplatnění např. při zpracovávání OV ze zemědělského, textilního nebo papírenského průmyslu (Sathya et al., 2022).

Flotace je separační proces založený na probublávání plynu jako transportního média kapalinou. Suspendované částice s hydrofobním charakterem (nebo po vhodné úpravě) se na bubliny navážou a jsou nadnášeny k hladině (Kyzas et al. 2018). Typicky se flotací odstraňují např. tukové a olejové částice, bakterie nebo kvasinky. Využívá se tedy pro OV např. z potravinářství – v olejnotukovém průmyslu (Sathya et al., 2022).

Flokulace je proces, která spočívá v shlukování koagulačních částic (např. koloidů) do větších agregátů (vloček). Ty se následně odstraňují sedimentací nebo flotací (Ranade et al. 2014). Pro zvýšení účinnosti flokulace se často používá chemický přídatek, tzv. polyflokulant nebo pomocný flokulant, který zvyšuje účinnost tvorby vloček (Mejía-Marchena et al., 2023).

Filtrace se využívá k odstranění plovoucích nebo větších suspendovaných materiálů z vody; pro různé typy částic se používají síta o různých velikostech. Membránová filtrace je pokročilá separační technologie umožňující oddělení složek na základě rozdílů ve velikosti molekul, chemické povaze či elektrickém náboji. Rychlost transportu látek přes membránu je dána strukturou a propustností membrány (tj. velikostí pórů a porozitou), velikostí a povahou migrujících složek, a také působením gradientů tlaku nebo elektrochemického potenciálu (Dutta et al., 2021). Mezi běžně používané technologie patří mikrofiltrace (MF), ultrafiltrace (UF), nanofiltrace (NF), reverzní osmóza (RO) a v posledních letech také přímá osmóza (FO). Vstupní OV je rozdělena na dva toky – permeát (čistší proud) a retentát. Tyto systémy se využívají např. při čištění vod z mlékárenského, farmaceutického, textilního nebo papírenského průmyslu (Sathya et al., 2022). V provozech s vyšším znečištěním může docházet k častému zanášení membrán, systémy se tedy musí pravidelně proplachovat, což může zvyšovat provozní náklady a tím snižovat ekonomickou výhodnost technologie (Sharma et al. 2013). Např. v průmyslových prádelnách se membránové systémy využívají pro předúpravu vody z řadu, naopak pro úpravu vznikající OV jsou méně výhodné, právě kvůli zanášení otěrem z textilií (Zoroufchi Benis et al., 2021).

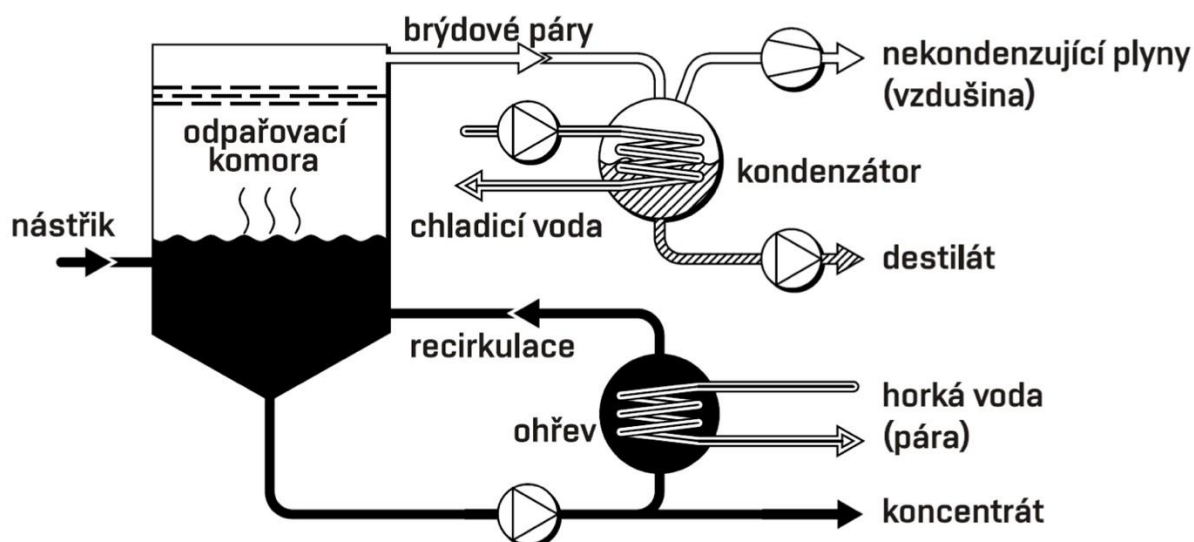
Stripování je fyzikální metoda odstraňování těkavých organických sloučenin z OV vstřikováním plynu (např. vzduchu) nebo kapaliny. Tím dochází k přenosu těkavých složek (např. amoniaku, těkavých organických sloučenin (VOC)) do plynné fáze. Tento proces se běžně využívá v chemickém, ropném nebo farmaceutickém průmyslu (Mejía-Marchena et al., 2023). U amoniaku je princip založen na rovnováze mezi iontovou formou  $\text{NH}_4^+$  a plynnou formou  $\text{NH}_3$ , kterou lze posunout zvýšením pH nebo teploty. Stripováním POV obsahující amoniak a následnou reakcí s kyselinou sírovou dochází k tvorbě síranu amonného, který nalézá další využití jako hnojivo nebo chemické činidlo při výrobě barviv a chemikálií (Walling et al., 2022). Výhodou této technologie je jednoduchost zařízení a relativně snadný provoz, nicméně mezi nevýhody patří vysoká spotřeba energie, náklady na chemikálie a potenciální riziko emisí.

Proces odpařování POV zahrnuje separaci nejtěkavější složky – nejčastěji vody – z roztoků, suspenzí nebo emulzí. Cílem je jak získání destilátu (vody), tak i zahuštění vstupního roztoku (Ranade et al. 2014). Základní princip je znázorněn na Obr. 7. Odpařovací jednotky mohou být jedno- i

vícetupňové, provozované ve vsádkovém i kontinuálním režimu, a pracovat pod atmosférickým nebo sníženým tlakem (vakuové odpařování). Mezi hlavní výhody odpařovacích jednotek patří robustnost, spolehlivý chod, nízké nároky na předúpravu vstupní kapaliny a zpravidla vysoká kvalita separované vody (destilátu), a to i v porovnání s vodou pitnou.

Odpařování nachází nejčastěji uplatnění při odsolování mořské vody, ale i v mnoha dalších průmyslových odvětvích (chemický, potravinářský, farmaceutický průmysl atd.) při zahušťování rozličných kapalných směsí a procesních vod. V souvislosti s rostoucími environmentálními požadavky se v posledních letech věnuje zvýšená pozornost využití odpařování při zpracování OV (Vondra et al., 2016).

Mezi nejrozšířenější typy vakuových odparek patří odparky cirkulační, filmové nebo odparky typu vícetupňové mžikové destilace (*Multi-Stage Flash Distillation, MSF*). Výhodou provozu při sníženém tlaku je výrazné snížení bodu varu kapaliny, což umožňuje využití nízkopotenciálního odpadního tepla (<100 °C). Tento typ tepelné energie je dostupný v převážné většině průmyslových provozů, avšak často zůstává nevyužit. Ačkoliv vysoká spotřeba tepelné energie patří mezi hlavní nevýhody této technologie, při dostupnosti OT představuje vakuové odpařování ekonomicky zajímavé řešení. Integrace vakuové odparky a využití OT navíc přispívá ke zvýšení celkové energetické účinnosti průmyslového provozu.



Obr. 7: Ukázka principu odpařování na jednostupňové odparce s externím ohřevem, převzato z Vondra et al. (2016).

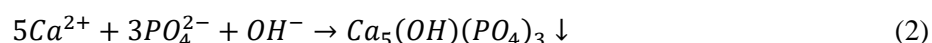
## 2.6.2 Chemické procesy

Chemické zpracování OV zahrnuje procesy, při nichž dochází k odstranění znečišťujících látek prostřednictvím chemických reakcí nebo přidáním vhodných chemických látek jako reaktantů. Mezi nejčastěji používané procesy patří chemické srážení a krystalizace, adsorpce, koagulace, iontová výměna, elektrochemické procesy a pokročilé oxidační procesy (AOPs). Recyklace druhotných surovin při čištění OV spočívá přitom nejčastěji v chemickém srážení a adsorpci (Ye et al. 2020).

Chemické srážení je jednou z nejběžnějších technologií, při níž se rozpuštěné znečišťující látky vysrážejí na pevnou látku snížením jejich rozpustnosti. Sráženiny se následně odstraňují pomocí sedimentace nebo flotace. Vysokých účinností proces dosahuje při odstraňování iontů kovů, fosforečnanů a dalších anorganických látek (Ranade et al. 2014). Naopak její účinnost klesá při vyšším obsahu olejů nebo tuků v čištěném odpadním toku (Sharma et al. 2013). Srážení nežádoucích polutantů

Lze podpořit přidáním podpůrných reaktantů (např. hydrogenuhličitanu sodného, síranu železnatého, chloridu železitého, vápna) nebo snížením teploty.

Proces chemického srážení druhotných surovin z OV spočívá v reakci hořčíku anebo vápníku s přítomnými ionty fosforu a dusíku za vzniku struvitu ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) nebo hydroxyapatitu ( $Ca_5(OH)(PO_4)_3$ ). Tyto reakce lze popsat rovnicemi (1) a (2). Obecně je struvit považován za perspektivní hnojivo v zemědělství, hydroxyapatit je znovuvyužitelný v průmyslu jako fosfátová surovina (Peng et al., 2018). Optimální hodnoty pH a poměry Mg:P:N a Ca:P pro srážení silně závisejí na složení OV.



Proces krystalizace struvitu zahrnuje několik po sobě následujících fází. Struvit se začne srážet v okamžiku, kdy dojde k překročení rovnovážných koncentrací reakčních iontů  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  a  $PO_4^{3-}$ . Míra přesycení (tzv. supersaturace) ovlivňuje rychlost nukleace a růstu krystalů (González-Morales et al., 2021). Následná tvorba krystalů (nukleace) probíhá spontánně (homogenní nukleace), nebo může být vyvolána výskytem krystalizačních zárodků (heterogenní nukleace). (Edahwati et al., 2016). Po vytvoření krystalizačních zárodků dochází k jejich růstu, kdy se další ionty z roztoku ukládají na jejich povrchu a začleňují se do krystalové mřížky. V některých případech může docházet k shlukování (agregaci) menších krystalů do větších celků nebo k jejich spojování (aglomeraci) (Muys et al., 2021). Kromě míry supersaturace ovlivňuje rychlost růstu krystalů také pH, teplota, molární poměry reaktantů, přítomnost inhibičních iontů a rychlost míchání.

Optimální pH pro krystalizaci struvitu se podle Peng et al. (2018) nachází v rozmezí hodnot 7–11. Vzhledem k tomu, že tvorba struvitu probíhá reakcí, při které dochází k uvolnění protonů, je pro udržení konstantně vysokého pH nutné neustálé přidávání hydroxidů (Guilayn et al., 2020). Zvýšení pH má za následek zvýšení přesycení v procesu nukleace, čímž se zvyšuje rychlost růstu krystalů. Optimální teplota se napříč literaturou liší (záleží na parametrech vstupní OV), ale obecně se jedná spíše o nižší teplotu v rozmezí mezi 5–20 °C. Maximální teplota (50 °C) odpovídá teplotě rozkladu struvitu (Kabdaşlı et al. 2018).

Chemické srážení P a N je jednou z nejrozšířenějších metod díky své vysoké účinnosti a stabilitě, ale získávání druhotných surovin z OV na bázi P je ekonomicky výhodné, pouze pokud jeho koncentrace přesáhne hranici  $100 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (Qiu et al., 2020). Jedním z typů takové OV je fugát z bioplynových stanic. Krystalizaci struvitu z fugátu se podrobněji věnuje kap. 3.1.5.

V současné době se P z odpadních vod odstraňuje srážením pomocí různých srážedel, např. hliníkových nebo železitých. Hlavní nevýhodou nicméně je omezení využití krystalů jako hnojiva, vzhledem k obsahu kovů (Liu et al., 2021). Alternativou jsou komerční hořečnaté soli, jejich použití je však limitováno proměnlivou dostupností na globálním trhu (Pesonen et al., 2022). Proto se v praxi i výzkumu zkoumají levnější vedlejší produkty obsahující hořčík, jako např. popílek nebo papírenský kal.

Vhodným popílkem je jemnozrnný anorganický zbytek, který zůstává po spalování uhlí v tepelné elektrárně. Obsahuje především sloučeniny Ca, Mg a Si. Papírenský kal, jakožto odpadní materiál vznikající při výrobě papíru, obsahuje hlavně uhličitan vápenatý a celulózová vlákna (Myllymäki et al., 2020). Tyto odpady by vzhledem k vysokému obsahu Mg a Ca mohly být využity k odstraňování amoniaku a fosforečnanů z OV jako levné srážedlo, nicméně jejich využití je omezené kvůli zatím nízké reaktivitě a převažujícímu adsorpčnímu mechanismu, který komplikuje řízenou krystalizaci struvitu. Navíc je příjem nutrientů z papírenských kalů (v jejich současné formě) pro rostliny obtížný (Räty et

al., 2023). I přesto je ale takovéto využití průmyslových odpadů jako druhotných surovin klíčové pro nové technologie recyklace důležitých surovin a pro dosažení udržitelného hospodářství.

V procesu adsorpce dochází k navázání znečišťujících látek (organických i anorganických) na povrch adsorbentu. Tento proces se obvykle považuje za fyzikálně-chemický, neboť zahrnuje selektivní navázání specifických molekul na povrch adsorbentu (Sharma et al. 2013). Rozlišujeme dvě hlavní skupiny adsorbentů: anorganické (např. zeolity, silikáty, křemičité a hlinité oxidy) a organické (aktivované uhlí, polymerní adsorbenty, iontoměničová pryskyřice). Výběr správného adsorbentu je důležitý z hlediska účinnosti metody a finančních nároků. Zeolity se využívají pro odstranění železa, těžkých kovů nebo amoniaku, kde dosahují účinnost až 90 % (Irma et al., 2025). Pomocí hydrogelů se odstraňují barviva, např. v odpadní vodě z textilního průmyslu (Sathya et al., 2022).

Adsorpce je také považována za další slibnou metodu pro recyklaci surovin, především díky jednoduchému provozu, konstrukci zařízení a nízkým nákladům. Např. k recyklaci fosfátů se nejčastěji využívají adsorbenty na bázi kovů, které mají vysokou účinnost a jsou snadno dostupné (Ye et al., 2020). K recyklaci amonných iontů dochází fyzikální adsorpcí kyselými roztoky (např. kyselinou sírovou). Před tím ale musí dojít k přeměně iontů na těkavý amoniak za pomoci vysoké reakční teploty a/nebo pH. Těkavý amoniak je v tomto případě přeměněn na amonné soli (např. síran amonný), které jsou v průmyslu dále využívány (Ye et al., 2020). K uvolnění živin z adsorbentu dochází procesem zvaným desorpce, který hraje klíčovou roli v posouzení využitelnosti získávané druhotné suroviny.

Koagulace je proces, ve kterém dochází k destabilizaci koloidních částic přítomných ve vodě pomocí přídavku solí, které mění jejich povrchový náboj a podporují agregaci. Koagulanty mohou být anorganické nebo organické (Walling et al., 2022). Koagulace je jednou z nejčastěji používaných metod při čištění OV, využívá se především jako předčištění pro další metody.

Proces iontové výměny spočívá ve výměně iontů mezi kapalnou a pevnou fází. Výměnu ovlivňují různé faktory, např. pH, teplota, množství aniontů, počáteční koncentrace adsorbentu a sorbentu a doba kontaktu (Dutta et al., 2021). Nejběžnější využití této metody je pro změkčování vody, kde dochází k výměně polyvalentních kationtů (např. vápníku a hořčíku) za sodík. Uplatnění nachází také při odstraňování těžkých kovů z OV pomocí různých typů pryskyřice (Samer, 2015). Slabě bazické iontoměničové pryskyřice jsou schopny odstranit i organické látky a kyselé ionty, což vede ke snížení hodnot CHSK (Ranade et al. 2014).

Mezi elektrochemické procesy zpracování OV patří elektrokoagulace, elektroflotace, elektrodialýza, elektrochemické srážení a elektrochemická oxidace/redukce. Metody jsou založeny na stávajících principech, kdy ale k vyvolání daného procesu je třeba elektrického proudu (Crini & Lichtfouse, 2019). V běžných postupech při čištění POV se elektrochemickým metodám nepřikládá velký význam kvůli vysokým nákladům a spotřebě energie (Dutta et al., 2021). Tyto metody však dosahují vysokých účinností při odstraňování kovů z OV.

Pokročilé oxidační procesy (AOPs) se využívají především pro oxidace složitějších polutantů (vč. obtížně rozložitelných, jako jsou léčiva), které se obtížně odstraňují běžnými fyzikálně-chemickými metodami. Obecně se nevyžaduje úplná oxidace, často se provádějí pouze částečné oxidace tak, aby se dané sloučeniny staly přístupnější pro následné biologické zpracování (Mejía-Marchena et al., 2023). AOPs lze tak považovat i za určitý stupeň předúpravy OV (Sharma et al. 2013).

Princip metod je založen na tvorbě hydroxylových radikálů a dalších oxidačních činidel, které rozkládají organické sloučeniny v OV odebráním vodíkových atomů nebo adicí na dvojnou vazbu, což může vést k:

- 1) primární degradaci organických polutantů – dochází ke strukturní změně ve sloučenině,
- 2) přijatelné degradaci – dochází ke strukturní změně ve sloučenině a snížení toxicity,
- 3) úplné degradaci – dochází k redukci sloučeniny až na oxid uhličitý a vodu,
- 4) nepřijatelné degradaci – dochází ke strukturní změně ve sloučenině a nárůstu toxicity (Islam et al., 2023).

Známé jsou různé metody generace hydroxylových radikálů, např. Fentonova reakce, fotokatalytická oxidace, oxidace ozonem nebo fotolýza (Deng et al. 2015).

### 2.6.3 Biologické procesy

Biologické procesy zajišťují odstraňování znečišťujících látek prostřednictvím mikroorganismů, jako jsou bakterie, řasy nebo houby. Některé organismy, např. fosfor-akumulující organismy (PAO), jsou schopny hromadit fosfor ve formě polyfosfátů ve svých buňkách, které slouží jako energetická rezerva (Ranade et al. 2014).

Biologické systémy jsou účinné zejména při odstraňování organického znečištění (BSK), méně však u nerozložitelných nebo toxických látek. Jsou velmi citlivé na výkyvy zatížení, kdy nejsou schopny zvládnout „nárazové zatížení“, a vyžadují velké reaktory s dlouhou dobou zdržení, což limituje jejich použití v méně prostorných nebo dynamických podmínkách (Samer, 2015). Přítomnost olejů a pevných částic také negativně ovlivňuje proces. Biologické metody se proto často využívají jako dočišťovací nebo terciální stupeň.

Aerobní procesy probíhají za přístupu kyslíku a jsou charakteristické vysokým stupněm přeměny substrátu. Výhodou aerobních procesů je, že oxidační rozklad uhlíkových polutantů poskytuje energii potřebnou pro množení mikroorganismů, které zastávají funkci biokatalyzátoru. Hlavní nevýhodou je vznik velkého množství přebytečného kalu. Mezi nejčastější aplikace patří čištění aktivovaným kalem, což je heterogenní mikrobiální kultura schopná aerobní stabilizace organického materiálu v OV (Ghangrekar et al. 2014). Moderní technologie zahrnují také MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactor*) nebo SBR (*Sequencing Batch Reactor*), které umožňují flexibilnější provoz.

Anaerobní procesy v posledních letech nabývají na významu v důsledku rostoucích problémů s likvidací přebytečného kalu vznikajícího při aerobním čištění. Během anaerobní fermentace vzniká směs plynů (zejména  $\text{CH}_4$  a  $\text{CO}_2$ , tedy bioplynu), organických kyselin, alkoholů a dalších meziproductů (Sharma et al. 2013). Bioplyn se jako vedlejší produkt využívá k tvorbě tepla a energie (Kundu et al., 2022). Tyto procesy jsou využívány zejména při zpracování OV s vysokým organickým zatížením, zejména z potravinářství, chemického průmyslu nebo zemědělství (Bolzonella et al. 2019).

Jedním z důsledků anaerobního rozkladu je uvolnění fosforu, který byl původně uložen v biomase mikroorganismů. Při rozkladu buněčných struktur dochází k přechodu fosforečnanů do kapalné fáze, což zvyšuje jejich koncentraci v odtékajících odpadních tocích (Takabe et al., 2020). To zároveň vytváří vhodné podmínky pro následnou chemickou nebo fyzikálně-chemickou separaci P.

Jak již bylo řečeno, anaerobní procesy v posledních letech nabývají na významu, příkladem anaerobní digesce jsou i bioplynové stanice, kde dochází k rozkladu organických látek za vzniku bioplynu a kapalného zbytku, digestátu, který obsahuje vysoké koncentrace N a P (Guilayn et al., 2020). V rámci moderních přístupů odstraňování polutantů z OV se zkoumají i pokročilé anaerobní technologie. Např. biologické odstranění N probíhá ve dvou krocích – nitrifikace a denitrifikace – stejně jako v přirozeném koloběhu N popsáném v kap. 2.5.3. Pro OV s vysokou koncentrací amoniaku – tedy

např. digestát, se zkoumá anaerobní oxidace amoniaku (Anammox), která umožňuje přímou konverzi amoniaku na molekulární dusík (Varling et al., 2025).

Oba zmíněné přístupy biologického čištění OV jsou spojeny s řadou výhod a nevýhod. Za účelem maximalizace účinnosti se proto v praxi stále častěji využívají varianty kombinující aerobní a anaerobní procesy. Sekvenční zapojení procesů může být obzvláště užitečné v případech, kdy lze jednu frakci OV rozložit pouze aerobně a druhou pouze anaerobně. Sekvenční provoz může pomoci také při odstraňování N nebo při snižování zápachu (Sharma et al. 2013). Typickým komerčním příkladem je čištění OV z lihovarnictví, kde nejdříve dochází k anaerobnímu procesu výroby bioplynu a následně k aerobnímu dočištění pro splnění norem pro vypouštění OV (Bolzonella et al., 2019).

## 2.7 Shrnutí poznatků a doporučení pro zpracování průmyslových odpadních vod

Provedená literární rešerše shrnuje hlavní fyzikální, chemické a biologické procesy využívané při zpracování POV a ukazuje jejich potenciál pro recyklaci vody a vybraných druhotných surovin v kontextu české i evropské legislativy s důrazem na pozitivní dopady na ŽP a na posílení cirkulární ekonomiky v oblasti vodního hospodářství v průmyslu. Mezi četnými metodami, které jsou v současnosti zkoumány, se však z ekonomických a technologických důvodů v průmyslové praxi používají jen některé. Z rešerše také vyplývá, že složení POV se výrazně liší nejen mezi jednotlivými průmyslovými sektory, ale často i v rámci jednoho provozu v závislosti na technologii výroby, sezónnosti či vstupních surovinách. Je zřejmé, že problematika nakládání s POV je extrémně komplexní a vyžaduje flexibilní, na míru navržené technologické řešení.

Výběr vhodného technologického postupu by měl zohledňovat především následující faktory:

- složení a fyzikálně-chemické vlastnosti vstupní OV (např. CHSK, obsah živin, těžkých kovů, NL, pH),
- požadovanou kvalitu výstupních proudů,
- potenciál recyklace živin či jiných surovin,
- provozní a energetické možnosti zařízení.

Zatímco některé procesy jsou vhodné pro širokou škálu aplikací (např. sedimentace nebo flokulace) a jde spíše o předčištění OV před vypuštěním do recipientu nebo dalším zpracování, jiné metody – např. membránové systémy, vakuové odpařování nebo krystalizace – vykazují vysoký potenciál zejména v případech, kdy je cílem kromě čištění i získání hodnotných surovin (vody, dusíku, fosforu apod.).

Je obtížné definovat univerzální metodu, kterou by bylo možné využít pro odstranění všech znečišťujících látek. Lze však identifikovat některé technologické postupy, které se pro dané typy polutantů opakovaně osvědčují.

Na Obr. 8 je schematicky znázorněn výchozí rámec přístupů ke zpracování POV s cílem dosažení dvou hlavních cílů: získání čisté vody a zahuštěného zbytku obsahující druhotné suroviny. Schéma ukazuje, že efektivní zpracování POV často vyžaduje kombinaci několika technologií, např. pro odstranění amoniaku z OV se nabízí využití technologie vakuového odpařování za vzniku destilátu obsahujícího amoniak a následná adsorpce (na povrch zeolitů nebo pryskyřice) a/nebo vysrážení amonických solí. OV z průmyslových odvětví obsahující těžké kovy (např. z chemického, lihovarnického, petrochemického, papírenského průmyslu) je vhodné předčistit pomocí srážení nebo adsorpce a následně využít elektrochemické procesy a iontovou výměnu pro dočištění. Při odstraňování pesticidů a herbicidů z odpadních toků, se po předčištění nabízí použít pokročilé oxidační procesy, které jsou vysoce účinné při strukturálních změnách organických polutantů. V závěrečném kroku bylo pro některé POV (resp. významné polutanty) navrženo zařazení vakuového odpařování

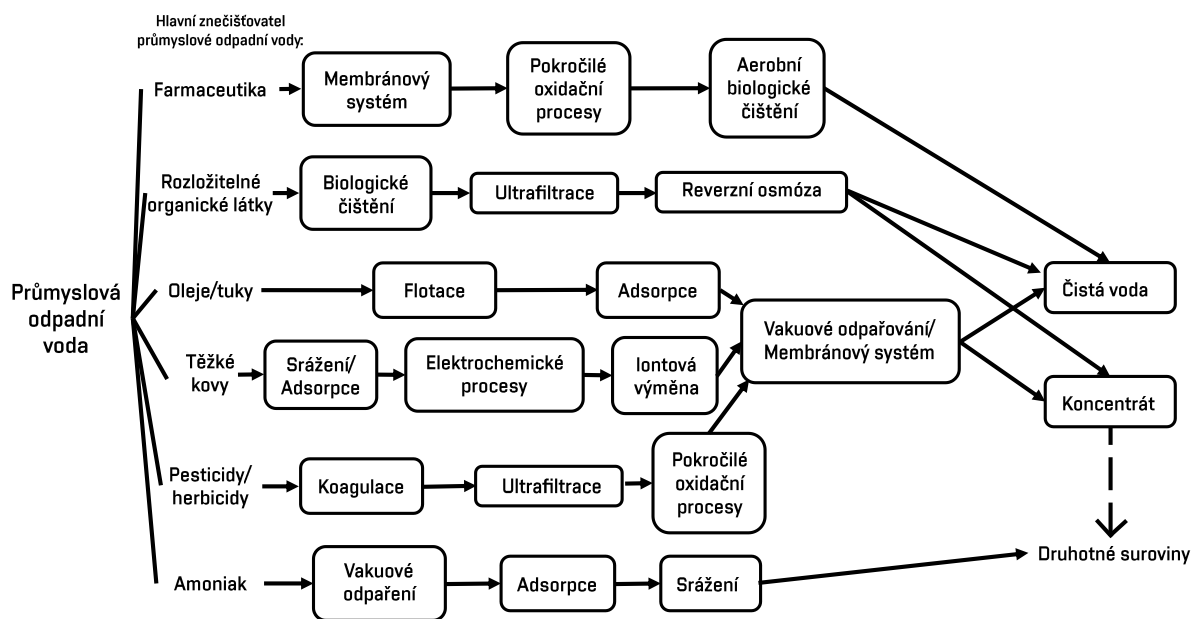
nebo membránových systémů, přičemž obě tyto technologie dělí vstupní kapalinu na dva proudy – čistou vodu (destilát/permeát) a zakonzentrovaný zbytek (retentát/konzentrát).

Výhodou membrán je nízká selektivita a v mnoha případech vysoká účinnost, tudíž zachytávají všechny částice o určité velikosti v závislosti na pórovitosti. Nevýhodou těchto systémů ale bývá životnost membrán, zanášení a nároky na jejich výplachy. Na druhou stranu, životnost membrán by mohla být výrazně prodloužena právě díky zařazení vhodných metod sloužících pro předčištění vod (flotace, koagulace). Vakuové odpařování je naopak velmi robustní technologie, pomocí které je možné zpracovávat široké spektrum OV. Mezi velké výhody vakuového odpařování patří výrazné snížení objemu vstupní vody a možnost efektivního využití OT z provozu. Nevýhodou jsou investiční náklady na technologii, v některých případech náklady na chemickou úpravu (např. úprava pH, redukce pění) a při nedostatečné kvalitě výstupů i potřeba dočištění destilátu.

Výsledný retentát, resp. koncentrát lze následně využít pro získávání druhotných surovin. Samozřejmě záleží na složení vstupní OV a také na použitých metodách, neboť k (nežádoucímu) odstranění významných surovin může dojít už v krocích předcházejících finálnímu zpracování v membránových nebo odpařovacích systémech.

Závěrem lze shrnout, že z hlediska principů CE a udržitelného průmyslu se tedy jeví jako nejperspektivnější právě ty technologie, které umožňují:

- recyklaci vody přímo v provozu nebo pro jiné účely (např. mytí, chlazení, zálahy),
- získání hodnotných látek jako jsou dusík, fosfor, těžké kovy, organické látky (energie),
- využití OT a snížení celkové energetické náročnosti.



Obr. 8: Schéma možných technologických postupů pro odstranění vybraných polutantů z průmyslových odpadních vod.

### 3 Vybrané průmyslové provozy pro recyklaci vody a druhotných surovin

Zavádění recyklačních technologií v průmyslových provozech představuje klíčový nástroj pro podporu cirkulární ekonomiky, snižování environmentální zátěže a zefektivnění hospodaření s vodou a dalšími cennými surovinami. Jak ukázala rešerše v předchozí kap. 2, průmyslové odpadní vody tvoří významný podíl na celkové produkci OV, přičemž jejich složení a objem se napříč provozy významně liší. To klade vysoké nároky na individuální přístup k jejich zpracování i na efektivní integraci technologií do stávajících provozů.

**Cílem této dizertační práce je návrh technologického konceptu pro recyklaci vody a druhotných surovin z reálných průmyslových provozů.** Důraz je přitom kladen na technickou proveditelnost, environmentální přínosy a možnost reálné implementace technologie tak, aby její provozní náklady a nároky co nejméně ovlivnily stávající provoz.

Průmyslové provozy byly vybrány na základě následujících kritérií:

- vysoký objem produkované OV,
- předpokládaný obsah druhotných surovin pro potenciální recyklaci,
- potenciál opětovného využití recyklované vody přímo v provozu,
- možnost integrace pokročilých technologií (např. technologická vyspělost provozů, dostupnost OT),
- aktuální legislativní a ekonomické tlaky,
- aktivní zájem z průmyslové praxe,
- dostupnost zkušeností s OV v rámci řešených výzkumných projektů na ÚPI.

Na základě těchto kritérií **byly vybrány bioplynové stanice a průmyslové prádelny**, pro něž je charakteristické velké množství produkované OV o specifickém složení, což představuje výraznou ekologickou i ekonomickou zátěž těchto provozů. Oba provozy také disponují OT, které lze vzít v potaz při návrhu technologického postupu, a tím optimalizovat předpokládané provozní náklady. V neposlední řadě byl výběr podpořen také aktivním zájmem zástupců z průmyslové praxe o vývoj, ověření a případnou implementaci technologie navržené v této práci do stávajících průmyslových provozů.

Následující podkapitoly podrobně popisují vybrané typy průmyslových provozů – bioplynových stanic (kap. 3.1) a průmyslových prádelen (kap. 3.2), přičemž se kromě obecného popisu provozů zaměřují na charakteristiku a množství produkovaných OV, včetně vhodných možností jejich zpracování. Součástí jsou také legislativní požadavky, motivace a provozní omezení.

Tato kapitola tvoří také základ pro experimentální a návrhovou část dizertační práce a dovršení hlavního cíle, aby navrhovaný technologický koncept odpovídal specifikům daných průmyslových provozů.

#### 3.1 Bioplynové stanice

Bioplynové stanice (BPS) představují klíčové provozy pro energetické využití biologicky rozložitelných odpadů ze zemědělství, potravinářského a živočišného průmyslu, gastronomických provozů či sběru komunálního odpadu. Anaerobní digesce těchto materiálů, která je stěžejním procesem probíhajícím v BPS, vede ke vzniku bioplynu, který lze dále využít k výrobě tepelné a elektrické energie nebo jako pohonnou látku, a zároveň postfermentační odpadní vodě – digestátu, který má cenné vlastnosti hnojiva.

Evropa patří mezi největší producenty bioplynu – nachází se zde více než 19 000 provozů. V posledních letech navíc dochází i k růstu počtu biometanových stanic. Jen v roce 2024 jich v Evropě bylo více než 1 500, což představuje meziroční nárůst o 32 % (EBA, 2025). Ročně přitom BPS vyprodukují až 180 mil. t digestátu (Rizzioli et al., 2023), z něhož více než 90 % tvoří kapalná fáze.

Tato velká množství produktu je třeba někde skladovat, případně přepravovat, což patří mezi hlavní důvody, proč se majitelé BPS snaží snížit množství vody v digestátu, a tím zredukovat jeho objem a zakonzentrovat obsažené živiny (Vondra et al., 2018). Nakládání s kapalnou frakcí digestátu se tak stalo jednou z největších technologických a environmentálních výzev tohoto odvětví.

Cílem této kapitoly je představit provozní a environmentální kontext BPS a následně se podrobněji zaměřit na:

- charakteristiku a složení kapalné frakce digestátu,
- motivace a výzvu při jejím zpracování,
- přehled technologií pro recyklaci vody a druhotných surovin (zejména N a P),
- energetické aspekty těchto provozů.

### 3.1.1 Obecný popis bioplynových stanic

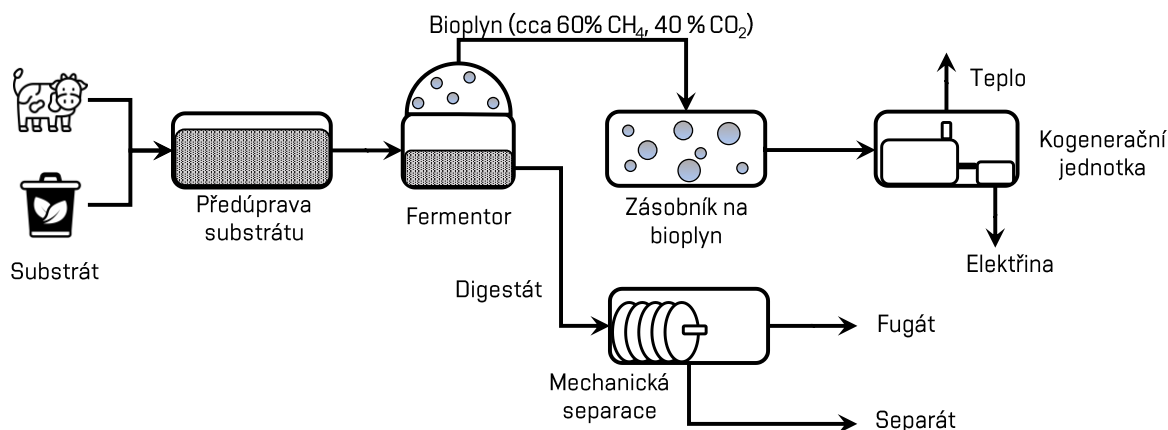
BPS jsou provozy určené pro anaerobní rozklad organických materiálů, při kterém vzniká bioplyn a digestát. Česká bioplynová asociace (CzBA) uvádí 574 BPS stanic na našem území s instalovaným výkonem 380,5 MW. V ČR se typicky rozlišují podle původu vstupního substrátu na:

- zemědělské (zpracovávající kejdu, siláž a biologicky rozložitelný odpad z rostlinné výroby),
- odpadářské (zpracovávající bioodpad z domácností a gastronomie, tuhý komunální odpad),
- průmyslové (zpracovávající zbytky z potravinářských provozů) a
- ČOV (CzBA, 2025).

Proces anaerobní digesce lze rozdělit podle sušiny vstupní suroviny na mokrý a pevný, přičemž vždy zahrnuje čtyři postupné fáze: hydrolýzu, acidogenezi, acetogenezi a metanogenezi (Tayibi et al., 2021).

Provozní kapacita BPS se liší v závislosti na velikosti zařízení, dostupnosti vstupních surovin a plánovaném energetickém výstupu. Obecně všechny BPS sdílí základní technologické prvky: systém pro příjem a homogenizaci vstupního substrátu, anaerobní fermentační reaktory (fermentory), plynové technologie (např. zásobník bioplynu, odstraňování síry z bioplynu), zařízení na využití bioplynu (např. kogenerační jednotky nebo přeměna na biometan) a systém pro separaci digestátu. Graficky je obecné schéma BPS zobrazeno na Obr. 9.

Provoz BPS začíná příjmem surovin a úpravou substrátu (např. drcením, hygienizací nebo mícháním s jinými substráty), následně je substrát čerpán do fermentorů, kde probíhá anaerobní rozklad za teplot v rozmezí 35–55 °C. Vzniká plyn s převážným obsahem CH<sub>4</sub> (55–75 %) a CO<sub>2</sub> (25–45 %) a zbytkovým množstvím N, H, O a H<sub>2</sub>S. Výsledný bioplyn je následně využíván pro výrobu elektrické a tepelné energie (např. pomocí kogeneračních jednotek) (Tayibi et al., 2021). V případě biometanové stanice je bioplyn dále upravován na biometan pomocí separačních technologií, jako je tlaková adsorpce (PSA) nebo vodní scrubbing, a poté může vznikající biometan vstupovat do plynové dodavatelské sítě.



Obr. 9: Obecné schéma procesů v provozu bioplynové stanice.

Z fermentorů je kontinuálně odváděn digestát, směs kapalných a pevných zbytků po rozkladu organické hmoty. Většina organických látek je během digesce přeměněna na bioplyn, nicméně část těžko biodegradabilní organické hmoty a anorganické složky, jako dusík, fosfor a draslík, zůstávají v digestátu. Surový digestát obvykle obsahuje přibližně 8 % sušiny, zbytek tvoří voda. Základní metodou zpracování digestátu je separace digestátu na pevnou a kapalnou frakci pomocí pásových a šnekových lisů nebo dekantační odstředivky (Vondra et al., 2016).

### 3.1.2 Produkce a charakteristika odpadní vody z bioplynových stanic

Obsah živin a organických složek v digestátu závisí na původu vstupního substrátu a způsobu řízení anaerobní digesce. Např. digestáty z BPS, v nichž se jako fermentační substrát používá i hnůj, obsahují větší koncentrace N (Świąteczak et al., 2019).

Pevná frakce po separaci digestátu obsahuje obvykle více než 18 % sušiny, přičemž konkrétní hodnota závisí na použité separační technologii. Díky vyššímu obsahu sušiny, organických látek a P je pevná frakce využívána především k provzdušňování půdy. Z hlediska využití jako hnojiva sice obsahuje významná množství P a zbytková množství N, nicméně tyto živiny jsou vázány převážně v nerozpustné formě, a jsou tedy hůře dostupné pro rostliny. Zároveň je ale díky tomu omezena migrace P a N v půdě, což snižuje riziko eutrofizace (Świąteczak et al., 2019).

Kapalná frakce, tzv. fugát, obsahuje přibližně 2–8 % sušiny a představuje objemově dominantní část digestátu – tvoří až 60–90 % jeho celkového objemu, přičemž obsahuje až 70 %  $N_{\text{celk}}$  (Varling et al., 2025). Většina živin z digestátu zůstává ve fugátu, ale nakládání s touto kapalnou frakcí je obtížnější než s pevnou, přičemž koncentrace rozpuštěného amoniaku může dosahovat hodnot až v řádu tisíců  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (Świąteczak et al., 2019). Přehled vybraných parametrů digestátu a fugátu je uveden v Tab. 7. Z hlediska kvality vody a koloběhu živin tedy představuje fugát významný odpadní tok s vysokým obsahem amoniaku a rozpuštěných organických látek.

Tab. 7: Parametry odpadní vody z bioplynových stanic.

Typ BPS	pH	N <sub>celk</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	P <sub>celk</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	K [mg·dm <sup>-3</sup> ]	Mg <sup>2+</sup> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	Zdroj:	
Digestát	ČOV	7,8	-	502	74	51	-	16	Takabe et al., (2020)
	ČOV	7,8	-	1 080	-	210	111	256	González-Morales et al., (2021)
	Zemědělská	7,9	4 080	3 520	1050	210	4 010	-	Rizzioli et al., (2025)
Fugát	Zemědělská	8,9	5 800	2 800	600	-	-	-	Światczak et al., (2019)
	Potravinářská	-	750	700	50	-	700	-	Varling et al., (2025)
	Zemědělská	8,2	-	4 424	-	278	5 116	-	(Melgaço et al. 2021)

Produkce digestátu v Evropě byla odhadnuta na 180 mil. t za rok (Carraro et al., 2024), přičemž průměrná produkce dosahuje až 0,8–1,2 m<sup>3</sup> digestátu z 1 m<sup>3</sup> vstupního substrátu (Ekstrand et al., 2022). Za předpokladu, že fugát tvoří např. 75 obj. %, a při zohlednění celkového počtu BPS v Evropě a jejich kapacity, lze tedy odhadnout, že roční produkce fugátu dosahuje až 100 mil. m<sup>3</sup>, resp. 135 mil. t fugátu (EBA, 2025). Takto vysoké objemy komplikují skladování a přepravu fugátu, navíc koncentrace živin jsou v porovnání s běžnými hnojivy nízké. To má za následek vysoké náklady na přepravu (vztaženo na koncentrace živin). Tato situace je nejproblematictější v oblastech s intenzivním zemědělstvím, kde je omezená kapacita půdy pro aplikaci fugátu a zároveň delší přepravní vzdálenosti (Qiu et al., 2020).

Jak je patrné z této analýzy výstupních proudů BPS, fugát představuje objemově i chemicky nejproblematictější složku digestátu. Právě jeho specifické vlastnosti a zároveň potenciál pro zpracování na efektivní hnojivo jsou hlavními důvody, proč je jeho zpracování podrobně řešeno v následujících kapitolách.

### 3.1.3 Motivace a omezení při nakládání s kapalnou frakcí

Mezi nejčastější způsoby nakládání s fugátem patří jeho vypouštění do kanalizace napojené na ČOV nebo přímá aplikace na zemědělskou půdu. Ani jedno z těchto řešení však není dlouhodobě udržitelné a naráží na řadu environmentálních i legislativních omezení. Fugát obsahuje vysoké koncentrace nutrientů, především dusíku ve formě amoniaku (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (Guilayn et al., 2020). Aplikace neupraveného fugátu na půdu je omezena kvůli riziku přehnojení a úniku živin do povrchových a podzemních vod, a také kvůli potenciálním emisím amoniaku a oxidů dusíku (NO<sub>x</sub>) do ovzduší (Varling et al., 2025).

Na tyto negativní vlivy reaguje evropská legislativa především prostřednictvím nitrátové směrnice (91/676/EHS), která stanovuje limity pro hnojení dusíkatými látkami (Światczak et al., 2019). Tato směrnice je v ČR implementována do tří národních předpisů:

- 1) Zákon č. 254/2001 Sb., tzv. vodní zákon;
- 2) Nařízení vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu (s novelou v roce 2024 pod č. 193/2024 Sb.);
- 3) Zákon č. 156/1998 Sb., zákon o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů.

Tyto předpisy stanovují např. období zákazu hnojení, limity přívodu N k plodinám, zákaz hnojení za nepříznivých podmínek (zamokření, sníh, promrznutí), střídání plodin na polích, hospodaření

na pozemcích u vody a velikost ochranných pásů, uložení hnoje, kompostu, separátu apod. na zemědělské půdě. Především však omezují používání N organického původu s limitem  $170 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ .

Kromě výše uvedených legislativních a environmentálních překážek motivují k úpravě fugátu i další faktory:

- Zisk cenných živin: fugát je bohatým zdrojem N a P, jeho úprava umožňuje lépe hospodařit s obsaženými živinami a vede k získání koncentrovaného, stabilního a snadno využitelného kapalného produktu, který může snížit spotřebu klasických syntetických hnojiv (Rizzioli et al., 2025).
- Energetické úspory: získávání N má významný potenciál pro úsporu energie ve srovnání s energeticky náročnou syntézou dusíkatých hnojiv pomocí Haber-Boschova procesu (Carraro et al., 2024).
- Podpora CE: úprava fugátu je v souladu s principy CE, kdy se odpadní produkty přeměňují na hodnotné produkty (např. organické hnojivo a vodu); BPS se tak stávají místem nejen pro energetické využití biomasy, ale i pro zisk a zpracování živin (Carraro et al., 2024).

Souhrnně lze říci, že úprava fugátu se stává klíčovým krokem pro zajištění environmentálně a ekonomicky udržitelného provozu BPS. V následujících kapitolách jsou proto popsány možnosti technologického zpracování fugátu se zaměřením na recyklaci vody a živin.

#### 3.1.4 Recyklace vody z odpadní vody bioplynových stanic

Zemědělský průmysl se v mnoha regionech Evropy, zejména během letních měsíců, potýká s nedostatkem vody. Fugát by mohl být zdrojem vody pro účely zavlažování, ale kvůli výše zmíněným důvodům není možné využívat surový fugát. Zároveň jsou stanoveny hodnoty kvality vody pro závlahu, které surový fugát nespĺňuje. Jako referenční hodnotu kvality doporučuje organizace OSN pro výživu a zemědělství koncentraci nerozpuštěných látek pod  $50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , aby nedocházelo k zanášení systémů kapkové závlahy, a dále vyžaduje salinitu vody nižší než  $0,7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ . Pro vodu „třídy A“ pro opětovné použití jsou v návrhu evropské legislativy týkající se opětovného použití vody stanoveny limity  $10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  BSK, E.coli a celkových nerozpuštěných látek, a limit pro zákal vody 5 NTU (European Commission, 2020).

Zpracování fugátu může zahrnovat několik kroků, jejichž cílem je získání koncentrovaných živin a zároveň vody pro její další využití. Získávání vody je často provázáno se současným získáváním druhotných surovin (řešeno podrobněji v kap. 3.1.5). Mezi běžně využívané metody patří např. membránové technologie, stripování amoniaku a odpařování (Vondra et al., 2016).

Při aplikaci metod membránové filtrace je nezbytné, aby fugát obsahoval nízké koncentrace celkových nerozpuštěných látek kvůli riziku příliš velkého zanášení a poškození membrán (Vaneckhaute et al., 2017). Mezi nejčastěji využívané membránové systémy patří ultrafiltrace a reverzní osmóza. Ultrafiltrace umožňuje snížení obsahu rozpuštěných látek, navzdory tomu však její energetická náročnost negativně převyšuje její klady (Światczak et al., 2019). Také RO představuje účinnou metodu k získávání vyčištěné technologické vody vhodné pro další využití, zásadní je u ní však předúprava fugátu.

Vakuová membránová destilace s frakční kondenzací permeátu umožňuje regeneraci P a N a také zisk vody vyšší čistoty. P je společně s dalšími nevolatilními látkami koncentrován, přičemž volatilní  $\text{NH}_4\text{-N}$  přechází do kondenzátu. Je však nutné poznamenat, že ve fugátu je potřeba předem snížit podíl nerozpuštěných látek, např. pomocí odstředivky, aby se snížilo zanášení membrány (Qiu et al., 2020).

Díky své robustnosti představuje vakuové odpařování slibnou alternativu pro získávání cenných látek z fugátu a jeví se jako klíčová technologie v oblasti recyklace vody z fugátu. Umožňuje snížení

objemu kapaliny až o 50–90 % a poskytuje příležitost získu čisté vody z destilátu (Vondra et al., 2018). Během odpařování dochází k úniku  $\text{NH}_4\text{-N}$  do destilátu, což musí být následně ošetřeno (N zpracován a odstraněn) např. pomocí stripování, jak je podrobněji popsáno v následující kap. 3.1.5. Alternativně lze fugát okyselit na hodnoty pH 5–6, čímž více než 95 % obsaženého N zůstane v koncentrátu (Guilayn et al., 2020).

Studie (Tampio et al., 2016) srovnávala čtyři různé technologické postupy zpracování fugátu, přičemž bylo předpokládáno, že všechny výstupy z technologií jsou vhodné pro využití v zemědělství a vyčištěnou vodu je možné bezpečně vypustit do kanalizace. První technologií bylo samotné stripování pomocí  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a předúpravou pomocí NaOH za vzniku sulfátu amonného a kapalného zbytku. V druhé technologii byl kapalný zbytek po stripování zpracován pomocí RO a konečnými produkty byly sulfát amonný, retentát a technologická voda. Třetí postup obnášel odpařování, přičemž destilát byl poté zpracován pomocí RO a vznikající retentát byl vrácen zpět do odparky. Poslední varianta kombinovala stripování, odpařování a RO. Bylo zjištěno, že největší úspory na transportu byly dosaženy kombinací stripování a odpařování (tj. variantou 4), především díky nejvýraznějšímu snížení objemu – ve srovnání s neupraveným fugátem až o 80 %.

Některé technologie, jako jsou např. biologické metody, se neuplatňují přímo pro získání recyklované vody, ale slouží k úpravě fugátu před jeho dalším zpracováním či vypuštěním do kanalizační sítě. I když tedy jejich primární cílem není získání recyklované vody, mohou hrát významnou roli v komplexním zpracování fugátu. Tyto technologie zahrnují procesy využívající mikroorganismy k rozkladu organických látek (odstranění CHSK) a přeměně dusíkatých sloučenin na méně problematické formy. Patří sem např. klasické aerobní čištění a modernější aerobní granulární reaktory. Mikroorganismy tvoří kompaktní granule, v nichž simultánně probíhá nitrifikace a denitrifikace. Výhodou tohoto přístupu je vysoká účinnost odstranění CHSK a čistota vody, naopak nevýhodou je energetická náročnost provzdušňování (Światczak et al., 2019; Tampio et al., 2016). Další biologickou metodou, kterou lze fugát upravit před vypuštěním do kanalizační sítě, je částečná nitritace – anammox (též PNA). Tato metoda zpracovává fugát s vysokou koncentrací N, kde v první řadě částečně oxiduje  $\text{NH}_4\text{-N}$  na dusitany, a následně dochází k přeměně na plynný  $\text{N}_2$ . Výhodou je nižší energetická náročnost než konvenční nitrifikace, nižší produkce kalu i emisí  $\text{N}_2\text{O}$ , nicméně proces je velmi citlivý na provozní podmínky a vyžaduje specifické anammox bakterie, které rostou pomalu (Varling et al., 2025).

Z výše uvedeného vyplývá, že **pro zajištění efektivní recyklace vody z fugátu je nezbytné zvolit technologii, která je schopna zvládnout vysoké zatížení nerozpuštěnými i rozpuštěnými látkami, je robustní a zároveň umožňuje získávat vodu o vysoké kvalitě.** Na základě porovnání dostupných metod (viz Tab. 8) se jako nejvhodnější řešení jeví vakuové odpařování, a to především díky schopnosti produkovat čistý destilát (obsahující pouze demineralizovanou vodu a amoniak), významně redukovat objem fugátu a současně využít dostupné odpadní teplo z kogeneračních jednotek, což výrazně snižuje jinak vyšší energetickou náročnost metody.

Z těchto důvodů **byla metoda vakuového odpařování zvolena jako klíčová metoda** pro experimentální a návrhovou část této dizertační práce. Navíc, **výstupní proudy** – destilát a koncentrát – **představují vhodné vstupy pro navazující zpracování a recyklaci druhotných surovin**, zejména dusíku a fosforu.

Tab. 8: Srovnání možných metod pro recyklaci vody z fugátu.

Metoda	Výhody	Nevýhody/omezení	Výstupní kvalita vody pro recyklaci
Ultrafiltrace	- relativně jednoduchá - redukce RL	- riziko zanášení - střední až vysoké energetické nároky	Nízká – nutné dočištění
Reverzní osmóza	- vysoká čistota vody	- nutná předúprava - vysoké energetické nároky	Vysoká
Vakuová membránová destilace	- zisk čisté vody - zakoncentrování živin	- nutné snížení NL - riziko zanášení	Vysoká – po úpravě
Vakuové odpařování	- robustní zařízení - značná redukce objemu (o 50–90 %) - využití OT - vysoká čistota vody - zakoncentrování živin	- energeticky náročná - nutná úprava destilátu (únik těkavého NH <sub>4</sub> -N)	Vysoká – po úpravě
Biologické procesy	- odstranění CHSK a N - čistota vody	- energetická náročnost provzdušňování - citlivost na provozní podmínky - specifické bakterie	Střední – vhodná pro vypouštění do kanalizace nebo další úpravu

### 3.1.5 Získávání druhotných surovin z odpadní vody bioplynových stanic

N a P, jakožto klíčové živiny, představují nejhodnotnější složky fugátu z pohledu jejich materiálového využití. Vzhledem k jejich rostoucímu nedostatku a ekologickým dopadům spojeným s výrobou syntetických hnojiv je zisk těchto látek z odpadních proudů důležitým krokem směrem k udržitelnému zemědělství. N je z fugátu nejčastěji separován stripováním a membránovými technologiemi, zatímco P pomocí krystalizace, která společně s adsorpcí umožňuje zisk obou surovin.

Jednou z poměrně jednoduchých metod je selektivní separace rozpuštěných surovin pomocí adsorpce. V případě fugátu se jedná o adsorpci NH<sub>4</sub>-N a orthofosforečnanů. Koncept je založen na využití zeolitů, jílu nebo pryskyřice (Guilayn et al., 2020). U těchto metod zůstává otázkou desorpce získaných živin, tedy jejich následná dostupnost pro rostliny, což ve studiích není zmiňováno.

Další významnou metodou je vakuové odpařování, které může sloužit nejen k recyklaci vody, ale právě i k získávání živin (ať už z destilátu nebo koncentrátu). Nabízí se dvě možnosti:

- 1) odpařování surového fugátu bez úpravy pH, kdy dochází k úniku NH<sub>4</sub>-N do destilátu;
- 2) okyselení fugátu před odpařováním, díky čemuž zůstává většina NH<sub>4</sub>-N v kapalném koncentrátu.

Vysoký obsah N v amoniakální formě a alkalické pH fugátu jsou vhodnými vlastnostmi pro použití metody stripování, které je založeno na zvýšení pH a/nebo teploty. Tím je podpořena rovnováha směrem ke vzniku plynného amoniaku, který je následně odvětráván a zachycován v kyselém pracím roztoku (Tampio et al., 2016). Výhodou technologie je zisk roztoku s vysokou koncentrací NH<sub>4</sub>-N, který lze využít jako hnojivo. V případě využití pracího roztoku v podobě např. kyseliny sírové vede reakce ke vzniku síranu amonného, zatímco u kyseliny dusičné ke vzniku dusičnanu amonného – ten je běžným hnojivem, ale obvykle podléhá přísnějším regulacím kvůli výbušným vlastnostem (Sengupta et al.,

2015). Nedávné výzkumy ukázaly zájem o využití alternativnějších a bezpečnějších kyselin, jako je kyselina citronová, k výrobě citrátu amonného.

Jak již bylo zmíněno, stripování hraje klíčovou roli nejen ve zvyšování kvality vody získané z fugátu, ale také v separaci N. Tato metoda se řadí mezi aktuálně nejpokročilejší technologie využívané v praxi pro získávání N z fugátu, zejména v rámci evropských BPS, ČOV nebo zařízení na zpracování bioodpadu (Grizzetti et al., 2023). Snížení obsahu  $\text{NH}_4\text{-N}$  ve fugátu, které stripování umožňuje, může být výhodné i pro další biologické nebo chemické procesy, nebo pro vlastní aplikaci digestátu na půdu (Lorick et al., 2020). Mezi nevýhody této metody patří její energetická náročnost, do které se propisují náklady na ohřev fugátu a provoz ventilátorů, ale také spotřeba kyseliny. Navíc účinnost procesu závisí na pH, teplotě, průtoku vzduchu a zdržné době, a také může způsobovat sekundární znečištění ovzduší (Yang et al., 2022).

Separace N pomocí membránových systémů zahrnuje FO, RO, elektrodialýzu a membránovou destilaci, která byla diskutována v předchozí kap. 3.1.4. Plyno-propustná membrána je jednou z nejpoužívanějších, je méně náchylná k zanášení díky hydrofobnímu materiálu a umožňuje průchod pouze plynu –  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Lü et al., 2021). Hlavními faktory, které ovlivňují účinnost této metody je pH a teplota, podobně jako u stripování (Yang et al., 2022).

Absorpci je možné využít k zušlechťování bioplynu se zaměřením na odstranění  $\text{CO}_2$ . Proud s vysokou koncentrací  $\text{NH}_4\text{-N}$  lze využít jako absorbent  $\text{CO}_2$ , čímž je nejen získáván biometan, ale zároveň vzniká i hydrogenuhličitan amonný využitelný pro výrobu hnojiv (Qiu et al., 2020).

P je z fugátu nejčastěji získáván pomocí krystalizace, a to v podobě struvitu nebo hydroxyapatitu. Struvit je minerální hnojivo s pomalým uvolňováním, jehož aplikace vedla dle Ha et al. (2023) k nižší akumulaci těžkých kovů (Hg, Pb, Cr, Ni) v rostlinné tkáni než u komerčních hnojiv. Současné poznatky z vědeckých studií však nejsou prozatím jednotné, zda je struvit vhodnější pro kyselé či zásadité půdy, tudíž není zcela jisté, zda je celkově rovnocenný nebo dokonce lepší než konvenční minerální hnojiva.

Srážení struvitu představuje slibnou metodu recyklace P z fugátu. Tyto krystalizační procesy umožňují selektivní odstranění fosforečnanů a amonných iontů v případě struvitu ve formě fosforečnanu hořečnato-amonného ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , tzv. MAP), resp. fosforečnanů a draselných iontů v podobě K-struvitu ve formě fosforečnanu hořečnato-draselného ( $\text{MgKPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , tzv. MPP). Zároveň se jedná o komplexní proces, který je ovlivňován řadou faktorů, jako je především pH, teplota, molární poměr Mg:N:P nebo Mg:K:P, přítomnost inhibičních iontů a intenzity míchání.

Zásadní roli hraje především hodnota pH, která ovlivňuje supersaturaci roztoku, rozpustnost amoniaku a fosforečnanů, a také přítomnost a reaktivitu dalších iontů v roztoku (González-Morales et al., 2021). Při vyšších hodnotách může docházet k volatilizaci, tedy ke ztrátám  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Naopak při nižších hodnotách může docházet k preferenční tvorbě jiných fosforečnanových minerálů. Během procesu srážení struvitu také dochází k poklesu pH (Ha et al., 2023). Studie ukazují, že optimální pH se pro srážení struvitu o vysoké čistotě z fugátu obvykle pohybuje mezi 8,5 a 9.

Teplota ovlivňuje jak rychlost krystalizace, tak i čistotu a velikost krystalů struvitu. Obecně platí, že vyšší teplota zvyšuje rychlost nukleace, nicméně může vést k menším velikostem krystalů a nižší čistotě. Optimální teplota pro srážení z fugátu byla stanovena mezi v rozmezí 20–25 °C (Corona et al., 2022; Edahwati et al., 2016; Melgaço et al., 2021).

Molární poměry reaktantů – Mg, fosforečnanů,  $\text{NH}_4\text{-N}$  nebo K – jsou kritické pro efektivní tvorbu struvitu. Teoretický stechiometrický molární poměr MAP struvitu je Mg:N:P je 1:1:1 a MPP struvitu Mg:K:P 1:1:1, nicméně v praxi se často využívají mírně nadbytečné koncentrace Mg pro zajištění úplné precipitace fosforečnanů. Např. studie Corona et al., (2022) uvádí optimální poměr Mg:P 1,5:1, studie Wang et al. (2006) dokonce ještě vyšší – 3:1 Mg:P. Nejčastěji je Mg do systému dotován ve formě  $\text{MgCl}_2$  (Lorick et al., 2020).

Přítomnost koexistujících iontů může negativně ovlivnit čistotu a množství vznikajícího struvitu či K-struvitu tím, že podporuje tvorbu jiných fosforečnanových sloučenin (Perwitasari et al., 2022). Nejvýznamnějším inhibičním iontem jsou vápenaté ionty. Při vyšších poměrech Ca:Mg dochází ke tvorbě hydroxyapatitu, dolomitu a jiných sloučenin, které negativně ovlivňují množství možného struvitu (Ha et al., 2023a). Dalšími ionty, které mohou negativně ovlivnit srážení struvitu jsou ionty železité a síranové. Pro precipitaci K-struvitu může být inhibiční přítomnost amoniaku kvůli nižší rozpustnosti MAP (Kabdaşlı & Tünay, 2018).

Intenzita míchání ovlivňuje rychlost krystalizace a velikost krystalů, kdy rychlé míchání může vést k většímu počtu malých krystalů v důsledku zvýšené nukleace, zatímco pomalé míchání by mělo podporovat růst větších krystalů (Corona et al., 2022). Závěry studie Warmadewanthi et al., (2020) zmiňují optimální intenzitu míchání 160 ot./min.

Krystalizace struvitu z fugátu často probíhá ve fluidních reaktorech s ložem (FBR). V těchto reaktorech proudí fugát skrz lože tvořené zárodky krystalů, na kterých dochází k růstu krystalů (Corona et al., 2022). Jako zárodky lze použít recyklovaný struvit, písek nebo dolomit. Výhodou je nižší riziko zanášení reaktoru ve srovnání s reaktory s mícháním a možnost produkce větších krystalů o vyšší čistotě. Nicméně konstrukce a provoz reaktorů je výrazně složitější a zároveň při vysokých rychlostech proudění dochází ke vzniku spíše jemných částic (Ha et al., 2023).

Studie Myllymäki et al. (2020) zkoumala možnost využití dvou odpadních materiálů (kalu z papírny obsahující Ca a popílku bohatého na Ca a Mg) jako levných chemických srážedel pro odstranění N a P z odpadní vody z BPS. Výsledky prokázaly, že kalcinované kaly z papíren jsou schopny odstranit až 97 %  $\text{NH}_4\text{-N}$  a 73 % fosforečnanů. Kaly z popílků bohaté na Ca a Mg přitom odstranily z digestátu 74 %  $\text{NH}_4\text{-N}$  a 59 % fosforečnanů. Cílem zmíněné studie sice bylo vysrážet N a P do krystalů struvitu, fosforečnany ale mohly být adsorbovány také kalcitem a sloučeniny v papírenských a popílkových kalcích spíše posilovaly mechanismus adsorpce namísto krystalizačního srážení.

Alternativní metodou krystalizace P z fugátu je za pomoci elektrolýzy. Ve své studii Takabe et al., (2020) úspěšně krystalizovali P ve formě hydroxyapatitu. Během 8hodinového experimentu bylo z fugátu odstraněno 21 % fosforečnanů.

Shrnutí dostupných metod pro získávání druhotných surovin – především dusíku a fosforu – z fugátu je uvedeno v Tab. 9. Membránové systémy a absorpce vykazují teoreticky vysokou účinnost, nicméně v praxi narážejí na omezení způsobená proměnlivým složením fugátu, zanášením a také nevyjasněnou desorpcí živin při následném využití produktu v zemědělství. Elektromechanické metody jsou zatím ve fázi výzkumu a jejich přenositelnost do reálného prostředí BPS není zatím ověřena.

Z prakticky ověřených technologií je **stripování amoniaku jednou z nejrozšířenějších metod**, a to zejména v evropských BPS. Vede k produkci amonného roztoku, se kterým lze dále pracovat a získat stabilní produkt ve formě amonné soli, která může být dále využita jako dusíkaté hnojivo.

**Nejperspektivnější přístup k separaci více živin z fugátu zároveň** (zejména P, Mg, zbytkový N a případně K) **představuje krystalizace struvitu**, která umožňuje získat vícesložkové hnojivo s pomalým uvolňováním živin a potenciálem nahradit část minerálních hnojiv.

Navzdory vysokému potenciálu je však krystalizace struvitu zatížena významnou mezerou mezi výzkumem a praxí. Optimální podmínky pro srážení – jako pH, molární poměry, teploty aj. – jsou sice ve vědecké literatuře dobře popsány, nicméně většina studií **vychází buď ze syntetických modelových roztoků** (Ha et al., 2023; Perwitasari et al., 2022), nebo **využívá reálný fugát, avšak s aditivací P a Mg nebo mechanickou předúpravou** (např. centrifugace) (Corona et al., 2022; Galamini et al., 2024; González-Morales et al., 2021). Při využití syntetických roztoků jsou vytvářeny ideální téměř ideální podmínky, které neodrážejí reálnou variabilitu ani komplexitu. V případě aditivace surovin dochází

k výraznému navýšení nákladů a mechanická předúprava znamená zvýšenou spotřebu elektrické energie, tudíž snížení zisku z jejího prodeje.

**Fugát přitom představuje vysoce heterogenní směs složenou z řady anorganických i organických látek, nerozpuštěných částic, rozpuštěných iontů, koloidních částic apod., které mohou průběh krystalizace zásadně ovlivnit.**

Z těchto důvodů se tato **dizertační práce zaměřuje na ověření proveditelnosti kombinace stripování a krystalizace struvitu s využitím reálného fugátu, resp. z koncentráту po recyklaci vody.** Cílem je posoudit přenositelnost tohoto procesu do podmínek reálné průmyslové praxe bez nutnosti aditivace nebo nákladné předúpravy.

Tab. 9: Srovnání metod pro získávání druhotných surovin z fugátu.

Metoda	Separovaná látka	Výhody	Nevýhody/omezení	Výstupní produkt
Stripování	$\text{NH}_4^+$	- zisk hnojiva (např. $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) - účinnost - variabilita výstupu (možnost ekologičtějších forem, např. citrátu amonného)	- energetická náročnost - spotřeba chemikálií	- síran/dusičnan/ citrát amonný
Adsorpce (zeolity, jíly)	$\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$	- nízká cena - jednoduchost	- obtížná desorpce - proměnlivá účinnost	- absorbent s navázanými ionty
Membrány (FO, RO, MD)	$\text{NH}_4^+$	- vysoká selektivita - možnost kombinace	- vyšší investiční náklady - citlivé na zanášení	- koncentrát
Srážení (struvit, hydroxyapatit)	$\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$	- produkce vícesložkových hnojiv - využívaná technologie	- citlivost na provozní parametry - možná inhibice ionty	- struvit - hydroxyapatit
Elektrochemické metody	$\text{PO}_4^{3-}$	- bez nutnosti aditivace chemikálií	- nízká účinnost - náročné řízení	- hydroxyapatit

### 3.1.6 Energetické aspekty provozu bioplynových stanic

Bioplynové stanice hrají klíčovou roli v přechodu na obnovitelné zdroje energie díky schopnosti produkovat energii z biologicky rozložitelných odpadů. Bioplyn, obnovitelný zdroj energie, může být využit k výrobě elektřiny, tepla a pohonných hmot. V rámci EU, která je světovým lídrem ve výrobě elektřiny z bioplynu, dosáhly největší produkce Německo, Itálie a Francie. V Německu je provozováno více než 9 000 provozů, které pokrývají téměř 30 % světové instalované kapacity pro bioplyn (Bórawski et al., 2024).

Evropská strategie REPowerEU stanovila cíl dosáhnout do roku 2030 produkce 35 mld.  $\text{m}^3$  biometanu ročně, což odpovídá zhruba 12 % současné evropské spotřeby zemního plynu (Evropská komise, 2022). Studie Evropské bioplynové asociace (EBA) ukazují, že do roku 2040 by mohla vzrůst produkce biometanu až na 111 mld.  $\text{m}^3$  ročně, což by potenciálně výrazně snížilo emise  $\text{CO}_2$  (až o 500 mil. t/rok) (EBA, 2024). V ČR, čtvrtém evropském producentovi elektřiny z bioplynu,

se předpokládá ambiciózní nárůst výroby biometanu až o 0,5 mld. m<sup>3</sup> ročně do roku 2030 díky podpoře prostřednictvím vládních plánů i technologických inovací ve výzkumu čištění bioplynu (Ministerstvo průmyslu a obchodu, 2024). Předpokládá se, že zušlechťováním bioplynu na biometan bude možné navíc pokrýt přes 50 % poptávky po fosilním zemním plynem (Jameel et al., 2024).

Elektrická a tepelná energie je v BPS generována nejčastěji prostřednictvím spalování v kogeneračních jednotkách (KGJ). S tím se ale pojí další provozní obtíže, jako např. neefektivní využití tepla vyprodukovaného KGJ. Provoz BPS totiž obecně využije pouze 20–40 % této energie a zbytek je považován za OT, které většinou není vůbec využito (Vondra et al., 2018). Část zbytkového tepla (5–10 %) je využita pro ohřev fermentačních nádrží (hlavní interní spotřebitel tepla). Zbývající OT by tak mohlo být využito např. pro systém centrálního vytápění, sušení digestátu a kalů, chlazení nebo pro dodatečnou výrobu elektrické energie např. pomocí ORC jednotek (Varling et al., 2025). Dalším zajímavým využitím OT by mohlo být kupříkladu i vytápění skleníků, ve kterých spotřeba tepla představuje převážnou část celkových nákladů na produkci plodin (Esen & Yuksel, 2013).

Zajímavým propojením efektivního využití OT a recyklace surovin z fugátu by mohla být integrace vhodné recyklační technologie. Vakuové odpařování představuje perspektivní způsob využití OT na snížení objemu kapalné fáze s potenciálním ziskem čisté vody (vhodné např. pro závlahu) a toků pro zisk druhotných surovin (N, P).

Kromě toho má značný potenciál pro energetické využití také vznikající digestát, a to především prostřednictvím pyrolýzy pevného digestátu. Pevná frakce digestátu může pyrolýzou produkovat biouhel (*biochar*), bio-olej (kapalná frakce, která může být dále rafinována na biopaliva) nebo *syngas* (plynné palivo ze směsi CO, H<sub>2</sub> a CO<sub>2</sub>), který má vysokou výhřevnost a můžou být dále zužitkovány ve spalovacích zařízeních na tepelnou a elektrickou energii (Tayibi et al., 2021).

### 3.2 Průmyslové prádelny

*Kapitola je založena mj. na publikaci PROCHÁZKOVÁ, M.; MÁŠA, V. Sustainable Wastewater Management in Industrial laundries. Chemical engineering Transactions, 2022, roč. 94, s. 577-582. ISSN:2283-9216, doi: 10.3303/CET2294096.*

Sektor profesní údržby prádla zpracovává velká množství textilií s využitím profesionální techniky, což umožňuje vyšší efektivitu, kvalitu i rychlost celého procesu; je neodmyslitelnou součástí mnoha odvětví od zdravotnictví přes služby po textilní průmysl. Prané prádlo tak pochází např. z nemocnic, hotelů, restaurací, kosmetických salonů, kadeřnictví, ale i např. nákupních center (Crini et al., 2024). Průmyslové prádelny zároveň patří mezi významné spotřebitele vody a energie – jen v EU ročně zpracují 2,7 mld. kg mokrého prádla při spotřebě přibližně 42 mil. m<sup>3</sup> čisté vody (Melián et al., 2023).

V důsledku zpřísnujících se předpisů (viz kap. 2.1) a rostoucích cen energií musí průmyslové prádelny neustále optimalizovat své technologie a provozní postupy. Mezi hlavní výzvy, kterým toto odvětví čelí, patří:

- používání ekologičtějších pracích procesů a prostředků při zachované kvalitě údržby prádla,
- využívání energeticky efektivnějších strojů,
- dodržování přísných zdravotních a bezpečnostních norem,
- optimalizace technologií pro úpravu a recyklaci vody,
- snižování množství vypouštěných znečišťujících látek včetně emisí CO<sub>2</sub> (Crini et al., 2024; Lacalamita et al., 2023).

Jedním z cílů této dizertační práce je proto navrhnout a ověřit technologický postup, který by provozovatelům průmyslových prádelen pomohl některé z těchto výzev lépe zvládnout. Tato

podkapitola se nejprve zabývá obecným popisem provozu průmyslových prádelen a následně se detailněji soustředí na charakteristiku produkovaných odpadních toků a možností jejich zpracování.

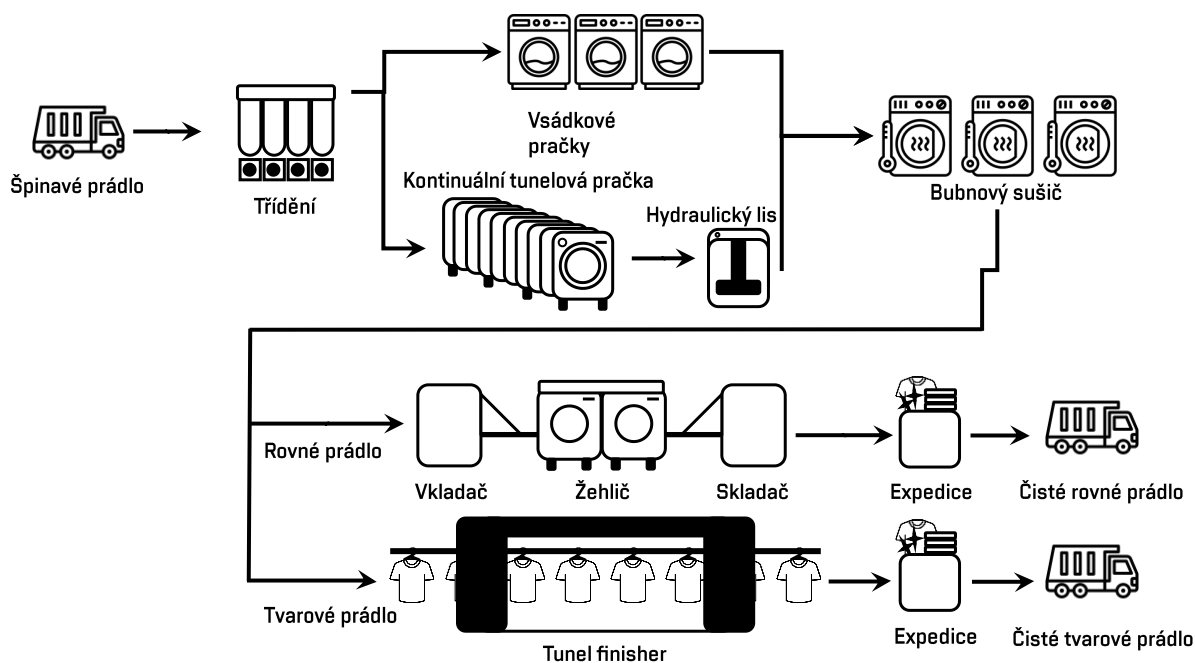
### 3.2.1 Obecný popis provozu průmyslových prádelen

Průmyslové prádelny můžeme rozlišit do kategorií na základě původu praného prádla (např. nemocniční, hotelové, restaurační) a podle kapacity na:

- nízkokapacitní (< 3 000 kg/směnu),
- středněkapacitní (3 000–5 000 kg/směnu) nebo
- velkokapacitní prádelny (nad 5 000 kg/směnu).

Procesy v průmyslových prádelnách se od praní v domácnostech liší především objemem zpracovaného prádla, vyšší spotřebou vody, energie i pracích prostředků, ale také vyšší efektivitou a mírou automatizace. Obecně zahrnují následující kroky: příjem prádla, třídění, praní, sušení, expedice. Prací proces se skládá z máchání, předpírky, hlavního praní a závěrečného máchání (Máša et al., 2013). Tyto kroky jsou shodné napříč všemi typy průmyslových prádelen. Hlavními rozdíly mezi jednotlivými provozmi spočívají v použité prádelenské technice, primárním zdroji energie, objemu a složení praného prádla.

Na Obr. 10 je znázorněno obecné schéma procesů v průmyslové prádelně. Přijaté prádlo od zákazníka je nejprve vytríděno a následně vkládáno do kontinuální tunelové pračky, pokud je prádelna touto technologií vybavena. Vsádkové pračky jsou součástí všech prádelen, ať už jako primární prací stroje, nebo jako doplňkové k tunelové pračce. Prací voda je ohřívána na teplotu v rozmezí 30–90 °C dle potřeby zákazníka, typicky např. pro termo-dezinfekci v nemocničních provozech. Po vyprání je voda z prádla odstraněna pomocí hydraulického lisu. Prádlo se zbytkovou vlhkostí zhruba 0,5 kg H<sub>2</sub>O/kg suchého prádla je dále buď přímo žehleno, nebo sušeno. Prádlo, které nevyžaduje žehlení, je dosušováno v bubnových sušících. Naopak rovné prádlo určené k žehlení se bez předchozího sušení přímo zpracovává na průmyslových žehlících linkách, které jsou zpravidla vybaveny automatickým vkladačem na vstupu a skladačem na konci linky. Po složení je prádlo baleno a odbaveno k expedici zpět k zákazníkovi. Tvarové prádlo je žehleno v tzv. tunelfinisheru, kde je zavěšeno na ramínkách a vystaveno turbulentnímu proudu vzduchu s přímým nástřikem páry o teplotě přibližně 120 °C. Tím dochází k rozvolnění vláken prádla, odstranění záhybů a obnovení původního tvaru. Prádlo je následně složeno nebo rovnou předáno k expedici zákazníkovi.



Obr. 10: Obecné schéma průmyslového prádelenského provozu.

Téměř veškerá použitá voda odtéká z průmyslové prádelny ve formě OV, často o teplotě mezi 30–60 °C. Celkové množství produkované odpadní vody z průmyslových prádelen (OVPP) závisí především na kvantitě a složení prádla a na technologickém vybavení prádelny. Obecně platí, že čím je prádelna větší, tím disponuje modernější prádelenskou technikou, která umožňuje efektivnější hospodaření s vodou, a tím i nižší produkci OVPP v přepočtu na kilogram prádla. Např. velké kontinuální tunelové pračky zvládnou díky vnitřní recirkulaci vody dosahovat výrazně nižších spotřeb vody, typicky mezi 4 a 7 dm<sup>3</sup>·kg<sup>-1</sup> suchého prádla. Naopak běžná produkce OV bez recyklace se pohybuje v rozmezí od 6 do 25 dm<sup>3</sup>·kg<sup>-1</sup> suchého prádla. Specifickým případem jsou nemocniční prádelny, kde spotřeba vody může dosahovat podle Lutterbeck et al. (2020) až 35–40 dm<sup>3</sup>·kg<sup>-1</sup> suchého prádla, což je dáno přísnými hygienickými požadavky. Silně znečištěné prádlo, jako např. pracovní oděvy nebo mastné textilie, často vyžadují delší předpírku a opakované máchání, což zvyšuje nároky na vstupující vodu. Obecně lze konstatovat, že velká průmyslová prádelna vyprodukuje mezi 50–110 m<sup>3</sup> OVPP za směnu.

Veškeré procesy v průmyslových prádelnách jsou značně energeticky náročné. Kromě výše zmíněné vody spotřebovávají velké množství elektrické a tepelné energie, zejména při praní (na ohřev vody) a následném sušení a žehlení prádla. Podle Máša et al. (2013) může být měrná spotřeba tepla 0,91 kWh·kg<sup>-1</sup> a měrná spotřeba elektrické energie 0,15 kWh·kg<sup>-1</sup> suchého prádla. Zejména v nemocničních prádelnách je ohřev prací lázně energeticky náročnější vzhledem k tomu, že z hygienických důvodů praní probíhá při vyšších teplotách (60–90 °C). Obvykle není zbytková energie obsažená v odpadních proudech dále využita, přitom provoz průmyslové prádelny nabízí k využití vznikající tepelné energie např. pomocí výměníků tepla.

### 3.2.2 Složení odpadní vody z průmyslových prádelen

OVPP tvoří přibližně 10 % městských odpadních vod, přičemž představují komplexní směs chemických látek pocházejících z pracích prostředků a znečištěných textilií. OVPP obsahuje vysoké koncentrace povrchově aktivních látek, rozpuštěných látek, vláken, olejů apod. (Zoroufchi et al. 2021). Přesné chemické složení vždy závisí na zvoleném pracím procesu, použité prací chemii a typu znečištění

praných textilií (Collivignarelli et al., 2019). Typická OVPP má alkalický charakter, silné zbarvení, vysokou koncentraci organického znečištění a rozpuštěných a nerozpuštěných látek (viz Tab. 10)

Mezi běžně se vyskytující látky v OVPP patří povrchově aktivní látky (PAL), reaktivní barviva, změkčovadla, optické rozjasňovače, chlor, enzymy, regulátory pěnivosti, tuky a oleje (de Santana Da Silva et al. 2018). Bohužel v odborných zdrojích chybí záznamy o průběžném nebo dlouhodobém sledování složení POV a proměnlivosti jejich složení. Nejsledovanějšími parametry v OVPP jsou CHSK, BSK, pH, zákal, elektrická vodivost a koncentrace aniontových PAL. Např. OV z nemocničních prádelen se však kromě vyšších koncentrací PAL vyznačuje zároveň i celou řadou dalších znečišťujících látek – např. tělních tekutin (krev, moč) (Khan et al., 2022), ale také zbytky farmaceutik a radioaktivních látek (Bortot Coelho et al., 2025).

Typické složení prací chemie je následující: aniontové a neiontové PAL, změkčovadla (např. fosfáty, zeolity), bělicí činidla, enzymy, plnidla, regulátory pěny, optické rozjasňovače, aromatické látky a parfémů. PAL jsou jako hlavní složky pracích prostředků zodpovědné za vysoké zatížení organickým uhlíkem (CHSK), vysoký obsah celkových NL, vyšší vodivost, zbarvení, zákal, alkalitu. Nejčastěji využívanými PAL jsou alkybenzensulfonáty, dodecylsulfáty a alkylamidy (Rame et al., 2021). Většina PAL jsou navíc škodlivé pro ŽP s biologicky nerozložitelnou povahou, tudíž se hromadí ve vodních tocích a způsobují pění (Kitte et al., 2019).

Tab. 10: Typické parametry odpadní vody z průmyslových prádelen.

Parametr	Jednotka	Hodnoty		
		Minimum	Maximum	Průměr
pH	-	6,1	11,1	8,5
CHSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	210	3 000	1 341
BSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	40	1190	380
N <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	4,8	397	113
P <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1,3	9,9	4,9
NL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	96	2 900	715
RL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	28	2 000	822
Aniontové PAL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	4,5	2 000	424
Zákal	[NTU]	33	1 290	382
Elektrická vodivost	[μS·cm <sup>-1</sup> ]	300	5 760	3 106
Mikroplasty	[částice·dm <sup>-3</sup> ]	3 204	45 000	24 102

Pozn.: Minimální, maximální a průměrné hodnoty jsou spočítány na základě sběru dat z následujících zdrojů: Crini et al. (2024); de Santana da Silva et al. (2018); Ho et al. (2021); Kamani et al. (2024); Lacalamita et al. (2023); Luogo et al. (2022); Melián et al. (2023); Punyapwar & Mutnuri (2022); Tarte et al. (2024).

Evropská legislativa (Nařízení EU č. 648/2004 ze dne 31. března 2004 o detergentech) stanovuje přísné limity pro obsah fosforečnanů a dalších sloučenin P ve spotřebitelských pracích prostředcích na 0,5 g na doporučenou dávku pro prací cyklus a vyžaduje také minimální biologickou rozložitelnost PAL alespoň 60 % během 28 dní (European Commission, 2004). Nutno poznamenat, že v průmyslových prádelnách se díky automatizaci dávkování pracích prostředků předchází nadměrnému dávkování, a tedy i znečištění OV (Bering et al., 2018).

Složení prací chemie a legislativa omezující určité chemické sloučeniny se nicméně významně liší napříč světem. Zatímco v Evropě, USA a Japonsku bylo používání trifosforečnanu sodného, jako přísady pro změkčování vody v pracích prostředcích buď zastaveno, nebo výrazně omezeno (Liu et al. 2008), v jiných regionech (např. Čína, Latinská Amerika, Afrika) využití detergentů stále narůstá bez ohledu na jejich dopady na ŽP a zdraví kvůli jejich složení (používání sloučenin P).

Důležitou problematikou je také uvolňování mikroplastů (MP) z praných textilií do OVPP. Podle studie autorů Bortot Coelho et al. (2025) pochází z průmyslových prádelen až 35 % celosvětových emisí MP do ŽP, což představuje závažný environmentální problém. Většina mikrovláken se z textilií uvolňuje během několika prvních praní. Tyto mikroplasty (v rozmezí velikostí 0,1  $\mu\text{m}$ –5 mm) jsou nejčastěji složeny z polyethylentereftalátu, polyesteru, polyamidu či polypropyleny, navíc však mohou absorbovat další kontaminanty, které dále zvyšují jejich environmentální riziko (Kamani et al., 2024).

K významnému uvolňování vláken dochází také během procesu sušení textilií, kdy vzniká mechanický ořez z prádla a tato uvolněná mikrovlákna zachycují filtry zařízení. Zachycený textilní prach (tzv. ořez nebo lint) se následně pravidelně odstraňuje a obvykle končí ve směsném odpadu, ze kterého se mikroplasty mohou snadno dostávat do ŽP. Studie potvrzují, že sušičky prádla v průmyslových provozech i domácnostech představují významný zdroj emisí MP (Belzagui & Gutiérrez-Bouzán, 2022; Li et al., 2022), přičemž delší doba sušení vede k vyššímu uvolňování vláken. Nicméně je zapotřebí další výzkum pro přesnější kvantifikaci vlivu sušení na celkovou zátěž ŽP mikroplasty. Budoucí technologie by měly být optimalizovány tak, aby efektivněji snižovaly množství uvolněných vláken.

Přestože je složení OVPP obecně dobře známé, provedená rešerše ukázala nedostatek dat o složení a variabilitě polutantů, především PAL. Tato data jsou přitom stěžejní pro návrh skutečně efektivní technologie recyklace odpadních vod z průmyslových prádelen.

### 3.2.3 Zpracování odpadní vody z průmyslových prádelen

V Evropě jsou OVPP obecně považovány za kvalitativně podobné městským odpadním vodám, a proto je lze na základě dohody vypouštět do městských ČOV (Lacalámita et al., 2023). Tato praxe však může negativně ovlivňovat biologické procesy v městských ČOV, a to zejména narušení nitrifikačních procesů vlivem specifického chemického složení OVPP.

Správné a efektivní zpracování OVPP má významný potenciál snížit spotřebu vody z vodovodního řadu, a přispět tak k ochraně ŽP (Bilad et al., 2020), přesto však neexistuje systematicky zavedená metodika nebo jednotné doporučení pro nakládání s těmito vodami v průmyslovém měřítku. Zároveň je důležité zmínit, že dostupnost informací z odborných studií je limitována uzavřeností provozovatelů průmyslových prádelen, kteří z důvodu ochrany know-how a konkurenčního prostředí obvykle nesdílejí podrobnosti o svých technologiích či provozních postupech.

Hlavním cílem čištění OVPP je buď usnadnit zpracování na ČOV, anebo získat vodu o dostatečné kvalitě, aby mohla být přímo opětovně využita v pracím procesu. Některá nejnovější prádelenská zařízení se již snaží zohlednit tyto požadavky, např. novější tunelové pračky dokážou efektivně využívat vodu a částečně ji recyklovat díky svému zabudovanému systému. Obecně lze technologie čištění OVPP rozdělit do tří kategorií: fyzikálně-chemické, biologické nebo kombinace obou procesů. Konvenční systémy čištění OVPP potom sestávají z kombinace technologií pro odstranění znečišťujících látek tak, aby splňovaly požadavky pro vypouštění nebo opětovné využití vody.

Fyzikálně-chemické procesy zahrnují membránovou filtraci, odpařování, adsorpci a elektrokoagulaci. Adsorpce patří k účinným a relativně ekonomickým metodám, její účinnost ale silně ovlivňuje řada fyzikálně-chemických parametrů (např. pH, teplota, přítomnost koexistujících iontů). Metoda je z toho důvodu velmi citlivá na proměnlivost vody a je méně vhodná pro většinu prádelen, kde dochází zcela běžně k výraznému kolísání těchto parametrů (Dimoglo et al., 2022). Membránové metody (mikrofiltrace a ultrafiltrace) účinně snižují CHSK, zákal a fosfáty (Bilad et al., 2020), ale dle studie autorů Zoroufchi et al. (2021) jsou náchylné k zanášení vlivem vysokého obsahu pevných částic a vláken, což vede k časté potřebě chemického oplachu membrán. To představuje další ekonomickou a environmentální zátěž. Na druhou stranu se v posledních letech věnuje pozornost keramickým membránám (z  $\text{TiO}_2$  nebo  $\text{ZrO}_2$ ), které vykazují vyšší odolnost právě vůči zanášení a experimenty

s OVPP vykazují zajímavé výsledky – např. Kim a Park (2021) zkoumali potenciál keramických ultrafiltračních membrán pro odstranění PAL v syntetické OV a podařilo se jim dosáhnout účinnosti odstranění aniontových tenzidů až 80 %. Technologie vakuového odpařování se jeví jako robustní a perspektivní. Laboratorní experimenty na syntetické OV obsahující PAL prokázaly schopnost zisku až 75 % původního objemu vody v podobě destilátu (Haaz et al., 2019).

Biologické procesy, jako jsou aerobní (např. MBBR), anaerobní procesy, biofiltrace nebo mokřady, mohou snížit koncentraci PAL a dalších organických kontaminantů. Tyto procesy lze obecně považovat za ekonomicky dostupnější, ale jednostupňové biologické čištění nevede k dosažení takové kvality vody, která by splňovala požadavky pro přímou recyklaci (Bilad et al., 2020). Navíc řada polutantů v OVPP je biologicky rozložitelná jen obtížně anebo vůbec.

Ačkoliv žádný z dostupných zdrojů výslovně nestanovuje **závazné limity pro kvalitu recyklované vody určené k opětovnému využití v prádelenském provozu**, řada autorů popisuje parametry, jejichž dodržení je zásadní pro zachování účinnosti praní a ochranu zařízení. Tyto poznatky je možné pro jednotlivé parametry shrnout následovně:

- **Vodivost:** nízká vodivost recyklované vody omezuje interferenci nevyžádaných iontů s pracími prostředky a minimalizuje riziko zbytkové mineralizace v prádle. Permeát s vodivostí v rozmezí 27–75  $\mu\text{S}/\text{cm}$  byl ve studii Mozia et al. (2016) považován za vhodný pro znovuvyužití v pracím procesu.
- **CHSK:** nízký obsah organických látek je důležitý pro prevenci opětovného znečištění prádla a udržení účinnosti pracích prostředků. Studie (např. Ho et al., 2021) uvádějí, že vody s nízkými hodnotami CHSK pod 100  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , příp. ideálně pod 50  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , jsou vhodné pro využití jako prací vody.
- **BSK:** hodnoty vyšší než 30  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  byly spojeny s rizikem nežádoucího mikrobiálního růstu a tvorby zápachu (Omolara, 2017). Nízká hodnota BSK je proto klíčovým ukazatelem při posouzení opětovného využití vody.
- **pH:** hodnoty pH v rozmezí 6,5–9 jsou považovány za bezpečné z hlediska opětovného použití vody (Lacalamita et al., 2023). Navíc je známo, že PAL vykazují vyšší účinnost při mírně alkalickém pH.
- **Tvrdość vody:** minimální obsah vápenatých a hořečnatých iontů ve vodě (konkrétně v permeátu z nanofiltrace) byl hodnocen jako přínosný pro účinnost detergentů a prevenci tvorby usazenin (Mozia et al., 2016).
- **Povrchově aktivní látky:** jejich přítomnost může negativně ovlivnit prací proces, zejména v kombinaci s čerstvě dávkovanými pracími prostředky (např. způsobením nadměrného pění). Ačkoliv maximální koncentrace pro recyklovanou vodu nejsou obecně stanoveny, nicméně jsou stanoveny maximální množství pro pitnou vodu (0,5  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) a až 1  $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  ve vodě pro jiné účely (Shreya et al., 2021).

Přehled možných metod využitelných pro recyklaci vody z OVPP je uveden v Tab. 11 a to včetně výčtu hlavních výhod a nevýhod. Hodnocení výstupní kvality vody uvedené v tabulce nutně nekoreluje s výše stanovenými limity. Popis vychází pouze z dostupných údajů v odborné literatuře, které uvádějí dosažené hodnoty pouze vybraných parametrů.

Vzhledem k proměnlivosti složení OVPP, přítomnosti vláken, pevných částic a zbytků chemikálií **je zásadní, aby zvolená recyklační technologie byla dostatečně robustní a odolná vůči zanášení**. Současně **musí dosahovat vysoké účinnosti odstranění polutantů** tak, aby kvalita získané vody umožnila její opětovné využití v pracím procesu.

**Membránové technologie**, zejména mikrofiltrace a ultrafiltrace, umožňují snížení obsahu organického znečištění, nerozpuštěných látek, fosfátů a části tenzidů. Jejich **slabinou je zanášení membrán**, především vlivem vláken a pevných nečistot, což vyžaduje časté (chemické) proplachování. Zároveň některé membránové moduly mohou být náchylnější k vyšším teplotám, které jsou charakteristické pro OVPP. V případě **keramických membrán** lze však dle dostupných zdrojů dosáhnout **vyšší provozní stability a odolnosti vůči zanášení**, avšak jejich **aplikace na reálnou odpadní vodu z průmyslových prádelen dosud nebyla experimentálně ověřena**.

Absorpce a biologické metody byly na základě rešerše vyhodnoceny jako nevhodné pro navazující experimentální práci, především kvůli citlivosti na proměnlivé složení odpadní vody a nižší kvalitu získávané vody.

**Vakuové odpařování se naopak jeví jako velmi robustní a perspektivní metoda**, která dokáže účinně snížit objem OV. **Laboratorní experimenty se syntetickou odpadní vodou** s obsahem tenzidů prokázaly **vysokou účinnost odstranění**. Ačkoliv **dle dostupné vědecké literatury nebyl ověřen potenciál pro zpracování odpadní vody z průmyslových prádelen**, **potenciál této metody je zřejmý**, zvláště tam, kde je k dispozici odpadní teplo.

**Z těchto důvodů byly pro experimentální a návrhovou část této dizertační práce zvoleny dvě metody – keramické membrány a vakuové odpařování**, s cílem ověřit jejich účinnost při zpracování reálné odpadní vody z průmyslové prádely.

Tab. 11: Srovnání možných metod pro recyklaci vody z prádelenské odpadní vody.

Metoda	Výhody	Nevýhody/omezení	Výstupní kvalita vody pro recyklaci
Membrány	- relativně jednoduché - redukce CHSK, fosfátů, tenzidů	- náchylné k zanášení - nutné chemické oplachy - střední až vysoké energetické nároky	Střední
Keramické membrány	- odolnost vůči zanášení - životnost - redukce PAL	- zatím jen laboratorní ověření se syntetickou OV - střední až vysoké energetické nároky	Neověřená na reálné OVPP
Adsorpce	- relativně účinná - ekonomicky nenáročná	- náchylná k proměnlivému složení OV	Dobrá
Vakuové odpařování	- robustní zařízení - značná redukce objemu - využití OT	- energeticky náročná	Neověřená
Biologické procesy	- redukce PAL a organického znečištění	- citlivost na provozní podmínky - neúčinná pro řadu polutantů v OVPP	Nedostatečná – vhodná pro vypouštění do kanalizace nebo další úpravu

### 3.3 Shrnutí současného stavu poznání vybraných průmyslových podniků

Průmyslové provozy produkující vysoké objemy odpadních vod o specifickém složení, jako jsou bioplynové stanice (BPS) a průmyslové prádely, čelí kombinaci technologických, environmentálních a legislativních výzev. Zatímco princip recyklace vody a druhotných surovin je široce podporován konceptem cirkulární ekonomiky, konkrétní technologická řešení pro tyto provozy často chybí nebo

nejsou dostatečně ověřena v reálných podmínkách, a tudíž postrádají praktickou přenositelnost do průmyslových provozů.

V případě BPS vzniká během anaerobní digesce velké množství digestátu, přičemž jeho kapalná frakce – fugát – představuje objemově dominantní složku s vysokým obsahem amoniakálního dusíku, fosforu a dalších nutrientů. Fugát má zároveň velmi variabilní a komplexní složení, obsahuje nerozpuštěné a organické látky, koloidy, anorganické ionty, těžké kovy a organické znečištění. Jde tak o nejproblematičtější složku z hlediska dalšího nakládání, které je zatíženo:

- náročností skladování a přepravy,
- nízkou využitelností živin v původní formě,
- stále přísnějšími limity pro aplikaci na zemědělskou půdu.

Zároveň je fugát potenciální surovinou pro získání druhotných surovin – zejména dusíku a fosforu – a pro recyklaci vody. Přitom je zcela zásadní, aby navrhované technologie byly dostatečně robustní a svým způsobem adaptabilní. Ukazuje se také, že nejefektivnější přístupy kombinují více kroků a využívají odpadní teplo z provozu. **Dostupná současná literatura však nenabízí technologické řešení, které by komplexně řešilo zpracování fugátu s cílem snížení jeho objemu a současné recyklace vody a cenných druhotných surovin.**

**Zvláštní pozornost je věnována krystalizaci struvitu**, která je i přes určité limity jedinou z nejvíce zkoumaných metod recyklace fosforu z fugátu. Ačkoliv jsou optimální podmínky (pH, molární poměry reaktantů, teplota aj.) dobře popsány, řada dostupných studií:

- vychází buď ze syntetických modelových roztoků (Ha et al., 2023; Perwitasari et al., 2022),
- využívá reálný fugát, avšak s aditivací P a Mg nebo mechanickou předúpravou (např. centrifugací) (Corona et al., 2022; Galamini et al., 2024; González-Morales et al., 2021).

Tím jsou vytvářeny téměř ideální podmínky, které neodrážejí reálnou variabilitu ani komplexitu fugátu. Interakce mezi jednotlivými složkami, aktuální složení a další fyzikálně-chemické vlastnosti (např. iontová síla či přítomnost inhibitorů) mohou průběh krystalizace zásadně ovlivnit. V případě aditivace surovin dochází k výraznému navýšení nákladů a mechanická předúprava znamená také zvýšenou spotřebu elektrické energie, tudíž i snížení zisku z prodeje výsledného produktu.

Z těchto důvodů se v experimentální části této dizertační práce **ověřuje proveditelnost srážení struvitu z reálného fugátu, resp. z koncentráту po recyklaci vody**. Cílem je posoudit reálnou přenositelnost tohoto procesu do podmínek reálné průmyslové praxe.

**Hlavním cílem dizertační práce v případě bioplynových stanic je návrh technologického konceptu pro zpracování fugátu z BPS**, který propojí vakuové odpařování, stripování a krystalizaci druhotných surovin. Záměrem je ověřit technickou a provozní proveditelnost konceptu na reálných vzorcích fugátu. Důraz je zároveň kladen na propojení separačních metod do jednoho funkčního a provozně proveditelného celku, a to při minimalizaci energetické a materiálové náročnosti celého procesu.

Průmyslové prádelny produkují odpadní vody s vysokým obsahem povrchově aktivních látek, organického znečištění, nerozpuštěných a rozpuštěných látek, vláken a v některých případech i farmaceutických nebo radioaktivních reziduí. Problematika těchto OV dosud není dostatečně řešena. Jejich komplexní a proměnlivé složení představuje výzvu pro jejich zpracování a čištění.

Ačkoliv byly v odborné komunitě i průmyslové praxi zkoumány metody jako membránové filtrace nebo absorpce, **chybí systematický přístup k integraci těchto technologií do provozů s cílem získat recyklovanou vodu dostatečné kvality pro opětovné použití jako máchací vody**. Kromě toho zůstává nevyužitý potenciál odpadního tepla ze sušičů a žehliček v průmyslových provozech.

Současně také chybí konsenzus ohledně limitů nebo popis jednotlivého rámce pro hodnocení kvality vody pro její opětovné využití v prádelenském provozu a dosud nebyly řešeny ani dopady recyklované vody na kvalitu praní, životnost zařízení nebo spotřebu pracích prostředků. Specifickým problémem je přítomnost vláken a tenzidů, které zvyšují riziko zanášení a destabilizaci recyklačních metod.

Akcent na robustnost a provozní stabilitu řešení vůči přítomnému znečištění je tedy v kontextu průmyslových prádelen klíčový – pro experimentální ověření byly proto vybrány keramické membrány a vakuové odpařování. Tyto metody mají potenciálně vyšší odolnost vůči zanášení, avšak dosud nebyly ověřeny na reálných vzorcích OVPP.

Na základě složení OV a aktuální legislativy omezující použití fosfátů v pracích prostředcích byl **směr získávání N a P jako druhotných surovin z průmyslových prádelen vyhodnocen jako málo perspektivní**. Pozornost výzkumu v rámci této dizertační práce se proto zaměřuje především na recyklaci vody, tj. **hlavním cílem části práce zaměřené na průmyslové prádelny je návrh technologického konceptu recyklace vody**, s důrazem na vysokou kvalitu recyklované vody.

Získané poznatky, které byly prezentovány v kap. 2 a 3, tvoří výchozí základ pro experimentální a návrhovou část této dizertační práce, jejíž novost spočívá v návrhu a laboratorním ověření technologických konceptů umožňujících recyklaci vody a zisk druhotných surovin ze dvou odlišných průmyslových provozů. **Konkrétní přínos lze rozdělit do dvou oblastí:**

1) oblast bioplynových stanic:

- návrh technologického konceptu pro komplexní zpracování fugátu, umožňující:
  - výraznou redukci objemu fugátu,
  - recyklaci vody o vysoké kvalitě,
  - separaci a stabilizaci živin ve formě využitelných hnojiv,
- experimentální ověření srážení struvitu z reálné matrice fugátu bez aditivace a předúpravy,
- integrace jednotlivých kroků do uceleného a funkčního celku.

2) oblast průmyslových prádelen:

- ověření účinnosti keramických membrán pro separaci čisté vody z reálných OVPP,
- experimentální testování vakuového odpařování a jeho účinnosti pro separaci čisté vody,
- návrh nového technologického konceptu na základě účinností zkoumaných metod,
- posouzení využití odpadního tepla pro provoz recyklační technologie,
- technicko-ekonomické zhodnocení navrhovaného řešení,
- sestavení orientačních parametrů pro hodnocení kvality recyklované vody pro její opětovné využití v máchacím cyklu.

Tato dizertační práce rozšiřuje současný stav poznání v oblasti nakládání s odpadními vodami v bioplynových stanicích a průmyslových prádelnách, a přispívá k rozvoji technologických řešení podporující uzavírání vodních a materiálových cyklů v souladu s principy cirkulární ekonomiky.

### 3.4 Vědecký kontext a návaznost práce na předchozí výzkum

Předkládaná dizertační práce navazuje na dlouhodobý a systematický výzkum prováděný ÚPI VUT v Brně, zaměřený primárně na vývoj a optimalizaci procesních a energetických systémů v oblastech využití obnovitelných zdrojů, zpracování odpadních materiálů a energeticky úsporných řešení.

Výzkumná laboratoř, která poskytla zázemí pro vznik této dizertační práce, byla původně koncipována jako modelová průmyslová prádelna. Předchozí výzkum se zaměřoval na energetickou náročnost provozu, např. měřením spotřeb energie sušičů nebo hodnocením potenciálu využití malých plynových turbín jako hlavního zdroje energie (Máša et al., 2017; Konečná et al., 2023). Tyto výzkumné

aktivity poskytly cenné informace a zkušenosti s prádelenskými provozy. Problematika OV, jejichž produkce je v prádelnách významná, však dosud nebyla řešena – tuto mezeru se předkládaná práce snaží zaplnit, a tím přispět k celkové optimalizaci prádelenského provozu.

Paralelně s těmito aktivitami byl zahájen výzkum v oblasti provozu BPS. Vědecké publikace položily základy pro porozumění možnostem nakládání s digestátem, především pomocí vakuového odpařování (Vondra et al., 2016, Vondra et al., 2019; Vondra et al., 2018), a zároveň prokázaly, že OT dostupné v BPS lze efektivně využít pro snížení energetické náročnosti provozních nákladů. Získané poznatky byly dále využity v navazujících výzkumných projektech. Tato dizertační práce doplňuje pohled na provoz BPS o možné využití fugátu jako zdroje vody a druhotných surovin.

Výstupy z dosavadních výzkumných aktivit poskytují pevný vědecký základ, na který je možné v rámci předložené dizertační práce navázat. Vybrané provozy – BPS a průmyslové prádelny – spojuje dostupnost OT a produkce OV, jejíž složení i objem představují výzvu z hlediska dalšího zpracování. Tyto provozy jsou tak vhodnými kandidáty pro zavedení inovativních řešení v oblasti recyklace vody a druhotných surovin.

## 4 Metodika experimentální a návrhové části práce

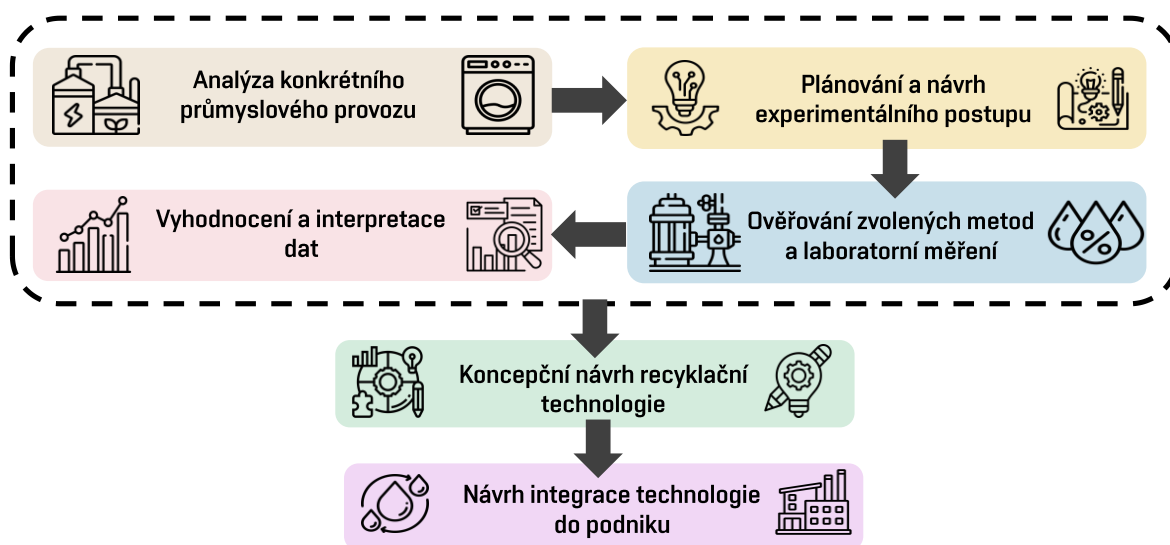
Cílem této kapitoly je představit metodický rámec experimentální části dizertační práce, který byl uplatněn při výběru a laboratorním ověření konceptu recyklační technologie pro oba zvolené typy průmyslových provozů – bioplynové stanice a průmyslové prádelny. Metodika byla navržena tak, aby umožnila testování různých recyklačních metod a jejich posouzení z hlediska potenciálu pro recyklaci vody a druhotných surovin, v souladu s principy cirkulární ekonomiky.

V následujících podkapitolách je nejprve popsán obecný postup experimentální práce pro oba typy provozů. Následuje přehled laboratorního zázemí a využitého vybavení. Tento rámec slouží jako výchozí struktura pro experimentální a návrhové činnosti, které jsou podrobně popsány v samostatných kapitolách o bioplynových stanicích (kap. 5) a průmyslových prádelnách (kap. 6).

### 4.1 Metodický rámec

Experimentální a návrhová část byla založena na metodickém rámci, který zahrnoval plánování, realizaci a vyhodnocení laboratorních experimentů zaměřených na recyklaci vody a druhotných surovin z BPS a průmyslových prádelen. Rámec byl navržen tak, aby umožnil ověření zvolených metod, posouzení jejich účinnosti a přenositelnosti do reálného provozu v souladu s cíli cirkulární ekonomiky.

Postup lze rozdělit do šesti fází, které jsou graficky znázorněny na Obr. 11. Tato struktura umožnila navrhnout koncept recyklačních technologií, které umožní zpracování odpadní vody na opětovně využitelné výstupní proudy – v tomto případě na čistou vodu vhodnou pro praní nebo závlahu, kapalně proudy využitelné jako hnojivo – vždy s ohledem na specifické potřeby a možnosti daného provozu.



Obr. 11: Grafické zobrazení metodického rámce experimentální a návrhové části dizertační práce.

Přestože je navržený rámec pro experimentální a návrhovou práci jednotný a lze jej využít univerzálně pro průmyslové odpadní vody, v rámci předložené dizertační práce byl přizpůsoben specifickým podmínkám předmětných provozů a aktuálnímu stavu výzkumu a vývoje. U BPS bylo možné navázat na dříve ověřený koncept vakuového odpařování pro zpracování fugátu (viz kap. 3.4), díky čemuž byla pozornost věnována další valorizaci výstupních proudů. V případě průmyslových prádelen bylo nutné ověřit využitelnost odlišných typů recyklačních metod. Na základě výsledků byly sestaveny koncepční

návrhy recyklačních technologií a následně návrhy integrace do provozu. Podrobný popis jednotlivých fází včetně specifikace pro řešené provozy (resp. odpadní proudy) je uveden níže.

#### Analýza konkrétního průmyslového provozu

Vstupní fází byla analýza provozu, zahrnující identifikaci hlavních technologických kroků, bodů vzniku kapalných odpadních proudů, zhodnocení stávajícího způsobu nakládání s OV a vyhodnocení potenciálu pro recyklaci vody a surovin. Přestože jsou experimenty zaměřeny především na procesní proud OV, návrh technologie vždy reflektoval kontext celého provozu z hlediska technické a provozní integrace. Byly odebrány vzorky OV – surového fugátu z BPS a odpadní vody z průmyslové prádely – a převezeny do laboratoří ÚPI ke zpracování.

#### Plánování a návrh experimentálního postupu

Výběr konkrétních metod, návrh experimentálního postupu a volba provozních podmínek vycházely z literární rešerše (kap. 3.1 a 3.2) a provozních specifik obou typů odpadních vod. Z řady metod byly zvoleny membránové procesy (mikrofiltrace, ultrafiltrace), termické zpracování (vakuové odpařování), stripování a srážení.

V případě BPS byl pro zpracování koncentráту po vakuovém odpařování navržen plánovaný experiment srážení v prostředí softwaru Minitab, který umožnil vyhodnotit vliv klíčových faktorů na výtěžnost produktu. Při zpracování odpadní vody z průmyslové prádely bylo cílem porovnat jednotlivé varianty separačních metod a vyhodnotit jejich účinnost z hlediska odstranění polutantů a kvality výstupní vody pro opětovné využití.

#### Ověřování zvolených metod a laboratorní měření

Odebrané vzorky OV byla následně podrobena zpracování pomocí výše uvedených technologií dle návrhu experimentálního postupu (konkrétněji viz kap. 5 a 6). Experimenty probíhaly na laboratorních jednotkách dostupných v Laboratoři energeticky náročných procesů. V průběhu experimentů probíhal záznam dat pomocí centrálního měřicího systému a část dat manuálně zaznamenávána do laboratorních deníků, včetně poznámek o průběhu experimentu nebo případných komplikacích.

Z každého experimentu byly odebírány vzorky surové OV, výstupních proudů (destilát, koncentrát, permeát, retentát apod.) a případných meziproductů. Vzorky byly následně podrobena analýze fyzikálně-chemických vlastností. Vybrané parametry (pH, vodivost, teplota) byly měřeny přímo v laboratoři ÚPI během experimentu, fyzikálně-chemické analýzy (CHSK, BSK, NL, RL,  $N_{\text{celk}}$ ,  $P_{\text{celk}}$ , těžké kovy, sušina, hustota apod.) byly provedeny buď v analytické laboratoři ÚPI, nebo v externí akreditované laboratoři.

### Vyhodnocení a interpretace dat

Data získaná v průběhu experimentu (provozní data) a výsledky fyzikálně-chemické analýzy byly kompletizovány a podrobně analyzovány. Na základě těchto analýz byla vyhodnocena účinnost jednotlivých technologií a posuzován možnosti praktického využití výstupních proudů v provozních podmínkách, např. použití destilátu jako máchací vody v prádelenském cyklu. Na základě výsledků experimentů bylo dále upraveno zpracování OV a výstupních proudů v laboratoři a plánovány navazující experimenty.

### Koncepční návrh recyklační technologie

Na základě vyhodnocení experimentálních dat byly sestaveny koncepční návrhy recyklačních technologií pro oba typy provozů. V případě BPS byl návrh zaměřen na využití výstupních proudů po zpracování fugátu pomocí jednotky kombinující vakuové odpařování a stripování, a to s cílem získat recyklovanou vodu a valorizovat koncentrát a amonný roztok jako suroviny pro výrobu hnojiv. V případě průmyslové prádelny byl koncept orientován na recyklaci vody o vysoké čistotě tak, aby byla opětovně využitelná v pracím cyklu.

Tato fáze naplňuje hlavní cíl dizertační práce, kterým je návrh a experimentální ověření technologického konceptu pro recyklaci vody a druhotných surovin z odpadních vod bioplynových stanic a průmyslových prádelen.

### Návrh integrace technologie do podniku

Závěrečným krokem metodického rámce je návrh integrace recyklační technologie do reálného provozu. Tento krok posouvá koncepční řešení do aplikační roviny a zohledňuje technické i provozní aspekty konkrétních provozů. Umožňuje posoudit reálnou proveditelnost navržené technologie, která byla ověřena v laboratorním prostředí, a současně ověřit potenciál přenositelnosti do průmyslové praxe. V případě průmyslové prádelny byl návrh doplněn o technicko-ekonomické hodnocení implementace recyklační jednotky, které zahrnovalo odhad investičních nákladů, provozních úspor a prosté návratnosti.

## **4.2 Popis zázemí pro experimentální část**

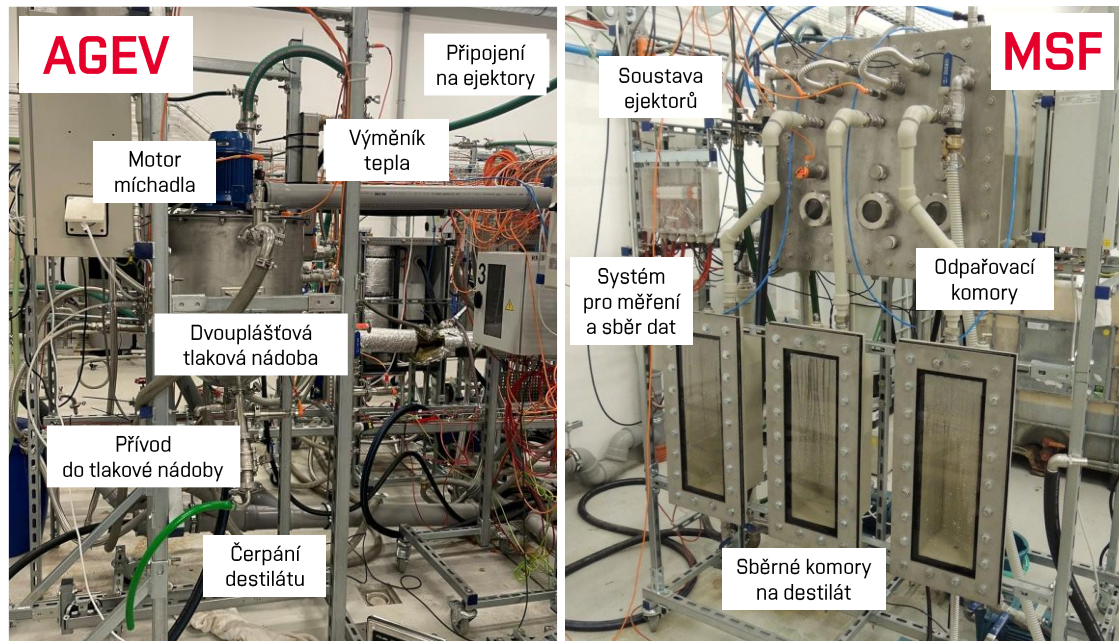
Experimentální zázemí zajistily prostory Laboratoře energeticky náročných procesů a Analytické laboratoře paliv a odpadů, obě součástí výzkumné infrastruktury NETME Centre při Ústavu procesního inženýrství (FSI VUT v Brně). Část experimentů byla provedena na prototypové jednotce zahušťovací technologie v BPS Dříteč, která byla vyvinuta v rámci řešení projektu TAČR (FW03010481).

Laboratoř energeticky náročných procesů (LENP) je vybavena univerzální měřicí infrastrukturou umožňující testování různorodých technologických jednotek. K dispozici jsou přípojky elektřiny, vody, zemního plynu, tlakového vzduchu, vysokotlaké a nízkotlaké páry. Centrální měřicí systém umožňuje sběr dat v reálném čase, včetně měření průtoků kapalin a plynů, teplot, tlaků a spotřeby elektrické energie.

Pro účely této dizertační práce byly vybrány technologie, které odpovídají charakteru zkoumané problematiky a požadavkům na recyklaci vody. Výběr metod se opíral o závěry literární rešerše provozů bioplynových stanic a průmyslových prádelen (kap. 3.1 a 3.2). Výzkumná činnost pracovníků LENP se systematicky zaměřuje mj. i na odpadní vody, výhodou tohoto zázemí je tedy dostupnost řady technologií pro zpracování široké škály OV a stanovení jejich základních fyzikálně-chemických vlastností (pH, elektrická vodivost, zákal, teplota).

V experimentální části práce byly využity především:

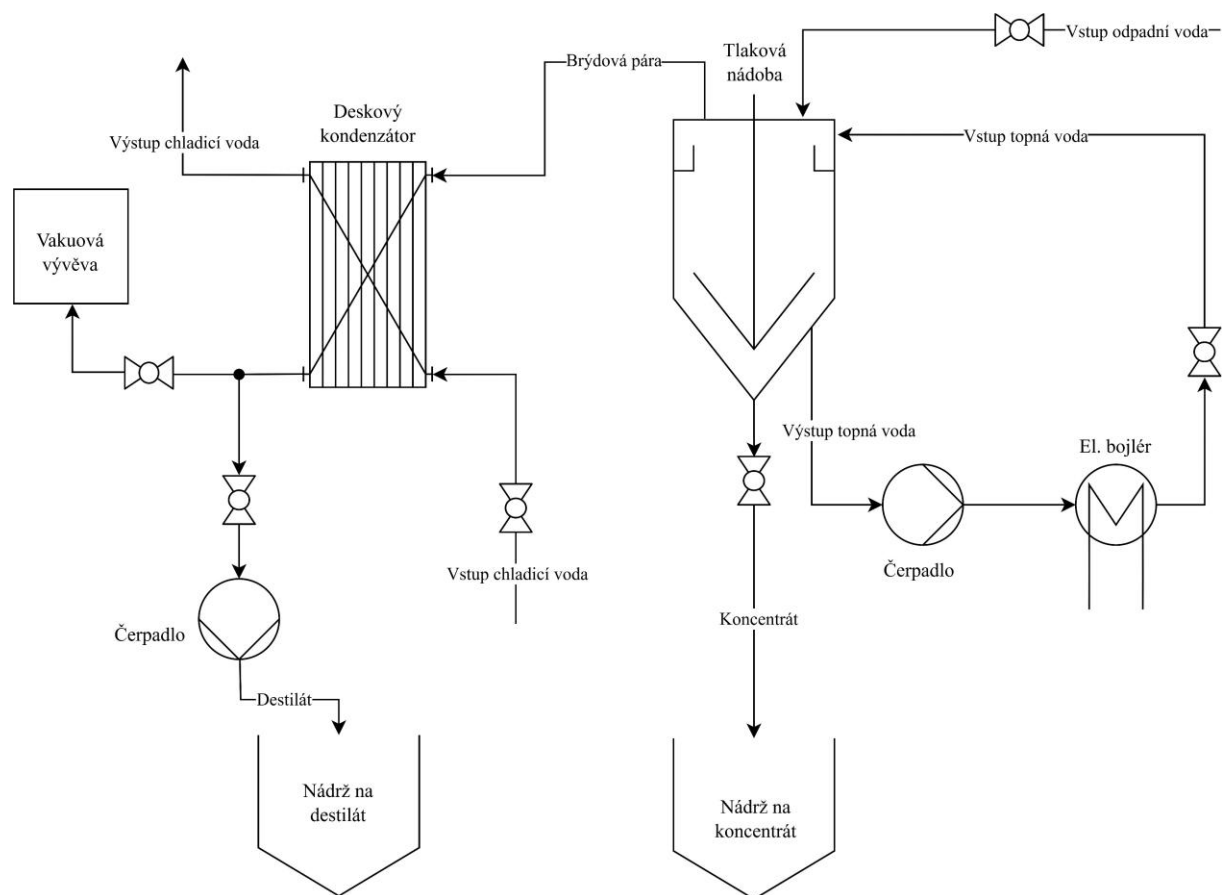
- membránové technologie (mikrofiltrace, ultrafiltrace),
- dva typy vakuových odparek – jednotka míchané odpary (AGEV) a jednotka vícestupňové mžikové destilace (MSF); obě navržené a sestavené pracovníky LENP; fotografie obou zařízení jsou uvedeny na Obr. 12.



Obr. 12: Fotografie jednotek vakuových odparek v LENP: jednotka míchané odpary (AGEV) a jednotka vícestupňové mžikové odpary (MSF).

Jednotka AGEV odpary sestává z dvouplášťové tlakové nádoby, ve které je míchána odpadní voda a ohřívána pomocí topného média (teplé vody) cirkulující v plášti nádoby. Vznikající brýdová pára je odváděna do deskového kondenzátoru, kde je ochlazována vodou přiváděnou z externího okruhu. Ochladená pára kondenzuje a je sbírána jako destilát do samostatné nádrže. Systém je napojen na vakuovou vývěvu pro vytvoření podtlaku, díky kterému je výrazně snížen bod varu kapaliny. Schéma na Obr. 13 znázorňuje zapojení celé jednotky.

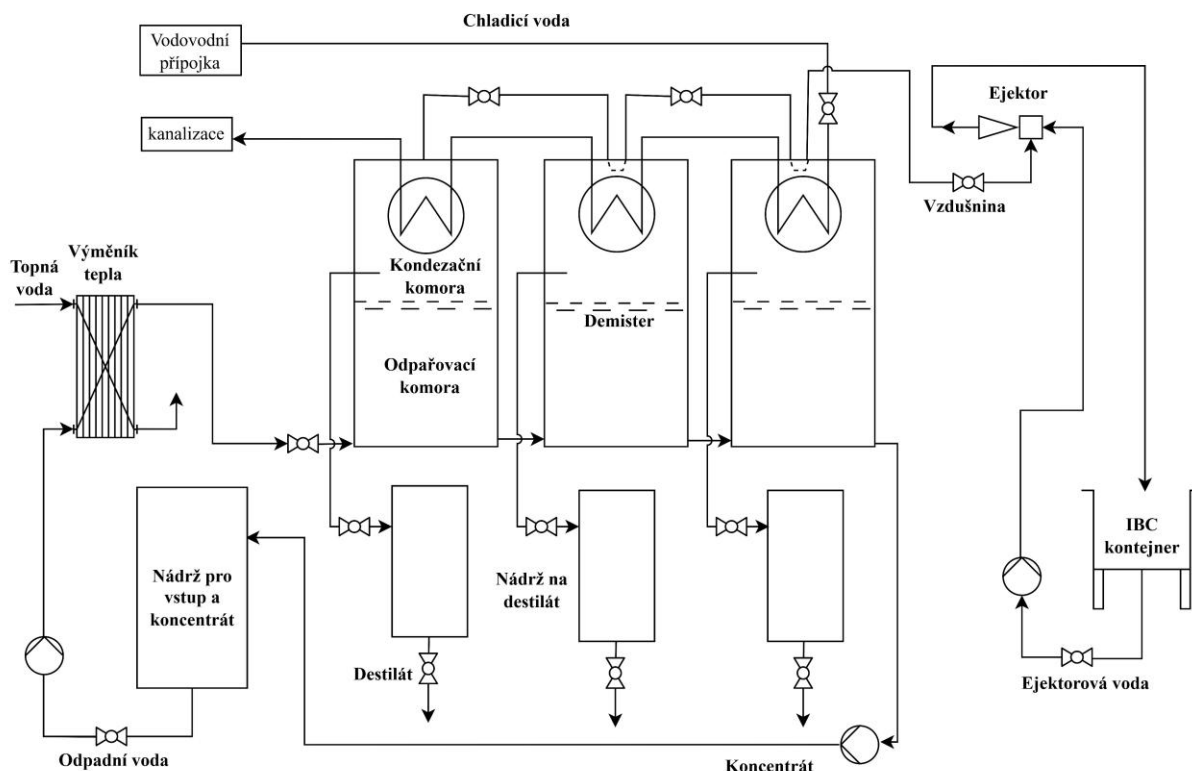
Jednotka je provozována ve vsádkovém nebo polovsádkovém režimu, kdy je kapalina postupně přidávána a zahušťována až do požadované koncentrace. Hlavní výhodou AGEV je možnost dosažení vysoké míry zahuštění i při vysoké viskozitě odpadní vody a jednoduchost konstrukce umožňující snadné čištění a údržbu.



Obr. 13: Blokové schéma jednotky míchané odpárky.

Jednotka MSF využívá principu mžikového odpaření ve třech kaskádovitě řazených komorách, v nichž dochází k postupnému snižování tlaku. Vstupní kapalina je nejprve ohřata ve výměníku tepla pomocí cirkulující topné vody a následně je přiváděna do odpařovací komory, kde dochází k mžikovému odpaření (tzv. *flash evaporation*) části kapaliny a tím dochází k oddělení těkavých složek (nejčastěji vody). Odpar neprobíhá přímo na teplosměnné ploše, což významně snižuje riziko zanášení a usazování, a tím i potřebu údržby. Vznikající vodní pára následně prochází odlučovačem kapek (demisterem) a je vedena do kondenzátorů chlazených externím okruhem. Zkondenzovaný destilát je zachycován do sběrných nádrží. Zbýlá OV je odváděna do nádrže a kontinuálně proudí jednotkou. Podtlak je v systému udržován pomocí ejektorové vývěvy.

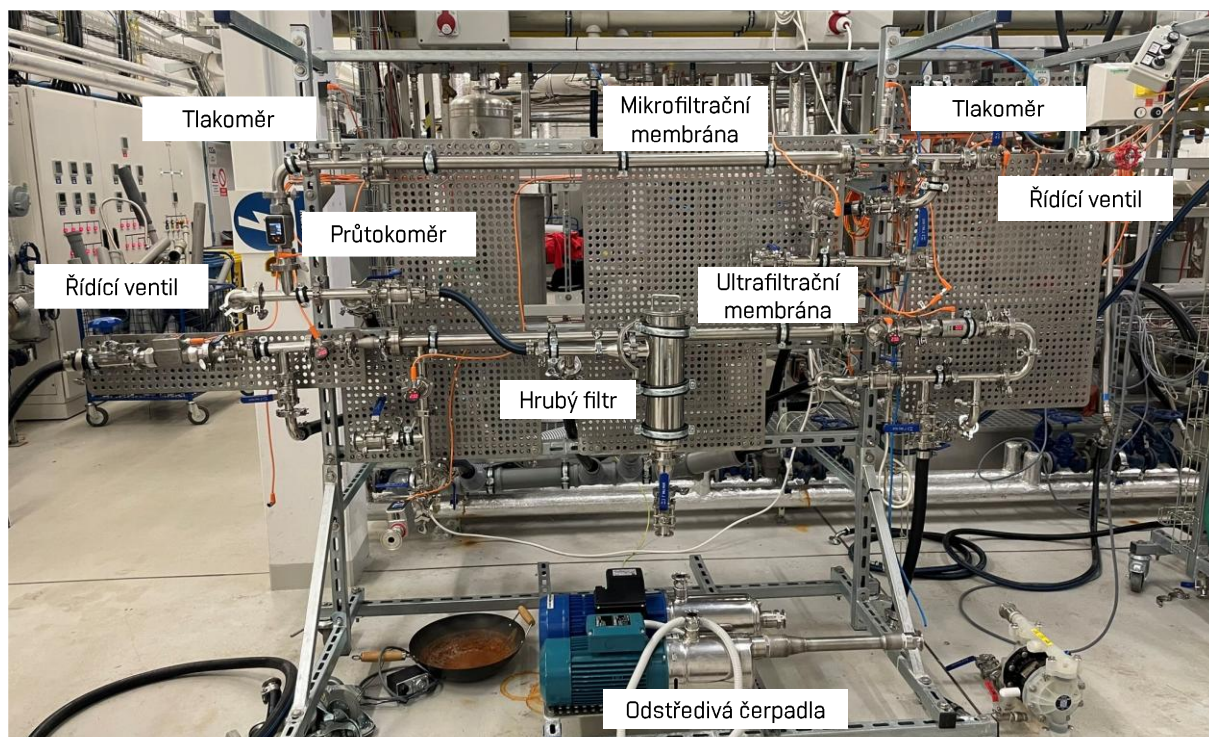
Jednotka je provozována v kontinuálním režimu, jak lze sledovat na schématu (Obr. 14), a díky své konstrukci je univerzálně použitelná pro různé typy OV. Její výhodou je vysoká účinnost separace vody při nízkém riziku provozních komplikací způsobených zanášením.



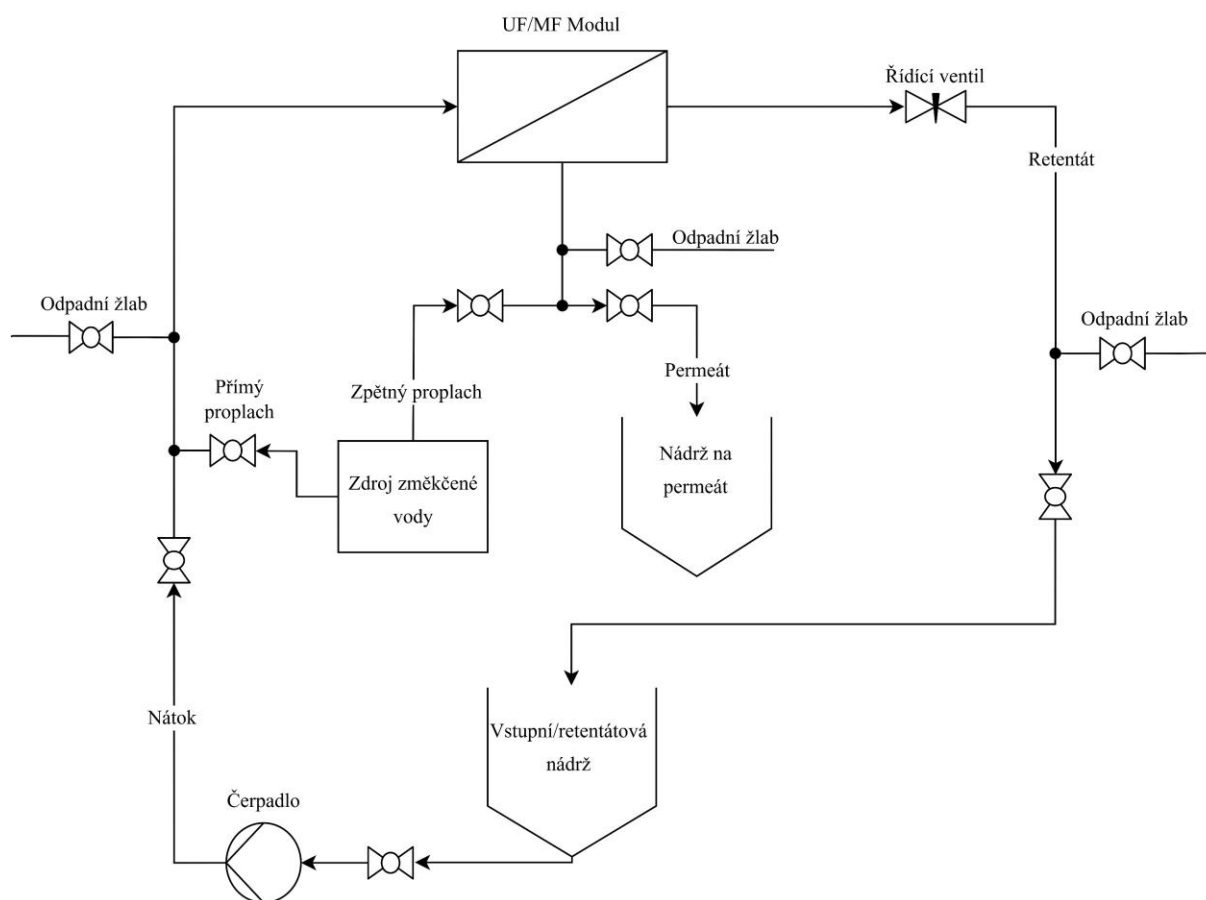
Obr. 14: Schéma jednotky vícestupňové mžikové odparky.

Z membránových technologií byly pro experimentální činnost využity jednotky mikrofiltrace (MF) a ultrafiltrace (UF), vybaveny keramickými membránami z  $\text{TiO}_2$  od výrobce Tami Industries. Obě membrány mají trubkový tvar s osmi kanálky a aktivní plochou  $0,2 \text{ m}^2$ . Průměr pórů MF membrány je  $1,4 \mu\text{m}$ , UF má dělicí schopnost (*cut-off*) 300 kDa, což umožňuje účinné oddělení rozpuštěných a koloidních částic, ale i vysokomolekulárních organických látek. Fotografie obou jednotek s vyznačenými komponenty je k dispozici na Obr. 15.

Mikrofiltrační membráně předchází hrubý filtr, jehož účelem je odstranění největších nečistot, které by případně mohly způsobit poškození membrán nebo jejich rychlejší zanesení. Oba systémy jsou provozovány v tzv. *cross-flow* režimu, který minimalizuje zanášení a umožňuje stabilní separaci i při vyšších koncentracích nerozpuštěných látek. Obr. 16 znázorňuje schéma zapojení, které je univerzální pro oba typy membránových modulů, jediným rozdílem je zapojení hrubého filtru před MF. Surová OV je ze vstupní nádrže odčerpávána přes membránu. Permeát (čistá frakce) je odváděn do samostatné nádrže, zatímco retentát se vrací zpět do vstupní nádrže a cirkuluje systémem do potřebného zahuštění. Systém je umožňuje přímý a zpětný proplach, napájený ze zdroje změkčené vody, což usnadňuje údržbu membrán.



Obr. 15: Fotografie membránových procesů v Laboratoři energeticky náročných procesů.



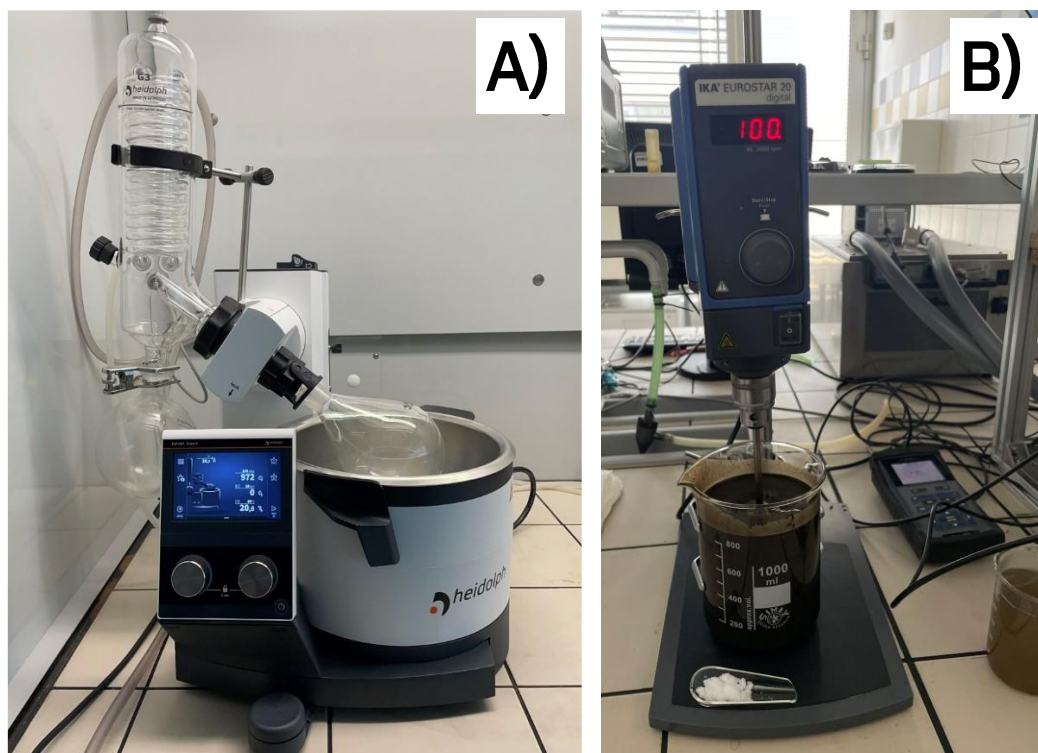
Obr. 16: Schéma zapojení membránových jednotek.

Pro experimenty bylo dále využito zázemí Analytické laboratoře paliv a odpadů. Tato laboratoř disponuje chemickým vybavením pro normované stanovení chemických a fyzikálních parametrů, jako jsou CHSK, koncentrace fosforečnanů a amonných iontů, viskozita, sušina, rozpuštěné a nerozpuštěné látky apod.

Součástí vybavení analytické laboratoře je také laboratorní rotační vakuová odparka (Hei-VAP Core, Heidolph), jejíž fotografie je na Obr. 17A. Pro kádinkové testy (tzv. „jar testy“) byly využity laboratorní hřídelová míchadla IKA RW 20 digital a IKA EUROSTAR 20 digital (viz Obr. 17B) s lopatkovými míchadly. Měření pH, teploty a elektrické vodivosti bylo prováděno pomocí multimetru WTW ProfiLine Multi 3320, který je vybaven elektrodami SenTix21 a TetraCon 325. Pro stanovení hustoty byl využit hustoměr Anton Paar DMA 4101, pro stanovení sušiny TGA Eltra Thermostep.

Z důvodu omezené dostupnosti přístrojového vybavení pro specifická stanovení (např. těžké kovy, organický uhlík, povrchově aktivní látky) nebo z časových důvodů byly využity služby externích akreditovaných laboratoří.

V experimentální části bylo dále využito externí zázemí Ústavu geologických věd Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity, a to pro přípravu a měření vzorků pomocí rentgenové difrakční analýzy (XRD) a rastrovacího elektronového mikroskopu (SEM).



Obr. 17: Fotografie laboratorních zařízení: A) rotační vakuová odparka Hei-VAP Core v Analytické laboratoři paliv a odpadů; B) laboratorní aparatury pro krystalizační „jar testy“ – hřídelové míchadlo IKA EUROSTAR 20.

## 5 Odpadní voda z bioplynových stanic

Odpadní voda z bioplynových stanic (fugát) představuje environmentálně a technologicky náročný proud, který se vyznačuje vysokým obsahem amoniaku, fosforu, draslíku a hořčíku, nerozpuštěných látek a variabilitou v závislosti na typu vstupního substrátu, technologii fermentace a provozních podmínkách. Vzhledem k tlaku na snižování emisí nutrientů, omezeným možnostem aplikace fugátu na zemědělskou půdu, zejména s ohledem na Nitrátovou směrnici, a rostoucí potřebě efektivního využívání živin a vody, je cílem této dizertační práce **konceptní návrh recyklační technologie umožňující zisk vody a druhotných surovin (zejména N a P) z fugátu**, v souladu s principy cirkulární ekonomiky.

Tato kapitola se soustředí na sled procesů, který byl navržen na základě poznatků z odborné literatury, předchozích výzkumných aktivit kolegů z Ústavu procesního inženýrství (viz kap 3.4) a řešení výzkumného projektu TAČR (FW03010481), v jehož rámci byla vyvinuta a testována pilotní zahušťovací jednotka v provozu BPS. Sled zahrnuje **tři klíčové procesy: vakuové odpařování, stripování destilátu a srážení živin z koncentráту**. Každý krok je hodnocen samostatně. Jejich propojení a finální konceptní návrh zpracování fugátu jsou detailněji popsány v kap. 5.4. Důraz je kladen na analýzu jednotlivých kapalných proudů vznikajících během procesu zpracování fugátu – tj. zahuštěný fugát, destilát a amonný roztok – a na ověření proveditelnosti recyklace vody a druhotných surovin.

### 5.1 Návrh experimentálního ověření zvolených metod

Tato kapitola se zaměřuje na návrh a popis postupu laboratorního ověření metod pro zpracování fugátu z BPS s cílem recyklovat vodu a druhotné suroviny. Postup navazuje na dříve ověřený potenciál zahuštění fugátu pomocí vakuového odpařování a vychází z hypotézy, že v kombinaci se srážením struvitu a stripováním amoniaku může vést k efektivní separaci živin a získání opětovně využitelné vody, a to i v případě fugátu s proměnlivým složením.

V úvodu této kapitoly jsou popsány vlastnosti a variabilita odebraných vzorků fugátu ze zemědělských BPS. Následuje popis jednotlivých kroků postupu a plán navrženého ověření srážení struvitu. Cílem bylo ověřit potenciál krystalizace pomalu hnojiva s pomalým uvolňováním a obsahem P a N z reálného fugátu, přestože jeho složení mohlo komplikovat proces. V závěru kapitoly jsou popsány aplikované analytické metody pro hodnocení složení jednotlivých výstupních proudů a vlastností získaných produktů.

#### 5.1.1 Analýza provozu a charakteristika fugátu

Pro experimentální částí práce byl odebírán fugát ze zemědělských bioplynových stanic v Dříteči a Rakvicích. BPS Dříteč patří mezi větší zařízení svého druhu s výkonem 2 000 kW<sub>el</sub>, zatímco BPS Rakvice disponuje elektrickým výkonem 500 kW<sub>el</sub> a navíc jako jedna z mála ČR produkuje biometan (CzBA, 2025). Vstupní substráty v těchto provozech tvoří převážně kukuřičná siláž a hovězí kejda, doplněné o žitnou senáž a cukrovarnické řízky, což odpovídá typickému složení substrátů v zemědělských BPS na území ČR. Výběr těchto BPS byl umožněn díky spolupráci se společností agriKomp Bohemia s.r.o. a návaznosti na probíhající výzkumné projekty.

Vzorky byly odebrány jednorázově v různých dnech, bez cíleného sledování proměnlivosti, které nebylo jedním z cílů této práce. Variabilita vstupních parametrů však může mít zásadní vliv na výtěžnost a stabilitu celého procesu. Složení fugátu bývá v praxi pravidelně monitorováno provozovateli BPS

a poskytnutá data mohou sloužit k přizpůsobení provozních podmínek technologie při konkrétní integraci.

Navzdory obdobnému typu vstupních surovin vykazují analyzované vzorky fugátu rozdíly ve svém fyzikálně-chemickém složení, jak ukazuje Tab. 12. Variabilita se promítá do obsahu rozpuštěných a nerozpuštěných látek a také sušiny – parametrů stěžejních pro provoz recyklační technologie.

Z hlediska recyklace druhotných surovin jsou však klíčové koncentrace  $N_{\text{celk}}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $P_{\text{celk}}$  a  $\text{Mg}$ . V uvedených vzorcích kolísá koncentrace  $P_{\text{celk}}$  v rozmezí  $231\text{--}325 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,  $\text{Mg}$   $21\text{--}415 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  a  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $2,7\text{--}4,2 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Menší rozptyl v koncentracích vykazuje  $\text{K}$  ( $4,2\text{--}4,5 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Tyto variability mají přímý vliv na výtěžnost a čistotu výsledných produktů, protože jak bylo zmíněno v kap. 3.1.5, poměr  $\text{Mg:N:P}$ , příp.  $\text{Mg:K:P}$ , je zcela zásadním faktorem ovlivňujícím tvorbu struvitu i dalších fosforečnanových solí, jako jsou hořečnaté, vápenaté či draselné fosfáty.

Variabilita složení fugátu může být způsobena více faktory. Mezi ty hlavní patří změny v poměru vstupního substrátu, rozdílné stupně rozkladu v anaerobním fermentoru, technologie separace digestátu a přítomnosti spontánních sraženin (Lorick et al., 2020; Varling et al., 2025; Wei et al., 2024). Zejména přítomnost  $\text{Ca}$ , jehož koncentrace v analyzovaných vzorcích také značně kolísá ( $0,3\text{--}1,2 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), může ovlivnit rovnováhu při srážení struvitu a potenciálně působit jako inhibitor tím, že při vyšších poměrech  $\text{Ca:Mg}$  dochází ke tvorbě např. dolomitu ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) a jiných sloučenin (Ha et al., 2023a).

Tab. 12: Hodnoty fyzikálně-chemických parametrů vstupních fugátů (F1 a F2 z BPS Dříteč, F3 z BPS Rakvice).

Parametr	Jednotka	F1	F2	F3
pH	[-]	8,3	8,4	7,9
Sušina	[%]	5,6	6,5	6,22
RL	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	35 833	34 700	-
NL	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	24 889	28 350	-
$N_{\text{celk}}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	6 650	-	5 604
$\text{NH}_4\text{-N}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	3 649	2 735	4 216
$P_{\text{celk}}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	231	-	325
$\text{Mg}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	20,6	-	415
$\text{K}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	4 200	-	4 459
$\text{Ca}$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	290	-	1 201

### 5.1.2 Návrh experimentálního postupu

Na základě provedené rešerše problematiky BPS (viz kap 3.1) a s ohledem na charakteristiku fugátu, jeho množství a obsah živin, byl v rámci této dizertační práce navržen víceokrový technologický postup zaměřený na recyklaci čisté vody a separaci nutrientů (zejména  $\text{N}$  a  $\text{P}$ ). Cílem bylo prověřit proveditelnost takového postupu při zpracování fugátu z BPS v podmínkách odpovídajících reálnému provozu. Postup byl navržen s ohledem na dostupnost odpadního tepla z kogeneračních jednotek a aniž by bylo třeba nákladné chemické úpravy fugátu.

Návrh technologického postupu vycházel z předpokladů, že:

- vakuové odpařování fugátu povede ke snížení obsahu těkavého  $\text{NH}_4\text{-N}$  a k zakoncentrování živin ( $\text{P}$ ,  $\text{Mg}$ ,  $\text{K}$ ) v koncentrátu, čímž se zlepší podmínky pro jejich následnou recyklaci;
- ve vzniklém koncentrátu bude možné realizovat srážení struvitu za provozně přijatelných podmínek;
- těkavý amoniak přecházející do destilátu bude možné separovat pomocí stripovací jednotky a recyklovat ve formě dusíkatého hnojiva.

Pracovní hypotéza tedy předpokládala, že úpravou poměru Mg:N:P a pH může být dosaženo tvorby krystalického produktu, primárně ve formě struvitu, jakožto vícesložkového hnojiva s pomalým uvolňováním živin, a to i bez přídavku fosforečnanů. Zároveň bylo cílem prověřit, zda koncentrát vznikající při odpařování splňuje nutné fyzikálně-chemické podmínky pro krystalizaci a jaká je jeho využitelnost z hlediska obsahu druhotných surovin i legislativních limitů pro aplikaci na zemědělskou půdu (např. obsah těžkých kovů). Tudiž v rámci této části dizertační práce byly navrženy a experimentálně ověřeny tři klíčové procesy:

1. **Vakuové odpařování** – slouží k separaci vody a zahuštění fugátu (zakoncentrování nutrientů). Technologie vakuového odpařování se vyznačuje vysokou účinností, provozní robustností a možností využití nízkopotenciálního odpadního tepla, které je v provozech BPS běžně dostupné. Tento proces je jedním z dlouholetých předmětů výzkumu realizovaném na ÚPI.
2. **Srážení struvitu ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )** – cílená recyklace N, P a Mg ve formě krystalického produktu. Proces je citlivý na provozní podmínky, zejména na poměr Mg:N:P a pH. S ohledem na přirozenou variabilitu složení fugátu je cílem ověřit, zda je srážení struvitu z koncentráту po odpařování realizovatelné za podmínek, které odpovídají reálným provozům.
3. **Stripování amoniaku** – odstranění těkavého  $\text{NH}_4\text{-N}$  z destilátu a jeho záchyt ve formě amonného roztoku. Následně amonné soli (např.  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), které lze dále využít jako kapalné či krystalické dusíkaté hnojivo.

Detailní návrh a schéma celého technologického postupu je uveden v kapitole 5.4, která shrnuje ověřený sled kroků naplňujících cíle této práce.

#### Zahájení experimentální práce

Surový fugát byl do laboratoře LENP dodáván v IBC kontejnerech nebo plastových sudech, ve kterých byl následně skladován v chladicí místnosti při teplotě 2–5 °C po nezbytně nutnou dobu před zpracováním. Přípravné experimenty začínaly na jednotce vícestupňové mžikové odparky (MSF), jejíž popis a fotografie společně s dalšími využitými technologiemi je k dispozici v kap. 4.2. Fugát byl nejprve přečerpán do nádrže a promíchán, čímž bylo docíleno potřebné homogenizace – důležité mimo jiné i pro odebrání reprezentativních vstupních vzorků. Odparka pracovala v kontinuálním režimu, přičemž ohřev vstupního média byl zajištěn výměníkem tepla napojeným na horkou vodu z elektrického kotle.

Za sníženého tlaku dochází v MSF k separaci těkavých složek – v tomto případě se jednalo především o vodu a  $\text{NH}_4\text{-N}$ , které byly po kondenzaci zachycovány do destilačních nádob. Výsledný kapalný zbytek se zvýšenou koncentrací nerozpuštěných látek a druhotných surovin byl dále využit pro srážení struvitu. Za jednu ze specifických technologických výzev lze považovat náchylnost fugátu k pěnění, která byla pozorována při vakuovém odpařování. Výběr vhodného protipěnicího přípravku vychází z dizertační práce Vondra (2017), která porovnávala rostlinné oleje a siloxanové přípravky. V této práci byl zvolen slunečnicový olej jako snadno dostupné a efektivní řešení.

Vznikající koncentrát byl využit pro krystalizační testy srážení struvitu v laboratorních kádinkách. Cílem těchto experimentů bylo ověřit možnost cílené separace živin ve formě pevného produktu s potenciálem využití jako hnojiva. Na základě poznatků z rešerše byl navržen plánovaný experiment s cílem zhodnotit vliv čtyř hlavních provozních parametrů – míry zahuštění koncentráту, reakční doby, rychlosti míchání a molárního poměru Mg – na výtěžnost a kvalitu výsledného produktu. Podrobný návrh experimentu a jeho postupu je uveden v následující kap. 5.1.3.

Současně bylo v rámci práce byla hodnocena recyklace vody z destilátu. Ten obsahuje těkavý amoniak, který během odpařování přechází z kapalné fáze do páry a kondenzuje společně s vodou. Přítomnost  $\text{NH}_4\text{-N}$  znemožňuje přímé využití získané vody např. pro závlahy nebo oplachy, neboť

představuje environmentální riziko s ohledem na Nitrátovou směrnici. V této práci byla pozornost věnována proudům vznikajícím stripováním na poloprovozní jednotce instalované v BPS Dříteč, která byla vyvinuta v rámci výzkumného projektu TAČR FW03010481. Tato jednotka byla navržena tak, aby umožnila kombinaci vícestupňového vakuového odpařování a parního stripování s využitím odpadního tepla z kogenerační jednotky přímo v reálném provozu BPS.

### 5.1.3 Návrh experimentu srážení struvitu z koncentráту

Jak již bylo uvedeno v teoretické části (kap. 2.6.2 a 3.1.5), proces srážení struvitu ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) je ovlivňován řadou faktorů – především hodnotou pH, teplotou, molárním poměrem reaktantů (Mg:N:P), intenzitou míchání a přítomností iontů, které mohou krystalizaci inhibovat (zejména  $\text{Ca}^{2+}$ ). **Dostupné studie**, které se zabývají srážením struvitu v digestátu nebo fugátu, **využívají syntetickou odpadní vodu, příp. reálný digestát nebo fugát s upravenou koncentrací fosforu. Cílem této práce bylo naopak ověřit výtěžnost struvitu z reálného fugátu se sníženou koncentrací  $\text{NH}_4\text{-N}$  po vakuovém odpařování**, jehož komplexní a proměnlivé složení může průběh srážení ovlivnit.

Cíle této části experimentální práce bylo ověřit, zda je možné účinně srážet struvit z koncentráту získaného vakuovým odpařováním reálného fugátu ze zemědělské BPS. Přestože je možné, že srážení struvitu bude inhibováno přítomností anorganické a organické hmoty, koloidními částicemi nebo vápenatými ionty, tyto složky nebyly v rámci experimentu řízeny. Experiment byl proto navržen jako praktické ověření proveditelnosti srážení struvitu z reálné odpadní matrice.

Z množiny relevantních parametrů byly pro laboratorní ověření zvoleny čtyři provozně ovlivnitelné veličiny:

- míra zahuštění fugátu (vyjádřena pomocí sušiny),
- reakční doba,
- rychlost míchání,
- molární poměr Mg:P.

Další důležité parametry – pH a teplota – byly určeny jako konstantní faktory, protože o jejich optimální hodnotě panuje konsenzus v odborné komunitě (viz např. Corona et al., 2022; Edahwati et al., 2016; Ha et al., 2023; Melgaço et al., 2021). Zmíněné studie ukazují, že optimální pH pro srážení struvitu o vysoké čistotě z fugátu se obvykle pohybuje mezi 8,5–9 a teplota v rozmezí 20–25 °C.

Vliv čtyř vybraných klíčových faktorů byl ověřován pomocí metod plánovaného experimentu. Experiment byl sestaven jako částečně faktoriální plán v softwaru Minitab, počet běhů byl optimalizován s ohledem na časovou, materiálovou a ekonomickou náročnost laboratorních testů (viz Tab. 13). Do návrhu byly zařazeny i tři středové body pro ověření variability a nelinearity mezi odezvou a faktory.

Každý z proměnlivých faktorů byl zkoumán ve třech úrovních – dolní, střední a horní – označených pomocí kódovaných hodnot (-1, 0, +1), viz Tab. 14. Hodnoty míry zahuštění byly zvoleny na základě vlastních experimentálních dat odpařování fugátu s ohledem na přenositelnost do průmyslové praxe. Zbylé hodnoty vycházejí z literární rešerše, kdy délka experimentu vycházela z časových požadavků jednotlivých kroků popsaných níže, rychlost otáček byla volena v rozmezí 60–140 ot/min na základě studií autorů Corona et al. (2022) a Warmadewanthi et al. (2020). Rozmezí poměru Mg:P bylo navrženo na základě analýzy odborných studií např. autorů Wang et al. (2006) a Corona et al. (2022) a byl volen i poměr s vyšším nadbytkem Mg, který by měl zajistit dostatečnou koncentraci  $\text{Mg}^{2+}$  pro tvorbu struvitu. Přesto zůstávalo otázkou, zda nebudou ve fugátu přítomny inhibiční ionty, zejména  $\text{Ca}^{2+}$ , které mohou narušit proces srážení struvitu. Předcházet těmto vlivům by vyžadovalo výrazné zvýšení dávky Mg, což by však výrazně zvýšilo provozní náklady.

Plánovanými sledovanými parametry byly hmotnostní výtěžnost struvitu (získaná analýzou pomocí XRD), velikost a morfologie krystalů (zjištěná pomocí analýzy SEM), změny v pH během experimentu (indikující změnu reakční kinetiky) a koncentrace prvků po reakci.

Tab. 13: Návrh se čtyřmi faktory a kódovanými proměnnými.

Číslo běhu	Sušina [%]	Rychlost otáček [ot·min <sup>-1</sup> ]	Délka experimentu [hod]	Molární poměr Mg:P [-]
1	+1	-1	+1	-1
2	+1	-1	-1	+1
3	0	0	0	0
4	+1	+1	-1	-1
5	+1	+1	+1	+1
6	0	0	0	0
7	-1	+1	+1	-1
8	-1	-1	+1	+1
9	-1	-1	-1	-1
10	0	0	0	0
11	-1	+1	-1	+1

Tab. 14: Zvolené hodnoty zkoumaných faktorů.

Označení faktoru	Zkoumaný faktor	Úroveň		
		Dolní (-1)	Střední (0)	Horní (+1)
A	Sušina [%]	7,4	9,9	12,4
B	Délka experimentu [hod]	4	5	6
C	Rychlost otáček [ot·min <sup>-1</sup> ]	60	100	140
D	Molární poměr Mg:P [-]	1,5:1	2,0:1	2,5:1

Srážení struvitu bylo prováděno v laboratorních kádinkách o objemu 1 000 ml při laboratorní teplotě odpovídající rozmezí optimální hodnoty pro experimenty. Pro každý běh bylo naváženo přibližně 900 g koncentráту fugátu o odpovídajícím zahuštění dle návrhu experimentu (viz Tab. 14 a Tab. 13). Bezprostředně po navážení byly změřeny jeho výchozí parametry (pH, teplota a elektrická vodivost), které byly dále sledovány po celou dobu experimentu v intervalu 15 min.

Vlastní průběh experimentu zahrnoval čtyři fáze:

### 1. Homogenizační fáze (30 min)

Vzorek byl míchán definovanou rychlostí (60, 100 nebo 140 ot./min) pomocí lopatkového míchadla. V této fázi bylo pH upraveno do požadovaného rozmezí 8,7–8,9 pomocí 2,5 M roztoku NaOH. Zároveň bylo do fugátu dávkováno množství MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O k dosažení zvoleného molárního poměru Mg:P. Jelikož přídavek hořečnaté soli může ovlivňovat pH, byla jeho hodnota změřena bezprostředně po dávkování a v případě potřeby korigována.

### 2. Hlavní reakční fáze (2–4 hod)

Vzorek byl ponechán za stálého míchání po dobu stanovenou návrhem experimentu – celková reakční doba odpovídala 4, 5 nebo 6 h. Rychlost míchání byla konstantní po celou

dobu běhu. Průběžně probíhalo měření pH, teploty a elektrické vodivosti, s případnou úpravou pH, jinak ovšem probíhala hlavní reakční fáze bez dalších zásahů. Tato fáze měla klíčový význam pro tvorbu a růst krystalů struvitu.

### **3. Sedimentační fáze (30 min)**

Po ukončení míchání byl systém ponechán v klidu, aby mohlo dojít k sedimentaci vzniklých krystalů. Cílem této fáze bylo podpořit tvorbu větších krystalických struktur, jak doporučují např. Kabdaşlı et al., (2022).

### **4. Finální homogenizace (30 min)**

Po sedimentaci bylo opět spuštěno míchání s cílem podpořit aglomeraci částic a vytvoření větších agregátů struvitu.

Tento experimentální postup vychází ze studií Corona et al., (2022); González-Morales et al., (2021); Ha et al., (2023); Kabdaşlı et al., (2022); Ryu & Lee (2016); Warmadewanthi et al., (2020).

#### **5.1.4 Analýza získaných vzorků**

Po ukončení experimentů byly odebrané vzorky surového fugátu a výstupů z vakuového odpařování, krystalizace a stripování, analyzovány. Fyzikálně-chemické parametry – jako je sušina, hustota, pH a elektrická vodivost – byly stanoveny v laboratořích ÚPI. Koncentrace anorganických složek (např.  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{N}_{\text{celk}}$ ,  $\text{P}_{\text{celk}}$ , CHSK, NL, RL) byly analyzovány externími akreditovanými laboratořemi dle příslušných normovaných postupů. Analýzy byly provedeny v souladu s požadavky platné legislativy určující využití fermentačních produktů (digestátů) jako hnojiva, konkrétně dle zákona 156/1998 Sb., o hnojivech, a upřesňující vyhlášky č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, s ohledem na související ustanovení zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech.

Pro kvantitativní fázovou analýzu sušených vzorků po srážení byla použita XRD metoda. Vzorky byly předpřipraveny mletím pomocí diskového vibračního mlýna Retsch RS 200 a následně v laboratorním mlýnku McCrone Micronising Mill. K určení amorfni složky vzorku byl přidán vnitřní standard ( $\text{ZnO}$ , 20 hm. %). Měření probíhalo na zařízení Panalytical X'Pert s konvenční reflexní geometrií, Co-anodou ( $\lambda\text{K}\alpha = 0,17902 \text{ nm}$ ), Fe-filtrem, RTMS detektorem (X'Cellerator) a fixními divergenčními clonami. Podmínky měření – krok:  $0,033^\circ 2\theta$ , čas na krok: 400 s, úhlová oblast:  $5\text{--}100^\circ 2\theta$ , celková doba načítání skenu: 2:32:42 (h:min:s). Vyhodnocení dat proběhlo pomocí softwarů Malvern Panalytical HighScore 5.2 a Bruker DIFFRAC plus Topas 4. Kvantitativní fázová analýza byla provedena Rietveldovou metodou.

Vybrané vzorky byly studovány metodami skenovací elektronové mikroskopie a energiově disperzní RTG-mikroanalýzy (SEM/EDS) pomocí přístroje Tescan MIRA LMS. Vzorky byly předem pokoveny uhlíkem a pozorovány při urychlovacím napětí 20 kV.

## **5.2 Experimentální ověření zvolených metod**

Tato kapitola se zaměřuje na popis průběhu experimentů realizovaných v rámci jednotlivých kroků navrženého technologického postupu efektivního zpracování fugátu v souladu s principy CE. Postupně jsou popsány tři klíčové procesy: vakuové odpařování fugátu, stripování destilátu a srážení struvitu z koncentráty. Tyto kroky na sebe logicky navazují, přičemž každý z nich přispívá k naplnění dílčího cíle práce – recyklaci vody a získávání druhotných surovin z odpadní vody z BPS.

### 5.2.1 Odpařování fugátu

Tato část práce se zaměřuje na popis laboratorních experimentů vakuového odpařování na jednotce MSF fugátu z BPS Dříteč (vzorek F1) a BPS Rakvice (vzorek F3), definovaných v Tab. 12, a přímo navazuje na předchozí výzkumnou činnost kolegů z ÚPI. Cílem bylo jednak sledování vývoje fyzikálně-chemických parametrů ve vznikajícím destilátu a koncentrátu, jednak příprava koncentrátů o definované sušině pro navazující experimenty srážení struvitu.

#### Odpařování fugátu z BPS Dříteč (F1)

Cílem tohoto experimentu bylo sledování průběhu vakuového odpařování s důrazem na vývoj fyzikálně-chemických parametrů výstupních proudů. Během experimentu byly průběžně odebrány vzorky destilátu a zahušřovaného fugátu, jejichž výsledky jsou vyhodnoceny v následující kapitole 5.3.1.

Odpařování fugátu probíhalo téměř pět hodin. Během náběhu odpařování byly laděny průtoky odparkou, a protože bylo pozorováno zvýšené pění v odpařovacích komorách, bylo nutné dávkovat olej jako protipění přípravek. Celkem bylo dávkováno 150 ml slunečnicového oleje, který byl před přísáváním do odpařovací jednotky promíchán s částí fugátu, aby se zajistila jeho rovnoměrná distribuce a minimalizovalo riziko shlukování oleje na hladině v nádrži. Výsledná koncentrace oleje ve fugátu činí přibližně 0,0016 %<sub>hm</sub>.

Přehled dosažených provozních parametrů je uveden v Tab. 15. Během experimentu bylo zpracováno 85 kg fugátu, přičemž produkce destilátu dosahovala 11,5 kg·h<sup>-1</sup> (tj. výtěžnost 62 %). Ze začátku byly destiláty odebrány s půlhodinovým intervalem, protože k úniku těkavého NH<sub>4</sub>-N dochází spíše na začátcích, následně byl interval zkrácen na hodinu. Koncentráty byly odebrány přibližně po hodině.

Tab. 15: Provozní parametry během odpařování fugátu F1 z BPS Dříteč.

Parametr	Jednotka	Průměrné hodnoty během experimentu
Podtlak v 1. komoře	[bar]	-0,860
Podtlak ve 3. komoře	[bar]	-0,868
Teplota na vstupu	[°C]	65,4
Teplota na výstupu	[°C]	40,7
Průtok vody	[m <sup>3</sup> ·hod <sup>-1</sup> ]	0,275
Odpar destilátu	[kg·hod <sup>-1</sup> ]	11,5
Spotřeba tepelné energie	[kW]	7,7
Hmotnost vstupu	[kg]	85
Výtěžnost	[%]	62,2
Doba experimentu	[hh:mm]	04:51

#### Odpařování fugátu z BPS Rakvice (F3)

Na základě požadavků navazujícího experimentu srážení struvitu bylo nutné připravit koncentráty o předem definované sušině – konkrétně 7,4 %, 9,9 % a 12,4 %. Odpařování na MSF jednotce probíhalo po dobu čtyř a půl hodiny, přičemž první hodinu probíhalo ladění provozních parametrů, zejména nastavení průtoků odpařovací technologií. Stejně jako v minulém případě se objevilo pění v odpařovacích komorách, které přispělo k nadměrnému úniku kapiček do sběrných komor na destilát.

Pro zmírnění pění byl nejprve slunečnicový olej rozmíchán v části fugátu a přísávan za výměníkem tepla a následně přímo do první komory. Dávkování probíhalo postupně a celkem bylo nadávkováno 243 g oleje, což odpovídá koncentraci 0,0020 %<sub>hm</sub> ve fugátu. Volba slunečnicového oleje byla vedena s úmyslem využití biologicky rozložitelné látky, která nenaruší další využití koncentráту jako hnojiva a ani neovlivní následnou krystalizaci struvitu.

Použití oleje výrazně snížilo intenzitu pění a umožnilo dosáhnout ustálené fáze odpařování. V Tab. 16 jsou uvedeny průměrné provozní parametry experimentu, zvlášt' pro ustálenou fázi. V odpařovací jednotce bylo celkem zpracováno přes 120 kg fugátu a postupně byly odebírány koncentráty tak, aby sušiny odpovídaly cílovým hodnotám navrženým pro experiment srážení struvitu. Odpařování probíhalo do výtěžnosti 49,8 % tak, aby výsledný koncentrát dosáhl požadované sušiny 12,4 %. Odpar destilátu probíhal při průměrné rychlosti 13,4 kg·h<sup>-1</sup>, celková dosažená výtěžnost činila téměř 50 %, což je nižší než u odparu fugátu F1. Jak však bylo zmíněno, odpar byl v tomto případě cíleně ukončen po dosažení požadované sušiny.

Tab. 16: Provozní parametry MSF jednotky během experimentu s fugátem F3 z BPS Rakvice.

Parametr	Jednotka	Průměrné hodnoty během experimentu	Průměrné hodnoty během ustálené fáze
Podtlak v 1. komoře	[bar]	-0,874	-0,866
Podtlak ve 3. komoře	[bar]	-0,879	-0,869
Teplota na vstupu	[°C]	67,9	65,7
Teplota na výstupu	[°C]	42,9	46,2
Průtok vody	[m <sup>3</sup> ·hod <sup>-1</sup> ]	0,362	0,448
Odpar destilátu	[kg·hod <sup>-1</sup> ]	13,4	12,9
Spotřeba tepelné energie	[kW]	9	8,6
Hmotnost vstupu	[kg]		123,5
Výtěžnost	[%]		49,8
Doba experimentu	[hh:mm]		04:29

### 5.2.2 Stripování destilátu

Experiment stripování amoniaku z destilátu probíhal v rámci provozních testů prototypové jednotky instalované v areálu BPS Dříteč. Vstupním fugátem byl F2 (viz Tab. 12). Stripovací jednotka je navržena jako výplňová kolona s vodní parou jako stripovacím médiem. Ta je přiváděna zespodu kolony a při kontaktu s protékajícím destilátem absorbuje těkavý amoniak. Následně dochází ke kondenzaci páry s amoniakem v oddělené části systému a ke vzniku amonného roztoku s výrazně vyšší koncentrací NH<sub>4</sub>-N oproti původnímu destilátu z vakuového odpařování.

Destilát je na stripovací kolonu přiváděn shora při nominálním průtoku 240 kg·h<sup>-1</sup>. Stripovací pára o teplotě přibližně 70 °C vstupuje zespodu. V koloně dochází k intenzivnímu přestupu amoniaku do plynné fáze, čímž se destilát čistí, a vzniká čistá voda s předpokládanou koncentrací NH<sub>4</sub>-N do 40 mg·dm<sup>-3</sup> v objemu přibližně 210 kg·h<sup>-1</sup>. Pára s amonnými ionty následně kondenzuje v oddělené části systému za vzniku vedlejšího produktu – amonného roztoku – jehož produkce dosahuje 34 kg·h<sup>-1</sup>.

V počátečních fázích provozu jednotky však docházelo k mísení vznikajícího destilátu s vodou z řadu, která se při nájzdu technologie využívá jako chladicí médium. Tato voda vykazovala vysokou

tvrdost a zvýšený obsah rozpuštěných solí, čímž dochází k částečné degradaci kvality destilátu a vznikající čisté vody. Mísení je způsobeno nutností využít externí vodu pro chlazení v náběhové fázi provozu, než bude možné pro chlazení využít upravenou vodu po stripování.

### 5.2.3 Srážení struvitu z koncentrátu

Realizace experimentů probíhala dle plánovaného experimentu uvedeného v kap. 5.1.3. Přehled podmínek jednotlivých běhů a průměrné hodnoty sledovaných parametrů jsou uvedeny v Tab. 17. Všechny reakce probíhaly za kontrolovaných podmínek při laboratorní teplotě (19–21 °C), přičemž pH bylo udržováno v cílovém rozmezí 8,5–9 pomocí přídatku 2,5M roztoku NaOH.

Poměr Mg:P byl v surovém fugátu stanoven na 1,5:1, což znamená že tento poměr je dosažen přirozeně bez nutné aditivace. Pro navýšení molárních poměrů Mg:P na 2:1 a 2,5:1 byly vzorky aditivovány pomocí  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ . S ohledem na údaje o průběžných koncentracích v surovém fugátu poskytnutých provozovatelem BPS z pravidelných kontrol byly vypočteny potřebné dávky aditiva. Ačkoliv by nejpřesnějším postupem bylo stanovení aktuální koncentrace Mg a P v jednotlivých vzorcích fugátu, zvolený přístup záměrně se přibližuje reálným podmínkám provozu a k ověření, zda lze proces srážení struvitu realizovat případně i bez aditivace hořčíku a na základě informací běžně dostupných z provozních kontrol.

Ačkoliv by nejpřesnějším postupem bylo stanovení aktuální koncentrace Mg a P v jednotlivých vzorcích fugátu, vzhledem k technicko-organizačním omezením a návaznosti experimentů nebylo možné tento postup realizovat. Přesto byl zvolený přístup považován za dostatečně reprezentativní pro účely experimentu.

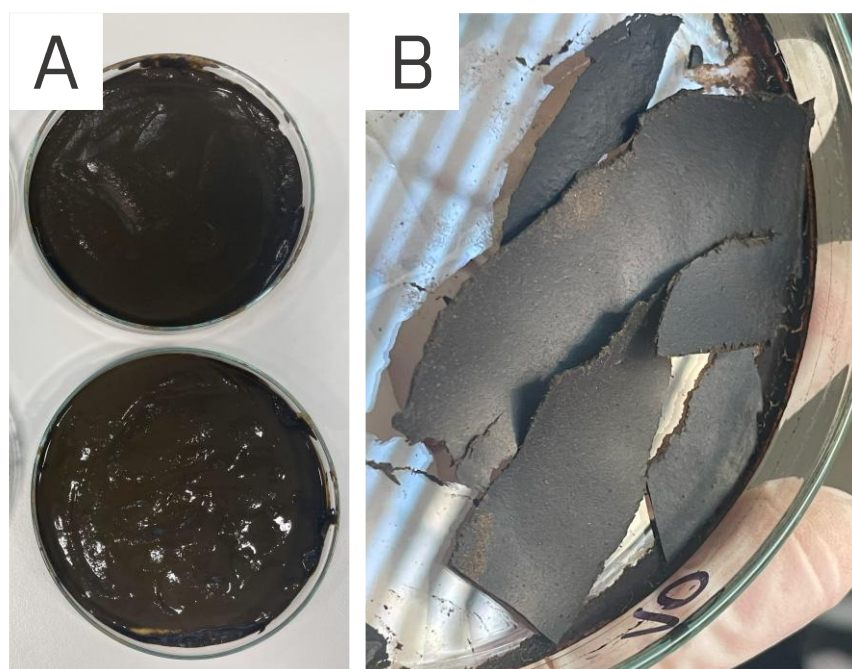
Průběh experimentů byl dobře kontrolovatelný. Přehled průměrných hodnot parametrů sledovaných v průběhu experimentu ukazuje na stabilní podmínky napříč jednotlivými běhy. V homogenizační fázi krystalizace docházelo po přídatku chloridu k mírnému poklesu hodnoty pH, která byla vyrovnávána dávkováním NaOH.

Hodnoty pH byly udržovány v požadovaném rozmezí po většinu reakce průběžným měřením a řízeným dávkováním hydroxidu. Přesto byla pozorována určitá rozdílná dynamika pH v hlavní reakční fázi mezi jednotlivými běhy. U běhů s vyšší dávkou  $\text{MgCl}_2$  (běhy č. 2 a 5), poté co bylo pH do přídatku upraveno do cílového rozmezí, docházelo po třech hodinách k poklesu pH. Tento jev může indikovat navázání  $\text{NH}_4^+$  do formující se krystalové struktury struvitu. Jak popisují např. Perwitasari et al. (2022) nebo (Yang et al., 2022), kdy se pokles pH v průběhu reakce využívá pro studium reakční kinetiky. Naproti tomu v bězích bez přídatku  $\text{MgCl}_2$  (např. běhy č. 7 a 9) byla dynamika klidnější a pH nebylo potřeba regulovat (experiment proběhl bez přídatku NaOH).

Tab. 17: Množství vstupů do jednotlivých běhů experimentu a průměrné hodnoty měřených parametrů.

Číslo běhu	Fugát [g]	MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O [g]	Celkem NaOH [ml]	Průměrné pH [-]	Průměrná teplota [°C]
1	926,4	-	1,0	8,699	20,2
2	901,6	9,898	12,0	8,701	20,8
3	898,9	3,015	5,0	8,798	21,0
4	898,0	-	4,0	8,730	21,0
5	910,5	9,994	10,8	8,683	18,6
6	908,3	3,049	5,0	8,714	19,9
7	891,0	-	-	8,737	20,0
8	914,3	3,552	3,5	8,726	19,7
9	911,8	-	-	8,867	20,5
10	905,1	3,042	5,0	8,760	21,4
11	916,1	3,558	3,0	8,739	19,5

Po ukončení srážení bylo cílem oddělit pevnou a kapalnou frakci za účelem kvantifikace srážených produktů. Vzhledem ke komplexnímu složení fugátu, viskozitě, hustotě a přítomnosti dispergovaných organických i anorganických částic však nebylo možné fáze spolehlivě oddělit filtrací ani centrifugací. Ačkoliv tímto postupem nebylo možné kvantifikovat oddělené fáze gravimetricky, bylo možné získat vzorek pro fázovou analýzu. Část vzorku byla přenesena na Petriho misku, kde probíhalo sušení na vzduchu při laboratorní teplotě (Obr. 18). Sušené frakce byly následně použity pro fázovou analýzu pomocí XRD a SEM. Zbývající část vzorku byla odebrána do vzorkovnice pro účely hnojivářského rozboru.



Obr. 18: Fotografie fugátu po krystalizačním testu: A) po ukončení experimentu, B) po vysušení při laboratorní teplotě (po 24h).

### 5.3 Vyhodnocení a interpretace dat

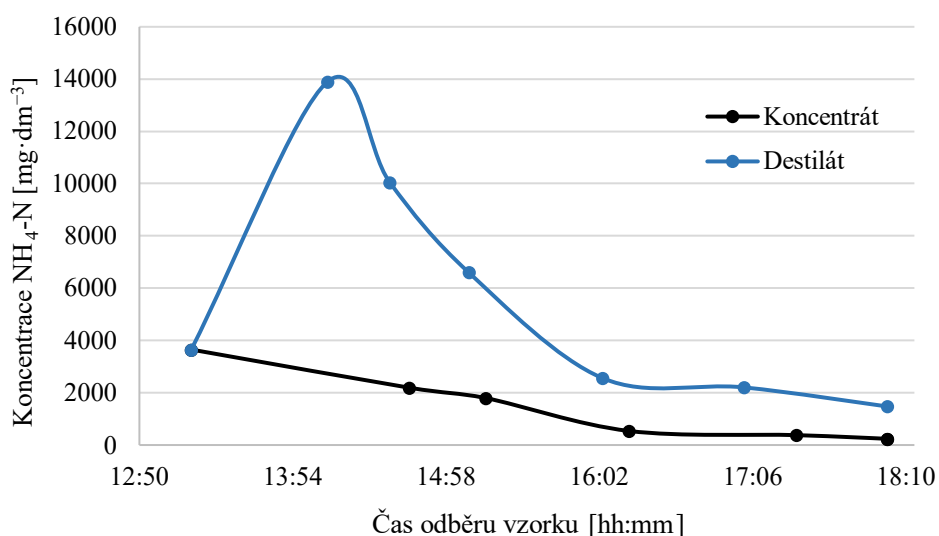
Tato kapitola se věnuje vyhodnocení a interpretaci fyzikálně-chemických analýz provedených v průběhu tří hlavních experimentálních kroků: vakuového odpařování fugátu, stripování destilátu a srážení struvitu z koncentráту. Výsledky jsou hodnoceny z hlediska účinnosti separace znečišťujících látek, kvality výstupních proudů a produktů a jejich potenciálu pro další využití.

#### 5.3.1 Odpařování fugátu

##### Odpařování fugátu z BPS Dříteč (F1)

Přehled fyzikálně-chemických parametrů vstupního fugátu a jednotlivých průběžně odebíraných vzorků koncentráту a destilátu je uveden v Tab. 18. U vzorků destilátu je patrný nárůst koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$  v úvodních fázích experimentu (až na  $13\,890\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), po kterém následuje postupný pokles. Tato dynamika je zřejmá i z grafického znázornění na Obr. 19, který znázorňuje časový průběh koncentrace amonného dusíku ve vzorcích destilátu a koncentráту. V prvních fázích experimentu (cca první hodina a půl) dochází k masivnímu přestupu těkavého amoniaku do parní fáze a kondenzaci společně s vodou na chladicích. Hodnoty organického znečištění destilátu a také elektrické vodivosti souvisle s tím vykazují klesající trend.

Směsné vzorky byly použity jako referenční pro hodnocení následných možných procesů (např. srážení struvitu nebo stripování). U destilátu došlo k významnému snížení CHSK (z  $261\,117\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  na  $163\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , tj. účinnost odstranění 99,9 %), pH zůstává zásadité a vysoká elektrická vodivost v důsledku koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$   $3\,383\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Výsledky potvrzují vysokou účinnost separace organického znečištění a naznačují, že po cíleném odstranění amoniaku (např. stripováním nebo membránovou destilací) může být destilát považován za prakticky čistou vodu vhodnou k opětovnému využití, např. jako chladicí, procesní nebo užitková voda.



Obr. 19: Koncentrace amonného dusíku v destilátu a koncentráту v průběžně odebíraných vzorcích během odpařování.

Tab. 18: Vybrané fyzikálně-chemické parametry vstupního fugátu a průběžně odebíraných vzorků destilátu a koncentrátu.

Parametr Jednotka	Sušina [%]	pH [-]	EV [mS·cm <sup>-1</sup> ]	N-NH <sub>4</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	CHSK [mg·dm <sup>-3</sup> ]
Vstup	5,57	8,27	30,6	3649	261 117
Dest. 1	-	9,93	49,5	13 890	982
Dest. 2	-	10,25	30,3	10 047	389
Dest. 3	-	10,31	13,5	6 604	182
Dest. 4	-	10,23	9,1	2 563	139
Dest. 5	-	10,12	8,3	2 213	53
Dest. 6	-	10,08	4,6	1 482	128
Dest. směsný	-	10,20	10,5	3 383	163
Konc. 1	5,38	9,37	22,3	2194	-
Konc. 2	5,84	9,17	21,6	1798	-
Konc. 3	6,82	8,95	21,5	538	-
Konc. 4	9,21	8,97	21,6	378	-
Konc. 5	12,32	8,94	24,4	237	-
Konc. směsný	11,50	8,92	24,0	220	136 695

Vzorky koncentrátů vykazují postupné zahušťování, které je patrné z nárůstu sušiny (z 5,6 na 12,3 %) a nerozpuštěných látek (z 25 na 56 g·dm<sup>-3</sup>). Lze sledovat významný pokles NH<sub>4</sub>-N (z 3 649 na 220 mg·dm<sup>-3</sup>) tj. účinnost odstranění 94 %. Tento výsledek potvrzuje vhodnost kombinace vakuového odpařování a navazujícího stripování pro účinnost separace těkavých forem amoniaku.

Z pohledu možného využití vzniklého koncentrátu pro recyklaci druhotných surovin je zásadní nárůst koncentrací živin, především P<sub>celk</sub>, jehož koncentrace vzrostla z 231 na 887 mg·dm<sup>-3</sup> – tedy přibližně na čtyřnásobek výchozí hodnoty. Také koncentrace Mg významně vzrostla (z 21 na 178 mg·dm<sup>-3</sup> a K (z 4 200 na 11 300 mg·dm<sup>-3</sup>), čímž se koncentrát jeví jako perspektivní surovina pro cílené získávání živin.

Zároveň je však nutné zohlednit zvýšenou koncentraci Ca<sup>2+</sup> iontů, která vzrostla z 290 na 1 510 mg·dm<sup>-3</sup>, protože tento nadbytek vápníku může zásadně ovlivnit srážecí procesy, zejména v případech, kdy by bylo cíleno na krystalizaci struvitu. Za daných podmínek, tedy při výrazném nadbytku Ca<sup>2+</sup> a relativně nízké koncentraci Mg<sup>2+</sup>, bude s vyšší pravděpodobností docházet ke vzniku vápenatých forem fosforečnanů, typicky hydroxyapatitu (Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>). Vznik tohoto minerálu je považován za žádoucí, neboť nabízí alternativní cestu recyklace fosforu s vysokým agronomickým potenciálem.

Tab. 19: Pokračování parametrů vstupního fugátu a směsného koncentráту.

Parametr	Jednotka	Vstup	Konc. směsný
Hustota	[kg·m <sup>-3</sup> ]	1 028	1 045
NL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	24 889	56 000
RL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	35 833	30 000
Ncelk	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	6 650	5 250
N-NH <sub>4</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	3 649	220
Pcelk	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	231	887
Mg	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	20,6	178
K	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	4 200	11 300
Ca	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	290	1 510
Na	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	75	218
S	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	188	664

### Odpařování fugátu z BPS Rakvice (F3)

Odpařování fugátu F3 probíhalo za účelem přípravy koncentrátů pro navazující experimenty krystalizace struvitu. V tomto případě nebylo cílem detailní hodnocení získaného destilátu a účinnost odstranění znečišťujících látek, ale výhradně příprava tří koncentrátů s cílovou sušinou ~ 7,4 %, 9,9 % a 12,4 % dle plánovaného experimentu (viz kap. 5.1.3).

Z výsledků (Tab. 20) je patrné, že postupné zahušťování vedlo k zahušťování cílových prvků pro krystalizaci – P a Mg, a výrazné snížení koncentrace N. Například koncentrace P<sub>celk</sub> vzrostla z 325 mg·dm<sup>-3</sup> ve vstupním fugátu až na 631 mg·dm<sup>-3</sup> v koncentráту s nejvyšší sušinou. Obdobně se zakonzentroval i Mg (z 415 mg·dm<sup>-3</sup> ve vstupu na 849 mg·dm<sup>-3</sup> v koncentráту 3).

Tato postupná koncentrace P a Mg, a odstraňování N naznačuje, že vakuové odpařování má značný potenciál přípravy vhodného média pro recyklaci druhotných surovin z fugátu. Zároveň je patrné, že s rostoucí sušinou dochází také ke zvyšování koncentrace pevných složek (sušiny) a některých iontů, což je důležité z hlediska potenciální inhibice následného srážení. Zároveň také nárůst pH po odpaření (z 7,9 na 8,4) je pozitivní z hlediska nastavení výchozích podmínek pro srážení struvitu, protože optimální pH pro tvorbu MAP se pohybuje v rozmezí 8,5–9,0.

S ohledem na potenciální využití fugátu jako hnojiva byla provedena i analýza obsahu těžkých kovů. Zejména obsah zinku (Zn), mědi (Cu), niklu (Ni), olova (Pb), kadmia (Cd) a rtuti (Hg) je z pohledu legislativních limitů stanovených Vyhláškou č. 474/2000 Sb. pro organická hnojiva podstatný. Tab. 20 ukazuje, že s rostoucím zahušťováním koncentrace těchto prvků mírně narůstají, což je očekávaný jev.

U většiny sledovaných kovů zůstávají hodnoty i v nejkonzentrovějším vzorku (koncentrát 3) pod stanovenými limity. Nicméně u několika prvků (zejména Cd, Zn, Ni, Cu) došlo v nejvyšším stupni zahuštění k mírnému překročení přípustných hodnot:

- Cd: stanoveno 2,26 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 2 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny,
- Pb: stanoveno 13,1 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 100 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny,
- Zn: stanoveno 1316,1 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 1200 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny,
- Ni: stanoveno 67 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 50 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny,
- Cu: stanoveno 257,7 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 250 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny,
- Hg: stanoveno 0,1 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny, povoleno 1 mg·kg<sup>-1</sup> sušiny.

Z toho vyplývá, že ačkoliv koncentrát vykazuje příznivou koncentraci živin pro krystalizaci struvitu, jeho přímé využití jako organického hnojiva může být omezeno legislativními požadavky na obsah rizikových prvků. Přesto lze koncentrát nadále považovat za vhodnou surovinu pro další technologické zpracování a využití

Tab. 20: Výsledky analýzy fyzikálně-chemických parametrů vstupu a koncentrátů fugátu BPS Rakvice.

Parametr	Jednotka	Vstup	Konc. 1	Konc. 2	Konc. 3
pH	[-]	7,9	8,4	8,4	8,4
Sušina	[%]	6,22	7,33	9,69	12,49
Hustota	[kg·m <sup>-3</sup> ]	1 031,1	1 031,8	1 040,2	1 049,7
N <sub>celk</sub>	[g·dm <sup>-3</sup> ]	5,604	0,420	0,456	0,503
P <sub>celk</sub>	[g·dm <sup>-3</sup> ]	0,325	0,402	0,503	0,613
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	[g·dm <sup>-3</sup> ]	0,744	0,921	1,151	1,404
Mg	[g·dm <sup>-3</sup> ]	0,415	0,469	0,645	0,849
K	[g·dm <sup>-3</sup> ]	4,459	5,519	7,044	8,942
Ca	[g·dm <sup>-3</sup> ]	1,201	1,374	1,776	2,099
Na	[g·dm <sup>-3</sup> ]	0,205	0,241	0,325	0,393
S	[g·dm <sup>-3</sup> ]	0,300	0,333	0,879	0,460
Cr	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	0,840	0,841	0,847	0,855
Cd	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	0,039	0,039	0,040	0,040
Cu	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	4,483	4,486	4,522	4,564
Mo	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	0,333	0,334	0,336	0,340
Ni	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1,167	1,168	1,177	1,188
Pb	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	0,228	0,228	0,230	0,232
Hg	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	0,002	0,002	0,002	0,002
Zn	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	22,896	22,912	23,094	23,309

### 5.3.2 Stripování destilátu

Destilát z vakuového odpařování vykazuje alkalické pH, díky čemuž se značná část amoniaku vyskytuje ve své těkavé formě, což je klíčové pro efektivní stripování. V destilátu po odpařování fugátu F2 bylo naměřeno pH o hodnotě 9,8. Za těchto podmínek došlo ve stripovací koloně k významnému snížení koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$ , konkrétně z  $3\,880\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  na  $380\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tj. účinnost odstranění 90 %), viz Tab. 21. Přestože je výstupní hodnota nad očekávanou koncentrací  $40\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , lze předpokládat, že snížení účinnosti bylo způsobeno vysokou tvrdostí vody, se kterou byl destilát v této fázi provozu míchán. Tento nežádoucí přínos minerálních iontů (zejména  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$ ) se projevil i ve zvýšených hodnotách RL v čisté vodě ( $1\,590\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  oproti  $1\,190\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  v destilátu), což se potvrdilo také vyšší vodivostí. Fotografie získaných vzorků lze pozorovat na Obr. 20.

V budoucích experimentech bude tento efekt minimalizován jednak náhradou lokální tvrdé vody za změkčenou, a jednak delší provozní dobou, kdy jako chladicí proud bude využíván recirkulovaný proud čisté vody ze stripování již s nízkým obsahem solí.

Tab. 21: Fyzikálně-chemické parametry vstupního fugátu, destilátu a proudů po stripování.

Parametr	Jednotka	Vstup	Destilát	Čistá voda	$\text{NH}_4\text{-N}$ roztok
pH	[-]	8,43	9,77	8,80	10,37
EV	$[\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}]$	23,2	12,77	3,42	18,88
CHSK	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	58 250	95,5	76,4	-
NL	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	28 350	10	<2	-
RL	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	34 700	1 190	1 590	-
N-NH4	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	2 735	3 880	380	25 079

Amoniak, odstraněný z destilátu, byl zachycen ve formě vodného roztoku a shromážděn v externí nádrži. Tento proud představuje významný vedlejší produkt s přidanou hodnotou, protože obsahuje vysoké koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $25\,079\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), a je tak vhodným výchozím materiálem pro výrobu dusíkatých hnojiv.

V surové podobě má amonný roztok zásadité pH ( $\sim 10,4$ ) a tak je jeho přímá aplikace v zemědělství z legislativních i praktických důvodů omezená (nutná stabilizace, vysoká koncentrace). Navazující možné zpracování zahrnuje:

- neutralizaci kyselinou sírovou  $\rightarrow$  výroba síranu amonného  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,
- neutralizaci kyselinou dusičnou  $\rightarrow$  výroba dusičnanu amonného  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,
- neutralizaci organickými kyselinami (např. citronovou)  $\rightarrow$  produkce citrátu amonného (vhodný pro specializované aplikace, např. ekologické zemědělství).

Každý z těchto přístupů se liší v požadavcích na vstupní chemikálie a ekonomickém zhodnocení výsledného produktu. V kap. 5.4.1 bude dále diskutována integrace technologie do reálného provozu, včetně odhadu nákladů na kyseliny a zhodnocení potenciálu těchto produktů.



Obr. 20: Fotografie vzorků z experimentu (zleva): vstupní fugát, směsný destilát a výsledná čistá voda.

### 5.3.3 Srážení struvitu z koncentrátu

Hlavním záměrem této části bylo ověření proveditelnosti recyklace druhotných surovin – především P ve formě struvitu – z komplexního odpadního toku, jako je koncentrát vakuového odpařování fugátu. Experiment vycházel z předpokladu, že kombinace snížení koncentrace amoniakálního dusíku a zahuštění koncentrátu povede k příznivějším molárním poměrům Mg:N:P pro srážení struvitu bez nutnosti dodatečné aditivace fosforečnanů.

Jedenáct běhů experimentu bylo navrženo tak, aby prověřily vliv čtyř provozně ovlivnitelných parametrů – míry zahuštění fugátu, reakční doby, rychlosti míchání a molárního poměru Mg:P – na výtěžnost struvitu z koncentrátu. Výtěžnost byla určena pomocí fázové analýzy rentgenovou difrakcí (XRD), přičemž přítomnost struvitu byla následně potvrzena pomocí SEM/EDS ve dvou vybraných vzorcích (běh 1 a 6).

Kvantitativní fázová analýza (viz Tab. 22) určila hmotnostní zastoupení jednotlivých fází v suchém vzorku po krystalizaci. Hodnoty obsahu struvitu pohybují v úzkém rozmezí 1,9–2,5 hm. %, přičemž nejvyšší dosažená výtěžnost činila 2,5 % (běh č. 4), nejnižší 1,9 % (běh č. 3). Dominantní složkou všech vzorků byla amorfní fáze (více než 80 %), a vedlejšími identifikovanými krystalickými složkami byly sylvín (KCl), Mg-kalcit a monohydrokalcit.

Zastoupení vápenatých fází ve vzorcích naznačuje, že přítomnost  $\text{Ca}^{2+}$  iontů částečně inhibovala srážení struvitu a vedla ke vzniku konkurenčních sloučenin. Vysoký podíl amorfních složek dále ovlivnil hmotnostní podíl struvitu ve vzorku.

Tab. 22: Výsledky kvantitativní fázové analýzy v hmotnostních procentech, zaokrouhлено na jedno desetinné místo.

Číslo běhu	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Struvit	2,3	2,1	1,9	2,5	2,2	2,3	2,1	2,2	2,1	2,3	2,4
Sylvín (KCl)	3,3	6,9	4,7	1,7	5,2	4,4	2,7	5	3,2	4,3	5,1
Mg-kalcit	3,1	3,3	3,5	3,1	3,1	3	3,3	3	2,4	4,2	3,2
Monohydrokalcit	3	2,5	2,8	3,2	2,5	2,7	2,9	2,9	2,9	2,8	2,9
Cristobalit (Opál C)	1	0,9	0,9	1	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	1
Křemen	1,7	2,4	1,5	2,1	1,7	1,6	1,4	1,5	1,4	2,2	1,8
Na-Ca živce	0,6	0,2	0,4	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,1	0,4	0,3
K živce	0,1	0,2	0,2	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0	0,4	0,5
Slídové minerály	0,3	0,2	0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1
Amorfni fáze	84,7	81,4	83,9	85,9	83,5	84,4	86,1	83,8	86,9	82,4	82,6
Suma	100,1	100,1	100	100	100	100,1	100,1	100,1	100	100,2	99,9
Rwp	3,82	4,24	4,05	3,66	3,97	3,95	3,80	4,07	3,80	4,04	4,10
GOF	1,87	2,02	1,95	1,77	2,10	1,92	1,85	1,97	1,86	1,96	1,99

Na základě koncentrací  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  a Mg bylo možné stanovit teoretický výtěžek struvitu, přičemž ve všech analyzovaných vzorcích byl limitujícím prvkem P. Teoretický výtěžek byl proto vypočten na základě koncentrace  $\text{P}_2\text{O}_5$  vztažené ke kilogramu sušiny a známých molárních hmotností (vztah č. 3). Výpočet vycházel z předpokladu, že veškerý dostupný P bude reagovat za vzniku struvitu. Následně byl jako hlavní výstup experimentu zvolen parametr *účinnost srážení struvitu*, definován vztahem č. 4 jako poměr mezi reálně dosaženou výtěžností (stanovenou pomocí XRD) a výtěžností teoretickou dle vztahu č. 3.

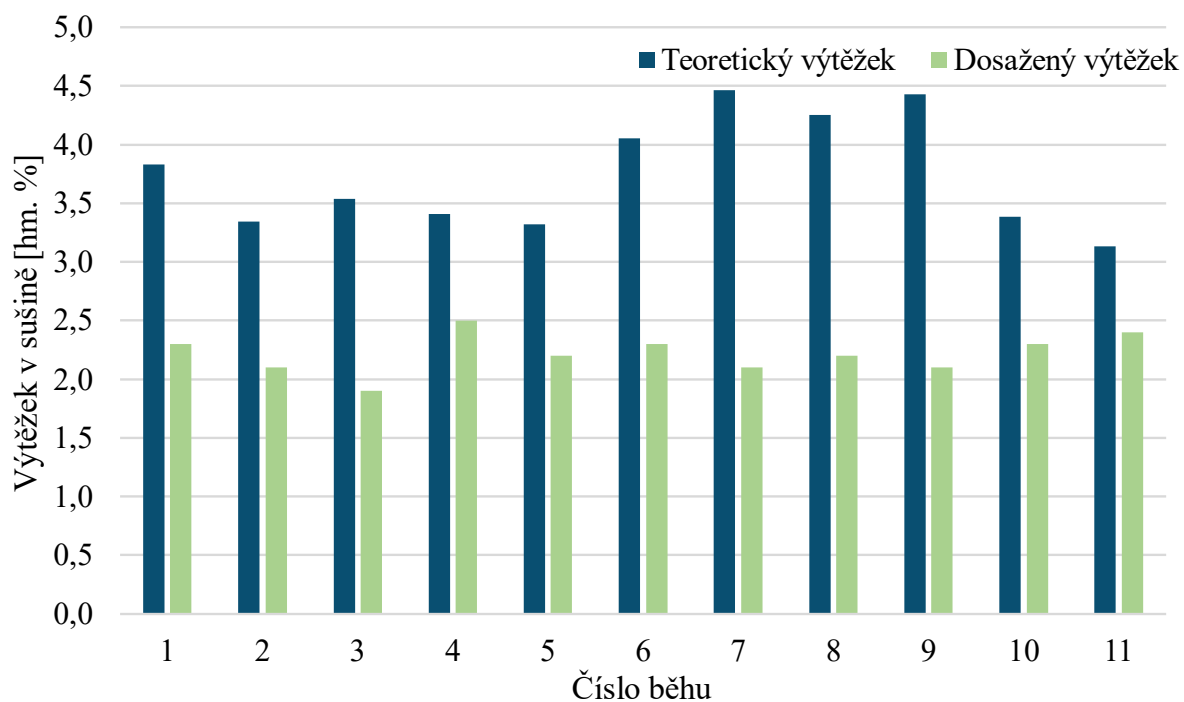
Výsledné hodnoty účinnosti srážení struvitu jsou graficky zobrazeny na Obr. 21, kdy účinnost srážení se pohybuje v rozmezí 47–77 %. Ačkoliv některé běhy dosáhly relativně vyšší účinnosti srážení, celkově zůstávají jak teoretické, tak skutečně dosažené výtěžnosti nízké. Což může být částečně důsledkem nepodařené separace fází, kdy byl struvit kvantifikován v celkové sušině obsahující významný podíl amorfních látek a nerozpuštěných složek.

$$m_{\text{struvit,teor}} = 2 \cdot \left( \frac{c_{\text{P}_2\text{O}_5}}{M_{\text{P}_2\text{O}_5}} \right) \cdot M_{\text{struvit}} \quad [g \cdot kg_{\text{suš}}^{-1}] \quad (3)$$

$$\eta_{\text{struvitu}} = \frac{m_{\text{struvit,real}}}{m_{\text{struvit,teor}}} \cdot 100 \quad [\%] \quad (4)$$

kde:

- $c_{\text{P}_2\text{O}_5}$  je koncentrace fosforečnanu ve vzorku vztažená ke kilogramu sušiny
- $M_{\text{P}_2\text{O}_5}$  ke molární hmotnost oxidu fosforečného ( $141,9 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ )
- $M_{\text{struvit}}$  je molární hmotnost struvitu ( $245,4 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ )



Obr. 21: Srovnání teoretického a dosaženého výtěžku struvitu z jednotlivých běhů experimentu.

Pro zhodnocení vlivu provozních parametrů na účinnost srážení struvitu byla provedena analýza plánovaného experimentu a výsledky celkového modelu jsou shrnuty v Tab. 23. Iterativním způsobem byly z modelu odstraňovány nejméně významné členy. Ani tak však nebylo při hladině významnosti  $\alpha = 0,05$  dosaženo statisticky významného modelu.

Nicméně některé faktory, zejména míra zahuštění ( $p=0,083$ ) a délka reakce ( $p=0,074$ ), vykazovaly  $p$ -hodnoty blízké hranici významnosti, což naznačuje jejich možný praktický vliv. Rovněž interakce mezi mírou zahuštění a molárním poměrem ( $p=0,091$ ) může mít vliv na účinnost srážení, což poukazuje na potenciální citlivost systému na kombinovaný účinek těchto parametrů.

Zakřivení odezvové plochy, založený na měření ve středových bodech, nebyl statisticky významný ( $p=0,834$ ). To naznačuje, že v uvažovaném rozsahu experimentálních podmínek nedochází k výraznému nelineárnímu chování systému, a že použití lineárního modelu je z hlediska interpretace výsledků dostatečné.

Tab. 23: Shrnutí výsledků statistické analýzy celkového modelu účinnosti srážení struvitu.

	Jednotka	Stupně volnosti	f-hodnota	p-hodnota
Model		8	2	0,375
Lineární část modelu		4	3,01	0,246
Míra zahuštění fugátu	[%]	1	3,54	0,201
Rychlost otáček	[ot·min <sup>-1</sup> ]	1	2,73	0,240
Délka experimentu	[hod]	1	3,84	0,189
Molární poměr Mg:P	[-]	1	1,94	0,298
Interakce I. Řádu		3	1,31	0,461
Míra zahuštění fugátu x Rychlost otáček		1	0,53	0,541
Míra zahuštění fugátu x Délka experimentu		1	0,13	0,752
Míra zahuštění fugátu x Molární poměr Mg:P		1	3,26	0,213
Zakřivení		1	0,06	0,834

Zároveň tyto výsledky poukazují na přítomnost inhibičních faktorů a potvrzují, že samotná úprava molárního poměru Mg:N:P či provozních parametrů (pH, teplota, míchání) není dostačující k dosažení efektivního srážení struvitu z reálného fugátu bez předúpravy nebo separace inhibujících složek.

To naznačuje, že dominantní vliv na srážení struvitu měl samotný charakter – komplexita fugátu. A to nejspíš především přítomnost možných inhibitorů – především interferujících iontů Ca<sup>2+</sup>, které jsou známým inhibitorem krystalizace struvitu, preferenčně tvořící stabilní krystalické fáze s Mg<sup>2+</sup>. A také míra nerozpuštěných látek, která se projevila ve významném množství amorfni fáze (81–87 %) a byla způsobena neúspěšným oddělením pevné a kapalné fáze po krystalizačních experimentech.

Vedle struvitu byly ve všech vzorcích detekovány i další krystalické fáze, přičemž dominantními složkami byly uhličitánové sloučeniny a sylvín (KCl). Výsledky kvantitativní fázové analýzy ukazují stabilní výskyt Mg-kalcitu (Ca<sub>1-x</sub>Mg<sub>x</sub>CO<sub>3</sub>) a monohydrokalcitu (CaCO<sub>3</sub>·3H<sub>2</sub>O) ve všech běžích experimentu, což svědčí o preferenční tvorbě těchto fází na úkor cílového produktu – struvitu.

Tvorba uhličitánových sloučenin je vysvětlitelná vysokým obsahem Ca<sup>2+</sup> a přítomností rozpuštěného CO<sub>2</sub> (resp. HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), které jsou ve fugátu běžné. Přestože je z literatury známo, že Ca<sup>2+</sup> může ovlivňovat účinnost krystalizace struvitu, výsledky fázové analýzy jednoznačně ukazují, že tento iont významně limitoval dostupnost Mg<sup>2+</sup> pro cílenou tvorbu struvitu. Krystalizace těchto uhličitánových sloučenin navíc není tak citlivá na pH a provozní podmínky, a proto mohlo dojít k jejich přednostnímu vysrážení a odčerpání Mg<sup>2+</sup> iontů.

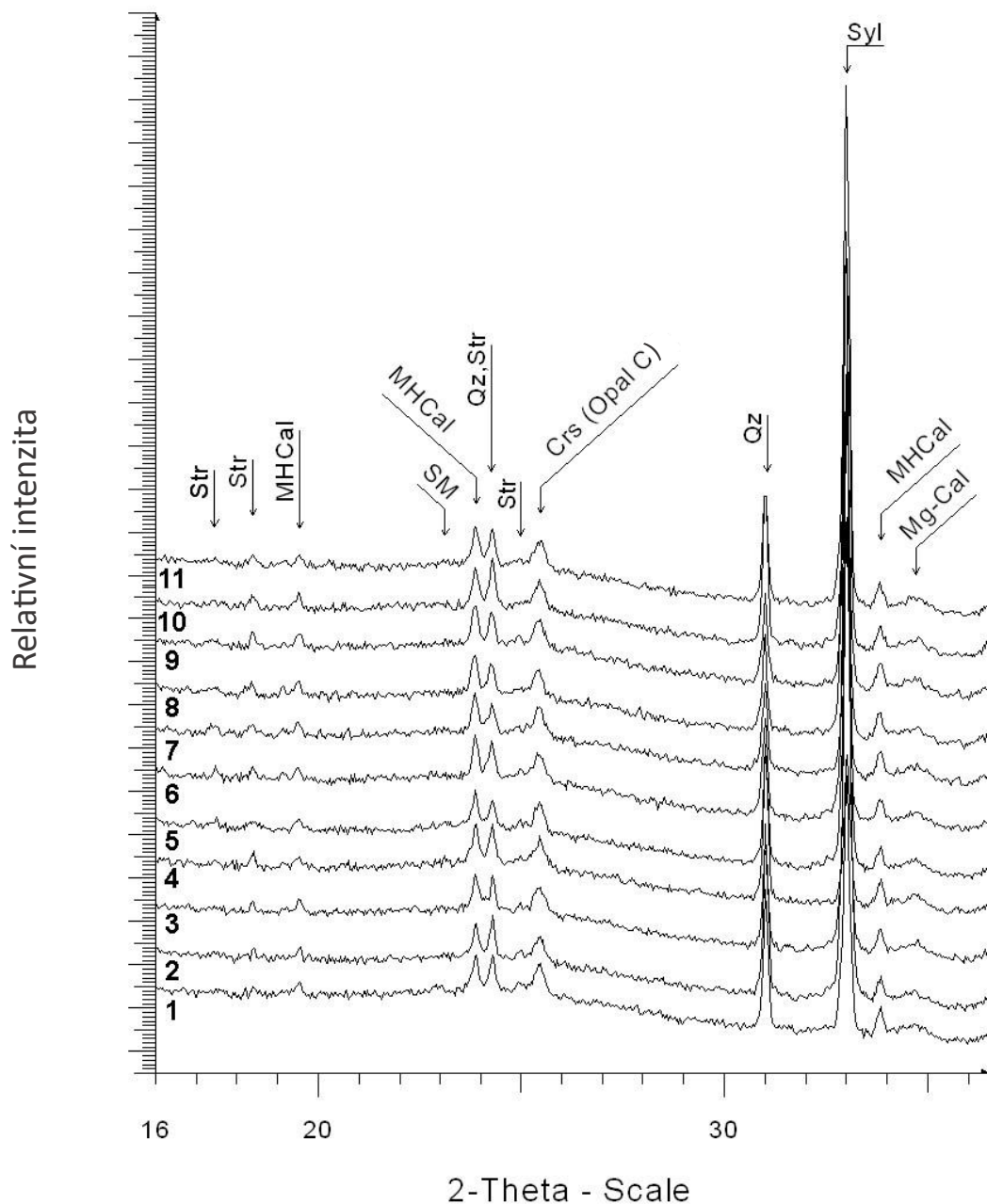
Zajímavou souvislostí mohou být i pozorované poklesy pH během hlavní reakční fáze, které byly původně připisovány vazbě NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do formujícího se krystalu struvitu. Na základě složení fází je však pravděpodobnější, že pokles pH byl způsoben srážením uhličitánů. Jejich vznik vede k poklesu volných uhličitánových iontů (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>), které ve fugátu přispívají k zásaditému pH. Zároveň by to vysvětlovalo, proč byl pokles pH pouze mírný – vznik uhličitánových sloučenin zachovává část alkalinity systému, a tak celková změna není rapidní.

Pro efektivní srážení struvitu z reálného fugátu je tedy nutné uvažovat o odstranění Ca<sup>2+</sup> před krystalizací struvitu. Možným způsobem je aditivace uhličitánu vápenatého (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), kdy dochází ke srážení CaCO<sub>3</sub>, což přináší volné Na<sup>+</sup> ionty, které mohou reagovat s Cl<sup>-</sup> (Hu et al., 2020).

Druhou výraznou fází byl KCl. Vznik této soli odráží kombinaci dostatečného množství iontových prekurzorů (K<sup>+</sup> a Cl<sup>-</sup>) dostupných ve fugátu, přičemž koncentrace chloridů byla zesílena přidávkem MgCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O. Nicméně i v běžích bez aditivace hořčíku (běhy č. 1, 4, 7 a 9) docházelo k jeho krystalizaci, což svědčí o přítomnosti volných chloridů ve fugátu.

Ačkoliv samotná přítomnost KCl neblokuje krystalizaci struvitu, jeho akumulace ve vysráženém produktu snižuje kvalitu materiálu a může zvyšovat riziko zasolování půdy při využití fugátu jako hnojiva. Proto je pro případnou aditivace Mg vhodné využít alternativní zdroje – např. MgO nebo  $Mg(OH)_2$ .

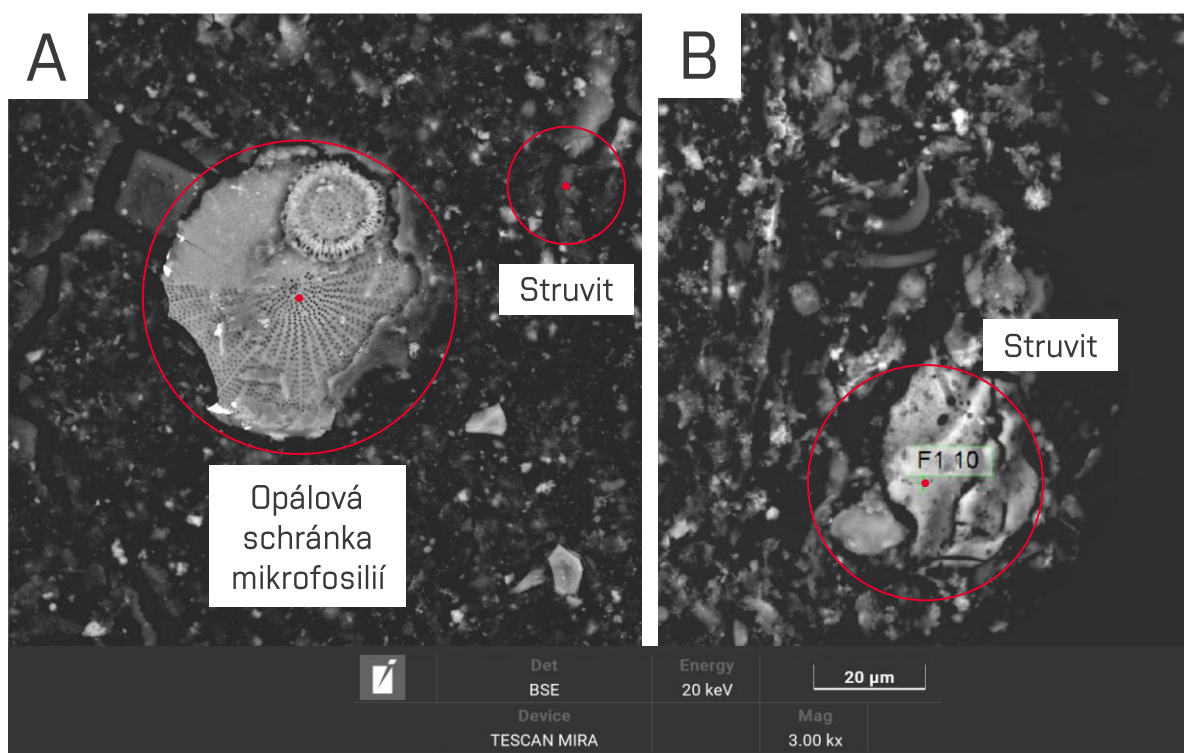
Difraktogramy analyzovaných vzorků (viz Obr. 22) ukazují vysokou míru shody napříč jednotlivými běhy – dominují píky odpovídající uhličitanům a KCl, zatímco píky struvitu jsou slabší. Dále je možné sledovat přirozeně přítomné minerály nejčastěji pocházející z původního substrátu a mikrobiální zbytků – cristobalit (opál), křemen, živce a slídkové materiály.



Obr. 22: Difraktogramy analyzovaných vzorků (úhlový rozsah 16–26,5 °2θ) s označenými hlavními difrakčními liniemi identifikovaných fází. Difuzní pozadí difraktogramů s maximem kolem 25 °2θ indikuje přítomnost velkého množství rentgenoamorfni fáze. Mg-Cal = Mg-kalcit, MH-Cal = monohydrokalcit, Qz = křemen, SM = slídkové minerály, Str = struvit, Syl = sylvín.

Analýza SEM/EDS poskytuje kvalitativní i kvantitativní údaje o chemickém složení analyzovaných oblastí, čímž potvrdila přítomnost struvitu ve vybraných vzorcích běhů č. 1 a 6. Na Obr. 23A je vedle zaměřeného místa se struvitem zachycena také opálová schránka mikroorganismu (rozsivky), zřetelně rozpoznatelná díky typické struktuře pro křemité biogenní zbytky. Tato schránka pochází z pevných složek fugátu, pravděpodobně pocházejících z anaerobního rozkladu biomasy. Je také v souladu s konstantním obsahem cristobalitu (opál C) napříč všemi vzorky, jak ukázala kvantitativní fázová analýza (Tab. 22). V zaměřené oblasti byly zjištěny zejména O (38,3 %<sub>hm.</sub>), K (24,4 %<sub>hm.</sub>), Si (10,9 %<sub>hm.</sub>), P (7,6 %<sub>hm.</sub>) a Mg (5,3 %<sub>hm.</sub>) – složení odpovídající minerální matici směsi struvitu, amorfních silikátů a draselných solí (Tab. 24).

Obr. 23B zachycuje shluk nepravidelně uspořádaných krystalů ve vzorku č. 1, kde byla potvrzena přítomnost struvitu s výrazně vyšším podílem P a Mg. V zaměřené oblasti se nacházel zvýšený obsah P 22,9 %<sub>hm.</sub> a Mg (6,2 %<sub>hm.</sub>), dále O (43,5 %<sub>hm.</sub>), Ca (19,9 %<sub>hm.</sub>) a K (5,6 %<sub>hm.</sub>) (viz Tab. 25). Dominantní zastoupení P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> a MgO odpovídá minerální matici struvitu, přičemž přítomnost CaO a K<sub>2</sub>O může ukazovat lokální interferenci kalcitové fáze a draselné soli. Výsledná kompozice tak představuje oblast s relativně vysokou čistotou cílového produktu, což podporuje hypotézu, že může ke srážení struvitu docházet i bez aditivace fosforečnanů.



Obr. 23: Snímky z analýzy vzorku fugátu po srážení pomocí SEM/EDS: A) struvit nalezen ve vzorku běhu č.6 a opálová schránka rozsivky; B) struvit nalezen ve vzorku běhu č.1.

Tab. 24: Kvantitativní výsledky SEM/EDS analýzy v zaměřené oblasti vzorku běhu č. 6: normalizované hmotností a atomové podíly jednotlivých prvků.

Prvek	Hmotnostní podíl normalizovaný [%]	Atomový podíl [%]	Sloučenina	Hmotnostní podíl ve sloučenině normalizovaný [%]	Absolutní odchylka [%] (1 $\sigma$ )
O	38,30	56,16		0,00	0,18
Na	1,99	2,03	Na <sub>2</sub> O	2,68	0,08
Mg	5,28	5,09	MgO	8,75	0,15
Al	0,81	0,71	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,54	0,03
Si	10,93	9,13	SiO <sub>2</sub>	23,38	0,22
P	7,63	5,78	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	17,47	0,14
S	2,78	2,03	SO <sub>3</sub>	6,94	0,06
Cl	2,42	1,60	-	2,42	0,05
K	24,35	14,61	K <sub>2</sub> O	29,33	0,36
Ca	3,29	1,92	CaO	4,60	0,06
Ti	0,04	0,02	TiO <sub>2</sub>	0,07	0,02
Mn	0,12	0,05	MnO	0,16	0,02
Fe	2,05	0,86	FeO	2,64	0,06
suma	100	100		100	

Tab. 25: Kvantitativní výsledky SEM/EDS analýzy v zaměřené oblasti vzorku běhu č. 1: normalizované hmotností a atomové podíly jednotlivých prvků.

Prvek	Hmotnostní podíl normalizovaný [%]	Atomový podíl [%]	Sloučenina	Hmotnostní podíl ve sloučenině normalizovaný [%]	Absolutní odchylka [%] (1 $\sigma$ )
O	43,51	61,67		0,00	0,24
Na	0,55	0,54	Na <sub>2</sub> O	0,74	0,05
Mg	6,21	5,79	MgO	10,29	0,27
Al	0,05	0,04	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,09	0,02
Si	0,19	0,16	SiO <sub>2</sub>	0,41	0,02
P	22,93	16,79	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	52,53	0,65
S	0,02	0,01	SO <sub>3</sub>	0,05	0,01
Cl	0,22	0,14	-	0,22	0,02
K	5,60	3,25	K <sub>2</sub> O	6,75	0,14
Ca	19,94	11,28	CaO	27,90	0,49
Ti	0,00	0,00	TiO <sub>2</sub>	0,00	0,00
Mn	0,73	0,30	MnO	0,94	0,04
Fe	0,05	0,02	FeO	0,07	0,03
suma	100	100		100,00	

Výsledky experimentu ukazují, že i bez jakékoliv dodatečné úpravy koncentráту – tedy bez aditivace hořecnatých solí, úpravy pH nebo přidavku fosforečnanů – dochází ke srážení struvitu s průměrnou účinností 51,2 %. Jinými slovy, více než polovina dostupného fosforu může být samovolně vázána do krystalické formy již při přirozeném pH koncentráту po odpařování (8,4–8,9), což odpovídá optimálním podmínkám pro tvorbu struvitu (pH 8,5–9,0).

Ačkoliv výtěžnost struvitu zůstala nízká (1,9–2,5 hm. % v sušině) a produkt obsahoval převážně amorfni podíl (81–87 %), lokální přítomnost struvitu byla potvrzena SEM/EDS analýzou, přičemž koncentrace v vybraných oblastech přesahovala hranici 16 % definovanou pro certifikované hnojivo podle nařízení EU/2021/1768.

Tyto výsledky naznačují, že koncentrát po vakuovém odpařování a následné částečné srážení představuje z hlediska využití na půdě hodnotnější surovinu než běžně aplikovaný surový fugát. Výrazně snížený podíl  $\text{NH}_4\text{-N}$ , a jeho zbytek vázaný s P a Mg do krystalických struktur mohou vést k postupnému uvolňování živin v čase a zamezení přehnojení. Což je výhodné z pohledu agronomického využití a také bezpečnější z environmentálního hlediska (nižší riziko eutrofizace, soulad s nitrátovou směrnicí).

Nicméně, pokud bychom uvažovali o zvýšení účinnosti srážení struvitu z reálného fugátu, bude nutné:

- Eliminovat  $\text{Ca}^{2+}$ , které kompetitivně reagují s  $\text{Mg}^{2+}$  a vytvářejí uhličitanové fáze na úkor cílového struvitu. Je primárně potřeba uvažovat o předúpravě fugátu nebo dvoustupňovém krystalizačním procesu, který zajistí snížení obsahu  $\text{Ca}^{2+}$  před srážením struvitu. Až následně je možné se věnovat dalším parametrům – pH, teplota, rychlost míchání apod.
- Pokud je potřeba aditivovat Mg, je nutné volit jiné zdroje (např. MgO nebo  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) a vyhnout se  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , který zvyšoval koncentraci  $\text{Cl}^-$  a podporovalo tvorbu vedlejších fází typu KCl, což je nežádoucí pro kvalitu produktu i následné aplikace.
- Minimalizovat obsah amorfni fáze, která souvisí s nedostatečnou separací pevných a kapalných složek po srážení. Nutné optimalizovat separační metodu pro možnou izolaci krystalických produktů ze zahuštěného fugátu.
- Zohlednit odlišnosti mezi syntetickými a reálnými maticemi. Reálný fugát má komplexní složení, s výrazně vyšším obsahem nerozpuštěných látek a konkurenčních iontů, což významně snižuje účinnost i selektivitu krystalizace.

Přestože nebylo dosaženo vysoké výtěžnosti struvitu, experiment potvrdil proveditelnost využití odpařeného fugátu jako zdroje pomalu se uvolňujících živin bez nutnosti chemické aditivace. Tento přístup umožňuje nejen částečnou recyklaci fosforu, ale především přináší praktické výhody v podobě stabilnějšího hnojivého účinku, nižšího rizika ztrát dusíku a lepší manipulovatelnosti s koncentrátem, a to díky výraznému snížení objemu.

Z provedené statistické analýzy zároveň vyplynulo, že žádný ze sledovaných provozních parametrů (reakční doba, rychlost otáček, míra zahuštění, Mg:P poměr) neměl statisticky významný vliv na výtěžnost struvitu. Lze konstatovat, že např. rychlost míchání fugátu po zahuštění je sice důležitá skrz homogenizaci, nicméně výsledky naznačují, že konkrétní rychlost není z hlediska výtěžnosti struvitu rozhodujícím faktorem. Její zvyšování tedy spíše vede k vyšší spotřebě energie bez odpovídajícího přínosu pro efektivitu separace.

Tato zjištění vytvářejí základ pro navazující výzkum s cílem odstranit inhibiční složky a zlepšit separaci pevné a kapalné fáze po krystalizaci.

## 5.4 Koncepční návrh recyklační technologie

Navržený koncept recyklační technologie pro bioplynové stanice vychází z charakteristických vlastností fugátu, tj. proměnlivého složení, přítomnosti druhotných surovin (zejména N, P, K a Mg), vysokého obsahu nerozpuštěných látek aj., a dále s přihlédnutím k dostupnosti nízkopotenciálního odpadního tepla a požadavku na provozní robustnost a jednoduchost systému. Cílem je vytvořit technicky realizovatelné a robustní řešení, které umožňuje recyklaci vody a živin z kapalné fáze digestátu za současné významné

redukce objemu zpracovávaného fugátu, čímž naplňuje **hlavní cíl dizertační práce – návrh technologického konceptu recyklace vody a druhotných surovin z průmyslových odpadních vod.** Navrhovaná technologie zahrnuje na sebe navazující kroky:

- homogenizace fugátu v zásobní nádrži,
- vakuové odpařování, při kterém se separuje destilát (voda +  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) a vzniká kapalný koncentrát s vyšším obsahem živin (P, Mg, K a zbytkového N),
- stripování destilátu zajišťuje oddělení  $\text{NH}_4\text{-N}$  pomocí vodní páry za vzniku amonného roztoku a čisté vody vhodné pro opětovné využití,
- amonný roztok je dále neutralizován a následně je zakoncentrováním produkováno dusíkaté hnojivo ve formě amonné soli, přičemž opět vzniká čistá voda,
- koncentrát je míchán v zásobní nádrži a dochází ke srážení struvitu bez aditivace reaktantů,
- zahuštěný fugát je aplikován na pole.

Jednotlivé kroky jsou graficky znázorněny na Obr. 24. Výstupem jsou tři proudy: zahuštěný fugát, čistá voda a amonný roztok, příp. amonná sůl. Tyto proudy mohou být dále využity buď přímo v provozu (např. oplachy, závlaha), nebo jako vstupní suroviny pro další zpracování či přímou aplikaci na zemědělskou půdu.

Po vstupní homogenizaci v zásobní nádrži je fugát odčerpáván do jednotky **vakuového odpařování**. Na základě laboratorních výsledků se jako vhodné provozní podmínky doporučuje vstupní teplota fugátu v rozmezí 60–70 °C a podtlak v odpařovacích komorách min. –0,88 bar, dle možností chlazení v daném provozu. Nicméně, v poloprovozním měřítku je vyžadováno adekvátní dimenzování a navýšení kapacity vakuového systému, zejména s ohledem na omezení pozorovaná při laboratorních experimentech. V nich docházelo k zahlcení vakuového systému v důsledku uvolňování rozpuštěných plynů, což limitovalo dosažení vyššího podtlaku. Tato skutečnost odlišuje zpracování fugátu od jiných typů POV, kde je plynná složka méně problematická.

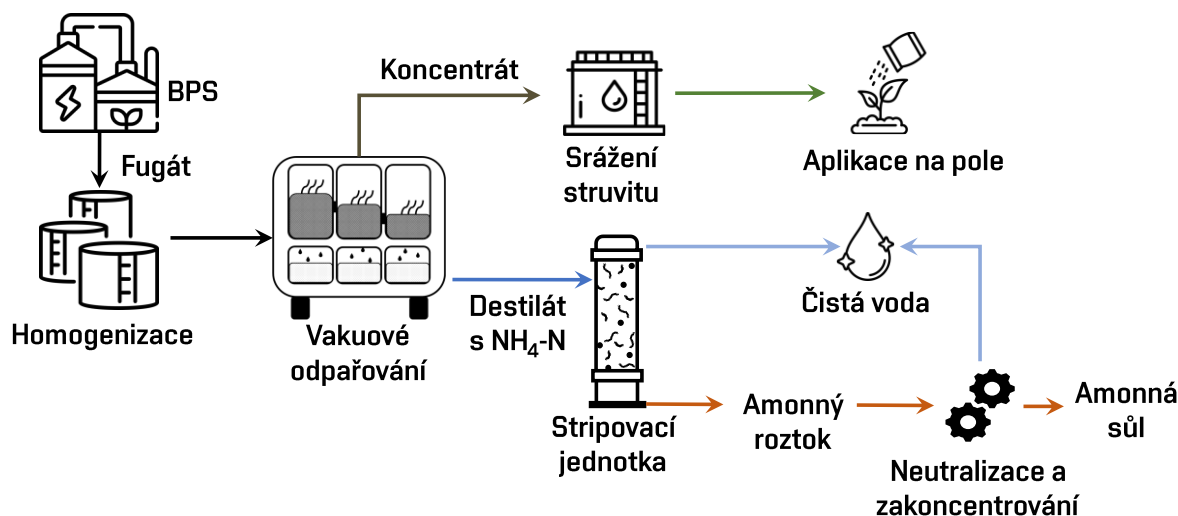
Současně se doporučuje cílit na maximální výtěžnost v destilátu cca 45 %, což odpovídá sušině koncentrátu kolem 11 %. Tato hodnota je volena na základě laboratorních výsledků koncentrace těžkých kovů. Pro využití koncentráту fugátu jako organického hnojiva je nezbytné, aby nebyly překročeny legislativní limity obsahu rizikových prvků dle Vyhlášky č. 474/2000 Sb. (konkrétně Cd, Zn, Ni, Cu). Zahuštění na 11 % sušiny představuje technologicky efektivní kompromis bez nutnosti následného zpracování za účelem odstranění těžkých kovů. Je však potřeba zohlednit, že výsledný obsah těžkých kovů je významně ovlivněn složením vstupních substrátů do fermentorů, a tedy míru zahuštění je potřeba volit dle konkrétních podmínek daného provozu.

Po odpařování je zahuštěný fugát skladován v zásobní nádrži, ve které dochází ke snížení teploty, přičemž je doporučováno promíchávání obsahu. Vzhledem k tomu, že tento proud vykazuje zvýšený obsah druhotných surovin (N, P, Mg), ale také příznivé fyzikálně-chemické podmínky (především hodnotu pH v rozmezí 8,5–9), dochází v této fázi k pasivnímu **srážení struvitu ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )** i bez aditivace fosforečnanů nebo hořečnatých iontů. Experimentálně bylo ověřeno, že za těchto podmínek vznikají krystalické struktury s výtěžností mezi 60–73 % při sušině 12,5 % a teplotě do 25 °C. Tento pasivní srážecí proces nevyžaduje aktivní řízení reakcí ani dodatečné dávkování chemikálií.

Tímto způsobem vzniká produkt, který má stabilní hnojivý účinek a snižuje riziko přehnojení. Zároveň omezuje volatilizaci amoniaku, což usnadňuje jeho přepravu i aplikaci. Výsledný koncentrát tedy slouží jako půdní kondicionér a zdroj živin ve formě postupně uvolňovaných živin.

**Stripování destilátu** probíhá v navazující jednotce, kde dochází k cílenému oddělení amoniaku pomocí vodní páry. Vzhledem k tomu, že destilát po vakuovém odpařování vykazuje alkalické pH (>10), není nutná jeho další úprava. To představuje provozní výhodu systému.

Proces probíhá ve výplňové koloně, do které je vodní pára o teplotě 70 °C přiváděna zespodu, zatímco destilát je nastříkován shora. Výstupem jsou dva samostatné proudy: čistá voda s nízkými koncentracemi CHSK a NH<sub>4</sub>-N vhodná pro technické použití (např. závlahy, oplachy), a koncentrovaný amonný roztok s vysokým recyklačním potenciálem.

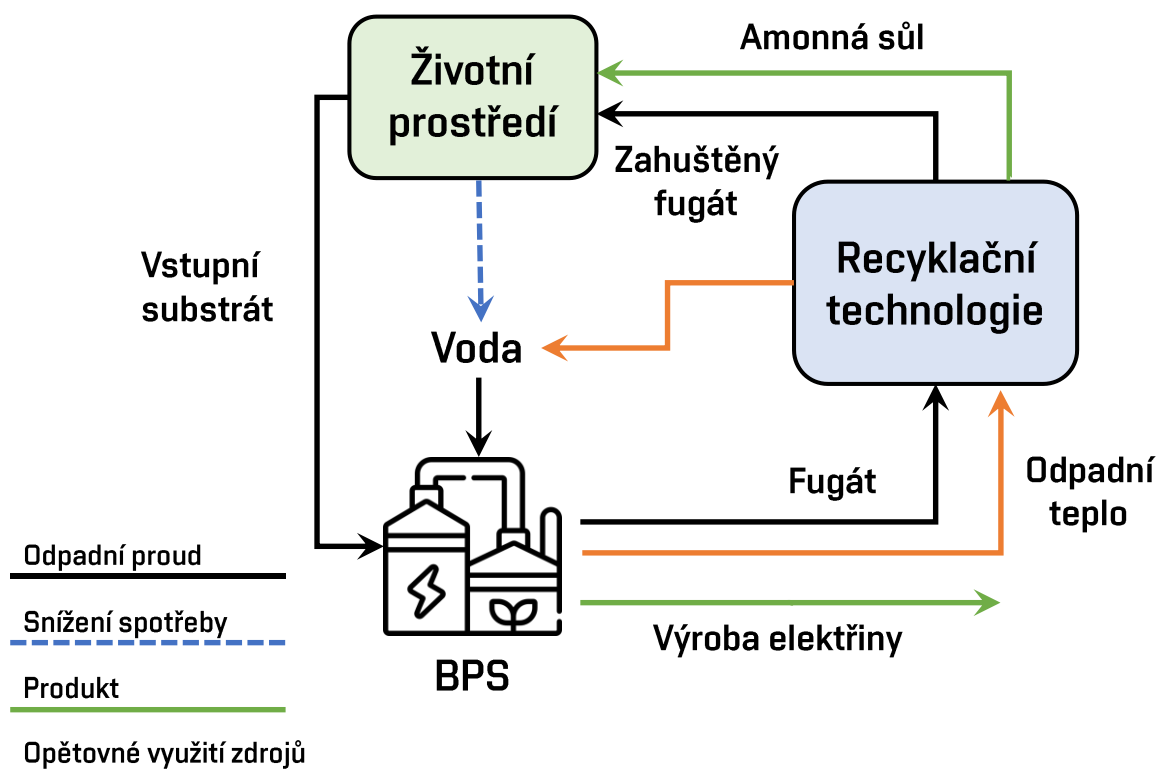


Obr. 24: Schematické zobrazení navrženého technologického postupu zpracování fugátu z BPS.

Tento koncepční návrh reflektuje komplexní pojetí provozu BPS nejen jako zdroje tepelné a elektrické energie, ale jako zdroje kapalných odpadních toků s vysokým potenciálem recyklace vody a druhotných surovin. Fugát, který bývá v BPS pouze dočasně skladován a následně aplikován na pole, je v tomto návrhu dále zpracováván s cílem maximalizovat jeho materiálové využití. Implementací koncepčního návrhu recyklační technologie do reálného provozu je prohlubován soulad s cirkulární ekonomikou a uplatněn princip 3R (*Reduce, Reuse, Recycle*) do kontextu konkrétní aplikace (viz Obr. 25).

Zařízení je navrženo tak, aby využívalo dostupné odpadní teplo z kogeneračních jednotek, čímž dochází k efektivnímu využití jinak nevyužitého odpadního toku. Současně technologie posiluje jak materiálovou, tak energetickou cirkularitu provozu. Technologie přináší provozovatelům BPS zejména následující výhody:

- snížení objemu fugátu až o 45 %, což snižuje náklady na skladování a dopravu,
- vyšší flexibilita aplikace díky lepším vlastnostem koncentrátu (nižší objem, menší zápach, stabilnější hnojivý účinek),
- možnost přípravy vstupních surovin nebo přímo výroby dusíkatých hnojiv,
- využití odpadního tepla k KGJ,
- snížení rizika emisí amoniakálního dusíku a environmentální zátěže,
- efektivnější využití zdrojů.



Obr. 25: Znárodnění souladu s CE a principy 3R po zapojení recyklační technologie do provozu BPS.

Přestože v rámci této dizertační práce nebyla realizována příprava konečného hnojiva z amonného roztoku, byly experimentálně ověřeny jeho parametry. Tento proud byl vyhodnocen jako vysoce recyklovatelný, protože obsahoval vysoké koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$  a s ohledem na značné množství destilátu (45 % vstupního objemu fugátu) se jedná o proud s vysokým recyklačním a ekonomickým potenciálem.

V koncepčním návrhu se tedy s amonným roztokem počítá jako se surovinou pro výrobu stabilních amonných solí jako perspektivního směru s cílem maximalizovat přidanou hodnotu získaných výstupních proudů a naplnit principy cirkulární ekonomiky v celém rozsahu.

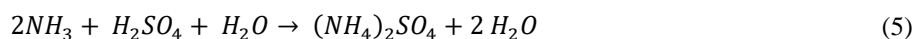
**Zvolený způsob zhodnocení amonného proudu spočívá ve dvoustupňovém postupu:** neutralizace vhodnou kyselinou a následné zakoncentrování technologickým procesem, např. membránovými metodami.

Přestože by bylo možné uvažovat o přístupu přímého zachytávání amoniaku pomocí tzv. *scrubbingu*, tedy o absorpci plynného  $\text{NH}_4\text{-N}$  do kyseliny za vzniku příslušné amonné soli, tento přístup nebyl v rámci návrhu tohoto koncepčního řešení preferován. Hlavním důvodem je jednak nutná technologická návaznost scrubbingu na stripování, což by vyžadovalo jinou konfiguraci systému. Jednak je také nižší flexibilita z hlediska volby typu výsledného produktu, jeho koncentrace i skupenství. Oddělením fáze stripování a následným zpracováním vzniká modulární systém, který umožňuje cíleně přizpůsobit výstupní parametry produktu podle provozních, logistických či legislativních požadavků. V praxi by tak mohl být neutralizovaný amonný roztok obchodován nebo transportován jako meziprodukt. Provoz BPS tak nutně nemusí zahrnovat vlastní jednotku na zakoncentrování a výrobu dusíkatého hnojiva.

Neutralizace amonného roztoku kyselinou vede ke snížení pH, čímž se těkavý amoniak přeměňuje na svou iontovou, netěkavou formu amonného iontu (Guilayn et al., 2020). Tím je zabráněno únikům

dusíku do ovzduší a zároveň vzniká stabilní roztok amonné soli. V rámci koncepčního návrhu byly uvažovány tři kyseliny vedoucí k tvorbě různých typů amonných solí, a to:

- výroba síranu amonného neutralizací  $H_2SO_4$  (reakce č. 5),
- výroba dusičnanu amonného reakcí s  $HNO_3$  (reakce č. 6),
- výroba citrátu amonného neutralizací organickou kyselinou (reakce č. 7).



Síran amonný je hojně využíván jako hnojivo, netěkavý a skladovatelný buď jako roztok nebo v podobě pevných krystalů s obsahem >21% N a >24 % S. Tzv. *scrubbing* pomocí  $H_2SO_4$  je účinným procesem se zachytem  $NH_4-N$  přes 90 %. Výhodou je přítomnost síry, která je společně s dusíkem snadno přijímána plodinami. Nicméně, produkt má nízké pH (~2), což je nevýhodné pro manipulaci s touto korozivní kyselinou (Ochs et al., 2023).

Dusičnan amonný představuje produkt s vyšším podílem dusíku než síran – v pevné formě obsahuje až 35 % N. Významnou výhodou této soli je přítomnost obou forem dusíku – amonné i dusičnanové, čímž je dosaženo kombinovaného efektu rychle dostupného a následně uvolňovaného dusíku pro rostliny (Kar et al., 2023). Moderní technologie, jako je tzv. AmFer proces, umožňují výrobu kapalného hnojiva s obsahem až  $150 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3} N_{\text{celk}}$ .

Na rozdíl od síranu je však dusičnan amonný klasifikován jako prekurzor výbušnin, což přináší významná legislativní omezení při výrobě, skladování i přepravě. Pevný dusičnan amonný je navíc hygroskopický a náchylný ke spékání, a proto je preferovaná manipulace ve formě stabilizovaného roztoku nebo granulátu. Stabilita kapalně formy je však nižší a vyžaduje přidavek inhibitorů nebo skladování při kontrolované teplotě. Také z ekonomického hlediska je  $HNO_3$  dražší než  $H_2SO_4$ , přičemž celkové náklady by navyšovaly také dodatečné bezpečnostní požadavky.

Citrát amonný představuje méně tradiční, avšak environmentálně šetrnou alternativu výroby dusíkatého hnojiva, zejména pro aplikace v ekologickém zemědělství. Neutralizace  $NH_4-N$  roztoku organickou kyselinou, např. citronovou, umožňuje získat produkt s přidanou hodnotou v podobě organického uhlíku, který podporuje půdní mikrobiální aktivitu a zlepšuje půdní strukturu. Významnou výhodou je absence silných minerálních kyselin, což výrazně snižuje rizika při manipulaci a činí proces bezpečnějším z hlediska obsluhy i materiálového vybavení (Reyes Alva et al., 2024).

Nevýhodou je však výrazně vyšší cena kyseliny citronové a také nižší účinnost neutralizace, než je tomu při použití minerálních kyselin (okolo 85 %) (Reyes Alva et al., 2025). Také jejich přijatelnost v zemědělství je otázkou výzkumu, kdežto síran a dusičnan jsou hojně využívanými hnojivy.

Výběr konkrétního produktu závisí mimo jiné na požadavcích provozu, dostupnosti surovin, legislativních omezení nebo ekonomické návratnosti. Rozvaha nad využitím amonného roztoku je popsána v navazující kapitole 5.4.2.

### 5.4.1 Případová studie – návrh integrace technologie do podniku

Technologie pro redukci objemu digestátu BPS, vyvinuta v rámci výzkumného projektu TAČR (FW03010481), byla úspěšně ověřena v podobě *prototypu velkokapacitní zahušťovací technologie* (viz Obr. 26). Tato technologie je určena k redukci objemu fugátu, a tím i snížení nákladů na jeho skladování, dopravu a aplikaci, a současně umožňuje recyklaci vody. Klíčovým prvkem je využití odpadního tepla ze spalování bioplynu v kogeneračních jednotkách, které zajišťuje energeticky efektivní provoz. Tím je zajištěn soulad s principy cirkulární ekonomiky, reaguje na současné požadavky na snižování environmentální zátěže a zvyšování efektivity využití zdrojů. Prototyp spojuje dvě klíčové operace:

- I. Vícestupňové vakuové odpařování, při kterém dochází k separaci vody a amoniaku, a zahušťování fugátu,
- II. Parní stripování, které z destilátu odstraňuje zbývající amoniak.

Současný prototyp disponuje zpracovatelskou kapacitou až 1,3 m<sup>3</sup> fugátu za hodinu, přičemž je schopen produkovat až 0,7 m<sup>3</sup> čisté vody za hodinu. V rámci pilotních testů vykazovala výstupní voda značnou redukci organického znečištění (CHSK z 58 250 mg·dm<sup>-3</sup> ve vstupním fugátu na 76 mg·dm<sup>-3</sup> v čisté vodě) a koncentraci NH<sub>4</sub>-N <400mg·dm<sup>-3</sup>. Tyto hodnoty však byly ovlivněny nutným mísením destilátu s místní tvrdou vodou během fáze spouštění technologie. Po stabilizaci provozu a náhradě chladicího média za recirkulovanou čistou vodu se očekává výrazné zlepšení kvality výstupní vody, a zejména pokles koncentrace NH<sub>4</sub>-N na cílové hodnoty pod 40 mg·dm<sup>-3</sup>, čímž bude dosaženo požadovaných parametrů pro její opětovné využití. Zařízení pracuje s tepelným příkonem až 232 kW, který je pokryt odpadním teplem z KGJ, umožňující snížení objemu fugátu až o 70 %.

Jednou ze specifických technologických výzev spojených s vakuovým odpařováním fugátu je tvorba pěny, která může negativně ovlivnit stabilitu provozu. V případě nadměrného pění je tento problém v rámci prototypu řešen cíleným dávkováním protipěnicího prostředku – emulze řepkového oleje v dávce 1 litr na 1 m<sup>3</sup> fugátu.

Výstupem jsou tři proudy:

- zahuštěný fugát (pro hnojení),
- amonný roztok,
- čistá voda vhodná pro opětovné využití (např. závlahu nebo jinou technickou potřebu).

V současné provozní konfiguraci dochází k mísení amonného roztoku s koncentrátem, čímž je část separovaného dusíku vrácena zpět do fugátu. Tento přístup zjednodušuje provozní režim a je vyhovující pro provozy zemědělských BPS, kde je dusík ve fugátu žádoucí pro jeho hnojivé účinky, a kdy je zahuštěný fugát využíván k aplikaci na zemědělskou půdu, což odpovídá běžné praxi v BPS. Nicméně, tato varianta omezuje možnosti samostatného zhodnocení dusíku ve formě hnojiva a zároveň do zakoncentrovaného fugátu vnáší zpět amoniak, jehož vyšší koncentrace zvyšují riziko překročení limitů dusíky daných Nitrátovou směrnicí.

Na základě představeného koncepčního návrhu recyklační technologie se jako vhodnější jeví alternativní konfigurace se zachováním oddělených proudů. V tomto uspořádání je zahuštěný fugát určen k přímému využití (např. aplikaci na půdu jako hnojivo), zatímco amonný roztok je dále zpracováván na stabilní a obchodovatelnou formu dusíkatého hnojiva. Tento přístup umožňuje vyšší míru recyklace surovin a jejich efektivnější využití po separaci.



Obr. 26: Fotografie prototypu velkokapacitní zahušťovací technologie v BPS Dříteč.

#### 5.4.2 Rozvaha nad využitím amonného roztoku

Na základě bilančních údajů z provozu zahušťovací jednotky v BPS Dříteč lze stanovit, že při zpracování 1 t fugátu vzniká v současné konfiguraci přibližně 67 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  roztoku s průměrnou koncentrací 3,7 % obj.  $\text{NH}_3$ . Při úplné neutralizaci veškerého amoniaku lze stanovit potřebné množství jednotlivých kyselin podle stechiometrických poměrů uvedených v reakcích č. 5–7. Přepočtené hodnoty jsou uvedeny v Tab. 26. Jednotkové ceny vycházejí z průzkumu trhu provedeného na jaře 2025, nezahrnují DPH.

Tab. 26: Stanovená potřebná množství, náklady a obsah amoniaku v jednotlivých amoných solích.

Produkt	Kyselina	Jednotková cena	Potřebné množství	Náklady	Obsah $\text{NH}_4\text{-N}$ po neutralizaci
Síran amonný	$\text{H}_2\text{SO}_4$	118 Kč za $\text{dm}^3$	3,86 $\text{dm}^3$	457 Kč	27,0 $\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$
Dusičnan amonný	$\text{HNO}_3$	81 Kč za $\text{dm}^3$	8,78 $\text{dm}^3$	710 Kč	26,3 $\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$
Citrát amonný	$\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$	225 Kč za kg	26,28 kg	5 912 Kč	20,5 $\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$

Po neutralizaci amonného roztoku dochází k transformaci těkavého amoniaku na netěkavou formu, v důsledku přidavku kyseliny dochází k mírnému navýšení objemu roztoku, a tedy i poklesu koncentrace  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Výsledná koncentrace se pohybuje mezi 20 a 27  $\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ , přičemž nejvyšší koncentrace je dosahováno při použití kyseliny sírové. Její využití se jeví jako nejperspektivnější varianta z technologického i ekonomického hlediska. Navíc, v provozu BPS může být atraktivní i komplexní spojení s procesem odsířování bioplynu, kdy vznikající  $\text{H}_2\text{SO}_4$  může sloužit jako činidlo. Tím by jednak došlo k uzavření vnitřního cyklu síry v rámci provozu, a jednak by mohly být provozní náklady výrazně poníženy.

Koncentrace dusíku v roztoku po neutralizaci kyselinou  $\text{H}_2\text{SO}_4$  odpovídá cca 2,5 %<sub>hm</sub>. Podle evropské a národní legislativy (Zákon č. 474/2000) musí síran amonný obsahovat minimálně 20 %<sub>hm</sub>, aby mohl být registrován jako hnojivo. Vznikající roztok po neutralizaci je proto nutné dále zakonzentrovat – přibližně o 85 % původního objemu – aby splňoval požadavky na obsah živin a bylo

možné produkt registrovat a prodávat. Za nejperspektivnější metody lze považovat vakuové odpařování a membránové technologie (membránová destilace, reverzní osmóza, přímá osmóza), viz Tab. 27. Přičemž klíčovou roli hraje dostupnost odpadního tepla, požadovaná koncentrace finálního produktu a také skupenství (kapalné vs. pevné hnojivo). Podrobnější popis principů jednotlivých technologií je uveden v kap. 2.6.1 a 3.1.5.

Tab. 27: Srovnání metod využitelných pro zakoncentrování roztoku amonných solí.

Metoda	Výhody	Nevýhody
Vakuové odpařování	<ul style="list-style-type: none"> <li>- robustní technologie</li> <li>- využití odpadního tepla</li> <li>- redukce objemu až o 90 %</li> <li>- čistota destilátu</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vyšší investiční náklady</li> <li>- energetická náročnost</li> </ul>
Membránová destilace	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vysoká retence amoniaku (&gt;90 % v pilotních testech)</li> <li>- využití odpadního tepla</li> <li>- čistota destilátu</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- možné zanášení</li> <li>- technologie převážně v pilotní fázi</li> <li>- vysoké investiční náklady</li> </ul>
Reverzní osmóza	<ul style="list-style-type: none"> <li>- běžně dostupná technologie</li> <li>- odstranění &gt;95 % N</li> <li>- redukce objemu</li> <li>- čistota permeátu</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vyšší spotřeba energie</li> <li>- riziko zanášení</li> </ul>
Přímá osmóza	<ul style="list-style-type: none"> <li>- nižší riziko zanášení oproti RO</li> <li>- vysoká retence <math>\text{NH}_4\text{-N}</math> (&gt;95 %)</li> <li>- výrazná koncentrace (až 10x)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- vyžaduje následné zpracování pracovního roztoku (např. pomocí RO)</li> <li>- zatím laboratorní měřítko</li> <li>- nejistota škálovatelnosti</li> </ul>

Z hlediska vlastností amonného roztoku po stripování lze předpokládat nízkou zanášivost membránových systémů, což z nich činí atraktivní variantu pro zakoncentrování. Přímá osmóza však vyžaduje následné zpracování pracovního roztoku (např. pomocí RO nebo tepelné separace), čímž dochází k navýšení provozních i investičních nákladů tohoto řešení. Také s ohledem na aktuální úroveň technologické vyspělosti, která je dosud rozvinuta pouze v laboratorním měřítku, byla tato metoda pro daný provoz vyhodnocena jako nevhodná.

Podobně i membránová destilace, přestože vykazuje v pilotních studiích vysokou účinnost retence amoniaku, je zatím limitována vysokými investičními náklady a nedostatkem provozních zkušeností, kdy není jednoznačně potvrzena její dlouhodobá provozní stabilita. Kromě toho může být omezující také přestup těkavých sloučenin při nedokonalé neutralizaci a znehodnocení destilátu (Qiu et al., 2020).

Jako perspektivní se jeví reverzní osmóza (RO) a vakuové odpařování, pomocí nichž lze dosáhnout požadovaného stupně zakoncentrování – snížení původního objemu o přibližně 85 %. V případě vakuového odpařování by vzhledem k menším objemům postačovalo kompaktní zařízení s jedním nebo dvěma stupni, přičemž by se – stejně jako u odpařování fugátu – dalo efektivně využít přítomné OT z KGJ. Lze uvažovat i o využití krystalizační odparky, která umožňuje zpracování síranu amonného až na pevnou formu produktu – krystalické hnojivo, čímž by bylo dosaženo vyšší stability a skladovatelnosti výsledné látky (Mejía-Marchena et al., 2023). Tato varianta je navíc již ověřena v chemickém a potravinářském průmyslu.

Reverzní osmóza je atraktivním řešením především díky vysoké účinnosti separace (>95 % N) a také pokročilé technologické vyspělosti a širokému uplatnění (Tampio et al., 2016). Dosažení potřebného stupně zakoncentrování vyžaduje tří- nebo víceúrovňovou konfiguraci, což s sebou nese nutnost zapojení několika vysokotlakých čerpadel, které zvyšují energetickou náročnost systému.

Při návrhu technologie je zároveň nutné zohlednit nízké pH roztoku po neutralizaci kyselinou, které může představovat riziko z hlediska chemické stability a korozní odolnosti zařízení. Provozní rozmezí

RO membrán v kontinuálním režimu je typicky pH 2–11, přičemž dlouhodobý provoz při pH <3 vyžaduje volbu chemicky odolných materiálů pro potrubní systém a čerpadla. Podobné požadavky platí i pro návrh jednotky vakuového odpařování, zejména v místech s přímým kontaktem s kyselým médiem.

Volba technologie by tak měla být provedena nejen s ohledem na separační účinnost, ale také s důrazem na materiálovou a provozní kompatibilitu celého systému. Zvolené perspektivní technologie – RO a vakuové odpařování – budou dále rozvíjeny a ověřovány v rámci budoucí výzkumné práce.

## 5.5 Shrnutí

V rámci této kapitoly byl navržen technologický koncept recyklace vody a druhotných surovin z fugátu z bioplynových stanic, zahrnující na sebe navazující kroky od **homogenizace fugátu, přes vakuové odpařování, stripování destilátu a následné zpracování amonného roztoku, až po srážení struvitu z koncentráту a finální využití zahuštěného fugátu**. Tento koncept byl experimentálně ověřen na reálných odpadních prouděch a výsledky ukazují jeho technologickou proveditelnost i soulad s principy CE, především díky efektivnímu snižování objemu kapalné fáze digestátu, zisku stabilních produktů a maximalizace recyklačního potenciálu fugátu. **Navržené řešení odpovídá hlavnímu cíli dizertační práce** a naplňuje požadavky na provozní robustnost.

Hlavní výsledky kapitoly věnované bioplynovým stanicím lze shrnout do těchto bodů:

- **Vakuové odpařování** umožnilo snížit organické znečištění ve výsledném destilátu až o 99,9 % (z 261 117 mg·dm<sup>-3</sup> na 163 mg·dm<sup>-3</sup>) a současně vytvořit koncentrovaný proud bohatý na druhotné suroviny (N, P, Mg, K).
- **Destilát** obsahoval až 94 % původního NH<sub>4</sub>-N, což v kombinaci s následným stripováním umožňuje **prakticky úplné odstranění amoniaku a výsledná voda je vhodná pro opětovné využití** jako procesní nebo chladičí voda.
- **Zachycený NH<sub>4</sub>-N byl koncentrován ve formě vodného roztoku** s koncentrací přesahující 25 000 mg·dm<sup>-3</sup>, což představuje cenný vedlejší produkt s potenciálem pro další zpracování na dusíkatá hnojiva.
- **Koncentrát** z vakuového odpařování se ukázal jako vhodná surovina pro krystalizaci struvitu, a to **bez nutnosti aditivace fosforečnanů či hořečnatých iontů**. Bylo dosaženo účinnosti srážení struvitu kolem 51 %, přičemž lokálně byl detekován obsah P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> převyšující 16 %, což odpovídá limitům certifikovaného hnojiva dle evropské legislativy.
- Byly **identifikovány hlavní bariéry účinného srážení struvitu** – především vysoký obsah Ca<sup>2+</sup> iontů a konkurující tvorba vedlejších fází, zejména uhličitánů (Mg-kalcit, monohydrokalcit) a KCl.
- Statistická analýza neprokázala statisticky významný vliv zkoumaných provozních parametrů na výtěžnost struvitu. Naznačila, že účinnost je do značné míry limitována **komplexitou reálné matrice fugátu** a že samotná úprava podmínek (rychlost míchání, délka experimentu) nevede k výraznému zlepšení výtěžnosti.

Tato dizertační práce rozšiřuje současný stav poznání v oblasti nakládání s fugátem v BPS tím, že:

- **Navrhuje a experimentálně ověřuje koncept recyklační technologie** (homogenizace – vakuové odpařování – stripování – neutralizace a zakoncentrování amonného roztoku – srážení struvitu z koncentrátu – finální využití zahuštěného fugátu v zemědělství) na reálném fugátu, bez nutnosti předúprav či chemické aditivace, což zvyšuje reálnou přenositelnost do praxe.
- **Identifikuje bariéry efektivní separace druhotných surovin ve formě struvitu** z reálné matrice, zejména vliv iontového složení, obsahu  $\text{Ca}^{2+}$ , tvorby vedlejších fází a zdůrazňuje podstatu účinného oddělení pevné a kapalné frakce po krystalizaci.
- Výsledky ukazují, že již **samotné zahuštění fugátu může vést ke vzniku stabilnějšího odpadního proudu** s vyšší agronomickou hodnotou o výrazně sníženém objemu, což výrazně snižuje náklady na převoz a zvyšuje jeho využitelnost.
- **Prokazuje potenciál zisku čisté vody a koncentrovaného  $\text{NH}_4\text{-N}$  roztoku** z fugátu s vysokou účinností, za využití odpadního tepla, čímž snižuje energetickou náročnost zvolené metody.
- Zdůrazňuje nutnost komplexního přístupu k využití fugátu jakožto hnojiva, který bere v úvahu rizika spojená s Nitrátovou směrnicí a limitem obsahu rizikových prvků – těžkých kovů.

Tento komplexní přístup reflektuje současné výzvy v oblasti zpracování fugátu a ukazuje, že materiálová a energetická cirkularita může být dosažena i při respektování provozní reality BPS. Výsledky této práce přispívají k rozvoji udržitelného nakládání s odpadní vodou v souladu s principy cirkulární ekonomiky.

## 6 Odpadní voda z průmyslových prádelen

Odpadní vody z průmyslových prádelen představují **významný zdroj specifického organického i anorganického znečištění**, které je charakteristické vysokým obsahem nerozpuštěných látek, povrchově aktivních látek (tenzidů) a značnou variabilitou složení v závislosti na typu zpracovávaného prádla, použité technologii a aplikovaných pracích prostředků. S rostoucími požadavky na hospodárné nakládání s vodními zdroji, minimalizaci produkce odpadních vod a s důrazem na efektivní snižování spotřeby pitné vody se prádelenský sektor dostává do centra zájmu z hlediska potenciálu pro opětovné využití vody přímo v provozu.

Díky legislativním omezením použití fosfátů v pracích prostředcích se výrazně minimalizovalo vypouštění fosforu z prádelenství, a proto byl **směr materiálového zhodnocení a recyklace druhotných surovin (P a N) na základě rešerše vyhodnocen jako málo perspektivní**. Výzkumná pozornost této části dizertační práce se proto **zaměřuje především na recyklaci vody**.

**Cílem této části dizertační práce je experimentálně ověřit vhodnost vybraných separačních technologií pro recyklaci vody z prádelenského provozu**, zhodnotit kvalitu získávané vody a posoudit možnost jejího návratu zpět do procesu. Zohledněny byly rovněž energetické a technicko-provozní aspekty, které mohou ovlivnit integraci technologie do reálného provozu.

Tato kapitola je strukturována dle jednotlivých kroků metodického rámce (kap. 4.1) – od seznámení se s konkrétním provozem, přes návrh a provedení experimentů, až po vyhodnocení a sestavení **konceptního návrhu integrace zvoleného technologického řešení do stávajícího provozu**, včetně technicko-ekonomické analýzy jeho proveditelnosti.

### 6.1 Analýza vybraného provozu a návrh experimentálního ověření

Experimentální část zaměřená na odpadní vody z průmyslových prádelen (OVPP) vychází ze spolupráce s reálným provozem nedaleko Brna, který se svou nominální kapacitou 10 t zpracovaného prádla za směnu patří mezi velké prádelenské provozy. V tomto zařízení se pere široké spektrum prádla pocházejícího zejména z ubytovacích zařízení, restauračních provozů a služeb.

Technologické vybavení prádelny zahrnuje jak vsádkové, tak tunelové pračky, které disponují systémem částečné recyklace vody. Tento systém umožňuje snížit spotřebu vody z vodovodního řádu díky kaskádovému přečerpávání vody z máchání do hlavního praní a na předpírku, ale zároveň klade vysoké nároky na kvalitu recyklované vody – zejména pokud má být použita pro máchání.

Spotřeba vody se pohybuje kolem  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , přičemž hlavními spotřebiči jsou tunelové pračky. Produkce odpadní vody tak dosahuje  $6,5\text{--}8,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$  suchého prádla. Voda ze všech praček je následně sváděna do centrální jímky, odkud byla pro experimenty čerpána. Odběr probíhal za běžného provozu, což zajišťovalo reprezentativní složení OVPP včetně typických kontaminantů: zbytků pracích prostředků, rozpuštěných i nerozpuštěných organických látek, nečistot z prádla a zároveň i přirozené variability.

Používaná prací chemie je určena pro profesionální použití, deklarované složení zahrnuje přibližně 30–50 % uhlíčanů, 10–20 % bělicích činidel na bázi kyslíku, 1–5 % neiontových tenzidů a další příměsi (optické rozjasňovače a parfémů). Nicméně chemické analýzy vstupní vody (např. Tab. 31) potvrzují přítomnost také aniontových tenzidů, které nejsou v technickém listu pracího prostředku explicitně uvedeny.

Právě tento komplexní charakter a chemická různorodost činí odpadní vodu z průmyslových prádelen obtížně biologicky odbouratelnou a technologicky náročnou na účinné odstranění polutantů. Při výběru technologií bylo klíčové zaměřit se na robustnost a provozní flexibilitu zkoumaných systémů,

včetně odolnosti vůči vyšším teplotám OV, které jsou typické pro prádelenské provozy. Teplota OV z praní je přibližně 40 °C, což z ní činí vhodný zdroj OT pro další využití. V této konkrétní prádelně dochází k využití OT pro předehřev vstupní vody z řadu, která je rozdělena do dvou větví. V první větvi dochází k předehřevu pomocí výměníku voda-vzduch, kde je voda ohřívána horkým vzduchem z žehlicí linky, druhá větev vede do výměníku voda-voda, kde je vstupní voda ohřívána teplou odpadní vodou z praní.

Prádelna tak již částečně využívá vlastní OT pro úsporu energie při předehřevu vody. Nicméně, na základě provozních dat a měření v provozu byl stanoven celkový teoretický potenciál OT v provozu, primárně ze žehličů, na 283 kW, z čehož je část již využívána pro předehřev vstupní vody. Teoretický potenciál převyšuje požadavek na ohřev vstupní vody do praček, zbývající přebytek tepelné energie by mohl být efektivně využit pro provoz recyklační technologie.

V návaznosti na provozní analýzu, rešeršní poznatky a konzultacemi s odborníky z průmyslové praxe je **cílem této dizertační práce navrhnout koncept recyklace vody v průmyslových prádelnách vycházející z principů MLD**, s cílem minimalizovat objemy vypouštěné OV, snížit spotřeby vstupní vody z řadu a zefektivnit prádelenský provoz.

S ohledem na složení a variabilitu OVPP byly **pro experimentální ověření vybrány dvě technologie: membránové systémy a vakuové odpařování**. Membránové systémy, konkrétně mikrofiltrace a ultrafiltrace, využívají keramické membrány pro vyšší odolnost a stabilitu vůči typickým kontaminantům prádelenské vody, kterou popisuje např. studie Kim & Park, (2021). Vakuové odpařování v souvislosti s recyklací prádelenské odpadní vody je dosud neprobádaným tématem. Nicméně je to technologie umožňující separaci vody při nízkých provozních teplotách s potenciálem využití odpadního tepla a možností rekuperace energie.

Výběr těchto technologií odráží potřebu odstranění širokého spektra znečišťujících látek při současném zajištění vysoké kvality získávané vody vhodné pro opětovné využití v prádelenském provozu – především v máchacím kroku, kde jsou kladeny nejvyšší nároky na čistotu vody. Obě zvolené technologie dle literatury dosahují vysoké účinnosti při odstraňování organického a anorganického znečištění a zároveň umožňují flexibilní provoz v podmínkách typických pro prádelenské vody (vyšší teploty, přítomnost tenzidů, proměnlivé složení).

Pro srovnání účinností obou technologií bylo navrženo experimentální schéma zahrnující zpracování surové OVPP pomocí obou zvolených technologií (Obr. 27). Provozní podmínky každého experimentu byly přizpůsobeny konkrétní jednotce a budou specifikovány v následující kapitole. Základní postup byl u obou technologií jednotný:

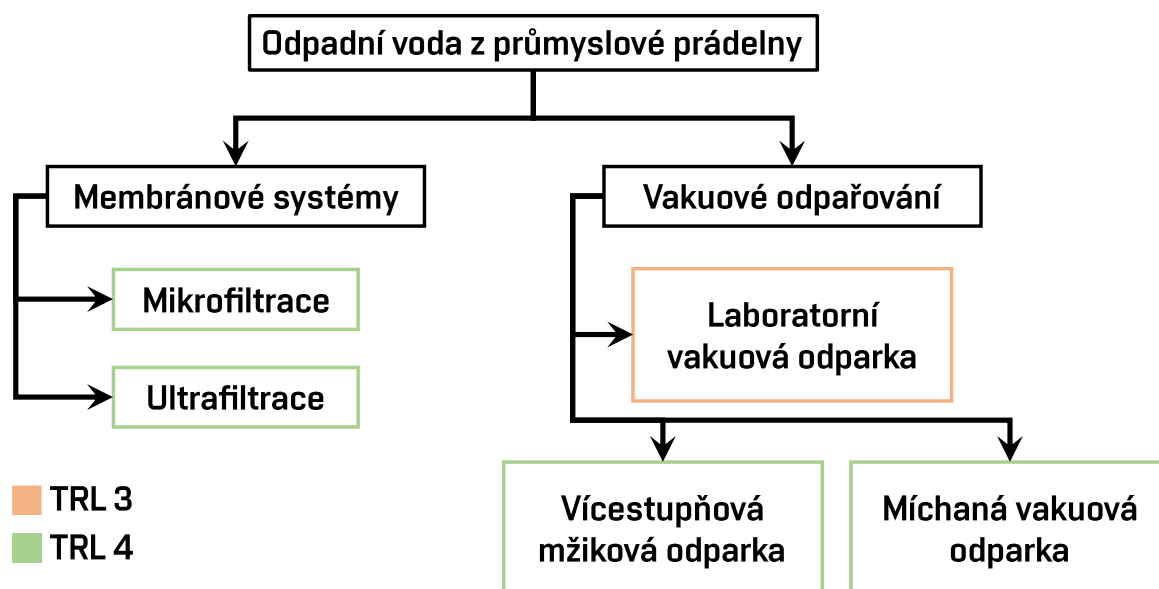
- odběr surové OVPP z odpadní jímky za běžného provozu průmyslové prádelny,
- zpracování na příslušné jednotce,
- monitorování klíčových provozních parametrů (průtok, pH, vodivost),
- analýza odebraných vzorků vstupního a výstupních proudů,
- vyhodnocení účinnosti odstranění klíčových ukazatelů znečištění a míry výtěžnosti vody.

Vybrané ukazatele zahrnovaly: chemickou spotřebu kyslíku (CHSK), biologickou spotřebu kyslíku (BSK), rozpuštěné a nerozpuštěné látky (RL a NL) a povrchově aktivní látky (PAL), příp. konkrétněji na aniontové a neiontové tenzidy (AT a NT), jejichž suma odpovídá PAL.

Dle literatury, membránové systémy byly již částečně ověřeny především v laboratorním měřítku, ale také v reálných prádelenských prozovech. I přesto, že jsou v této práci zkoumány keramické membrány, které na reálné odpadní vodě z prádelen ověřeny nebyly, jsou v rámci experimentálního schématu označeny úrovní technologické připravenosti TRL 4 (ověřená technologie v laboratorním měřítku s možností škálování).

Naopak vakuové odpařování bylo v kontextu prádelenské odpadní vody zkoumáno poprvé – experimenty proto bylo potřeba zahájit na TRL 3 (proof-of-concept), a to použitím rotační vakuové odparky Hei-VAP Core. Následně bylo možné přistoupit k ověřování v poloprovozním měřítku za použití míchané vakuové odparky a následně vícekomorové MSF jednotky.

Tento přístup umožnil jednak ověřit samotnou proveditelnost konceptu, jednak získat dostatek dat pro následné technicko-ekonomické zhodnocení a návrh potenciální integrace technologie do reálného provozu průmyslové prádelny.



Obr. 27: Postup experimentálního ověření zvolených metod.

Pro porovnání dosažené kvality vody bylo nutné definovat požadované parametry vody vhodné k opětovnému využití jako vody máchací. Tyto hodnoty vycházejí z provedené rešerše (viz kap. 3.2.3) a konzultací s odborníky z praxe. Přehled požadovaných parametrů (Tab. 28) je zaměřen na pH, organické znečištění a obsah povrchově aktivních látek.

Protože využití kapalného zbytku pro získávání druhotných surovin bylo na základě rešerše vyhodnoceno jako neperspektivní, bylo nutné zaměřit se rovněž na limitní hodnoty znečištění odpadních vod vypouštěných do kanalizace. Jako referenční rámec byly využity limitní hodnoty znečištění odpadních vod vypouštěných do kanalizace pro veřejnou potřebu a také nadlimitní smluvní hodnoty znečištění průmyslových odpadních vod (Tab. 29), konkrétně pro velkou průmyslovou prádelnu. Hodnoty jsou čerpány z kanalizačních řádů pro statutární město Brno a okolí (BVK a.s., 2025).

Tab. 28: Orientační požadované parametry kvality vody vhodné pro recyklaci a opětovné využití ve fázi máchání pracího procesu.

Parametr	Požadovaný rozsah
pH	6,5–9,0
Elektrická vodivost	<75 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
CHSK	<50–100 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$
BSK	<10–30 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$
Tvrdost vody	Stopové množství
PAL	<0,5 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$

Tab. 29: Limitní hodnoty parametrů pro vypouštění do kanalizace (BVK a.s., 2025).

Parametr	Jednotka	Veřejná potřeba	Průmyslová prádelna
CHSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1 600	2 400
BSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	800	1 200
NL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	700	-
RL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1 200	3 000
NH <sub>4</sub> -N	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	120	-
N <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	150	-
P <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	20	40
AT	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	15	30

## 6.2 Experimentální ověření zvolených metod

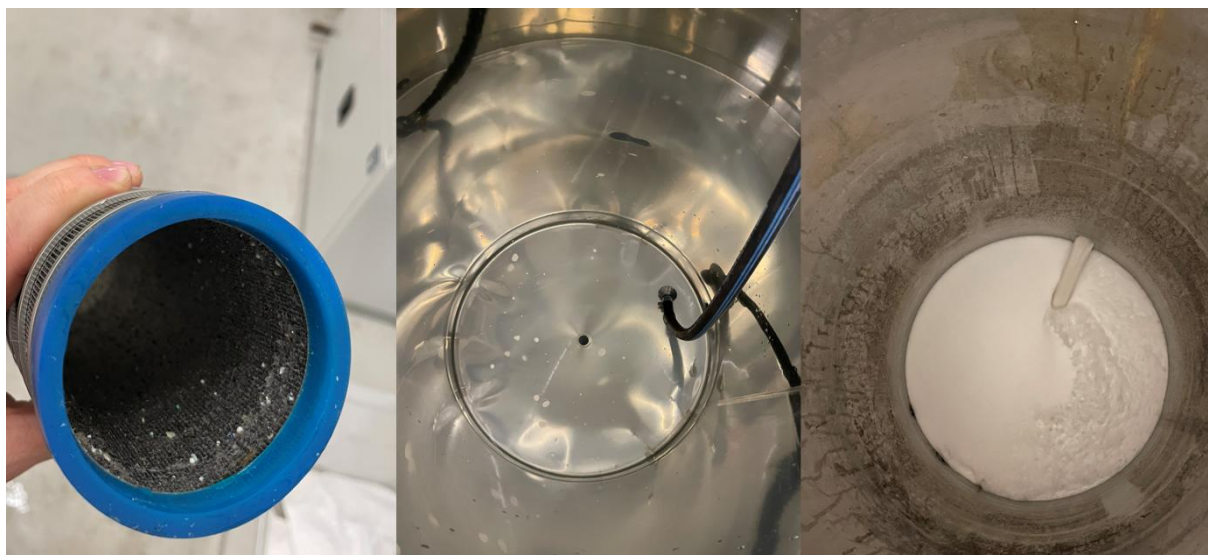
V souladu s plánem experimentů se tato podkapitola zaměřuje na popis průběhu experimentů a vyhodnocení výsledků fyzikálně-chemických analýz vstupních a výstupních proudů při zpracování OVPP. Realizované experimenty vycházejí z postupu experimentů (Obr. 27) a výsledky slouží k ověření účinnosti zvolených recyklačních technologií z hlediska dosažitelné kvality recyklované vody, provozní stability a možnosti následné integrace do reálného provozu.

### 6.2.1 Membránové systémy

Cílem experimentů s membránovými technologiemi bylo prověřit účinnost recyklace OVPP s ohledem na kvalitu získaného permeátu a provozní stabilitu při zpracování reálné OV. Podrobnosti o použitých keramických MF a UF membránách se nacházejí v kapitole 4.2.

Experimenty byly zahájeny na jednotce mikrofiltrace. Před samotnou membránou byl zařazen hrubý filtr jako předčišťující technologie hrubých částic a vláken z prádelenské OV, které by mohly způsobit zanášení membrán. V průběhu experimentu však došlo k výraznému zvýšení tlakové ztráty v potrubí a snížení průtoku skrz mikrofiltrační membránu, signalizující zanášení systému. To bylo nejdříve řešeno pomocí průplachů (tzv. back-flush) mikrofiltrační membrány. Tyto průplachy však nezlepšily průtok a experiment byl pozastaven. Hrubý filtr byl silně zanesen (viz Obr. 28), tudíž byl vyjmut a experiment pokračoval bez něj.

Rozdíl tlaků na vstupu membrány a výstupu permeátu, označován jako transmembránový tlak (TMP), který ovlivňuje intenzitu toku permeátu, byl po zbývajících dobu experimentu konstantní a jeho průměrná hodnota dosahovala 3,11 bar. Experiment probíhal 1:45 hod, přičemž ze vstupního objemu téměř 70 litrů OVPP bylo dosaženo 55,5 % výtěžnosti permeátu. Jak lze sledovat na fotografii (Obr. 28), na hladině samotného permeátu docházelo k intenzivní tvorbě pěny, značící průnik povrchově aktivních látek skrz membránu. Zakoncentrování polutantů v retentátu způsobilo tvorbu husté pěny.



Obr. 28: Fotografie zaneseného hrubého filtru (vlevo), MF permeátu (uprostřed) a retentátu (vpravo).

Po ukončení testů mikrofiltrace byl zahájen experiment s ultrafiltrační membránou, která má menší velikost pórů a umožňuje vyšší stupeň odstranění rozpuštěných polutantů. Souhrn provozních parametrů MF i UF je uveden v Tab. 30. Při dvou a půl hodinovém provozu dosáhla UF 64 % výtěžnosti permeátu. Průměrný TMP dosahoval 7,06 bar, což je více než dvojnásobek hodnoty oproti MF, tento vyšší tlak je však typický pro UF a souvisí s překonáváním většího odporu membrány způsobený menšími póry. Průtok membránou byl stabilní po celou dobu experimentu. Vlivem přehřívání čerpadla docházelo ke zvyšování teploty proudící OV, což bylo řešeno chlazením pomocí výměníku tepla instalovaným za čerpadlem.

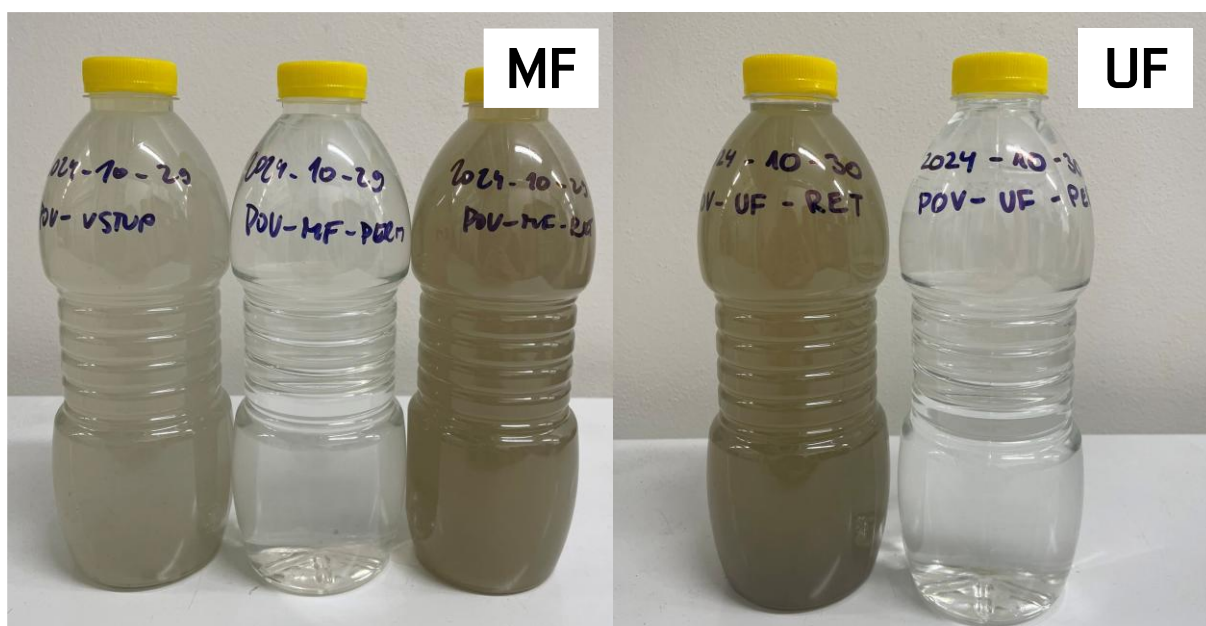
Tab. 30: Souhrnná tabulka hodnot provozních parametrů pro oba membránové procesy.

Parametr	Jednotka	Mikrofiltrace	Ultrafiltrace
Průměrný TMP	[bar]	3,11	7,06
Průměrný vstupní tlak	[bar]	3,29	7,2
Průměrný objemový průtok na vstupu	[dm <sup>3</sup> ·min <sup>-1</sup> ]	42,63	27,48
Průměrná teplota vody	[°C]	22,9	27,6
Intenzita toku permeátu	[dm <sup>3</sup> ·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> ]	170,4	117,3
Spotřeba el. energie	[kWh]	1,5	4,5
Délka experimentu	[hh:mm]	01:45	02:30
Hmotnostní výtěžnost	[%]	55,5	64
Vstupní množství	[kg]	68,3	87,3
Množství permeátu	[kg]	38,2	55,9

Průměrná intenzita toku permeátu byla u ultrafiltrace nižší než u mikrofiltrace (117,3 dm<sup>3</sup>·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup> oproti 170,4 dm<sup>3</sup>·m<sup>-2</sup>·h<sup>-1</sup>), což je však očekávaným výsledkem vzhledem k menší velikosti pórů. Z tabulky provozních parametrů je patrné, že mikrofiltrace dosahovala vyšší intenzity toku permeátu při nižší spotřebě elektrické energie. To je dáno především nižším potřebným provozním tlakem. Obě technologie vykazovaly podobné hodnoty intenzity toku permeátu, jakých bylo dosaženo ve studii Luogo et al. (2022). V té bylo zkoumáno zpracování OVPP pomocí keramických membrán MF (velikost

pórů 0,3  $\mu\text{m}$ ) a UF (velikost pórů 0,06  $\mu\text{m}$ ). Maximální dosažená intenzita toku permeátu byla přibližně 200  $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  pro MF a 100  $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  pro UF. Je však nutné dodat, že autoři dosáhli těchto výsledků při mnohem nižším TMP (0,5–1 bar). To naznačuje potenciál pro budoucí optimalizaci parametrů provedených experimentů.

Během experimentů bylo pozorováno zanášení obou membrán, které se projevilo poklesem intenzity toku permeátu při konstantním TMP. Vyšší míra zanášení byla pozorována u MF, což je v souladu s výsledky zmíněné studie (Luogo et al. 2022). V té bylo pozorováno snížení permeability až 95 % pro MF a 37 % pro UF. Možným vysvětlením je rozdíl ve velikosti pórů, protože OVPP obsahuje značné množství nerozpuštěných polutantů (vlákna, otěr) o velikosti blízké velikosti pórům MF membrány. Tyto látky pak mají vyšší tendenci se usazovat v pórech MF membrány, zatímco u UF pouze na povrchu. Díky tomu tyto polutanty snadněji zůstávají v retentátovém proudu, což dokazují i výsledky analýz v Tab. 31.



Obr. 29: Fotografie získaných vzorků (zleva): vstup OVPP, permeát a retentát po mikrofiltraci, retentát a permeát po ultrafiltraci.

Po optické stránce lze hodnotit membránové systémy za úspěšné, získané permeáty jsou průzračné (viz Obr. 29.). Fyzikálně-chemické parametry OVPP na vstupu, v permeátech a retentátech obou membránových technologií jsou shrnuty v Tab. 31. Lze konstatovat, že obě technologie jsou účinné pro odstranění NL, jejichž hodnoty v permeátech klesly pod mez detekce. Ultrafiltrace oproti mikrofiltraci účinně odstranila také celkový fosfor (z 1,65 na 0,12  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , tj. účinnost 93 %) a amoniakální dusík (z 2 na 0,29  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , tj. účinnost 86 %), což poukazuje na lepší schopnost zadržení rozpuštěných polutantů. Zároveň obě technologie byly schopny srovnatelně snížit obsah tenzidů (AT z 21,5 na 11,6 a 11,8  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ; NT z 66 na 29 a 25  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ).

Nicméně v permeátech po MF i UF zůstává organické znečištění (290 a 238  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  CHSK) a rozpuštěné látky (960 a 772  $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Lze sledovat, že UF je schopna zadržet i menší rozpuštěné molekuly a je o něco účinnější než MF. Tyto výsledky jsou v souladu se studií Kim a Park (2021), zadržení polutantů roste s vyšším TMP a nižší velikostí pórů. Jednotlivé účinnosti odstranění polutantů jsou blíže diskutovány v kapitole 6.3.

Nicméně, vzhledem k zůstávajícímu organickému znečištění, vysokému obsahu rozpuštěných látek a s tím související vodivosti nejsou permeáty vhodné pro přímé využití jako máchací vody. Permeáty

obsahovaly i zbytkové koncentrace dusíku a fosforu, a nebyly zcela zbaveny povrchově aktivních látek. Z toho plyne, že samotné membránové systémy (MF, UF) nestačí pro dosažení požadované kvality čisté vody pro znovuvyužití v pracím procesu. Pro tento účel by bylo vhodné zařadit další stupeň, např. reverzní osmózu, které ale musí předcházet důkladné předčištění – třeba právě ultrafiltrace. Takové řešení by však znamenalo vyšší investiční i provozní nároky.

Tab. 31: Výsledky fyzikálně-chemické analýzy membránových systémů.

Parametr	Jednotka	Vstup	Mikrofiltrace		Ultrafiltrace	
			Permeát	Retentát	Permeát	Retentát
pH	[-]	7,752	7,792	7,452	8,707	7,354
vodivost	[ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	1433	1080	1636	868	2040
CHSK	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	751	290	1240	238	1660
BSK	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	241	95,2	368	58,9	399
NL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	154	<2	236	<2	364
RL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	1300	960	1820	772	2060
NH <sub>4</sub> -N	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	2	1,23	2,11	0,29	1,29
N <sub>celk</sub>	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	14,2	9,5	23,2	9,2	41,3
P <sub>celk</sub>	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	1,65	0,73	2,45	0,12	3,95
AT	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	21,5	11,6	31	11,8	33,6
NT	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	66	29	61	25	86

### 6.2.2 Vakuové odpařování

Termické zpracování pomocí vakuového odpařování představuje pokročilou separační technologii umožňující zahuštění znečištěných vod za současného získání destilátu s nízkým obsahem rozpuštěných a nerozpuštěných látek. V rámci této práce bylo provedeno prvotní ověření myšlenky (proof-of-concept) na laboratorní vakuové odparce (Hei-VAP Core). Následné ověření v laboratorním měřítku s nižším objemem bylo provedeno na jednotce míchané odparky (AGEV), a s větším objemem vstupní OVPP na odparce vícestupňové mžikové destilace (MSF).

#### Prvotní ověření technologie

První experiment byl realizován na laboratorní rotační vakuové odparce, přičemž bylo zpracováno 728 g surové prádelenské odpadní vody. Celkem bylo dosaženo více než 95 % redukce původního objemu. Povrchově aktivní látky (např. křemičitan sodný, alkyl(C10–13)benzensulfonát sodný) přispívají k hodnotám CHSK ( $1\,044\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Stejně tak jsou zodpovědné i za zvýšené množství rozpuštěných látek ( $1\,223\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), jelikož snižují povrchové napětí, a tím odstraňují (rozpuštějí) nečistoty. Chemická analýza potvrdila téměř 91% odstranění tohoto organického znečištění a pokles obsahu rozpuštěných látek na  $90\text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ , viz Tab. 32. Zvýšené hodnoty RL, pH a vodivosti jsou pravděpodobně způsobeny přestupem stopových látek mezi varnou a sběrnou baňkou, která není vybavena dělicí membránou. Bohužel vzhledem k malému objemu nebylo možné stanovit koncentraci celkového fosforu a dusíku v koncentrátu. Pro ověření, že vakuové odpařování je vhodnou technologií pro recyklaci odpadních vod z průmyslových prádelen je ale tato technologie dostačující.

Tab. 32: Výsledky chemické analýzy odpařování prádelenské odpadní vody na laboratorní odpařovací jednotce.

		Vstup	Destilát	Koncentrát
Hmotnost	[g]	728,0	700,1	15,5
pH	[-]	9,72	9,25	9,63
Vodivost	[ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	1 649	99	45 000
CHSK	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	1 044	103	42 684
NL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	89,0	19,6	7 550
RL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	1223	90	53 700
$P_{\text{celk}}$	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	0,65	<0,1	–
$N_{\text{celk}}$	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	13	2,61	–
Sušina	[%]	0,12	0,04	6,28

#### Jednotka míchané odparky (AGEV)

Po úspěšném ověření konceptu na laboratorní odparce byla technologie vakuového odpařování ověřována na jednotce míchané odparky při vyšším objemu. Cílem experimentu bylo dosáhnout 90 % zahuštění OVPP pomocí AGEV a současně odebírat vzorky koncentráту v průběhu procesu pro posouzení trendu zakoncentrování znečišťujících látek. Z důvodu maximální kapacity jednotky (30 litrů) byl celkový vstupní objem 50,4 litrů dávkován postupně. Tento postup způsobil nepříznivý jev, kdy při opětovném intenzivním varu kapaliny došlo k přenosu pěny a únosu kapiček ze zahušťované kapaliny, což vedlo ke znehodnocení destilátu. Pěnění pravděpodobně souviselo s akumulací povrchově aktivních látek, jejichž koncentrace v odpařovaném objemu postupně narůstala a podpořila tvorbu pěny.

Pro zamezení dalšího znehodnocení destilátu a pěnění byl do odpařovací komory přidáván potravinářský řepkový olej, který působil jako přírodní odpěňovač. Celkově bylo do komory nadávkováno 25 mililitrů oleje. Výsledná koncentrace oleje ve fugátu činí přibližně 0,05 %<sub>hm</sub>. Tento přístup se ukázal jako efektivní a umožnil pokračování v experimentu bez dalšího přenosu pěny do destilátu. Část znehodnoceného destilátu, která se projevila zvýšenou elektrickou vodivostí, byla vrácena zpět do procesu a znovu odpařena, aby byly minimalizovány ztráty a zachována kvalita výsledného destilátu.

Experiment trvající 7 hodin s průměrnou rychlostí odpařování  $7 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$  dosáhl finální výtěžnosti destilátu 84 %. Provozní parametry jednotky jsou uvedeny v Tab. 33. Vzorky pro fyzikálně-chemickou analýzu koncentráту byly postupně odebírány při dosažení zahuštění přibližně 33 % (koncentrát 1), 66 % (koncentrát 2) a na konci pro sledování vývoje zakoncentrování polutantů (koncentrát 3).

Výtěžnost tohoto experimentu předčila výsledky dosažené ve studii Haaz et al. (2019) zabývající se vakuovým odpařováním syntetické odpadní vody obsahující tenzidy, která prokázala zisk 75 % původního objemu vody v podobě destilátu.

Tab. 33: Provozní parametry jednotky míchané odparky během experimentu.

Parametr	Jednotka	Hodnota
Průměrný tlak v komoře	[bar]	-0,94
Průměrná teplota v komoře	[°C]	33,41
Průměrný odpar destilátu	[kg·h <sup>-1</sup> ]	7,1
Spotřeba el. energie	[kWh]	7,5
Délka experimentu	[hh:mm]	07:06
Výtěžnost	[%]	84
Vstupní množství	[kg]	50,4
Množství destilátu	[kg]	42,3

Výsledky fyzikálně-chemických analýz jsou uvedeny v Tab. 34. Získaný destilát vykazuje velmi nízkou vodivost a hodnoty CHSK hluboko pod 100 mg·dm<sup>-3</sup>, což jej z pohledu organického znečištění a dalších posuzovaných parametrů (definovaných v Tab. 28) řadí mezi vody vhodné pro recyklaci jako máchací vody v prádelenském provozu. Kvalita destilátu odpovídá požadavkům i u ostatních parametrů (BSK, tenzidy), což potvrzuje vysokou separační účinnost jednotky AGEV.

Odebírání vzorků během experimentu (koncentráty 1–3) umožnilo sledovat dynamiku nárůstu znečišťujících látek v zahušťovaném objemu. Postupným zahušťováním se zřetelně zvyšovala koncentrace všech sledovaných polutantů, je možné sledovat výrazný nárůst organického znečištění (CHSK z 751 na 27 000 mg·dm<sup>-3</sup>, BSK z 241 na 11 100 mg·dm<sup>-3</sup>), rozpuštěných i nerozpuštěných látek (RL z 1 300 na 15 600 mg·dm<sup>-3</sup>, NL ze 154 na 9 020 mg·dm<sup>-3</sup>), i tenzidů a dalších polutantů. Je patrné, že takto vysoké hodnoty znečištění nespĺňují ani nadlimitní smluvní hodnoty znečištění odpadních vod z průmyslových prádelen (Tab. 29), a tudíž ukazují na nutnost dalšího zpracování koncentráty nebo snížení míry zahuštění. Nicméně, potenciál pro získávání druhotných surovin je nízký, s ohledem na maximální obsah P<sub>celk</sub> pouze 34 mg·dm<sup>-3</sup> a N<sub>celk</sub> 190 mg·dm<sup>-3</sup> v koncentráty 84% zahuštění. Celkově lze konstatovat, že jednotka míchané odparky umožňuje účinné zahuštění znečištěné vody z průmyslové prádelny a produkci vysoce kvalitního destilátu, vhodného pro využití v pracím cyklu.

Tab. 34: Fyzikálně-chemické parametry vstupní OVPP a destilátu a koncentrátů z jednotky AGEV.

Parametr	Jednotka	Vstup	Destilát	Koncentrát 1	Koncentrát 2	Koncentrát 3
pH	[-]	7,752	8,214	7,344	8,197	9,309
vodivost	[μS·cm <sup>-1</sup> ]	1 433	19,5	1 878	3 280	12 580
CHSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	751	57	1 470	6 460	27 000
BSK	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	241	12,4	443	2 260	11 100
NL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	154	<2	268	920	9 020
RL	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1 300	150	1 810	4 700	15 600
NH <sub>4</sub> -N	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	2	1,3	1,5	3,5	24,7
N <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	14,2	2,2	30,2	42,8	190,0
P <sub>celk</sub>	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	1,65	0,03	3,32	9,09	34,0
AT	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	21,5	0,13	35	39,9	20,6
NT	[mg·dm <sup>-3</sup> ]	66	0,05	75	190	640

### Laboratorní ověření technologie pomocí MSF odparky

Za účelem ověření kvality destilátu a posouzení stability výstupních proudů z vakuového odpařování při větších zpracovatelských objemech byly realizovány dva experimenty na vícekomorové mžikové odparce (MSF). V prvním experimentu bylo zpracováno 220 kg OV, z níž bylo odpařeno 91 %. Při druhém odpařování bylo na vstupu 210 kg OVPP s cílem dosažení vyšší míry zahuštění – výsledná výtěžnost dosáhla 95 %.

Oba experimenty proběhly bez výrazných provozních komplikací. Pěnění v jednotlivých komorách bylo pozorováno pouze v závěrečných fázích zahušťování, kdy proudící voda obsahovala zvýšenou koncentraci povrchově aktivních látek. Tento jev však neovlivnil kvalitu výsledného destilátu, který dosahoval průměrné rychlosti odpařování  $39,4$  a  $45,9 \text{ kg}\cdot\text{h}^{-1}$ , přičemž tyto hodnoty po náběhu a ustálení odparu zůstaly víceméně konstantní.

Z provozních parametrů uvedených v Tab. 35 je patrné, že oba experimenty probíhaly za srovnatelných podmínek. Mírně vyšší rychlost produkce destilátu v druhém experimentu souvisí s vyšší teplotou na vstupu do první komory odparky. Z hlediska spotřeby energie je patrné, že provoz MSF jednotky je energeticky náročný. To podtrhuje potřebu zvážení využití odpadního tepla ze stávajících technologií (např. žehliče, sušiče) v průmyslové prádelně.

Tab. 35: Provozní parametry MSF jednotek během experimentů.

Parametr	Jednotka	MSF I.	MSF II.
Průměrný podtlak v komoře	[bar]	-0,947	-0,921
Průměrná teplota na vstupu	[°C]	63,5	68,0
Průměrná teplota na výstupu	[°C]	27,1	30,6
Průměrný průtok vody	[dm <sup>3</sup> ·min <sup>-1</sup> ]	12,2	13,2
Průměrný odpar destilátu	[kg·h <sup>-1</sup> ]	39,4	45,9
Spotřeba tepelné energie	[kWh]	-39,4	-36,8
Délka experimentu	[hh:mm]	3:44	4:16
Výtěžnost	[%]	90,9	94,6
Vstupní množství	[kg]	220	210
Množství destilátu	[kg]	199,9	198,7

Fyzikálně-chemické vlastnosti získaných destilátů potvrzují vysokou účinnost této technologie pro odstranění znečišťujících látek (viz Tab. 36). Účinnost odstranění organického znečištění přesahuje 90 % - z původních  $661$  a  $570 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  na vstupu na  $60$  a  $44 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  CHSK ve výsledných destilátech. Vodivost destilátů byla velmi nízká (z  $300$  a  $279$  na  $11,5$  a  $8,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), NL, RL i AT a NT pod mezí detekce. Parametry destilátů tak splňují požadavky pro opětovné využití jako máchací vody, a to bez nutnosti další úpravy. Důležitým poznatkem je, že rozdíly ve složení vstupní OVPP (především NL,  $N_{\text{celk}}$  a tenzidy) mezi jednotlivými experimenty neměly vliv na kvalitu výsledného destilátu, což potvrzuje provozní robustnost technologie.

Koncentráty obsahovaly vysoké koncentrace organického znečištění (CHSK z  $600$  na  $5\,700 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), RL (z  $1\,000$  na  $8\,700 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), NL (z  $100$  na  $1\,500 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), včetně viditelné přítomnosti textilních vláken a oteru z prádla. Dusík a fosfor byly rovněž výrazně zakonzentrovány, obsah  $N_{\text{celk}}$  se zvýšil až na  $214 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  ve druhém experimentu, nicméně výsledné koncentrace  $P_{\text{celk}}$  dosahují pouze  $4,7$  a  $9,2 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ . Tyto koncentrace nejsou dostatečné pro využití koncentráty jako

zdroje těchto druhotných surovin. Z přítomného dusíku zůstalo cca 85 % v koncentrátu, zatímco menší podíl, pravděpodobně ve formě těkavého amoniakálního dusíku, byl zachycen v destilátu.

Tab. 36: Výsledky chemické analýzy odpařování prádelenské odpadní vody pomocí MSF.

		MSF I.			MSF II.		
		Vstup	Destilát	Koncentrát	Vstup	Destilát	Koncentrát
pH	[-]	9,64	9,70	9,58	9,67	9,03	9,51
Vodivost	[ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	300	11,5	12 720	279	8,7	10 730
CHSK	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	661	60	5 150	570	43,8	5 740
NL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	150	<2	1 530	60	<2	652
RL	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	980	<5	7 800	1 104	<5	8 676
$P_{\text{celk}}$	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	0,75	<1,0	9,18	0,38	<1,0	4,65
$N_{\text{celk}}$	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	14	2,5	83,3	20,3	1,84	214
AT	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	5,66	<0,05	67,9	3,1	<0,05	85,8
NT	[ $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ]	22	<1,0	<1,0	44	<1,0	<1,0

Koncentrát z prvního experimentu byl následně dále zahuštěn na jednotce laboratorní vakuové odparky, používané pro prvotní ověření technologie. Cílem bylo dosažení maximálního stupně zahuštění. Během tohoto doplňkového experimentu bylo dosaženo zahuštění až na 90 %, což odpovídá teoretické celkové výtěžnosti vody přes 99 % z původního objemu. Výsledný koncentrát měl kašovitou strukturu s vysokým obsahem nerozpuštěných látek, což naznačuje potenciál pro další zpracování nebo případně sušení. Dostupnost tepelné energie pro úplné vysušení je však problematická.

Produkty z vakuového odpařování (Obr. 30) jsou čistá voda a koncentrát. Čistou vodu je možné využít v pracím procesu pro máchání – proces, který vyžaduje nejvyšší stupeň čistoty – a to bez nutnosti využití další technologie. Vedlejším produktem technologie je vysoce zakonzentrovaný zbytek. V době psaní dizertační práce byl ověřen jeho energetický potenciál v podobě tvorby metanu. Teoretický chemický energetický potenciál těchto kalů je optimistický (vysoké koncentrace organického znečištění). Nicméně přítomné povrchově aktivní látky inhibovaly tento proces. Tudíž jeho potenciální využití zůstává předmětem navazujícího výzkumu.



Obr. 30: Fotografie vstupní OVPP (vlevo) a výstupních proudů z odpařování pomocí MSF: destilát (uprostřed) a koncentrát (vpravo).

### 6.2.3 Vakuové odpařování MF retentátu

V návaznosti na předchozí experimenty s membránovými technologiemi a vakuovým odpařováním byl proveden doplňkový experiment zaměřený na ověření schopnosti vakuového odpařování zpracovat i silně znečištěné odpadní proudy, konkrétně retentát po mikrofiltraci. Cílem bylo posoudit, zda i v tomto případě bude možné získat destilát o parametrech vhodných pro opětovné využití v prádelenském procesu, zejména v máchacím cyklu.

Pro experiment byl využit retentát z mikrofiltrační jednotky s koncentracemi znečištění výrazně vyššími než u surové OVPP. Experiment trval tři hodiny a bylo dosaženo zahuštění přibližně 87 %, při průměrné rychlosti odpařování  $7,7 \text{ kg} \cdot \text{h}^{-1}$ . Odpařování proběhlo bez provozních komplikací a nebylo pozorováno nadměrné pění. Vzorky z jednotlivých fází jsou zdokumentovány na Obr. 31 a výsledky fyzikálně-chemických analýz v Tab. 37.

Výsledný destilát vykazoval vysokou čistotu navzdory výrazně vyšší vstupní zátěži, např. CHSK v surové vodě bylo  $751 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , v retentátu vstupujícím do odparky bylo  $1\,240 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , a ve výsledném destilátu pouze  $43 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Stejně tak BSK výrazně kleslo, v retentátu bylo  $368 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a v destilátu pouhých  $20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Výrazný rozdíl lze sledovat také v RL, kdy vakuové odpařování bylo schopné snížit jejich obsah z  $1\,820$  na  $40 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Výsledné koncentrace tenzidů byly také velmi nízké – obě hodnoty pod mezí detekce.

Tyto výsledky potvrzují, že i při zpracování výrazně koncentrovanějších proudů je jednotka vakuového odpařování schopna produkovat destilát vhodný k opětovnému využití bez nutnosti dalších úprav, což potvrzuje její provozní flexibilitu.

Tab. 37: Fyzikálně-chemické parametry získaných vzorků z mikrofiltrace a následného vakuového odpařování retentátu.

		Mikrofiltrace			Míchaná odparka	
		OVPP	Permeát	Retentát	Destilát	Koncentrát
pH	[-]	7,75	7,79	7,45	8,60	9,27
vodivost	$[\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}]$	1 433	1 080	1 636	21	10 950
CHSK <sub>Cr</sub>	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	751	290	1 240	43	14 100
BSK	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	241	95	368	20	5 610
NL	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	154	<2	236	<2	3 660
RL	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	1 300	960	1 820	40	13 500
NH <sub>4</sub> -N	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	2,0	1,2	2,1	1,4	19,3
N <sub>celk</sub>	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	14,2	9,5	23,2	2,5	203,0
P <sub>celk</sub>	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	1,65	0,73	2,45	<0,03	34,10
AT	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	21,5	11,6	31	<0,05	48,7
NT	$[\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$	66	29	61	<0,05	650

Získaný koncentrát vykazoval extrémně vysoké koncentrace znečišťujících látek, což je očekávatelný jev. Obsah CHSK dosáhl  $14,1 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ , BSK  $5,6 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ , NL  $3,7 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$  a RL až  $13,5 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Tyto hodnoty výrazně převyšují i nadlimitní smluvní hodnoty pro vypouštění do kanalizace (Tab. 29). V koncentrátu rovněž došlo k navýšení obsahu N ( $203 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ) a P ( $34 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Přesto zůstává potenciál jejich recyklace omezený – zejména u fosforu, jehož koncentrace je výrazně pod prahem pro ekonomicky efektivní separaci živin ( $\text{P} > 100 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (Qiu et al., 2020)).



Obr. 31: Fotografie surové prádelenské vody, výstupních proudů z MF a AGEV.

### 6.3 Vyhodnocení a interpretace dat

V experimentální části byly ověřeny možnosti několika separačních technologií – membránových metod (mikrofiltrace a ultrafiltrace) a vakuového odpařování – od prvotního proof-of-concept ověření technologie, na které navázaly experimenty v laboratorním měřítku, jak na jednotce AGEV, tak MSF, umožňující zpracování větších objemů. Dále byl proveden doplňkový experiment zaměřený na ověření schopnosti vakuového odpařování i velmi znečištěných proudů (retentátu z MF).

Cílem této podkapitoly je shrnout dosažené výstupy, porovnat jednotlivé technologie z hlediska účinnosti odstranění znečišťujících látek, výtěžnosti zpracování a kvality výstupních proudů. Důraz je kladen na vhodnost recyklované vody pro opětovné použití v pracím cyklu.

Procentuální účinnosti odstranění jednotlivých znečišťujících látek jsou shrnuty v Tab. 38. Obě membránové technologie dosahovaly vysokých účinností při odstraňování nerozpuštěných látek (ze vstupních 154 pod  $2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , tj. účinnost nad 98 %). UF navíc prokázala lepší záchyt RL, CHSK i  $P_{\text{celk}}$ , díky menší velikosti pórů a vyššímu transmembránovému tlaku.

Nicméně, výsledné permeáty nedosáhly kvality vody požadované pro máchací cyklus. Například koncentrace CHSK u UF permeátu dosahovala  $238 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , BSK  $59 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a PAL přes  $11 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  – všechny tyto hodnoty překračují požadované limity (nevyhovující kvalita vody), viz Tab. 39.

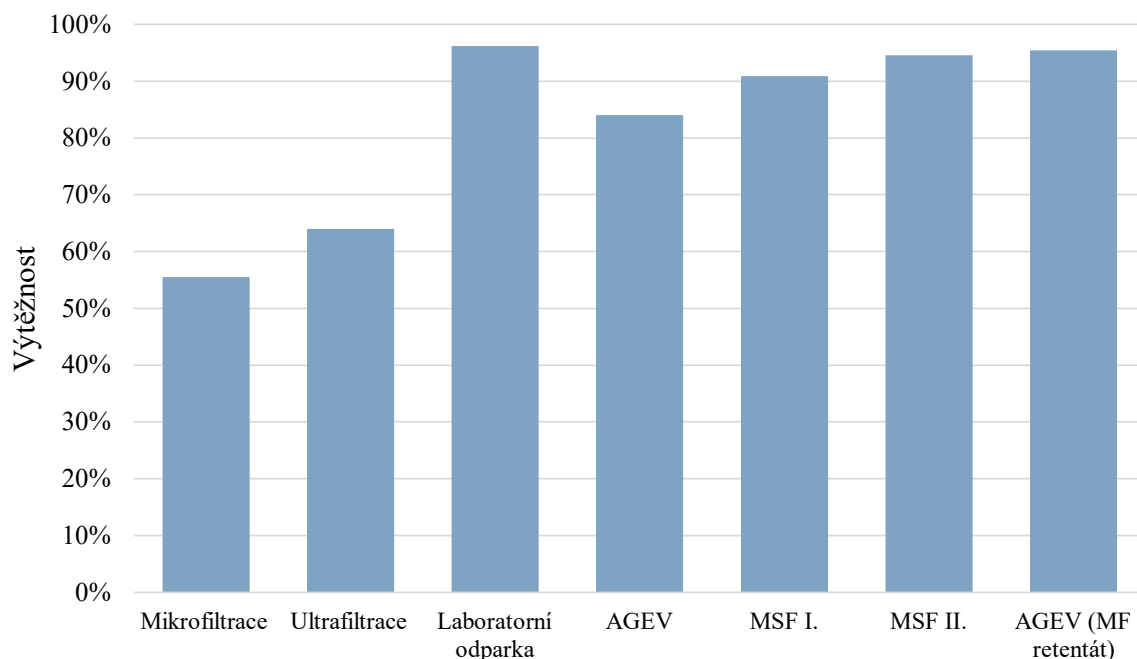
Naopak technologie vakuového odpařování dosahují vysoké účinnosti odstranění všech sledovaných parametrů kromě amonného dusíku. Tato skutečnost je nejspíš způsobena přítomností těkavé formy  $\text{NH}_4\text{-N}$ , který se během odpařování dostává do destilátu. Přesto je jeho koncentrace ve výsledném destilátu zanedbatelná ( $N_{\text{celk}} \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Destiláty splňují limity pro máchací vodu, koncentrace klíčových parametrů jsou CHSK  $< 60 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , BSK  $< 20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , NL  $< 2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , RL  $< 150 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a stopové množství tenzidů (AT  $< 1,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  a NT  $< 1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ).

Tab. 38: Účinnosti odstranění polutantů jednotlivých technologií.

Technologie	CHSK [%]	BSK [%]	NL [%]	RL [%]	NH <sub>4</sub> -N [%]	N <sub>celk</sub> [%]	P <sub>celk</sub> [%]	AT [%]	NT [%]
Mikrofiltrace	61	60	99	26	39	33	56	46	56
Ultrafiltrace	68	76	99	41	86	35	93	45	62
Laboratorní odparka	90	–	78	93	–	80	85	–	–
Odparka AGEV	92	95	99	88	35	84	98	99	100
Odparka MSF I.	91	–	99	99	–	82	87	99	95
Odparka MSF II.	92	–	97	100	–	91	74	98	98
Odparka AGEV (MF retentát)	94	92	99	97	32	83	98	100	100

Výtěžnosti jednotlivých technologií jsou graficky znázorněny na Obr. 32, přičemž výtěžnost v tomto kontextu označuje hmotnostní poměr mezi vodou, která byla získána jako permeát nebo destilát, vzhledem k původní hmotnosti vstupní OV. Je nutné však zmínit, že membránové systémy jsou schopny dosahovat vyšší redukce objemu, nicméně na úkor vyššího zanášení a nutnosti častějších průplachů, a tedy i přerušení provozu.

Oproti tomu vakuové odpařování prokázalo vyšší provozní stabilitu a menší náchylnost k zanášení, a to i při zpracování silně znečištěných proudů s vysokým obsahem otěru z prádla a dalších nerozpuštěných látek přítomných v OVPP. Díky tomu bylo možné dosáhnout zahuštění přesahující 90 % v kontinuálním režimu.



Obr. 32: Graf výtěžností jednotlivých technologií.

Srovnání parametrů získaných proudů čisté vody s přípustnými hodnotami máchací vody uvádí Tab. 39. Zeleně vyznačené hodnoty splňují kritéria stanovená pro máchací vodu (viz Tab. 28). Lze konstatovat, že všechny výstupy z jednotek vakuového odpařování jsou vhodnými proudy pro využití jako máchací vody v prádelenském provozu.

Co se týče hodnoty pH, destilát z MSF I. dosáhl hodnoty 9,7, což je mírně nad limitem 9,0. Nicméně toto alkalické pH je v prádelenské praxi vítané, protože podporuje účinnost detergentů a rozpouštění

nečistot z praného prádla. Za naměřené hodnoty alkalického pH jsou nejspíš zodpovědné malé únosy vodní párou do destilátu. Navíc, v praxi bude nejspíš docházet k mísení destilátu s vodou z řadu, tudíž se dá předpokládat, že hodnota pH vody vstupující do pračky bude pod maximem. Hodnoty vodivosti v permeátech z MF a UF byly příliš vysoké ( $868\text{--}1\,080\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), zatímco u destilátů byly v řádu desítek  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , značící velmi nízký obsah rozpuštěných iontů (u MSF  $<5\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ). Takto nízké hodnoty jsou srovnatelné se změkčenou vodou (EV  $<70\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , RL  $<60\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) a potvrzují, že výsledný destilát nevyžaduje změkčení před opětovným využitím v pracím cyklu.

Tab. 39: Porovnání maximálních přípustných hodnot máchací vody a výstupných proudů čisté vody.

	pH	EV	CHSK	BSK	AT
	[–]	$[\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}]$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$	$[\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}]$
Maximální optimální hodnoty	9,0	75	100	30	0,5
MF permeát	7,8	1080	290	95,2	11,6
UF permeát	8,7	868	238	58,9	11,8
AGEV destilát	8,2	19,5	57	12,4	0,13
MSF I. Destilát	9,7	11,5	60	–	<0,050
MSF II. Destilát	9,0	8,7	43,8	–	<0,050
Destilát (odpařování retentátu)	8,6	21,3	43,4	19,9	0,1

Zásadní otázkou zůstává nakládání se vznikajícím koncentrátem. Recyklace fosforu je technicky a ekonomicky výhodná v případě koncentrace převyšující  $100\ \text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$  (Qiu et al., 2020). Vzhledem k nízkým koncentracím fosforu v získaných koncentrátech i při velmi vysoké míře zahuštění (řádově nižší desítky  $\text{mg P}\cdot\text{dm}^{-3}$ ), tedy není dosahováno této koncentrace a recyklace fosforu z tohoto odpadního proudu byla vyhodnocena jako neperspektivní. Nízká koncentrace P je v souladu s omezeným využitím fosfátů v čistících prostředcích dle nařízení EU, blíže diskutováno v kap. 2.1.2.

Jako potenciální řešení se jeví energetické využití kalu díky vysoké koncentraci organického znečištění (viz kap. 2.5.2). Proto byly provedeny experimenty anaerobní fermentace tohoto kalu, které prokázaly, že koncentrace povrchově aktivních látek inhibovala mikrobiální aktivitu a znemožnila produkci bioplynu (viz kap. 6.2.3).

Možnou alternativou by bylo využití vysušeného kalu jako izolačního materiálu díky obsahu vláken z prádla. Další možnost zmiňuje studie Crini et al., (2024), a to využít kal do keramiky, což by ale v provozu prádelny vyžadovalo energeticky náročné sušení nebo převoz kalu.

Z těchto důvodů bylo pro účely návrhu integrace technologie do podniku a navazující technicko-ekonomické zhodnocení upřednostněno řešení, které spočívá v minimalizaci objemu vznikajícího koncentrátu tak, aby byl koncentrát přímo vypustitelný do kanalizace při splnění limitů kanalizačního řádu.

## 6.4 Konceptní návrh recyklační technologie

Na základě výsledků experimentální činnosti v rámci této dizertační práce bylo jako **nejvhodnější metodou** pro recyklaci vody z průmyslové **prádelny vyhodnoceno vakuové odpařování, konkrétně vícestupňová mžiková destilace (MSF)**. Tato metoda rovněž prokázala schopnost efektivního zpracování OVPP i s vyšším množstvím pevných látek (např. z oteru prádla) nebo u proměnných parametrů OV plynoucích z různé skladby prádla.

Zároveň výsledky provedené rešerše potvrzují, že oproti jiným fyzikálně-chemickým metodám představuje vakuové odpařování i dlouhodobě robustnější a stabilnější řešení především díky tomu, že odpar neprobíhá přímo na teplosměnných plochách.

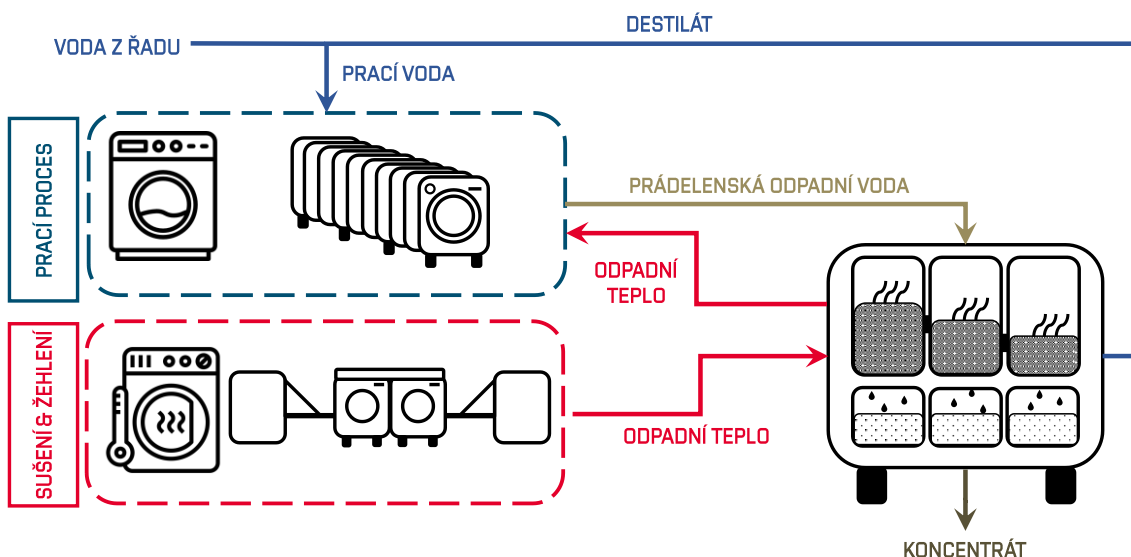
Koncepční návrh vychází z principů CE, konkrétně konceptu **3R – Reduce, Reuse, Recycle**, který byl představen v kap. 2.4. Tento přístup představuje odklon od tradiční lineární ekonomiky směrem k udržitelnému využívání zdrojů.

Hlavními cíli koncepčního návrhu této technologie jsou:

- minimalizace objemu vypouštěné OV,
- snížení odběru vody z veřejného vodovodního řadu,
- maximální využití dostupného odpadního tepla.

V rámci navrženého řešení je část materiálových a energetických toků v rámci prádelenského provozu opětovně využívána, čímž je podpořeno nejen snižování environmentálních dopadů, ale také provozních nákladů. Koncepční návrh recyklační technologie do průmyslových prádelen spočívá v integraci víceetapové vakuové odparky. Na základě laboratorních výsledků se jako vhodné provozní podmínky doporučuje, aby vstupní teplota OVPP byla vyšší než 50 °C s ohledem na požadavky vícekomorového uspořádání. Výstupní teplota destilátu je doporučována o hodnotě přibližně 35 °C, což odpovídá podtlaku v odpařovacích komorách -0,92 až -0,95 bar. Nižší výstupní teplota vody by vyžadovala investičně náročnější vakuový systém. Zároveň by požadavek na nižší výstupní teplotu zkomplikoval tepelnou integraci do provozu. Mezi klíčové parametry patří požadovaná míra zahuštění, která bude blíže diskutována v navazující podkapitole. Schéma (Obr. 33) ilustruje navrženou integraci technologie vakuového odpařování do provozu průmyslové prádelny tvořící výchozí rámec pro detailní popis konceptu. Schéma je rozděleno do tří klíčových částí:

- Prací proces: zahrnuje spotřebu čerstvé vody z řadu, která je po pracím cyklu odváděna jako prádelenská odpadní voda, a je čerpána na jednotku vakuového odpařování
- Odpadní voda: postupně zahušťována v jednotce MSF a separována na: a) destilát – recyklovaná voda velmi vysoké kvality, která je přivedena zpět do pracího procesu jako máchací voda; b) koncentrát – kal bohatý na polutanty, který je dále likvidován.
- Sušení a žehlení: procesy představující hlavní zdroj nízkopotenciálního odpadního tepla, které je využito jako energetický vstup pro ohřev vody pro jednotku vakuového odpařování, čímž se zásadně snižuje potřeba externího přívodu energie.



Obr. 33: Koncepční návrh recyklační technologie v provozu průmyslové prádelny.

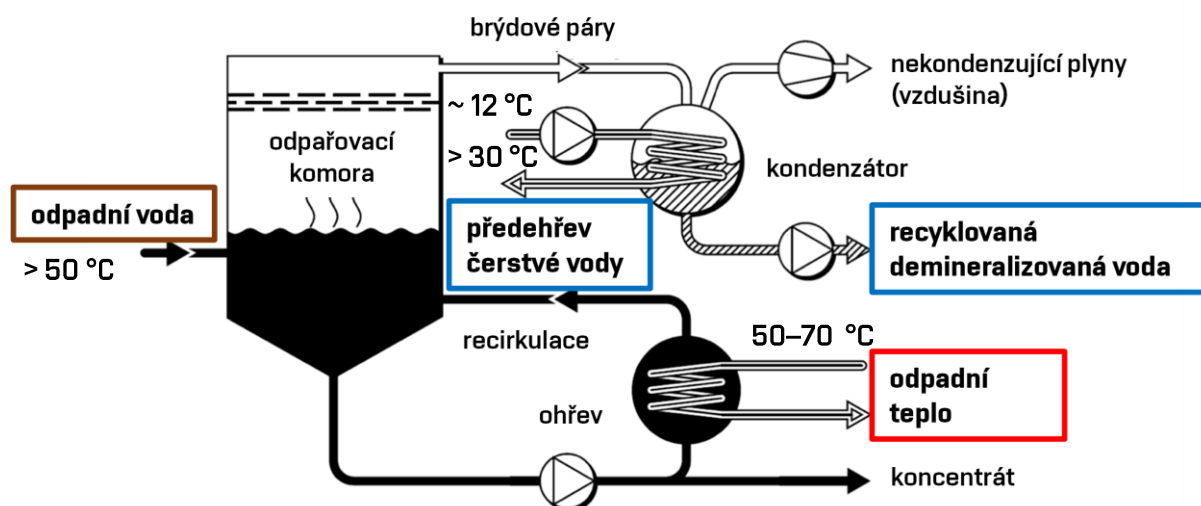
Detailnější popis koncepčního návrhu zahrnuje znázornění materiálových a energetických toků jednotky vakuového odpařování v prádelenském provozu, které je uvedeno na Obr. 34. V rámci procesu je vstupní OVPP s teplotou nad 40 °C přiváděna do odpařovací komory, kde dochází k mžikovému odpaření a oddělení vodní páry (brýdových par) od zahušťovaného kapalného zbytku – koncentrátu.

Brýdové páry následně kondenzují na výměníku, čímž vzniká recyklovaná demineralizovaná voda. Při kondenzaci je zároveň uvolněno teplo, které je předáváno vodě z řádu (nárůst teploty z ~12 °C na >30 °C), čímž dochází k jejímu přehřevu.

Konstrukční vlastností odpařovací jednotky je to, že principiálně funguje jako tepelný výměník, tj. umožňuje vracet většinu vstupní tepelné energie do průmyslového procesu. V systému jsou uplatněny dvě cesty rekuperace tepla:

- Využití nízkopotenciálního odpadního tepla (50–70 °C) z provozních zařízení (např. sušičů a žehliček – viz kap. 6.1), které slouží k ohřevu odpadní vody cirkulující odpařovací jednotkou,
- Využití tepla z kondenzace brýdových par, které umožňuje přehřev čerstvé vody vstupující do pracího procesu.

Výstupem z technologie je jednak destilát – demineralizovaná voda velmi vysoké kvality, která je mísená s přehřátou vodou z řádu a dále využívána pro máchací krok pracího cyklu. Dále koncentrát – znečištěný kapalný zbytek, který obsahuje většinu polutantů a je následně odváděn do kanalizace.



Obr. 34: Znázornění proudů technologie vakuového odpařování v prádelenském provozu.

Tento koncepční návrh je klíčový pro technicko-ekonomické zhodnocení, které bude provedeno v následující kapitole. Aby mohl být navržený koncept posouzen z hlediska potenciálu integrace vakuového odpařování do reálného provozu průmyslové prádelny a jeho přínosu, je potřeba definovat parametry reprezentativního průmyslového provozu.

Modelová prádelna s nominální kapacitou 10 t prádla za směnu reprezentuje větší průmyslový provoz v ČR. Produkce odpadní vody byla stanovena na  $7,5 \text{ dm}^{-3} \cdot \text{kg}^{-1}$  suchého prádla (SP), což odpovídá průměrnému odběru pitné vody z veřejného vodovodního řádu. Tato hodnota vychází ze zkušeností s konkrétním provozem popsáním v kap. 6.1 a je podložena i údaji z literární rešerše (viz kap. 3.2).

Předpokládá se provoz ve dvou 8hodinových směnách v pracovní dny a jedné směně v sobotu – tedy celková doba provozu činí 4 400 h za rok. Náklady na vodné a stočné, elektrickou a tepelnou

energii vycházejí z průzkumu trhu\* a jsou společně s parametry provozu modelové prádelny shrnuty v Tab. 40, kde jsou rovněž uvedeny hodnoty měrné spotřeby energií dle Máša et al., (2013).

Důležité je rovněž zohlednit dostupnost OT vznikajícího během provozu prádelny. Prakticky využitelný podíl se zpravidla pohybuje v rozmezí 20–70 %, v závislosti na typu provozu, prádelenské technice, úrovni integrace systémů pro rekuperaci tepla apod. Plné využití dostupného OT nebývá možné např. kvůli kolísání teplotních profilů, technickým limitům výměníků (zanášení otěrem z prádla z proudů ze sušičů apod). Vhodným návrhem integrace MSF technologie lze však významnou část tohoto tepla efektivně využít.

Tab. 40: Parametry modelové průmyslové prádelny a jednotkové náklady.

Nominální kapacita za směnu	10	t <sub>SP</sub>
Průměrná spotřeba vody	7,5	dm <sup>-3</sup> ·kg <sub>SP</sub> <sup>-1</sup>
Produkce odpadní vody za směnu	75	m <sup>3</sup>
Roční provoz	4 400	h·rok <sup>-1</sup>
Měrná spotřeba tepla	0,91	kWh·kg <sub>SP</sub> <sup>-1</sup>
Měrná spotřeba elektrické energie	0,15	kWh·kg <sub>SP</sub> <sup>-1</sup>
Náklady na vodné a stočné*	116,0	Kč·m <sup>-3</sup>
Náklady za elektrickou energii*	4,9	Kč·kWh <sup>-1</sup>
Náklady na zemní plyn*	1,3	Kč·kWh <sup>-1</sup>
Dostupnost odpadního tepla	20–70	%

Protože je uvažováno, že vznikající koncentrát bude vypouštěn do kanalizace, je nutné zajistit, aby jeho složení vyhovovalo příslušným legislativním limitům. Pro tuto analýzu byly využity výsledky fyzikálně-chemických analýz vzorků z jednotlivých stádií experimentů (kap. 6.2.2). Hodnoty koncentrací znečišťujících látek v koncentrátu byly interpolovány pomocí exponenciální funkce reflektující charakter růstu koncentrace v průběhu odpařování OVPP.

Získané hodnoty očekávané koncentrace znečišťujících látek v koncentrátu byly porovnány s limitními hodnotami stanovenými kanalizačním řádem, které jsou uvedeny v Tab. 29 (např. limit pro CHSK činí 2 400 mg·dm<sup>-3</sup>, BSK 1 200 mg·dm<sup>-3</sup>, NL 700 mg·dm<sup>-3</sup> a RL 3 000 mg·dm<sup>-3</sup>). Výsledky analýzy ukazují, že k překročení limitů dochází při recyklaci přibližně 40–43 % vstupního objemu. Nejnižší mez představuje obsah NL (40,6 %), RL (42,3 %) a BSK (43,2 %); nadlimitní hodnoty jsou v Tab. 41 uvedeny červeně. Při vyšší míře recyklace by bylo nutné doplnit technologii o dodatečné zpracování koncentrátu.

\* Jednotkové ceny vycházejí z průzkumu trhu v rámci regionu Brna provedeného na jaře 2025, nezahrnují DPH.

Tab. 41: Očekávané koncentrace znečišťujících látek v koncentrátu v závislosti na podílu recyklované vody.

Podíl recyklované vody [%]	CHSK [mg·dm <sup>-3</sup> ]	BSK [mg·dm <sup>-3</sup> ]	NL [mg·dm <sup>-3</sup> ]	RL [mg·dm <sup>-3</sup> ]	N-NH <sub>4</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	N <sub>celk</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	P <sub>celk</sub> [mg·dm <sup>-3</sup> ]	AT [mg·dm <sup>-3</sup> ]
0,0	801	415	229	1037	0	2	2	11
10,0	987	531	300	1333	0,1	3	3	15
20,0	1215	679	394	1713	0,1	5	3	20
30,0	1496	868	517	2202	0,2	9	4	25
40,0	1842	1110	689	2830	0,5	14	5	29
50,0	2268	1419	918	3637	1,1	22	6	35
60,0	2793	1816	1224	4675	2,3	36	8	40
70,0	3439	2323	1632	6009	5,1	58	10	46
80,0	4235	2973	2174	7723	11,2	93	12	52
90,0	5214	3806	2897	9927	24,7	150	15	58

## 6.5 Technicko-ekonomické hodnocení

Na základě koncepčního návrhu integrace jednotky MSF do provozu průmyslové prádelny byla provedena analýza technicko-ekonomické proveditelnosti této technologie. Cílem bylo vyhodnotit nejen environmentální přínosy v podobě snížení spotřeby primární vody a produkce OV, ale také posoudit ekonomické aspekty implementace – zejména investiční a provozní náklady a očekávanou návratnost investice.

Pro modelovou prádelnu byly navrženy dvě varianty vakuových odparek typu MSF:

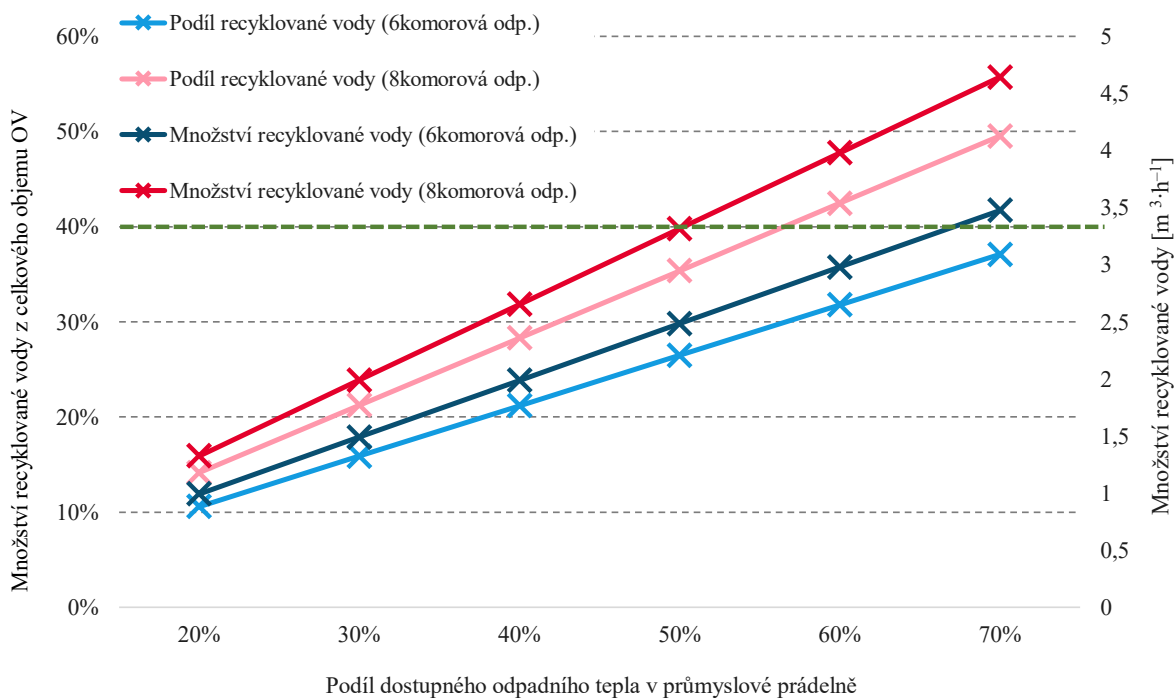
- 6komorová jednotka se dvěma externě chlazenými komorami,
- 8komorová jednotka, rovněž se dvěma externě chlazenými komorami.

Jedná se o investičně náročnější, ale energeticky efektivní (zejména z pohledu tepelné energie) konfigurace, které mohou umožnit vysokou míru recyklace vody i při omezené dostupnosti odpadního tepla.

Pro tyto dvě konfigurace byla provedena analýza, v níž byla návratnost investice hodnocena v závislosti na podílu recyklované vody (produkci destilátu), který je limitován množstvím dostupného OT. Při kapacitě modelové prádelny 10 t<sub>SP</sub> na směnu byla teoretická produkce OT stanovena na 910 kWh·t<sub>SP</sub><sup>-1</sup>; pro účely technicko-ekonomické analýzy byla dostupnost OT uvažována v rozmezí 20–70 %, jak bylo popsáno v kap. 6.4 u parametrů modelového prádelenského provozu.

Z grafického znázornění vlivu dostupnosti OT na míru recyklované vody (viz Obr. 35) je patrná lineární závislost u obou variant jednotek, přičemž 8komorová konfigurace vykazuje systematicky vyšší účinnost – při dané úrovni dostupného OT je schopna zpracovat o cca 0,4 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup> více destilátu než 6komorová, což odpovídá přibližně 5% navýšení podílu recyklované vody.

Zároveň je zřejmé, že 8komorová konfigurace naráží při rostoucím podílu využitelného OT na legislativně vymezený limit podílu recyklované vody (40 %), který je v grafu vyznačen zelenou čarou (viz kap. 6.4). Tohoto limitu dosahuje již při cca 60% dostupnosti OT.



Obr. 35: Vliv dostupného odpadního tepla na míru recyklace vody pro 6- a 8komorovou jednotku.

Investiční náklady (CAPEX) zahrnují pořizovací cenu jednotek odpovídající tržním podmínkám na jaře roku 2025. Zahrnují kompletní realizaci zařízení, vč. nákladů na inženýring, instalaci, montáž a uvedení do provozu. Výše investic vychází z technického návrhu reflektujícího dimenzi výparných a kondenzačních ploch, počet komor a specifické požadavky průmyslového prádelenského provozu. Pro dvě zvažované konfigurace byly investiční náklady vyčísleny následovně:

- 6komorová jednotka: 10,0 mil. Kč, bez DPH,
- 8komorová jednotka: 11,3 mil. Kč, bez DPH.

Provozní náklady (OPEX) byly kalkulovány na základě spotřeby elektrické energie nezbytné pro provoz (elektrický příkon  $8,2 \text{ kWh} \cdot \text{m}_{\text{dest}}^{-3}$ ) a ročních nákladů na údržbu zařízení, uvažovaných jako 2,5 % z hodnoty CAPEX. Prostá návratnost pro jednotlivé konfigurace byla stanovena pomocí rovnice (8).

$$\text{prostá návratnost} = \frac{\text{CAPEX}}{\text{roční úspora} - \text{roční OPEX}} \quad (8)$$

kde:

$$\text{roční úspora} = \text{množství recyklované vody} [\text{m}^3 \cdot \text{rok}^{-1}] \times (\text{vodné+stočné}) [\text{Kč} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (9)$$

$$\text{roční OPEX} = \text{spotřeba elektřiny} [\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}] \times \text{cena elek. energie} [\text{Kč} \cdot \text{kWh}^{-1}] \\ \times \text{množství destilátu} [\text{m}^3] + 0,025 \times \text{CAPEX} [\text{Kč}] \quad (10)$$

Souhrnné výsledky ukazují, že s rostoucím podílem dostupného OT dochází k navýšení produkce recyklované vody a tím i k výraznému zlepšení návratnosti systému. Za hranici ekonomické přijatelnosti je v tomto případě považována návratnost do 10 let. Při nízké dostupnosti OT (<30 %) se prostá návratnost investice pohybuje nad 30 lety, což je z hlediska provozní ekonomiky nepřijatelné, a proto byly tyto varianty z další analýzy vyřazeny.

Přehled klíčových technických a ekonomických ukazatelů shrnuje Tab. 42. S ohledem na již zmíněná legislativní omezení 8komorové jednotky při dostupnosti OT >60 % byly pro finální technicko-ekonomické zhodnocení vybrány konfigurace 8komorové jednotky pro podíl dostupného OT 40 a 50 %, přičemž má vyšší tepelný příkon vztahený k objemu destilátu, což potvrzuje její vyšší energetickou efektivitu oproti 6komorové jednotce. Tato efektivita se zároveň promítá do vyšší produkce destilátu při stejném podílu dostupného OT – např. při 50 % dostupnosti OT vyprodukuje 8komorová jednotka  $3,3 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$  recyklované vody, zatímco 6komorová  $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$ .

Co se týče ekonomických ukazatelů, prostá návratnost byla počítána dle vztahu (8) s ohledem na uvedené CAPEX a náklady za vodné a stočné  $116 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$  (dle Tab. 40). Při této ceně vody žádná z konfigurací nedosahuje návratnosti do 10 let. Přesto lze konstatovat, že i přes vyšší pořizovací cenu může být 8komorová jednotka výhodnější volbou díky lepší energetické bilanci a vyšší produkci destilátu.

Tab. 42: Srovnání technických a ekonomických parametrů 6- a 8komorové jednotky.

	Podíl dostupného OT [%]	Tepelný příkon odparky [ $\text{kW} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dest}}$ ]	Produkce recyklované vody [ $\text{m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$ ]	Podíl recyklované vody [%]	Prostá návratnost [let]
6komorová odparka	40	229	1,99	21,2	27,2
	50	229	2,48	26,5	19,1
	60	229	2,98	31,8	14,8
	70	229	3,48	37,1	12,0
8komorová odparka	40	172	2,65	28,3	20,1
	50	172	3,32	35,4	14,6

Pro detailnější posouzení ekonomické proveditelnosti byly zpracovány citlivostní analýzy návratnosti investice do technologie vakuového odpařování. Analýzy byly zaměřeny na dvě klíčové proměnné: investiční náklady (CAPEX) a jednotkovou cenu vody, které mají zásadní vliv na délku návratnosti investice, jak lze sledovat z uvedeného vztahu (8).

Zatímco pro výpočty prosté návratnosti byly uvažovány fixní hodnoty CAPEX (10 a 11,3 mil. Kč, dle konfigurace), v rámci citlivostní analýzy byl CAPEX uvažován jako proměnná v rozsahu 7–13 mil. Kč. Tento interval reflektuje očekávanou variabilitu investičních nákladů v praxi, která může být ovlivněna např. vývojem cen materiálů, nákladů na práci, inflací nebo úprav jednotky dle požadavků a možností konkrétního provozu.

Jednotková cena za vodu byla uvažována v rozmezí  $116\text{--}185 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ , což vychází z predikovaného vývoje kombinovaných cen za vodné a stočné v ČR v horizontu příštích 10 let (viz kap. 2.5.1). Pro přímé srovnání byly uvažovány dvě úrovně dostupnosti OT – 40 a 50 %, které umožňují porovnání obou konfigurací v rámci legislativních limitů pro vypouštění koncentráту. Za ekonomicky přijatelnou je považována návratnost investice do 10 let. Tab. 43 shrnuje minimální požadované ceny vody pro dosažení této návratnosti při různých úrovních CAPEX a zvolených úrovních dostupnosti OT.

Výsledky ukazují, že obě konfigurace mohou dosáhnout ekonomicky přijatelné návratnosti, ale za odlišných podmínek. 6komorová konfigurace při 40 % OT dosahuje návratnosti do 10 let pouze při vysokých cenách za vodu, např. při CAPEX 10 mil. Kč je návratnost 9,6 let dosažena až při ceně vody  $167 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ . Naproti tomu při 50% dostupnosti OT je stejné návratnosti dosaženo již při ceně vody  $148 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ , což potvrzuje pozitivní vliv vyššího využití tepla na ekonomiku provozu. S vyšší

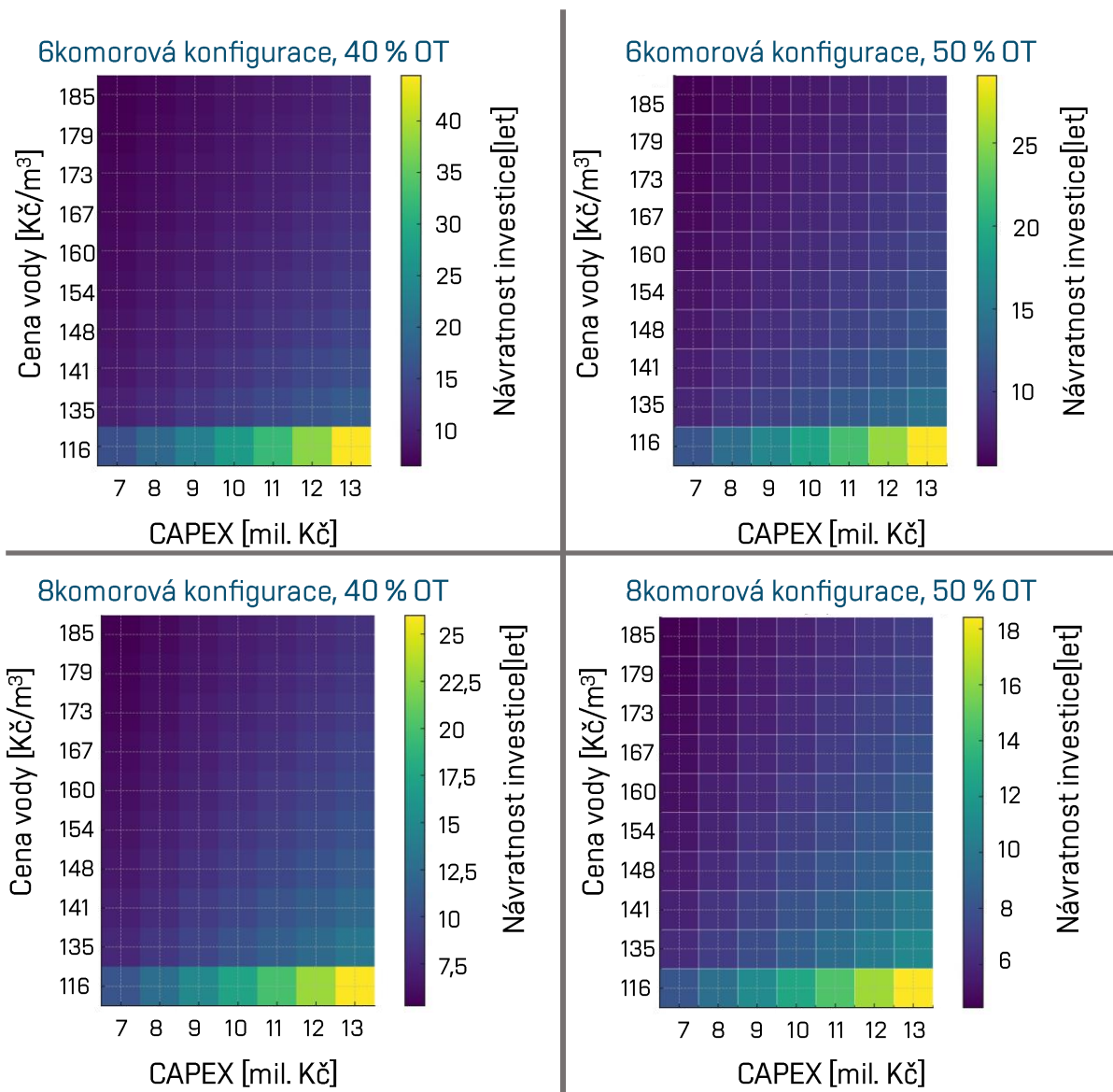
dostupností OT je možné udržet návratnost pod 10 lety i při vyšších investicích, přesto ale podmínkou zůstává značné zvýšení ceny vody oproti aktuálním  $116 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ .

U 8komorové jednotky je ekonomická návratnost výrazně příznivější. Při ceně vody  $135 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ , je návratnosti do 10 let dosaženo už při CAPEXU 8 a 9 mil. Kč (40 % OT), a při vyšší dostupnosti tepla (50 %) se rozsah přijatelných kombinací dále rozšiřuje – návratnosti pod 10 let lze dosáhnout i při vyšších investičních nákladech (9–11 mil. Kč). Vyšší dostupnost OT tak tlumí negativní dopad rostoucích investičních nákladů a činí tuto konfiguraci investičně robustnější. V extrémních případech je dokonce možné dosáhnout návratnosti do 10 let i při současné ceně vody, ale pouze v případě, že by CAPEX nepřesáhl cca 8 mil. Kč – což by bylo reálné za předpokladu např. dotační podpory nebo výhodných výrobních podmínek.

Tab. 43: Minimální cena vody pro dosažení návratnosti investice do 10 let při navyšujících investičních nákladech, uvedené ceny jsou bez DPH.

Konfigurace	CAPEX [mil. Kč]	40 % OT		50 % OT	
		Minimální cena vody [ $\text{Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ ]	Prostá návratnost [let]	Minimální cena vody [ $\text{Kč} \cdot \text{m}^{-3}$ ]	Prostá návratnost [let]
6komorová odparka	8	148	9,6	135	9,2
	9	154	9,9	141	9,4
	10	167	9,6	148	9,6
	11	173	9,8	154	9,7
	12	185	9,6	160	9,8
	13	185	10,2	167	9,9
8komorová odparka	8	135	8,6	116	9,6
	9	135	9,6	135	7,0
	10	141	9,7	135	8,6
	11	148	9,8	135	9,4
	12	154	9,9	141	9,4
	13	160	9,9	148	9,4

Celkově lze říci, že systém vykazuje vyšší citlivost na změnu ceny vody než na výši investičních nákladů. Rozdíl  $10\text{--}20 \text{ Kč} \cdot \text{m}^{-3}$  v ceně vody často posune návratnost více než milionové navýšení investice. Nejvyšší citlivost na CAPEX lze pozorovat při navýšení z 8 na 9 mil. Kč, následně citlivost v rámci dalšího růstu investice mírně klesá. Výsledky jsou také znázorněny na Obr. 36 formou barevných map, které umožňují rychlou identifikaci zón ekonomické přijatelnosti.



Obr. 36: Barevné mapy návratností investic v závislosti na ceně vody a investičních nákladech pro 6- nebo 8komorovou jednotku vakuového odpařování při 40 a 50% dostupnosti odpadního tepla.

Tato citlivostní analýza poskytuje důležité podklady pro rozhodování o investici. Výsledky potvrzují, že návratnost investice do technologie vakuového odpařování je silně ovlivněna především jednotkovou cenou vody, ale rovněž dostupností odpadního tepla v provozu a také vyšší vstupní investice. Na základě získaných výsledků lze formulovat několik strategických doporučení:

- 6komorová odparka může dosáhnout návratnosti do 10 let pouze při kombinaci vysoké ceny vody anebo nižších investičních nákladů. Její implementace může být ekonomicky přijatelná zejména v případech, kdy je možné snížit pořizovací cenu, např. díky dotacím, nebo v prostředí s vysokou cenou vody. Případně by vyšší dostupnosti OT (60–70 %) může její návratnost vycházet lépe než u 8komorové konfigurace.
- 8komorová odparka díky vyšší energetické účinnosti a schopnosti zpracovat více vody při stejném podílu OT dosahuje návratnosti do 10 let při širším rozpětí kombinací CAPEX a cen vody. Již při ceně vody 135 Kč·m<sup>-3</sup> je návratnost do 10 let dosažitelná při nižší úrovni dostupného tepla (40 %) při větším rozpětí CAPEX (8–11 mil. Kč). Tato konfigurace tedy

představuje robustnější variantu vhodnou i pro provozy s omezenějšími možnostmi integrace odpadního tepla.

Současně je však nezbytné uvést, že při aktuální kombinované ceně vody (116,0 Kč bez DPH), definovanou modelovým případem, a investičních nákladech za 6komorovou jednotku cca 10 mil. Kč a za 8komorovou 11,3 mil. Kč, nedosahuje žádná varianta návratnosti do 10 let. Při této ceně činí prostá návratnost přibližně 19,1 let pro 6komorovu a 14,6 let pro 8komorovou při 50 % OT (Tab. 42). To značí, že bez vnější podpory – např. ve formě dotací z národních či evropských fondů zaměřených na zvyšování recyklace vody, snižování environmentálních dopadů nebo podporu cirkulárních řešení v průmyslu – je ekonomická návratnost pro většinu provozů obtížně dosažitelná. Z hlediska praktického nasazení jednotky vakuového odpařování do reálného provozu lze doporučit:

- Důslednou analýzu využitelného OT v provozu a návrh konfigurace s ohledem na jeho dostupnost a specifika konkrétního provozu.
- Průběžné sledování vývoje ceny vody, které mohou významně zkrátit návratnost, a aktivně vyhledávat možnosti finanční podpory.

Zároveň je velmi podstatné zmínit, že rozhodování o implementaci recyklačních technologií by nemělo být motivováno výhradně ekonomickou návratností, ale především ochranou ŽP. Primárním přínosem této technologie je značné snížení spotřeby pitné vody jako kritického zdroje, zvýšení vodní soběstačnosti provozu, a celkové snížení environmentální stopy prádelenského provozu.

Z legislativního pohledu se zavedení recyklační technologie pozitivně promítá do environmentálního pilíře ESG rámců. Technologie má potenciál významně přispět k plnění indikátorů udržitelnosti v oblastech hospodaření s vodou, snižování emisí i efektivního využívání zdrojů. Dále vytváří podmínky pro snazší plnění požadavků připravované evropské směrnice o korporátním reportingu v oblasti udržitelnosti (CSRD).

### 6.5.1 Případová studie – návrh integrace technologie do podniku

Pro ilustraci aplikovatelnosti technologie vakuového odpařování a demonstraci potenciálu využitelného OT byla provedena analýza konkrétního provozu velkokapacitní průmyslové prádelny v ČR. Cílem bylo ověřit, jaký podíl OT lze v reálných podmínkách efektivně využít pro provoz vakuové odparky a jaký objem recyklované vody lze tímto způsobem získat.

Pro případovou studii byla vybrána průmyslová prádelna, která byla blíže představena v kap. 6.1. Jejími základními parametry jsou:

- nominální kapacita 10 t<sub>SP</sub> za směnu,
- široké spektrum zpracovávaného textilu (zejména z ubytovacích a restauračních zařízení či služeb),
- vsádkové a dvě tunelové pračky,
- spotřeba vody se pohybuje kolem 10 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>, tj. 6,5 – 8,5 dm<sup>3</sup>·kg<sub>SP</sub><sup>-1</sup>,
- odpadní voda o teplotě 40 °C, odpadní voda z hlavního praní až 70 °C,
- již částečné zefektivnění hospodaření s energiemi – rekuperace tepla pro předehřev vody,
- měřením byl stanoven potenciál odpadního tepla až 283 kW (primárně ze žehliček),

Výstupní odpadní voda z praček představuje vhodný zdroj OT a dalším zdrojem jsou žehliče. V rámci provozu již dochází k částečnému využití OT pro předehřev studené čerstvé vody z řadu, a to pomocí výměníků typu voda-voda (z OV z praní) a voda-vzduchu (z žehlicí linky).

Na základě provozních měření byl stanoven teoretický potenciál odpadního tepla až 283 kW, včetně již využívaného tepla pro předehřev vody. Přebytek tepelné energie může být efektivně využit pro provoz jednotky vakuového odpařování, která by zároveň zajišťovala částečnou recyklaci demineralizované vody zpět do procesu a snížila objem vypouštěné odpadní vody. Nicméně byla

v rámci návrhu záměrně vynechána rekuperace tepla ze sušičů, protože tento odpadní proud je kontaminován mechanickým znečištěním (otěrem z prádla), které zvyšuje riziko zanášení teplosměnných ploch.

Pro tento provoz byl navržen koncept integrace vícekomorové vakuové odparky, typu MSF, s vnitřní rekuperací tepla a externě chlazenými stupni. Jednotka je koncipována tak, aby energie obsažená v brýdových párách, z posledních komor (externě chlazených) sloužila k přehřevu čerstvé studené vody z řadu. Díky tomuto uspořádání je možné významně snížit potřebu externě dodávané energie pro provoz odparky, což zvyšuje celkovou energetickou efektivitu systému.

Optimalizací energetické efektivity a pořizovacích nákladů bylo navrženo 6komorové zařízení o jmenovitém teplotním spádu mezi první a poslední komorou 50/35 °C. Schéma zapojení zařízení do provozu je uvedeno na Obr. 37.

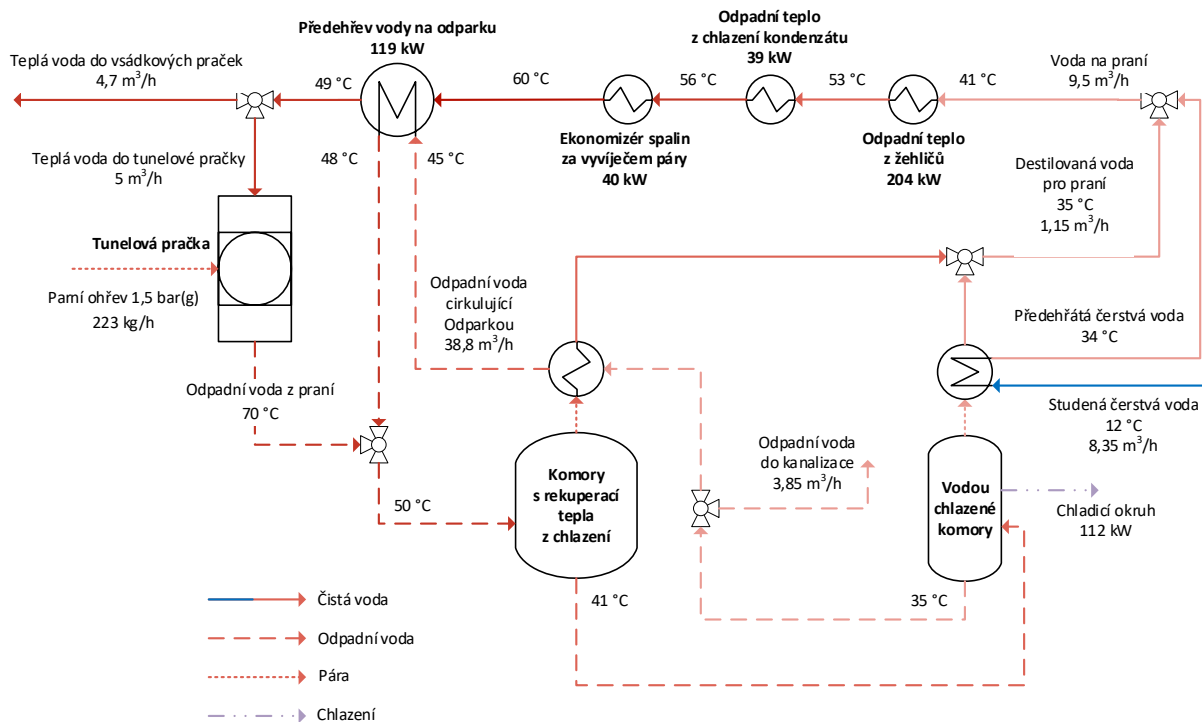
Prostřednictvím rekuperačních výměníků je možné z provozu získat tepelnou energii, primárně ze žehliček, o celkovém množství až 283 kW, což převyšuje technologický požadavek na ohřev vstupní vody do praček. Přebytek tepelné energie je proto možné využít pro provoz navrhovaného zařízení a produkci destilátu – opětovně využitelné vody v množství 1,15 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>. V systému dochází k efektivnímu využití tepla na několik úrovní, které lze sledovat na schématu:

- vnitřní rekuperace mezi komorami odparky: brýdové páry z prvních 4 komor (ve schématu označeny souhrnně jako komory s rekuperací tepla z chlazení) využívají ke kondenzaci relativně chladnou OV vystupující z poslední komory; tato vnitřní cirkulace OV výrazně snižuje energetické ztráty a umožňuje průběžné zahušťování kapaliny bez nutnosti neustálého vnějšího ohřevu,
- přehřev vody z řadu: brýdové páry z páté (vodou chlazené) komory kondenzují na výměníku, kterým je vedena studená čerstvá voda z řadu o teplotě ~12 °C; díky tomu dochází k jejímu přehřevu na více teplotu >30 °C, což přináší významné úspory při ohřevu vody do praček;
- odvod zbytkového tepla: poslední, šestá komora, je chlazená pomocí samostatného externího chladicího okruhu, protože teplo z těchto brýdových par již nelze efektivně využít, tento okruh odvádí přebytečných 112 kW.

Celková tepelná bilance systému tedy ukazuje, že odparka velkou část energie získané přehřevem (119 kW) a přebytečné entalpie z odpadní vody z praní (206 kW) vrací na nižší teplotní hladině zpět do provozu (213 kW). Výsledné OT, představující chlazení poslední komory, je tak výrazně zredukováno na 112 kW za současné úspory vody. Výstupy ze systému jsou:

- demineralizovaná voda s velmi nízkým obsahem solí, organických látek a tenzidů (vhodná pro máchací cyklus, viz kap.6.2.2), a to v množství 1,15 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>. Tato voda je míchána s přehřátou vodou z řadu a vstupuje zpět do pracího cyklu.
- koncentrát, který je vypouštěn do kanalizace průtokem 3,85 m<sup>3</sup>·h<sup>-1</sup>, přičemž jeho složení bylo vyhodnoceno jako vyhovující legislativním limitům pro přímé vypouštění.

Při kontinuálním provozu 4 400 hodin ročně činí celkový objem recyklované vody 5 060 m<sup>3</sup>·rok<sup>-1</sup>, tj. přibližně 12% podíl recyklované vody. Při jednotkových nákladech za vodné a stočné 116 Kč·m<sup>-3</sup> (bez DPH) a za elektrickou energii (4,9 Kč·kWh<sup>-1</sup>) odpovídá tato hodnota potenciální roční úspoře ve výši téměř 600 000 Kč. Při integraci navrhované 6komorové odparky s dvěma externě chlazenými komorami, jejíž investiční náklady činí 10,0 mil. Kč (bez DPH), vychází prostá návratnost investice přibližně na 17 let.



Obr. 37: Schéma zapojení technologie vakuového odpařování do provozu průmyslové prádelny.

Lze shrnout, že **technologie vakuového odpařování typu MSF představuje proveditelnou a environmentálně přínosnou cestu ke zvýšení vodní soběstačnosti průmyslových prádelen.** Výsledky technicko-ekonomického hodnocení ukazují, že 8komorová konfigurace dosahuje při stejné dostupnosti odpadního tepla vyšší produkce recyklované vody a lepší energetické účinnosti než 6komorová varianta. Nicméně, existují scénáře, kdy je 6komorové řešení ekonomicky výhodnější.

Dále bylo zjištěno, že **návratnost investice je citlivější na změnu ceny vody než na výši počáteční investice.** V podmínkách současné ceny vody však není návratnost do 10 let dosažitelná bez vnější finanční podpory. Ekonomická efektivita 6komorové jednotky je závislá na vysoké dostupnosti OT nebo nízkých investičních nákladech, zatímco 8komorová jednotka vykazuje vyšší odolnost vůči výkyvům ceny vody či investic. Přesto je třeba mít na paměti, že **limit míry recyklace vody (40 %) omezuje maximální využitelný potenciál technologie – stejně jako reálná míra dostupného odpadního tepla, jak ukazuje případová studie konkrétního prádelenského provozu.**

## 6.6 Shrnutí

Na základě rešeršní práce byly vybrány dvě metody – **vakuové odpařování a membránové systémy** – pro recyklaci odpadních vod z průmyslových prádelen. Tyto dvě metody byly v rámci dizertační práce experimentálně ověřovány – v první řadě byla zkoumána účinnost při odstraňování znečištění z reálných odpadních vod vznikajících v rámci pracovního procesu. Na základě výsledků byl sestaven koncepční návrh recyklační technologie vhodné pro recyklaci této odpadní vody. Tento koncept je v souladu s principy CE, především díky efektivní separaci vody o vysoké čistotě, která je opětovně využitelná bez nutnosti dalšího zpracování. Tím je také snižován objem odtékající odpadní vody. **Navržené řešení odpovídá hlavnímu cíli dizertační práce a naplňuje požadavky na provozní robustnost metody vůči specifickým vlastnostem prádelenské odpadní vody.**

Hlavní výsledky kapitoly věnované průmyslovým prádelnám lze shrnout do těchto bodů:

- **Vakuové odpařování**, zejména typu MSF, **prokázalo vysokou účinnost** odstranění klíčových polutantů – účinnosti převyšovaly 90 % při odstranění organického znečištění, rozpuštěných i nerozpuštěných látek a tenzidů.
- Získávaný **destilát vykazuje vysokou kvalitu – srovnatelnou s demineralizovanou vodou** (vodivost o nejvyšší hodnotě  $19 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , CHSK  $60 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) – tento výstupní proud vyhovuje přísným požadavkům pro přímé opětovné využití i ve finálním máchacím cyklu, který klade vysoké nároky na čistotu vody.
- Oproti tomu **keramické membrány** produkovaly permeáty, které **nejsou vhodné pro přímé využití** v pracím procesu bez dalšího, nákladnějšího dočištění, např. pomocí reverzní osmózy. Navíc se během experimentů s membránovými systémy objevily problémy se zanášením membrán.
- **Technicko-ekonomické** hodnocení prokázalo, že **návratnost investice je citlivá zejména na cenu vody**, pro případ modelové prádelny bylo zjištěno, že v aktuálních podmínkách nelze dosáhnout návratnosti do 10 let bez externí podpory.
- **Případová studie** reálného provozu potvrdila proveditelnost integrace MSF jednotky a její potenciál **efektivního využití odpadního tepla** (283 kW) a kvantifikovala potenciální **roční úspory na provozních nákladech** (~600 000 Kč) s prostou návratností investice 17 let.

Tato dizertační práce rozšiřuje současný stav poznání v oblasti nakládání s odpadní vodou z průmyslových prádelen tím, že:

- Byl proveden **prvotní proof-of-concept na laboratorní odparce**, který potvrdil **vysoký potenciál technologie** s více než 95% redukcí objemu, následné ověření s většími objemy potvrdilo provozní stabilitu a vysokou výtěžnost destilátu s minimální náchylností k pění.
- Proběhlo **ověření keramických membránových systémů (MF, UF) s reálnou OVPP**, které prokázaly vysokou účinnost při odstranění nerozpuštěných látek (nad 98 %), avšak permeát vykazoval stále relativně vysoké hodnoty organického znečištění (CHSK až  $290 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ) a vodivosti (až  $1080 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).
- Bylo navrženo koncepční řešení **efektivní recyklace odpadní vody** s využitím dostupného odpadního tepla a jeho integrace do prádelenského provozu.
- Bylo provedeno **technicko-ekonomické zhodnocení dvou konfigurací** (6- a 8komorová MSF jednotka) a citlivostní analýza návratnosti investice v závislosti na ceně vody a dostupnosti odpadního tepla v provozu.
- Byla realizována **případová studie reálného prádelenského provozu**.

Z environmentálního hlediska přináší navržená recyklační technologie jednoznačný přínos – snižuje spotřebu vody z řady, objem vypouštěné OV, opětovně využívá energie a snižuje negativní dopad prádelenských provozů na životní prostředí. Budoucí LCA analýza umožní tyto přínosy komplexně kvantifikovat.

Zavedení technologie současně zvyšuje připravenost podniků na přísnější požadavky na udržitelné nakládání s vodou, přispívá k plnění ESG kritérií a usnadňuje reporting dle směrnice CSRD. V kontextu rostoucí ceny vody a tlaku na environmentální transparentnost zvyšuje konkurenceschopnost prádelenských provozů. Technologie vakuového odpařování typu MSF tak představuje provozně stabilní, environmentálně přínosné a perspektivní řešení pro udržitelnou praxi v oblasti průmyslového zpracování prádla.

## 7 Závěr dizertační práce

Předložená dizertační práce, jejímž hlavním cílem je návrh technologického konceptu pro recyklaci vody a druhotných surovin z průmyslových odpadních vod (POV), se v úvodní kapitole zaměřila na komplexní analýzu problematiky v kontextu současných environmentálních výzev, legislativy, produkce, zpracování a recyklace. Důraz je kladen na význam legislativního rámce, který na evropské i národní úrovni směřuje k odpovědnému nakládání se zdroji. Strategické iniciativy, jako je koncept cirkulární ekonomiky, jasně zdůrazňují potřebu maximalizace využití zdrojů a minimalizace odpadů i v oblasti vodního hospodářství (dílčí cíl č. 1).

Produkce POV v EU byla vyčíslena na 25,5 mil. m<sup>3</sup> ročně, což představuje zhruba 55 % z celkové produkce odpadních vod. Významnou část tvoří chemické, papírenské a potravinářské odvětví. Složení je přitom vysoce variabilní, což ztěžuje unifikovaný přístup, ale zároveň otevírá prostor pro cílené, sektorově specifické řešení. POV představuje nejen výrazný zdroj znečištění, ale především také zdroj pro potenciální recyklaci vody a druhotných surovin.

Přestože potenciál pro recyklaci vody a druhotných surovin z POV je značný, současná míra jejich opětovného využití v Evropě zůstává relativně nízká. Podpořit to mohou zejména technologické inovace a cílené strategické rámce podporující nasazování recyklačních technologií vody a dalších surovin v průmyslové praxi. Zejména proto, že i přes pozitivní legislativní trendy přetrvávají praktické bariéry pro širší využití recyklované vody v průmyslu, především absence unifikovaných kvalitativních standardů, nejistota právního postavení výstupních produktů a hospodářská rizika spojená s investicemi.

Po nezbytném teoretickém úvodu do problematiky průmyslových odpadních vod byla pozornost v této dizertační práci věnována dvěma zvoleným průmyslovým provozům – bioplynovým stanicím a průmyslovým prádelnám – pro bližší analýzu a koncepční návrh technologie pro recyklaci vody a druhotných surovin (dílčí cíl č. 2).

Metody využívané pro zpracování POV zahrnují široké spektrum možností – od základních separačních metod až po pokročilejší technologie, jako je membránová filtrace, vakuové odpařování, krystalizace nebo adsorpce. Jejich výběr však musí být přizpůsoben nejen složení OV, ale i požadavkům provozu a možnostem využití výstupních proudů. Pro recyklaci vody a druhotných surovin z fugátu v bioplynových stanicích se jako nejvhodnější ukázala kombinace vakuového odpařování, stripování amoniaku z destilátu a následné srážení struvitu z koncentráту. Pro recyklaci vody z odpadní vody z průmyslové prádelny byly na základě rešerše a požadavků na provozní robustnost identifikovány keramické membránové technologie (MF, UF) a vakuové odpařování jako nejvhodnější metody pro experimentální ověření (dílčí cíl č. 3).

V části věnované bioplynovým stanicím bylo potvrzeno, že vakuové odpařování umožňuje účinné zahuštění fugátu a separaci vody s více než 99% snížením organického znečištění. Destilát obsahoval až 94 % amoniaku, který byl následně úspěšně zachycen stripováním ve formě koncentrovaného roztoku vhodného pro další zpracování na dusíkaté hnojivo. Tím je umožněna recyklace vody pro opětovné využití. Koncentrát z odpařování se ukázal jako vhodný substrát pro srážení druhotných surovin bez nutnosti aditivace externích reaktantů, přičemž bylo dosaženo až 51 % účinnosti srážení struvitu. Bariérou vyšší výtěžnosti je především komplexita reálného složení fugátu a konkurující srážení vedlejších fází (uhličitan, KCl) (dílčí cíl č. 4 a 5).

U průmyslových prádelen prokázalo vakuové odpařování typu MSF vysokou účinnost odstranění znečištění (nad 90 %) a produkci destilátu s parametry odpovídajícími demineralizované vodě. Tento výstupní proud lze bez další úpravy opětovně využít v pracím cyklu. Membránové technologie sice účinně odstraňovaly nerozpuštěné látky, ale jejich permeáty vykazovaly nedostatečnou kvalitu a objevily se provozní problémy v podobě zanášení membrán. Technicko-ekonomické hodnocení

ukázalo, že návratnost MSF jednotky do 10 let je v aktuálních podmínkách dosažitelná pouze při externí podpoře. Případová studie reálného prádelenského provozu potvrdila proveditelnost řešení a kvantifikovala potenciální úspory ve výši přibližně 600 000 Kč ročně za vodné a stočné (dílčí cíl č. 4 a 5).

Stanovené dílčí cíle dizertační práce tedy byly úspěšně naplněny. Zároveň byly identifikovány možné směry budoucího výzkumu a vývoje. Na základě získaných poznatků budou v navazujícím výzkumu v oblasti bioplynových stanic řešeny zejména tyto směry:

- Zaměření se na odstranění  $\text{Ca}^{2+}$  iontů před krystalizací a optimalizace složení koncentráту pro zvýšení účinnosti a čistoty struvitu
- Experimentální ověření výroby stabilních dusíkatých hnojiv z amonného roztoku s ohledem na volbu kyseliny a metody zakoncentrování.
- Ekonomické zhodnocení celého koncepčního návrhu s ohledem na provozní podmínky konkrétní BPS.

Klíčovými body, kterým je potřeba se v navazujícím výzkumu v oblasti průmyslových prádelen věnovat, jsou:

- Nakládání s kapalným koncentrátem – v současnosti má omezené využití, přestože vykazuje vysoký energetický potenciál, experimenty anaerobní fermentace prokázaly inhibici mikrobiální aktivity vlivem tenzidů.
- Ověření možnosti stabilizace koncentráту a jeho materiálového využití (např. po vysušení jako izolační materiál či plnivo), s cílem nalezení legislativně schůdného a udržitelného způsobu nakládání.
- Posouzení životního cyklu (LCA) s kvantifikací přínosů navrhované recyklační technologie, od snížení odběru primární vody a energie až po minimalizaci produkce OV a souvisejících emisí.
- Posouzení vlivu recyklované vody na kvalitu praní, životnost zařízení nebo spotřebu pracích prostředků

Na základě provedeného výzkumu lze konstatovat, že recyklace vody a druhotných surovin z vybraných typů průmyslových odpadních vod je technicky proveditelná, environmentálně přínosná a při vhodných podmínkách i ekonomicky udržitelná. Navržené technologie prokazují potenciál k přímé integraci do reálných provozů. Tato dizertační práce tak přispívá k posunu směrem k cirkulárnímu vodnímu a materiálovému hospodářství a vytváří základ pro navazující výzkumné i aplikační aktivity v oblasti moderního nakládání s průmyslovými odpadními vodami.

## Přehled publikačních, výzkumných a pedagogických činností

### Publikační činnost

PROCHÁZKOVÁ, M.; TOUŠ, M.; HORŇÁK, D.; MIKLAS, V.; VONDRA, M.; MÁŠA, V.

Industrial wastewater in the context of European Union water reuse legislation and goals. *Journal of Cleaner Production*, 2023, roč. 426, č. 1, s. 1-11. ISSN: 0959-6526, doi:10.1016/j.jclepro.2023.139037.

PROCHÁZKOVÁ, M.; MÁŠA, V. *Sustainable Wastewater Management in Industrial laundries*. *Chemical engineering Transactions*, 2022, roč. 94, s. 577-582. ISSN:2283-9216, doi: 10.3303/CET2294096.

PROCHÁZKOVÁ, M.; PAWLAT, J.; KRČMA, F.; KOZÁKOVÁ, Z. *The study of plasma effects on quinine solutions*. *Plasma Processes and Polymers*, 2021, roč. 19, č. 4, s. 2100184-1 (2100184-9 s.) ISSN: 1612-8850, doi: 10.1002/ppap.202100184.

NAĎ, M.; BRUMMER, V.; LOŠÁK, P.; MÁŠA, V.; SUKAČOVÁ, K.; TATAROVÁ, D.; PERNICA, M.; PROCHÁZKOVÁ, M. Waste-to-energy plants flue gas CO<sub>2</sub> mitigation using a novel tubular photobioreactor while producing *Chlorella* algae. *Journal of Cleaner Production*, 2023, roč. 385, č. 1, s. 135721-135721. ISSN: 0959-6526, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.135721.

VONDRA, M.; BUŽÍK, J.; HORŇÁK, D.; PROCHÁZKOVÁ, M.; MIKLAS, V.; TOUŠ, M.; JEGLA, Z.; MÁŠA, V. Technology for Hot Spring Cooling and Geothermal Heat Utilization: A Case Study for Balneology Facility. *ENERGIES*, 2023, roč. 16, č. 7, ISSN: 1996-1073, doi: 10.3390/en16072941.

### Účast na projektech smluvního výzkumu

**TQ03000374:** Technologie pro využití kalů z recyklace průmyslových odpadních vod, 01.01.2024 – 31.12.2025, hlavní řešitel.

**FSI-K-21-7003:** Development of combined technology for recycling waste water from laundries including phosphorus recovery, 1. 2. 2021 – 31. 1. 2023, hlavní řešitel.

**TQ03000672:** Jednotka přímé osmózy pro recyklaci průmyslových odpadních vod, 01.01.2024 – 31.12.2025, spoluřešitel.

**FW10010437:** Jednotka pro oběhové vodní hospodářství ve vinařských provozech, 01.01.2024 – 30.06.2026, spoluřešitel.

**CZ.02.01.01/00/23\_020/0008508:** Životní cyklus nových zdrojů energie (LiNES), 01.09.2024 – 31.12.2028, spoluřešitel.

**FSI-S-23-8173:** Integrace procesů pro trvalou udržitelnost, zahájení: 01.03.2023 – 28.02.2026

**FW03010481:** Pilotní jednotka pro redukcí digestátu v bioplynových stanicích, 1. 2. 2021 – 31. 12. 2023, spoluřešitel.

**HS132032055:** Příprava substrátu obohaceného fugátem, 26. 10. 2020 – 15. 12. 2020, spoluřešitel.

### Aplikované výstupy výzkumné činnosti

Prototyp velkokapacitní zahušťovací technologie, spoluautor, datum dosažení: 30.9.2023

Poloprovozní jednotka pro expanzní chlazení termominerálních vod, spoluautor, datum dosažení: 6.1.2023

### Zahraniční stáž

Technische Universität Wien, Institute of Water Quality and Resource Management, 16.10.2023 – 17.11.2023. Vedoucí stáže: doc. Mgr. Norbert Kreuzinger, Ph.D.

Náplň stáže:

- Rešerše zaměřená na energetické nároky pokročilých technologií se zaměřením na čištění odpadních vod, kalové hospodářství, hydrolýzu kalů a biometanizaci.
- Sestavení koncepčního návrhu pokročilých procesů na ČOV dle požadavků směrnice Evropské unie pro městské ČOV
- Analýza a kritické posouzení hmotnostních a energetických toků v návrhu, s důrazem na možnosti integrace výroby zeleného vodíku a zkvalitnění produkce bioplynu.

### Výuka

Vedení cvičení v rámci předmětu *Inženýrská termodynamika* (KS1), zimní semestr, 2022–2024

Cvičení v rámci předmětu *Procesní systémové inženýrství* (DPI), letní semestr 2024–2025

### Oponentury závěrečných prací

HOLUBKA, Oleksandr. EPC projekt managementu odpadních vod v mlékárenském provozu. Brno, 2024. Dostupné také z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/157362>. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství. Vedoucí práce David Horňák.

PEŘOVSKÝ, Patrik. Zpracování zahuštěných kalů z průmyslových odpadních vod. Brno, 2023. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/148878>. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství. Vedoucí práce Marek Vondra.

HORŇÁK, David. *Zpracování odpadních vod z vinařství*. Brno, 2022. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/140754>. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství. Vedoucí práce Michal Touš.

RAVASOVÁ, Michaela. *Metody pro sledování znečištění v odpadních vodách*. Brno, 2021. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/132861>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství. Vedoucí práce Marek Vondra.

HEGER, Jan. *Získávání fosforu z fugátu*. Brno, 2021. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/132659>. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství. Vedoucí práce Michal Touš.

SZOTKOWSKI, Matěj. *Balance of energy, water, and nutrients in the aquaponic cycle*. Brno, 2021. Available at: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/131740>. Master's thesis. Brno University of Technology, Faculty of Mechanical Engineering, Institute of Process Engineering. Thesis supervisor doc. Ing. Vítězslav Máša Ph.D.

#### Odborná konzultace závěrečných prací

SLONEK, Jaroslav. Využití spalin jako zdroje CO<sub>2</sub> pro kultivaci řas. Brno 2021.

#### Účast na konferencích

*10th International Conference on „Energy, Sustainability and Climate Crisis“ ESCC 2023*, 5. 6. – 9. 6. 2023, Heraklion, Řecko; přednáška, osobní účast, získání ocenění „Panos Pardalos Best Student Award“ za prezentaci na téma: “Efficient Reuse of Wastewater from Industrial Laundries”

*25th Conference on Process Integration Energy Savings and Pollution Reduction PRES'22*, 5. – 8. 9. 2022, Bol, Chorvatsko; přednáška, osobní účast.

*9th International Conference on „Energy, Sustainability and Climate Crisis“ ESCC 2022*, 29. 8. – 2. 9. 2022, Pafos, Kypr; přednáška, osobní účast.

*8th International Conference on „Energy, Sustainability and Climate Crisis“ ESCC 2021*, 30. 8. – 3. 9. 2021, Volos, Řecko; poster, účast v online prostředí.

#### Abstrakty konferenčních příspěvků ve sbornících

PROCHÁZKOVÁ, M.; VONDRA, M.; TOUŠ, M.; MÁŠA, V. Efficient Reuse of Wastewater from Industrial Laundries. 10th International Conference on “Energy, Sustainability and Climate Crisis” ESCC 2023

PROCHÁZKOVÁ, M.; VONDRA, M.; MÁŠA, V. Recent Advances in Biogas Plants and Treatment of Liquid Digestate. 9th International Conference on "Energy, Sustainability and Climate Crisis" ESCC 2022

PROCHÁZKOVÁ, M.; MÁŠA, V. *Recovery of Secondary Raw Materials from Industrial Waste Water*. 8th International Conference on "Energy, Sustainability and Climate Crisis" ESCC 2021

HORŇÁK, D.; VONDRA, M.; PROCHÁZKOVÁ, M.; TOUŠ, M.; MÁŠA, V. Towards Zero Liquid Discharge: Dairy Wastewater Recycling and Sludge Processing. Euromembrane 2024 Prague

HORŇÁK, D.; PROCHÁZKOVÁ, M.; TOUŠ, M.; VONDRA, M.; MÁŠA, V. Využití reverzní osmózy k recyklaci odpadních vod z mlékáren. MEMPUR 2023

TOUŠ, M.; VONDRA, M.; MIKLAS, V.; PROCHÁZKOVÁ, M.; MÁŠA, V. Nutrients and water recovery in biogas plants applying evaporation, stripping and struvite precipitation. 2022.

VONDRA, M.; TOUŠ, M.; MIKLAS, V.; PROCHÁZKOVÁ, M. *Processing of Digestate from Biogas Plants*. 8th International Conference on "Energy, Sustainability and Climate Crisis" ESCC 2021

## Seznam použitých zkratek

AD	Anaerobní digesce
ADP	Adenosindifosfát
AOPs	Pokročilé oxidační procesy (z angl. <i>Advanced Oxidation Processes</i> )
AOX	Halogenované organické sloučeniny
AT	Aniontové tenzidy
ATP	Adenosintrifosfát
BAT	nejlepší dostupné techniky (z angl. <i>Best Available Techniques</i> )
BPS	Bioplynová stanice
BREF	Referenční dokumenty BAT (z angl. <i>BAT Reference Documents</i> )
BSK	Biochemická spotřeba kyslíku
CBW	Kontinuální dávkovací pračky (z angl. <i>Continuous Batch Washing machine</i> )
Ca	Vápník
Cd	Kadmium
CE	Cirkulární ekonomika
CH <sub>4</sub>	Metan
Cl	Chlor
CO	Oxid uhelnatý
CO <sub>2</sub>	Oxid uhličitý
Cr	Chrom
Cu	Měď
CzBA	Česká bioplynová asociace
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
DDT	Dichlordifenyltrichlorethan
Dest.	Destilát
DNA	Deoxyribonukleová kyselina (z angl. <i>Deoxyribonucleic Acid</i> )
EBA	Evropská bioplynová stanice
EK	Evropská komise
EV	Elektrická vodivost
EU	Evropská unie
FBR	Fluidní reaktor s ložem (z angl. <i>Fluidized Bed Reactor</i> )
F	Fugát
FO	Přímá osmóza (z angl. <i>Forward osmosis</i> )
H, H <sub>2</sub>	Vodík
Hg	Rtuť
HNO <sub>3</sub>	Kyselina dusičná
H <sub>2</sub> S	Sirovodík (sulfan)
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Kyselina sírová
HACCP	Systém analýzy rizika a stanovení kritických kontrolních bodů (z angl. <i>Hazard Analysis and Critical Control Points</i> )
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
INMAP	Akční plán pro integrované hospodaření s živinami (z angl. <i>Integrated Nutrient Management Action Plan</i> )
K	Draslík

KCl	Chlorid draselný, též sylvín
KGJ	Kogenerační jednotka
Konc.	Koncentrát
LAS	Lineární alkybenzensulfonáty
LCA	Analýza životního cyklu (z angl. <i>Life Cycle Assessment</i> )
LENP	Laboratoř energeticky náročných procesů
MAP	Struvit ve formě fosforečnanu hořečnato-amonného ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ )
MBBR	Biofilmový reaktor s pohyblivým ložem (z angl. <i>Moving Bed Biofilm Reactor</i> )
MF	Mikrofiltrace
Mg	Hořčík
$MgCl_2$	Chlorid hořečnatý
MLD	Minimální vypouštění kapalných odpadů
Mo	Molybden
MP	Mikroplasty
MPP	K-struvit ve formě fosforečnanu hořečnato-draselného ( $MgKPO_4 \cdot 6H_2O$ )
MSF	Vicestupňová mžiková destilace (z angl. <i>Multi-Stage Flash distillation/evaporation</i> )
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
N, $N_{celk}$	Dusík; celkový dusík
Na	Sodík
NaOH	Hydroxid sodný
$NH_4-N$	Amoniakální dusík
$NH_4NO_3$	Dusičnan amonný
$(NH_4)_2SO_4$	Síran amonný
Ni	Nikl
NL	Nerozpuštěné látky
NO <sub>x</sub>	Oxidy dusíku
NT	Neiontové tenzidy
NTU	Nefelometrická jednotka zákalu (z angl. <i>Nephelometric Turbidity Unit</i> )
O, O <sub>2</sub>	Kyslík
ORC	Technologie <i>Organic Rankine Cycle</i>
OSN	Organizace spojených národů
OT	Odpadní teplo
OV	Odpadní voda
OVPP	Odpadní voda z průmyslových prádelen
P, $P_{celk}$	Fosfor; celkový fosfor
PAL	Povrchově aktivní látky
PAO	Organismy akumulující polyfosfáty
Pb	Olovo
PE	Polyethylen
PET	Polyethylentereftalát
PFAS	Per- a polyfluorované alkylové látky
PFOS	Perfluoroktansulfonan
PFOA	Perfluorooktanová kyselina
PNA	Částečná nitriface amoniaku – annamox (z angl. <i>Partial Nitrification-Anammox</i> )
POV	Průmyslová odpadní voda

PSA	Tlaková adsorpce (z angl. <i>Pressure Swing Adsorption</i> )
PTFE	Polytetrafluorethylen
RL	Rozpuštěné látky
RNA	Ribonukleová kyselina (z angl. <i>Ribonucleic acid</i> )
RO	Reverzní osmóza
S	Síra
SEM	Skenovací elektronový mikroskop
SLES	Laurethsulfát sodný
SP	Suché prádlo
TOC	Celkový organický uhlík (z angl. <i>Total Organic Carbon</i> )
TSS	Celkové nerozpuštěné látky (z angl. <i>Total Suspended Solids</i> )
UF	Ultrafiltrace
ÚPI	Ústav procesního inženýrství
VOC	Těkavé organické sloučeniny (z angl. <i>Volatile Organic Compounds</i> )
WFD	Rámcová směrnice o vodě (z angl. <i>Water Framework Directive</i> )
XRD	Rentgenová difrakční analýza
ZLD	Nulové vypouštění kapalných odpadů
Zn	Zinek
ŽP	Životní prostředí

## Seznam použitých literárních zdrojů

- Ahmed, J., Thakur, A., & Goyal, A. (2021). *CHAPTER 1. Industrial Wastewater and Its Toxic Effects* (s. 1–14). <https://doi.org/10.1039/9781839165399-00001>
- Alewell, C., Ringeval, B., Ballabio, C., Robinson, D. A., Panagos, P., & Borrelli, P. (2020). Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nature Communications*, *11*(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
- Bauer, S., Linke, H. J., & Wagner, M. (2020). Optimizing water-reuse and increasing water-saving potentials by linking treated industrial and municipal wastewater for a sustainable urban development. *Water Science and Technology*, *81*(9), 1927–1940. <https://doi.org/10.2166/WST.2020.257>
- Belzagui, F., & Gutiérrez-Bouzán, C. (2022). Review on alternatives for the reduction of textile microfibers emission to water. In *Journal of Environmental Management* (Roč. 317). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115347>
- Bering, S., Mazur, J., Tarnowski, K., Janus, M., Mozia, S., & Morawski, A. W. (2018). The application of moving bed bio-reactor (MBBR) in commercial laundry wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, *627*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.029>
- Bilad, M. R., Mat Nawi, N. I., Subramaniam, D. D., Shamsuddin, N., Khan, A. L., Jaafar, J., & Nandiyanto, A. B. D. (2020). Low-pressure submerged membrane filtration for potential reuse of detergent and water from laundry wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *36*(January), 101264. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101264>
- Blackwell, M., Darch, T., & Haslam, R. (2019). Phosphorus use efficiency and fertilizers: Future opportunities for improvements. In *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* (Roč. 6, Číslo 4, s. 332–340). <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2019274>
- Bolzonella, D., Papa, M., Da Ros, C., Anga Muthukumar, L., & Rosso, D. (2019). Winery wastewater treatment: a critical overview of advanced biological processes. *Critical Reviews in Biotechnology*, *39*(4), 489–507. <https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1573799>
- Bórawski, P., Będycka-Bórawska, A., Kapsdorferová, Z., Rokicki, T., Parzonko, A., & Holden, L. (2024). Perspectives of Electricity Production from Biogas in the European Union. *Energies*, *17*(5). <https://doi.org/10.3390/en17051169>
- Bortot Coelho, F. E., Sohn, S. I., Candelario, V. M., Hartmann, N. I. B., Hélix-Nielsen, C., & Zhang, W. (2025). Microplastics removal from a hospital laundry wastewater combining ceramic membranes and a photocatalytic membrane reactor: Fouling mitigation, water reuse, and cost estimation. *Journal of Membrane Science*, *715*, 123485. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2024.123485>
- Bronner, M., See, K. F., & Yu, M. M. (2022). Circular water economy performance evaluation based on dynamic network data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production*, *367*. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.132474>
- BVK a.s. (2025). *Kanalizační řád včetně mapových podkladů*. <https://www.bvk.cz/odpadni-voda/kanalizacni-rad-vcetne-mapovych-podkladu>
- Carraro, G., Tonderski, K., & Enrich-Prast, A. (2024). Solid-liquid separation of digestate from biogas plants: A systematic review of the techniques' performance. In *Journal of Environmental Management* (Roč. 356). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120585>
- Collivignarelli, M. C., Carnevale Miino, M., Baldi, M., Manzi, S., Abbà, A., & Bertanza, G. (2019). Removal of non-ionic and anionic surfactants from real laundry wastewater by means of a full-

- scale treatment system. *Process Safety and Environmental Protection*, 132, 105–115. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2019.10.022>
- Colston, R., Tait, S., Vaneekhaute, C., Cruz, H., Pikaar, I., Seviour, T., Klok, J. B. M., Weijma, J., Dijkman, H., Buisman, C. J. N., Scattergood, S., Robles-Aguilar, A. A., Meers, E., Béline, F., & Soares, A. (2022). Nutrient recovery from water and wastewater. In *Resource Recovery from Water* (s. 245–293). IWA Publishing. [https://doi.org/10.2166/9781780409566\\_0245](https://doi.org/10.2166/9781780409566_0245)
- Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions: Roadmap to a Resource Efficient Europe (2011). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52011DC0571>
- Corona, F., Hidalgo, D., Martín-Marroquín, J. M., Castro, J., Sanz-Bedate, S., & Antolín, G. (2022). Study of the Crystallisation Reaction Behaviour to Obtain Struvite. *Waste and Biomass Valorization*, 13(9), 3767–3786. <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01797-8>
- Crini, G., Lacalamita, D., Lichtfouse, E., Morin-Crini, N., Liu, · Chong, Lee, ·, Wilson, D., Lorenzo, ·, Picos-Corrales, A., Mabel, ·, Akhere, A., Sotiropoulou, M., Bradu, C., & Mongioví, C. (2024). Characterization and treatment of industrial laundry wastewaters: a review. *Environmental Chemistry Letters* 2024, 1–36. <https://doi.org/10.1007/S10311-024-01770-Y>
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. In *Environmental Chemistry Letters* (Roč. 17, Číslo 1, s. 145–155). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0785-9>
- CzBA. (2025). *Česká bioplynová asociace*. <https://www.czba.cz/>
- ČZÚ. (2024). *Vodovody a kanalizace v Jihomoravském kraji v roce 2023 | Jihomoravský kraj*. Český statistický úřad. <https://csu.gov.cz/jhm/vodovody-a-kanalizace-v-jihomoravskem-kraji-v-roce-2023>
- de Santana da Silva, J., Heck, M. C., Buzo, M. G., Almeida, I. V., & Vicentini, V. E. P. (2018). Evaluation of textile laundry effluents and their cytotoxic effects on *Allium cepa*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(28), 27890–27898. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2813-5>
- Deng, Y., & Zhao, R. (2015). Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. *Current Pollution Reports*, 1(3), 167–176. <https://doi.org/10.1007/S40726-015-0015-Z/TABLES/2>
- Devda, V., Chaudhary, K., Varjani, S., Pathak, B., Patel, A. K., Singhanian, R. R., Taherzadeh, M. J., Ngo, H. H., Wong, J. W. C., Guo, W., & Chaturvedi, P. (2021). Recovery of resources from industrial wastewater employing electrochemical technologies: status, advancements and perspectives. *Bioengineered*, 12(1), 4697–4718. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.1946631>
- Dimoglo, A., Veli, · S, Konukman, · A E Ş, Güneç, · P, Şeker, · M G, Dinç, · Ö, Arslan, · A, İşgören, · M, Belat, · B, Kurtkulak, · H, Gülümser, · Ç, & Topkaya, · E. (2022). Experience in using a pilot plant for the treatment and reuse of laundries wastewater: electroflotocoagulation and adsorption. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2022, 1–14. <https://doi.org/10.1007/S13762-022-04516-X>
- Dutta, D., Arya, S., & Kumar, S. (2021). Industrial wastewater treatment: Current trends, bottlenecks, and best practices. *Chemosphere*, 285, 131245. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131245>
- EBA. (2024). *European Biogas Association: Statistical report 2024 Tracking biogas and biomethane deployment across Europe*.
- EBA. (2025). *European Biogas Association: Activity Report 2024*.

- Edahwati, L., Sutiyono, S., Perwitasari, D. S., Muryanto, S., Jamari, J., & Bayuseno, A. P. (2016). Effects of the optimised pH and molar ratio on struvite precipitation in aqueous system. *MATEC Web of Conferences*, 58. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20165801018>
- Ekstrand, E. M., Björn, A., Karlsson, A., Schnürer, A., Kanders, L., Yekta, S. S., Karlsson, M., & Moestedt, J. (2022). Identifying targets for increased biogas production through chemical and organic matter characterization of digestate from full-scale biogas plants: what remains and why? *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 15(1). <https://doi.org/10.1186/s13068-022-02103-3>
- Esen, M., & Yuksel, T. (2013). Experimental evaluation of using various renewable energy sources for heating a greenhouse. *Energy and Buildings*, 65, 340–351. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.06.018>
- EUR-Lex. (b.r.). Získáno 22. září 2022, z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52011DC0025>
- Evropská agentura pro životní prostředí. (2019). Industrial waste water treatment - pressures on Europe's environment. In *EEA Report No 23/2018* (Číslo 23). <https://doi.org/10.2800/496223>
- Evropská komise. (2016). *EU-level instruments on water reuse: Final report to support the commission's impact assessment* (Číslo October). <https://doi.org/10.2779/974903>
- Evropská komise. (2022). *REPowerEU Plan: Communication From The Commission To The European Parliament, The European Council, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions*. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:fc930f14-d7ae-11ec-a95f-01aa75ed71a1.0001.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:fc930f14-d7ae-11ec-a95f-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF)
- Evropská komise: Eurostat. (2025). *Eurostat Database*. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/data/database>
- Galardini, G., Ferretti, G., Medoro, V., Eftekhari, N., Favero, M., Faccini, B., & Coltorti, M. (2024). Applying Natural and K-Enriched Zeolite Before Struvite Precipitation Improved the Recovery of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> from Liquid Digestate and the Reagent Use Efficiency. *International Journal of Environmental Research*, 18(3). <https://doi.org/10.1007/s41742-024-00595-5>
- Ghangrekar, M. M., & Behera, M. (2014). Suspended Growth Treatment Processes. *Comprehensive Water Quality and Purification*, 3, 74–89. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00087-6>
- González-Morales, C., Fernández, B., Molina, F. J., Naranjo-Fernández, D., Matamoros-Veloz, A., & Camargo-Valero, M. A. (2021). Influence of pH and temperature on struvite purity and recovery from anaerobic digestate. *Sustainability (Switzerland)*, 13(19), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su131910730>
- Grizzetti, B., Vigiak, O., Aguilera, E., Aloe, A., Biganzoli, F., Billen, G., Caldeira, C., De Meij, A., Egle, L., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Hristov, J., Huygens, D., Koeble, R., Lassaletta, L., Le Noë, J., Liakos, L., Lugato, E., ... Zanni, M. (2023). *Knowledge for Integrated Nutrient Management Action Plan (INMAP)*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/692320>
- Guieysse, B., & Norvill, Z. N. (2014). Sequential chemical–biological processes for the treatment of industrial wastewaters: Review of recent progresses and critical assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 267, 142–152. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2013.12.016>
- Guilayn, F., Rouez, M., Crest, M., Patureau, D., & Jimenez, J. (2020). Valorization of digestates from urban or centralized biogas plants: a critical review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2020 19:2, 19(2), 419–462. <https://doi.org/10.1007/S11157-020-09531-3>
- Guo, J. S., Abbas, A. A., Chen, Y. P., Liu, Z. P., Fang, F., & Chen, P. (2010). Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1–3), 699–705. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.01.144>

- GW. (2024). *The Global Water Tariff Survey*. <https://www.globalwaterintel.com/documents/tariff-survey-2024>
- Ha, T. H., Mahasti, N. N. N., Lin, C. S., Lu, M. C., & Huang, Y. H. (2023a). Enhanced struvite ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) granulation and separation from synthetic wastewater using fluidized-bed crystallization (FBC) technology. *Journal of Water Process Engineering*, 53(May), 103855. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103855>
- Ha, T. H., Mahasti, N. N. N., Lin, C. S., Lu, M. C., & Huang, Y. H. (2023b). Enhanced struvite ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) granulation and separation from synthetic wastewater using fluidized-bed crystallization (FBC) technology. *Journal of Water Process Engineering*, 53. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103855>
- Haaz, E., Fozer, D., Nagy, T., Valentinyi, N., Andre, A., Matyasi, J., Balla, J., Mizsey, P., & Toth, A. J. (2019). Vacuum evaporation and reverse osmosis treatment of process wastewaters containing surfactant material: COD reduction and water reuse. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 21(4), 861–870. <https://doi.org/10.1007/S10098-019-01673-5/TABLES/8>
- Hao, X., Li, J., van Loosdrecht, M. C. M., Jiang, H., & Liu, R. (2019). Energy recovery from wastewater: Heat over organics. In *Water Research* (Roč. 161, s. 74–77). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.106>
- Ho, K. C., Teow, Y. H., Sum, J. Y., Ng, Z. J., & Mohammad, A. W. (2021). Water pathways through the ages: Integrated laundry wastewater treatment for pollution prevention. *Science of the Total Environment*, 760, 143966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143966>
- Hu, L., Yu, J., Luo, H., Wang, H., Xu, P., & Zhang, Y. (2020). Simultaneous recovery of ammonium, potassium and magnesium from produced water by struvite precipitation. *Chemical Engineering Journal*, 382. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123001>
- Huang, H., Yang, L., Xue, Q., Liu, J., Hou, L., & Ding, L. (2015). Removal of ammonium from swine wastewater by zeolite combined with chlorination for regeneration. *Journal of Environmental Management*, 160, 333–341. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.06.039>
- Informační systém statistiky a reportingu. Ministerstvo životního prostředí. (2021). *Data | Envirometr*. [https://www.envirometr.cz/data?f%5B0%5D=facet\\_environmental\\_theme%3A758](https://www.envirometr.cz/data?f%5B0%5D=facet_environmental_theme%3A758)
- Irma, M., Foo, K. Y., Susilawati, S., Md Yusof, E. N., Nishiyama, N., & Sabar, S. (2025). Advancements in zeolite and zeolite-based sorbents: Modification strategies in mitigating nitrogen-containing pollutants from water and wastewater. In *Inorganic Chemistry Communications* (Roč. 172). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2024.113715>
- Islam, F., Saha, A., Shultana, S., & Khan, R. A. (2023). Pollution and treatment of industrial waste water. *International Journal of Scholarly Research in Engineering and Technology*, 2(1), 001–012. <https://doi.org/10.56781/ijrsret.2023.2.1.0029>
- Jameel, M. K., Mustafa, M. A., Ahmed, H. S., Mohammed, A. jassim, Ghazy, H., Shakir, M. N., Lawas, A. M., Mohammed, S. khudhur, Idan, A. H., Mahmoud, Z. H., Sayadi, H., & Kianfar, E. (2024). Biogas: Production, properties, applications, economic and challenges: A review. *Results in Chemistry*, 7, 101549. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2024.101549>
- Kabdaşlı, I., Siciliano, A., Limonti, C., & Tünay, O. (2022). Is K-Struvite Precipitation a Plausible Nutrient Recovery Method from Potassium-Containing Wastes?—A Review. *Sustainability (Switzerland)*, 14(18). <https://doi.org/10.3390/su141811680>
- Kabdaşlı, I., & Tünay, O. (2018). Nutrient recovery by struvite precipitation, ion exchange and adsorption from source-separated human urine – a review. <https://doi.org/10.1080/21622515.2018.1473504>, 7(1), 106–138. <https://doi.org/10.1080/21622515.2018.1473504>

- Kamani, H., Ghayebzadeh, M., Azari, A., & Ganji, F. (2024). Characteristics of Microplastics in a Hospital Wastewater Treatment Plant Effluent and Hazard Risk Assessment. *Environmental Processes*, 11(1). <https://doi.org/10.1007/s40710-024-00694-7>
- Kar, S., Singh, R., Gurian, P. L., Hendricks, A., Kohl, P., McKelvey, S., & Spataro, S. (2023). Life cycle assessment and techno-economic analysis of nitrogen recovery by ammonia air-stripping from wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159499>
- Khan, N. A., Bokhari, A., Mubashir, M., Klemeš, J. J., El Morabet, R., Khan, R. A., Alsubih, M., Azam, M., Saqib, S., Mukhtar, A., Koyande, A., & Show, P. L. (2022). Treatment of Hospital wastewater with submerged aerobic fixed film reactor coupled with tube-settler. *Chemosphere*, 286, 131838. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131838>
- Kim, S., & Park, C. (2021). Potential of ceramic ultrafiltration membranes for the treatment of anionic surfactants in laundry wastewater for greywater reuse. *Journal of Water Process Engineering*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102373>
- Kitte, S. A., Dressa, S., Endale, H., & Dadi, D. (2019). Removal of anionic surfactant from residential laundry wastewater using jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) seeds. *Advances in Environmental Technology*, 5(1), 47–53. <https://doi.org/10.22104/aet.2020.3841.1189>
- Konečná, E., Máša, V., Miklas, V., Slovák, R., Jördening, A., & Blaha, V. (2023). Gas microturbine as a main source of energy for industrial laundry – feasibility study. *Energy*, 267. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.126630>
- Kundu, D., Dutta, D., Samanta, P., Dey, S., Sherpa, K. C., Kumar, S., & Dubey, B. K. (2022). Valorization of wastewater: A paradigm shift towards circular bioeconomy and sustainability. *Science of the Total Environment*, 848. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157709>
- Kyzas, G. Z., & Matis, K. A. (2018). Flotation in Water and Wastewater Treatment. *Processes* 2018, Vol. 6, Page 116, 6(8), 116. <https://doi.org/10.3390/PR6080116>
- Lacalamita, D., Mongioví, C., & Crini, G. (2023). Chemical substances present in discharge water generated by laundry industry: Analytical monitoring. *Water Science and Engineering*, 16(4), 324–332. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.07.004>
- Lampila, L. E., & McMillin, K. W. (2017). Phosphorus Additives in Food Processing. *Clinical Aspects of Natural and Added Phosphorus in Foods*, 99–110. [https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6566-3\\_6](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6566-3_6)
- Lazarova, V. (2022). Water reuse: a pillar of the circular water economy. *Resource Recovery from Water*, 61–98. [https://doi.org/10.2166/9781780409566\\_0061](https://doi.org/10.2166/9781780409566_0061)
- Li, J., Dagnew, M., & Ray, M. B. (2022). Effect of coagulation on microfibers in laundry wastewater. *Environmental Research*, 212. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.113401>
- Lindholm-Lehto, P. C., Knuutinen, J. S., Ahkola, H. S. J., & Herve, S. H. (2015). Refractory organic pollutants and toxicity in pulp and paper mill wastewaters. In *Environmental Science and Pollution Research* (Roč. 22, Číslo 9). <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4163-x>
- Liu, S., Ma, Q., Wang, B., Wang, J., & Zhang, Y. (2014). Advanced treatment of refractory organic pollutants in petrochemical industrial wastewater by bioactive enhanced ponds and wetland system. *Ecotoxicology*, 23(4). <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1215-9>
- Liu, X., Wang, Y., & Chang, J. (2021). A review on the incorporation and potential mechanism of heavy metals on the recovered struvite from wastewater. In *Water Research* (Roč. 207). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117823>
- Liu, Y., & Chen, J. (2008). Phosphorus Cycle. *Encyclopedia of Ecology, Five-Volume Set*, 2715–2724. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00754-0>

- Lorick, D., Macura, B., Ahlström, M., Grimvall, A., & Harder, R. (2020). Effectiveness of struvite precipitation and ammonia stripping for recovery of phosphorus and nitrogen from anaerobic digestate: a systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1), 1–20. <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00211-x>
- Lü, F., Wang, Z., Zhang, H., Shao, L., & He, P. (2021). Anaerobic digestion of organic waste: Recovery of value-added and inhibitory compounds from liquid fraction of digestate. In *Bioresource Technology* (Roč. 333). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125196>
- Luogo, B. D. P., Salim, T., Zhang, W., Hartmann, N. B., Malpei, F., & Candelario, V. M. (2022). Reuse of Water in Laundry Applications with Micro-and Ultrafiltration Ceramic Membrane. *Membranes*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/membranes12020223>
- Lutterbeck, C. A., Colares, G. S., Dell’Osbel, N., da Silva, F. P., Kist, L. T., & Machado, Ê. L. (2020). Hospital laundry wastewaters: A review on treatment alternatives, life cycle assessment and prognosis scenarios. In *Journal of Cleaner Production* (Roč. 273, s. 122851). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122851>
- Mainardis, M., Cecconet, D., Moretti, A., Callegari, A., Goi, D., Freguia, S., & Capodaglio, A. G. (2022). Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. In *Environmental Pollution* (Roč. 296). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118755>
- Mannina, G., Gulhan, H., & Ni, B. J. (2022). Water reuse from wastewater treatment: The transition towards circular economy in the water sector. *Bioresource Technology*, 363, 127951. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2022.127951>
- Máša, V., Bobák, P., Kuba, P., & Stehlík, P. (2013). Analysis of energy efficient and environmentally friendly technologies in professional laundry service. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15(3), 445–457. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0618-2>
- Máša, V., Bobák, P., & Vondra, M. (2017). Potential of gas microturbines for integration in commercial laundries. *Operational Research*, 17(3), 849–866. <https://doi.org/10.1007/s12351-016-0263-8>
- Mayer, B. K., Baker, L. A., Boyer, T. H., Drechsel, P., Gifford, M., Hanjra, M. A., Parameswaran, P., Stoltzfus, J., Westerhoff, P., & Rittmann, B. E. (2016). Total Value of Phosphorus Recovery. *Environmental Science and Technology*, 50(13), 6606–6620. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01239>
- Meena, R. A. A., Yukesh Kannah, R., Sindhu, J., Ragavi, J., Kumar, G., Gunasekaran, M., & Rajesh Banu, J. (2019). Trends and resource recovery in biological wastewater treatment system. *Bioresource Technology Reports*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100235>
- Mejía-Marchena, R., Maturana-Córdoba, A., Gómez-Cerón, D., Quintero-Monroy, C., Arismendy-Montes, L., & Cárdenas-Pérez, C. (2023). Industrial wastewater treatment technologies for reuse, recycle, and recovery: advantages, disadvantages, and gaps. *Environmental Technology Reviews*, 12(1), 205–250. <https://doi.org/10.1080/21622515.2023.2198147>
- Melgaço, L., Robles-Aguilar, A., Meers, E., & Mota, C. (2021). Phosphorus recovery from liquid digestate by chemical precipitation using low-cost ion sources. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 96(10), 2891–2900. <https://doi.org/10.1002/jctb.6842>
- Melián, E. P., Santiago, D. E., León, E., Reboso, J. V., & Herrera-Melián, J. A. (2023). Treatment of laundry wastewater by different processes: Optimization and life cycle assessment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109302>
- Mezzanotte, V., Venturelli, S., Paoli, R., Collina, E., & Romagnoli, F. (2025). Life Cycle Assessment of an industrial laundry: A case study in the Italian context. *Cleaner Environmental Systems*, 16, 100246. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2024.100246>

- Ministerstvo průmyslu a obchodu. (2024, prosinec 12). *Akcelerace rozvoje OZE, stabilizace cen tepla a transformace teplárenství. Pomůže aktivace provozní podpory navržené MPO.* <https://mpo.gov.cz/cz/rozcestnik/pro-media/tiskove-zpravy/akcelerace-rozvoje-oze--stabilizace-cen-tepla-a-transformace-teplarenstvi--pomuze-aktivace-provozni-podpory-navrzene-mpo---285234/>
- Morales-Figueroa, C., Teutli-Sequeira, A., Linares-Hernández, I., Martínez-Miranda, V., Garduño-Pineda, L., Barrera-Díaz, C. E., García-Morales, M. A., Mier-Quiroga, M. A., Linares-Hernández, I., Onica Martínez-Miranda, V., Garduño-Pineda, L., Barrera-Díaz, C. E., & García-Morales, M. A. (2021). Phosphate removal from food industry wastewater by chemical precipitation treatment with biocalcium eggshell. *Journal of Environmental Science and Health*. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1895591>
- Możia, S., Janus, M., Brożek, P., Bering, S., Tarnowski, K., Mazur, J., & Morawski, A. W. (2016). A system coupling hybrid biological method with UV/O<sub>3</sub> oxidation and membrane separation for treatment and reuse of industrial laundry wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 19145–19155. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7111-5>
- Muys, M., Phukan, R., Brader, G., Samad, A., Moretti, M., Haiden, B., Pluchon, S., Roest, K., Vlaeminck, S. E., & Spiller, M. (2021). A systematic comparison of commercially produced struvite: Quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. *Science of the Total Environment*, 756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726>
- Myllymäki, P., Pesonen, J., Nurmesniemi, E. T., Romar, H., Tynjälä, P., Hu, T., & Lassi, U. (2020). The Use of Industrial Waste Materials for the Simultaneous Removal of Ammonium Nitrogen and Phosphate from the Anaerobic Digestion Reject Water. *Waste and Biomass Valorization*, 11(8), 4013–4024. <https://doi.org/10.1007/S12649-019-00724-8/TABLES/7>
- Neczaj, E., & Grosser, A. (2018). Circular Economy in Wastewater Treatment Plant—Challenges and Barriers. *EWaS3 2018*, 2(11), 614. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110614>
- Nová, K. J., & Kolář, J. (2023). Industrial Wastewater Indirect Discharges in Integrated Pollution Prevention and Control Perspective: A Case Study of Prague. *Environmental Research, Engineering and Management*, 79(3), 85–94. <https://doi.org/10.5755/j01.irem.79.3.33674>
- Ochs, P., Martin, B., Germain-Cripps, E., Stephenson, T., van Loosdrecht, M., & Soares, A. (2023). Techno-economic analysis of sidestream ammonia removal technologies: Biological options versus thermal stripping. *Environmental Science and Ecotechnology*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2022.100220>
- Omolara, L. (2017). Sustainable water supply: Potential of recycling laundry wastewater for domestic use. *Journal of Civil Engineering and Environmental Sciences*, 056–060. <https://doi.org/10.17352/2455-488x.000029>
- Panagopoulos, A., & Giannika, V. (2022a). Comparative techno-economic and environmental analysis of minimal liquid discharge (MLD) and zero liquid discharge (ZLD) desalination systems for seawater brine treatment and valorization. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 53, 102477. <https://doi.org/10.1016/J.SETA.2022.102477>
- Panagopoulos, A., & Giannika, V. (2022b). Decarbonized and circular brine management/valorization for water & valuable resource recovery via minimal/zero liquid discharge (MLD/ZLD) strategies. *Journal of Environmental Management*, 324, 116239. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.116239>
- Panagopoulos, A., & Haralambous, K. J. (2020). Minimal Liquid Discharge (MLD) and Zero Liquid Discharge (ZLD) strategies for wastewater management and resource recovery – Analysis,

- challenges and prospects. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104418. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2020.104418>
- 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. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.01.098>
- Perwitasari, D. S., Muryanto, S., Jamari, J., & Bayuseno, A. P. (2022). Crystallization of struvite in the presence of calcium ions: Change in reaction rate, morphology and chemical composition. *Cogent Engineering*, 9(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2022.2049962>
- Pesonen, J., Janssens, F., Hu, T., Lassi, U., & Tuomikoski, S. (2022). Precipitation of struvite using MgSO<sub>4</sub> solution prepared from sidestream dolomite or fly ash. *Heliyon*, 8(12). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12580>
- Procházková, M., Touš, M., Horňák, D., Miklas, V., Vondra, M., & Máša, V. (2023). Industrial wastewater in the context of European Union water reuse legislation and goals. *Journal of Cleaner Production*, 426. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139037>
- Punyapwar, S., & Mutnuri, S. (2022). Laundry greywater treatment by anaerobic filters and vertical flow constructed wetlands. *Water and Environment Journal*, 36(3), 504–512. <https://doi.org/10.1111/WEJ.12782>
- Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P., & Olaniyan, O. (2020). *Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source*. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>
- Qiu, B., Fan, S., Tang, X., Qi, B., Deng, L., Wang, W., Liu, J., Wang, Y., & Xiao, Z. (2020). Simultaneous recovery of phosphorus and nitrogen from liquid digestate by vacuum membrane distillation with permeate fractional condensation. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 28(6), 1558–1565. <https://doi.org/10.1016/J.CJCHE.2020.01.019>
- Rame, R., Purwanto, A., Djayanti, S., & Andriani, Y. (2021). A catalytic ozonation reactor design for reuse large scale industrial wastewater: Laundry. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 623(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/623/1/012086>
- Ranade, V. V., & Bhandari, V. M. (2014). *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. Butterworth-Heinemann. <https://app.knovel.com/hotlink/toc/id:kpIWTRR003/industrial-wastewater/industrial-wastewater>
- Räty, M., Termonen, M., Soinne, H., Nikama, J., Rasa, K., Järvinen, M., Lappalainen, R., Auvinen, H., & Keskinen, R. (2023). Improving coarse-textured mineral soils with pulp and paper mill sludges: Functional considerations at laboratory scale. *Geoderma*, 438. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116617>
- REGULATION (EU) 2020/741 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse (Text with EEA relevance). (b.r.).
- Reyes Alva, R., Mohr, M., Tovar, G. E. M., & Zibek, S. (2025). Recovering Ammonia as Ammonium Citrate and Ammonium Sulfate from Sludge Digestion Liquors Using Membrane Contactors in a Pilot Plant. *Membranes*, 15(2). <https://doi.org/10.3390/membranes15020062>
- Reyes Alva, R., Mohr, M., & Zibek, S. (2024). Transmembrane Chemical Absorption Process for Recovering Ammonia as an Organic Fertilizer Using Citric Acid as the Trapping Solution. *Membranes*, 14(5). <https://doi.org/10.3390/membranes14050102>
- Rizzoli, F., Bertasini, D., Bolzonella, D., Frison, N., & Battista, F. (2023). A critical review on the techno-economic feasibility of nutrients recovery from anaerobic digestate in the agricultural sector. *Separation and Purification Technology*, 306, 122690. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122690>

- Rizzioli, F., Cirilli, M., Frison, N., Bolzonella, D., & Battista, F. (2025). Nutrient recovery from anaerobic digestate by different combination of pressure driven membranes. *Journal of Cleaner Production*, 494. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.144958>
- Rosen, M. A., Bulucea, C. A., Mastorakis, N. E., Bulucea, C. A., Jeles, A. C., & Brindusa, C. C. (2015). Evaluating the Thermal Pollution Caused by Wastewaters Discharged from a Chain of Coal-Fired Power Plants along a River. *Sustainability* 2015, Vol. 7, Pages 5920-5943, 7(5), 5920–5943. <https://doi.org/10.3390/SU7055920>
- Ruiz-Marin, A., Canedo-López, Y., & Chávez-Fuentes, P. (2020). Biohydrogen production by *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquus* immobilized cultivated in artificial wastewater under different light quality. *AMB Express*, 10(1), 191. <https://doi.org/10.1186/s13568-020-01129-w>
- Ryu, H.-D., & Lee, S.-I. (2016). Struvite recovery from swine wastewater and its assessment as a fertilizer. *Environmental Engineering Research*, 21(1), 29–35. <https://doi.org/10.4491/eer.2015.066>
- Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Nawab, J., Khan, M. A., Ali, A., Ullah, R., Kubar, A. A., Guo, G., Yaseen, M., & Sajjad, M. (2023). Methods for the removal and recovery of nitrogen and phosphorus nutrients from animal waste: A critical review. *Acta Ecologica Sinica*, May. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2023.05.003>
- Samer, M. (2015). Biological and Chemical Wastewater Treatment Processes. *Wastewater Treatment Engineering*. <https://doi.org/10.5772/61250>
- Santos, A. F., Almeida, P. V., Alvarenga, P., Gando-Ferreira, L. M., & Quina, M. J. (2021). From wastewater to fertilizer products: Alternative paths to mitigate phosphorus demand in European countries. *Chemosphere*, 284. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.131258>
- Sathya, K., Nagarajan, K., Carlin Geor Malar, G., Rajalakshmi, S., & Raja Lakshmi, P. (2022). A comprehensive review on comparison among effluent treatment methods and modern methods of treatment of industrial wastewater effluent from different sources. *Applied Water Science* 2022 12:4, 12(4), 1–27. <https://doi.org/10.1007/S13201-022-01594-7>
- Sengupta, S., Nawaz, T., & Beaudry, J. (2015). Nitrogen and Phosphorus Recovery from Wastewater. *Current Pollution Reports*, 1(3), 155–166. <https://doi.org/10.1007/S40726-015-0013-1/TABLES/2>
- Shaddel, S., Shaddel, R., & Østerhus, S. W. (2021). Phosphorus recovery from nutrient-rich streams at wastewater treatment plants. *Integrated and Hybrid Process Technology for Water and Wastewater Treatment*, 463–486. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823031-2.00014-8>
- Sharma, P., Purchase, D., & Chandra, R. (2021). Residual pollutants in treated pulp paper mill wastewater and their phytotoxicity and cytotoxicity in *Allium cepa*. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(5), 2143–2164. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00730-z>
- Sharma, P., Tripathi, S., & Chandra, R. (2021). Metagenomic analysis for profiling of microbial communities and tolerance in metal-polluted pulp and paper industry wastewater. *Bioresource Technology*, 324, 124681. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.124681>
- Sharma, S. K., & Sanghi, R. (2013). Wastewater reuse and management. *Wastewater Reuse and Management*, 1–500. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4942-9/COVER>
- Shreya, Verma, A. K., Dash, A. K., Bhunia, P., & Dash, R. R. (2021). Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: A review. In *Surfaces and Interfaces* (Roč. 27). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2021.101532>
- Skornia, K., Safferman, S. I., Rodriguez-Gonzalez, L., & Ergas, S. J. (2020). Treatment of Winery Wastewater Using Bench-Scale Columns Simulating Vertical Flow Constructed Wetlands with Adsorption Media. *Applied Sciences*, 10(3), 1063. <https://doi.org/10.3390/app10031063>

- Smol, M. (2019). The importance of sustainable phosphorus management in the circular economy (CE) model: the Polish case study. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21(2), 227–238. <https://doi.org/10.1007/S10163-018-0794-6/FIGURES/3>
- Song, J., Dong, X., Yang, W., Xing, J., & Wang, X. (2023). Environmental co-benefits of energy recovery from wastewater of typical industrial sectors from life cycle perspective: Regional potentials in China. *Energy Conversion and Management*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2023.117450>
- Stasinakis, A. S., Charalambous, P., & Vyrides, I. (2022). Dairy wastewater management in EU: Produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 303, 114152. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.114152>
- Stein, L. Y., & Klotz, M. G. (2016). The nitrogen cycle. *Current Biology*, 26(3), R94–R98. <https://doi.org/10.1016/J.CUB.2015.12.021>
- Świątczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., & Zielińska, M. (2019). Treatment of liquid phase of digestate from agricultural biogas plant in a system with aerobic granules and ultrafiltration. *Water (Switzerland)*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/w11010104>
- Świątczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A., & Zielińska, M. (2019). Treatment of the liquid phase of digestate from a biogas plant for water reuse. *Bioresource Technology*, 276. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.077>
- Takabe, Y., Ota, N., Fujiyama, M., Okayasu, Y., Yamasaki, Y., & Minamiyama, M. (2020). Utilisation of polarity inversion for phosphorus recovery in electrochemical precipitation with anaerobic digestion effluent. *Science of the Total Environment*, 706. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136090>
- Tampio, E., Marttinen, S., & Rintala, J. (2016). Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: Mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment systems. *Journal of Cleaner Production*, 125, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.127>
- Tarte, J. V., Jahir, M. A. H., Tra, V. T., Cai, Z., Wang, Q., & Nghiem, L. D. (2024). Optimising microplastics analysis for quantifying and identifying microplastic fibres in laundry wastewater. *Science of the Total Environment*, 952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175907>
- Tayibi, S., Monlau, F., Bargaz, A., Jimenez, R., & Barakat, A. (2021). Synergy of anaerobic digestion and pyrolysis processes for sustainable waste management: A critical review and future perspectives. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Roč. 152). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111603>
- Toužín, J. (2001). *Stručný přehled chemie prvků*. Masarykova univerzita.
- Vaneckhaute, C., Lebuf, V., Michels, E., Belia, E., Vanrolleghem, P. A., Tack, F. M. G., & Meers, E. (2017). Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste and Biomass Valorization*, 8(1), 21–40. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9642-x>
- Varling, A. S., Chrysochoidis, V., Bisinella, V., Valverde-Pérez, B., & Christensen, T. H. (2025). Climate change impacts of biological treatment of liquid digestate from the anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*, 193, 339–349. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.12.013>
- Venkiteswaran, K., McNamara, P. J., & Mayer, B. K. (2018). Meta-analysis of non-reactive phosphorus in water, wastewater, and sludge, and strategies to convert it for enhanced phosphorus removal and recovery. *Science of The Total Environment*, 644, 661–674. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.369>

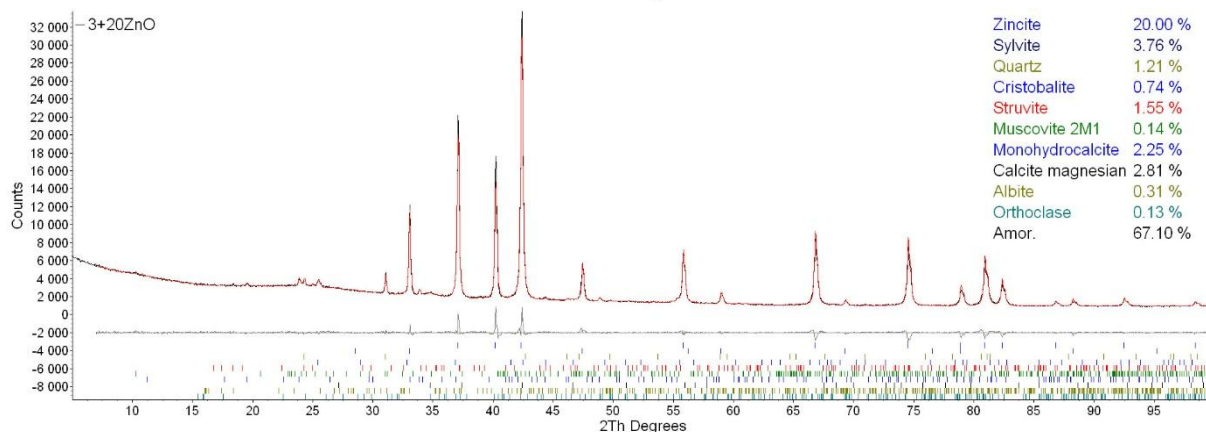
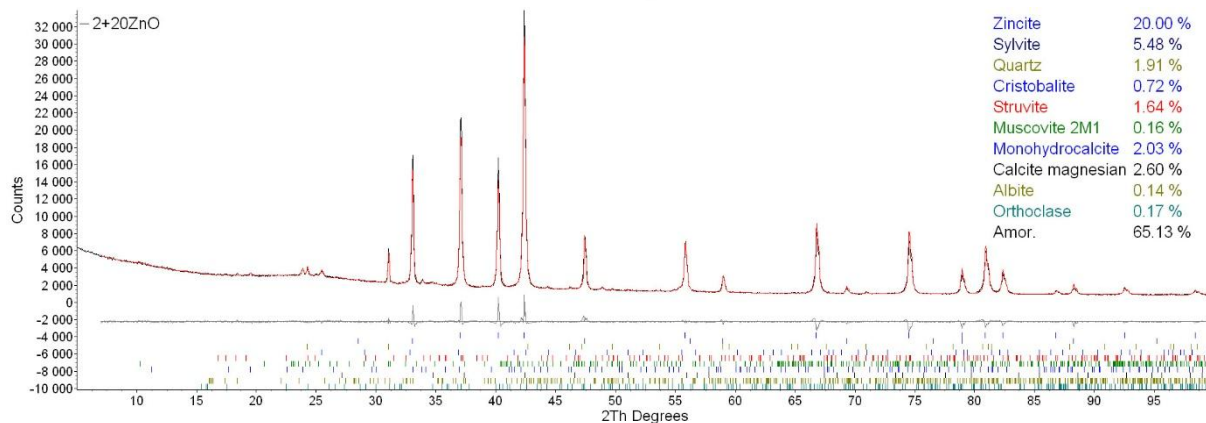
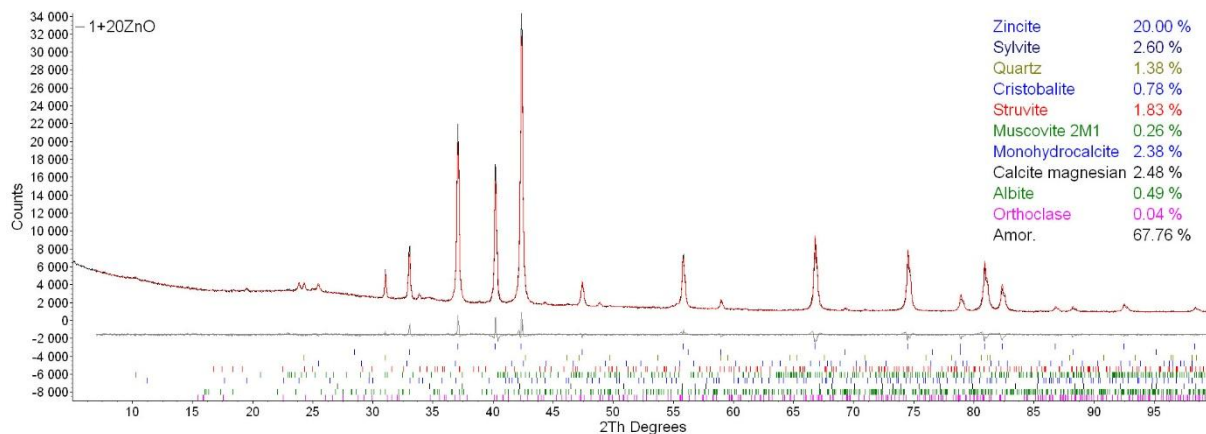
- Vigiak, O., Udías, A., Grizzetti, B., Zanni, M., Aloe, A., Weiss, F., Hristov, J., Bisselink, B., de Roo, A., & Pistocchi, A. (2023). Recent regional changes in nutrient fluxes of European surface waters. *Science of the Total Environment*, 858. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160063>
- Vondra, M. (2017). *Zařízení pro zahušťování odpadní vody z bioplynových stanic*. Vysoké učení technické v Brně;
- Vondra, M., Máša, V., & Bobák, P. (2016). The potential for digestate thickening in biogas plants and evaluation of possible evaporation methods. *Chemical Engineering Transactions*, 52. <https://doi.org/10.3303/CET1652132>
- Vondra, M., Máša, V., & Bobák, P. (2018). The energy performance of vacuum evaporators for liquid digestate treatment in biogas plants. *Energy*, 146, 141–155. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.06.135>
- Vondra, M., Máša, V., Touš, M., & Konečná, E. (2018). Vacuum evaporation of a liquid digestate from anaerobic digestion: A techno-economic assessment. *Chemical Engineering Transactions*, 70, 769–774. <https://doi.org/10.3303/CET1870129>
- Vondra, M., Touš, M., & Teng, S. Y. (2019). Digestate evaporation treatment in biogas plants: A techno-economic assessment by Monte Carlo, neural networks and decision trees. *Journal of Cleaner Production*, 238. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117870>
- Walling, E., Moerman, W., Verstraete, W., Gomez, D. K. V., & Vaneckhaute, C. (2022). Resource recovery from industrial wastewater: What and how much is there? In *Resource Recovery from Water: Principles and Application* (s. 21–48). IWA Publishing. [https://doi.org/10.2166/9781780409566\\_0021](https://doi.org/10.2166/9781780409566_0021)
- Wang, J., Burken, J. G., & Zhang, X. (Jackie). (2006). Effect of Seeding Materials and Mixing Strength on Struvite Precipitation. *Water Environment Research*, 78(2), 125–132. <https://doi.org/10.2175/106143005x89580>
- Wang, Z., Guo, Q., & Tian, L. (2022). Tracing phosphorus cycle in global watershed using phosphate oxygen isotopes. *Science of The Total Environment*, 829, 154611. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154611>
- Wang, Z., Xue, M., Huang, K., & Liu, Z. (2011). Textile Dyeing Wastewater Treatment. In *Advances in Treating Textile Effluent*. <https://doi.org/10.5772/22670>
- Warmadewanthi, Rodlia, A., Ikhlas, N., Pandebesie, E. S., Bagastyo, A. Y., & Herumurti, W. (2020). The Effect of Mixing Rate on Struvite Recovery from the Fertilizer Industry. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 506(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/506/1/012013>
- Wei, L., Zhao, W., Feng, L., Li, J., Xia, X., Yu, H., & Liu, Y. (2024). *Anaerobic Digestion Process and Biogas Production*.
- Weisz, L., Reif, D., Weilguni, S., Parravicini, V., Saracevic, E., Krampe, J., & Kreuzinger, N. (2024). Feasibility study of electrodialysis as an ammonium reuse process for covering the nitrogen demand of an industrial wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 954. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176699>
- Yang, D., Chen, Q., Liu, R., Song, L., Zhang, Y., & Dai, X. (2022). Ammonia recovery from anaerobic digestate: State of the art, challenges and prospects. *Bioresource Technology*, 363. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127957>
- Ye, Y., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Zhang, X., Zhang, J., & Liang, S. (2020). Nutrient recovery from wastewater: From technology to economy. *Bioresource Technology Reports*, 11, 100425. <https://doi.org/10.1016/J.BITEB.2020.100425>

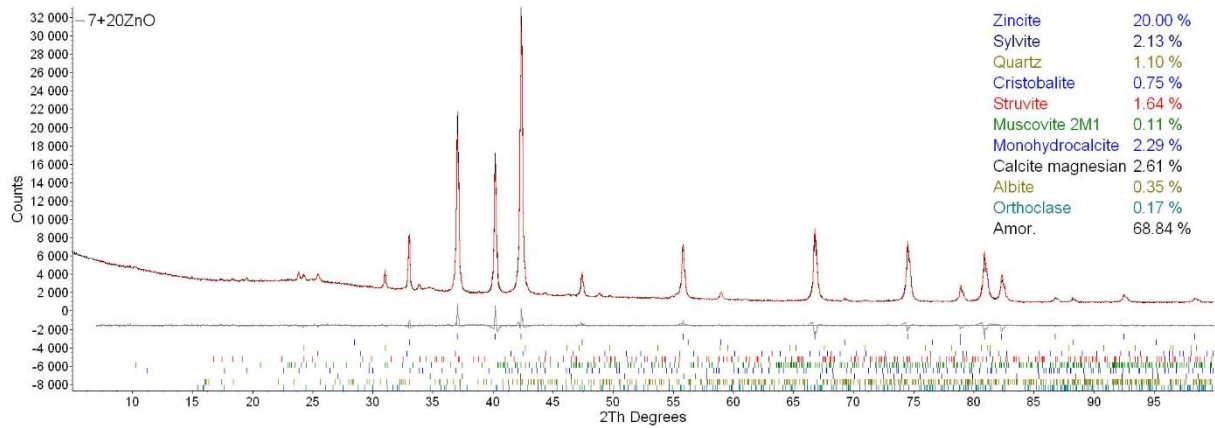
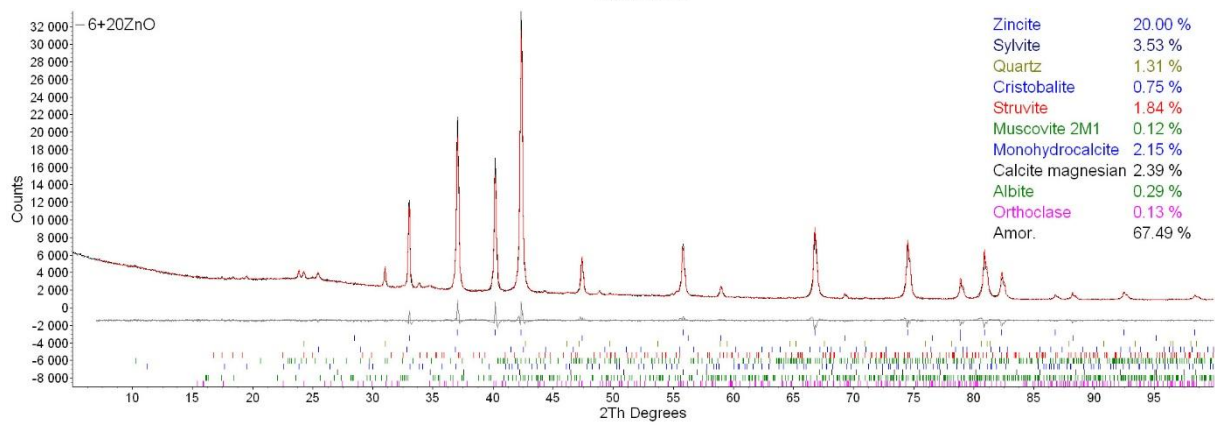
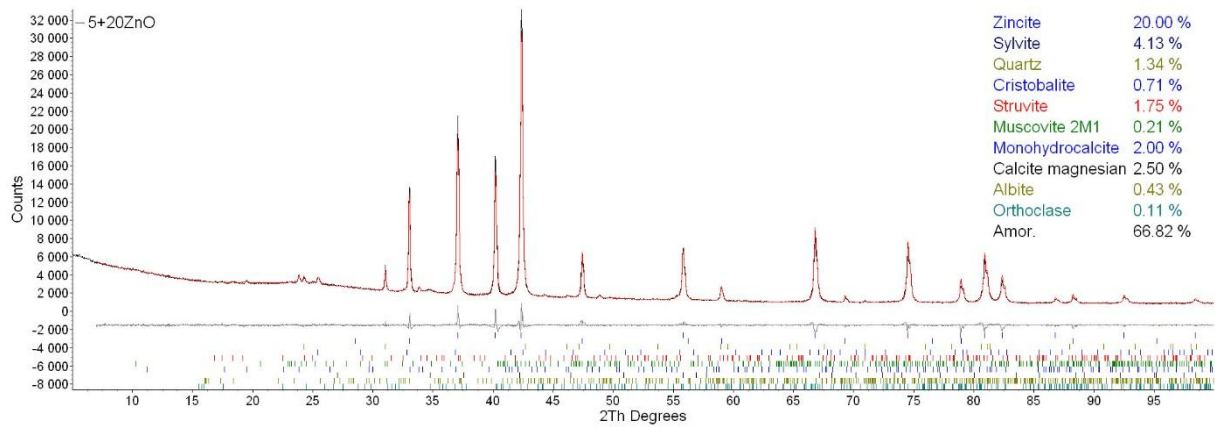
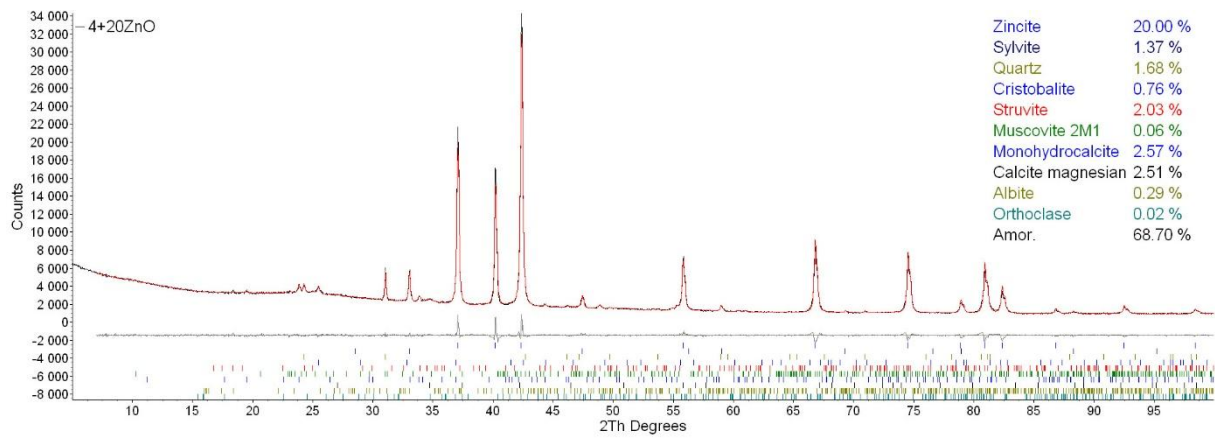
Zoroufchi Benis, K., Behnami, A., Aghayani, E., Farabi, S., & Pourakbar, M. (2021). Water recovery and on-site reuse of laundry wastewater by a facile and cost-effective system: Combined biological and advanced oxidation process. *Science of the Total Environment*, 789. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148068>

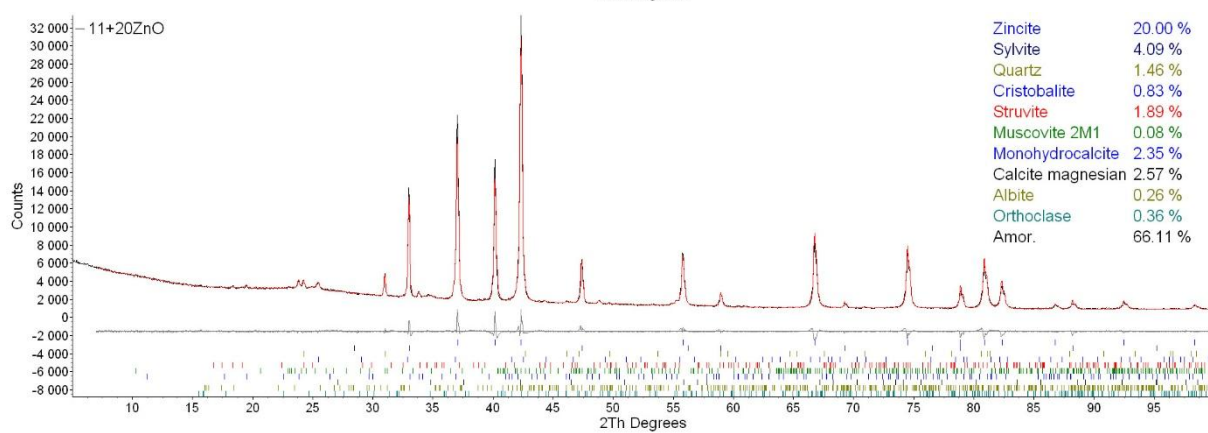
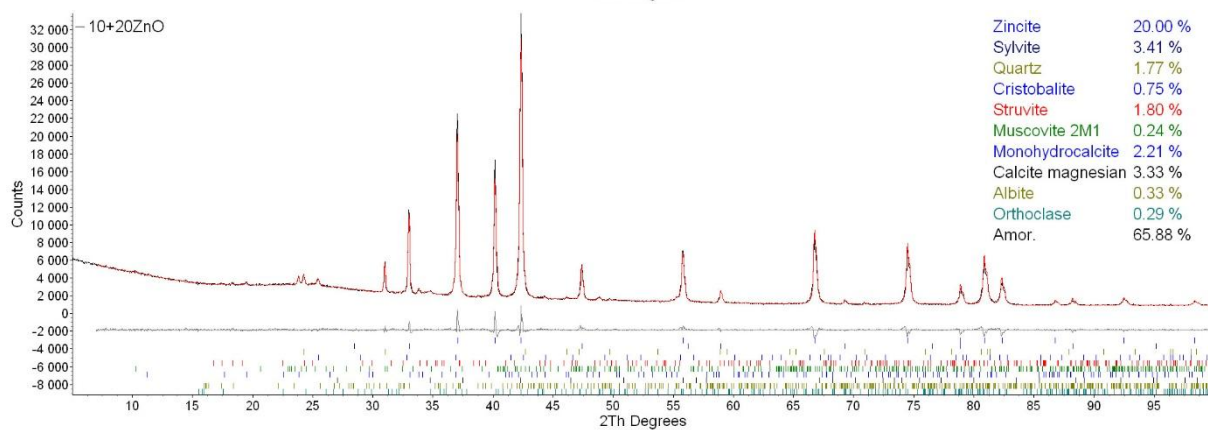
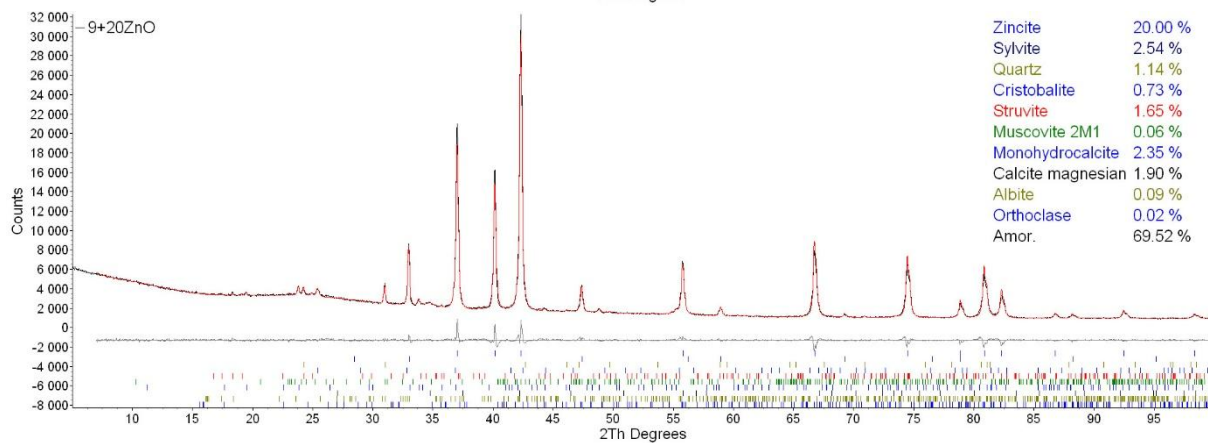
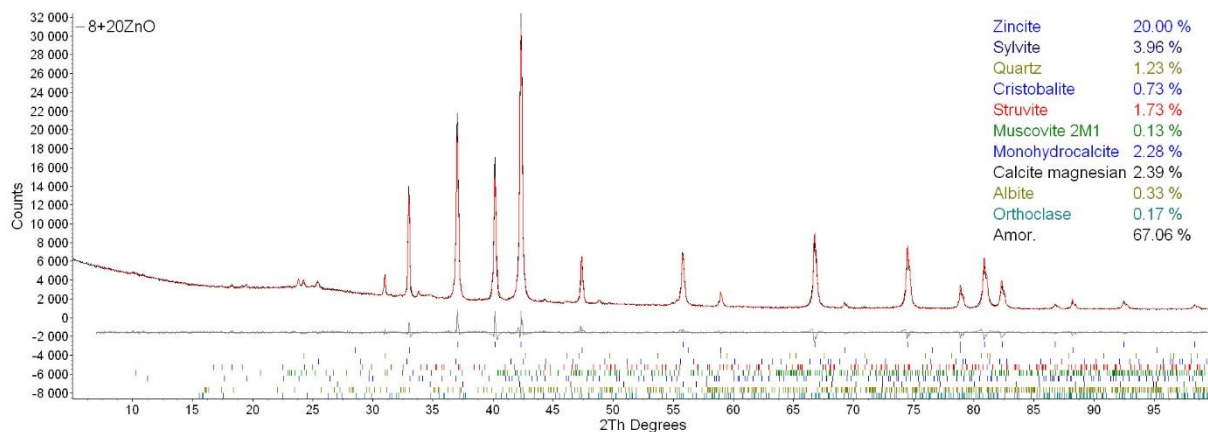
## Přílohy

### Příloha A:

Difraktogramy s grafickým výsledkem vypřesnění Rietveldovou metodou; černá křivka = empirický sken, červená křivka = teoretický sken (výsledek fitování), šedá křivka = „reziduum“ (empirický minus teoretický sken); zinkit (ZnO) byl použit jako vnitřní standard.







## Příloha B:

Snímek z analýzy pomocí SEM/EDS vybraného vzorku zahuštěného fugátu po krystalizaci a distribuce jednotlivých prvků (S, Si, Mg, P, Ca, K, Al, a Cl).

