

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Mário Bemí De Marque

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO POR REATOR UASB:
comparação entre biorreator com membranas híbridas (aeração - permeação) e
ultrafiltração - osmose inversa - membranas contactoras**

Belo Horizonte
2025

Mário Bemí De Marque

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO POR REATOR UASB:
comparação entre biorreator com membranas híbridas (aeração - permeação) e
ultrafiltração - osmose inversa - membranas contactoras**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientadora: Juliana Calábria de Araújo

Coorientadora: Míriam Cristina Santos Amaral

Belo Horizonte
2025

M357r

Marque, Mário Berni de.

Remoção de nitrogênio de esgoto doméstico tratado por reator UASB [recurso eletrônico] : comparação entre biorreator com membranas híbridas (aeração - permeação) e ultrafiltração-osmose inversa-membranas contactoras / Mário Berni de Marque. – 2025.
1 recurso online (144 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Juliana Calábria de Araújo.
Coorientadora: Míriam Cristina Santos Amaral.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 143-144.

Bibliografia: f. 116-141.

1. Engenharia sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses.
3. Esgotos – Tratamento – Teses. 4. Nitrogênio – Teses. 5. Nitrificação – Teses. 6. Biorreatores – Teses. I. Araújo, Juliana Calábria de.
II. Amaral, Míriam Cristina Santos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Curso de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Remoção de nitrogênio de esgoto doméstico tratado por reator UASB: Comparação entre biorreator com membranas híbridas (aeração - permeação) e ultrafiltração-osmose inversa-membranas contactora

MARIO BERNI DE MARQUE

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. JULIANA CALÁBRIA DE ARAÚJO

Prof. MÍRIAM CRISTINA SANTOS AMARAL MORÁVIA (COORIENTAD)

Prof. MÁRCIA HELENA RISSATO ZAMARIOLLI DAMIANOVIC

Prof. TIAGO JOSÉ BELLI

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH Versão Final aprovada por

Prof. Eduardo Coutinho de Paula
Coordenador

Profª. Juliana Calábria de Araújo
Orientadora

Belo Horizonte, 18 de fevereiro de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **Tiago José Belli, Usuário Externo**, em 19/02/2025, às 10:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliana Calabria de Araujo, Professora do Magistério Superior**, em 21/02/2025, às 15:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Miriam Cristina Santos Amaral Moravia, Professora do Magistério Superior**, em 21/02/2025, às 16:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic, Usuário Externo**, em 24/02/2025, às 10:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3975443** e o código CRC **5111F8D7**.

Dedicatória

Dedico este trabalho a todas as pessoas que contribuem e prezam por uma universidade pública, gratuita e de qualidade.

Agradecimentos

À Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH) pela oportunidade de realização do mestrado;

À professora Juliana Calábria pela orientação e cooperação na realização da pesquisa;

À professora Míriam Amaral pela coorientação, apoio, conversas e orientações durante todo o desenvolvimento do mestrado;

Às técnicas e aos técnicos de laboratório Cíntia, Lucilaine, Tereza e Lucas pelo apoio sempre que foi preciso;

Às professoras e aos professores do departamento de engenharia sanitária e ambiental (DESA) que contribuíram com a pesquisa e minha formação;

Aos amigos e às amigas do SMARH que dividimos a caminhada;

À CAPES, ao CNPq e à FAPEMIG pelo financiamento da bolsa e dos laboratórios utilizados durante a pesquisa;

À minha família por me apoiar e estarem presentes.

“Se a luta contra a universidade operacional visa a recuperá-la como instituição social e a recusá-la como organização social administrada, isto significa que a universidade não pode ser uma extensão dos interesses privados de uma parte da sociedade nem uma ilha mantendo uma relação de exterioridade com o social.”

Marilena Chaui. Contra a universidade operacional e a servidão voluntária.

14 de julho de 2016. Congresso da
Universidade Federal da Bahia

Resumo

O esgoto sanitário possui diversos contaminantes como matéria orgânica e nitrogênio. Reatores UASB são capazes de remover matéria orgânica, entretanto, a remoção de nitrogênio é diminuta, necessitando um pós-tratamento, o qual pode ser biológico ou físico-químico. Entre os processos biológicos, destaca-se a nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas, pela potencialidade na remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um único biorreator. Este processo pode ser intensificado ao utilizar membranas para aeração, fornecendo oxigênio às bactérias nitrificantes e membranas para filtração, retendo as bactérias de crescimento lento, e.g. bactérias autotróficas. Quanto processos físico-químicos, a integração dos processos de ultrafiltração (UF), osmose inversa (OI) e membranas contactoras (MC) é interessante, pela capacidade de produzir água de reúso e recuperar nitrogênio. Assim, essa pesquisa teve como objetivo comparar a remoção de nitrogênio por dois processos integrados: (1) nitrificação parcial, anammox e desnitrificação em biorreator híbrido com membranas para filtração e aeração (MF-MABR) e (2) processo UF-OI-MC. Assim, foi operado um biorreator de 5,7 L com membranas de fibra oca de ultrafiltração para aeração e para filtração, alimentado com efluente de UASB da cidade de Contagem/MG. Obteve-se eficiências de remoção de matéria orgânica, amônia e nitrogênio total de 61%, 62% e 43%, respectivamente. Os principais gêneros de bactérias encontrados foram *Nitrospira*, *Denitratisoma* e *Candidatus Brocardia*. Em paralelo, na rota físico-química, o efluente de UASB foi direcionado a UF e o permeado gerado para a OI. O concentrado da OI foi direcionado a MC, variando o pH (8 a 11) e temperatura (25, 42,5 e 60 °C). A condição mais otimizada foi com pH 10 e temperatura de 25°C, removendo 98% e recuperando 90% de amônia. Por fim, foi realizada análise econômica para diferentes escalas de aplicação. A rota biológica se mostrou mais viável para vazões inferiores a 100 L/s, enquanto a rota físico-química, para vazões superiores a 500 L/s). Este trabalho está alinhado com os ODS da ONU de número 6, 11, 12, 13, e 14.

Palavras-chave: Remoção biológica de nitrogênio; recuperação química de nitrogênio; esgoto real; amônia; avaliação econômica

Abstract

Sewage contains several contaminants, such as organic matter and nitrogen. UASB reactors are capable of removing organic matter; however, nitrogen removal is minimal, requiring post-treatment, which can be biological or physicochemical. Among the biological processes, partial nitrification, anammox, and simultaneous denitrification stand out due to their potential to remove nitrogen and organic matter in a single bioreactor. This process can be intensified by using membranes for aeration, supplying oxygen to nitrifying bacteria, and membranes for filtration, retaining slow-growing bacteria, e.g. autotrophic bacteria. As for physicochemical processes, the integration of ultrafiltration (UF), reverse osmosis (RO), and contact membranes (CM) is interesting due to their ability to produce reused water and recover nitrogen. Thus, this research aimed to compare nitrogen removal by two integrated processes: (1) partial nitrification, anammox and denitrification in a hybrid bioreactor with membranes for filtration and aeration (MF-MABR) and (2) UF-OI-MC process. Thus, a 5.7 L bioreactor with hollow fiber ultrafiltration membranes for aeration and filtration was operated, fed with UASB effluent from the city of Contagem/MG. Removal efficiencies of organic matter, ammonia and total nitrogen of 61%, 62% and 43% were obtained, respectively. The main bacterial genera found were *Nitrospira*, *Denitratisoma* and *Candidatus Brocardia*. In parallel, in the physicochemical route, the UASB effluent was directed to UF and the permeate generated to OI. The OI concentrate was directed to MC, varying the pH (8 to 11) and temperature (25, 42.5 and 60 °C). The most optimized condition was with pH 10 and temperature of 25 °C, removing 98% and recovering 90% of ammonia. Finally, an economic analysis was performed for different application scales. The biological route proved to be more viable for flow rates below 100 L/s, while the physical-chemical route, for flow rates above 500 L/s). This work is aligned with UN SDGs numbers 6, 11, 12, 13, and 14.

Keywords: Biological nitrogen removal; chemical nitrogen recovery; real sewage; ammonia; economic evaluation

Lista de figuras

Figura 1 – Principais vias de conversão de amônia em sistemas biológicos de remoção de nitrogênio, principais enzimas requeridas e integração de processo	26
Figura 2 – Vantagens e desvantagens da membrana interna submersa, externa submersa e externa pressurizada em biorreatores híbridos	34
Figura 3 – (a) Membranas sem saída e (b) de fluxo cruzado	39
Figura 4 – Alocação de biomassa em biorreatores com membranas submersas	41
Figura 5 – Análise PCA para os parâmetros dos estudos abordados na tabela 2	57
Figura 6 – Aparato experimental: 1 tanque de alimentação; 2 bomba de alimentação; 3 sensor de nível; 4 biorreator; 5 membrana de aeração; 6 membrana de filtração; 7 bomba de ar; 8 agitador magnético; 9 tanque de vácuo; 10 alívio de pressão; 11 bomba de vácuo, 12 permeado tratado; 13 tanque de permeado; 14 bomba para retrolavagem; 15 manômetro; 16 rotâmetro; 17 válvula manual; 18 válvula automática on/off, sendo (a) um esquema ilustrativo e (b) uma foto do aparato experimental	63
Figura 7 – Concentração dos (a) valores e (b) remoção de DQO	68
Figura 8 – Concentração dos (a) valores da série nitrogenada, (b) remoção de amônia e (c) remoção de nitrogênio total	69
Figura 9 – Permeabilidade da membrana de filtração	71
Figura 10 – Carboidratos e proteínas caracterizados do SMP e EPS do líquido reacional.....	72
Figura 11 – Sólidos suspensos voláteis durante operação do biorreator	72
Figura 12 – Membranas de filtração e aeração após encerramento da operação	74
Figura 13 – Taxas de consumo de amônia, atividade anammox e consumo de nitrato	75
Figura 14 – Número de sequências codificadas de cada gênero nas biomassas analisadas	77

Figura 15 – Táxon família da biomassa inoculada, e após encerramento da operação	78
Figura 16 – Táxon gênero da biomassa inoculada, e após encerramento da operação	79
Figura 17 - Matriz de Emissão de Excitação (MEE) das membrana de (a) aeração e (b) filtração	82
Figura 18 – Análise de FTIR das membranas de aeração e filtração no fim da operação	83
Figura 19 – Fluxograma dos processos UF-OI-Membranas contactoras	87
Figura 20 – Aparato experimental das unidades de UF e OI com 1: tanque de alimentação, 2: válvula, 3: tanque de submersão, 4: membrana; 5: rotâmetro, 6 vacuômetro/manômetro, 7: bomba, e 8: tanque de permeado	88
Figura 21 – Fluxograma de tratamento da ETE Nova Contagem com sistema UF-OI-MC.....	95
Figura 22 – Metodologia para balanço econômico.....	101
Figura 23 – Balanço econômico entre Biorreator e UF-OI-MC-1.....	111
Figura 24 – Balanço econômico entre Biorreator e UF-OI-MC-2.....	112

Lista de tabelas

Tabela 1 – Faixas ideais/usuais de parâmetros de operação em sistemas BNR	33
Tabela 2 – Parâmetros operacionais de aplicações MBR, MABR e MF-MABR para BNR.....	46
Tabela 3 – Análise microbiológica e principais conclusões das aplicações de MBR, MABR e MF-MABR para BNR.....	52
Tabela 4 – Ensaio cinéticos no biorreator	66
Tabela 5 – Concentrações e eficiência de remoção de DQO e nitrogênio por fase	69
Tabela 6 – Análises de coliformes totais e <i>E.colli</i>	73
Tabela 7 – Taxas de consumo de amônia, atividade anammox e consumo de nitrato	75
Tabela 8 – Condições do ensaio para recuperação de amônia	89
Tabela 9 – Caracterização dos efluentes de cada etapa de tratamento	90
Tabela 10 – Resultados dos ensaios com membrana contactora	92
Tabela 11 – Estatística descritiva do efluente de UASB	98
Tabela 12 – Custos adotados para análise economia.....	101
Tabela 13 – CAPEX e OPEX da operação do biorreator para diferentes escalas de aplicação	103
Tabela 14 – CAPEX e OPEX da operação de UF-OI-MC 1 para diferentes escalas de aplicação	105
Tabela 15 – CAPEX e OPEX da operação de UF-OI-MC 2 para diferentes escalas de aplicação	107
Tabela 16 – Custos de tratamento por m ³ de efluente	109

Lista de equações

Equação 1 – Nitritação:	27
Equação 2 – Nitratação:.....	27
Equação 3 – Nitrificação:	27
Equação 4 – Nitratação com crescimento da biomassa:.....	27
Equação 5 – Desnitratação:	29
Equação 6 – Desnitrificação:	29
Equação 7 – Denitrificação:.....	29
Equação 8 – Anammox:	30
Equação 9 – Cálculo da demanda energética	91
Equação 10 – Valor Presente Líquido (VPL).....	100
Equação 11 – Custo Anual Equivalente (CAE)	100
Equação 12 – Consumo de energia para aquecimento de água.....	102

Sumário

Introdução	16
Objetivos	21
Capítulo 1 – Intensificação do processo de remoção de nitrogênio pela combinação de biorreator aerado por membrana e biorreator de membrana: uma revisão.....	22
1 Introdução	22
2 Princípios do MF-MABR híbrido para remoção de nitrogênio	25
2.1 Vias biológicas de conversão de nitrogênio	25
2.1.1 Nitrificação	26
2.1.2 Desnitrificação	28
2.1.3 Anammox.....	30
2.1.4 Assimilação.....	31
2.1.5 Integração de processos.....	31
3 Tipos de membrana e configuração de módulos	33
3.1 Membrana para filtração	33
3.2 Membrana para aeração.....	35
3.2.1 Ar atmosférico vs oxigênio puro.....	37
3.2.2 Aeração intermitente vs contínua.....	37
3.2.3 Aeração de membrana de fluxo cruzado vs sem saída	38
4 Incrustação de membrana em um MF-MABR.....	39
5 Avanços na remoção de nitrogênio em MBR, MABR e MF-MABR	43
6 Análises biológicas como uma poderosa estratégia para otimizar o desempenho de MF-MABR na remoção de nitrogênio	48
7 Desafios e perspectivas futuras	57
8 Conclusão	59
Capítulo 2 – Biorreator com membranas híbridas (aeração-permeação) como pós-tratamento de esgoto municipal tratado por UASB	61
1 Introdução	61
2 Metodologia.....	63
2.1 Aparato experimental	63
2.2 Inóculo e alimentação	65
2.3 Monitoramento operacional.....	65
2.4 Caracterização das membranas	66
2.5 Análise estatística dos dados.....	67
3 Resultados e discussão	67
3.1 Monitoramento operacional.....	67

3.2	Análises microbiológicas	73
3.2.1	Taxas de atividade microbiótica	74
3.2.2	Sequenciamento de próxima geração	76
3.3	Caracterização das membranas	81
3.3.1	A-TEEMs.....	81
3.3.2	FTIR.....	82
4	Conclusões	83
Capítulo 3 – Recuperação de amônia via ultrafiltração, osmose inversa e membrana contactora de esgoto de esgoto sanitário tratado por UASB.....		
1	Introdução	85
2	Metodologia.....	87
2.1	Aparato experimental	87
2.2	Métodos analíticos	89
3	Resultados e discussão	89
3.1	Produção de água para reúso.....	89
3.2	Recuperação e remoção de amônia por membrana contactora	91
3.3	Aplicação.....	93
4	Conclusões	96
Capítulo 4 – Avaliação econômica de pós-tratamento de esgoto sanitário tratado por UASB para remoção/recuperação de nitrogênio: biorreator com membranas híbridas e processo ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras		
1	Introdução	97
2	Metodologia.....	98
2.1	ETE Nova Contagem	98
2.2	Aparato experimental	99
2.3	Parâmetros analíticos.....	99
2.4	Avaliação econômica	100
3	Resultados e discussões.....	102
4	Conclusões	112
Conclusões.....		114
Referências		116
Apêndice		143

Introdução

Diversos contaminantes estão presentes no esgoto sanitário, como por exemplo compostos orgânicos, material particulado e nutrientes. Quando lançado em corpo hídrico sem o devido tratamento, este efluente pode provocar alterações no ecossistema aquático, prejudicando a fauna, flora e ainda possíveis comunidades que utilizam da água a jusante. Assim, é imprescindível realizar o tratamento do esgoto sanitário antes de sua disposição final (VON SPERLING, 1996).

O reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é um dos principais representantes na utilização da digestão anaeróbia para tratamento de esgoto sanitário, principalmente em regiões de clima quente, como diversas localidades no Brasil e do mundo (FORESTI, 2002). No Brasil, estima-se que das 3773 ETEs existentes, 1459 utilizam digestão anaeróbia (39%), das quais 422 são do tipo UASB (29% dos tratamentos anaeróbios) (ANA, 2020).

Apesar da sua capacidade de atingir elevadas taxas de remoção de compostos orgânicos (até 80%), a remoção de macronutrientes como nitrogênio é diminuta, essencialmente para crescimento bacteriano, quando não negativa pela amonificação do nitrogênio orgânico (CECCONET; CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2022; TORRES; FORESTI, 2001). Assim, faz-se necessário realizar a remoção deste nutriente antes do lançamento do efluente em um corpo hídrico receptor.

A remoção de nitrogênio de efluentes pode ser realizada por rota biológica (e.g. nitrificação seguida por desnitrificação, processo anammox, assimilação celular) ou por rota físico-química (e.g. *air stripping*, precipitação química, membrana contactora). As principais vantagens da rota biológica, quando comparado com a rota físico-química, são: menor custo de operação, ausência de insumos químicos e eficiência de remoção satisfatória; entretanto, rotas físico-químicas

promovem maior e mais estável remoção de nitrogênio, com possibilidade de recuperação deste recurso (AHN, Y.-H., 2006; WINKLER; STRAKA, 2019).

Com relação aos processos biológicos, as principais vias de conversão do nitrogênio amoniacal (presente no esgoto sanitário) a gás nitrogênio em sistema de RBN aplicados para tratamento ou pós-tratamento de esgotamento sanitário são: nitrificação, desnitrificação e processo anammox.

A nitrificação é realizada por bactérias autotróficas e pode ocorrer de forma completa ou parcial. Na nitrificação completa, o íon amônio (NH_4^+) é oxidado a nitrito (NO_2^-), e esse oxidado a nitrato (NO_3^-) e, na nitrificação parcial, a oxidação é cessada na formação do nitrito (KUALI; VERSTRAETE, 1998; KUENEN; ROBERTSON, 1994). A desnitrificação é majoritariamente realizada por bactérias heterotróficas e consiste na oxidação da matéria orgânica pela redução do nitrato à N_2 , passando por nitrito, óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O) (NI; YUAN, 2015). Por fim, o processo anammox é realizado por bactérias autotróficas e consiste na conversão do íon amônio e nitrito a nitrogênio gasoso em ambiente anaeróbio/anóxico (KARTAL; KUENEN; VAN LOOSDRECHT, 2010). Quando esses processos são associados em um único biorreator, dá-se o nome de nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas (SNAD, do inglês, *Simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification*).

Para ocorrer o processo SNAD, é necessário fornecer o oxigênio para as bactérias nitrificantes para oxidação da amônia. Essa aeração pode ser realizada por meio de difusores de ar ou através de membranas. Difusores podem provocar a oxigenação de todo o sistema, prejudicando o desenvolvimento de bactérias anaeróbias no mesmo reator, o que não é interessante para o processo SNAD. Em contrapartida, a aeração por membrana fornece o oxigênio diretamente para bactérias nitrificantes estabelecidas na membrana, mantendo o sistema anóxico/anaeróbio (HE, H.; DAIGGER, 2023). Este tipo de biorreator é chamado de MABR (Biorreator de membrana aerada, do inglês, *membrane aerated bioreactor*).

Para intensificar o processo SNAD em um MABR, é possível integrar membranas para filtração no biorreator, pois assim há a retenção total da biomassa e garante

que os microrganismos não sejam carregados pelo efluente, principalmente os que se situam em suspensão no biorreator e são de crescimento lento. Quando há associação entre MABR e MBR (biorreator com membrana, do inglês, *membrane biorreator*), dá-se o nome de MF-MABR (do inglês, *membrane filtration – membrane aerated biorreator*).

Os processos biológicos mencionados até então têm como objetivo remover o nitrogênio amoniacal presente no efluente, convertendo-o em nitrogênio gasoso que é lançado na atmosfera. Entretanto, o nitrogênio é um elemento essencial para o setor agrícola, sendo muito utilizado na fabricação de fertilizantes. Atualmente, a produção de fertilizantes depende do processo Haber-Bosch, que transforma nitrogênio gasoso em amônia, o que consome muita energia (ZHU, Y. *et al.*, 2024). Diante desse cenário, uma opção sustentável é promover a recuperação do nitrogênio de esgoto sanitário para seu uso na produção de fertilizantes, reduzindo assim a dependência de processos industriais onerosos além de promover o tratamento do efluente.

O desafio de se realizar a recuperação de amônia de esgoto sanitário é sua baixa carga de nitrogênio (30 a 70 mg.L⁻¹), quando comparado com outros efluentes, como por exemplo, lixiviado de aterro sanitário (1000 mg.L⁻¹) e sobrenadante de digestor de lodo/digestato (800 – 1300 mg.L⁻¹) (KIM; LEE; KELLER, 2006; METCALF; EDDY, 2016). Por conta da baixa carga, grandes estruturas de tratamento são requeridas para atender as vazões de esgoto e, ainda assim, com baixo aproveitamento de recuperação de nitrogênio. Assim, uma maneira de otimizar a recuperação do nitrogênio é concentrá-lo em menores volumes.

Uma das possíveis formas de se concentrar o nitrogênio é por meio da associação da ultrafiltração (UF), seguida por osmose inversa (OI) (TONG *et al.*, 2022). A ultrafiltração é utilizada como pré-tratamento para retenção de sólidos e seu permeado é direcionado a OI, a qual gera 2 produtos: (1) água de excelente qualidade para ser reutilizada para fins não-potáveis, e (2) efluente com elevada concentração de nitrogênio (concentrado).

Esse concentrado é direcionado para membranas contactoras para recuperação de nitrogênio. Membrana contactora consiste em uma camada que separa o

efluente rico em amônia e uma solução extratora de ácido sulfúrico (RONGWONG; GOH, 2020). Previamente, é elevado o pH do efluente (valores acima de 9) para que o íon amônio (NH_4^+) se converta em amônia (NH_3), que é uma molécula gasosa. Assim, essa molécula atravessa a membrana e reage com ácido sulfúrico, gerando sulfato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), que é um insumo da produção de fertilizantes (ZHU, Y. *et al.*, 2024).

Desta forma, a associação dos processos UF-OI-MC está se tornando uma alternativa para estações de tratamento de esgoto sustentáveis (ZHANG, XIAOYUAN; LIU, 2021). Vários são os exemplos de aplicação de UF-OI em escala real (CHAN; WU, 2022; HAMODA; ATTIA; AL-GHUSAIN, 2015; LIU, J. *et al.*, 2021), e um exemplo brasileiro é o sistema Aquapolo, localizado em São Paulo. O sistema Aquapolo é a maior instalação de produção de água para reúso da América Latina e conta com sistema de ultrafiltração (1000 L/s) e osmose inversa (225 L/s) (MCIDADES, 2016). Neste sistema, o concentrado da UF retorna ao início do tratamento e o concentrado da OI é despejado em corpo hídrico receptor.

Para as ETEs que já possuem sistema UF-OI, há um grande potencial de *retrofit* com inclusão de membranas contactoras para recuperação de nitrogênio, a fim de gerar insumos para produção de fertilizantes. Ressalta-se que membranas contactoras não se restringe às ETEs que já possuem UF-OI, uma vez que sistemas de polimento completo (UF-OI-MC) podem ser incorporadas em ETEs convencionais.

Desta forma, tanto rotas biológicas quanto físico-químicas podem ser incorporadas ao tratamento de esgoto, de acordo com as especificidades e necessidades de cada projeto. E, para auxiliar a tomada de decisão, avaliações econômicas que leve em conta os investimentos iniciais, custos de operação e ganhos com produtos gerados são necessárias (NORIEGA-HEVIA *et al.*, 2021). Uma forma de comparar custos de diferentes projetos é pela estimativa do Custo Anual Equivalente (CAE), isto é, transformando os custos de investimento inicial e os custos e ganhos mensais em parcelas iguais anuais (FREGONARA; FERRANDO, 2020).

Assim, para melhor organização do documento, a dissertação foi estruturada em capítulos, sendo o capítulo 1 dedicado à revisão de literatura dos processos biológicos envolvidos na remoção de nitrogênio em biorreatores com membrana, capítulo 2 sobre a operação do biorreator com membranas híbridas de aeração e filtração, capítulo 3 com a recuperação de nitrogênio via ultrafiltração, osmose inversa e membrana contactora, e capítulo 4 com avaliação econômica das duas rotas estudadas.

Por um lado, essa formatação facilitará escrita dos artigos que serão enviados às revistas científicas, com intuito de mostrar às pessoas os trabalhos realizados. Entretanto, este modelo oculta as decisões, dificuldades e caminhos percorridos, desde as primeiras ideias até a conclusão do mestrado. Cada um dos modelos tem seus prós e contras, cabe avaliar se o ganho de tempo entre a escrita da dissertação e dos artigos separadamente vale a perda de informações e discussões as quais não entram em artigos científicos.

Por fim, constata-se que este trabalho está alinhado com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU) de número 6 (água potável e saneamento), pelo tema de tratamento de esgoto municipal, 11 (cidades e comunidades sustentáveis), pela parte de recuperação de nutrientes do esgoto sanitário, 12 (consumo e produção responsáveis), pela produção alternativa de fertilizantes, 13 (ação contra a mudança global do clima), pela promoção de tratamento com redução de emissão de gases que promovem o efeito estufa, e 14 (vida na água), pela redução do impacto de lançamento de esgoto nos corpos hídricos (ONU, 2012).

Objetivos

O objetivo geral do trabalho é comparar estratégias para o pós-tratamento de esgoto sanitário tratado por UASB com enfoque na remoção/recuperação de nitrogênio utilizando (1) nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas em biorreator com membranas para filtração e aeração (MF-MABR) e (2) ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras.

Para atingir o objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram considerados:

- Avaliar a remoção de nitrogênio e matéria orgânica de esgoto sanitário tratado por UASB em um biorreator com membranas híbridas (aeração-permeação) via nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas;
- Avaliar ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras para produção de água para reúso e recuperação de amônia de esgoto sanitário tratado por UASB;
- Comparar as duas rotas estudadas com relação aos custos envolvidos em diferentes escalas de aplicação.

Capítulo 1 – Intensificação do processo de remoção de nitrogênio pela combinação de biorreator aerado por membrana e biorreator de membrana: uma revisão

1 Introdução

Sabe-se que o lançamento de esgoto contendo nutrientes como o nitrogênio pode levar à eutrofização dos corpos hídricos receptores, *i.e.*, ao crescimento excessivo de fitoplâncton, algas e cianobactérias. O excesso desses organismos e contaminantes pode impactar negativamente a qualidade da água, o balanço ecológico e o aspecto visual do corpo d'água receptor (CAMACHO *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2020). Desta forma, é necessário remover o nitrogênio em estações de tratamento de esgoto antes da disposição final.

Os biorreatores com membranas aeradas (MABR) apresentam oportunidades significativas para a intensificação do processo de remoção de nitrogênio, oferecendo uma solução promissora para tratamento de efluentes. Neste biorreator, é possível integrar os benefícios da tecnologia de aeração sem a formação de bolhas de ar com processos de biofilme aderido. Ao contrário dos biorreatores com membrana convencionais (MBR), em que a membrana serve como uma barreira para a separação sólido-líquido (WEN *et al.*, 2022), em MABRs, a membrana funciona como um meio suporte com fornecimento de oxigênio para organismos aeróbios. O método de aeração sem bolhas não apenas aumenta a eficiência da transferência de oxigênio, mas também mitiga as emissões de gases de efeito estufa dos tanques aeróbios, reduzindo consequentemente a pegada de carbono das estações de tratamento de esgoto (ETE) (KINH *et al.*, 2017). MABR exibe grande potencial na redução de emissões de N₂O devido à sua estratificação microbiana no biofilme, onde o N₂O gerado na zona interna do biofilme pode ser consumido na zona externa (SILVEIRA; CADEE; BAGG, 2022). Conforme demonstrado por He e Daigger, as emissões de GEE foram 3 vezes menores em um MABR com recirculação de biomassa (316 kgCO₂eq.d⁻¹), em comparação a um processo convencional Ludzack-Ettinger modificado (MLE) (902 kgCO₂eq.d⁻¹) (HE, H.; DAIGGER, 2023).

Em MABRs, o oxigênio e os demais substratos se difundem no biofilme por direções opostas, estabelecendo um modelo de contra-difusão. Isso gera regiões distintas ricas em oxigênio (camada interna) e empobrecidas em oxigênio (camada externa), estratificando o biofilme em zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbicas. Essa estratificação permite a colonização de microrganismos aeróbios (e.g., bactérias nitrificantes) e microrganismos anóxicos/anaeróbios (e.g. bactérias desnitrificantes ou bactérias anammox) em regiões separadas de biofilme, favorecendo condições para técnicas inovadoras de remoção biológica de nitrogênio, como nitrificação/desnitrificação simultânea (NDS), nitrificação parcial/anammox (PN/A) e nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas (MEHRABI; HOUWELING; DAGNEW, 2020; PENG *et al.*, 2015; WAGNER; DAIGGER; LOVE, 2022).

O MABR pode ser configurado como um biofilme puro ou com biomassa em suspensão. Na configuração de biofilme puro, substratos como carbono orgânico e nitrogênio são fornecidos no lado líquido, enquanto a membrana fornece o oxigênio necessário para a oxidação do substrato dentro do biofilme. Por outro lado, a abordagem de crescimento de biomassa suspensa (lodo ativado) oferece uma solução abrangente para melhorar a remoção biológica de nitrogênio, promovendo maior quantidade de microrganismos no interior do biorreator (CORSINO; TORREGROSSA, 2022), maior robustez (CHANG *et al.*, 2022; MEI *et al.*, 2019) e economia de energia (GUGLIELMI *et al.*, 2020; SHECHTER *et al.*, 2020). Além disso, deixa de ser necessária a estratificação do biofilme, uma vez que todo o biofilme pode ser aeróbio enquanto microrganismos anóxicos/anaeróbios se desenvolvem na biomassa em suspensão, facilitando o controle da espessura do biofilme e reduzindo a competição por substrato e espaço. No MABR com biomassa suspensa, Corsino e Torregrossa verificaram que praticamente metade do nitrogênio removido ocorre na biomassa suspensa, enquanto a outra metade no biofilme aderiu às membranas aeradas (CORSINO; TORREGROSSA, 2022).

A membrana, como barreira para a separação sólido-líquido, especificamente a membrana de micro/ultrafiltração, é uma importante estratégia utilizada para retenção de biomassa no interior do reator (WEN *et al.*, 2022). A retenção

completa da biomassa é crucial para alcançar o desacoplamento do tempo de retenção hidráulica e do tempo de retenção celular, acelerando o tempo de estabilização inicial do biorreator (*startup*). Além disso, é crucial para reter efetivamente bactérias de crescimento lento (*por exemplo*, bactérias oxidantes aeróbicas de amônia (AeAOB), bactérias oxidantes de nitrito (NOB) e bactérias oxidadoras anaeróbicas de amônia (AnAOB)) dentro do biorreator, que são fundamentais para os processos de remoção de nitrogênio (WEI *et al.*, 2024). Dadas as limitações do MBR, como a necessidade de uma zona anóxica separada para desnitrificação e a alta demanda de energia para aeração e recirculação, pesquisas têm se concentrado cada vez mais no desenvolvimento de sistemas compactos que permitem nitrificação e desnitrificação simultâneas em uma única unidade. Portanto, a integração de MABR com biomassa suspensa e MBR em um sistema híbrido, conhecido como filtração por membrana híbrida e biorreator aerado por membrana (MF-MABR híbrido), apresenta uma alternativa promissora para intensificar a remoção biológica de nitrogênio. Os MABRs oferecem melhor transferência de oxigênio e remoção de nitrogênio impulsionada por biofilme, enquanto os MBRs melhoram a retenção de biomassa e a clarificação de águas residuais e, juntos, fornecem maior controle sobre as comunidades microbianas, produzem efluentes de alta qualidade adequados para reutilização não potável e reduzem a pegada do sistema. Wei *et al.* integraram MABR com um MBR anaeróbico e obtiveram aumento da produção de metano e melhora o fluxo crítico de filtração por membrana, reduzindo a incrustação da membrana através da formação de grandes flocos de lodo (WEI *et al.*, 2024). Apesar dessas vantagens, apenas dois estudos foram identificados na literatura que investigam biorreatores com essa configuração híbrida, onde a aeração e a filtração ocorrem dentro do mesmo reator (DONG *et al.*, 2009; WEI *et al.*, 2024). O número limitado de estudos ressalta a novidade dessa abordagem e destaca a necessidade de mais pesquisas para explorar plenamente seu potencial e otimizar sua aplicação.

Portanto, o objetivo deste capítulo é fornecer uma revisão abrangente da remoção de nitrogênio do esgoto doméstico usando o híbrido MF-MABR. Dados de estudos sobre tecnologias MBR e MABR também foram analisados para avaliar como a integração dessas tecnologias em uma configuração híbrida pode

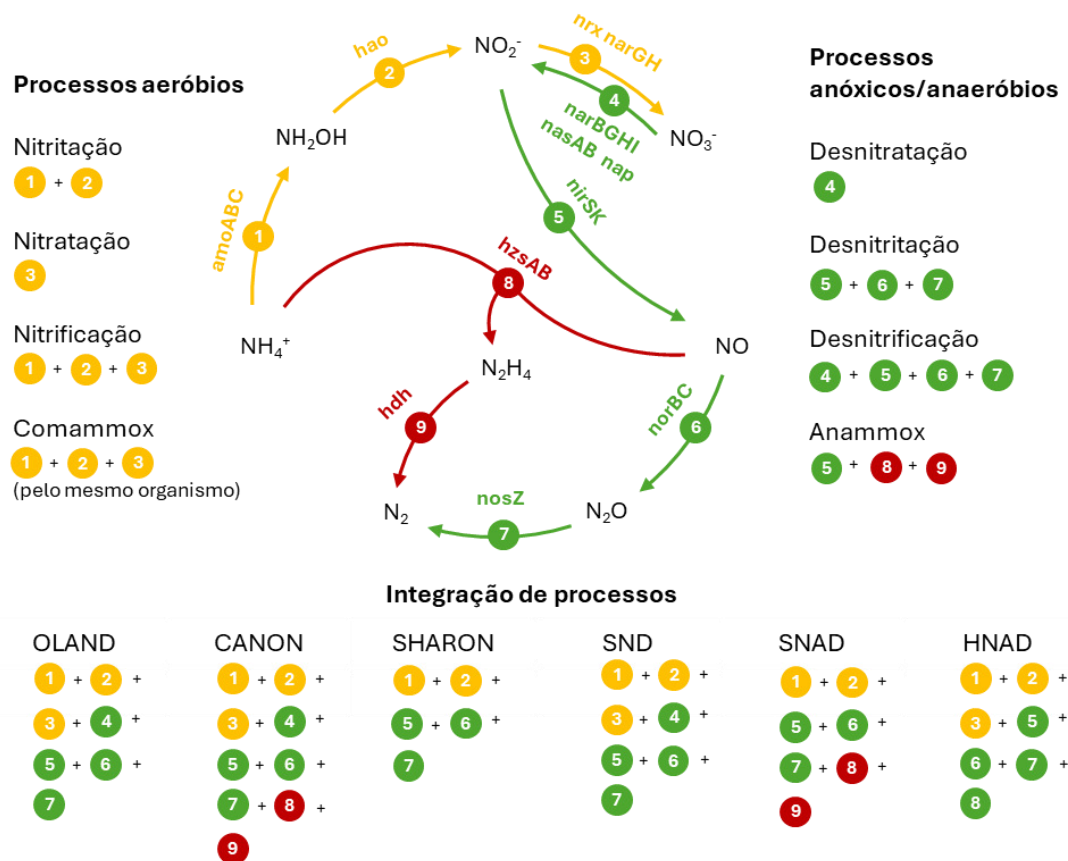
intensificar a eficiência da remoção de nitrogênio. Esta avaliação considera fatores-chave, como desafios operacionais, demanda de energia e potencial de redução de emissões e necessidades futuras de pesquisa. A motivação para esse tema vem do fato de que os reatores de membrana estão se tornando cada vez mais populares, com custos diminuindo ano a ano e a possibilidade de produzir efluentes com qualidade satisfatória para descarte ambientalmente adequado ou mesmo reaproveitamento em diversos setores, como industrial e urbano (MAO *et al.*, 2020; SIAGIAN *et al.*, 2023). No entanto, a necessidade premente de reduzir o consumo de energia e a produção de lodo exige a intensificação do processo para aumentar a eficiência e a sustentabilidade desses sistemas. Esta revisão também fornece uma análise aprofundada da dinâmica microbiológica envolvida em MBR, MABR e MF-MABR, demonstrando a análise biológica como uma ferramenta poderosa para otimizar o desempenho do biorreator. Ao avaliar criticamente o estado atual da pesquisa, este estudo avança a compreensão do potencial e das limitações do MF-MABR para a remoção avançada de nitrogênio. Além disso, ressalta a escassez de estudos sobre sistemas MF-MABR, particularmente aqueles que utilizam efluentes reais e em operação em larga escala, enfatizando a necessidade urgente de mais pesquisas para validar sua aplicabilidade prática.

2 Princípios do MF-MABR híbrido para remoção de nitrogênio

2.1 Vias biológicas de conversão de nitrogênio

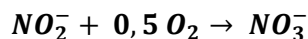
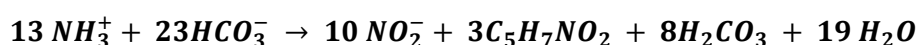
As principais vias de conversão biológica de amônia são nitrificação (nitritação, nitratação e comammox), desnitrificação (desnitratação e desnitratação), processo anammox e assimilação por microrganismos (DE MARQUE; DANIEL, 2023; LI, JIANGUO *et al.*, 2023). Esses processos são realizados por diferentes microrganismos, que podem ser detectados e inferidos por meio de análises microbiológicas, ensaios de atividades metabólicas, análises físico-químicas e/ou experimentos laboratoriais, que serão descritos ao longo desta revisão. Na Figura 1, são ilustradas as principais vias de conversão de nitrogênio, principais enzimas envolvidas e a composição do processo em sistemas biológicos de remoção de nitrogênio (BNR) aplicados para o tratamento ou pós-tratamento de esgoto doméstico.

Figura 1 – Principais vias de conversão de amônia em sistemas biológicos de remoção de nitrogênio, principais enzimas requeridas e integração de processo



2.1.1 Nitrificação

A nitrificação consiste em duas etapas: nitritação e nitratação. A nitritação envolve a oxidação do íon amônio (NH_4^+) em nitrito (NO_2^-) com hidroxilamina (NH_2OH) como intermediário, e a nitratação é a oxidação do nitrito em nitrato (NO_3^-) (RODRÍGUEZ *et al.*, 2015). A nitrificação é representada nas Equações 1 a 3, enquanto na equação 4, é apresentado o processo de nitratação com crescimento da biomassa (KUENEN; ROBERTSON, 1994; SOLIMAN; ELDYASTI, 2018).

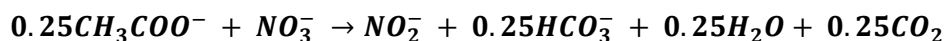
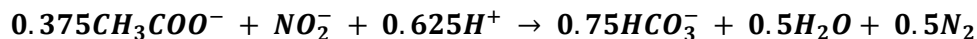
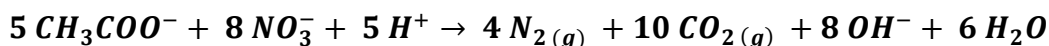
Equação 1 – Nitritação:**Equação 2 – Nitratação:****Equação 3 – Nitrificação:****Equação 4 – Nitratação com crescimento da biomassa:**

Os principais gêneros que conduzem o estágio de nitritação autotrófica em ETEs, representando uma parcela das bactérias aeróbias oxidantes de amônia (AeAOB), são *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus* (β -*proteobacteria*) e *Nitrosococcus* (γ -*proteobacteria*) (SOLIMAN; ELDYASTI, 2018). Para essas reações, as enzimas necessárias para realizar cada etapa são: amônia monooxidase (amo) ($NH_4^- \rightarrow NH_2OH$) e hidroxilamina oxidase (hao) ($NH_2OH \rightarrow NO_2^-$) (CAPONE, 2018). Além de amo e hao, AeAOB também pode conter uma enzima descaracterizada, chamada ncyA, que pode converter hidroxilamina em óxido nítrico (NO) ou nitrito (SOLER-JOFRA; PÉREZ; VAN LOOSDRECHT, 2021). Além disso, alguns gêneros de archaea oxidantes de amônia (AOA) também podem realizar oxidação de amônio, como é o caso de *Candidatus Nitrososphaera evergladensis*, *Candidatus Nitrosocosmicus exaquare*, *Ca. N. evergladensis* e *Candidatus Nitrososphaera gargensis*, mais encontrados em ETEs (FAN *et al.*, 2019). Na etapa de nitratação em ETE, o nitrito é oxidado a nitrato principalmente pelos seguintes gêneros bacterianos: *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Ca. Nitrotoga* e *Nitrolancea*, sendo *Nitrospira* o mais abundante no tratamento aeróbio. Para que ocorra esse processo ($NO_2^- \rightarrow NO_3^-$), são necessárias enzimas do grupo nitrito monooxidase (nxr), como a nitrato redutase narG e narH. (SU *et al.*, 2023; YAO; PENG, 2017) (HOMMES; SAYAVEDRA-SOTO; ARP, 2002)

Além da nitrificação em estágios, alguns organismos são capazes de oxidar o íon amônio diretamente em nitrato, um processo chamado oxidação completa da amônia (Comammox) (COSTA; PÉREZ; KREFT, 2006). No entanto, até o momento, apenas dois clados (clado A e clado B) da linhagem II do gênero *Nitrospira* são conhecidos por serem capazes da oxidação completa da amônia em sistemas de tratamento de águas residuais construídos (AL-AJEEL *et al.*, 2022). Os processos acima mencionados se enquadram na conversão de íons amônio por organismos autotróficos; No entanto, esse processo também pode ser realizado por organismos heterotróficos, um tópico que ganhou destaque nos últimos anos (SONG *et al.*, 2021). Nesta via, organismos heterotróficos capazes de fazer este processo em ETEs incluem *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes* e *Diaphorobacter* (DUAN; ZHANG; ZHENG, 2022), que foi comumente associado como bactérias desnitrificantes.

2.1.2 Desnitrificação

A desnitrificação envolve a oxidação da matéria orgânica através da redução do nitrato, passando pelo nitrito (desnitratação), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e, finalmente, pelo gás nitrogênio (desnitritação) (NI; YUAN, 2015). As enzimas necessárias para realizar cada etapa da conversão de nitrogênio são nitrato redutase ligado à membrana (nar) e/ou nitrato redutase periplasmático (nap) (NO₃⁻ para NO₂⁻), nitrito redutase (nir) (NO₂⁻ para NO), óxido nítrico redutase (nor) (NO para N₂O) e óxido nitroso redutase (nos) (N₂O para N₂) (LIU, N. *et al.*, 2020; MA, YANJUN; ZILLES; KENT, 2019). Vale ressaltar que o nar pode ser subdividido em narG, narH e narL, que também podem oxidar nitrito em nitrato (XIANG *et al.*, 2020). O equilíbrio estequiométrico dos processos realizados por organismos heterotróficos é apresentado nas equações 5 a 7 (KUENEN; ROBERTSON, 1994; MAO *et al.*, 2020; SI *et al.*, 2018).

Equação 5 – Desnitratação:**Equação 6 – Desnitritação:****Equação 7 – Desnitificação:**

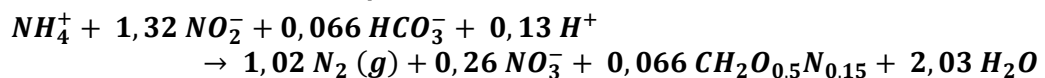
As bactérias desnitrificantes (DNB) que normalmente são encontrados em sistemas de tratamento de águas residuais, incluem *Paracoccus*, *Agrobacterium*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter* (gram-negativo) e *Bacillus licheniformis* (gram-positivo), que são anaeróbios facultativos (THAKUR; MEDHI, 2019). Recentemente, outros organismos foram relatados capazes de desnitrificação, como *Aquimonas*, *Mariniradius*, *Actinotalea* e *Planctomycetota* (SHI *et al.*, 2023). Ma *et al.* (41) classificaram os organismos desnitrificantes em 3 grupos: (1) apenas reduzir o nitrato a nitrito; (2) reduzir o nitrato a gás nitrogênio sem acúmulo de nitrito; e (3) reduzir o nitrato a gás nitrogênio com acúmulo de nitrito. As espécies de organismos classificadas em cada grupo foram, respectivamente, *Staphylococcus* sp. e *Rhodobacter sphaeroides* 2.4.1, *Pseudomonas pseudoalcaligenes*, *Thauera linaloorentis* e *Thauera* sp. (27, 28 e 63), e *Bacillus niacini*, *Thauera aminoaromatica*, *Thauera phenylacetica*, *Thauera* sp. DNT-1 e *Thauera terpenica*.

Recentemente, estudos têm avaliado a ocorrência do processo de desnitrificação autotrófica em ambientes com oxigênio. A maioria dos organismos capazes de desnitrificação em ambientes aeróbios são gram-negativos, como várias espécies do gênero *Pseudomonas*, mas também há relatos de bactérias gram-positivas, como as espécies *Bacillus licheniformis* e *Bacillus methylotrophicus* (JI *et al.*, 2015; YANG, J. *et al.*, 2020). Vale ressaltar que o processo permanece anóxico, embora ocorra em ambiente aeróbio. Além disso, o aumento do oxigênio dissolvido impacta na eficiência do processo de desnitrificação autotrófica devido à competição com outros organismos por oxigênio, por conta disso, a desnitrificação heterotrófica tende a prevalecer nas ETEs de esgoto sanitário (SONG *et al.*, 2021).

2.1.3 Anammox

O processo anammox envolve a conversão de amônia e nitrito em gás nitrogênio na ausência de oxigênio no meio, conforme ilustrado na equação global com o crescimento da biomassa (equação 8). (KARTAL; KUENEN; VAN LOOSDRECHT, 2010).

Equação 8 – Anammox:



Na primeira etapa do processo anammox, o nitrito é convertido em NO com as enzimas nirK e nirS, seguido pela reação da amônia com NO, formando hidrazina (N₂H₄) pelo complexo enzimático hzsAB (hidrazina sintase) (CHEN, X. *et al.*, 2023; ZHANG, S. *et al.*, 2024). Finalmente, a hidrazina é convertida em gás nitrogênio (N₂) através da enzima hdh (hidrazina desidrogenase), também relatada na literatura como hzo (hidrazina oxidase) (CHEN, X. *et al.*, 2023). Estudos sugerem que na formação da reação de hidrazina, também é gerada hidroxilamina (NH₂OH), que pode formar nitrito através da enzima hidroxilamina oxidorreductase (hao) (AKRAM, M. *et al.*, 2019; AKRAM, MOHD *et al.*, 2021). Em baixas concentrações de substrato, as enzimas com níveis de expressão mais altos são hao, hzs e hdh (PAN *et al.*, 2021). Os principais gêneros capazes de realizar o processo anammox são: *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Scalindua*, *Candidatus Jettenia*, *Candidatus Anammoxoglobus*, *Candidatus Brocadia* e *Candidatus Anammoximicrobium* (JIA *et al.*, 2021).

As vantagens deste processo, quando associado a nitrificação parcial, incluem: altas taxas de remoção de nitrogênio, menores custos operacionais devido à baixa necessidade de aeração para formação de nitrito, ausência de recirculação em fase líquida e baixa produção de lodo (JETTEN *et al.*, 2009; KUENEN, 2008). No entanto, os organismos responsáveis pelo processo anammox são sensíveis a flutuações bruscas na concentração e no pH do substrato, o que pode exigir uma operação cuidadosa (JIN *et al.*, 2012; KARTAL; KUENEN; VAN LOOSDRECHT, 2010).

2.1.4 Assimilação

Ao contrário dos processos anteriores, onde os compostos de nitrogênio no efluente são transformados em gás nitrogênio, neste processo, os compostos nitrogenados são assimilados por algas e/ou bactérias e são removidos do meio líquido. Assim, além de eliminar o nitrogênio, também oferece o potencial de reutilizá-lo como biofertilizantes, matéria-prima para produção de biocombustíveis ou outros produtos com valor agregado (WANG, LIANG *et al.*, 2010; WANG, S. *et al.*, 2020; ZHANG, L.-J. *et al.*, 2020). No entanto, esse tipo de tratamento é mais suscetível a grandes variações na qualidade do efluente, além de demandar estratégias caras ou difíceis de aplicar em termos de luminescência e retenção de microrganismos no interior do reator (CRUZ *et al.*, 2019; MOHSENPOUR *et al.*, 2021). A assimilação de nitrogênio pode ocorrer por várias vias, como: (1) microalgas, (2) associação de microalgas e bactérias, (3) bactérias fotossintéticas, microrganismos heterotróficos aeróbios e (4) bactérias assimiladoras de amônia heterotrófica (HAN, F.; ZHOU, 2022).

2.1.5 Integração de processos

Algumas vias metabólicas para BNR podem ser realizadas no mesmo ambiente reacional. A integração de processos pode ser desejada, pois alguns produtos podem ser utilizados como substratos para reações subsequentes, além de possibilitar a redução de insumos como fonte externa de carbono, oxigênio e energia (AHN, Y.-H., 2006). Os sistemas integrados mais aplicados em estação de tratamento de esgoto sanitário, conforme apresentado em Figura 1, são: (1) OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification*), (2) CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*), (3) SHARON (*Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite*), (4) SND (*simultaneous nitrification and denitrification*), (5) SNAD (*Simultaneous Partial Nitrification, Anammox, and Denitrification*), and (6) HNAD (*heterotrophic nitrification with aerobic denitrification*).

Nos processos OLAND e CANON, a oxidação da amônia para remoção de nitrogênio é realizada de forma autotrófica. A diferença entre os processos está nos organismos envolvidos, pois o processo OLAND depende estritamente de

bactérias nitrificantes para oxidação da amônia, enquanto no processo CANON, as bactérias anammox também podem assumir essa etapa (VAN HULLE *et al.*, 2010). No processo SHARON, sua característica distintiva reside em operar o reator em temperaturas mais altas (30-40°C), promovendo o crescimento de AOB sobre NOB, e sem mecanismos de retenção de biomassa (*i.e.*, tempo de detenção hidráulica igual ao tempo de retenção da celular). Assim, a nitrificação é favorecida, pois os NOB são lavados para fora do reator devido ao crescimento mais lento (em comparação com AOB), associado a baixos tempos de retenção celular (VAN DONGEN; JETTEN; VAN LOOSDRECHT, 2001).

Quando os processos de nitrificação e desnitrificação (vias longas e curtas) ocorrem na mesma unidade de tratamento, isso é chamado de SND. Nessa condição, os produtos formados na primeira etapa do processo são utilizados na segunda etapa, reduzindo assim o consumo de oxigênio e outros insumos, além de eliminar a necessidade de recirculação no sistema (CHAI *et al.*, 2019; MÜNCH; LANT; KELLER, 1996). O processo SNAD compartilha semelhanças com o processo CANON e SND, com a adição de desnitrificação heterotrófica de nitrato residual da reação anammox e ocasional oxidação completa de amônia (WANG, LIANG *et al.*, 2010). Assim, esse processo possibilita a remoção de até 100% do nitrogênio, além de promover a remoção da DQO presente no efluente.

O HNAD pode ocorrer em fases distintas ou simultaneamente em uma única fase (SONG *et al.*, 2021). Este processo oferece vantagens como o crescimento microbiano mais rápido, particularmente na nitrificação, e a possibilidade de proporcionar o mesmo ambiente para ambos os processos (CHEN, J. *et al.*, 2016). No entanto, controlando a competição entre esses organismos e outros heterótrofos, as condições de enriquecimento de biomassa e os parâmetros operacionais dos biorreatores não estão claramente definidos (QUARTAROLI *et al.*, 2019). Na Tabela 1 são apresentadas faixas ideais/usuais dos parâmetros operacionais como oxigênio dissolvido, pH, entre outros aplicados em estações de tratamento de efluentes para remoção de nitrogênio para cada processo.

Tabela 1 – Faixas ideais/usuais de parâmetros de operação em sistemas BNR

Processo	Intervalo de valores recomendados					
	DO ¹ (mg. L ⁻¹)	ph	C/N ²	Temperatura (°C)	TDH ³ (h ₁)	SRT ⁴ (d ⁻¹)
Nitrificação	0.3 – 1.0	7.2 – 7.6	< 1.0	30 – 35	10 – 13	5 – 10
Nitratação	1.5 – 2.5	7.9 – 8.2	< 1.0	20 – 25	7 – 8	13 – 16
Comammox	0.2 – 1.0	6.7 – 8.7	< 1.0	27 – 46	7 – 9	10 – 12
HNAD	3.0 – 6.8	7.5 – 8.0	8.0 – 15.0	20 – 37	–	–
Desnitrificação	< 0,5	7.0 – 8.0	2.2 – 2.8	20 – 40	1 – 2	–
Desnitratação	< 0,5	6.5 – 8.0	2.5 – 5.0	20 – 40	5 – 10	–
SND	1,0 até 2,0	–	2.7 – 4.9	20 – 30	12 – 14	–
Anammox	< 0,2	7.7 – 8.3	< 2.0	30 – 40	6 – 10	–

¹ Oxigênio Dissolvido; ² Relação carbono / nitrogênio; ³ Tempo de detenção hidráulica; ⁴ Tempo de retenção de lodo. Referência: (AHN, Joon Ho; YU; CHANDRAN, 2008; BALMELLE et al., 1992; BOCK; MANTÉM; HARMS, 1986; BOUGARD et al., 2006; HE et al., 2012; KIM, Dong-Jin; LEE; KELLER, 2006; MOHAMMED; ABU-ALHAIL; XI-WU, 2014; SABBA et al., 2024; SCHEEREN et al., 2011; SOLIMAN; ELDYASTI, 2018; SONG et al., 2021b; STENSTROM; PODUSKA, 1980; VILLAVARDE, 1997; WU et al., 2021; YU; TAO; GAO, 2014; ZHU; CHEN, 2002)

3 Tipos de membrana e configuração de módulos

Neste estudo, serão descritos alguns fatores dessas diferentes configurações de biorreatores de membrana, que influenciam a comunidade bacteriana relevante para a remoção de nitrogênio.

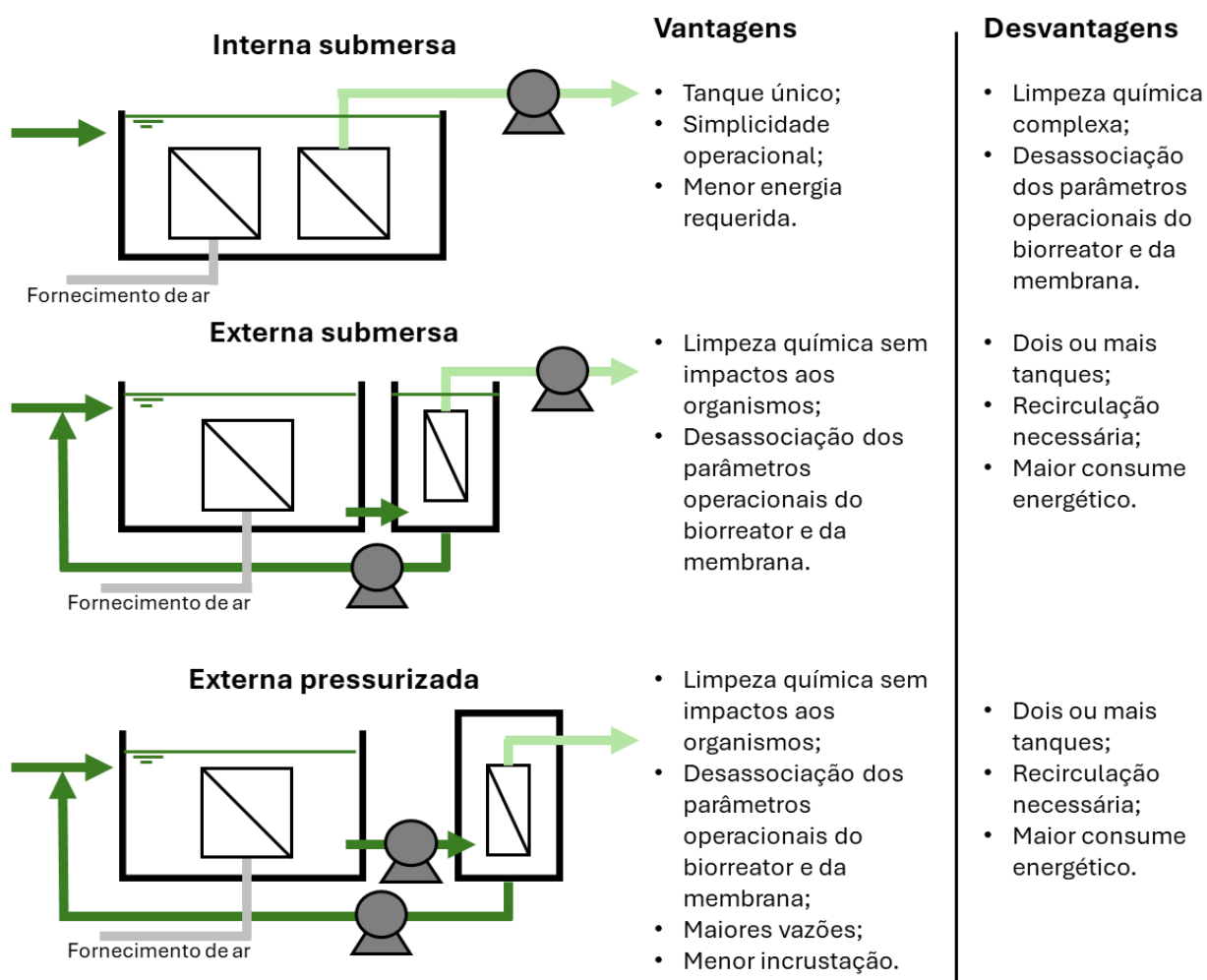
3.1 Membrana para filtração

Vale a pena notar que diferentes tipos de membranas podem ser usados nessas várias configurações de MBR, como fibra oca, folha plana, espiral ou membranas multitubulares, bem como com vários tamanhos de poros que variam de poros mais abertos como micro (10^{-1} – 10 μm) ou ultrafiltração (10^{-3} – 1 μm), a poros fechados como nanofiltração (10^{-3} – 10^{-2} μm) ou sem poros (osmose reversa) (DU *et al.*, 2020). Essas membranas podem ser fabricadas a partir de materiais inorgânicos, como cerâmicas, metais, zeólita ou sílica, ou orgânicos, o que inclui polímeros como polietileno (PE), politetrafluoretileno (PTFE) e polipropileno, acetato de celulose (OBOTEY EZUGBE; RATHILAL, 2020), carvão à base de carvão, nanotubos de carbono e grafeno e suas variações (LI, C. *et al.*, 2021). Além disso, as membranas têm características hidrofílicas ou hidrofóbicas. As membranas hidrofílicas influenciam a difusão, rotação e orientação das

moléculas de água, o que contribui para a tensão superficial entre o líquido a granel e a superfície da camada fina (WAN IKHSAN *et al.*, 2021). Por outro lado, as membranas hidrofóbicas favorecem os processos de permeação física, em vez de atuar como uma barreira química para elementos iônicos ou catiônicos (RONGWONG; GOH, 2020).

Os tipos de membrana mais comumente usados em sistemas de tratamento de águas residuais com biorreatores de membrana são membranas de fibra oca ou folha plana, com membranas de micro ou ultrafiltração. Esses sistemas podem ser configurados como submersos internos, submersos externos ou pressurizados externos, conforme mostrado na Figura 2.

Figura 2 – Vantagens e desvantagens da membrana interna submersa, externa submersa e externa pressurizada em biorreatores híbridos



Quando a unidade de separação por membrana é realizada separadamente do biorreator, ela é chamada de sistema de membrana externa, que pode ser

pressurizada ou não. Nesta configuração, os parâmetros operacionais do biorreator são desassociados da unidade de membrana, assim, é possível realizar manutenções preventivas e corretivas nas membranas sem afetar o desempenho do biorreator (LOPES *et al.*, 2020). Além disso, os sistemas pressurizados fornecem menor incrustação da membrana devido à maior velocidade lateral ao longo da membrana, mas não é um consenso, uma vez que a maior força de cisalhamento pode quebrar os flocos formados e induzir a liberação de SMP e EPS, os quais contribuem para a incrustação da membrana (LI, C. *et al.*, 2016).

Nesse modelo, é interessante, se não essencial, recircular o concentrado de volta ao biorreator para aumentar a quantidade de sólidos suspensos voláteis e reter os organismos, principalmente aqueles com taxas de crescimento lentas, como é o caso dos organismos autotróficos envolvidos na remoção de nitrogênio (JUDD; JUDD, 2011). No entanto, o uso de membranas submersas em um único tanque também elimina a necessidade de recirculação no sistema e reduz o volume necessário para o tratamento, trazendo vantagens energéticas e operacionais para o sistema de tratamento, principalmente quando o foco é a remoção biológica de nitrogênio (KRZEMINSKI *et al.*, 2017).

3.2 Membrana para aeração

Nos MABRs, podem ser utilizadas membranas de fibra oca, tubulares, placas e armação, porém o primeiro tipo tem sido utilizado com maior frequência em sistemas de tratamento de esgoto, para por conta da maior área superficial específica para o crescimento do biofilme, e com diâmetro de poro de 0,01 – 0,2 μm (WU, Y. *et al.*, 2019). Além disso, as membranas hidrofóbicas são mais utilizadas neste tipo de aplicação devido à maior transferência de suprimento de ar/oxigênio (LI, JIA; WANG; WANG, 2023) e sua facilidade de produção e menores custos (WANG, LUTIAN *et al.*, 2022). Os materiais mais comumente usados para membranas de fibra oca são PVDF (fluoreto de polivinilideno) e PP (polipropileno). Esses materiais foram comparados em um estudo para remoção de nitrogênio e os autores relataram que os poros da membrana de PP bloquearam mais rapidamente, reduzindo a transferência de oxigênio para o

biofilme, conseqüentemente reduzindo a remoção de nitrogênio (WU, Y. *et al.*, 2019).

Nos reatores aerados via difusores, a presença de microrganismos necessários para remover o nitrogênio provém do gradiente de oxigênio formado nos flocos/grânulos ou da co-difusão no biofilme, no caso da biomassa aderida (LI, JIA; WANG; WANG, 2023). Nos reatores com membrana aerada, o oxigênio é fornecido na direção oposta aos demais substratos necessários, formando um gradiente por contra-difusão (KINH *et al.*, 2017). As vantagens deste processo incluem: (1) a possibilidade de criar microambientes favoráveis para diferentes organismos (por *exemplo*, AeAOB, NOB, AnAOB, DNB), (2) competição reduzida por espaço e substratos de conversão de nitrogênio, (3) o potencial de conversão de amônia em nitrogênio gasoso em uma única unidade por meio de processos como NDS e SNAD, e (4) menor consumo de oxigênio, uma vez que não é necessário arejar todo o meio líquido (HIBIYA *et al.*, 2003; RIBEIRO; BALOD, 2018).

Além disso, a aeração por membrana pode ocorrer de duas maneiras: (1) com formação de bolhas, onde a incrustação é reduzida, mas há maior custo operacional devido ao escape de bolhas para a atmosfera, reduzindo a eficiência do consumo de oxigênio e o desprendimento do biofilme (LI, JIA; WANG; WANG, 2023); e (2) sem formação de bolhas, permitindo altas taxas de transferência de oxigênio com uma redução relativa no consumo de energia para aeração, boa formação de biofilme aderido (já que não há força de cisalhamento promovida pelas bolhas) e menor difusão de outros gases do metabolismo (como CO₂ e N₂) (AHMED; SEMMENS, 1996; JUANG; TSAI, 2006). Em um estudo com MABR sem bolhas, Zhao *et al.* alcançaram valores de remoção de NT, amônia e DQO de 87,1%, 92,2% e 87,7%, respectivamente, com uma pressão de ar de 1,0 kPa (ZHAO, B. *et al.*, 2021). Um aspecto interessante deste estudo foi a utilização de um reator do tipo pistão de fluxo ascendente, com membranas aeradas localizadas na parte inferior do reator, evitando assim a formação de bolhas de ar que arrastem sedimentos para as camadas superiores do reator, onde o efluente é coletado.

3.2.1 Ar atmosférico vs oxigênio puro

A oxidação da amônia em sistemas de tratamento de águas residuais é normalmente realizada usando oxigênio, seja através da aplicação de ar atmosférico ou gás de oxigênio puro. Vários fatores devem ser considerados para o aumento de escala, como fornecimento de recursos, custos operacionais, eficiência do processo e qualidade do efluente necessária. Do ponto de vista microbiano, Caldeón e colaboradores testaram essas duas fontes de oxigênio em um reator com membranas externas, e os resultados indicaram diferenças na estrutura das comunidades bacterianas, mas nenhuma diferença na biodiversidade e funções enzimáticas dos organismos (CALDERÓN *et al.*, 2013). Em MABR, Abdelfattah e colaboradores descobriram que a remoção de nitrogênio total e DQO aumentou 11% e 14%, respectivamente, com a mudança do ar atmosférico para o oxigênio puro e, em condições de baixa temperatura e requisitos de remoção de nitrogênio, o oxigênio puro pode ser uma alternativa potencialmente econômica e de alto desempenho (ABDELFATTAH *et al.*, 2024).

3.2.2 Aeração intermitente vs contínua

A aeração pode ser realizada de forma contínua ou intermitente. A aeração intermitente oferece vantagens quando se deseja a nitrificação parcial, pois a formação de nitrito é favorecida devido à inibição de bactérias oxidantes de nitrito resultantes da disponibilidade limitada de oxigênio, além de reduzir o consumo de energia (LI, JIANGUO *et al.*, 2023). Em MABRs, Bunse *et al.* avaliaram estratégias de aeração contínua e intermitente, observando que o modo de aeração influenciou a composição da comunidade microbiana, mas não a biodiversidade (BUNSE *et al.*, 2020). A aeração contínua melhorou a remoção de amônia, enquanto a aeração intermitente melhorou a remoção total de nitrogênio. Além disso, a intermitência de aeração tende a aumentar a taxa de acúmulo de nitrito (LIM *et al.*, 2007). Ukaigwe *et al.* testou ciclos de aeração/não aeração de 5/5 min, 10/10 min e 10/15 em um MABR, encontrando o último ciclo mais eficaz para o acúmulo de nitrito (UKAIGWE; ZHANG; LIU, 2024). No entanto, Bunse *et al.* observaram que a aeração intermitente em MABRs inicialmente suprimiu a conversão de nitrito em nitrato, reduzindo a atividade e/ou crescimento de NOB dentro do biofilme, mas após operação prolongada (60-140

dias dependem da frequência de limpeza), NOB gradualmente se adaptou aos ciclos de aeração intermitente, levando à conversão de nitrito em nitrato (BUNSE; PIDDE; LACKNER, 2024). Mesmo com reduções adicionais na duração da aeração, a supressão de NOB não foi mais sustentada. Os autores sugeriram ainda que limitar o suprimento de oxigênio foi mais eficaz para o acúmulo de nitrito do que a aeração intermitente sozinha.

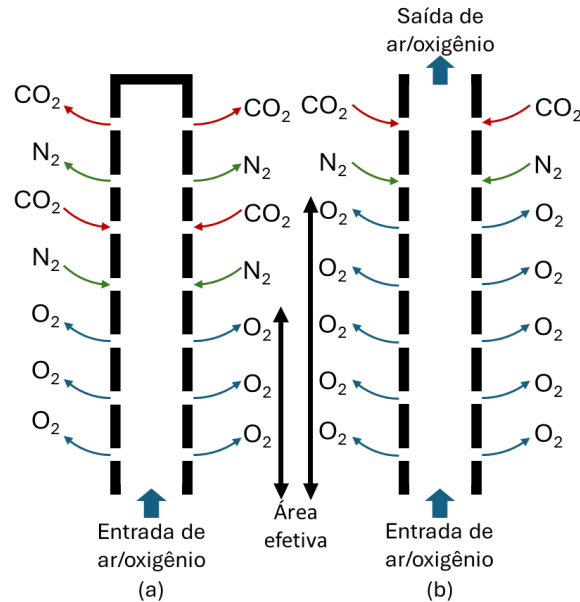
Da mesma forma, Ma et al. testaram tempos de aeração/não aeração em um MABR, em minutos, de 6/6, 11/1, 9/3, 6/2 e 1/1, e observaram que a remoção de nitrogênio aumentou com períodos de aeração mais longos, mesmo dentro de um regime de aeração intermitente, sugerindo que o desempenho da remoção de nitrogênio depende do equilíbrio entre os tempos de aeração e não aeração (MA, YUNJIE *et al.*, 2022). No entanto, os autores enfatizam que a intermitência da aeração é uma estratégia interessante para redução de custos, associada à remoção de nitrogênio equivalente à aeração contínua. Em um MBR que tratava águas residuais municipais reais, Fernández e colaboradores usaram aeração intermitente, mas com pontos de ajuste de oxigênio dissolvido no meio líquido de 0,4 a 0,8 mg. L⁻¹. Nessas condições, os autores alcançaram taxas médias de remoção de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total de 96% e 78%, respectivamente, além de reduzir a liberação de gases de efeito estufa (CHECA FERNÁNDEZ *et al.*, 2021).

3.2.3 Aeração de membrana de fluxo cruzado vs sem saída

A aeração por membrana pode ser realizada usando dois métodos: sem saída ou fluxo cruzado (Figura 3). A aeração sem saída envolve um lúmen aberto para entrada de ar e o outro fechado, forçando todo o gás aplicado a sair pela membrana. Este sistema é mais comumente usado quando o gás oxigênio puro é aplicado às membranas para evitar desperdícios (LI, T. *et al.*, 2008). No entanto, a principal desvantagem da aeração sem saída é o refluxo de gases gerados nos processos biológicos (CO₂, N₂), reduzindo a área efetiva da membrana (PEREZ-CALLEJA *et al.*, 2017). Alternativamente, com os dois lúmens abertos, o gás aplicado passa pela membrana sem formar bolhas externas e fornece oxigênio ao biofilme devido à permeabilidade da membrana,

tornando este método mais aplicável ao MABR para tratamento de águas residuais. (PEREZ-CALLEJA *et al.*, 2017)

Figura 3 – (a) Membranas sem saída e (b) de fluxo cruzado



4 Incrustação de membrana em um MF-MABR

A incrustação da membrana é inerente ao processo de filtração, pois os poros da membrana tornam-se gradualmente bloqueados, formando um bolo na área da superfície da membrana. A incrustação pode ocorrer devido a efeitos físicos, como a retenção de sólidos (ROSENBERGER *et al.*, 2006), efeitos químicos pela carga de partículas (LI, X. *et al.*, 2005), e efeitos biológicos, causados pela excreção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis (SMP) principalmente por bactérias (HOLAKOO *et al.*, 2007). Embora uma extensa pesquisa tenha abordado a incrustação em MBRs (MENG *et al.*, 2017; ZHANG, WENXIANG *et al.*, 2021; ZUO *et al.*, 2024), os estudos com foco em MBR e MABR dedicados à remoção biológica de amônia permanecem limitados, destacando a necessidade de mais investigações.

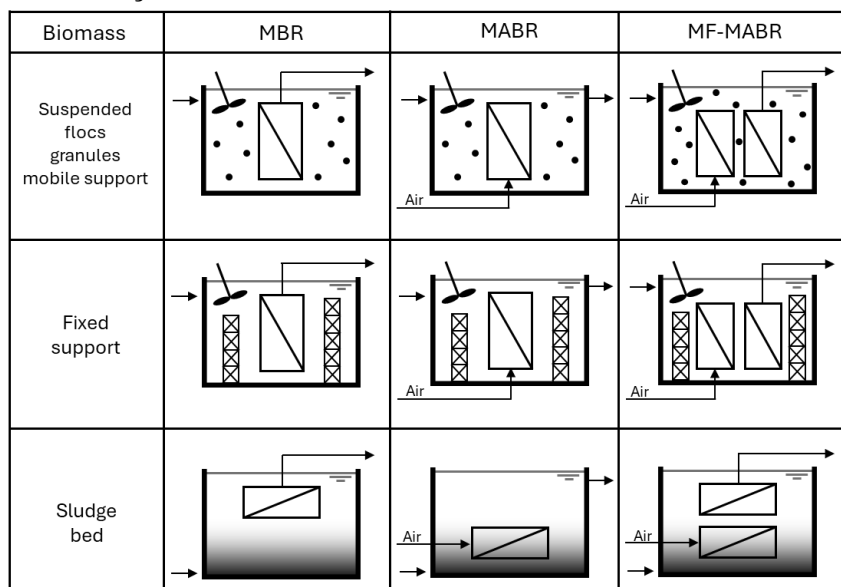
Em um MF-MABR, a incrustação da membrana afeta ambas as membranas. Na área de membrana, a incrustação pode desempenhar um papel benéfico na remoção de nitrogênio, uma vez que a estratificação do biofilme devido à

diminuição da concentração de oxigênio pode promover um ambiente favorável para a desnitrificação de bactérias. No entanto, espessuras de biofilme muito altas podem dificultar a difusão da amônia, reduzindo a eficiência do processo (RAVISHANKAR *et al.*, 2022). Sanchez-Huerta *et al.* (SANCHEZ-HUERTA *et al.*, 2022) relataram que, com espessura de 0,1 mm e $3,5 \cdot 10^4$ células/mL, obtiveram 18% de remoção de nitrogênio e com aumento da espessura para 0,87 mm e $1,2 \cdot 10^6$ células/mL, a remoção aumentou para 95%. Matsumoto *et al.* (MATSUMOTO; TERADA; TSUNEDA, 2007) também relataram que o tamanho ideal da espessura do biofilme no MABR para atingir pelo menos 70% de remoção de nitrogênio deve estar entre 0,6 e 1,2 mm. No entanto, o crescimento de biofilme em MABR também pode contribuir para a incrustação da membrana no componente MBR. EPS e SMPs produzidos no biofilme podem migrar para a membrana MBR, levando ao entupimento dos poros e incrustação irreversível. Jiang e colaboradores (JIANG, C. *et al.*, 2022) relataram que um dos principais fatores de incrustação de membrana em um MBR anammox são EPS e SMP. Achados semelhantes foram observados por Khan *et al.* (KHAN; ILYAS; ZOHAIB-UR-REHMAN, 2013) em MBR com nitrificação e desnitrificação simultâneas e por Zhao *et al.* (ZHAO, C. *et al.*, 2018) em MBR com processo SNAD. No entanto, outros estudos destacam a contribuição da aeração da membrana para mitigar a incrustação. Por exemplo, Wei *et al.* demonstraram que a aeração da membrana em um MBR reduz a incrustação da membrana através da formação de grandes flocos de lodo. Portanto, é importante alcançar o equilíbrio entre a espessura do biofilme MABR e o tempo de retenção de lodo MBR (SRT) para evitar a produção excessiva de EPS e aproveitar os benefícios da integração dos dois processos no controle de incrustação (WEI *et al.*, 2024).

A vantagem de usar sistemas híbridos MF-MABR é que a estratificação do biofilme não é mais necessária, uma vez que as bactérias aeróbias se estabelecem na membrana aerada, enquanto as comunidades anóxica (DNB) e anaeróbica (AnAOB) podem se desenvolver em suspensão no biorreator ou ligadas a meios de suporte dentro do biorreator. Assim, é possível proporcionar maiores taxas de suprimento de oxigênio, favorecendo a nitrificação, sem prejudicar o processo de desnitrificação e/ou anammox e aumentar a incrustação da membrana.

Em um MF-MABR a distribuição espacial dos microrganismos no interior do reator pode ocorrer tanto na forma suspensa, através de flocos, ou grânulos, quanto aderidos a um meio de suporte, que pode ser fixo ou móvel dentro do reator, além da biomassa aderida à membrana utilizada para aeração, como mostrado na Figura 4. Reatores com biomassa em suspensão, quando comparados aos reatores com biomassa aderida, possuem um maior volume útil em seu interior, porém, o meio suporte é interessante por fornecer espaço adequado para o crescimento de bactérias de baixo rendimento, como nitrificantes e anammox.

Figura 4 – Alocação de biomassa em biorreatores com membranas submersas



Com a biomassa suspensa, uma forma de reduzir a incrustação da membrana é através da operação com lodo granular. Alguns estudos indicam que o lodo granular pode aumentar a porosidade da torta formada na superfície da membrana, o que aumenta a permeabilidade ao líquido e reduz sua espessura devido ao cisalhamento hidráulico (IORHEMEN; HAMZA; TAY, 2017; VIJAYALAYAN; THANH; VISVANATHAN, 2014; ZHANG, WENXIANG *et al.*, 2021). Além do aumento da permeabilidade, a presença de grânulos atua como uma camada filtrante, retendo impurezas que podem sujar a membrana, prolongando assim sua vida útil (ADAV *et al.*, 2008).

O carvão ativado em pó ou granular (PAC/GAC) pode ser usado em conjunto com biorreatores de membrana trazendo benefícios ao sistema que incluem: (1) adsorção de poluentes recalcitrantes, biologicamente persistentes e/ou nocivos aos microrganismos; (2) alta área de contato para crescimento bacteriano e fixação; (3) afinidade com moléculas de oxigênio, promovendo sua penetração no interior do biofilme em reatores aerados; (4) biodegradação de compostos adsorvidos pela biomassa fixada em carvão ativado; (5) redução da incrustação por adsorção de SMP e EPS suspensos; (6) controle da espessura do biofilme por força de cisalhamento na superfície da membrana; (7) alteração das características do lodo como tamanho de flocos, viscosidade média, filtrabilidade líquida no biofilme, degradabilidade da biomassa, entre outros (DENG *et al.*, 2022; SKOUTERIS *et al.*, 2015). Apesar das inúmeras vantagens, o uso do PAC/GAC pode aumentar significativamente os custos operacionais (cerca de 50% maiores), gerar maior massa seca de lodo e depender da qualidade do carvão ativado adquirido para garantir a adsorção desejada (MIERZWA *et al.*, 2008). Estudos recentes investigam a possibilidade de utilização do biochar (carvão vegetal orgânico) como alternativa ao PAC/GAC. Muitas vantagens e desvantagens do uso de PAC/GAC se aplicam ao biochar; No entanto, algumas diferenças neste meio de suporte incluem: aumento da diversidade microbiótica, adsorção de compostos orgânicos halogenados e maior transformação de matéria orgânica em metano em ambientes anaeróbicos (CHEN, L. *et al.*, 2020; XIA *et al.*, 2016; ZHANG, WENJIE *et al.*, 2017). Yun *et al.* desenvolveram um módulo de membrana em forma de guarda-chuva para ser usado em PN-MBR e ANAMMOX-MBR (YUN *et al.*, 2022). Este projeto de módulo mitiga a incrustação da membrana por meio de um mecanismo de autolimpeza. O módulo consiste em um feixe de fibras de membrana, com uma extremidade presa a um tubo coletor de água (extremidade fixa) e a outra extremidade deixada solta (extremidade livre). O arranjo solto das fibras na extremidade livre permite que elas se dispersem facilmente, reduzindo o acúmulo de incrustações. O efeito de autolimpeza observado neste projeto prolongou significativamente o ciclo de filtração.

Embora a limpeza física e química possa ser usada para remover a incrustação da membrana em sistemas MBR e MABR, esses métodos podem interromper as

comunidades microbianas e impactar negativamente a remoção de nitrogênio. Quando as membranas são externas ao biorreator, a limpeza química (geralmente com NaClO^-) pode ser realizada removendo os módulos, ou mais simplesmente, por retrolavagem de membrana *in situ* com a descarga do concentrado rico em hipoclorito, pois esse composto químico pode inibir atividades enzimáticas e/ou romper as paredes celulares dos microrganismos presentes (HAN, X. *et al.*, 2016; WANG, ZHIWEI *et al.*, 2014). Quando as membranas são submersas dentro do biorreator, a única maneira de garantir que não haja inserção de hipoclorito é através da remoção do módulo, o que torna a operação mais complexa. Wang *et al.* investigaram o impacto da frequência e concentração de hipoclorito de sódio na retrolavagem química em MBR com o processo SNAD (WANG, ZHAOZHAO *et al.*, 2023). Segundo os autores, há um impacto na comunidade bacteriana, diminuindo a remoção total de nitrogênio; no entanto, com uma frequência de 1/20 min e uma concentração de 15 mg de $\text{NaClO}^-/\text{gSS}$, a limpeza pode ser realizada com impacto reduzido.

5 Avanços na remoção de nitrogênio em MBR, MABR e MF-MABR

Estudos em escala laboratorial, piloto e escala real têm demonstrado consistentemente o desempenho robusto dos sistemas MABR e MBR no desempenho para BNR. Entretanto, nota-se que a maioria dos estudos relatados na literatura com MBR, MABR e MF-MABR foram realizados em escalas laboratoriais, devido ao maior controle das variáveis e número de análises. No entanto, diversos MBR e MABR já foram aplicados em escala real para tratamento de efluentes (HOUWELING *et al.*, 2017; LI, JIA; WANG; WANG, 2023; PEETERS; KICS; TYSZLER, 2019; URI-CARREÑO *et al.*, 2021). Apesar desse progresso, não foram encontrados estudos em grande escala de MF-MABR na literatura. Nota-se também que a maioria dos artigos listados utiliza águas residuárias sintéticas para simular esgoto sanitário, com exceção de Bunse *et al.* (BUNSE *et al.*, 2020). Os efluentes sintéticos são eficazes quando um método ou objetivo de pesquisa específico precisa ser investigado, sem a influência de outras variáveis além das desejadas. No entanto, estudos empregando efluentes reais são essenciais para entender as condições reais de operação, obter parâmetros de projeto pertinentes e verificar as reais eficiências

do processo. Além disso, os efluentes reais trazem consigo microrganismos que constituirão a comunidade bacteriana responsável pelo tratamento.

O uso de um módulo de filtração de membrana dinâmica autoformadora (SFDM) como substituto dos módulos comerciais de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) apresenta uma alternativa para aplicações MF-MABR. Ahmar Siddiqui et al. (AHMAR SIDDIQUI *et al.*, 2022) realizaram uma comparação entre dois MABRs em escala laboratorial: um com e outro sem o módulo de filtração SFDM. O reator integrado à filtração SFDM demonstrou desempenho superior, alcançando mais de 80% de remoção total de nitrogênio e sólidos suspensos de efluentes inferiores a 1 mg.L^{-1} , em comparação com o MABR configurado sem SFDM. Os autores também observaram que a inclusão de SFDM aumenta a retenção de biomassa de crescimento lento, como bactérias anammox, dentro do reator, melhorando a eficiência geral do sistema.

Dong et al. utilizaram um biorreator com membranas híbridas (MF-MABR), alternando as membranas entre as funções de aeração e permeação (DONG *et al.*, 2009). Os autores obtiveram taxas de remoção de amônia e nitrogênio total de 96% e 74%, respectivamente, utilizando esgoto sintético.

Na Tabela 2, são apresentados os estudos sobre MBR, MABR e MF-MABR, com foco nos principais parâmetros de tratamento, incluindo tempo de detenção hidráulica (TDH), volume, processo biológico, oxigênio dissolvido, temperatura, relação C/N remoção de nitrogênio total e amoniacal, entre outros. Os dados apresentados na Tabela 2 destacam que a remoção de nitrogênio no tratamento de águas residuais é um processo complexo que não segue uma abordagem única e universal. Em vez disso, várias condições operacionais devem ser otimizadas para alcançar um desempenho eficaz. Sob essas características e parâmetros, TDHs mais altas, relação C/N entre 2 e 10, oxigênio dissolvido menor que 3 mg.L^{-1} e uma boa associação microbiana seriam benéficas para a remoção de nitrogênio. Por exemplo, Bunse et al. (BUNSE *et al.*, 2020) investigou o uso de MABR com esgoto real e demonstrou que o aumento da TDH de 7 para 26 horas aumentou a remoção de nitrogênio de 26% para 59%. Sobre a relação C/N, valores muito altos desfavorecem a nitrificação devido à

competição com microrganismos heterotróficos, enquanto valores muito baixos desfavorecem a desnitrificação (LIU, HENGYI *et al.*, 2022). Quanto ao oxigênio dissolvido, valores mais elevados favorecem a nitrificação e desfavorecem processos como desnitrificação e anammox (HUANG *et al.*, 2022), sendo necessário controlar o OD de acordo com o sistema operado.

Tabela 2 – Parâmetros operacionais de aplicações MBR, MABR e MF-MABR para BNR

processo	reator	Área da membrana superficial (m ²)	Efluente	Nº reatores	Sequência de fases	recirculação (%)	volume (L)	Área/volume (m ² /m ³)	TDH (h)	TN em (mg. L ⁻¹)	Remoção (%)			DO (mg. L ⁻¹)	Temp (°C)	Referência
											TN	NH4+	C/N			
SND	MBR	0.01	Sintético	1	X	-	2.65	3.8	8	25.8	63.05	-	21.8	0.5	22	(HUANG <i>et al.</i> , 2022)
SND	MBR	0.01	Sintético	1	X	-	2.65	3.8	8	25.8	91.17	-	21.8	1	22	
SND	MBR	0.01	Sintético	1	X	-	2.65	3.8	8	25.8	87.04	-	21.8	2	22	
SND	MBR	0.01	Sintético	1	X	-	2.65	3.8	8	25.8	70.02	-	21.8	3	22	
SND	MABR	4400	Real	1	X	-	12000	366.7	3.5	49	92	92	3.4	-	26	(RAVISHANKAR <i>et al.</i> , 2022)
CANON	MBR	-	Sintético	1	X	-	3	-	-	200	-	-	-	0.2	35	(XIAO <i>et al.</i> , 2023)
anammox	MBR	1.88	Sintético	1	O	-	0.8	2350.0	48	232	93	95	3.6	<0,01	-	(ZHOU, L.; ZHAO; ZHUANG, 2023)
anammox	MBR	1.88	Sintético	1	O	-	0.8	2350.0	48	232	30	40	3.6	<0,01	-	(JIANG, C. <i>et al.</i> , 2022)
anammox	MBR	0.2	Sintético	1	X	-	4	50.0	24	80	90	90	0	-	35	(JIANG, C. <i>et al.</i> , 2022)
PN-anammox	MBR - em forma de guarda-chuva	-	Sintético	2	O - X	-	1.5-1	-	24	200	80	-	0	0.3-0.5	32	(YUN <i>et al.</i> , 2022)
PN-anammox	MBR - em forma de guarda-chuva	-	Sintético	2	O - X	-	1.5-1	-	6	200	73	-	0	0.3-0.5	32	
PN-anammox	MABR	0.54	Sintético	1	-	150-200	-	-	-	70	78	95	3-4	0,4 a 0,6	8.7-19	(LI, M. <i>et al.</i> , 2022)
PN-anammox	MABR - IA	0.034	real	1	X/O	-	0.9	37.8	12	57	54-87	74-93	1.4	-	-	(BUNSE <i>et al.</i> , 2020)
PN-anammox	MABR - AC	0.034	real	1	O	-	0.9	37.8	12	57	10.0-55	80-95	1.4	-	-	
PN-Anammox	MABR - IA	0.151	real	1	X/O	-	4	37.8	7.0-26	57	26-59	49-79	1.4	-	-	
PN-Anammox	MABR - IA	0.151	real	1	X/O	-	4	37.8	7.0-26	57	17-56	49-75	1.4	-	-	

processo	reator	Área da membrana superficial (m ²)	Efluente	Nº reatores	Sequência de fases	recirculação (%)	volume (L)	Área/volume (m ² /m ³)	TDH (h)	TN em (mg. L ⁻¹)	Remoção (%)			DO (mg. L ⁻¹)	Temp (°C)	Referência
											TN	NH4+	C/N			
SND	MBR	-	Sintético			-	30	-	24	90	86	89	4.0	0.5 – 2.0	-	(LIU, HENGYI <i>et al.</i> , 2022)
SND	MABR	2	Sintético	1	X	-	50	40.0	12	60	46	65	3.3	-	30	(CHANG <i>et al.</i> , 2022)
SND	MABR	2	Sintético	1	X	-	50	40.0	12	60	70	92	4	-	30	(KINH <i>et al.</i> , 2017)
SND	MABR	4.15 .10 ⁻³	Sintético	1	X	-	0.2	20.8	14.5	190	54	91	1	< 0,1	30	(KINH <i>et al.</i> , 2017)
CANON	MBR	0.024	Sintético	2	A - O	-	4.0 – 4.0	3.0	12	109	89	81.4	9.03	0.8	23-34	(DAI <i>et al.</i> , 2015)
SNAD	MBR	0.519	Sintético	1	A/O	-	53.50	9.7	8	220	67.8	86.2	0.49	0-0.8	30	
SNAD	MBR	0.519	Sintético	1	A/O	-	53.50	9.7	8	220	83.5	91.5	0.25 – 2.0	0-0.8	30	(ZHANG, K. <i>et al.</i> , 2020)
SNAD	MBR	0.519	Sintético	1	A/O	-	53.50	9.7	8	220	81.3	92.2	1.1	0-0.8	30	
SNAD	MBR	0.519	Sintético	1	A/O	-	53.50	9.7	8	220	67.3	83.3	1.1	0.3-0.8	30	
SND	MABR	4	Real	2	X - O	250 – 1 (AS)	105 - 160	15.1	2.6 - 4	33.6	35	85	8.6	5.5	19	(CORSINO; TORREGROSSA, 2022)
SNAD	Manta de lodo MABR	0.63	Sintético	1	X	-	4	157.5	12	60.3	87.1	92.2	4	0.5	30	(ZHAO, B. <i>et al.</i> , 2021)
SNAD	Manta de lodo MABR	-	Sintético	1	X	-	1.2	-	6	180	73.1	-	0	< 1	28	(AHMAR SIDDIQUI <i>et al.</i> , 2022)
SNAD	Filtro dinâmico MABR	-	Sintético	1	X	-	1.2	-	6	180	81.5	-	0	< 1	28	(AHMAR SIDDIQUI <i>et al.</i> , 2022)
NDS	MF-MABR	0,1 (a) / 0,1 (f)	Sintético	1	X	-	8	25	8	33	78,4	96	10,3	0,5	28-33	(DONG <i>et al.</i> , 2009)
Anaeróbio	MF-MABR	0,34 (a) / 0,25 (f)	Lodo real	1	X	-	22,5	11	-	-	-	-	-	-	-	(WEI <i>et al.</i> , 2024)

X: Ambiente anóxico; O: ambiente aeróbio; A: ambiente anaeróbio; IA: aeração intermitente; CA: aeração contínua

6 Análises biológicas como uma poderosa estratégia para otimizar o desempenho de MF-MABR na remoção de nitrogênio

Ferramentas de biologia molecular aplicadas à análise de reatores biológicos têm sido utilizadas desde o final da década de 1990 (CABEZAS *et al.*, 2015). Com o avanço da tecnologia aplicada à microbiologia, surgem novas formas de analisar os sistemas de tratamento, pois uma parcela significativa dos tratamentos biológicos é realizada por bactérias, archaea, outros organismos (STROM, 2008). Técnicas clássicas de análise, como cultivo de ágar, caldo Luria-Broth ou caldo tríptico, ainda são usadas devido à sua simplicidade, custos relativamente baixos e capacidade de responder a perguntas quando técnicas mais elaboradas baseadas em formas e tipos de parede celular e uma série de testes bioquímicos não são possíveis (KIRK *et al.*, 2004). No entanto, as bactérias associadas ao BNR não são cultiváveis neste meio, o que dificulta análises mais aprofundadas sobre o assunto (DAHIYA; VARSHNEY; MOHAN, 2021). Portanto, outras análises biológicas são interessantes para avaliar a comunidade bacteriana no biorreator como (1) FISH, (2) DGGE, (3) PCR e variações, e (4) Sequenciamento de Nova Geração (NGS). Vale ressaltar que, em geral, as mesmas técnicas são utilizadas para diferentes biorreatores, não apenas em MBR e MABR.

A hibridização *in situ* de fluorescência (FISH) é um método de sondagem de ácido nucleico que permite a visualização da abundância e distribuição de organismos no local de análise desejado (AMANN; FUCHS, 2008). A limitação deste método decorre de dificuldades em otimizar as reações de hibridização, resultando em baixa eficiência do método, bem como a incapacidade de usar várias sondas simultaneamente e o desafio de analisar amostras complexas (DOMAŃSKA *et al.*, 2014; TALBOT *et al.*, 2008). Para identificação microbiana, a eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) pode identificar diferentes grupos microbianos em uma amostra (DAI, X. *et al.*, 2020). Uma limitação desse método é a dificuldade em detectar grupos que estão escassamente presentes nas amostras; portanto, uma maneira de superar esse problema é amplificando o gene de RNA 16S alvo (MOURA *et al.*, 2009).

De fato, a amplificação do gene do RNA 16S forma a base para a análise de PCR, que pode identificar indiretamente vários organismos em uma amostra, analisando as enzimas liberadas por esses organismos. Este método é útil para investigar as reações bioquímicas que ocorrem na amostra selecionada; no entanto, para uma análise mais abrangente, é necessário combiná-lo com outros métodos de detecção de microrganismos, como o Sequenciamento de Nova Geração (NGS) (FENG *et al.*, 2021). Uma variação interessante desse método é a PCR quantitativa (qPCR), na qual, além da identificação, também é possível quantificar os números absolutos de organismos presentes na amostra em função dos primers utilizados (KIM, J.; LIM; LEE, 2013). A Figura 1 apresenta os principais genes que codificam as enzimas responsáveis pelas conversões de nitrogênio em sistemas de tratamento de esgoto, e a Tabela S1 lista os principais primers utilizados para detectar genes que codificam essas enzimas e os principais representantes dos organismos associados.

A técnica mais recente e difundida na análise biológica de sistemas de tratamento de esgoto é o NGS devido à sua automação e análise aprofundada de amostras complexas com capacidade para avaliar um grande número de reações de sequenciamento (GALAZKA; GRZADZIEL, 2016). Assim, é possível identificar e determinar com precisão as abundâncias relativas de comunidades bacterianas na biomassa presente em biorreatores (CABREROS *et al.*, 2023; PERUZY *et al.*, 2019; ZAMYADI *et al.*, 2019). O alto custo e a complexidade da realização da análise são desvantagens desse método.

A integração de métodos de análise biológica é relevante para a compreensão do biorreator como um todo. *Por exemplo*, ao realizar NGS junto com qPCR para genes funcionais, é possível conhecer não apenas a diversidade de toda a comunidade microbiana, mas também a abundância relativa de cada grupo importante envolvido em processos biológicos. Além disso, ao realizar o sequenciamento usando RNA, e não DNA, conheceremos a diversidade de microrganismos ativos no reator.

Além disso, uma importante análise biológica a ser conduzida, especialmente no que diz respeito à operação do reator de membrana, é a quantificação de

produtos microbianos solúveis (SMP) e substâncias poliméricas extracelulares (EPS). Isso ocorre porque a excreção excessiva de EPS e SMP pode indicar estresse nos organismos, indicando que o ambiente não é favorável para essa dinâmica da comunidade (JIANG, C. *et al.*, 2022). Além disso, esses compostos são comumente associados a problemas de incrustação de membrana, o que pode reduzir o fluxo de permeação e/ou substratos, aumentar o consumo de energia e aumentar os custos operacionais e a eficiência geral do processo (MANNINA *et al.*, 2023), como visto no item 4.

O grande desafio da análise microbiana é realizar amostragens adequadas e representativas da biomassa dentro do reator e ao longo das diferentes fases de operação (ou no início e no final de cada etapa). Em reatores com biomassa suspensa, a amostragem é facilitada pela condição de mistura do reator. No entanto, principalmente em escala bancada, a relação entre a quantidade de volume retirado para amostragem e o volume do reator deve ser avaliada para evitar causar danos à remoção dos compostos de interesse.

A amostragem torna-se mais desafiadora e complexa em reatores de biomassa aderida, a fim de garantir a representação adequada da comunidade bacteriana amostrada. As alternativas para a coleta de amostras são: (1) retirar parte do material de suporte e limpá-lo fora do biorreator; ou (2) raspagem do material de suporte para coletar o biofilme. Principalmente em escala bancada, não há como garantir que a remoção de microrganismos não afetará o desempenho do reator, então as alternativas são: (1) remover a biomassa e considerar essa remoção na eficiência do reator; (2) operando reatores nas mesmas condições em paralelo; (3) operar reatores em maior escala para que a remoção de biomassa interfira o mínimo possível. *Por exemplo*, em reatores com membranas aeradas, Bunse e colaboradores realizaram raspagem delicada de algumas membranas para analisar as características biológicas do biofilme formado ao longo do tempo de operação (BUNSE *et al.*, 2020). Os autores relataram que a remoção do biofilme aderido resultou em uma ligeira deterioração na remoção de amônia nos reatores.

Dessa forma, as análises biológicas podem subsidiar o estabelecimento de estratégias para o controle operacional do sistema para maximizar a remoção de nitrogênio, *por exemplo*, comparando análises de oxigênio dissolvido com genes funcionais, a fim de verificar se o ambiente aeróbio ou anaeróbio está favorecendo ou dificultando o crescimento de bactérias de interesse ou verificar a diversidade de microrganismos com alterações no TDH, SRT, temperatura e/ou outros parâmetros operacionais do reator.

Na Tabela 3, os mesmos estudos apresentados na Tabela 2 foram explorados com foco nos parâmetros biológicos, como principais organismos encontrados, método de análise utilizado e principais conclusões obtidas. Infelizmente, no trabalho de (BUNSE *et al.*, 2020), primers capazes de detectar gêneros bacterianos distintos (além de *Nitrobacter* e *Nitrospira*) não foram utilizados para avaliar toda a comunidade. Nos 16 estudos listados, 8 utilizaram MBRs, 7 MABRs e 1 híbrido MF-MABR, com MABRs aplicados com os processos PN-Anammox, NDS e SNAD e MBRs e MF-MABR também com CANON, todos utilizando membranas de fibra oca de micro e ultrafiltração (poros variando de 0,01 a 0,45 μm).

Tabela 3 – Análise microbiológica e principais conclusões das aplicações de MBR, MABR e MF-MABR para BNR

Referência	processo	Análise Biológica	Principais gêneros encontrados	Observações	Principais conclusões
(HUANG <i>et al.</i> , 2022)	NDS	PCR, Taxa de Nitrificação Específica (SNR), Taxa de Desnitrificação Específica (SDR) e sequenciado para sequenciamento de alto rendimento por Sangon	AeAOB: <i>Nitrosococcus</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrosospira</i> NOB: <i>Nitrospira</i> , <i>Nitratireductor</i> , <i>Nitrincola</i> , <i>Nitrobacter</i> , <i>Nitrospirae noname</i> , <i>Nitratifractor</i> , <i>Nitrospirillum</i> DNB: <i>Acidovorax</i> , <i>Hydrogenophaga</i> , <i>Dechloromonas</i> , <i>Azoarcus</i> , <i>Thauera</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Alcaligenes</i> , <i>Rhodococcus</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Sphingomonadales noname</i>	Primers usados: 341F (5' - CCTACGGGAGGCAGCAG-3') e 758R (5' - CTACCAGGGTATCTAATCC-3')	SND foi alcançado através da rota curta com DO de 1 e 2 mg. L ⁻¹ <i>Nitrospira</i> foi o NOB predominante em todos os MBRs. <i>Echloromonas</i> e <i>Azoarcus</i> foram os DNB dominantes nos sistemas com OD 1,0 mg. L ⁻¹ , responsável pela desnitrificação do nitrito. <i>Pseudomonas</i> foi o DNB aeróbio predominante em todos os MBRs.
(RAVISHANKAR <i>et al.</i> , 2022)	NDS	Taxa de nitrificação e taxa de desnitrificação	-	Taxa de nitrificação: 200 – 510 gN/m ³ .d Taxa de desnitrificação: 37–412 gN/m ³ .d	Quando a relação C/N diminuiu de 1,8 para 1,3 e quando o excesso de oxigênio, a taxa de desnitrificação foi impactada negativamente
(XIAO <i>et al.</i> , 2023)	CANON	Sequenciamento de PCR e Illumina-MiSeq	AeAOB: <i>Nitrosococcus</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrosomonadaceae</i> NOB: <i>Nitrospira</i> , <i>Candidatus Nitrotoga</i> AnAOB: <i>Candidatus Brocadia</i> , <i>Planctomycetaceae</i> , <i>Candidatus Kuenenia</i> DNB: <i>Ignavibacterium</i> , <i>Rhodocyclaceae</i> , <i>Azospira</i> , <i>Caldilineaceae</i> , <i>Thauera</i> , <i>Ottowia</i>	Primers usados: 341F e 805R O estudo não forneceu dados operacionais do reator	O estudo focou nos organismos presentes em cada reator / a ordem na remoção de NT (do menor para o maior) foi: MBR < FSBR < BAF < GSBR Um grande número de <i>Candidatus Kuenenia</i> pode existir em MBR
(ZHOU, L.; ZHAO; ZHUANG, 2023)	anammox	PCR, análise metagenômica e sequenciada em uma plataforma MiSeq-Illumina	AnAOB: <i>Candidatus Brocadia</i> , <i>Candidatus Kuenenia</i> DNB: <i>Denitratisoma</i>	Primers usados: 515F (5' GTGCCAGCMGCCGCGG3') e 806R (3' TAATCTWTGGGVHCCATCAG5')	O excesso de nitrito (100 mg. L ⁻¹) foi tóxica para anammox
(JIANG, C. <i>et al.</i> , 2022)	anammox	PCR e sequenciado usando a plataforma Illumina	AnAOB: <i>Candidatus Jettenia</i> , <i>Candidatus Brocadia</i> , <i>Candidatus Kuenenia</i> DNB: <i>Plesiomonas</i>	Primer usado: 515F (5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3') e 806R (5'-	O SMP-EPS foi o fator chave no entupimento da membrana.

Referência	processo	Análise Biológica	Principais gêneros encontrados	Observações	Principais conclusões
(YUN <i>et al.</i> , 2022)	PN-anammox	DGGE, PCR, RTQ-PCR, qPCR e sequenciados usando banco de dados do National Center for Bioinformation (NCBI)	SRB: <i>Desulfovibrio</i> AeAOB: <i>Nitrosospira</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrococcus</i> AnAOB: <i>Candidatus Saccharibacteria</i> , <i>Candidatus Brocadia</i> , DNF: <i>Thiorhodospira</i> , <i>Pseudomonas</i>	GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3') Apesar da baixa taxa de crescimento, o anammox gera muito EPS Primers AnAOB: AMX809F-GC (5' GCCGTAAACGATGGGCACT 3') e AMX1066R-GC (5' AACGTCTCACGACACGAGCTG 3') Primers AOB: CTO189fA/B (5' GGAGRAAAGCAGGGGATCG 3'), CTO190fC (5' GGAGGAAAGTAGGGGATCG 3') e RT1r-GC (5' GC-ATCCCCGTTACCCGTTG 3')	Partículas grandes podem ser causadas pela presença de AnAOB em seu interior, sugerindo que há interação entre microrganismos vivos, microprodutos e matéria orgânica Em ambos os reatores, foram detectadas bactérias dos gêneros <i>Candidatus Saccharibacteria</i> e <i>Candidatus Brocadia</i> . A partida do reator com processo anammox levou 55 dias
(LI, M. <i>et al.</i> , 2022)	PN anammox PD	PCR e sequenciado usando Illumina HiSeq	AeAOB: <i>Comammox Nitrospira</i> AnAOB: <i>Candidatus Brocadia</i> , <i>Candidatus Kuenenia</i> NOB: <i>Nitrospira</i> DNB: <i>Thauera</i> , <i>Defluviimonas</i> , <i>Denitratisoma</i> , <i>Terrimonas</i> , <i>Flavobacterium</i>	primer usado: 341F (5'-CCTAYGGGRBGCASCAG-3') e 806R (5'-GGACTACNNGGGTATCTAAT-3')	Quando a razão C/N afluente foi de 3–4, a eficiência de remoção de NH ₄ ⁺ -N, TN e DQO pôde chegar a 100%, 88,03% e 93,42%, respectivamente, em PN/A/PD MABR. Em baixas temperaturas (8,7°C a 19,1°C), o nitrito foi acumulado no sistema. <i>Candidatus Brocadia</i> , como uma das bactérias Anammox, pode se adaptar a baixas temperaturas
(BUNSE <i>et al.</i> , 2020)	PN - anammox	qPCR para genes funcionais envolvidos no ciclo N	NOB: <i>Nitrobacter</i> , <i>Nitrospira</i>	Primers utilizados: 1055f-1293r (Total de células bacterianas - EUB), amoA1f-amoA2r (AOB), Amx809f-Amx1066r (AnAOB), Nsr1113f-Nsr1264r (<i>Nitrospira</i>) e Nitro1198f-Nitro1423r (<i>Nitrobacter</i>) A comunidade AnAOB (geral) e AOB (geral) também foi analisada	A limitação do suprimento de oxigênio pela aeração intermitente foi uma ferramenta importante para reduzir a formação de nitrato e favorecer a remoção de nitrogênio pela rota curta A composição da comunidade bacteriana foi diferente dependendo do método de aeração utilizado, mas não da diversidade A recirculação da biomassa destacada tornou a operação mais estável. A remoção da biomassa aderida às membranas aeradas para análises

Referência	processo	Análise Biológica	Principais gêneros encontrados	Observações	Principais conclusões
(LIU, HENGYI <i>et al.</i> , 2022)	NDS	Reação em Cadeia Polimérica Digital de Gotículas (ddPCR) e Sequenciada usando a plataforma Illumina-Miseq PE300	-	O estudo identificou organismos até o nível do filo As enzimas presentes no meio líquido também foram avaliadas.	biológicas impactou significativamente, causando perda na remoção de nitrogênio. As taxas de SND foram de 70,89% e 50,75% quando a C/N afluenta foi de 2,0 e 1,7, respectivamente
(CHANG <i>et al.</i> , 2022)	NDS	PCR e sequenciado usando a plataforma Illumina-Miseq	AeAOB: <i>Nitrosomonas</i> DNB: <i>Pseudomonas</i> , <i>Terrimonas</i> , <i>Denitratisoma</i> , <i>Zoogloea</i> e <i>norank_f_Saprospiraceae</i>	Primers usados: 338F-806R	As condições otimizadas para pressão de aeração e relação DQO/N afluenta foram 0,022 Mpa e 4, respectivamente. A razão DQO/N influente foi influência significativa na estrutura da comunidade microbiana. MF-MABR foi menos bioincrustante do que um MBfR comum
(KINH <i>et al.</i> , 2017)	NDS	PCR em tempo real, qPCR e sequenciado usando a plataforma Illumina-Miseq	AeAOB: <i>Nitrosomonas</i> NOB: <i>Nitrobacter</i> spp DNB: <i>Thauera mechernichensi</i> , <i>Rhizobium</i> sp, <i>Stenotrophomonas nitritireducens</i> , <i>Sphingobacteria</i> e <i>Brevundimonas diminuta</i>	Primers usados: amoA-1F, amoA-2R, nirS4QF, nirS6QR, 876-F, 1040-R, nosZ1F, nosZ1R, nosZ-II-F, nosZ-II-R	O N2O dissolvido foi 100x menor no MABR do que no CBR Os gêneros <i>Thauera</i> , <i>Rhizobium</i> , <i>Stenotrophomonas</i> , <i>Sphingobacteria</i> e <i>Brevundimonas</i> como potenciais bactérias reductoras de N2O
(DAI, W. <i>et al.</i> , 2015)	CANON	Quantificação de FISH e genes funcionais (por qPCR)	-	NSO190 (AerAOB), AMX820 (Anammox) e EUB338 (bactérias em geral)	Os processos AD e CANON foram iniciados com sucesso usando um MBR no período mais curto (respectivamente 37 dias e 62 dias) devido à retenção completa de biomassa
(ZHANG, K. <i>et al.</i> , 2020)	SNAD	Foram realizados testes em batelada para verificar as atividades da AerAOB, AnAOB, DNBa e DNBB microscópio eletrônico de varredura (MEV)FISH	-	-	O estudo incluiu modelagem matemática para obter os melhores valores de remoção de NT variando a DO e a relação C/N, simultaneamente, o que resultou em 1,16 e 0,84 mg.L ⁻¹ , respectivamente.

Referência	processo	Análise Biológica	Principais gêneros encontrados	Observações	Principais conclusões
(CORSINO; TORREGROSSA, 2022)	NDS	Taxa de absorção de amônio	-	O teste foi feito em biofilme de MABR e biomassa suspensa de CAS (lodo ativado convencional)	
(ZHAO, B. et al., 2021)	SNAD	Plataforma de PCR e pirosequenciamento de alto rendimento	<p>AeAOB: <i>Nitrosomonas</i> AnAOB: <i>Candidatus Anammoximicrobium</i>, <i>Candidatus Jettenia</i>, <i>Candidatus Brocadia</i> NOB: <i>Nitrospira</i> DNB: <i>Pseudomonas</i>, <i>Acinetobacter</i>, <i>Thiobacillus</i>, <i>Hydrogenophaga</i>, <i>Thauera</i></p>	<p>Primers utilizados: 515F (5'-GTGCCAGCMGCCGCGG-3') e 907R (5'-CCGTCAATTCMTTTRAGTTT-3')</p> <p>5 amostras foram coletadas a cada 2 mm da parte mais próxima da membrana aerada até a parte mais externa</p> <p>Primers utilizados: 27F (5'-AGAGTT TGA TCC TGG CTC AG-3'), 533R (5'-TTA CCG CGG CTG CTGGCA C-3'), 44F (5'-ACG GGG YGC AGC AGG CGC GA-3') e 915R (5'-GTG CTC CCC CGC CAA TTC CT-3')</p> <p>Observou-se que o gênero <i>Rhodanobacter</i> foi dominante em MABR-UASB, enquanto o gênero <i>Calorithrix</i> foi dominante em MABR-f. Maior número de espécies foi observado no MABR-UASB</p>	A distribuição espacial de microrganismos como AOB, NOB, AnAOB e DNB demonstrou uma tendência de acordo com o gradiente de concentração de oxigênio ao longo da distância da membrana.
(AHMAR SIDDIQUI et al., 2022)	SNAD	PCR e pirosequenciamento	<p>AeAOB: <i>Nitrospira</i>, <i>Nitrosomonas</i> DNF: <i>Rhodanobacter</i>, <i>Thauera</i>, <i>Denitratisoma</i>, <i>Terrimonas</i>, <i>Dechloromonas</i>, <i>Comamonas</i>, <i>Pseudomonas</i>, <i>Thermomonas</i> AMO: <i>Calorithrix</i></p>		O MABR com modo de filtro dinâmico apresentou melhor eficiência de remoção total de nitrogênio (81,5%) do que o sistema UASB-MABR (73,1%), com baixo SS no afluente

As análises biológicas mais utilizadas nos estudos em questão foram a PCR e suas variações (qPCR, DDPCR e outras) (12), seguidas de análises enzimáticas (5), metabólicas (taxa de nitrificação, taxa de desnitrificação, taxa de processo anammox e outras) (5), análise de FISH (2), análise DGGE (1) e sequenciamento de nova geração (1). Os primers mais utilizados para avaliação da comunidade bacteriana foram: 341F, 515F e 806R. Dentro do grupo das bactérias nitrificantes, *ou seja*, AeAOB e NOB, os gêneros mais prevalentes nos estudos selecionados foram *Nitrosomonas* e *Nitrospira*, respectivamente. No estudo de (AHMAR SIDDIQUI *et al.*, 2022), os autores classificaram o gênero *Nitrospira* como pertencente ao grupo AeAOB; no entanto, vários outros estudos relatam este gênero como NOB (BUNSE *et al.*, 2020; LI, M. *et al.*, 2022; XIAO *et al.*, 2023). Em relação aos organismos anaeróbios e anóxicos, o representante mais frequentemente encontrado do grupo AnAOB foi *Candidatus Brocadia*, seguido de *Candidatus Kuenenia* e *Candidatus Jettenia*; e no grupo de bactérias desnitrificantes (DNB), os mais frequentemente relatados foram *Thauera* e *Pseudomonas*. Além desses organismos, *Calorithrix* (gênero cianobactéria) (AHMAR SIDDIQUI *et al.*, 2022) e bactérias redutoras de sulfato (SRB) (*Desulfovibrio*) (JIANG, C. *et al.*, 2022) foram relatados. Os SRBs mostraram envolvimento potencial na desnitrificação em MABRs (ZHAO, X. *et al.*, 2023).

Nota-se que os estudos se concentram em diferentes organismos, de acordo com os objetivos da pesquisa; portanto, não é possível comparar a presença e/ou ausência de organismos específicos em todos os artigos selecionados. Assim, enfatiza-se a importância de realizar uma visão abrangente da comunidade microbiana para facilitar e permitir a avaliação em diferentes parâmetros operacionais. Além disso, a temperatura na qual cada experimento foi conduzido deve ser levada em consideração. Como observado por Clements *et al.* em MABRs nas temperaturas de 10°C e 30°C, a razão entre AeAOB e AeAOB+NOB variou de 77,2% a 95,1%, respectivamente. Além disso, em temperaturas mais altas, foi observada uma maior abundância de organismos anammox (CLEMENTS *et al.*, 2024). Na maioria dos estudos listados, a relação C/N está abaixo de 5. Em relação a uma relação C/N em torno de 5, Zhong *et al.* encontraram uma maior taxa de remoção de nitrogênio total (70%) e uma correlação positiva com um aumento na relação C/N, biofilme mais espesso e favorecimento de organismos desnitrificantes aeróbios (ZHONG *et al.*, 2023).

Para melhor compreender a influência das variáveis listadas na Tabela 2, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP), apresentada em Figura 5. Assim, nota-se a proximidade da remoção total de nitrogênio (TN rem) e da remoção de amônia (NH₄⁺ rem), sendo diretamente proporcional. Além disso, pode-se observar que o tempo de detenção hidráulica e a relação área/volume impactaram mais na remoção de amônia, enquanto a relação C/N e OD impactaram na remoção total de nitrogênio. Além disso, nota-se que 60,5% dos resultados são explicados pelos componentes principais (ACP 1: 38,1% e ACP 2: 22,4%), o que indica boa correlação entre os parâmetros analisados.

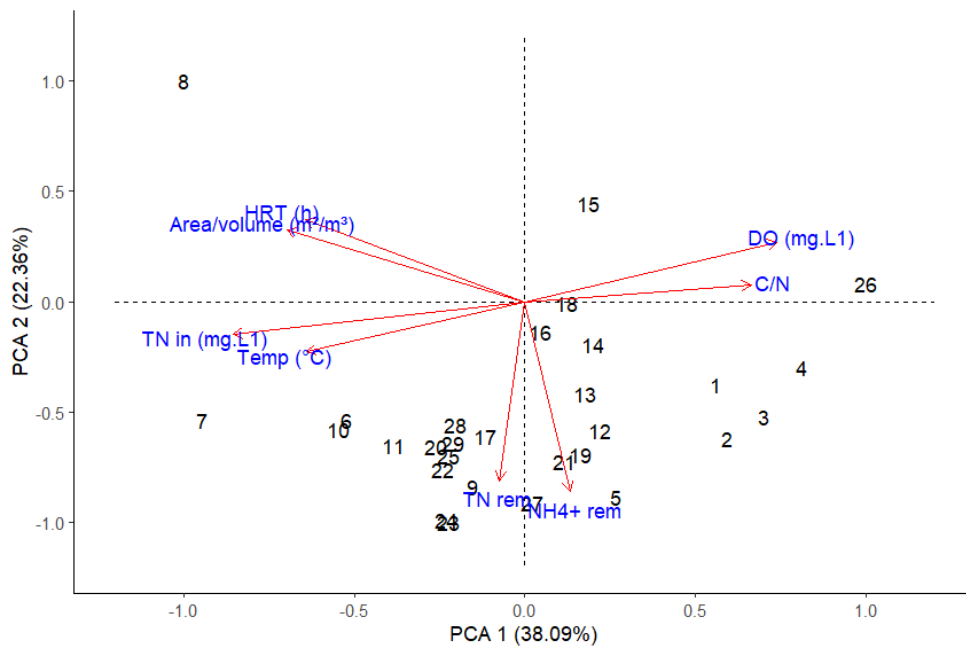


Figura 5 – Análise PCA para os parâmetros dos estudos abordados na tabela 2

7 Desafios e perspectivas futuras

Avanços recentes nas tecnologias de remoção de nitrogênio destacam o potencial de integração de MF-MABRs, resultando em sistemas híbridos que aprimoram os pontos fortes e minimizam os desafios enfrentados por cada processo individualmente. Os MABRs oferecem melhor transferência de oxigênio e remoção de nitrogênio pelo biofilme, enquanto os MBRs melhoram a retenção de biomassa e a clarificação de

águas residuais. No entanto, apesar desses avanços, vários desafios permanecem que devem ser enfrentados para otimizar o sistema híbrido.

Uma compreensão mais profunda das interações microbianas para adaptar e melhorar os consórcios microbianos em MF-MABRs é essencial para otimizar a remoção de nitrogênio e melhorar a resiliência do sistema. Estudos futuros devem incorporar análises microbiológicas, como sequenciamento de próxima geração (NGS) e PCR quantitativo (qPCR), para investigar comunidades microbianas em sistemas MF-MABR, particularmente em efluentes reais e ambientes em escala real, para fornecer informações sobre a dinâmica microbiana que impulsiona o desempenho do tratamento biológico, permitindo uma otimização mais precisa do sistema e melhorando sua eficiência geral.

Outro desafio é o desenvolvimento de modelos matemáticos precisos para prever o comportamento do sistema. Os sistemas MF-MABRs envolvem interações complexas entre biofilmes, TDH e reciclagem de lodo, dificultando a modelagem precisa de seu desempenho. O desenvolvimento de modelos matemáticos é crucial para melhorar a otimização do sistema e ampliar essas tecnologias para operações em grande escala. Esses modelos também podem melhorar a compreensão dos processos microbianos, levando a uma remoção mais eficaz do nitrogênio. A gestão de energia é outra questão crítica. A implementação em grande escala de MF-MABRs requer energia considerável, principalmente para aeração. Além disso, as vias biológicas de conversão de nitrogênio em MABRs são sensíveis a compostos inibitórios e requerem controle preciso de oxigênio (aeração). Otimizar a aeração e, conseqüentemente, o uso de energia, mantendo a eficiência do tratamento, é essencial para melhorar a viabilidade desses sistemas. Pesquisas futuras devem se concentrar no desenvolvimento de estratégias de aeração orientadas por IA para ajustar dinamicamente o suprimento de oxigênio com base na atividade do biofilme em tempo real e na carga afluente e, conseqüentemente, minimizar o consumo de energia.

A incrustação da membrana é um problema persistente em MF-MABRs, afetando as membranas de filtração e aeração. A incrustação aumenta os custos de manutenção, diminui a eficiência do sistema, aumenta o consumo de energia e limita a escalabilidade dos MF-MABRs. Abordar a incrustação e otimizar a espessura do

biofilme são essenciais para melhorar o desempenho a longo prazo dos MF-MABRs. A espessura do biofilme é influenciada por fatores como a relação C/N, que também afetam a produção de EPS. O EPS, sendo um contribuinte significativo para a incrustação da membrana, aumenta os desafios associados à filtração. A pesquisa focada no desenvolvimento de filtração avançada por membrana anti-incrustante pode ser a chave para reduzir a incrustação e prolongar a vida útil desses sistemas. Com o progresso contínuo nessas áreas, os MF-MABRs têm o potencial de oferecer uma solução mais sustentável e eficiente para a remoção de nutrientes.

8 Conclusão

Nesta revisão, foi possível examinar o estado da arte atual na análise microbiológica de reatores de membrana para remoção de nitrogênio em sistemas de tratamento de efluentes. As principais conclusões obtidas neste trabalho estão listadas abaixo:

- Alcançar a remoção ideal de nitrogênio requer uma compreensão abrangente das características do efluente, vias de conversão biológica, vários tipos de reatores e membranas e os parâmetros operacionais viáveis. Esse conhecimento é crucial para ajustar o processo e maximizar a eficiência.
- Diferentes configurações de biorreatores de membrana são interessantes para obter variabilidade nos processos de tratamento, para diferentes efluentes com características específicas e/ou qualidade de tratamento requerida. Com isso, destaca-se o potencial de integração de membranas para aeração e membranas para filtração em um mesmo sistema de tratamento.
- Apesar de alguns processos serem amplamente estudados há anos, ainda existem lacunas na avaliação microbiológica dos organismos envolvidos, especialmente aqueles que realizam processos de anammox, nitrificação heterotrófica e desnitrificação autotrófica. Assim, enfatiza a importância da realização de diferentes análises microbiológicas simultaneamente, *e.g.*, PCR, enzimática, taxa de atividade, sequenciamento, etc., para realizar uma avaliação mais abrangente da microbiota presente nos sistemas de tratamento para conhecimento completo dos microrganismos (AerAOB, AnAOB, NOB, DNB e outros) e sua interação dentro dos biorreatores. Essas análises detalhadas apoiarão uma intensificação mais eficaz do processo, revelando como as comunidades microbianas interagem dentro dos biorreatores.
- A incrustação é um processo inerente que ocorre nas membranas de aeração e filtração; no entanto, eles devem ser tratados de forma diferente. Assim, o objetivo é reduzir a incrustação nas membranas de filtração e controlar a espessura do biofilme nas membranas de aeração,

garantindo a remoção eficiente de contaminantes e otimizando a relação custo-benefício.

- Mais estudos com efluentes reais de águas residuárias são necessários para melhorar e garantir a aplicabilidade dos processos estudados e configurações dos reatores.

Capítulo 2 – Biorreator com membranas híbridas (aeração-permeação) como pós-tratamento de esgoto municipal tratado por UASB

1 Introdução

O lançamento de efluentes sanitários contendo nutrientes como nitrogênio em corpos hídricos pode desencadear na sua eutrofização, *i.e.*, o crescimento excessivo de fitoplanctons, algas e cianobactérias. Este processo impacta negativamente o aspecto visual do corpo hídrico e causa desequilíbrio ecológico do meio aquático, além de dificultar a remoção destes organismos e do nitrogênio presentes nas estações de tratamento de água (DODDS; SMITH, 2016; RAULINO; SILVEIRA; LIMA NETO, 2021).

Em estações de tratamento de efluente, uma das possíveis vias de remoção biológica de nitrogênio (RBN) é o processo SNAD (nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas, no inglês, *simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification*). Neste processo, a nitrificação parcial da amônia a nitrito, o processo anammox e a desnitrificação do nitrato residual da reação anammox e em eventual nitrificação completa da amônia ocorrem simultaneamente (SINGH *et al.*, 2022). A vantagem dessa integração de processos biológicos é a possibilidade de remoção de até 100% do nitrogênio, além de promover remoção de DQO presente no efluente via desnitrificação heterotrófica.

Para realizar a aeração, é interessante a utilização de Biorreatores com membrana aerada (MABR), pois são capazes de fornecer o oxigênio às bactérias nitrificantes via contra-difusão dos substratos no biofilme, mantendo o ambiente anaeróbio/anóxico (KINH *et al.*, 2017).

Zhao *et al.* propuseram e avaliaram um MABR com processo SNAD para remoção de nitrogênio amoniacal de efluente sintético (ZHAO, B. *et al.*, 2021). O reator de fluxo ascendente foi operado com manta de lodo para retenção de biomassa na zona de reação, mesmo local onde as membranas aeradas foram alocadas. Nesta configuração, os autores obtiveram elevadas taxas de remoção (92,2%, 87,1%, e

87,7% de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e carbono orgânico total), entretanto, foi relatado que o espesso biofilme formado nas membranas aeradas na manta de lodo prejudicou o transporte dos substratos no próprio biofilme.

Ao invés de manta de lodo, Wang *et al.* propuseram um MABR com leito fixo para retenção de biomassa e realização do processo SNAD (WANG, LISHENG *et al.*, 2025). Os autores obtiveram remoção de amônia e nitrogênio total de 97% e 81%, respectivamente. Os autores relataram grande presença de bactérias anammox no leito fixo e maior presença de bactérias nitrificantes na membrana aerada, diminuindo a competição por espaço e substrato, promovendo maior remoção do nitrogênio.

Com os benefícios relatados por Wang *et al.* sobre a retenção de biomassa com leito fixo, presume-se que o uso de membranas para filtração otimizaria os processos biológicos envolvidos, uma vez que há 100% de retenção da biomassa, o que é interessante principalmente para as bactérias de crescimento lento (*e.g.* nitrificantes e anammox). Além disso, é possível elevar a concentração de biomassa no interior do biorreator (*i.e.*, com biomassa suspensa, pois leitos fixos ocupam espaço), e ainda gerar um efluente com ótima qualidade para reúso não-potável no setor industrial, agrícola e/ou urbano.

Até o presente momento, um único estudo foi reportado na literatura com essa configuração para remoção de nitrogênio, *i.e.*, com membranas para aeração e para filtração, para promoção de nitrificação e desnitrificação simultâneas com efluente sintético (DONG *et al.*, 2009). Entretanto, os autores intercalavam as funções das membranas para aeração e permeação, o que pode prejudicar a formação do biofilme.

Desta forma, o objetivo deste capítulo é avaliar a operação de um biorreator híbrido com membrana aerada e membrana para filtração submersa para remoção de nitrogênio via nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas de esgoto municipal tratado por UASB. Assim, espera-se contribuir com o avanço científico nos estudos com biorreatores com membrana para tratamento de efluentes.

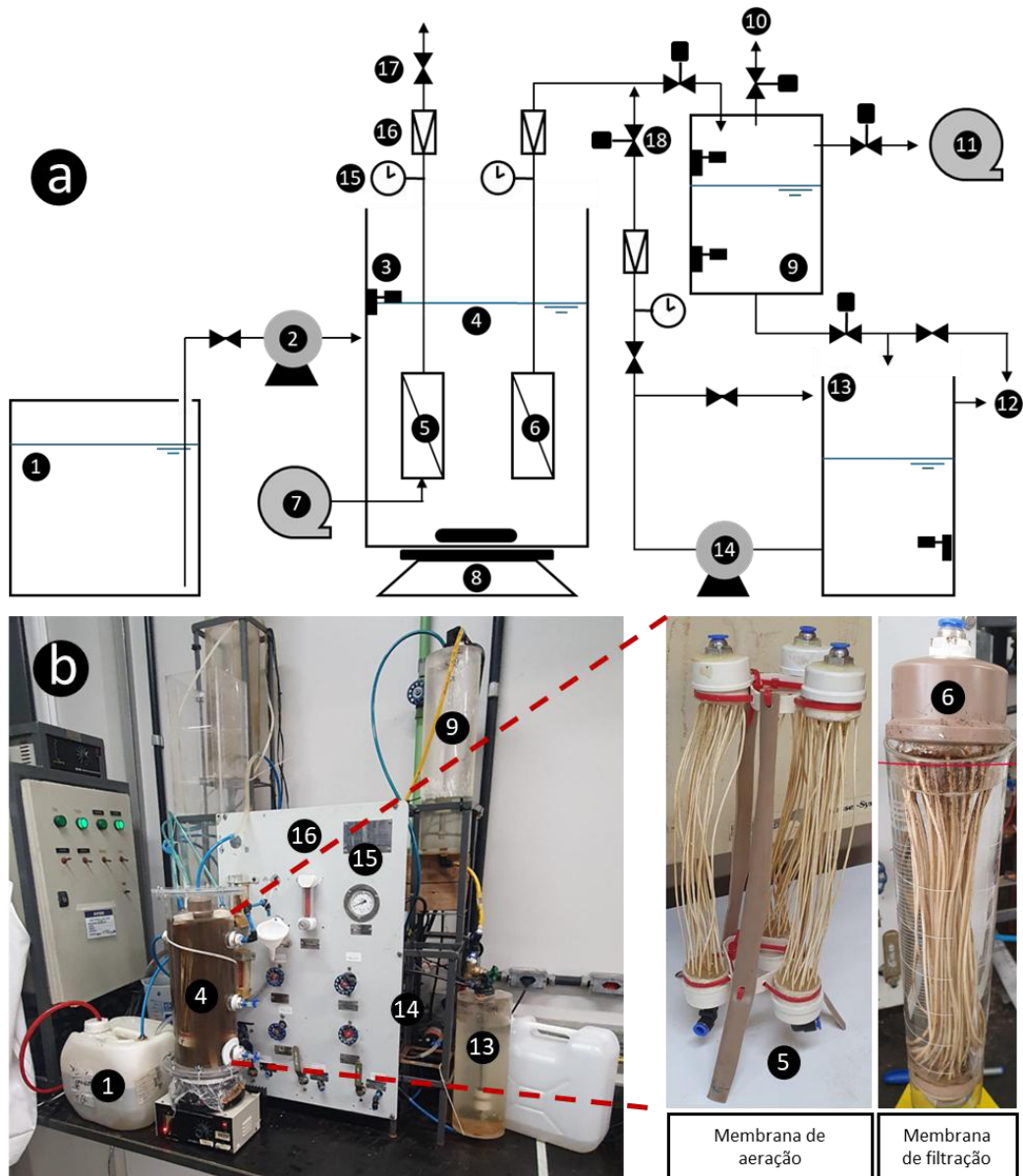
2 Metodologia

2.1 Aparato experimental

O aparato experimental consistiu em tanque de alimentação, câmara de vácuo, tanque de permeado e biorreator em acrílico com membranas de filtração e membranas de aeração. O volume útil do biorreator é de 5,7 litros, com agitador magnético na base para garantir mistura completa, alimentado com bomba de acionamento por nível e ligado a uma central de comando para acionamento de válvulas para retrolavagem (esquema representado na Figura 2 e foto na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**). As retrolavagens das membranas de filtração foram programadas para durar 15 segundos a cada 15 minutos com 1,5x a vazão de permeação e 1 bar de pressão. Quando observada incrustação severa (pressão de 0,5 bar), limpezas químicas com NaOCl a 1000 ppm por 20 minutos foram realizadas. Não foram realizadas limpezas nas membranas de aeração. O experimento foi dividido em fase de aclimação da biomassa e fase de operação, com TDH médio, em horas, de $28,5 \pm 1,2$.

Figura 6 – Aparato experimental: 1 tanque de alimentação; 2 bomba de alimentação; 3 sensor de nível; 4 biorreator; 5 membrana de aeração; 6 membrana de filtração; 7 bomba de ar; 8 agitador magnético; 9 tanque de vácuo; 10 alívio de pressão; 11 bomba de vácuo, 12 permeado tratado; 13 tanque de permeado; 14 bomba para retrolavagem; 15 manômetro; 16 rotâmetro; 17

válvula manual; 18 válvula automática on/off, sendo (a) um esquema ilustrativo e (b) uma foto do aparo experimental



Para aerção e para filtração, foram utilizadas membranas com as mesmas características. As membranas utilizadas foram de ultrafiltração de fibra oca de PVDF com tamanho médio de poros de $0,04 \mu\text{m}$ e área superficial de $0,08 \text{ m}^2$ para filtração e $0,12 \text{ m}^2$ para aerção. A permeabilidade das membranas com água destilada foi de $446 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}\cdot\text{m}^2$. Nas membranas aeradas, foi aplicado 8 L/h de ar atmosférico à pressão de $0,1 \text{ bar}$ com fluxo aberto.

A taxa de fornecimento de oxigênio pelas membranas foi obtida por ensaio de aerção das membranas com lúmen aberto (*cross-flow*) em recipiente fechado de 500 mL com

agitador magnético e sensor de OD luminescente/óptico (HACH), aplicado a 0,1 bar de pressão, vazão de 8 L/h e área de membrana de 0,005 m², resultando em 10,9 mgO₂.min⁻¹.m⁻² (como apresentado na Figura A1), sendo que o OD no interior do reator não ultrapassou 0,5 mg.L⁻¹.

2.2 Inóculo e alimentação

30% do volume do reator foi preenchido com uma mistura de lodo enriquecido de bactérias anammox e lodo de um reator de lodos ativados na proporção de 1:2, com concentração final de 2,03 g/L. O lodo anammox foi obtido pela operação de biorreator anammox (GONÇALVES PITEIRA CARVALHO *et al.*, 2022) e o lodo ativado foi coletado no sistema de lodos ativados da ETE-Arrudas, localizado no município de Belo Horizonte/MG.

A alimentação foi realizada com efluente dos 4 reatores UASB proveniente do sistema de tratamento anaeróbico da ETE-Nova Contagem, em Contagem/MG (vazão nominal da ETE de 100 L/s). Mensalmente, foram coletados 200 L deste efluente dos reatores em operação (amostra composta) e condicionados em câmara fria a 4 °C no laboratório. O efluente foi aclimatado à temperatura ambiente antes da alimentação do biorreator.

2.3 Monitoramento operacional

Para acompanhar a performance do tratamento ao longo do tempo de operação, amostras da alimentação (afluente) e do permeado (efluente) do biorreator foram coletadas e analisadas para os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio amoniacal, Nitrito, Nitrato, pH, Oxigênio dissolvido (OD) (APHA, 2017). Para análise de SMP (produtos solúveis microbianos, no inglês, *Soluble Microbial Products*) e EPS (substâncias poliméricas extracelulares, no inglês, *Extracellular Polymeric Substances*), foram coletados 50 mL de amostra, centrifugadas por 10 minutos a 5000 rpm e o sobrenadante foi coletado para análise de SMP. Para a extração da fração de EPS, o lodo da etapa anterior foi ressuspensionado em 50 mL de solução de NaCl a 0.05%, aquecido a 80 °C por 10 minutos e centrifugado por 10 minutos a 5000 rpm. O sobrenadante contendo SMP e EPS foram caracterizados em termo de DQO (APHA, 2017), proteínas (LOWRY *et al.*, 1951) e carboidratos (DUBOIS *et al.*, 1956). Ademais, coletas pontuais foram

realizadas para análise de coliformes totais e *E.colli* do efluente de UASB e do permeado ao longo do tempo de operação.

Ao fim da operação do reator, foram coletadas amostras da biomassa aderidas às membranas aeradas, por meio de raspagem do biofilme formado, e da biomassa aderida às paredes do biorreator e em suspensão para análises de diversidade microbiana por sequenciamento de nova geração (SNG) pela plataforma Illumina Seq (equipamento NextSeq 1000 - Illumina) em empresa terceirizada e para análise de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos.

Também ao final da operação, foram realizados 3 ensaios cinéticos, um de taxa de consumo de amônia (TCA), um de taxa de atividade anammox (TAA) e um de taxa de consumo de nitrato (TCN), diretamente no biorreator antes da coleta de biomassa. Os ensaios consistiram na operação do biorreator em modo batelada por 60 horas com efluente sintético que simula esgoto sanitário, o mesmo utilizado por LEAL et al., (2016), e com os insumos e aeração para cada ensaio, descrito na Tabela 4. As taxas foram calculadas por meio de regressão linear do consumo de substrato por tempo.

Tabela 4 – Ensaios cinéticos no biorreator

Ensaio	Substrato	Concentrações	Aeração por membrana
Taxa de consumo de amônia	Cloreto de amônio	50 mg N-NH ₄ .L ⁻¹	Sim
Taxa de atividade anammox	Cloreto de amônio e nitrito de sódio	50 mg N-NH ₄ .L ⁻¹ 66 mg N-NO ₂ .L ⁻¹	Não
Taxa de consumo de nitrato	Nitrato de sódio e acetato de sódio	50 mg N-NO ₃ .L ⁻¹ 50 mg DQO.L ⁻¹	Não

2.4 Caracterização das membranas

Após encerramento da operação, as membranas de filtração e aeração foram analisadas com relação a (1) absorvância, transmissão e matriz de excitação-emissão de fluorescência simultâneas (A-TEEMs) obtidas com o equipamento HORIBA Aqualog, Modelo UV-800, de 240 a 300 nm e (2) morfologia e a composição foram avaliadas por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR; Shimadzu IRAffinity-1; região 310–4000 cm⁻¹, resolução de 4 varreduras por segundo e um total de 20 varreduras).

2.5 Análise estatística dos dados

Os dados foram analisados estatisticamente nos softwares Microsoft Excel e RStudio, para conferir a normalidade, via teste Shapiro Wilk, e se há diferença entre as fases de operação com teste T-Student ou Mann-Whitney, de acordo com a normalidade dos dados. Também foram realizados testes de correlação de Spearman. Todos os teste foram realizados com nível de significância de 5%.

3 Resultados e discussão

3.1 Monitoramento operacional

O biorreator foi operado por 180 dias, sendo os primeiros 50 dias para aclimatação da biomassa (fase I), tempo similar ao obtido por YUN et al., (2022) de 55 dias com processo de nitrificação parcial e anammox em MBR com esgoto sintético. O monitoramento e a remoção de DQO e série nitrogenada é apresentado na Figura 8 e 9, respectivamente, e sumarizados na Tabela 5. Os dados apresentaram-se não-paramétricos para o teste de Shapiro-Wilk, assim, com teste de Mann-Whitney, foi observado que houve diferença significativa entre as fases de aclimatação e operação para remoção de DQO e nitrogênio total, entretanto, para remoção de amônia, não houve diferença significativa. Isto indica que as comunidades desnitrificantes e anammox, responsáveis pela remoção de matéria orgânica e nitrogênio, demoraram mais para se estabelecer no biorreator do que a comunidade nitrificante, responsável pela oxidação da amônia.

Figura 7 – Concentração dos (a) valores e (b) remoção de DQO

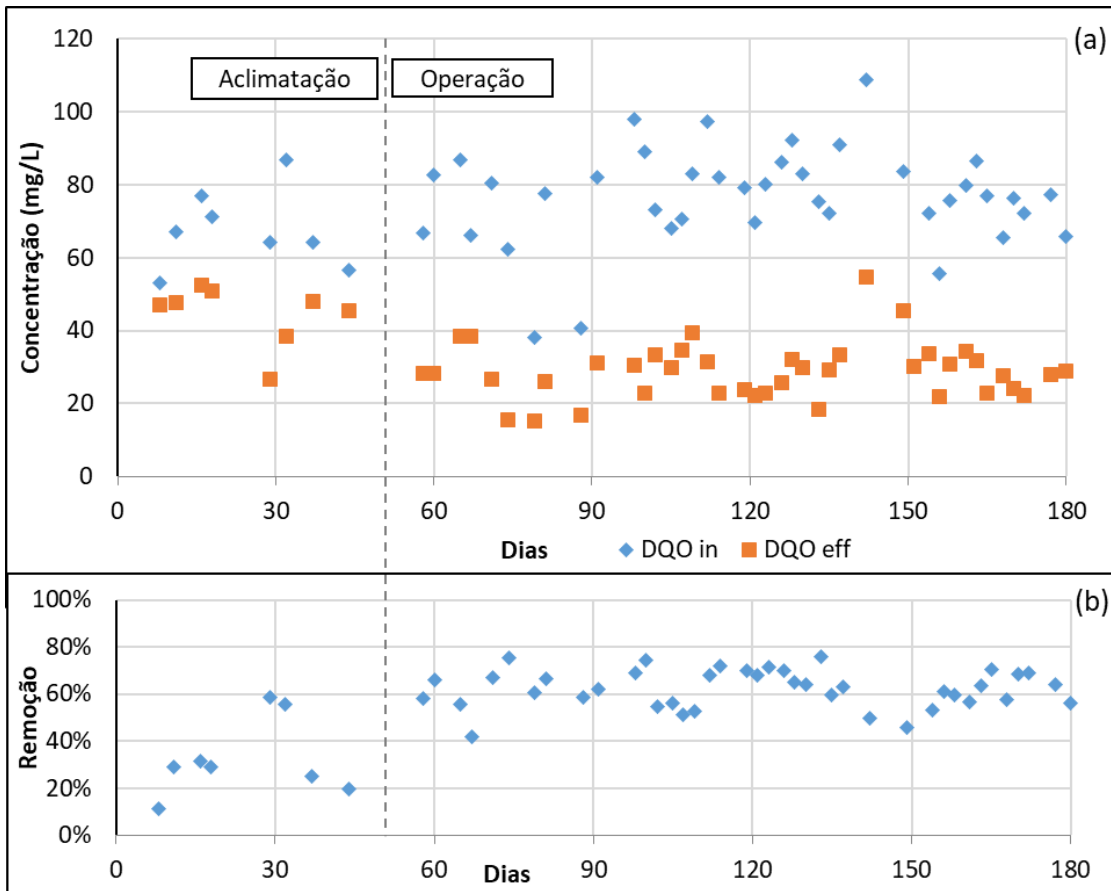


Figura 8 – Concentração dos (a) valores da série nitrogenada, (b) remoção de amônia e (c) remoção de nitrogênio total

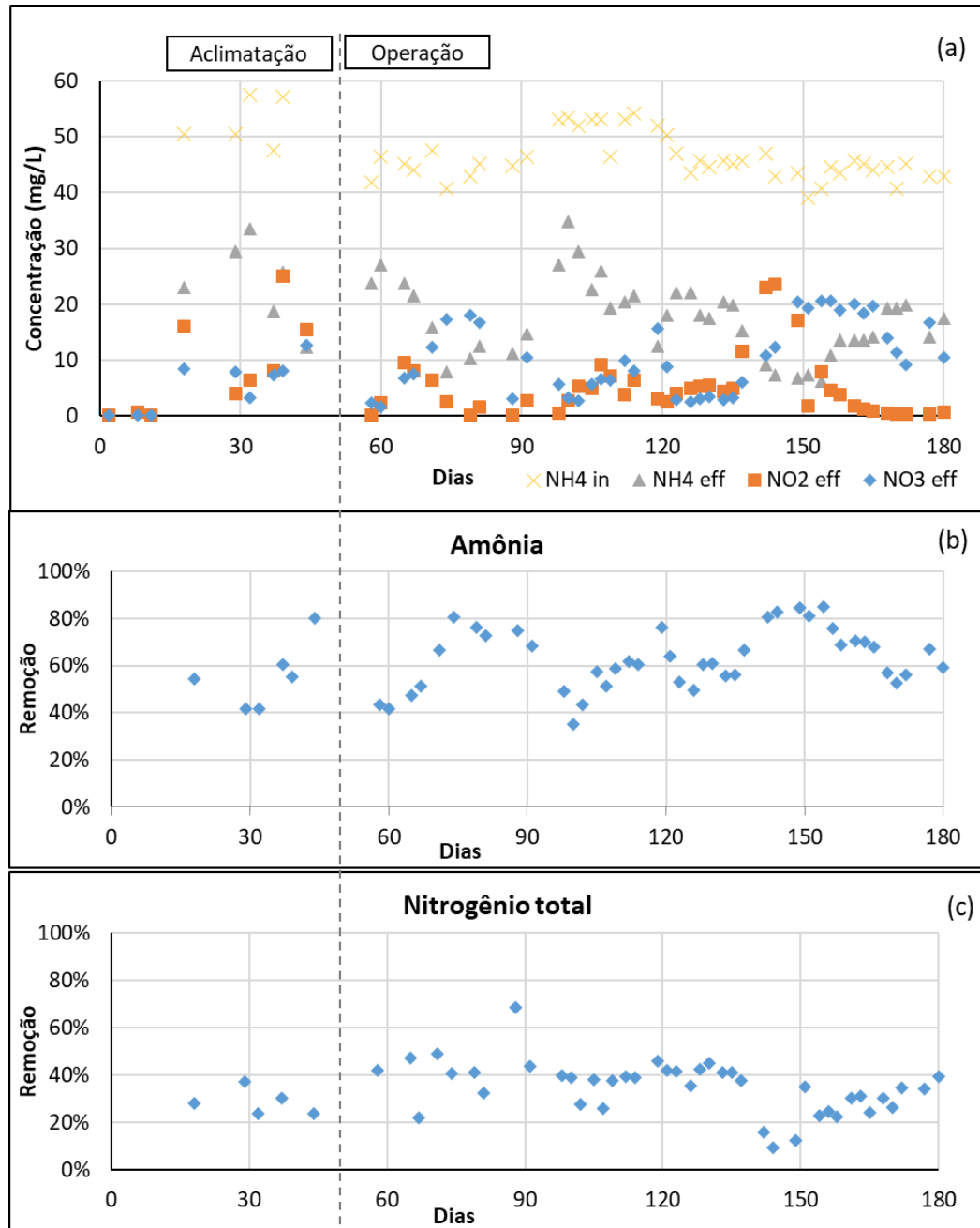


Tabela 5 – Concentrações e eficiência de remoção de DQO e nitrogênio por fase

Fase	DQO a ¹ (mg.L ⁻¹)	DQO p ² (mg.L ⁻¹)	DQO Rem ³	NH ₄ a (mg.L ⁻¹)	NH ₄ p (mg.L ⁻¹)	NO ₂ p (mg.L ⁻¹)	NO ₃ p (mg.L ⁻¹)	NH ₄ Rem	NT ⁴ Rem
Aclimação	67.53 ±3,84	44.60 ±2,97	32% ±5,8	56.82 ±2,40	23.80 ±3,10	8.41 ±2,90	5.27 ±1,53	56% ±5,8	28% ±2,5
operação	76.74 ±2,15	28,86 ±1,20	62% ±1,3	46,13 ±0,61	17,32 ±1,02	4,88 ±0,84	10,34 ±1,00	63% ±2,0	35% ±1,7

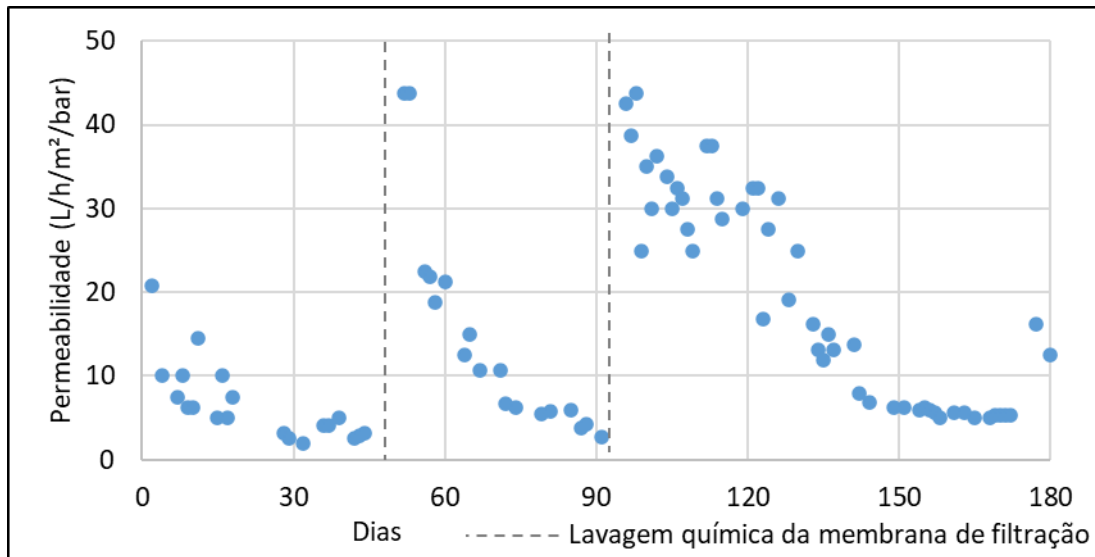
¹ a: alimentação; ²p: permeado; ³rem: remoção; ⁴NT: nitrogênio total; ⁵ac: aclimação

Nota-se que a concentração de DQO na alimentação é relativamente baixa (majoritariamente inferior a 100 mg.L^{-1}), sendo que parte desta matéria orgânica é recalcitrante, ou seja, de difícil degradação biológica, promovendo uma relação C/N do afluente foi de 1,7. Assim, isto pode favorecer o crescimento de bactérias lentas como as nitrificantes e anammox, reduzindo o tempo de adaptação destes organismos.

Nota-se que entre os dias 142 e 154, houve um incremento na remoção de amônia e uma redução na remoção de nitrogênio total e de DQO. Este fenômeno foi causado pela oxigenação acidental da alimentação (OD de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$), o que intensificou a taxa de nitrificação e prejudicou a atividade anammox previamente estabelecida. Após ocorrido, as taxas de remoção foram gradualmente reestabelecidas. Durante o tempo de operação (130 dias), foi constatado que a média dos valores de amônia no efluente situou-se abaixo do limite estabelecido pelo padrão de lançamento de efluentes do estado de Minas Gerais de 20 mg.L^{-1} (COPAM, 2022).

As lavagens químicas das membranas de filtração ocorreram nos dias 50 e 91, como nota-se no gráfico de permeabilidade da Figura 9. O tempo entre lavagens requeridas foi similar ao realizado por PLEVRI; MAMAIS; NOUTSOPOULOS, (2021) com MBR anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário. Próximo do fim da operação (dia 175), a membrana de filtração foi retirada rapidamente para aferição visual da estrutura, o que ocasionou em uma elevação da permeabilidade por conta do desprendimento da torta formada. Por meio da correlação de Spearman, verificou-se que a variação de TDH, causada pela variação da permeabilidade, não impactou significativamente na remoção de amônia e nitrogênio total, para nível de significância de 5%.

Figura 9 – Permeabilidade da membrana de filtração



Os dados de SMP e EPS são apresentados na Figura 10, os quais resultaram a baixo de 5 mg.gSSV^{-1} para proteínas e carboidratos, respectivamente. Os valores obtidos são inferiores ao usualmente reportados em biorreatores com membranas (5 a 40 mg.gSSV^{-1}), tanto MABR quanto MBR (CHEN, G. *et al.*, 2025; MOHAMADI; HAZRATI; SHAYEGAN, 2020; SONG, Z. *et al.*, 2024). Isto pode ser por conta da baixa concentração de microrganismos suspensos no biorreator ($0,023 \pm 0,003 \text{ gSSV/L}$) (Figura 11), uma vez que parte da biomassa estava aderida nas membranas de aeração, nos suportes das membranas e na parede do biorreator. Por outro lado, a baixa concentração de proteínas e carboidratos sugere que os organismos não estavam em estado de estresse, uma vez que o estresse favorece a produção de EPS e SMP (CHEN, G. *et al.*, 2025), o que indica que tanto o efluente utilizado quando as condições de operação tornam um ambiente favorável para esses organismos.

Figura 10 – Carboidratos e proteínas caracterizados do SMP e EPS do líquido reacional

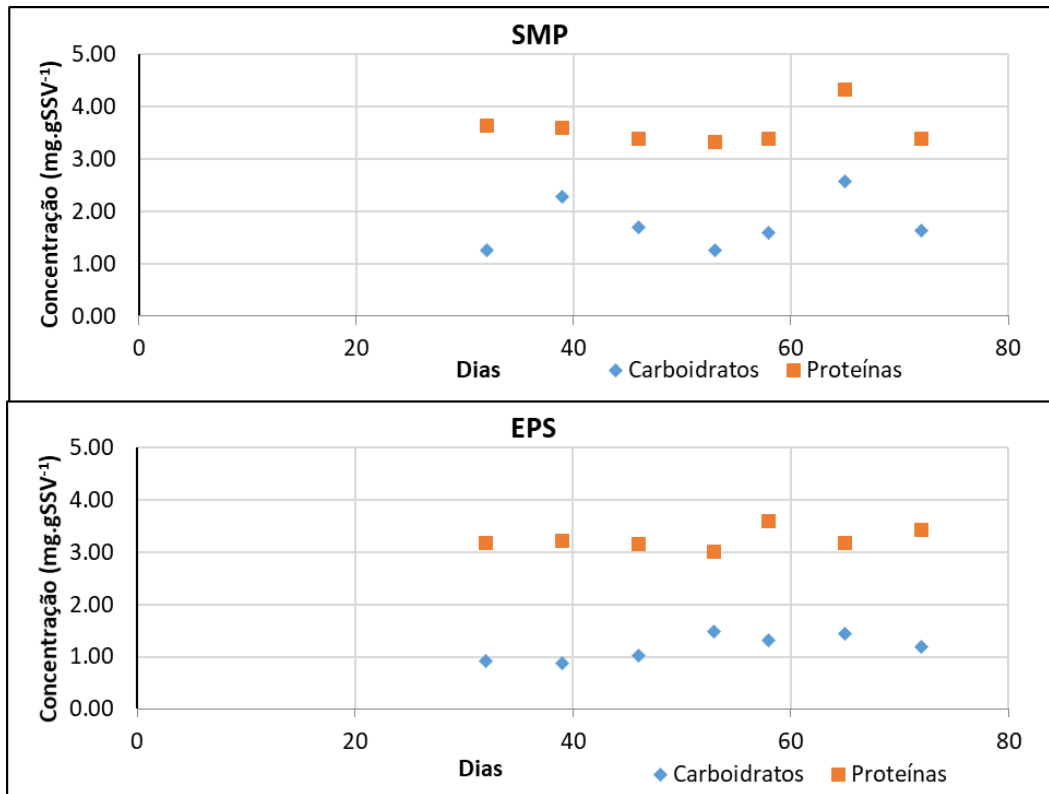
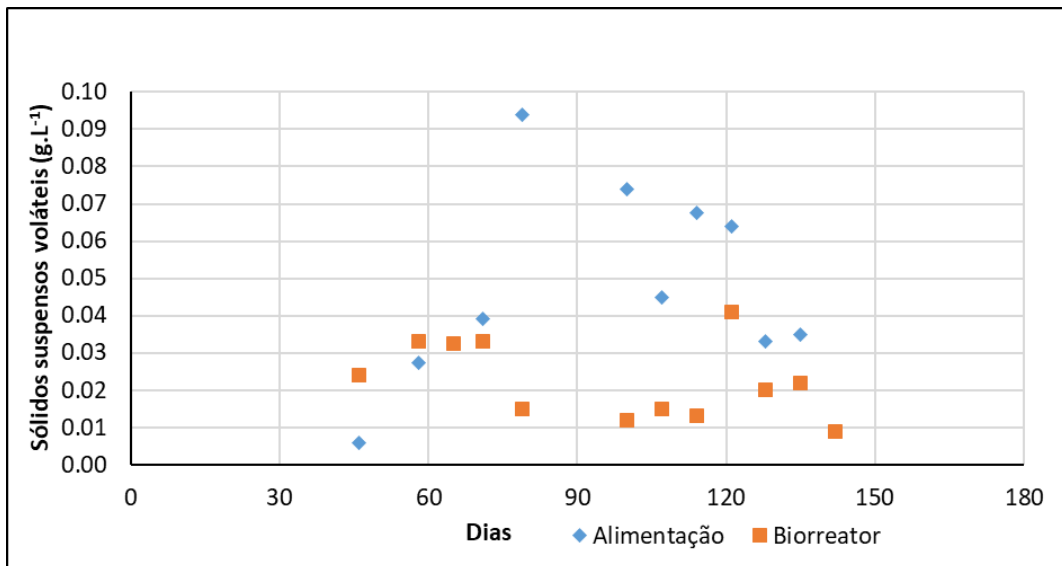


Figura 11 – Sólidos suspensos voláteis durante operação do biorreator



Na Tabela 6, são apresentados os valores para coliformes totais e *E.colli* no afluente e no permeado do biorreator. Nota-se que as membranas para filtração proporcionaram remoção de 4 a 5 log de coliformes totais e *E.coli* em NMP. Apenas uma análise constatou presença de *E.coli*, provavelmente por conta de contaminação

da amostra devido tanque de permeado ser aberto. Em estudo com MBR, ABBADI et al., (2021) concluíram que membranas não são capazes de eliminar os riscos microbiológicos, pois constataram presença destes microrganismos no efluente tratado, utilizando esgoto sanitário. Entretanto, como relatado no presente estudo, a remoção de coliformes totais e *E.colli* foi praticamente total, indicando que há viabilidade operacional para retenção destes microrganismos com membranas, sendo necessário maiores investigações, com maior número amostral, para afirmar tal hipótese.

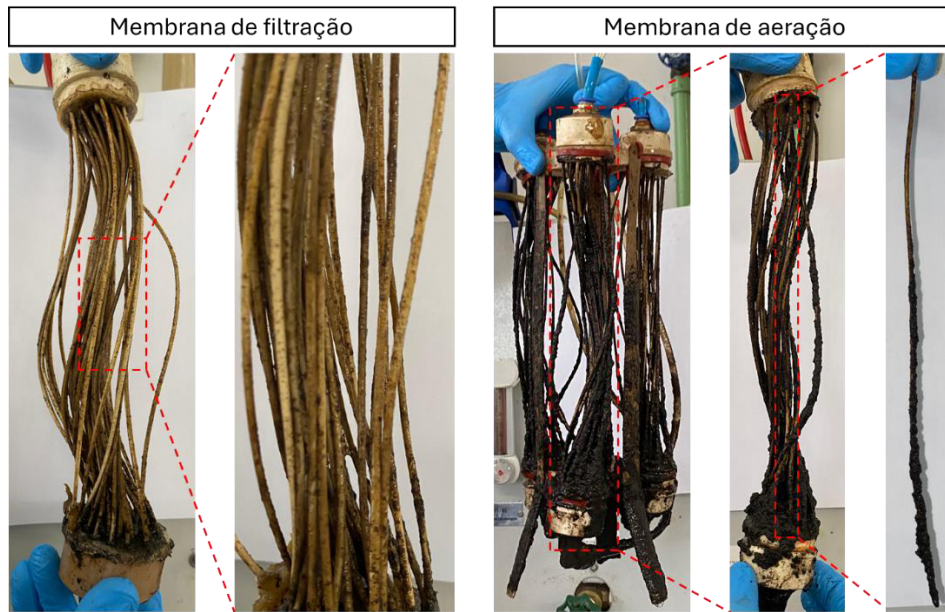
Tabela 6 – Análises de coliformes totais e *E.colli*

Tempo de operação (d)	Coliformes totais (NMP/100mL)		<i>E.colli</i> (NMP/100mL)	
	Afluente	Permeado	Afluente	Permeado
128	1.3.10 ⁵	0	5.6.10 ⁴	0
150	1.7.10 ⁵	0	1.6.10 ⁵	0
158	2.1.10 ⁵	1	7.9.10 ⁴	1
179	2,8.10 ⁴	0	1,1.10 ⁴	0

3.2 Análises microbiológicas

Ao final da operação, foram realizadas análises de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis da biomassa aderida a membrana aerada e da biomassa suspensa. Na membrana aerada, constatou-se 17,78 gSSV/m² de membrana aerada e 1,24 gSSV/L de biomassa suspensa e aderida às paredes do biorreator e na estrutura de suporte das membranas. Considerando 60 membranas aeradas no interior do reator e volume de 5,7 L, presume-se que houve 2,13 gSSV aderido nas membranas e 7,06 gSSV de biomassa suspensa e aderida nas paredes do biorreator. Na Figura 12, é apresentada a foto das estruturas e das membranas de filtração e aeração logo após encerramento da operação.

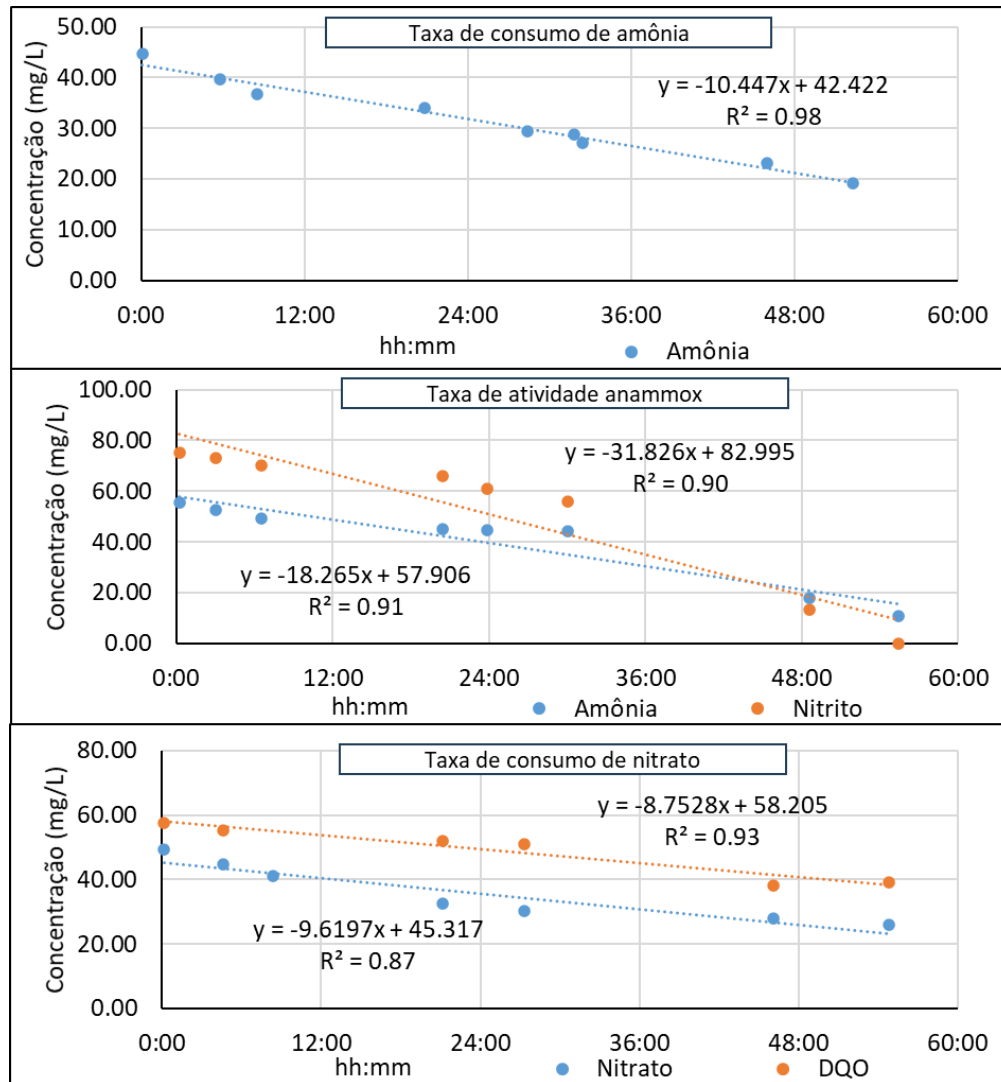
Figura 12 – Membranas de filtração e aeração após encerramento da operação



3.2.1 Taxas de atividade microbiótica

Com o fim da operação, ensaios foram realizados no próprio reator para obtenção das taxas de consumo de amônia, atividade anammox e consumo de nitrato, por meio da regressão linear de primeira ordem, apresentados na Figura 13.

Figura 13 – Taxas de consumo de amônia, atividade anammox e consumo de nitrato



Para cálculo da TCA, toda biomassa aderida na membrana foi considerada como biomassa nitrificante, e toda biomassa suspensa como anammox e desnitrificante. Para facilitar a comparação, também foi calculado por m² de membrana aerada e por litro de biorreator. Os resultados deste estudo e demais trabalhos reportados na literatura são apresentados na Tabela 7. Ressalta-se que, para TAA e TCN por SSV do presente estudo, os valores estão subestimados, uma vez que não houve distinção entre AnAOB, DNB e demais microrganismos presentes.

Tabela 7 – Taxas de consumo de amônia, atividade anammox e consumo de nitrato

Taxa	Processo biológico	Biorreator	Valor	Referência
Consumo de amônia	SNAD	Biorreator com membranas híbridas	4,9 mgN.gSSV-1.h-1 / 2,6 mgN.m-2.d-1	Este estudo

Taxa	Processo biológico	Biorreator	Valor	Referência
Anammox	NDS nitrificação e desnitrificação	MABR	3 mgN.m-2.d-1	(LACKNER <i>et al.</i> , 2010)
	nitrificação e desnitrificação	AO-MABR	3.45 mgN.gSSV-1.h-1	(CORSINO; TORREGROSSA, 2022)
		AO-Convencional	2.33 mgN.gSSV-1.h-1	(SZATKOWSKA <i>et al.</i> , 2007)
	NP-A	MBBR	1.45 mgN.m-2.d-1	(ANH-VU <i>et al.</i> , 2022)
	NDS	MABR	0.4 mgN.m-2.d-1	(ANH-VU <i>et al.</i> , 2022)
Consumo de nitrato	SNAD	Biorreator com membranas híbridas Reator de batelada sequencial com membrana	7,24 mgN.gSSV-1.h-1 / 0,22 gN.L-1.d-1	Este estudo
	NP-A	MBR	0,24 gN.L-1.d-1	(YANG, X. <i>et al.</i> , 2021)
	NP-A	MBR	0,15 gN.L-1.d-1	(SUN <i>et al.</i> , 2018)
	CANON	MBR	0,97 gN.L-1.d-1	(ZHANG, XIAOJING <i>et al.</i> , 2013)
	SNAD	Biorreator com membranas híbridas	1,36 mgN.gSSV-1.h-1 / 0,04 gN.L-1.d-1	Este estudo
	NDS	MABR	0,22 gN.L-1.d-1	(RAVISHANKAR <i>et al.</i> , 2022)

3.2.2 Sequenciamento de próxima geração

O sequenciamento genético foi realizado da biomassa utilizada para inoculação do biorreator e ao final da operação, da biomassa aderida nas membranas para aeração e biomassa suspensa no biorreator (180 dias). Na Figura 14, são apresentados os valores número de sequências codificadas dos gêneros encontrados nas biomassas analisadas. Na Figura 15 e na Figura 16 são apresentados os taxa família e gênero, respectivamente, das biomassas analisadas em porcentagem da abundância em relação ao total de sequencias recuperadas.

Figura 14 – Número de seqüências codificadas de cada gênero nas biomassas analisadas

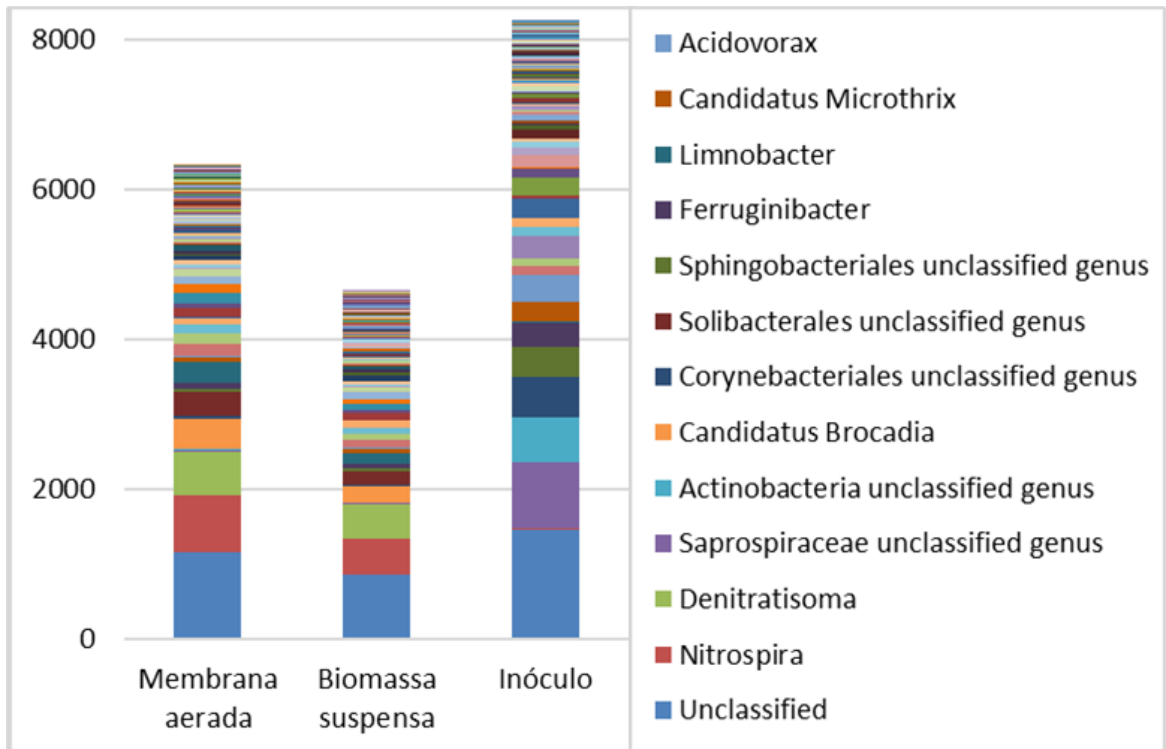


Figura 15 – Taxon família da biomassa inoculada, e após encerramento da operação

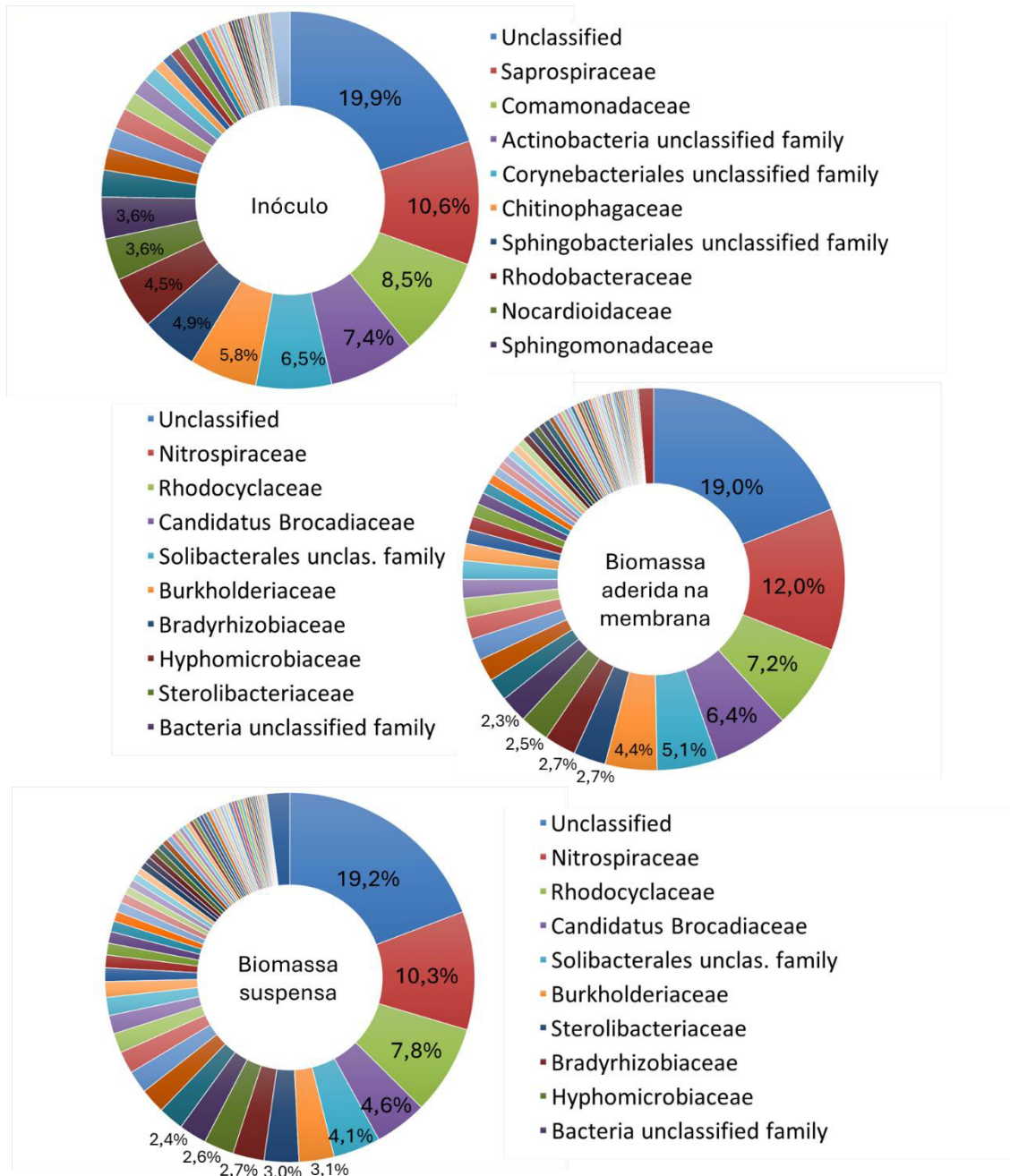
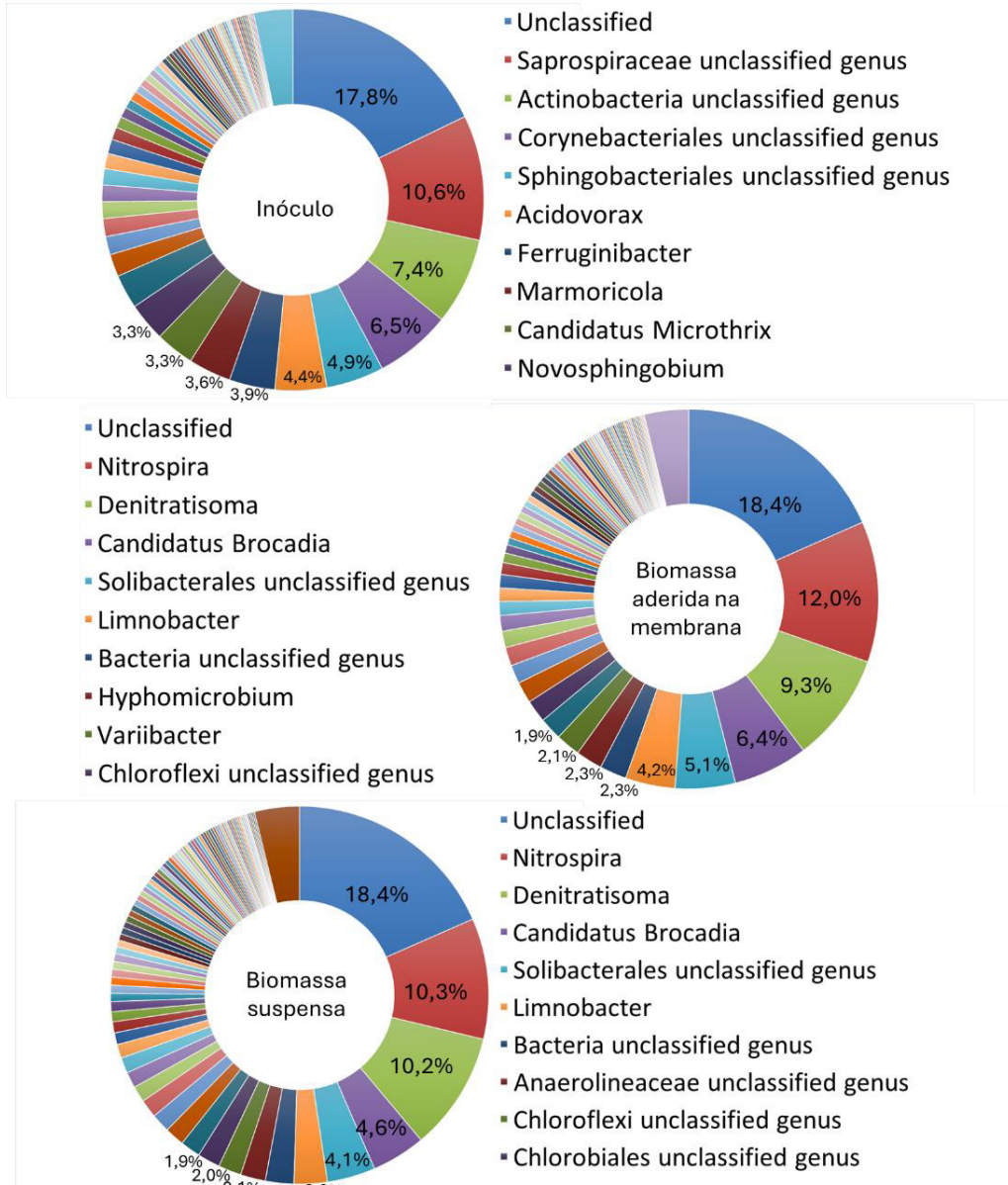


Figura 16 – Táxon gênero da biomassa inoculada, e após encerramento da operação



Na biomassa inoculada no biorreator, constatou-se grande biodiversidade e quantidade de bactérias heterotróficas como *Saprospiraceae* e *Comamonadaceae*, com capacidade de degradação de carboidratos e proteínas, comumente presente em lodo de sistema de lodos ativados (FU *et al.*, 2017). Mesmo com inóculo misto de lodo anammox e lodos ativados, não foi encontrado número expressivo de bactérias nitrificantes, anammox e desnitrificantes, entretanto, foram encontradas na biomassa aderida à membrana aerada e na biomassa suspensa no fim da operação do biorreator.

As 9 famílias mais abundantes foram as mesmas para biomassa presente na membrana aerada e a biomassa presente no lodo suspenso, com diferenças entre as porcentagens de OTUs. Maiores porcentagens de bactérias nitrificantes (*Nitrospira*) e anammox (*Candidatus Brocadia*) foram encontradas na membrana aerada, enquanto bactérias desnitrificantes (*Denitratisoma* e *Hyphomicrobium*) foram mais encontradas na biomassa suspensa. *Denitratisoma* é reportado na literatura como uma bactéria bifuncional em associação com bactérias anammox, pois tanto realiza competição por nitrito, quanto simbiose, devido a desnitrificação parcial do nitrato gerado do processo anammox à nitrito, utilizado neste mesmo processo (ZHOU, Y. *et al.*, 2023).

Apesar de bactérias que realizam o processo anammox serem anaeróbias, estas foram encontradas em maior quantidade no biofilme formado na membrana aerada do que na biomassa suspensa. Isto provavelmente ocorreu pela estratificação do biofilme, que tornou a camada mais externa anaeróbia e próxima ao nitrito formado na camada aeróbia mais interna.

Com relação a nitrificação, a bactéria mais presente foi do gênero *Nitrospira*, que é recorrentemente associado às bactérias oxidadoras de nitrito (NOB) (BUNSE *et al.*, 2020; XIAO *et al.*, 2023; ZHAO, Bowei *et al.*, 2021). Como não foram constatados outros gêneros comumente associados a bactérias aeróbias oxidadoras de amônia (AeAOB) (e.g. *Nitrossomonas* e *Nitrosospira*) (HUANG *et al.*, 2022), supõem-se que as bactérias *Nitrosospira* também são capazes de oxidar amônia a formas oxidadas do nitrogênio como nitrito e nitrato. No estudo realizado por Ahmar *et al.*, os autores também classificaram o gênero *Nitrospira* como uma AeAOB (AHMAR SIDDIQUI *et al.*, 2022).

Também foi observado um número elevado de OTU de bactérias *Nitrospira* na biomassa suspensa, *i.e.*, em ambiente anóxico ($OD < 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Isto pode ter ocorrido pela difusão e consumo do oxigênio em todo reator enquanto o biofilme não havia estabelecido na membrana aerada e, após o biofilme se estabelecer, causou redução destes microrganismos na biomassa suspensa, com relação aos encontrados na membrana aerada que se manteve com suprimento de oxigênio. Vale ressaltar que os OTUs encontrados não significam que os microrganismos encontrados estavam ativos e realizando suas atividades metabólicas. Além disso, infelizmente não foram

encontrados outros estudos com MF-MABR que realizaram sequenciamento genético na biomassa aderida e na biomassa suspensa para comparar se o mesmo acontece em outros sistemas similares.

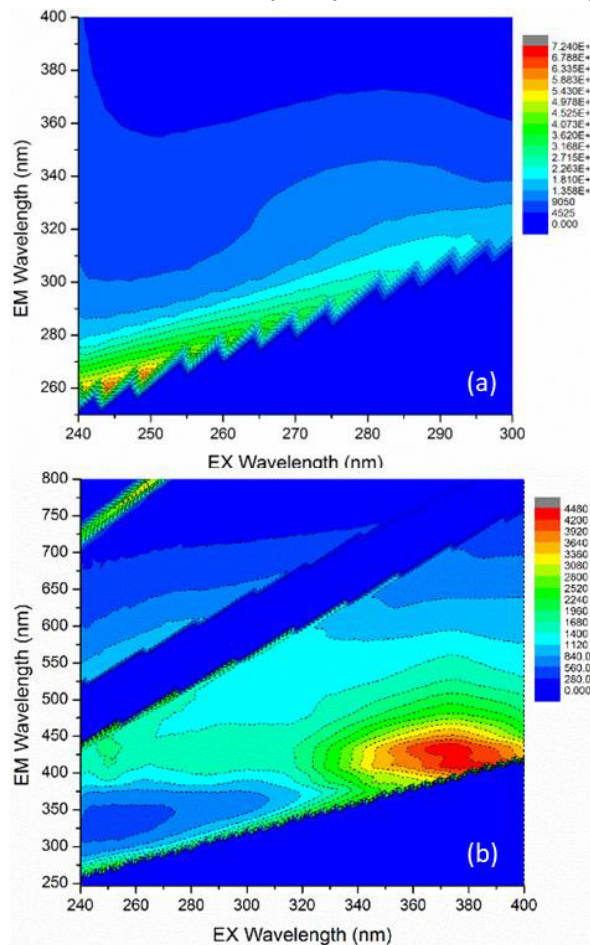
Desta forma, notou-se que o uso de membranas híbridas (para aeração e para filtração) promoveu ambientes favoráveis e propícios para cada tipo de bactérias envolvidas na remoção de nitrogênio (*e.g.* nitrificantes, anammox e desnitrificantes). Entretanto, a biomassa presente na membrana aerada e a biomassa suspensa não apresentaram variedade significativa, com relação à biodiversidade microbiana.

3.3 Caracterização das membranas

3.3.1 A-TEEMs

Ao fim da operação e sem nenhum desprendimento de biomassa aderida, as membranas de aeração e filtração foram caracterizadas em espectrofotômetro de fluorescência (Aqualog), conforme apresentado na Figura 17. O espectro referente à membrana de filtração apresentou maior intensidade entre 370 nm e 380 nm (EX) e 400 nm e 450 nm (EM). Essa faixa está correlacionada com a presença de ácidos húmicos ou outros hidrocarbonetos poliaromáticos de baixa massa molecular (MOSTOFA *et al.*, 2007; RUIGÓMEZ *et al.*, 2022). Na membrana de aeração, a maior intensidade foi na faixa de 245 nm a 260 nm (EX) e 255 nm a 280 nm (EM), associado a proteínas (FOUREAUX *et al.*, 2020), decorrente do biofilme estabelecido na membrana. Faixa similar foi reportado por INABA *et al.*, (2018) em membranas com biofilme aderido para tratamento de esgoto, associado a proteína triptofano (CHEN, W. *et al.*, 2003).

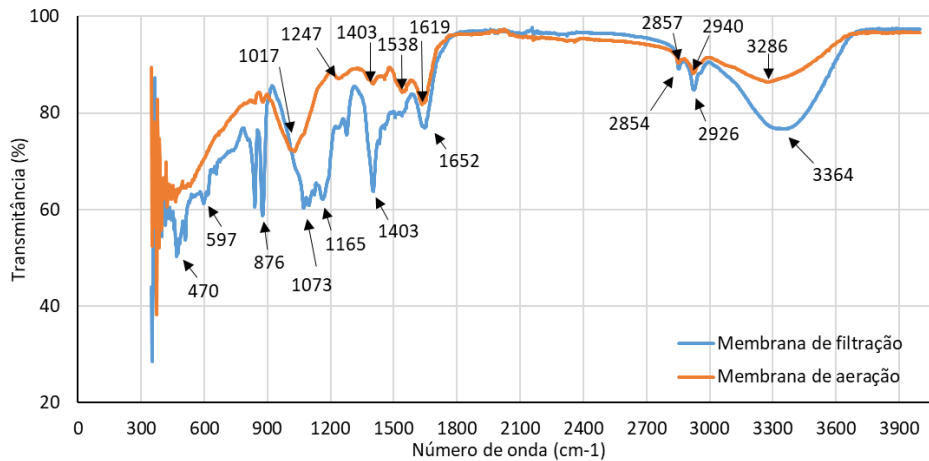
Figura 17 - Matriz de Emissão de Excitação (MEE) das membrana de (a) aeração e (b) filtração



3.3.2 FTIR

As membranas para filtração e aeração foram caracterizadas usando espectroscopia FTIR (Figura 18). Na faixa mais elevada (acima de 2000 cm^{-1}), destaca-se as bandas 3286 cm^{-1} e 3364 cm^{-1} , típicas de grupos amina e 2926 cm^{-1} , correspondente ao grupo $-\text{CH}_2$ (BANERJEE *et al.*, 2002). Em faixas inferiores a 2000 cm^{-1} , ressalta-se a região da amida (1595 cm^{-1} a 1705 cm^{-1}) (YOKOYAMA *et al.*, 2003), com possível associação com proteínas. Bandas com picos próximos aos valores de 470 cm^{-1} , 597 cm^{-1} e 876 cm^{-1} também foram reportados por BOCCACCIO *et al.*, (2002) com membranas de PVDF. Como estes picos não aparecem na membrana de aeração, presume-se que o biofilme formado escondeu as características da membrana. Grupos $-\text{CH}_2$ e $-\text{NH}_2$, também foram reportados por (ZHANG, *et al.* 2014) com membranas puras de PVDF, mesmo material utilizado nesta pesquisa. Observa-se um pico na banda 1017 cm^{-1} observado na membrana de aeração que não constou na membrana de filtração; tal pico pode estar associado a presença de polissacarídeo ou compostos semelhantes a polissacarídeos (LIU, C.; ZHU; CHEN, 2020), associado ao biofilme formado.

Figura 18 – Análise de FTIR das membranas de aeração e filtração no fim da operação



4 Conclusões

Neste capítulo, um biorreator com membranas híbridas foi operado para promover a remoção de nitrogênio de esgoto doméstico tratado por UASB. As principais conclusões obtidas foram:

1. Foi possível obter remoções de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e DQO de 63%, 32% e 62%, respectivamente, atendendo os limites preconizados pela legislação de lançamento de efluentes do estado de Minas Gerais para nitrogênio amoniacal (inferior a 20 mg.L⁻¹);
2. O efluente final apresenta potencial de reúso não-potável para fins urbanos, fertirrigação e industrial, segundo Resolução 419/2020 do estado do Rio Grande do Sul (legislação mais restritiva sobre reúso de água no Brasil).
3. As membranas para filtração reteram a biomassa que seria lavada do biorreator, elevando a quantidade de microrganismos responsáveis pelo processo SNAD.
4. O sequenciamento genético mostrou que, apesar da biodiversidade microbiana entre a biomassa aderida na membrana e a biomassa suspensa ser semelhante, a porcentagem de cada microrganismo foi diferente, com mais nitrificantes e anammox na membrana aerada e mais desnitrificantes na biomassa suspensa.

Para futuras pesquisas, recomenda-se avaliar operação de biorreatores com membranas híbridas por maior tempo de operação, a fim de avaliar seu funcionamento a longo prazo e variação dos aspectos operacionais, como a relação área de membrana

aerada e taxa de aplicação de nitrogênio, diferentes pressões de aeração das membranas e diferentes tempos de detenção hidráulica.

Capítulo 3 – Recuperação de amônia via ultrafiltração, osmose inversa e membrana contactora de esgoto de esgoto sanitário tratado por UASB

1 Introdução

A eutrofização de um corpo hídrico pode ocorrer por causas antrópicas, devido lançamento de esgoto não tratado adequadamente. O reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é eficiente na remoção de sólidos e de matéria orgânica, principalmente em regiões de clima quente (FORESTI, 2002), entretanto, sua capacidade de remover nitrogênio é diminuta, quando não negativa devido a amonificação do nitrogênio orgânico (CECCONET; CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2022). Assim, faz-se necessário promover a remoção deste nitrogênio em etapas subsequentes.

Com conceito de biorrefinarias aplicado às estações de tratamento de esgoto (GUVEN *et al.*, 2023), o nitrogênio amoniacal deixa de ser visto como um contaminante a ser removido e passa a ser um subproduto a ser recuperado. Assim, o próprio efluente tratado, antes lançado em um corpo hídrico, passa a ter valor agregado como água para reúso não potável para uso urbano e/ou setor industrial, quando atendendo aos parâmetros necessários. Além disso, a produção de fertilizantes pela conversão de N_2 a amônia via processo Haber-Bosh requer muita energia, sendo que a amônia presente no esgoto pode ser utilizada para este fim (VAN DER HOEK; DUIJFF; REINSTRA, 2018).

Dentre os processos de recuperação química de nitrogênio (RQN), a membrana contactora se destaca por oferecer menores risco de perdas de amônia comparado com *air stripping* e adsorção, menos insumos químicos comparado com a precipitação em estruvita e mais simples quando comparado com a troca iônica e a deionização capacitiva (ZHU, Y. *et al.*, 2024). No processo de membranas contactoras, o íon amônio (NH_4^+) é convertido em amônia (NH_3) em ambiente alcalino e atravessa a membrana hidrofóbica, reagindo com solução de ácido sulfúrico e gerando sulfato de amônio ($(NH_4)_2SO_4$), comumente utilizado na indústria de fertilizantes agrícolas (ZHU, Y. *et al.*, 2024).

Um dos desafios da RQN com esgoto sanitário é o grande volume de efluente a ser tratado com concentrações relativamente baixas (embora suficiente para causar problemas ambientais). Desta forma, processos de separação por membranas como ultrafiltração e osmose inversa (OI) são benquistos, a fim de concentrar o nitrogênio amoniacal em menores volumes de efluente e com a vantagem de produzir água de reúso. Estas etapas vêm se tornando essenciais para promover a recuperação de recursos em estações de tratamento de esgoto sustentáveis (ZHANG, XIAOYUAN; LIU, 2021).

Estudos relatam a viabilidade de aplicação em escala plena de ultrafiltração (UF), seguida por osmose inversa (OI) em estações de tratamento de esgoto sanitário com efluente de tratamento secundário, visando a produção de água para reúso (CHAN; WU, 2022; HAMODA; ATTIA; AL-GHUSAIN, 2015; LIU, J. *et al.*, 2021). Na maioria das instalações, o concentrado gerado pela UF é recirculado ao início do processo, enquanto o concentrado da OI é recirculado ou descartado no corpo hídrico receptor, como acontece no sistema Aquapolo, em São Paulo. O sistema Aquapolo é a maior instalação de produção de água para reúso da América Latina, com sistema de ultrafiltração (1000 L/s) e osmose inversa (225 L/s) (MCIDADES, 2016). Neste sistema, o concentrado da UF retorna ao início do tratamento e o concentrado da OI é despejado em corpo hídrico receptor.

. Nessas ETEs onde esse processo já é existente, há um grande potencial de retrofit, com a incorporação de membranas contactoras para gerar insumo para produção de fertilizantes com poucas adequações e baixo custo energético. Entretanto, esse sistema não se restringe às ETEs que já possuam UF-OI, uma vez que sistemas de polimento UF-OI-MC podem ser instalados em ETEs convencionais.

Para obter elevados valores de remoção e recuperação da amônia, é necessário cercar as principais variáveis que influenciam no processo de transformação do íon amônio a amônia, como pH e temperatura (LI, Y. *et al.*, 2024). Estudos com esgoto sanitário demonstram que foi possível obter remoção e recuperação de amônia superiores a 90% com temperaturas acima de 30°C e pH acima de 8,1 (BOEHLER *et al.*, 2015; NORIEGA-HEVIA *et al.*, 2021a; WÄEGGER-BAUMANN; FUCHS, 2012). Estes estudos utilizaram o efluente do digestor anaeróbio e, até o presente momento,

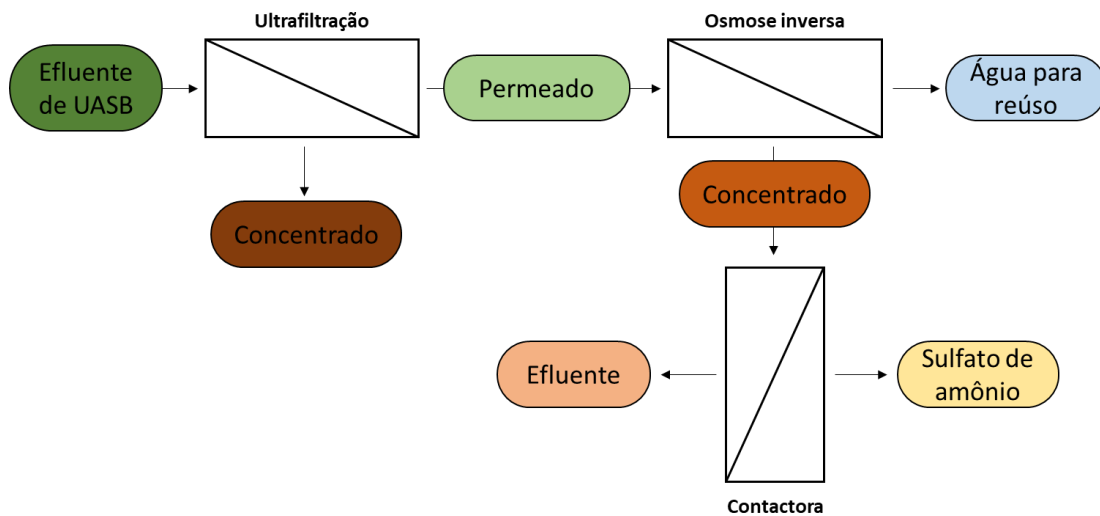
não foram encontrados estudos que utilizaram efluente de UASB aplicado aos processos de UF e OI para recuperação de amônia e geração de água para reúso. Assim, condições otimizadas de temperatura e pH devem ser obtidas para cada tipo de efluente, levando em consideração suas especificidades e potencialidades.

2 Metodologia

2.1 Aparato experimental

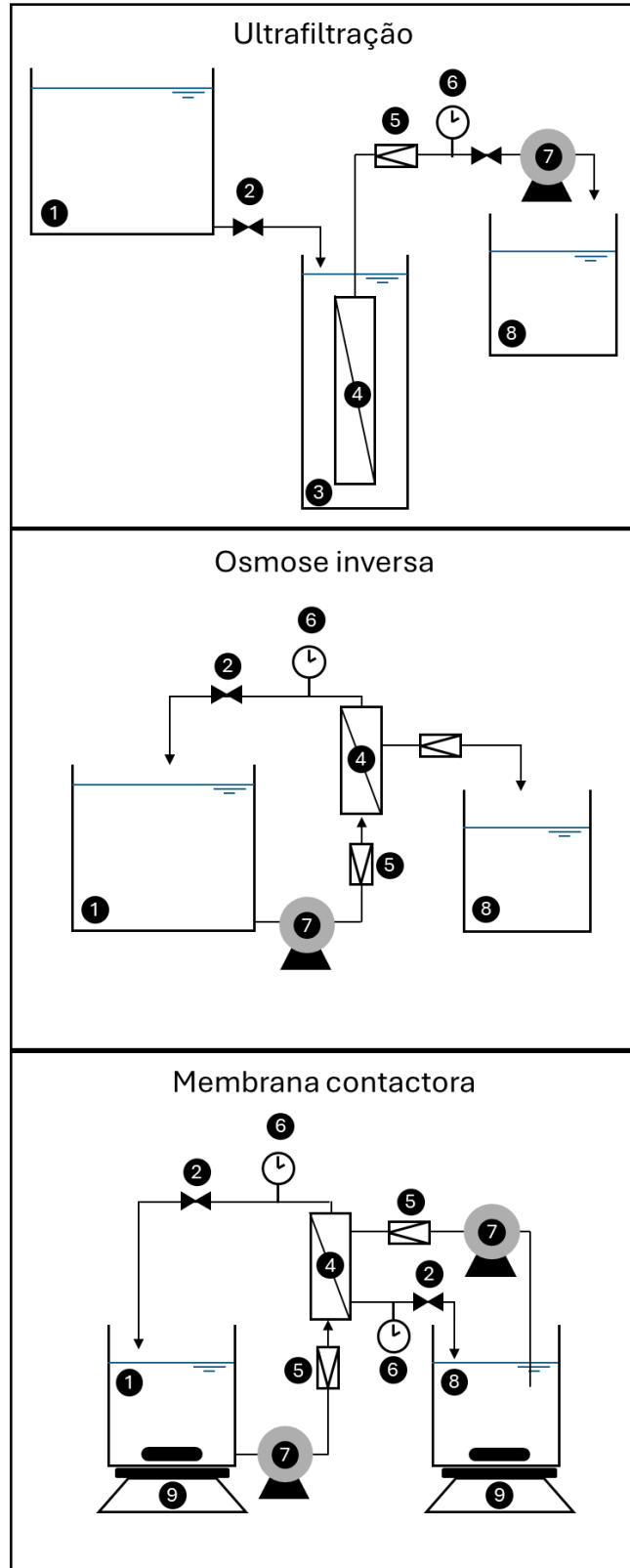
Para viabilizar o processo de recuperação da amônia e gerar água para reúso a partir do efluente de UASB, foram aplicados os seguintes processos de separação por membranas de forma sequencial (ou seja, não em sistema contínuo): (1) ultrafiltração (UF), para retenção de sólidos; (2) osmose inversa (OI), para produção de água para reúso e geração do concentrado rico em amônio; e (3) membrana contactora (MC), para recuperação da amônia do concentrado da OI (Figura 19).

Figura 19 – Fluxograma dos processos UF-OI-Membranas contactoras



As membranas de UF utilizadas foram de fibra oca de polietileno da marca Veolia®, modelo Zeewee500, com tamanho de poros médios de 0,04 μm , área superficial de 0,9 m^2 e foram operadas a -0,5 bar de pressão aplicada, vazão de 9 L/h e fluxo de 10 L/h/ m^2 , submerso em tanque com o esgoto tratado no reator UASB. O módulo de OI utilizado foi do tipo espiral da marca Canature, modelo 2012-100-NPD, com área superficial de 0,5 m^2 , foi operado com 10 bar de pressão aplicada, 2 L/min de alimentação e vazão de 0,13 L/min de produção de permeado. As taxas de recuperação da UF e da OI foram de 89% e 71%, respectivamente

Figura 20 – Aparato experimental das unidades de UF e OI com 1: tanque de alimentação, 2: válvula, 3: tanque de submersão, 4: membrana; 5: rotâmetro, 6 vacuômetro/manômetro, 7: bomba, e 8: tanque de permeado



Para a recuperação de amônia do concentrado da OI, o módulo de contactora utilizado foi o mini módulo X50 Liqui-Cel da 3M, com membrana de polipropileno hidrofóbica, diâmetro interno e externo de 0,22 e 0,30 mm, respectivamente, área superficial de 0,18 m² e porosidade de 40%. Os ensaios foram realizados em batelada durante 2 horas, com 1 litro de concentrado de OI pelo lúmen da membrana e 1 litro de ácido sulfúrico a 0,1 M pelo casco, ambos a vazão de 0,35 L/min e 0,1 bar de pressão. Foi avaliado o efeito do pH e da temperatura do efluente na eficiência da remoção e recuperação de amônia, como apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Condições do ensaio para recuperação de amônia

Ensaio	Temperatura (°C)	pH
1	25	9
2	25	10
3	25	11
4	42,5	9
5	42,5	10
6	60	8
7	60	9
8	60	11

2.2 Métodos analíticos

Amostras do efluente do UASB, concentrado e permeado da UF e concentrado e permeado da OI foram analisados segundo os seguintes parâmetros: condutividade elétrica (2510), cor aparente (2120), pH (4500-H⁺), DQO (5220), amônia (4500-NH₃), NTK (4500-Norg), nitrito (4500-NO₂⁻), nitrato (4500-NO₃⁻), fósforo (4500-P), SST (2540-D), SSV (2540-E), SSF (2540-E), cloreto (4500-Cl⁻), cálcio (3500-Ca B), magnésio (3500-Mg B) e ferro (3500-Fe B) (APHA, 2017).

3 Resultados e discussão

3.1 Produção de água para reúso

A primeira etapa do tratamento consistiu na remoção de sólidos empregando ultrafiltração. Em seguida, o permeado da UF foi direcionado à OI, a fim de gerar água de reúso e concentrado rico em nitrogênio. O fluxo na membrana de OI foi de 15,6 L/m²/h. Na Tabela 9 são apresentadas as caracterizações dos efluentes de cada etapa do tratamento.

Tabela 9 – Caracterização dos efluentes de cada etapa de tratamento

Parâmetro	Afluyente	Concentrado	Permeado	Concentrado	Permeado
	UF	UF	UF	OI	OI
Volume (L)	63	7	56	16	40
Condutividade elétrica (uS/cm)	841	904	860	2572	42.3
Cor aparente (uH)	332	504	78	224	0
pH	7.16	7.39	7.35	7.64	6.11
DQO (mg.L ⁻¹)	87.26	165.95	68.23	144.90	1.00*
Amônia (mg.L ⁻¹)	45.25	42.99	43.55	137.44	0.05*
NTK (mg.L ⁻¹)	49.21	52.04	48.08	147.06	0.05*
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0.01*	0.01*	0.01*	0.01*	0.01*
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0.01*	0.01*	0.63	2.06	0.01*
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	8.6	10.6	7.8	29.9	0.1*
SST (g/L)	0.036	0.142	0.008	-	-
SSV (g/L)	0.031	0.118	0.008	-	-
SSF (g/L)	0.005	0.024	0.000	-	-
Cloreto (mg.L ⁻¹)	12	12.5	10.5	35	0,1*
Calcio (mg.L ⁻¹)	6.2	6.9	4.5	10.0	0.9
Magnésio (mg.L ⁻¹)	20.6	20.1	18.0	31.3	0.5
Ferro (mg.L ⁻¹)	0.78	1.7	0.3	1.1	0.1*

*Limite quantitativo do método

Nota-se que o concentrado da UF possui valores similares ao do afluyente bruto, com exceção da DQO e sólidos, uma vez que o intuito desta etapa era a remoção de material particulado, o que inclui matéria orgânica particulada. Assim, uma das alternativas para disposição deste efluyente é o retorno para o início do tratamento na ETE, em que os sólidos e a DQO são removidos por outras etapas do tratamento.

Como em GIRALDO MEJÍA et al., (2022), foi possível produzir água para reúso de excelente qualidade a partir de tratamento secundário de esgoto sanitário, assim, demonstrando o potencial de remoção dos compostos analisados.

Pela legislação do estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2020), o permeado da OI pode ser utilizado para irrigação paisagística e agrossilvipastoris de culturas que não sejam ingeridas cruas, uso urbano como limpeza de vias e praças, lavagem de veículos e indústrias. Considerando a legislação do estado de São Paulo que dispõem sobre o reúso direto não potável de água (SÃO PAULO, 2020), o permeado da OI atendeu todos os parâmetros para classe A, podendo ser utilizada para irrigação paisagística, limpeza de vias, construção civil, desobstrução de galerias de água pluvial e rede de esgoto, lavagem de veículos e combate a incêndio. Com relação a

legislação do estado do Rio Grande do Sul(RIO GRANDE DO SUL, 2020), a qualidade obtida atende os padrões da classe A e B, o que inclui irrigação paisagística, lavagem de logradouros, lavagem de veículos, abatimento de poeira, construção civil e à desobstrução de redes de esgoto pluvial e/ou cloacal.

3.2 Recuperação e remoção de amônia por membrana contactora

O concentrado da OI foi submetido à membrana contactora para recuperação de amônia após correção de pH com hidróxido de sódio. O pH inicial foi de 7,21, e para atingir pH de 8, 9, 10 e 11, foram necessários 0,04, 0,14, 0,46 e 0,77 mg de NaOH, respectivamente, para 1 litro de efluente. Para cálculo dos custos, foram adotados os valores de mercado de 6,51 R\$/kg de NaOH (para elevação do pH), 82,44 R\$/L de H₂SO₄ (para solução extratora e redução do pH a 9) e 40,05 R\$/kg de (NH₄)₂SO₄. Para cálculo da demanda e custo de energia, foi utilizada a Equação 9, em que *m* é a massa de água (kg), ΔT é a variação de temperatura (°C) e *n* é a eficiência do processo (80%) e considerando o custo de energia elétrica de 0,37 R\$/kWh (CEMIG, 2025). Foi considerado redução do pH até 9 após passagem pela contactora para atender o padrão de lançamento de efluente vigente no estado de Minas Gerais (COPAM, 2022). Os resultados de remoção e recuperação de amônia durante os ensaios estão apresentados na Tabela 10.

Equação 9 – Cálculo da demanda energética
$$Energia (kWh) = 4,18 * m * t * \Delta T / n / 3600$$

Tabela 10 – Resultados dos ensaios com membrana contactora

Ensaio	Temperatura (°C)	pH	Recuperação (%)	Remoção (%)	Massa de NH ₄ recuperada / m ³ de concentrado de OI (kg)	ganhos com (NH ₄) ₂ SO ₄ / m ³ de concentrado de OI (reais)	Custo com NaOH / m ³ de concentrado de OI (reais)	Custo com H ₂ SO ₄ / m ³ de concentrado de OI (reais)	Custo com energia para manutenção da temperatura / m ³ de concentrado de OI (reais)
1	25	9	56%	58%	0.080	3.220	0.0009	0,459	0.000
2	25	10	90%	98%	0.129	5.175	0.0030	0,488	0.000
3	25	11	95%	100%	0.136	5.452	0.0050	0,508	0.000
4	42,5	9	78%	91%	0.111	4.440	0.0009	0,459	9.411
5	42,5	10	88%	100%	0.128	5.106	0.0030	0,488	9.411
6	60	8	86%	98%	0.120	4.825	0.0003	0,459	18.822
7	60	9	93%	99%	0.134	5.383	0.0009	0,459	18.822
8	60	11	98%	99%	0.140	5.590	0.0050	0,508	18.822

Para as recuperações de amônia acima de 90%, foi produzido uma solução de sulfato de amônio com concentração de 10%, equivalente a 1 g/L de sulfato de amônio, valor superior ao obtido por NORIEGA-HEVIA et al. (2020) com esgoto real (efluente do tratamento de lodo) e inferior ao obtido por GARCIA-GONZÁLEZ; VANOTTI (2015) com esterco suíno.

Pelos resultados, foi observado que, para temperatura de 60°C, a recuperação de amônia foi superior a 86% e a remoção foi superior a 98%, remoção esta superior ao usualmente obtido por rotas biológicas. Entretanto, a elevação da temperatura até 60°C envolve elevado custo energético, tornando-se inviável economicamente. É possível reduzir o gasto com energia por meio de aquecedores solares, assim, a energia elétrica seria utilizada apenas para manutenção das bombas, períodos noturnos e eventuais momentos em que não seja atingida a temperatura ajustada.

Considerando o aquecimento apenas por energia elétrica, o ajuste de pH se torna crucial para viabilizar a remoção e recuperação de amônia, economicamente. Nota-se que, na temperatura ambiente (25°C), a variação de pH 9 para pH 10, incrementou em recuperação de 56% para 90%, um ganho de 61% de recuperação.

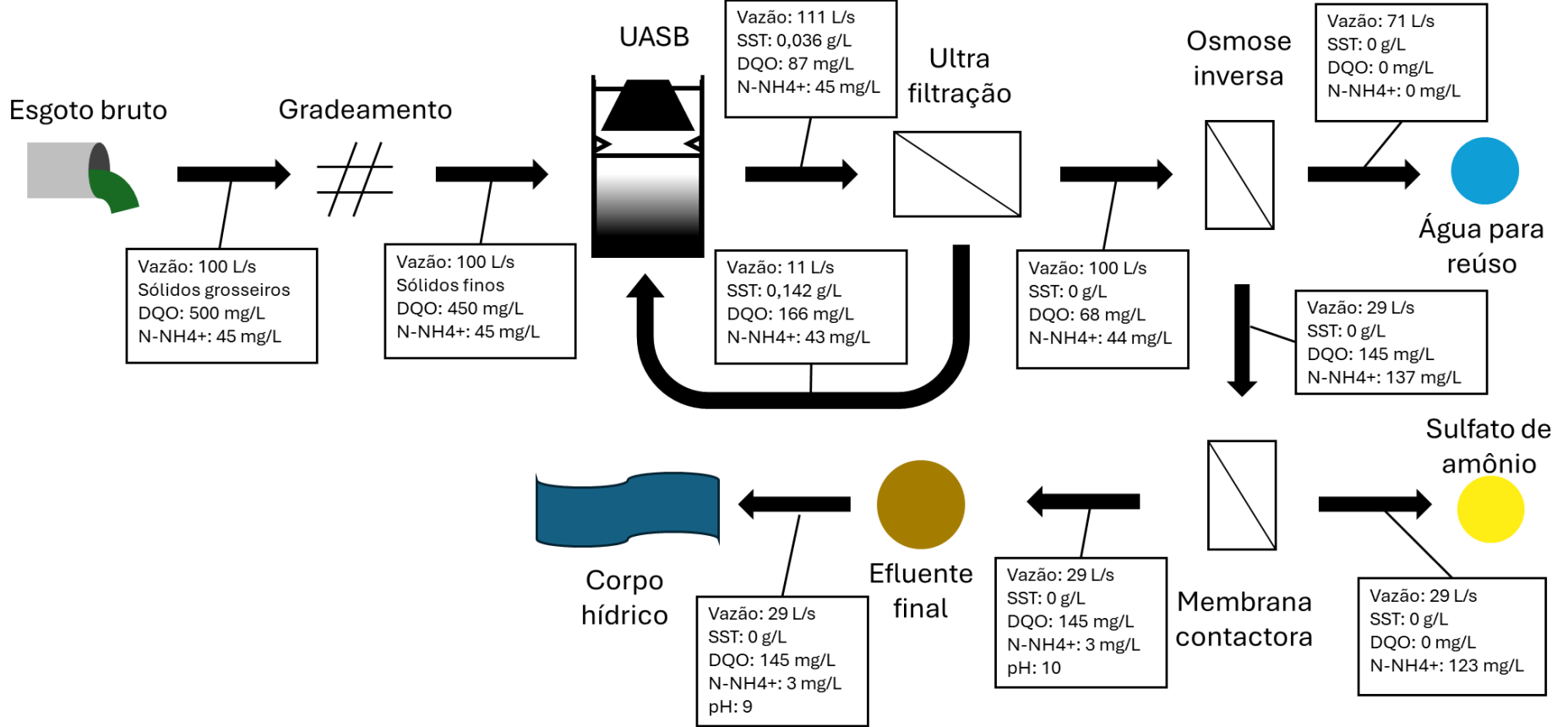
Nesta mesma faixa de pH (=10), NORIEGA-HEVIA et al. (2021) obtiveram a melhor relação econômica entre dosagem de produtos químicos e recuperação de amônia em uma análise econômica com uso de membranas contactoras para estações de tratamento de esgoto em escala real.

3.3 Aplicação

Considerando a aplicação em escala real de sistema UF, OI e MC para atender os padrões de lançamento de pH, temperatura, DQO e nitrogênio da legislação vigente no estado de Minas Gerais, Brasil (COPAM, 2022), há possibilidade de operar o sistema com pH 9 a temperatura de 40°C para atingir eficiência de recuperação de amônia próximo a 78% e sem necessidade de promover adequação posterior. Para obter maiores eficiências de recuperação, o efluente deverá ser adequado ao padrão de lançamento com relação ao pH e/ou temperatura.

Considerando uma adequação do pH do efluente em 10 para que se possa atingir 98% de remoção e 90% de recuperação de amônia a 25°C, na Figura 21 é apresentado um fluxograma da ETE Nova Contagem caso sistema UF-OI-MC fosse implementado.

Figura 21 – Fluxograma de tratamento da ETE Nova Contagem com sistema UF-OI-MC



4 Conclusões

Neste capítulo, foi avaliada a recuperação de nitrogênio de esgoto sanitário por processo UF-OI-MC. As principais conclusões são:

1. O permeado da OI apresentou qualidade satisfatória e atende a legislação de diversos estados brasileiros para reúso direto não potável, com diversas finalidades como irrigação paisagística, lavagem de vias e carros, usos industriais e construção civil e combate a incêndio;
2. Foi possível produzir sulfato de amônio a 10%, ajustando o pH do efluente para 10, em temperatura ambiente (25 °C);
3. Em condições reais de aplicação do sistema UF-OI-MC na ETE Nova Contagem, é possível produzir 6000 m³ por dia de água de reúso e recuperar 300 kg de amônia por dia;

Para futuras pesquisas, sugere-se avaliar diferentes parâmetros operacionais, como outros tempo de contato na contactora (15, 30, 60, 90 e 150 min), concentração do ácido de extração (0,05, 0,2 e 0,5 M) e transportar os melhores resultados para serem aplicados em escala piloto.

Capítulo 4 – Avaliação econômica de pós-tratamento de esgoto sanitário tratado por UASB para remoção/recuperação de nitrogênio: biorreator com membranas híbridas e processo ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras

1 Introdução

O nitrogênio é um nutriente muito utilizado no setor agrícola como insumo de fertilizantes para plantações, tanto para produção de alimento quanto para monoculturas de cana-de-açúcar (etanol), pinos (madeira), soja (ração bovina), dentre outros. Para isso, é utilizado o nitrogênio presente na atmosfera através do processo HABER-BOSH que converte o nitrogênio gasoso (N_2) para amoniacal (NH_4) (LIU, HUAZHANG, 2014). Este processo demanda uma quantidade elevada de energia, além de interferir no ciclo natural do nitrogênio (VAN DER HOEK; DUIJFF; REINSTRA, 2018).

Além do ar atmosférico, uma outra fonte de nitrogênio é o esgoto sanitário produzido pela população, que contém nitrogênio na forma amoniacal. Este nutriente é comumente associado como um contaminante, pois, caso despejado em um corpo hídrico receptor, pode causar severos impactos ao ecossistema aquático (DODDS; SMITH, 2016). Por este motivo, estações de tratamento de esgoto visam a remoção biológica de nitrogênio (RBN), usualmente utilizando processos como nitrificação e desnitrificação (JAMES; VIJAYANANDAN, 2023). A RBN é comumente associada por serem métodos mais simples e com menores custos envolvidos, quando comparado a processos físico-químicos (ARUMUGHAM *et al.*, 2024).

Entretanto, com recentes avanços nas tecnologias de separação por membranas, processos que utilizam ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras estão cada dia com custos mais reduzidos. Assim, com conceito de biorrefinarias aplicado a estações de tratamento de esgoto (ETE) (GUVEN *et al.*, 2023), é possível aplicar processos para recuperação química de nitrogênio (RQN) no esgoto sanitário, que passa a ser visto como uma fonte de recursos para gerar produtos, e.g., sulfato de

amônio e água de reúso .Entretanto, como retratado por DIAZ-ELSAIED et al., (2019), a escala de aplicação irá interferir nos custos de instalação e operação, e na quantidade de insumos recuperados e produzidos. Este fato já foi observado por MOREIRA et al., (2021) com membranas recicladas de osmose inversa.

Na literatura, são encontrados diversos estudos com a aplicação de biorreatores com membranas para remoção de amônia (HOLAKOO *et al.*, 2007; MAO *et al.*, 2020; PENG *et al.*, 2015; ZHONG *et al.*, 2023) e processos de separação de membranas com membranas contactoras para recuperação do nitrogênio (LI, Y. *et al.*, 2024; RAHIMI; MODIN; MIJAKOVIC, 2020; VAN DER HOEK; DUIJFF; REINSTRA, 2018; ZHU, Y. *et al.*, 2024), entretanto, são escassos os estudos que avaliam aspectos econômicos de ambos os processos para um mesmo efluente. Assim, essa pesquisa tem por objetivo fornecer à literatura uma avaliação econômica preliminar entre um processo biológico e um processo físico-químico para esgoto sanitário real tratado por UASB.

2 Metodologia

2.1 ETE Nova Contagem

A estação de tratamento de esgoto Nova Contagem está localizada em Contagem/MG e conta com tratamento preliminar, tratamento anaeróbio (4 reatores UASB) e tratamento terciário por filtro percolador, com capacidade de tratamento de 100 L/s, atendendo uma população aproximada de 70.000 habitantes.

O efluente utilizado em ambas as rotas de tratamento foi uma amostra composta dos reatores UASB em operação. A caracterização do efluente é apresentada na Tabela 11.

Tabela 11 – Estatística descritiva do efluente de UASB

Parâmetro	Unidade	Média ± erro	Mediana	Máximo	Mínimo	n
pH	-	7.49 ± 0.06	7.48	8.60	6.07	49
DQO	mg.L ⁻¹	75.49 ± 1.93	76.85	108.80	38.27	49
NH ₄	mg.L ⁻¹	46.13 ± 0.61	45.25	54.30	39.03	42
NT	mg.L ⁻¹	50.78 ± 0.73	49.21	68.38	42.99	47

2.2 Aparato experimental

Para rota biológica, foram utilizados um tanque de alimentação, bomba de alimentação, tanque para o biorreator, módulo de membranas para aeração, bomba de ar, módulo de membranas para filtração, tanque de vácuo, bomba de vácuo, tanque de permeado e bomba de permeado. As membranas utilizadas foram de ultrafiltração de fibras ocas de PVDF, com tamanho médio de poros de 0,04 μm e área superficial de 0,08 m^2 para filtração e 0,12 m^2 para aeração. A permeabilidade nas membranas para filtração foi de 446 $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ no início da operação. Nas membranas aeradas, foi aplicado 8 L/h de ar atmosférico à pressão de 0,1 bar com fluxo aberto.

Para a rota físico-química, foram utilizados ultrafiltração (UF), osmose inversa (OI) e membrana contactora (MC), para recuperação da amônia do concentrado da OI. As membranas de UF utilizadas foram da marca Veolia® de fibra oca de polietileno com tamanho de poros médios de 0,04 μm , área superficial de 0,9 m^2 , -0,5 bar de pressão aplicada, vazão de 1,5 L/min, submerso em tanque com o esgoto tratado no reator UASB. O módulo de OI utilizado foi espiral, com área superficial de 0,5 m^2 , 10 bar de pressão aplicada e vazão de 0,5 L/min. Para a recuperação de amônia do concentrado da OI, o módulo de contactora utilizado foi o mini-módulo X50 Liqui-Cel da 3M, com membrana de polipropileno hidrofóbica, diâmetro interno e externo de 0,22 e 0,30 mm, respectivamente, área superficial de 0,18 m^2 e porosidade de 40%. Os ensaios foram realizados durante 2 horas, com 1 litro de concentrado de OI e 1 litro de ácido sulfúrico a 0,1 M, ambos com vazão de 0,35 L/min a 0,1 bar de pressão.

2.3 Parâmetros analíticos

Durante a operação do biorreator, amostras do efluente de UASB e do permeado foram analisadas para pH, DQO, amônia, NTK, nitrito e nitrato, enquanto para o processo UF-OI-MC, amostras de efluente do UASB, permeado da UF, concentrado da UF, permeado da OI e concentrado da OI foram os seguintes parâmetros: Condutividade elétrica, Cor, pH, DQO, Amônia, NTK, Nitrito, Nitrato, Fósforo, SST, SSV, SSF, Cloreto, Cálcio, Magnésio e Ferro. Todos os parâmetros analisados foram realizados conforme *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

2.4 Avaliação econômica

O método de estimativa dos custos e balanço econômico consiste na avaliação do capital inicial (CAPEX) e custos operacionais (OPEX), com base em 8 vazões de tratamento: 0,50, 5, 50, 100, 200, 500, 1000, 1500, 2000 e 3000 L/s e tempo de projeto de 20 anos. Considerando a geração de esgoto de 135 L/d/hab, a população equivalente atendida é de 320, 3.200, 32.000, 64.000, 128.000, 640.000, 960.000, 1.280.000 e 1.920.000 habitantes, respectivamente.

Para realizar o balanço econômico, foi utilizado o método de Valor Presente Líquido (VPL) (Equação 10) aos custos mensais, para converter em custos anuais, e Custo Anual Equivalente (CAE) (Equação 11) para o investimento inicial, convertendo em custos anuais (FREGONARA; FERRANDO, 2020), em que FC_t é o fluxo de caixa, i a taxa de juros, t o tempo, e C o investimento inicial. Na Figura 22 é sintetizada a metodologia utilizada.

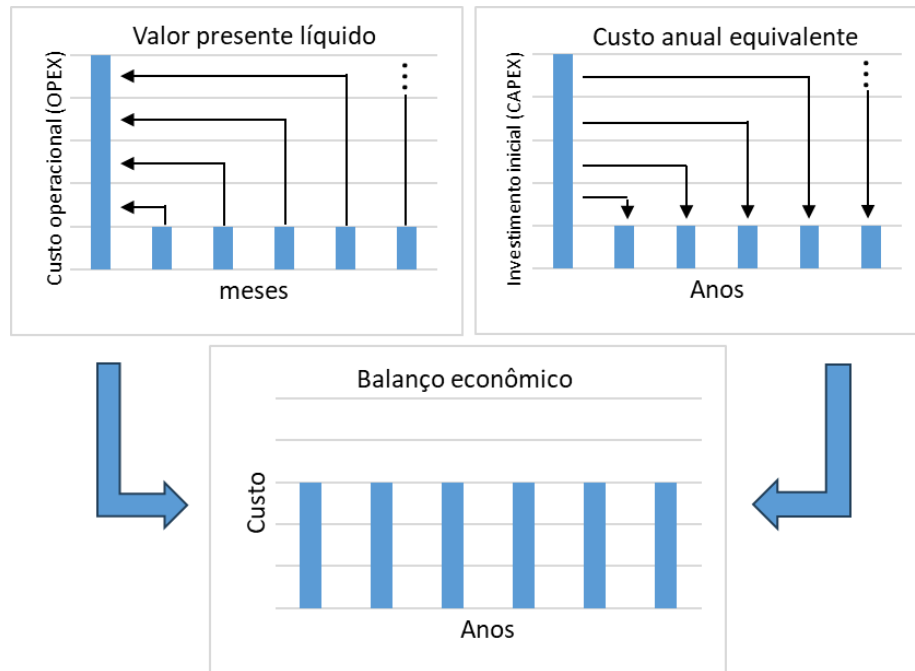
Equação 10 – Valor Presente Líquido (VPL)

$$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t}$$

Equação 11 – Custo Anual Equivalente (CAE)

$$CAE = \frac{C \cdot i}{1 - (1+i)^{-t}}$$

Figura 22 – Metodologia para balanço econômico



As premissas estabelecidas para análise financeira consideram a taxa de juros de 12% ao ano (valor da taxa SELIC no Brasil em 2025), tempo de vida útil das membranas de ultrafiltração, osmose inversa e membrana contactora de 7, 5 e 3 anos, respectivamente e salários para engenheiro e operador de 8500 e 2500 reais mensais, respectivamente. Outros valores adotados, obtidos na literatura ou obtidos em laboratório são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 – Custos adotados para análise economia

Parâmetros	Valor	Unidade	Referência
Bomba de água pequena (<100 L/s)	2500	R\$/und	1
Bomba de água grande (>100 L/s)	5500	R\$/und	1
Bomba de ar pequena (<4 m ³ /s)	2000	R\$/und	1
Bomba de ar grande (>4 m ³ /s)	4500	R\$/und	1
Aquisição UF	150	R\$/m ²	1
Aquisição OI	200	R\$/m ²	1
Aquisição MC	400	R\$/m ²	1
Permeabilidade OI a 10 bar	15,6	L/min/m ²	2
Fluxo MC	1.94	L/min/m ²	2
Água de reúso	6.18	R\$/m ³	1
Custo da energia	0.3704	R\$/kWh	(CEMIG, 2025)
Energia aeração MABR	0.21	kWh/m ³	(TIROSH; SHECHTER, 2020)
Energia UF	0.68	kWh/m ³	(HAO <i>et al.</i> , 2018)
Energia OI	1.8	kWh/m ³	(TUFA <i>et al.</i> , 2019)

Parâmetros	Valor	Unidade	Referência
Energia MC	0.1	kWh/m ³	(UZKURT KALJUNEN et al., 2021a)
Limpeza mensal de UF	1.05	L / m ²	²
Hipoclorito de sódio 10%	3,66	R\$/L	¹
Ác. Sulfúrico 98% (H ₂ SO ₄)	82,44	R\$/L	¹
Hidróxido de sódio (NaOH)	6,51	R\$/kg	¹
Sulfato de amônio 99% (NH ₄) ₂ SO ₄)	40,05	R\$/kg	¹
Volume de NaOH até pH 9	0.14	mg NaOH / L	²
Volume de NaOH até pH 10	0.46	mg NaOH / L	²
Volume de H ₂ SO ₄ até pH 9	0.35	ml H ₂ SO ₄ / L	²

¹ obtido no mercado (nome da empresa não divulgado); ² obtido em laboratório

A taxa de recuperação de amônia foi fixada em 90%, considerando dois cenários: (1) com elevação da temperatura até 42,5 °C e posterior adequação da temperatura para atender o padrão de lançamento do estado de Minas Gerais, Brasil (40 °C) , e (2) com elevação do pH a 10, com posterior adequação do pH a 9 para atender o mesmo padrão de lançamento.

Para o cenário 1 (UF-OI-MC-1), foi considerado um tanque com volume correspondente para atender TDH de 24h para adequação da temperatura de 25 a 42,5 °C e o cálculo da energia gasta para aquecimento é expressa na Equação 12, em que Q é a vazão (L/s), t é o tempo de 2h de aquecimento (s), ΔT é variação de temperatura (°C) e n é a eficiência do processo (80%); no cenário 2 (UF-OI-MC-2) foi considerado um tanque com TDH de 30 minutos para dosagem e mistura de ácido sulfúrico para correção do pH.

Equação 12 – Consumo de energia para aquecimento de água

$$Energia (kWh) = 4,18 * Q * t * \Delta T / n / 3600$$

3 Resultados e discussões

A operação do biorreator inclui custos iniciais como a implementação do projeto e aquisição inicial de equipamentos e custos mensais com mão de obra, energia e produtos químicos. Na Tabela 13, são apresentados os custos estimados para cada escala de tratamento.

Tabela 13 – CAPEX e OPEX da operação do biorreator para diferentes escalas de aplicação

Parâmetro	0,5 L/s	5 L/s	50 L/s	100 L/s	200 L/s	500 L/s	1000 L/s	1500 L/s	2000 L/s	3000 L/s
CAPEX										
Custos com implementação (R\$)	200000	200000	300000	300000	400000	500000	1000000	5000000	8000000	10000000
Bomba água P (un)	2	2	4	-	-	-	-	-	-	-
Bomba água G (un)	-	-	-	2	3	4	6	7	8	10
Tanque Biorreator (m³)	50	500	5000	10000	20000	50000	100000	150000	200000	300000
Custo tanque (R\$)	2000	10000	100000	200000	500000	1000000	1500000	2000000	2500000	3000000
Bomba ar P	2	2	3	4	-	-	-	-	-	-
Bomba ar G	-	-	-	-	1	2	4	6	7	8
Área membrana aeração (m²)	630	6300	63000	126000	252000	630000	1260000	1890000	2520000	3780000
Área membrana filtração (m²)	950	9500	95000	190000	380000	950000	1900000	2850000	3800000	5700000
Aquisição UF inicial (R\$)	237000	2370000	23700000	47400000	94800000	237000000	474000000	711000000	948000000	1422000000
Equipamentos (R\$)	248000	2389000	23816000	47619000	95321000	238031000	475551000	713065500	950575500	1425091000
Total (R\$)	448000	2589000	24116000	47919000	95721000	238531000	476551000	718065500	958575500	1435091000
Total por ano (R\$)	59978	346612	3228621	6415337	12815011	31934239	63800067	96133733	128332919	192128232
OPEX										
Operadores (un)	2	2	2	2	2	3	3	4	4	6
Engenheiros (un)	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Mão de obra (R\$)	13500	13500	13500	13500	13500	16000	16000	27000	27000	32000
Aquisição UF por tempo de uso (R\$)	3160	31600	316000	632000	1264000	3160000	6320000	9480000	12640000	18960000
Energia (kWh)	1153.44	11534.4	115344	230688	461376	1153440	2306880	3460320	4613760	6920640
Energia (R\$)	427	4272	42720	85440	170880	427201	854401	1281602	1708803	2563204
Hipoclorito (L)	1000	10000	100000	200000	400000	1000000	2000000	3000000	4000000	6000000
Hipoclorito (R\$)	3660	36600	366000	732000	1464000	3660000	7320000	10980000	14640000	21960000
Total (R\$)	20747	85972	738220	1462940	2912380	7263201	14510401	21768602	29015803	43515204
Total por ano (R\$)	233511	967622	8308724	16465505	32779066	81747886	163315691	245007302	326575107	489766992

Para o processo UF-OI-MC, custos iniciais com implementação do projeto, compra de equipamentos e membranas foram considerados, e custos mensais elencados como mão de obra, energia elétrica, produtos químicos e adequação do efluente final. Na Tabela 14 e na Tabela 15, são apresentados os custos com CAPEX e OPEX do UF-OI-MC do cenário 1 e do cenário 2, respectivamente.

Tabela 14 – CAPEX e OPEX da operação de UF-OI-MC 1 para diferentes escalas de aplicação

Parâmetro	0,5 L/s	5 L/s	50 L/s	100 L/s	200 L/s	500 L/s	1000 L/s	1500 L/s	2000 L/s	3000 L/s
Vazão esgoto (L/s)	0.50	5.00	50.0	100	200.00	500	1000	1500	2000	3000
Vazão permeado UF (L/s)	0.44	4.38	43.8	88	175	438	875	1313	1750	2625
Vazão concentrado UF (L/s)	0.06	0.63	6.3	13	25	63	125	188	250	375
Vazão permeado OI (L/s)	0.31	3.06	30.6	61	123	306	613	919	1225	1838
Vazão concentrado OI (L/s)	0.13	1.31	13.1	26	53	131	263	394	525	788
CAPEX										
Implementação (R\$)	200000	250000	300000	300000	400000	500000	800000	2000000	3000000	5000000
Bomba água P (un)	2	2	4	4	-	-	-	-	-	-
Bomba água G (un)	-	-	-	-	3	4	6	7	8	10
Equipamentos (R\$)	5000	5000	10000	10000	16500	22000	33000	38500	44000	55000
Tanque para adequação (m³)	11.34	113.4	1134	2268	4536	11340	22680	34020	45360	68040
Tanque para adequação (R\$)	2000	15000	150000	300000	200000	200000	400000	600000	1000000	1500000
Área UF (m²)	950	9500	95000	190000	380000	950000	1900000	2850000	3800000	5700000
Área OI (m²)	18.38	183.8	1838	3675	7350	18375	36750	55125	73500	110250
Área MC (m²)	4.05	40.5	405	810	1620	4050	8100	12150	16200	24300
Custo aquisição UF (R\$)	142500	1425000	14250000	28500000	57000000	142500000	285000000	427500000	570000000	855000000
Custo aquisição OI (R\$)	3675	36750	367500	735000	1470000	3675000	7350000	11025000	14700000	22050000
Custo aquisição MC (R\$)	1620	16200	162000	324000	648000	1620000	3240000	4860000	6480000	9720000
Total (R\$)	354795	1747950	15239500	30169000	59734500	148517000	296823000	446023500	595224000	893325000
Total por ano (R\$)	47500	234013	2040246	4038989	7997182	19883275	39738301	59713082	79687863	119597261
OPEX										
Operadores (un)	2	2	2	2	2	2	3	3	4	4
Engenheiros (un)	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Mão de obra (R\$)	13500	13500	13500	13500	13500	13500	16000	24500	27000	27000
Energia aquecimento (kWh)	6747	67473	674730	1349460	2698920	6747300	13494600	20241900	26989200	40483800
Custo energia aquecimento (R\$)	4998	49980	499801	999602	1999203	4998008	9996015	14994023	19992031	29988046
Custo energia UF (R\$)	326	3264	32640	65280	130560	326401	652801	979202	1305602	1958403

Parâmetro	0,5 L/s	5 L/s	50 L/s	100 L/s	200 L/s	500 L/s	1000 L/s	1500 L/s	2000 L/s	3000 L/s
Custo aquisição UF reposição (R\$)	4731	23306	203193	402253	796460	1980227	3957640	5946980	7936320	11911000
Custo energia OI (R\$)	529	5292	52920	105840	211680	529201	1058402	1587602	2116803	3175205
Custo aquisição OI reposição (R\$)	69	686	6860	13720	27440	68600	137200	205800	274400	411600
Custo energia MC (R\$)	13	126	1260	2520	5040	12600	25200	37800	50400	75600
Custo aquisição MC reposição (R\$)	50.4	504	5040	10080	20160	50400	100800	151200	201600	302400
vazão solução extratora (L/s)	0.13	1.31	13.13	26.25	52.50	131.25	262.50	393.75	525.00	787.50
Hipoclorito (L)	1000.00	10000.00	100000.00	200000.00	400000.00	1000000.00	2000000.00	3000000.00	4000000.00	6000000.00
Hipoclorito (R\$)	3660.00	36600.00	366000.00	732000.00	1464000.00	3660000.00	7320000.00	10980000.00	14640000.00	21960000.00
Ac sulfúrico (L)	1.87	18.71	187.11	374.22	748.44	1871.10	3742.20	5613.30	7484.40	11226.60
custo ac sulfúrico (R\$)	154253.484	1542534.84	15425348.4	30850696.8	61701393.6	154253484	308506968	462760452	617013936	925520904
Correção pH (kg)	0.047628	0.47628	4.7628	9.5256	19.0512	47.628	95.256	142.884	190.512	285.768
custo NaOH (R\$)	0.31005828	3.1005828	31.005828	62.011656	124.023312	310.05828	620.11656	930.17484	1240.23312	1860.34968
Sulfato de amônio (L)	0.12	1.18	11.81	23.63	47.25	118.13	236.25	354.38	472.50	708.75
Custo sulfato (R\$)	159412.617	1594126.17	15941261.7	31882523.4	63765046.8	159412617	318825234	478237851	637650468	956475702
Custo água reúso (R\$)	4906	49057	490568	981137	1962274	4905684	9811368	14717052	19622736	29434104
Custo total (R\$)	188877	1743269	17281324	34545014	69068481	172640030	345266246	517910389	690548533	1035815819
Ganho total (R\$)	164318	1643183	16431830	32863660	65727320	164318301	328636602	492954903	657273204	985909806
Total (R\$)	24559	100086	849494	1681354	3341161	8321729	16629644	24955486	33275329	49906013
Total por ano (R\$)	276409	1126476	9561116	18923767	37605024	93661703	187167935	280875933	374516401	561696042

Tabela 15 – CAPEX e OPEX da operação de UF-OI-MC 2 para diferentes escalas de aplicação

Parâmetro	0,5 L/s	5 L/s	50 L/s	100 L/s	200 L/s	500 L/s	1000 L/s	1500 L/s	2000 L/s	3000 L/s
Vazão esgoto (L/s)	0.50	5.00	50.0	100	200	500	1000	1500	2000	3000
Vazão permeado UF (L/s)	0.44	4.38	43.8	88	175	438	875	1313	1750	2625
Vazão concentrado UF (L/s)	0.06	0.63	6.3	13	25	63	125	188	250	375
Vazão permeado OI (L/s)	0.31	3.06	30.6	61	123	306	613	919	1225	1838
Vazão concentrado OI (L/s)	0.13	1.31	13.1	26	53	131	263	394	525	788
CAPEX										
Implementação (R\$)	200000	250000	300000	300000	500000	500000	800000	2000000	3000000	5000000
Bomba água P (un)	2	2	4	4						
Bomba água G (un)					3	4	6	7	8	10
Equipamentos (R\$)	5000	5000	10000	10000	16500	22000	33000	38500	44000	55000
Tanque para adequação (m³)	0.236	2.363	23.625	47.250	94.500	236.250	472.500	708.750	945.000	1417.500
Tanque para adequação (R\$)	1000	1500	100000	150000	200000	200000	400000	600000	800000	1000000
Área UF (m²)	950	9500	95000	190000	380000	950000	1900000	2850000	3800000	5700000
Área OI (m²)	18.38	183.8	1838	3675	7350	18375	36750	55125	73500	110250
Área MC (m²)	4.05	40.5	405	810	1620	4050	8100	12150	16200	24300
Custo aquisição UF (R\$)	142500	1425000	14250000	28500000	57000000	142500000	285000000	427500000	570000000	855000000
Custo aquisição OI (R\$)	3675	36750	367500	735000	1470000	3675000	7350000	11025000	14700000	22050000
Custo aquisição MC (R\$)	1620	16200	162000	324000	648000	1620000	3240000	4860000	6480000	9720000
Total (R\$)	353795	1734450	15189500	30019000	59834500	148517000	296823000	446023500	595024000	892825000
Total por ano (R\$)	47366	232206	2033552	4018907	8010570	19883275	39738301	59713082	79661087	119530322
OPEX										
Operadores (un)	2	2	2	2	2	2	3	3	4	4
Engenheiros (un)	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Mão de obra (R\$)	13500	13500	13500	13500	13500	13500	16000	24500	27000	27000
Custo energia UF (R\$)	326	3264	32640	65280	130560	326401	652801	979202	1305602	1958403
Custo aquisição UF reposição (R\$)	4717	23126	202527	400253	797793	1980227	3957640	5946980	7933653	11904333

Parâmetro	0,5 L/s	5 L/s	50 L/s	100 L/s	200 L/s	500 L/s	1000 L/s	1500 L/s	2000 L/s	3000 L/s
Custo energia OI (R\$)	529	5292	52920	105840	211680	529201	1058402	1587602	2116803	3175205
Custo aquisição OI reposição (R\$)	69	686	6860	13720	27440	68600	137200	205800	274400	411600
Custo energia MC (R\$)	13	126	1260	2520	5040	12600	25200	37800	50400	75600
Custo aquisição MC reposição (R\$)	50.4	504	5040	10080	20160	50400	100800	151200	201600	302400
Vazão solução extratora (L/s)	0.13	1.31	13.13	26.25	52.50	131.25	262.50	393.75	525.00	787.50
Hipoclorito (L)	1000.00	10000.00	100000.00	200000.00	400000.00	1000000.00	2000000.00	3000000.00	4000000.00	6000000.00
Hipoclorito (R\$)	3660.00	36600.00	366000.00	732000.00	1464000.00	3660000.00	7320000.00	10980000.00	14640000.00	21960000.00
Ac sulfúrico (L)	1.87	18.71	187.11	374.22	748.44	1871.10	3742.20	5613.30	7484.40	11226.60
custo ac sulfúrico (R\$)	156049.74	1560497.4	15604974	31209948	62419896	156049740	312099480	468149220	624198960	936298440
Correção pH (kg)	0.156492	1.56492	15.6492	31.2984	62.5968	156.492	312.984	469.476	625.968	938.952
custo NaOH (R\$)	1.01876292	10.1876292	101.876292	203.752584	407.505168	1018.76292	2037.52584	3056.28876	4075.05168	6112.57752
Correção pH (kg)	119.07	1190.7	11907	23814	47628	119070	238140	357210	476280	714420
custo H2SO4 (R\$)	9930.438	99304.38	993043.8	1986087.6	3972175.2	9930438	19860876	29791314	39721752	59582628
Sulfato de amônio (L)	0.12	1.18	11.81	23.63	47.25	118.13	236.25	354.38	472.50	708.75
Custo sulfato (R\$)	159412.617	1594126.17	15941261.7	31882523.4	63765046.8	159412617	318825234	478237851	637650468	956475702
Custo água reúso (R\$)	4906	49057	490568	981137	1962274	4905684	9811368	14717052	19622736	29434104
Custo total (R\$)	188846	1742910	17278866	34539433	69062653	172622125	345230436	517856674	690474246	1035701722
Ganho total (R\$)	164318	1643183	16431830	32863660	65727320	164318301	328636602	492954903	657273204	985909806
Total (R\$)	24527	99727	847036	1675773	3335332	8303824	16593834	24901771	33201042	49791916
Total por ano (R\$)	276057	1122435	9533460	18860952	37539422	93460180	186764890	280271365	373680297	560411872

Com a utilização apenas do biorreator como pós-tratamento, o custo por m³ de efluente tratado variou de 0,94 R\$/m³ para vazão de 0,5 L/s, 0,42 R\$/m³ para vazão de 5 L/s e 0,37 R\$/m³ para as vazões acima de 50 L/s. Essa equiparação entre os valores das vazões superiores ocorre, pois, a relação entre CAPEX e OPEX diminui, sobressaindo o OPEX devido a operação com vazões elevadas. Com relação ao sistema UF-OI-MC, os custos de tratamento por m³ para ambos os cenários (UF-OI-MC-1 e UF-OI-MC-2) foram praticamente iguais, resultando em 1,04 R\$/m³ para vazão de 0,5 L/s, 0,44 R\$/m³ para vazão de 5 L/s, 0,37 para vazão de 50 e 200 L/s, e 0,36 R\$/m³ para as vazões acima de 500 L/s.

Na Tabela 16, são apresentados custos de tratamento por m³ reportados na literatura para processos biológicos e físico-químicos. Nota-se que os valores reportados no presente estudo se encontram acima da média dos tratamentos convencionais, entretanto, quando comparado a tratamento com membranas, o valor se torna próximo, a depender da escala aplicada (ECHEVARRÍA *et al.*, 2019; HE, C. *et al.*, 2022). Quanto aos processos físico-químicos, não foram encontrados na literatura o custo de operação de um sistema com UF-OI-MC, entretanto, nota-se que o valor por m³ tratado equiparou-se a utilização de ozônio como pós-tratamento de esgoto sanitário (IRANI; KHOSHFETRAT; FOROUZESH, 2021).

Tabela 16 – Custos de tratamento por m³ de efluente

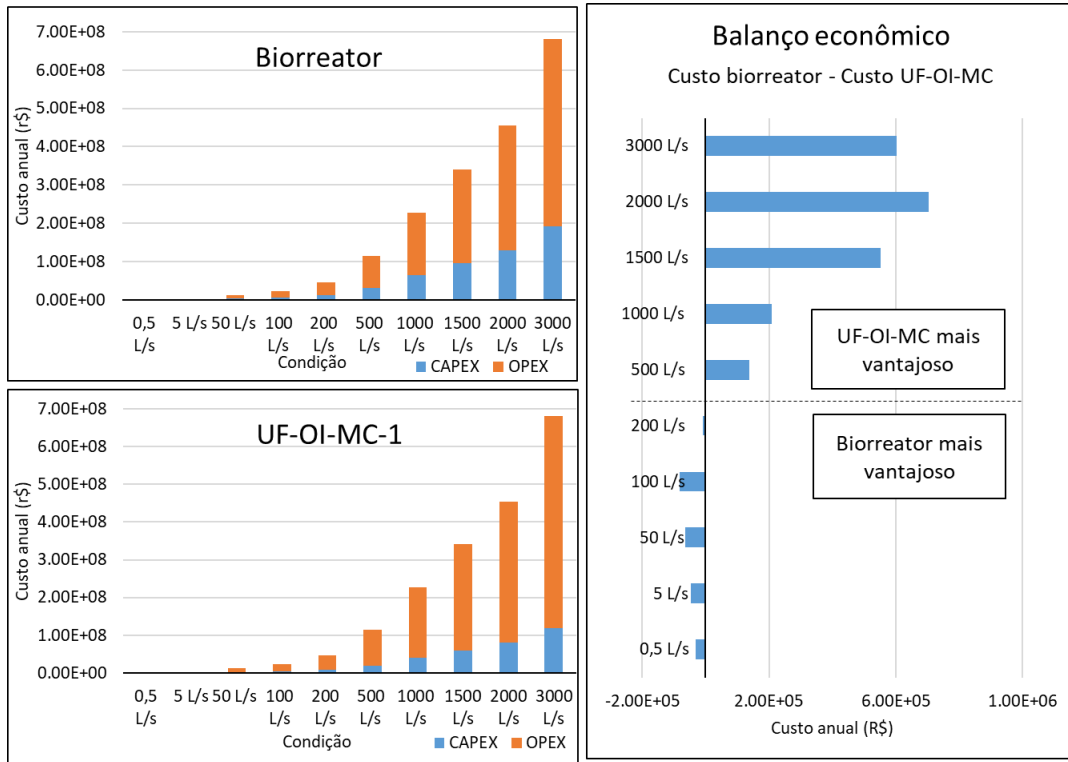
Efluente	Tratamento	vazão (L/s)	custo/m ³	Moeda	Ano de base	Custo (R\$/m ³)	referência
Processos biológicos							
Esgoto municipal	A2O	44	0.14	dólar	2004	0.024	(JIANG, F. <i>et al.</i> , 2004)
Esgoto municipal	Lodos ativados convencional	54	0.13	euro	2015	0.021	(SID <i>et al.</i> , 2017)
Esgoto municipal	Batelada sequencial	1724	0.04	dólar	2017	0.007	(RASHID; LIU; ZHANG, 2020)
Esgoto municipal	A2O	2000	0.13	euro	2018	0.021	(OZGUN <i>et al.</i> , 2021)
Esgoto municipal	Biorreator de leito fixo aerado	0.0003	1.11	dólar	2020	0.188	(IRANI; KHOSHFETRAT; FOROUZESH, 2021)
Água residuária urbana	PAC-MBR	0,8	2,5	euro	2019	0,41	(ECHEVARRÍA <i>et al.</i> , 2019)
Esgoto municipal	MBR + OI	0.7	1.132	CNY	2022	1.398	(HE, C. <i>et al.</i> , 2022)
Esgoto municipal	MF-MABR	0.5	1.236	real	2025	0,94	Este estudo

Efluente	Tratamento	vazão (L/s)	custo/m ³	Moeda	Ano de base	Custo (R\$/m ³)	referência
Esgoto municipal	MF-MABR	5	0.715	real	2025	0.42	Este estudo
Esgoto municipal	MF-MABR	1000	0.657	real	2025	0.37	Este estudo
Processos físico-químicos							
Esgoto municipal	Membranas contactoras	463	0.0095	euro	2021	0.002	(NORIEGA-HEVIA <i>et al.</i> , 2021)
Digestato	coagulação, floculação, sedimentação, membranas contactoras	0.9	1.25	euro	2020	0.203	(UZKURT KALJUNEN <i>et al.</i> , 2021)
Esgoto municipal tratado	ozonização	0.0003	3.9	dólar	2020	0.661	(IRANI; KHOSHFETRAT; FOROUZESH, 2021)
Esgoto municipal tratado	Osiose inversa	24	0.81	dólar	2022	0.137	(NAZARI CHAMAKI; JENKINS; HASHEMPOUR, 2023)
Esgoto municipal	UF-OI-MC	0.5	1.334	real	2025	1.04	Este estudo
Esgoto municipal	UF-OI-MC	5	0.730	real	2025	0.44	Este estudo
Esgoto municipal	UF-OI-MC	1000	0.657	real	2025	0.36	Este estudo

Dólar: 5,90 reais; Euro: 6,15 reais; CNY: 0,81 reais (cotação: janeiro de 2025)

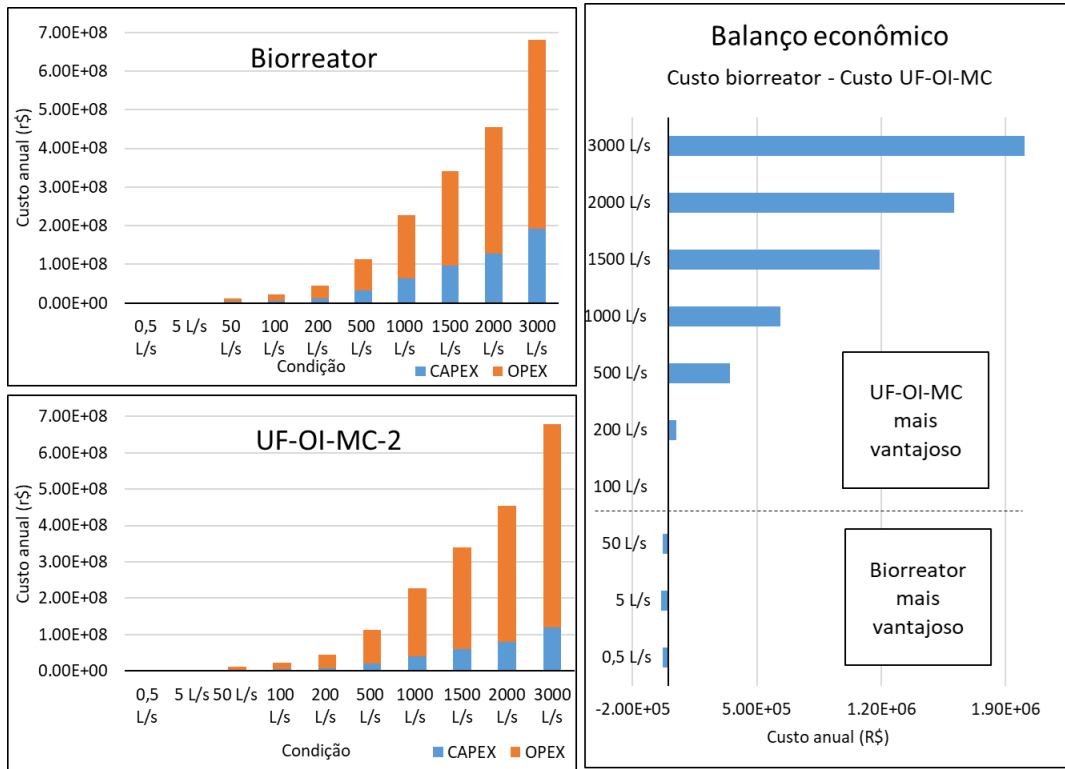
Na Figura 23, são apresentados os custos anuais equivalentes do biorreator e do UF-OI-MC-1 (com adequação da temperatura) e o balanço econômico entre os tratamentos. Foi constatado que até a vazão de 100 L/s, o CAE do biorreator é menor, sendo este o processo mais economicamente viável entre os dois. Na vazão de 200 L/s, há um ponto de virada dos custos, em que a geração dos subprodutos gera uma receita maior, quando comparado ao biorreator. Nas condições com vazão acima de 500 L/s, o processo UF-OI-MC-1 se torna mais rentável, uma vez que há maior quantidade de insumos gerados como sulfato de amônio e água para reúso. Também é interessante notar que o balanço econômico das condições de maiores vazões (2000 e 3000 L/s) reduz, por conta do maior gasto com energia elétrica para elevar a temperatura do efluente, entretanto, ainda mais rentável do que a utilização do biorreator.

Figura 23 – Balanço econômico entre Biorreator e UF-OI-MC-1



No cenário 2 (Figura 24), com adequação ao pH, a utilização do processo UF-OI-MC se sobressai ao biorreator sob perspectiva econômica a partir de 100 L/s, enquanto para vazões inferiores a 100 L/s, o biorreator é ligeiramente mais vantajoso, economicamente. Para maiores vazões, o processo UF-OI-MC-2 se torna mais rentável, devido a maior produção de insumos frente ao consumo de produtos químicos para adequação do pH antes do lançamento no corpo hídrico receptor.

Figura 24 – Balanço econômico entre Biorreator e UF-OI-MC-2



Assim, fica evidente que ao elencar os aspectos econômicos atribuídos nesta avaliação, a escala de aplicação altera a tomada de decisão entre um dos dois processos avaliados. Entretanto, ao optar por um processo ou outro, outros aspectos como investimento inicial, aspectos ambientais e locacionais, disponibilidade de recursos e aspectos culturais devem ser levados em consideração.

4 Conclusões

Nesta avaliação econômica, foi constatado que a escolha da tecnologia, apenas por aspectos econômicos, varia de acordo com sua escala de aplicação. Em vazões menores de tratamento (inferiores a 100 L/s), a operação do biorreator se torna menos onerosa quando comparado aos processos UF-OI-MC. Entretanto, em escalas maiores de tratamento (superiores a 500 L/s), a geração de insumos como sulfato de amônio e água de reúso viabiliza sua aplicação, tornado este processo mais vantajoso, economicamente.

Além de aspectos econômicos, aspectos ambientais e culturais devem ser levados em consideração nas avaliações globais dos processos envolvidos. Por exemplo,

apesar de algumas condições o biorreator ser mais economicamente viável, a elevada remoção de amônia e a promoção do ciclo de vida do nitrogênio são vantagens do processo de separação por membranas que, com condições econômicas favoráveis, devem ser levadas em consideração, visando a construção e operação de ETEs mais sustentáveis e ecológicas.

Conclusões

Nesta pesquisa, foram avaliadas duas rotas de tratamento, uma biológica para remoção de nitrogênio via biorreatores com membranas híbridas e outra físico-química para recuperação de nitrogênio via ultrafiltração, osmose inversa e membranas contactoras, ambas com o mesmo efluente, no caso, esgoto sanitário tratado por UASB. Por fim, uma análise econômica foi realizada para averiguar a viabilidade econômica de cada processo. Assim, as principais conclusões obtidas foram:

- Na operação do biorreator com membranas híbridas, foi possível desenvolver os processos de nitrificação parcial, anammox e desnitrificação simultâneas, com presença, principalmente, dos gêneros *Nitrospira*, *Denitratisoma*, *Candidatus Brocardia*, *Solibacterales* e *Limnobacter*.
- Durante a operação após aclimatação da biomassa, foi obtida remoções de DQO, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total em 63%, 62% e 36%, respectivamente. O valor médio da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente foi inferior ao preconizado pelo padrão de lançamento do estado de Minas Gerais (20 mg.L⁻¹);
- Com processos de ultrafiltração e osmose inversa foi possível produzir água de reuso não-potável com qualidade satisfatória que atende padrões estabelecidos por legislações estaduais de Minas Gerais, São Paulo e Rio Grande do Sul.
- Com a membrana contactora, foi possível recuperar 90% e remover 98% do nitrogênio amoniacal presente no concentrado da osmose inversa com pH 10 à 25°C;
- A avaliação econômica mostra que ambos os processos são aplicáveis em escala real, sendo o biorreator mais vantajoso para vazões inferiores a 100 L/s e o processo UF-OI-MC para vazões superiores, entre 500 e 3000 L/s.

Assim, são elencadas sugestões para estudos futuros a fim de preencher lacunas existentes no tema de remoção/recuperação de nitrogênio:

- Com o mesmo biorreator estudado, avaliar a interferência de aeração intermitente e aeração contínua, diferentes tempos de detenção hidráulica e com maior tempo de operação do sistema;
- Promover outras formas de recuperação de nitrogênio como a precipitação química e comparar com membranas contactoras;
- Elaborar avaliação econômica com mais tipos de biorreatores (leito fixo, lodos ativados) e outros processos de recuperação de nitrogênio (precipitação química) para abarcar as diferentes formas de remoção e recuperação de nitrogênio para um mesmo efluente.

Referências

ABBADI, J. *et al.* Microbial Removal from Secondary Treated Wastewater Using a Hybrid System of Ultrafiltration and Reverse Osmosis. *Journal of Environmental Science and Engineering*, v. 1, n. 7, p. 853–869, 2021.

ABDELFATTAH, A. *et al.* Membrane aerated biofilm reactor system driven by pure oxygen for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 393, p. 130130, fev. 2024.

ADAV, S. S. *et al.* Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, v. 26, n. 5, p. 411–423, set. 2008.

AHMAR SIDDIQUI, M. *et al.* Integrated self-forming dynamic membrane (SFDM) and membrane-aerated biofilm reactor (MABR) system enhanced single-stage autotrophic nitrogen removal. *Bioresource Technology*, v. 345, p. 126554, fev. 2022.

AHMED, T.; SEMMENS, M. J. Use of transverse flow hollow fibers for bubbleless membrane aeration. *Water Research*, v. 30, n. 2, p. 440–446, fev. 1996.

AHN, J. H.; YU, R.; CHANDRAN, K. Distinctive microbial ecology and biokinetics of autotrophic ammonia and nitrite oxidation in a partial nitrification bioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 100, n. 6, p. 1078–1087, 15 ago. 2008.

AHN, Y.-H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 8, p. 1709–1721, ago. 2006.

AKRAM, M. *et al.* A 192-heme electron transfer network in the hydrazine dehydrogenase complex. *Science Advances*, v. 5, n. 4, 5 abr. 2019.

AKRAM, MOHD *et al.* Purification of the key enzyme complexes of the anammox pathway from *DEMON* sludge. *Biopolymers*, v. 112, n. 6, 2 jun. 2021.

AL-AJEEL, S. *et al.* Ammonia-oxidizing archaea and complete ammonia-oxidizing *Nitrospira* in water treatment systems. *Water Research X*, v. 15, p. 100131, maio 2022.

AMANN, R.; FUCHS, B. M. Single-cell identification in microbial communities by improved fluorescence in situ hybridization techniques. *Nature Reviews Microbiology*, v. 6, n. 5, p. 339–348, maio 2008.

ANA, A. N. DE Á. E S. B. *Atlas Esgotos: Despoluição de bacias hidrográficas*.

ANH-VU, N. *et al.* Effects of membrane relaxation rate on performance of pilot-scale membrane aerated biofilm reactors treating domestic wastewater. *Environmental Research*, v. 211, p. 113003, ago. 2022.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. [S.l.]: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2017.

ARUMUGHAM, T. *et al.* Research trends and future directions on nitrification and denitrification processes in biological nitrogen removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 12, n. 2, p. 111897, abr. 2024.

BALMELLE, B. *et al.* Study of Factors Controlling Nitrite Build-Up in Biological Processes for Water Nitrification. *Water Science and Technology*, v. 26, n. 5–6, p. 1017–1025, 1 set. 1992.

BANERJEE, T. *et al.* Preparation, characterization and biodistribution of ultrafine chitosan nanoparticles. *International Journal of Pharmaceutics*, v. 243, n. 1–2, p. 93–105, ago. 2002.

BOCCACCIO, T. *et al.* Characterization of PVDF membranes by vibrational spectroscopy. *Journal of Membrane Science*, v. 210, n. 2, p. 315–329, dez. 2002.

BOCK, E.; KEEPS, H. P.; HARMS, H. Cell biology of nitrifying bacteria. *Special Publications of the Society for General Microbiology*, v. 20, n. 0197–1751, p. 17–38, 1986.

BOEHLER, M. A. *et al.* (NH₄)₂SO₄ recovery from liquid side streams. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 10, p. 7295–7305, 19 maio 2015.

BOUGARD, D. *et al.* Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: Effect of temperature on nitrite accumulation. *Process Biochemistry*, v. 41, n. 1, p. 106–113, jan. 2006.

BUNSE, P. *et al.* Membrane aerated biofilm reactors for mainstream partial nitrification/anammox: Experiences using real municipal wastewater. *Water Research X*, v. 9, p. 100066, dez. 2020.

BUNSE, P.; PIDDE, A. V.; LACKNER, S. Looking deeper into the effects of scouring and aeration on membrane aerated biofilms: Analysis of nitrogen conversion, oxygen profiles and nitrous oxide emissions. *Water Research*, v. 254, p. 121400, maio 2024.

CABEZAS, A. *et al.* How to use molecular biology tools for the study of the anaerobic digestion process? *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 4, p. 555–593, 5 dez. 2015.

CABREROS, C. *et al.* Unraveling microbial community by next-generation sequencing in living membrane bioreactors for wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, v. 886, p. 163965, ago. 2023.

CALDERÓN, K. *et al.* Comparative analysis of the enzyme activities and the bacterial community structure based on the aeration source supplied to an MBR to treat urban wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 128, p. 471–479, out. 2013.

CAMACHO, R. A. *et al.* Modeling the Factors Controlling Phytoplankton in the St. Louis Bay Estuary, Mississippi and Evaluating Estuarine Responses to Nutrient Load Modifications. *Journal of Environmental Engineering*, v. 141, n. 3, mar. 2015.

CAPONE, D. G. Discovery of New Nitrite-Oxidizing Bacteria Increases Phylogenetic and Metabolic Diversity within This Niche. *mBio*, v. 9, n. 5, 7 nov. 2018.

CECCONET, D.; CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. UASB Performance and Perspectives in Urban Wastewater Treatment at Sub-Mesophilic Operating Temperature. *Water*, v. 14, n. 1, p. 115, 5 jan. 2022.

CEMIG. *Valores de tarifas e serviços.*

CHAI, H. *et al.* Enhanced simultaneous nitrification and denitrification in treating low carbon-to-nitrogen ratio wastewater: Treatment performance and nitrogen removal pathway. *Bioresource Technology*, v. 280, p. 51–58, maio 2019.

CHAN, S.-S.; WU, J.-H. Improving the Performance of the Reverse Osmosis Process with Fiber Filter and Ultrafiltration: Promoting Municipal Sewage Reclamation and Reuse for Industrial Processes. *Sustainability*, v. 14, n. 9, p. 5443, 30 abr. 2022.

CHANG, M. *et al.* Simultaneous shortcut nitrification and denitrification in a hybrid membrane aerated biofilms reactor (H-MBfR) for nitrogen removal from low COD/N wastewater. *Water Research*, v. 211, p. 118027, mar. 2022.

CHECA FERNÁNDEZ, A. *et al.* Influence of activated sludge dissolved oxygen concentration on a membrane bioreactor performance with intermittent aeration. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 56, n. 9, p. 953–962, 29 jul. 2021.

CHEN, G. *et al.* Sulfamethoxazole removal in nitrifying membrane aerated biofilms: Physiological responses and antibiotic resistance genes. *Environmental Research*, v. 264, p. 120365, jan. 2025.

CHEN, J. *et al.* Characteristics and metabolic pathway of *Alcaligenes* sp. TB for simultaneous heterotrophic nitrification-aerobic denitrification. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 100, n. 22, p. 9787–9794, 27 nov. 2016.

CHEN, L. *et al.* Biological performance and fouling mitigation in the biochar-amended anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) treating pharmaceutical wastewater. *Bioresource Technology*, v. 302, p. 122805, abr. 2020.

CHEN, W. *et al.* Fluorescence Excitation–Emission Matrix Regional Integration to Quantify Spectra for Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, v. 37, n. 24, p. 5701–5710, 1 dez. 2003.

CHEN, X. *et al.* A review of anammox metabolic response to environmental factors: Characteristics and mechanisms. *Environmental Research*, v. 223, p. 115464, abr. 2023.

CLEMENTS, E. *et al.* Effects of temperature on nitrifying membrane-aerated biofilms: An experimental and modeling study. *Water Research*, v. 253, p. 121272, abr. 2024.

COPAM. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* . Belo Horizonte: Diário do Executivo . , 21 nov. 2022

CORSINO, S. F.; TORREGROSSA, M. Achieving complete nitrification below the washout SRT with hybrid membrane aerated biofilm reactor (MABR) treating municipal wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 1, p. 106983, fev. 2022.

COSTA, E.; PÉREZ, J.; KREFT, J.-U. Why is metabolic labour divided in nitrification? *Trends in Microbiology*, v. 14, n. 5, p. 213–219, maio 2006.

CRUZ, H. *et al.* Mainstream Ammonium Recovery to Advance Sustainable Urban Wastewater Management. *Environmental Science & Technology*, v. 53, n. 19, p. 11066–11079, 1 out. 2019.

DAHIYA, P.; VARSHNEY, A.; MOHAN, S. Molecular biology techniques for the identification of microbial community in wastewater treatment reactors. *Wastewater Treatment Reactors*. [S.l.]: Elsevier, 2021. p. 387–411.

DAI, W. *et al.* Toward energy-neutral wastewater treatment: A membrane combined process of anaerobic digestion and nitrification–anammox for biogas recovery and nitrogen removal. *Chemical Engineering Journal*, v. 279, p. 725–734, nov. 2015.

DAI, X. *et al.* Comprehensive Evaluation of a Full-Scale Combined Biological Process for the Treatment of Petroleum Refinery Wastewater using GC-MS and PCR-DGGE Techniques. *International Journal of Electrochemical Science*, v. 15, n. 3, p. 2013–2026, mar. 2020.

DE MARQUE, M. B.; DANIEL, L. A. Remoção de nitrogênio em efluente com baixa relação C/N: uma revisão. *Revista DAE*, v. 71, n. 241, p. 121–140, 26 jun. 2023.

DENG, L. *et al.* Recent advances in attached growth membrane bioreactor systems for wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, v. 808, p. 152123, fev. 2022.

DIAZ-ELSAYED, N. *et al.* Wastewater-based resource recovery technologies across scale: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 145, p. 94–112, jun. 2019.

DODDS, W.; SMITH, V. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, n. 2, p. 155–164, 1 abr. 2016.

DOMAŃSKA, M. *et al.* FISH method for identification of microbes in wastewater distribution systems. *Environment Protection Engineering*, v. 40, n. 3, 2014.

DONG, W. *et al.* Effect of DO on simultaneous removal of carbon and nitrogen by a membrane aeration/filtration combined bioreactor. *Journal of Membrane Science*, v. 344, n. 1–2, p. 219–224, nov. 2009.

DU, X. *et al.* A Review on the Mechanism, Impacts and Control Methods of Membrane Fouling in MBR System. *Membranes*, v. 10, n. 2, p. 24, 4 fev. 2020.

DUAN, S.; ZHANG, Y.; ZHENG, S. Heterotrophic nitrifying bacteria in wastewater biological nitrogen removal systems: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 13, p. 2302–2338, 3 jul. 2022.

ECHEVARRÍA, C. *et al.* Techno-economic evaluation and comparison of PAC-MBR and ozonation-UV revamping for organic micro-pollutants removal from urban reclaimed wastewater. *Science of The Total Environment*, v. 671, p. 288–298, jun. 2019.

FAN, X.-Y. *et al.* Temporal heterogeneity and temperature response of active ammonia-oxidizing microorganisms in winter in full-scale wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, v. 360, p. 1542–1552, mar. 2019.

FENG, S. *et al.* Roles and applications of enzymes for resistant pollutants removal in wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 335, p. 125278, set. 2021.

FORESTI, L. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, v. 45, n. 10, p. 181–186, 2002.

FOUREAUX, A. F. S. *et al.* Technical and economic potential of high-temperature NF and DCMD for gold mining effluent reclamation. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 162, p. 149–161, out. 2020.

FREGONARA, E.; FERRANDO, D. G. The Stochastic Annuity Method for Supporting Maintenance Costs Planning and Durability in the Construction Sector: A Simulation on a Building Component. *Sustainability*, v. 12, n. 7, p. 2909, 6 abr. 2020.

FU, C. *et al.* Membrane fouling between a membrane bioreactor and a moving bed membrane bioreactor: Effects of solids retention time. *Chemical Engineering Journal*, v. 309, p. 397–408, fev. 2017.

GALAZKA, A.; GRZADZIEL, J. The Molecular-Based Methods Used for Studying Bacterial Diversity in Soils Contaminated with PAHs (The Review). *Soil Contamination - Current Consequences and Further Solutions*. [S.l.]: InTech, 2016. .

GARCIA-GONZÁLEZ, M. C.; VANOTTI, M. B. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. *Waste Management*, v. 38, p. 455–461, abr. 2015.

GIRALDO MEJÍA, H. F. *et al.* Direct recycling of discarded reverse osmosis membranes for domestic wastewater treatment with a focus on water reuse. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 184, p. 473–487, ago. 2022.

GONÇALVES PITEIRA CARVALHO, B. *et al.* Aeration strategies and temperature effects on the partial nitritation/anammox process for nitrogen removal: performance and bacterial community assessment. *Environmental Technology*, v. 43, n. 22, p. 3473–3485, 2 out. 2022.

GUGLIELMI, G. *et al.* FULL-SCALE APPLICATION OF MABR TECHNOLOGY FOR UPGRADING AND RETROFITTING AN EXISTING WWTP: PERFORMANCES AND

PROCESS MODELLING. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 19, n. 10, p. 1781–1789, 2020.

GUVEN, H. *et al.* Energy and material refineries of future: Wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, v. 329, p. 117130, mar. 2023.

HAMODA, M. F.; ATTIA, N. F.; AL-GHUSAIN, I. A. Performance evaluation of a wastewater reclamation plant using ultrafiltration and reverse osmosis. *Desalination and Water Treatment*, v. 54, n. 11, p. 2928–2938, jun. 2015.

HAN, F.; ZHOU, W. Nitrogen recovery from wastewater by microbial assimilation – A review. *Bioresource Technology*, v. 363, p. 127933, nov. 2022.

HAN, X. *et al.* Microbial responses to membrane cleaning using sodium hypochlorite in membrane bioreactors: Cell integrity, key enzymes and intracellular reactive oxygen species. *Water Research*, v. 88, p. 293–300, jan. 2016.

HAO, X. D. *et al.* A sustainability-based evaluation of membrane bioreactors over conventional activated sludge processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 2, p. 2597–2605, abr. 2018.

HE, C. *et al.* Techno-economic feasibility of “membrane-based pre-concentration + post-treatment” systems for municipal wastewater treatment and resource recovery. *Journal of Cleaner Production*, v. 375, p. 134113, nov. 2022.

HE, H.; DAIGGER, G. T. The hybrid MABR process achieves intensified nitrogen removal while N₂O emissions remain low. *Water Research*, v. 244, p. 120458, out. 2023.

HE, Y. *et al.* Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management*, v. 110, p. 103–109, nov. 2012.

HIBIYA, K. *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification by controlling vertical and horizontal microenvironment in a membrane-aerated biofilm reactor. *Journal of Biotechnology*, v. 100, n. 1, p. 23–32, jan. 2003.

HOLAKOO, L. *et al.* Long term performance of MBR for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater. *Chemosphere*, v. 66, n. 5, p. 849–857, jan. 2007.

HOMMES, N.; SAYAVEDRA-SOTO, L.; ARP, D. The roles of the three gene copies encoding hydroxylamine oxidoreductase in *Nitrosomonas europaea*. *Archives of Microbiology*, v. 178, n. 6, p. 471–476, 1 dez. 2002.

HOUWELING, D. *et al.* Proving Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR) Performance and Reliability: Results from Four Pilots and a Full-Scale Plant. *Proceedings of the Water Environment Federation*, v. 2017, n. 16, p. 272–284, 1 jan. 2017.

HUANG, R. *et al.* Simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor: Effect of dissolved oxygen. *Journal of Environmental Management*, v. 323, p. 116183, dez. 2022.

INABA, T. *et al.* Microbiomes and chemical components of feed water and membrane-attached biofilm in reverse osmosis system to treat membrane bioreactor effluents. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 16805, 14 nov. 2018.

IORHEMEN, O. T.; HAMZA, R. A.; TAY, J. H. Membrane fouling control in membrane bioreactors (MBRs) using granular materials. *Bioresource Technology*, v. 240, p. 9–24, set. 2017.

IRANI, R.; KHOSHFETRAT, A. B.; FOROUZESH, M. Real municipal wastewater treatment using simultaneous pre and post-ozonation combined biological attached growth reactor: Energy consumption assessment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 1, p. 104595, fev. 2021.

JAMES, S. N.; VIJAYANANDAN, A. Recent advances in simultaneous nitrification and denitrification for nitrogen and micropollutant removal: a review. *Biodegradation*, v. 34, n. 2, p. 103–123, 10 abr. 2023.

JETTEN, M. S. M. *et al.* Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, v. 44, n. 2–3, p. 65–84, jun. 2009.

Jl, B. *et al.* Aerobic denitrification: A review of important advances of the last 30 years. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 20, n. 4, p. 643–651, 25 ago. 2015.

JIA, F. *et al.* Metagenomic prediction analysis of microbial aggregation in anammox-dominated community. *Water Environment Research*, v. 93, n. 11, p. 2549–2558, 22 nov. 2021.

JIANG, C. *et al.* Distinct membrane fouling characteristics of anammox MBR with low NO_2^- -N/ NH_4^+ -N ratio. *Science of The Total Environment*, v. 817, p. 152994, abr. 2022.

JIANG, F. *et al.* Estimation Of Costs Of Phosphorus Removal In Wastewater Treatment Facilities: Construction De Novo. *Water Policy Working Paper*, v. 10, p. 28, jun. 2004.

JIN, R.-C. *et al.* The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal*, v. 197, p. 67–79, jul. 2012.

JUANG, R.; TSAI, S. Role of membrane-attached biofilm in the biodegradation of phenol and sodium salicylate in microporous membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, v. 282, n. 1–2, p. 484–492, 5 out. 2006.

JUDD, S.; JUDD, C. . *The MBR book principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment introduction*. Oxford: Elsevier, 2011.

KARTAL, B.; KUENEN, J. G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Sewage Treatment with Anammox. *Science*, v. 328, n. 5979, p. 702–703, 7 maio 2010.

KHAN, S. J.; ILYAS, S.; ZOHAIB-UR-REHMAN. Impact of nitrogen loading rates on treatment performance of domestic wastewater and fouling propensity in submerged membrane bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*, v. 141, p. 46–49, ago. 2013.

KIM, D.-J.; LEE, D.-I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 3, p. 459–468, fev. 2006.

KIM, J.; LIM, J.; LEE, C. Quantitative real-time PCR approaches for microbial community studies in wastewater treatment systems: Applications and considerations. *Biotechnology Advances*, v. 31, n. 8, p. 1358–1373, dez. 2013.

KINH, C. T. *et al.* Counter-diffusion biofilms have lower N₂O emissions than co-diffusion biofilms during simultaneous nitrification and denitrification: Insights from depth-profile analysis. *Water Research*, v. 124, p. 363–371, nov. 2017.

KIRK, J. L. *et al.* Methods of studying soil microbial diversity. *Journal of Microbiological Methods*, v. 58, n. 2, p. 169–188, ago. 2004.

KRZEMINSKI, P. *et al.* Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of Membrane Science*, v. 527, p. 207–227, abr. 2017.

KUAI, L.; VERSTRAETE, W. Ammonium Removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 64, n. 11, p. 4500–4506, nov. 1998.

KUENEN, J. G. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology*, v. 6, n. 4, p. 320–326, abr. 2008.

KUENEN, J. G.; ROBERTSON, L. A. Combined nitrification-denitrification processes. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 15, n. 2–3, p. 109–117, out. 1994.

LACKNER, S. *et al.* Nitritation performance in membrane-aerated biofilm reactors differs from conventional biofilm systems. *Water Research*, v. 44, n. 20, p. 6073–6084, dez. 2010.

LEAL, C. D. *et al.* Anammox for nitrogen removal from anaerobically pre-treated municipal wastewater: Effect of COD/N ratios on process performance and bacterial community structure. *Bioresource Technology*, v. 211, p. 257–266, jul. 2016.

LI, C. *et al.* Carbon-based membrane materials and applications in water and wastewater treatment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, n. 2, p. 1457–1475, 20 abr. 2021.

LI, C. *et al.* Dynamics of biofouling development on the conditioned membrane and its relationship with membrane performance. *Journal of Membrane Science*, v. 514, p. 264–273, set. 2016.

LI, JIA; WANG, Z.; WANG, Y. Integrating membrane aerated biofilm reactors with biological nitrogen removal processes: A new paradigm for achieving sustainable wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, v. 475, p. 146025, nov. 2023.

LI, JIANGUO *et al.* The membrane aerated biofilm reactor for nitrogen removal of wastewater treatment: Principles, performances, and nitrous oxide emissions. *Chemical Engineering Journal*, v. 460, p. 141693, mar. 2023.

LI, M. *et al.* Achieving efficient nitrogen removal in a single-stage partial nitrification-anammox-partial denitrification (PN/A/PD) membrane aerated biofilm reactor (MABR). *Journal of Water Process Engineering*, v. 49, p. 103100, out. 2022.

LI, T. *et al.* Membrane-Aerated Biofilm Reactor for the Treatment of Acetonitrile Wastewater. *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 6, p. 2099–2104, 1 mar. 2008.

LI, X. *et al.* Treatment of synthetic wastewater by a novel MBR with granular sludge developed for controlling membrane fouling. *Separation and Purification Technology*, v. 46, n. 1–2, p. 19–25, nov. 2005.

LI, Y. *et al.* Review of liquid-liquid hollow fiber membrane contactor for ammonia recovery from wastewater: Membrane, feed and receiving solution. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 12, n. 5, p. 113515, out. 2024.

LIM, B. S. *et al.* Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. *Desalination*, v. 202, n. 1–3, p. 77–82, jan. 2007.

LIU, C.; ZHU, L.; CHEN, L. Biofouling phenomenon of direct contact membrane distillation (DCMD) under two typical operating modes: Open-loop mode and closed-loop mode. *Journal of Membrane Science*, v. 601, p. 117952, mar. 2020.

LIU, HENGYI *et al.* Nitrogen removal from low COD/N interflow using a hybrid activated sludge membrane-aerated biofilm reactor (H-MABR). *Bioresource Technology*, v. 362, p. 127855, out. 2022.

LIU, HUAZHANG. Ammonia synthesis catalyst 100 years: Practice, enlightenment and challenge. *Chinese Journal of Catalysis*, v. 35, n. 10, p. 1619–1640, out. 2014.

LIU, J. *et al.* Removal characteristics of dissolved organic matter and membrane fouling in ultrafiltration and reverse osmosis membrane combined processes treating the secondary effluent of wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, v. 83, n. 3, p. 689–700, 1 fev. 2021.

LIU, N. *et al.* Characteristics of denitrification genes and relevant enzyme activities in heavy-metal polluted soils remediated by biochar and compost. *Science of The Total Environment*, v. 739, p. 139987, out. 2020.

LOPES, T. S. DE A. *et al.* Pesticides removal from industrial wastewater by a membrane bioreactor and post-treatment with either activated carbon, reverse osmosis or ozonation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 6, p. 104538, dez. 2020.

MA, B. *et al.* Recent advances in controlling denitrification for achieving denitrification/anammox in mainstream wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, v. 299, p. 122697, mar. 2020.

MA, YANJUN; ZILLES, J. L.; KENT, A. D. An evaluation of primers for detecting denitrifiers via their functional genes. *Environmental Microbiology*, v. 21, n. 4, p. 1196–1210, 10 abr. 2019.

MA, YUNJIE *et al.* Intermittent aeration to regulate microbial activities in membrane-aerated biofilm reactors: Energy-efficient nitrogen removal and low nitrous oxide emission. *Chemical Engineering Journal*, v. 433, p. 133630, abr. 2022.

MANNINA, G. *et al.* Biological processes modelling for MBR systems: A review of the state-of-the-art focusing on SMP and EPS. *Water Research*, v. 242, p. 120275, ago. 2023.

MAO, X. *et al.* Membrane Bioreactors for Nitrogen Removal from Wastewater: A Review. *Journal of Environmental Engineering*, v. 146, n. 5, maio 2020.

MATSUMOTO, S.; TERADA, A.; TSUNEDA, S. Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochemical Engineering Journal*, v. 37, n. 1, p. 98–107, out. 2007.

MCIDADES. Elaboração de Proposta do Plano de Ações para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil. Produto II - experiências de reúso (RP01A). , 2016.

MEHRABI, S.; HOUWELING, D.; DAGNEW, M. Establishing mainstream nitrite shunt process in membrane aerated biofilm reactors: Impact of organic carbon and biofilm scouring intensity. *Journal of Water Process Engineering*, v. 37, p. 101460, out. 2020.

MEI, X. *et al.* Simultaneous p-nitrophenol and nitrogen removal in PNP wastewater treatment: Comparison of two integrated membrane-aerated bioreactor systems. *Journal of Hazardous Materials*, v. 363, p. 99–108, fev. 2019.

MENG, F. *et al.* Fouling in membrane bioreactors: An updated review. *Water Research*, v. 114, p. 151–180, maio 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 5. ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 2016.

MIERZWA, J. C. *et al.* Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 78–87, mar. 2008.

MINAS GERAIS. DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH-MG No 65, DE 18 DE JUNHO DE 2020. , 18 jun. 2020.

MOHAMADI, S.; HAZRATI, H.; SHAYEGAN, J. Influence of a new method of applying adsorbents on membrane fouling in MBR systems. *Water and Environment Journal*, v. 34, n. S1, p. 355–366, 31 dez. 2020.

MOHAMMED, R. N.; ABU-ALHAIL, S.; XI-WU, L. Long-term operation of a novel pilot-scale six tanks alternately operating activated sludge process in treating domestic wastewater. *Environmental Technology*, v. 35, n. 15, p. 1874–1885, 3 ago. 2014.

MOHSENPOUR, S. F. *et al.* Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. *Science of The Total Environment*, v. 752, p. 142168, jan. 2021.

MOREIRA, V. R. *et al.* Recycled reverse osmosis membrane combined with pre-oxidation for improved arsenic removal from high turbidity waters and retrofit of conventional drinking water treatment process. *Journal of Cleaner Production*, v. 312, p. 127859, ago. 2021.

MOSTOFA, K. M. G. *et al.* Dynamics and Characteristics of Fluorescent Dissolved Organic Matter in the Groundwater, River and Lake Water. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 184, n. 1–4, p. 157–176, 23 ago. 2007.

MOURA, A. *et al.* Characterization of bacterial diversity in two aerated lagoons of a wastewater treatment plant using PCR–DGGE analysis. *Microbiological Research*, v. 164, n. 5, p. 560–569, set. 2009.

MÜNCH, E. V.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 30, n. 2, p. 277–284, fev. 1996.

NAZARI CHAMAKI, F.; JENKINS, G. P.; HASHEMIPOUR, M. Financial, Economic, and Environmental Analyses of Upgrading Reverse Osmosis Plant Fed with Treated Wastewater. *Energies*, v. 16, n. 7, p. 3292, 6 abr. 2023.

NI, B.-J.; YUAN, Z. Recent advances in mathematical modeling of nitrous oxides emissions from wastewater treatment processes. *Water Research*, v. 87, p. 336–346, dez. 2015.

NORIEGA-HEVIA, G. *et al.* Economic analysis of the scale-up and implantation of a hollow fibre membrane contactor plant for nitrogen recovery in a full-scale wastewater treatment plant. *Separation and Purification Technology*, v. 275, p. 119128, nov. 2021.

NORIEGA-HEVIA, G. *et al.* Nitrogen recovery using a membrane contactor: Modelling nitrogen and pH evolution. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 4, p. 103880, ago. 2020.

OBOTEY EZUGBE, E.; RATHILAL, S. Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. *Membranes*, v. 10, n. 5, p. 89, 30 abr. 2020.

ONU, O. DAS N. U. *Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil*.

OZGUN, H. *et al.* Comparative evaluation of cost for preliminary and tertiary municipal wastewater treatment plants in Istanbul. *Science of The Total Environment*, v. 778, p. 146258, jul. 2021.

PAN, J. *et al.* Metabolic patterns reveal enhanced anammox activity at low nitrogen conditions in the integrated I-ABR. *Water Environment Research*, v. 93, n. 8, p. 1455–1465, 25 ago. 2021.

PEETERS, J.; KICS, G.; TYSZLER, D. FULL SCALE MABR EXPERIENCE: INTENSIFICATION OF NUTRIENT REMOVAL AND ENERGY REDUCTION. 2019, [S.l.]: Water New Zealand, 2019.

PENG, L. *et al.* Biodegradation of pharmaceuticals in membrane aerated biofilm reactor for autotrophic nitrogen removal: A model-based evaluation. *Journal of Membrane Science*, v. 494, p. 39–47, nov. 2015.

PEREIRA, C. DA S. *et al.* Identificação de impactos ambientais provocados pelo lançamento de resíduos sólidos e líquidos no Rio Itapecuru. *Nature and Conservation*, v. 13, n. 2, p. 58–66, 8 abr. 2020.

PEREZ-CALLEJA, P. *et al.* Periodic venting of MABR lumen allows high removal rates and high gas-transfer efficiencies. *Water Research*, v. 121, p. 349–360, set. 2017.

PERUZY, M. F. *et al.* Assessment of microbial communities on freshly killed wild boar meat by MALDI-TOF MS and 16S rRNA amplicon sequencing. *International Journal of Food Microbiology*, v. 301, p. 51–60, jul. 2019.

PLEVRI, A.; MAMAIS, D.; NOUTSOPOULOS, C. Anaerobic MBR technology for treating municipal wastewater at ambient temperatures. *Chemosphere*, v. 275, p. 129961, jul. 2021.

QUARTAROLI, L. *et al.* Effect of the gradual increase of salt on stability and microbial diversity of granular sludge and ammonia removal. *Journal of Environmental Management*, v. 248, p. 109273, out. 2019.

RAHIMI, S.; MODIN, O.; MIJAKOVIC, I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*, v. 43, p. 107570, nov. 2020.

RASHID, S. S.; LIU, Y.-Q.; ZHANG, C. Upgrading a large and centralised municipal wastewater treatment plant with sequencing batch reactor technology for integrated nutrient removal and phosphorus recovery: Environmental and economic life cycle performance. *Science of The Total Environment*, v. 749, p. 141465, dez. 2020.

RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; LIMA NETO, I. E. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semi-arid reservoirs in Brazil. *Hydrological Sciences Journal*, v. 66, n. 8, p. 1321–1336, 11 jun. 2021.

RAVISHANKAR, H. *et al.* Factors impacting simultaneous nitrification and denitrification in a membrane aerated biofilm reactor (MABR) system treating municipal wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, n. 5, p. 108120, out. 2022.

RIBEIRO, R. M.; BALOD, Y. C. Modalmetric interferometer under *Fingerprint* disturbances: The effect of lateral offset between the single-mode and multimode fiber splice. *Microwave and Optical Technology Letters*, v. 60, n. 1, p. 151–157, jan. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA No 419 DE 13/02/2020. , 13 fev. 2020.

RODRÍGUEZ, E. *et al.* Meta-omics approaches to understand and improve wastewater treatment systems. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 14, n. 3, p. 385–406, 28 set. 2015.

RONGWONG, W.; GOH, K. Resource recovery from industrial wastewaters by hydrophobic membrane contactors: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 5, p. 104242, out. 2020.

ROSENBERGER, S. *et al.* Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Research*, v. 40, n. 4, p. 710–720, fev. 2006.

RUIGÓMEZ, I. *et al.* Fouling control strategies for direct membrane ultrafiltration: Physical cleanings assisted by membrane rotational movement. *Chemical Engineering Journal*, v. 436, p. 135161, maio 2022.

SABBA, F. *et al.* Exploring Community and Kinetic Shifts in Nitrifying Microbial Communities in Low Dissolved Oxygen Activated Sludge Facilities for Energy-Efficient Biological Nitrogen Removal. *ACS ES&T Water*, v. 4, n. 2, p. 707–718, 9 fev. 2024.

SANCHEZ-HUERTA, C. *et al.* Influence of biofilm thickness on the removal of thirteen different organic micropollutants via a Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR). *Journal of Hazardous Materials*, v. 432, p. 128698, jun. 2022.

SÃO PAULO. RESOLUÇÃO CONJUNTA SES/SIMA No 01, DE 13 DE FEVEREIRO DE 2020. , 13 fev. 2020, p. 47–48.

SCHEEREN, M. B. *et al.* O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 12, p. 1289–1297, dez. 2011.

SHECHTER, R. *et al.* First Full-Scale Activated Sludge Retrofit Using a Spirally-Wound MABR: Results and Model Evaluation. out. 2020, [S.I.]: Water Environment Federation, out. 2020.

SHI, L.-D. *et al.* pH-Dependent Hydrogenotrophic Denitratation Based on Self-Alkalization. *Environmental Science & Technology*, v. 57, n. 1, p. 685–696, 10 jan. 2023.

SI, Z. *et al.* Rapid nitrite production *via* partial denitrification: pilot-scale operation and microbial community analysis. *Environmental Science: Water Research & Technology*, v. 4, n. 1, p. 80–86, 2018.

SIAGIAN, U. W. R. *et al.* Membrane-aerated biofilm reactor (MABR): recent advances and challenges. *Reviews in Chemical Engineering*, v. 0, n. 0, 6 fev. 2023.

SID, S. *et al.* Cost minimization in a full-scale conventional wastewater treatment plant: associated costs of biological energy consumption versus sludge production. *Water Science and Technology*, v. 76, n. 9, p. 2473–2481, 16 nov. 2017.

SILVEIRA, I. T.; CADEE, K.; BAGG, W. Startup and initial operation of an MLE-MABR treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*, v. 85, n. 4, p. 1155–1166, 15 fev. 2022.

SINGH, V. *et al.* Simultaneous partial Nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) – A review of critical operating parameters and reactor configurations. *Chemical Engineering Journal*, v. 433, p. 133677, abr. 2022.

SKOUTERIS, G. *et al.* The effect of activated carbon addition on membrane bioreactor processes for wastewater treatment and reclamation – A critical review. *Bioresource Technology*, v. 185, p. 399–410, jun. 2015.

SOLER-JOFRA, A.; PÉREZ, J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Hydroxylamine and the nitrogen cycle: A review. *Water Research*, v. 190, p. 116723, fev. 2021.

SOLIMAN, M.; ELDYASTI, A. Ammonia-Oxidizing Bacteria (AOB): opportunities and applications—a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 17, n. 2, p. 285–321, 23 jun. 2018.

SONG, T. *et al.* A review of research progress of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification microorganisms (HNADMs). *Science of The Total Environment*, v. 801, p. 149319, dez. 2021.

SONG, Z. *et al.* High-rate nitrogen removal by partial nitritation/anammox with a single-stage membrane-aerated biofilm reactor. *Journal of Environmental Management*, v. 349, p. 119581, jan. 2024.

STENSTROM, M. K.; PODUSKA, R. A. The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research*, v. 14, n. 6, p. 643–649, jan. 1980.

STROM, S. L. Microbial Ecology of Ocean Biogeochemistry: A Community Perspective. *Science*, v. 320, n. 5879, p. 1043–1045, 23 maio 2008.

SU, Z. *et al.* Nitrite Oxidation in Wastewater Treatment: Microbial Adaptation and Suppression Challenges. *Environmental Science & Technology*, v. 57, n. 34, p. 12557–12570, 29 ago. 2023.

SUN, S. *et al.* Strategies for improving nitrogen removal under high sludge loading rate in an anammox membrane bioreactor operated at 25 °C. *Chemical Engineering Science*, v. 183, p. 106–114, jun. 2018.

SZATKOWSKA, B. *et al.* A one-stage system with partial nitritation and Anammox processes in the moving-bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 8–9, p. 19–26, 1 abr. 2007.

TALBOT, G. *et al.* Evaluation of molecular methods used for establishing the interactions and functions of microorganisms in anaerobic bioreactors. *Water Research*, v. 42, n. 3, p. 513–537, fev. 2008.

THAKUR, I. S.; MEDHI, K. Nitrification and denitrification processes for mitigation of nitrous oxide from waste water treatment plants for biovalorization: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, v. 282, p. 502–513, jun. 2019.

TIROSH, U.; SHECHTER, R. Membrane Aerated Biofilm Reactor (MABR)—Distributed Treatment of Wastewater at Low Energy Consumption. [S.l: s.n.], 2020. p. 513–515.

TONG, X. *et al.* Ultrafiltration significantly increased the scaling potential of municipal secondary effluent on reverse osmosis membranes. *Water Research*, v. 220, p. 118672, jul. 2022.

TORRES, P.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 4, p. 247–253, 1 ago. 2001.

TUFA, R. A. *et al.* Integrated membrane distillation-reverse electrodialysis system for energy-efficient seawater desalination. *Applied Energy*, v. 253, p. 113551, nov. 2019.

UKAIGWE, S.; ZHANG, Y.; LIU, Y. Establishing Stable Nitritation in MABR through Aeration Control. *Journal of Environmental Engineering*, v. 150, n. 4, abr. 2024.

URI-CARREÑO, N. *et al.* Long-term operation assessment of a full-scale membrane-aerated biofilm reactor under Nordic conditions. *Science of The Total Environment*, v. 779, p. 146366, jul. 2021.

UZKURT KALJUNEN, J. *et al.* Newly developed membrane contactor-based N and P recovery process: Pilot-scale field experiments and cost analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 281, p. 125288, jan. 2021.

VAN DER HOEK, J.; DUIJFF, R.; REINSTRA, O. Nitrogen Recovery from Wastewater: Possibilities, Competition with Other Resources, and Adaptation Pathways. *Sustainability*, v. 10, n. 12, p. 4605, 5 dez. 2018.

VAN DONGEN, U.; JETTEN, M. S. M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 1, p. 153–160, 1 jul. 2001.

VAN HULLE, S. W. H. *et al.* Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, v. 162, n. 1, p. 1–20, 1 ago. 2010.

VIJAYALAYAN, P.; THANH, B. X.; VISVANATHAN, C. Simultaneous nitrification denitrification in a Batch Granulation Membrane Airlift Bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 95, p. 139–143, nov. 2014.

VILLAVERDE, S. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. *Water Research*, v. 31, n. 5, p. 1180–1186, maio 1997.

VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: [s.n.], 1996. v. 1.

WÄEGER-BAUMANN, F.; FUCHS, W. The Application of Membrane Contactors for the Removal of Ammonium from Anaerobic Digester Effluent. *Separation Science and Technology*, v. 47, n. 10, p. 1436–1442, jun. 2012.

WAGNER, B. M.; DAIGGER, G. T.; LOVE, N. G. Assessing membrane aerated biofilm reactor configurations in mainstream anammox applications. *Water Science and Technology*, v. 85, n. 3, p. 943–960, 1 fev. 2022.

WAN IKHSAN, S. N. *et al.* Superwetting materials for hydrophilic-oleophobic membrane in oily wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, v. 290, p. 112565, jul. 2021.

WANG, LIANG *et al.* Cultivation of Green Algae *Chlorella* sp. in Different Wastewaters from Municipal Wastewater Treatment Plant. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 162, n. 4, p. 1174–1186, 24 out. 2010.

WANG, LISHENG *et al.* Achieving mainstream nitrogen removal by partial nitrification and anammox in the carriers-coupled membrane aerated biofilm reactor. *Water Research*, v. 271, p. 123000, mar. 2025.

WANG, LUTIAN *et al.* Transition of fouling characteristics after development of membrane wetting in membrane-aerated biofilm reactors (MABRs). *Chemosphere*, v. 299, p. 134355, jul. 2022.

WANG, S. *et al.* Promising carbon utilization for nitrogen recovery in low strength wastewater treatment: Ammonia nitrogen assimilation, protein production and microbial community structure. *Science of The Total Environment*, v. 710, p. 136306, mar. 2020.

WANG, ZHAOZHAO *et al.* Influence of in-situ NaClO backwashing on the biological performance and membrane fouling behavior in a granule-based SNAD-MBR process. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, v. 312, p. 1–13, 2023.

WANG, ZHIWEI *et al.* Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. *Journal of Membrane Science*, v. 468, p. 276–307, out. 2014.

WEI, C.-H. *et al.* Enhanced anaerobic digestion performance and sludge filterability by membrane microaeration for anaerobic membrane bioreactor application. *Bioresource Technology*, v. 402, p. 130787, jun. 2024.

WEN, Y. *et al.* Metal-organic framework enables ultraselective polyamide membrane for desalination and water reuse. *Science Advances*, v. 8, n. 10, 11 mar. 2022.

WINKLER, M. K.; STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 57, p. 50–55, jun. 2019.

WU, H. *et al.* Effect of HRT and BDPs types on nitrogen removal and microbial community of solid carbon source SND process treating low carbon/nitrogen domestic wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, v. 40, p. 101854, abr. 2021.

WU, Y. *et al.* Comparison study on the performance of two different gas-permeable membranes used in a membrane-aerated biofilm reactor. *Science of The Total Environment*, v. 658, p. 1219–1227, mar. 2019.

XIA, T. *et al.* An enhanced anaerobic membrane bioreactor treating bamboo industry wastewater by bamboo charcoal addition: Performance and microbial community analysis. *Bioresource Technology*, v. 220, p. 26–33, nov. 2016.

XIANG, Y. *et al.* Functional microorganisms and enzymes related nitrogen cycle in the biofilm performing simultaneous nitrification and denitrification. *Bioresource Technology*, v. 314, p. 123697, out. 2020.

XIAO, K. *et al.* Membrane fouling behavior in membrane bioreactors for nitrogen-deficient wastewater pretreated by ammonium ion exchange. *Journal of Membrane Science*, v. 665, p. 121087, jan. 2023.

YANG, J. *et al.* A critical review of aerobic denitrification: Insights into the intracellular electron transfer. *Science of The Total Environment*, v. 731, p. 139080, ago. 2020.

YANG, X. *et al.* Achieving single-stage partial nitritation and anammox (PN/A) using a submerged dynamic membrane sequencing batch reactor (DM-SBR). *Water Environment Research*, v. 93, n. 5, p. 762–773, 22 maio 2021.

YAO, Q.; PENG, D.-C. Nitrite oxidizing bacteria (NOB) dominating in nitrifying community in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. *AMB Express*, v. 7, n. 1, p. 25, 23 dez. 2017.

YOKOYAMA, Y. *et al.* Quantitative analysis of protein adsorption on a planar surface by Fourier transform infrared spectroscopy: lysozyme adsorbed on hydrophobic silicon-containing polymer. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 268, n. 1, p. 23–32, dez. 2003.

YU, Y.-C.; TAO, Y.; GAO, D.-W. Effects of HRT and nitrite/ammonia ratio on anammox discovered in a sequencing batch biofilm reactor. *RSC Adv.*, v. 4, n. 97, p. 54798–54804, 2014.

YUN, H. *et al.* Using an innovative umbrella-shape membrane module to improve MBR for PN-ANAMMOX process. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 10, p. 27730–27742, 16 nov. 2022.

ZAMYADI, A. *et al.* Diagnosing water treatment critical control points for cyanobacterial removal: Exploring benefits of combined microscopy, next-generation sequencing, and cell integrity methods. *Water Research*, v. 152, p. 96–105, abr. 2019.

ZHANG, K. *et al.* Optimization of nitrogen and carbon removal with simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification in membrane bioreactor. *Royal Society Open Science*, v. 7, n. 9, p. 200584, 9 set. 2020.

ZHANG, L.-J. *et al.* Highly efficient ammonium removal through nitrogen assimilation by a hydrogen-oxidizing bacterium, *Ideonella* sp. TH17. *Environmental Research*, v. 191, p. 110059, dez. 2020.

ZHANG, S. *et al.* Anammox activity improved significantly by the cross-fed NO from ammonia-oxidizing bacteria and denitrifying bacteria to anammox bacteria. *Water Research*, v. 249, p. 120986, fev. 2024.

ZHANG, WENJIE *et al.* Effects of bamboo charcoal on fouling and microbial diversity in a flat-sheet ceramic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, v. 243, p. 1020–1026, nov. 2017.

ZHANG, WENXIANG *et al.* Aerobic granular sludge (AGS) scouring to mitigate membrane fouling: Performance, hydrodynamic mechanism and contribution quantification model. *Water Research*, v. 188, p. 116518, jan. 2021.

ZHANG, XIAOJING *et al.* Autotrophic nitrogen removal from domestic sewage in MBR–CANON system and the biodiversity of functional microbes. *Bioresource Technology*, v. 150, p. 113–120, dez. 2013.

ZHANG, XIAOYUAN; LIU, Y. Reverse osmosis concentrate: An essential link for closing loop of municipal wastewater reclamation towards urban sustainability. *Chemical Engineering Journal*, v. 421, p. 127773, out. 2021.

ZHANG, Y. *et al.* Effect of modified attapulgite addition on the performance of a PVDF ultrafiltration membrane. *Desalination*, v. 344, p. 71–78, jul. 2014.

ZHAO, B. *et al.* Development of simultaneous nitrification-denitrification and anammox and in-situ analysis of microbial structure in a novel plug-flow membrane-aerated sludge blanket. *Science of The Total Environment*, v. 750, p. 142296, jan. 2021.

ZHAO, C. *et al.* Long-term operation of oxygen-limiting membrane bioreactor (MBR) for the development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process. *Environmental Technology*, v. 39, n. 17, p. 2193–2202, 2 set. 2018.

ZHAO, X. *et al.* Unraveling microbial characteristics of simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a membrane-aerated biofilm reactor. *Environmental Research*, v. 239, p. 117402, dez. 2023.

ZHONG, H. *et al.* The C/N Ratio's Effect on a Membrane-Aerated Biofilm Reactor (MABR): COD and Nitrogen Removal, Biofilm Characteristics, and Microbial Community Structure. *Water*, v. 15, n. 24, p. 4298, 17 dez. 2023.

ZHOU, L.; ZHAO, B.; ZHUANG, W.-Q. Double-edged sword effects of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) bacteria on anammox bacteria performance in an MBR reactor. *Water Research*, v. 233, p. 119754, abr. 2023.

ZHOU, Y. *et al.* Deciphering the partial denitrification function of companion bacteria in mixotrophic anammox systems under different carbon/nitrogen ratios. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 11, n. 6, p. 111232, dez. 2023.

ZHU, S.; CHEN, S. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, v. 26, n. 4, p. 221–237, nov. 2002.

ZHU, Y. *et al.* Review of ammonia recovery and removal from wastewater using hydrophobic membrane distillation and membrane contactor. *Separation and Purification Technology*, v. 328, p. 125094, jan. 2024.

ZUO, R. *et al.* Employing low dissolved oxygen strategy to simultaneously improve nutrient removal, mitigate membrane fouling, and reduce energy consumption in an AAO-MBR system: Fine bubble or coarse bubble? *Journal of Water Process Engineering*, v. 57, p. 104602, jan. 2024.

Apêndice

Tabela A1 – Gene alvo, primer e sequencia de nucleotídeos de organismos envolvidos na remoção de nitrogênio

Gene alvo	Primer	Sequência de nucleotídeos (5'–3')	Referência
Ammonium monooxygenase (amoA)	amoA-1F	GGGGTTTCTACTGGTGGT	Rotthauwe et al. (1997)
	amoA-2R	CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC	Rotthauwe et al. (1997)
hydroxylamine oxidase (hao)	HB1	GACATTACGGGTGGTTTACCCC	Hommes et al (2002)
	HC2	GCTATTACACAGCACATCCGGATTGG	Hommes et al (2002)
	HA22	TCATGCTCGGCTTCTGCGCAGAGT	Hommes et al (2002)
Nitrate reductase (narG)	narG-f	TCGCCSATYCCGGCSATGTC	Bru (2007)
	narG-r	GAGTTGTACCAGTCRGC SGAYTCSG	Bru (2007)
Periplasmic nitrate reductase (nap)	nap3F	TGGACVATGGGYTTYAAAYC	Bru (2007)
	napA4R	ACYTCRCGHGCVGTRCCRCA	Bru (2007)
Nitrite oxidoreductase (nxr)	NxrB169F	TACATGTGGTGGAACA	Vanparys et al. (2006)
	NxrB638R	CGGTTCTGGTCRATCA	Vanparys et al. (2006)
Nitrite reductase (nirK)	nirK 1F	GGMATGGTKCCSTGGCA	Braker et al. (1998)
	nirK 5R	GCCTCGATCAGRTRRTGGTT	Braker et al. (1998)
	nirK876F	ATYGGCGVAYGGCGA	Henry (2004)
	nirK1040R	GCCTCGATCAGRTRRTGGTT	Henry (2004)
Nitrite reductase (nirS)	nirS cd3AF	G TSAACG TSAAGGARACSGG	Throback et al. (2004)
	nirS R3cd	GASTTCGGRTGSGTCTTGA	Throback et al. (2004)
	nirS4QF	AACGYSAAGGARACSGG	Throback et al. (2004)
	nirS6QR	GASTTCGGRTGSGTCTTSAYGAA	Throback et al. (2004)
NO reductase (nor)	cnorB-2F	GACAAGNNNTACTGGTGGT	Braker and Tiedje (2003)
	cnorB-6R	GAANCCCCANACNCCNGC	Braker and Tiedje (2003)
N2O reductase (nosZ)	nosZ-F	CGYTGTTCMTGACAGCCAG	Kloos et al. (2001)
	nosZ 1622R	CGSACCTTSTTGCCSTYGCG	Throback et al. (2004)
	nosZ1840F	CGCRACGGCAASAAGGTSMSSTG	Henry (2006)
	nosZ2090R	CAKRTGCAKSGCRTGGCAGAA	Henry (2006)

Gene alvo	Primer	Sequência de nucleotídeos (5'-3')	Referência
hydrazine synthase (hzs)	hzsA_526F	TAYTTTGAAGGDGACTGG	Harhang (2012)
	hzsB364f	TGYGCVAGYTGYCAYTAYGARAG	Zhou 2017
	hzsC745f	CCRAAGAACTGGYTDCCCKGTDTG	Zhou 2017
hydrazine dehydrogenase (hdh) or hydrazine oxidase (hzo)	Hzo_LV2F	GGTCATCACAAACGTRCAGAG	Picher 2011
	hzo_LV1R	ACTCCARACGTGCTCACC	

Taxa de fornecimento de oxigênio pelas membranas de aeração à 0,1 bar de pressão, vazão de 8 L/h e área de membrana de 0,005 m².

Figura A1 – Ensaio de aeração

