



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Renata de Arcega Leal

Avaliação da eficiência da remoção de fósforo em efluentes: um estudo de
diferentes configurações de biorreatores a membrana

Florianópolis

2024

Renata de Arcega Leal

Avaliação da eficiência da remoção de fósforo em efluentes: um estudo de diferentes configurações de biorreatores a membrana

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Amanda Dalalibera, Me.

Florianópolis

2024

Ficha de identificação da obra.

Leal, Renata

Avaliação da eficiência da remoção de fósforo em efluentes : um estudo de diferentes configurações de biorreatores a membrana / Renata Leal ; orientadora, Amanda Dalalibera, 2024.

82 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

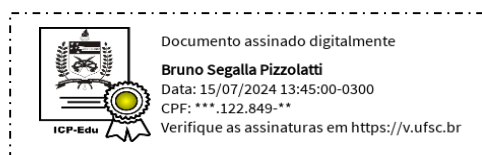
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Engenharia Sanitária e Ambiental. 3. Biorreatores a Membrana. 4. Fósforo. 5. Remoção. I. Dalalibera, Amanda. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Renata de Arcega Leal

Avaliação da eficiência da remoção de fósforo em efluentes: um estudo de diferentes configurações de biorreatores a membrana

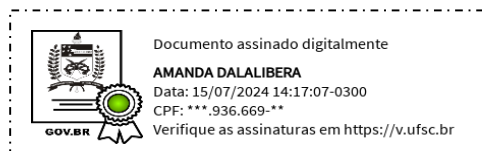
Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 04 de julho de 2024.



Coordenação do Curso

Banca examinadora



Amanda Dalalibera, Me.

Orientadora

Ana Carla Sorgato, Me.

Universidade Federal de Santa Catarina

Gabriel André Tochetto, Me.

Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2024.

Dedico este trabalho a todos que colaboraram com a minha caminhada até o momento, aqueles que com muita alegria eu tenho ao meu lado como família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por me proporcionar a realização deste sonho que é a conclusão da minha graduação e o alcance dos meus objetivos durante toda a minha trajetória.

Agradeço imensamente aos meus amados pais, Acácia Arcega e Adir Leal, por serem minha base e o meu porto seguro. Vocês são meus exemplos de caráter e amor incondicional, sem o esforço de vocês nada disso seria possível.

Expresso minha gratidão à minha orientadora Amanda Dalalibera e ao Gabriel Tochetto, que não mediram esforços para tornar essa caminhada mais leve e por toda a transmissão de conhecimento.

Agradeço a todas as amigas que fiz durante a graduação, que foram essenciais para a finalização dessa jornada tão linda, seja com palavras de conforto ou a companhia nos momentos mais difíceis. Vocês foram essenciais para eu me tornar a pessoa e profissional que sou hoje.

Por fim, agradeço ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e à Universidade Federal de Santa Catarina, por terem me proporcionado um ensino de qualidade através de excelentes profissionais, essenciais para a minha formação.

RESUMO

O fósforo (P) é um elemento fundamental para manutenção da vida de todos os organismos vivos e um recurso não renovável. O grande aumento populacional e a consequente necessidade de produção de alimentos contribuem indiretamente para a escassez do P. A concentração desse nutriente tende a sofrer alterações devido ao processo de urbanização e ao estilo de vida, podendo atingir seu limite mais baixo em 2034. Aliado a esse cenário, a implementação de legislações rigorosas quanto à descarga de efluentes contendo P, impõe um alerta quanto a necessidade de garantir o equilíbrio ecológico dos corpos receptores. Sistemas convencionais enfrentam dificuldades para a remoção do P, assim novas tecnologias de tratamento são requeridas. Existem diferentes tecnologias desenvolvidas para tratamento de efluentes com considerável presença de P. Contudo os biorreatores a membranas (MBRs) mostram-se como uma das opções mais adequadas para o atendimento a baixos limites de lançamento ou quando há o objetivo de reutilização da água tratada. Assim, o presente trabalho tem por objetivo compreender por meio de uma revisão da literatura a dinâmica de operação de biorreatores à membrana considerando o efeito de diferentes configurações na eficiência da remoção de fósforo presentes em águas residuárias. A análise sistemática resultou em um total de 5.700 artigos de pesquisa que se relacionam com a proposta de pesquisa. A base de dados *Web of Science* foi responsável por 97,10 % das publicações nos últimos 10 anos. A partir de um refinamento, considerando trabalhos em escala de piloto ou sistemas com volumes maiores, foram selecionados 29 artigos para a discussão detalhada. Destes, analisou-se como diferentes configurações de MBRs influenciam na capacidade de remoção de P. Ao final do estudo, os resultados indicaram que, apesar das variações nas configurações dos sistemas e das condições operacionais, os MBRs demonstram ser uma solução robusta para a redução de P em efluentes, com potenciais significativos para aplicação em reuso de água e conformidade com regulamentações ambientais rigorosas.

Palavras-chave: MBRs; Análise Cientométrica; Revisão Bibliográfica.

ABSTRACT

Phosphorus (P) is a fundamental element for sustaining the life of all living organisms and a non-renewable resource. The significant increase in population and the consequent need for food production indirectly contribute to the scarcity of P. The concentration of this nutrient tends to change due to urbanization and lifestyle processes, potentially reaching its lowest limit in 2034. In addition to this scenario, the implementation of strict legislation regarding the discharge of effluents containing P raises an alert about the need to ensure the ecological balance of receiving bodies of water. Conventional systems face difficulties in removing P, thus new treatment technologies are required. Various technologies have been developed for treating effluents with considerable P content. However, membrane bioreactors (MBRs) have proven to be one of the most suitable options for meeting low discharge limits or when the goal is to reuse treated water. Thus, the present work aims to understand, through a literature review, the operational dynamics of membrane bioreactors considering the effect of different configurations on the efficiency of phosphorus removal in wastewater. The systematic analysis resulted in a total of 5,700 research articles related to the research proposal. The Web of Science database accounted for 97.10% of publications in the last 10 years. After refinement, considering pilot-scale works or systems with larger volumes, 29 articles were selected for detailed discussion. These articles analyzed how different MBR configurations influence the P removal capacity. At the end of the study, the results indicated that despite variations in system configurations and operational conditions, MBRs demonstrate to be a robust solution for P reduction in effluents, with significant potential for application in water reuse and compliance with strict environmental regulations.

Keywords: MBR; Scientometric Analysis; Review.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Disposições do fósforo nas águas residuais	19
Figura 2 – Métodos físico-químicos existentes para a remoção do P de efluentes...	22
Figura 3 – Métodos biológicos existentes para a remoção do P de efluentes.....	24
Figura 4 – Configurações do biorreator a membrana: (a) externo e (b) submerso....	27
Figura 5 – Publicações e citações durante os anos de 2014-2024 da plataforma Web of Science.....	31
Figura 6 – Principais países contribuintes na publicação de artigos referente ao tema	32
Figura 7 – Análise da distribuição dos campos de pesquisa relacionados ao biorreator a membrana e remoção de fósforo	33
Figura 8 – Avaliação da eficiência da remoção do fósforo através de diferentes configurações de biorreatores a membrana.....	60
Figura 9 – Resultados da eficiência de remoção do fósforo em diferentes tipologias de MBRs	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de controle de fósforo - CONAMA nº 357/2005.	20
Tabela 2 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à eletrocoagulação	35
Tabela 3 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à aeração	39
Tabela 4 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à adição de coagulantes	42
Tabela 5 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas aos TRHs e TRSs	46
Tabela 6 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à integração com outros sistemas e/ou variação de zonas/fases	50
Tabela 7 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à novas disposições	55
Tabela 8 - Síntese dos processos aplicados e as principais vantagens, referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampère
AAO	Anaerobic-Anoxic-Oxic / Anaeróbio-Anóxico-Óxico
A/O	Anoxic/Oxic / Anóxico/Óxico
ABR	Anaerobic Baffled Reactor / Reator Anaeróbio Compartimentado
AGS	Aerobic Granular Sludge / Lodo Granular Aeróbio
C	Carbono
CA	Continuous Aeration / Aeração Contínua
C-MBR	Conventional Membrane Bioreactor / Biorreator a Membrana Convencional
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DAF	Dissolved Air Flotation / Flotação por Ar Dissolvido
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Electric Current / Corrente Elétrica
EPS	Extracellular Polymeric Substances / Substâncias Poliméricas Extracelulares
ET	Electric Tension / Tensão Elétrica
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
F	Flow / Vazão
Fe(II)	Íon Ferroso
FeCl ₃	Cloreto Férrico
LAC	Lodo Ativado Convencional
IFAS	Integrated Fixed-Film Activated Sludge / Lodo Ativado por Filme Fixo Integrado
IT-OD	Inclined Tubes-Oxidation Ditch / Tubos Inclinação-Vala de Oxidação
MB	Moving Bed / Biofilme Móvel
MBR	Membrane Bioreactor / Biorreator a Membrana
MLSS	Mixed Liquor Suspend Solids / Sólidos Suspensos em Licor Misto
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspend Solids / Sólidos Suspensos Voláteis em Licor Misto
NTU	Nephelometric Turbidity Units / Unidades de Turbidez Nefelométrica
P	Phosphorus / Fósforo

PAC	Policloreto de Alumínio
PAOs	Phosphorus Accumulating / Organismos Acumuladores de Fósforo
PF	Permeate Flow / Fluxo do Permeado
PH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoato
PO_4^{3-}	Ortosfosfato
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	Fosfato de Fósforo
PTM	Pressão Transmembrana
SBR	Reator em Batelada Sequencial
SS	Suspend Solids / Sólidos Suspensos
SST	Sólido Suspenso Total
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TP	Total Phosphorus / Fósforo Total
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TRL	Tempo de Retenção de Lodo
UCT	University of Cape Town / Universidade da Cidade do Cabo
V	Volts

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 METODOLOGIA DE PESQUISA.....	17
4 PROBLEMÁTICA DO FÓSFORO NAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS	18
4.1 PRESENÇA DO FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SUAS PROBLEMÁTICAS.....	18
4.2 PARÂMETROS REGULATÓRIOS PARA LANÇAMENTO DO FÓSFORO EM CORPOS HÍDRICOS	19
4.3 PRINCIPAIS FORMAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO.....	21
4.3.1 Remoção por processos físico-químicos	21
4.3.2 Remoção biológica.....	23
5 BIORREATORES A MEMBRANA.....	25
5.1 DINÂMICA OPERACIONAL	26
5.1.1 Classificação dos Biorreatores a Membrana	26
5.1.2 Aspectos operacionais	28
5.1.2.1 Aeração.....	28
5.1.2.2 Pressão transmembrana	28
5.1.2.3 Concentração de sólidos em suspensão.....	29
5.1.2.4 Colmatação	29
5.1.2.5 Fluxo crítico e limitante.....	30
6 REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA	31
6.1 ANÁLISE CIENTOMÉTRICA.....	31
6.2 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS NO PROCESSO DE TRATAMENTO	33
6.3 EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE FÓSFORO	56
7 CONCLUSÃO	70
REFERÊNCIAS.....	72

1 INTRODUÇÃO

O P é um elemento fundamental para manutenção da vida de todos os organismos vivos e um recurso não renovável, proveniente de minerais de fosfato, depósitos de sedimentos e rochas fosfáticas (Lin et al., 2024). Segundo Jin et al. (2024), o grande aumento populacional mundial e consequente necessidade produtiva alimentar contribui indiretamente pela busca pelo fósforo, visto a sua ampla utilização na produção de fertilizantes e aplicação na agricultura. Comitadamente a isso, a concentração do composto ainda tende a sofrer alterações conforme o processo de urbanização e estilo de vida, atingindo o seu mais baixo limite em 2034 (Azizi, 2019).

Conforme apontado por Moraes e Santos (2019), a implementação de limitações rigorosas quanto às descargas de efluentes vem ocorrendo, demonstrando a necessidade de novas formas de remoção ou reaproveitamento deste composto, visto a escassez cada vez maior dos recursos naturais e as restrições nas capacidades funcionais nos sistemas de tratamentos.

Paralelamente a isto, a utilização excessiva desse recurso representa um desafio cada vez maior para a proteção ambiental. Lançamentos clandestinos de águas residuárias ou mesmo sem o adequado tratamento em corpos hídricos são responsáveis pelo processo de eutrofização em ambientes aquáticos, devido ao crescimento excessivo de algas e do esgotamento do oxigênio (Ren et al., 2024).

No esgoto, o P apresenta-se principalmente na forma orgânica e fosfatada (Lin et al., 2024), sendo essa característica determinante para a escolha do tratamento mais adequado. Nas estações de tratamento de esgoto (ETEs), apenas 43,33% do P presente nos dejetos humanos são de fato tratados (Van Vuuren et al., 2010). A remoção deste elemento pode ser realizada por meio de tratamentos físico-químicos, biológicos e/ou a combinação de ambos, visando uma maior eficiência (Bunce et al., 2018).

A técnica de precipitação química apesar de bem estabelecida, requer uma grande quantidade de produtos químicos e amplas probabilidades de ocasionar uma poluição secundária através da eliminação destes compostos através da geração do lodo (Jin et al., 2024). O sistema de tratamento biológico convencional, baseado em tanques anaeróbios e aeróbios, é ineficaz para a remoção do P em concentrações de até 100 mg/L (Faria et al., 2006). Por outro lado, as estações que contam com sistema

de lodos ativados do tipo convencional (LAC) possuem a capacidade variável entre 30 a 40% de remoção do P, não sendo o método mais adequado para tal finalidade.

Apesar das variadas tecnologias desenvolvidas para tratamento de efluentes, os MBRs mostram-se como uma das opções utilizadas quando há maiores restrições nos padrões de lançamento ou até quando há o objetivo de reutilização do efluente tratado (Di Capua et al., 2022; Sorgato et al., 2023). O MBR é um reator biológico, comumente composto por unidades de separação por membrana (processo físico) e unidades de tratamento biológico, usualmente aeróbio (Zhang et al., 2023). A separação de sólidos pode ocorrer por membranas de micro ou ultrafiltração, resultando em um efluente de alta qualidade (Smith et al., 2014).

Segundo Sun et al. (2017), os MBRs possuem diversas vantagens, como a requisição de menor área de ocupação, separação garantida do lodo-efluente, fácil configuração dos tempos de retenção hidráulicos (TRH) e de lodo, além da operação com baixas cargas orgânicas, diferentemente dos métodos convencionais já conhecidos. Contudo, as diferentes configurações e padrões operacionais são indispensáveis para o beneficiamento da remoção de determinados compostos (Silva et al., 2022), como a aplicação de seletores anaeróbios para o desenvolvimento de organismos capazes de armazenar fosfato no licor misto (Khan et al., 2019), em especial o fósforo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem por objetivo compreender por meio de uma revisão da literatura a dinâmica de operação de biorreatores à membrana considerando o efeito de diferentes configurações na eficiência da remoção de fósforo presentes em águas residuárias.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar as diferentes configurações de MBRs existentes;
- Avaliar os parâmetros operacionais que influenciam a eficiência de remoção de fósforo em biorreatores a membrana;
- Investigar as configurações de biorreatores a membrana mais eficientes na remoção do fósforo.

3 METODOLOGIA DE PESQUISA

A metodologia realizada foi desenvolvida por meio da análise sistemática sobre a remoção de fósforo por meio da utilização de MBRs, com base em duas bases de dados: *Science Direct* e *Web of Science*.

A pesquisa foi conduzida por meio da utilização das palavras-chave “*Membrana Bioreactor*” ou “MBR”, acrescido do conectivo and para as palavras “*Phosphorus*” e “*Removal*”, simultaneamente, durante o período entre 2014 e 2024, totalizando 10 anos de pesquisas desenvolvidas acerca do tema. Cabe salientar que não houve restrições quanto às diferentes configurações dos MBRs nas seleções do processo de pesquisa, nem exclusões de idiomas.

A tipologia de literatura considerada foi a de artigo de pesquisa, o qual tinha como objetivo central a avaliação prática da utilização da tecnologia dos biorreatores a membrana, com o foco na remoção do fósforo. A seleção destes artigos foi realizada por meio da avaliação dos resultados dos mesmos, com a finalidade de avaliar quais parâmetros foram analisados em determinadas tecnologias e, principalmente, a eficiência em cada uma delas. Comitadamente a isso, fez-se a exclusão dos artigos que eram apenas de revisão bibliográfica.

Na base de dados *Web of Science*, foram levantados ao todo 5.700 artigos de pesquisa. Já no *Science Direct* as buscas resultaram em 165 artigos. Os registros da literatura foram exportados em formato de texto simples, incluindo registros completos e referências.

Assim, dos 5.700 artigos, foram selecionados 29 que possuíam maior relevância para a discussão da influência dos parâmetros operacionais em MBRs. Além disso, a seleção levou em consideração autores que realizaram avaliações práticas dos sistemas, a fim de trazer dados reais retirados em escala de bancada e escala piloto.

Para a análise cientométrica, caracterizada como uma abordagem quantitativa que utiliza técnicas estatísticas para medir e analisar a produção científica, foi utilizada a ferramenta especializada *VOSviewer* (versão 1.6.20), que operou como um instrumento de visualização que permite a análise de palavras-chave, autores, co-autores, número de publicações ao longo dos anos, países, entre outras análises.

4 PROBLEMÁTICA DO FÓSFORO NAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

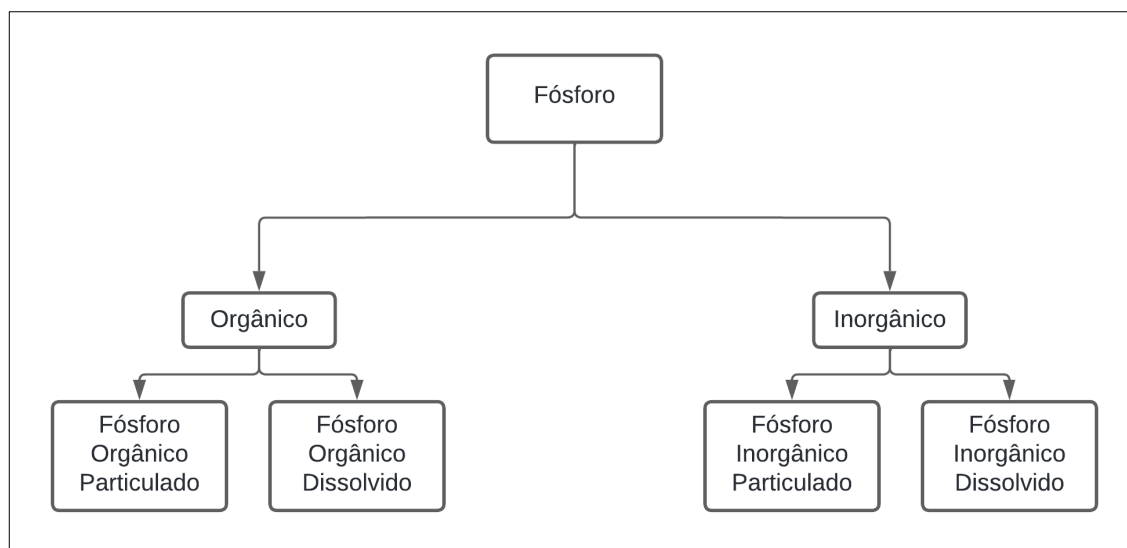
4.1 PRESENÇA DO FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SUAS PROBLEMÁTICAS

O P é apresentado quase em sua totalidade como fosfato, tanto na forma orgânica quanto inorgânica, podendo estar dissolvido ou particulado (Fuentes et al., 2006). A composição orgânica se apresenta como fosfolipídios e ésteres fosfatados, enquanto a inorgânica se configura como apatita e fosfato de ferro (Carrillo et al., 2020).

A percepção das diferentes formas como o P se encontra nas águas residuárias é essencial para a definição da tecnologia ideal para a sua remoção. As concentrações do P são apresentadas como fosfato ou ortofosfato (PO_4^{3-}), caracterizado como uma medida da quantidade de amostra, ou como fosfato de fósforo ($\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$), medida da quantidade de íons de uma amostra (Carrillo et al., 2020). Esta caracterização está incluída na distinção entre as tipologias do fósforo, onde os fosfatos orgânicos são expressados por íons, resultando em sais inorgânicos ao se associar com cátions em soluções aquosas e os orgânicos, nos quais o fósforo caracteriza-se como parte integral de moléculas orgânicas (Carrillo et al., 2020), conforme a Figura 1.

Em geral, a forma orgânica corresponde a aproximadamente a 10% da concentração total do fósforo, sendo que os inorgânicos correspondem a maior porcentagem das concentrações na forma de fosfatos inorgânicos condensados (Marguti et al., 2008). Tal variedade reflete a complexidade deste composto nas águas residuárias.

Figura 1 – Disposições do fósforo nas águas residuais



Fonte: Adaptação de Carrillo et al. (2020)

No esgoto sanitário, o P é originado de variadas fontes, com grande destaque para os detergentes e excreções humanas, visto que a contribuição de uma pessoa é de aproximadamente 1,0 g de P por dia (Von Sperling, 2007). Porém, as concentrações deste nutriente variam de acordo com sua origem, sendo que as águas residuais industriais apresentam concentrações mais altas de P, quando comparadas com as domésticas, que variam entre 5,0 a 30,0 mg/L (Andrés et al., 2018).

Com o avanço tecnológico e redução dos recursos naturais disponíveis, torna-se essencial o estabelecimento de regulações para disposição de águas residuais que limitem em valores ambientalmente adequados a concentração do P e outros nutrientes. O aumento do consumo de água e as limitações da capacidade de regeneração dos corpos hídricos destacam a urgência de proposições de altos níveis de eficiências de tratamentos (Visvanathan et al., 2000).

4.2 PARÂMETROS REGULATÓRIOS PARA LANÇAMENTO DO FÓSFORO EM CORPOS HÍDRICOS

As normativas ambientais associadas ao lançamento de efluentes líquidos e à preservação da qualidade dos corpos hídricos receptores são sem dúvidas elementos fundamentais que orientam as abordagens de controle da poluição, tanto por parte dos responsáveis pela geração, quanto das entidades ambientais que as regulam (Von Sperling, 1998).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, a fim de garantir os seus usos predominantes (Brasil, 2005). Para o P as concentrações são mais restritivas conforme a redução das classes, não havendo determinação de padrões para corpos de água de Classe 4 (Chao, 2006), conforme disposto na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de controle de fósforo total - CONAMA nº 357/2005.			
Característica do corpo hídrico	Classe I	Classe II	Classe III
Concentrações Máximas Permitidas (mg P/L)			
Ambiente lântico	0,020	0,030	0,050
Ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários de ambiente lântico	0,025	0,050	0,075
Ambiente lótico	0,100	0,100	0,150

Fonte: Brasil (2005)

Em complemento à resolução anterior, a CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, estabelece sobre condições e padrões de lançamento de efluentes a nível federal. Esta normativa tem como objetivo dispor limites de concentrações de parâmetros orgânicos e orgânicos para a disposição de efluentes tratados em corpos receptores (Brasil, 2011). Entretanto, não há concentrações pré-determinadas para o P, visto que alguns órgãos ambientais estaduais e municipais possuem as suas próprias regulamentações, sendo fundamentadas nos padrões da legislação federal e, ocasionalmente, determinando padrões mais restritivos de lançamentos deste composto (Morais; Santos, 2019).

No estado de Santa Catarina, a regulamentação de padrões de lançamento de efluentes que limita a concentração do P se dá por meio da Resolução CONSEMA nº 181, de 2 de agosto de 2021. Nesta resolução o limite para o fósforo total é de 4,0 mg/L para lançamento em trechos de lagoas, lagunas e estuários, estando o efluente com os valores de concentração de outros compostos atendidos ou os sistemas de tratamento operando com a eficiência mínima de 75% na remoção do P (Consema, 2021).

4.3 PRINCIPAIS FORMAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO

O fósforo pode ser removido dos efluentes por meio de processos físico-químicos, biológicos ou através da associação da combinação de ambos os processos, sendo a opção mais econômica de acordo com a situação do local (Macintosh et al., 2018).

Nos processos físico-químicos ocorre a adição de produtos químicos ou a utilização de materiais adsorventes, sendo reconhecidos pela sua eficiência na remoção do fósforo, adaptando-se rapidamente às condições do efluente a ser tratado. Entretanto, tratam-se de métodos de alto custos de manutenção e de operação, geração de resíduos químicos e frequentes ajustes em seus sistemas (Morse et al., 1998). Já nos processos de tratamento biológicos, microrganismos específicos são utilizados para realizar o acúmulo do fósforo em seu interior, propiciando alta eficiência com menor custo operacional envolvido e com menor geração de lodo, por conta da não dependência da adição de químicos (Di Capua et al., 2022). Porém, tornam-se dependentes de condições específicas para o seu funcionamento, como pH, temperatura e níveis de oxigênio para o desenvolvimento microbiológico (Mehta et al., 2015).

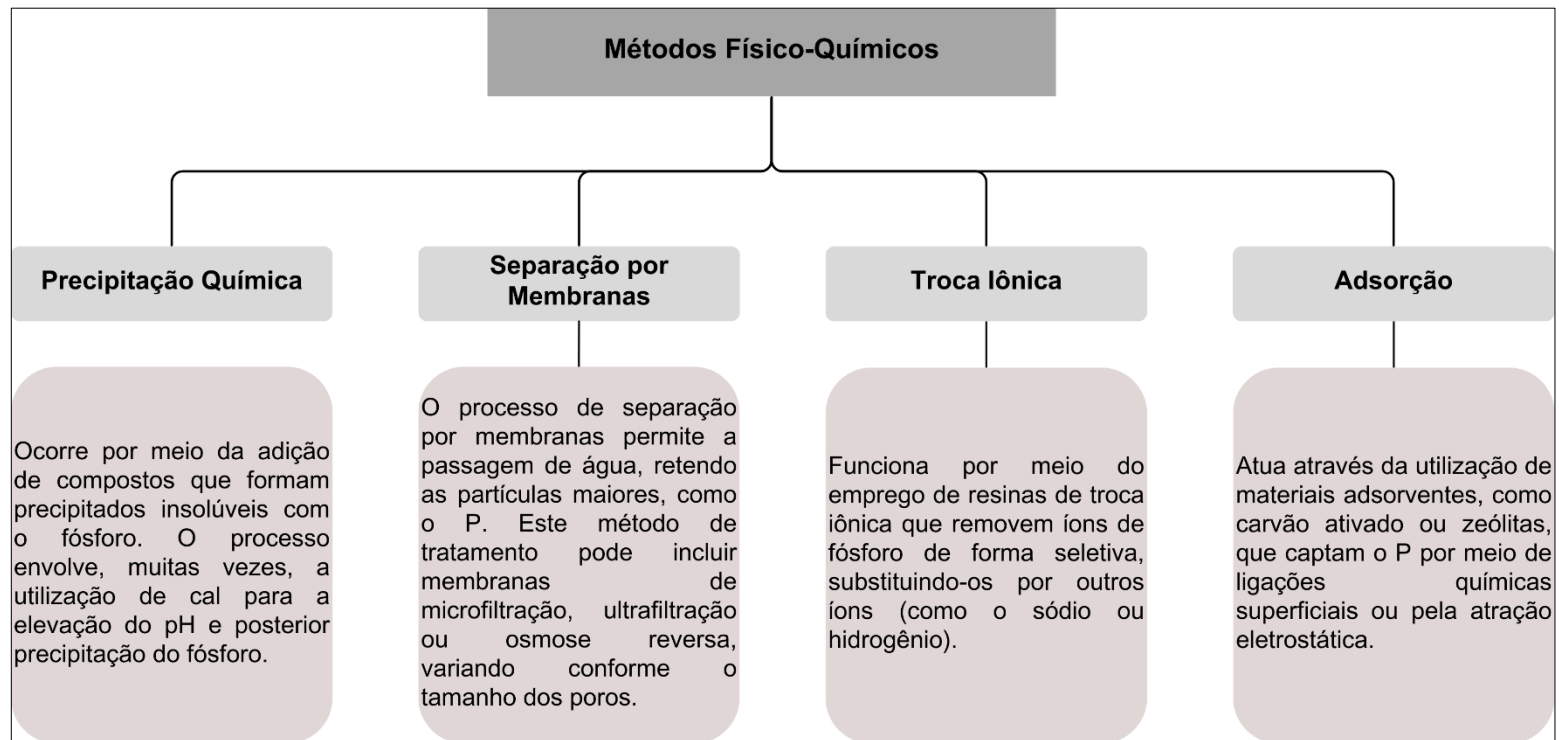
A combinação dos processos pode otimizar a remoção do fósforo ao explorar as vantagens de cada perspectiva, obtendo a qualidade esperada do efluente (Yeoman et al., 1988).

4.3.1 Remoção por processos físico-químicos

Segundo Metcalf e Eddy (1991), a associação dos processos químicos aos físicos serve como complemento ao tratamento biológico de efluentes, removendo P e outros compostos orgânicos.

A remoção do P executada por meio dos processos físico-químicos é aplicada há muito tempo, possuindo resultados eficientes e manutenção simplificada (Bunce et al., 2018), porém estão sujeitos a limitações. Dentre elas o acúmulo de lodo, os altos custos operacionais, alterações no pH do efluente e a adição de produtos químicos antes da descarga final (Faria et al., 2006). A precipitação química, separação por membrana, troca iônica e adsorção são exemplos dessas técnicas (Besharathlou et al., 2021), conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Métodos físico-químicos existentes para a remoção do P de efluentes



Fonte: Adaptado de Zahed et al. (2022)

4.3.2 Remoção biológica

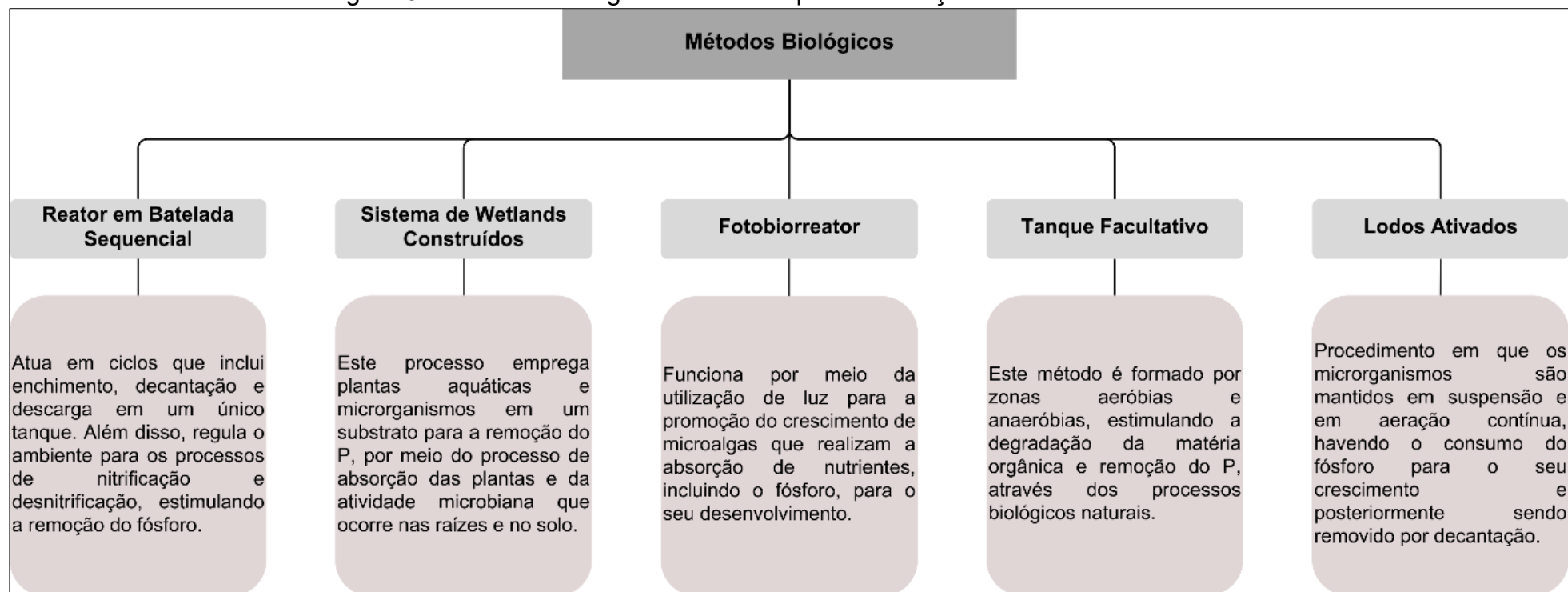
A aplicação do processo de remoção biológica do P no tratamento de águas residuárias têm sido extensivamente estudadas ao longo dos últimos anos, estando hoje bem consolidadas (Mannina et al., 2018). Para o seu efetivo funcionamento, é necessária a realização sob condições alternadas entre as zonas anaeróbias e aeróbias, ou seja, a constante ausência e presença do elemento oxigênio (Zhang et al., 2016; Sun et al., 2017; Yang et al., 2019)

Nas condições anaeróbias, os microrganismos consomem de forma facilitada a matéria orgânica biodegradável, realizando o seu armazenamento na forma de polihidroxialcanoatos intracelulares (PHAs) e, fazem a liberação do fosfato para o efluente (Gonçalves; Rogalla, 1992; Choi et al., 1996). Posteriormente, nas condições aeróbias, o fosfato é retirado à medida que os PHAs são oxidados e, por conseguinte, o P líquido é absorvido pelos organismos, visto que a concentração de fosfato expelida na fase anaeróbia é menor que a quantidade absorvida na fase aeróbia (Mino et al., 1998). Em termos gerais, a biomassa deve sofrer essa variação entre zonas (aeróbia e anaeróbia) e no período de contato da fase anaeróbia, a matéria orgânica disponível deve ser suficiente, principalmente os ácidos graxos voláteis (Gonçalves; Rogalla, 1992).

Dentre as tecnologias mais empregadas na remoção do fósforo de efluentes, que utilizam processos biológicos estão os reatores em bateladas sequenciais (SBRs), sistemas de *wetlands* construídos, fotobiorreatores, tanque facultativo, lodos ativados e os biorreatores a membrana (MBRs), sendo este último um grande destaque na eficiência da remoção do P (Li et al., 2018), conforme demonstrado na Figura 3.

Os MBRs se apresentam como um dos grandes destaques dentre os tratamentos biológicos voltados para a remoção do P e possui várias vantagens, como a capacidade de retenção de sólidos dentro do reator, o que permite o mantimento de altas concentrações de sólidos suspensos no licor misto (MLSS) sem exigir uma grande área de implantação do sistema (Ng et al., 2000). Além disso, diversos autores recentes vêm explorando esta tecnologia e suas combinações para alcance de resultados que proporcionem o reúso do permeado originado deste tipo de tratamento.

Figura 3 – Métodos biológicos existentes para a remoção do P de efluentes



Fonte: Adaptado de Zahed et al. (2022)

5 BIORREATORES A MEMBRANA

O Biorreator a Membrana é caracterizado como uma tecnologia avançada voltada para o tratamento eficiente de águas residuais (Zhang et al., 2023), sendo o resultado da integração do tratamento biológico com a tecnologia de membranas (Giacobbo, 2010). A função de separação das membranas impede a passagem dos flocos de lodo e contaminantes macromoleculares, garantindo a qualidade do efluente (Zhang et al., 2023). Além disso, este sistema apresenta inúmeras vantagens quando comparado com o sistema convencional de tratamento biológico de efluentes, como a diminuição da área requerida para sua implantação, baixa geração de lodo, simplificação do processo de funcionamento e excelente eficácia na remoção de poluentes (Judd, 2008; Ravadelli, 2021). De forma geral, a tecnologia de MBR refere-se à combinação da biodegradação do método convencional dos lodos ativados com a filtração, substituindo o decantador secundário, embora processos anaeróbios também possam ser empregados (Vidal, 2006; Judd, 2016).

O MBR desempenha comitadamente à função da separação física, quanto do tratamento biológico no biorreator, pois enquanto o biorreator realiza a conversão da matéria orgânica em matéria mineral e biomassa, a membrana desempenha a função de separação da fase líquida da sólida, por meio da filtração (Pollice et al., 2004). Uma das diferenciações dos MBRs aos LACs é a sua compactidade, o que resulta em uma maior capacidade de operação com maiores concentrações de biomassa (Giacobbo, 2010; Farias, 2017).

O tratamento envolvendo MBRs proporciona uma série de benefícios quando comparado com as tecnologias existentes para remoção de P em águas residuárias. O efluente tratado apresenta alta qualidade, caracterizado pela ausência dos constituintes dissolvidos, como a matéria orgânica e nutrientes. Em muitos casos, essa tecnologia apresenta atribuições de tratamento superiores às obtidas por meio de estações convencionais de tratamento de efluentes (Viana, 2004).

A utilização dos biorreatores a membrana apresenta diversos benefícios técnicos e operacionais para a remoção de P, tendo como um dos principais aspectos a capacidade de manter as concentrações mais elevadas de biomassa ativa, que contribui significativamente com a concentração dos microrganismos responsáveis pela remoção do P e, conseqüentemente, com o aumento da eficiência do tratamento (Liu et al., 2022).

O arranjo compacto desta tecnologia, juntamente à integração eficaz do módulo de membrana, permite uma utilização eficiente do espaço e a simplificação operacional, mostrando-se como uma solução técnica avançada que combina os benefícios da concentração de biomassa, a eficiência na separação biomassa-efluente, possui um potencial de recuperação de nutrientes e um design compacto (Maestri, 2007).

5.1 DINÂMICA OPERACIONAL

A tecnologia dos biorreatores é reconhecida pela sua adaptabilidade devido aos seus módulos, propiciando resistência às flutuações de carga (Andrade, 2011). Os MBRs podem ser classificados com base em vários critérios, incluindo o tipo de configuração do reator, a localização e o tipo de membrana utilizada, bem como o modo de operação.

Compreender a influência dos parâmetros operacionais no desempenho dos biorreatores a membrana é fundamental para o tratamento eficiente de efluentes. Ajustes nessas variáveis afetam diretamente a remoção de contaminantes, a estabilidade do processo e a qualidade do efluente tratado. Para avaliar como esses parâmetros impactam os MBRs, é crucial entender profundamente seu funcionamento, o que será detalhado a seguir.

5.1.1 Classificação dos Biorreatores a Membrana

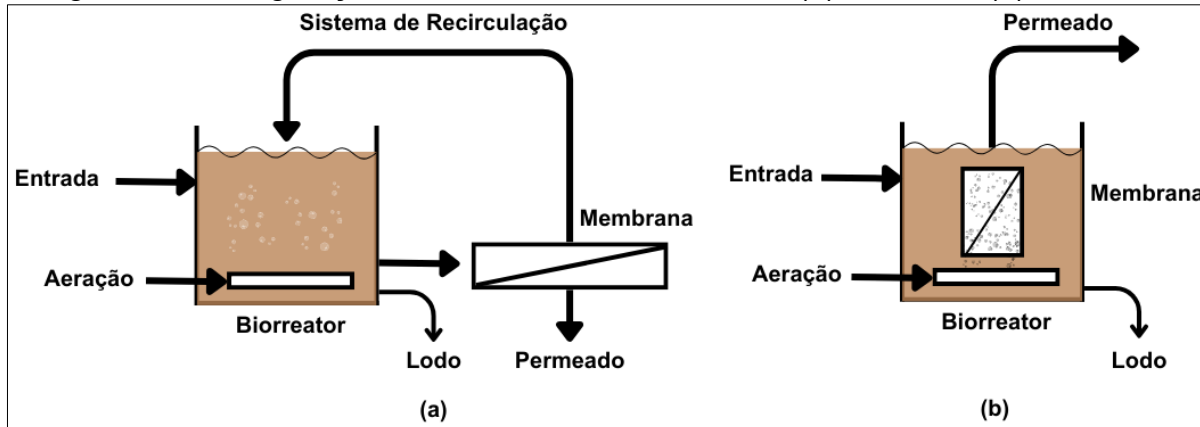
No contexto comercial, os MBRs podem ser aplicados de duas formas principais, em consonância com a sua configuração e o modo de operação: o módulo de membrana externo ao biorreator e o módulo de membrana submerso no biorreator. (Metcalf e Eddy, 2003; Giacobbo, 2010; Farias, 2017).

Na configuração com módulos de membrana externa (Figura 4a), os módulos são acoplados externamente ao biorreator (Lens et al., 2015), permitindo a separação da suspensão do biorreator por dois canais: do permeado, que é tratado e removido do sistema e do concentrado, o qual retorna ao biorreator (Metcalf e Eddy, 2003). Essa variação proporciona maior flexibilidade operacional e comporta maiores fluxos, quando comparado com os módulos submersos (Maestri, 2007; Farias, 2017). Porém seu consumo energético acaba se tornando maior, devido aos altos fluxos de permeado (PFs) ao longo do tempo, resultantes de fatores como a pressão

transmembrana (PTM), a velocidade tangencial no módulo, a frequência e duração das retrolavagens, assim como os pulsos de ar na corrente de alimentação (Thomas et al., 2000). Apesar desta desvantagem, a necessidade de uma área de membrana acaba sendo menor (Giacobbo, 2010).

No modelo de configuração submerso (Figura 4b) ocorre a inserção direta do módulo de membranas no reator biológico ou em um reservatório específico para elas. Segundo Metcalf e Eddy (2003), neste processo as membranas são expostas a um vácuo no sentido do permeado, o que permite que moléculas menores que o tamanho dos poros atravessem por elas, enquanto os sólidos maiores ficam retidos no biorreator. A passagem do líquido através da membrana ocorre pela variação da pressão hidráulica (Maestri, 2007), enquanto a sucção no lado do permeado é gerada, comumente, por uma bomba peristáltica ou por vácuo (Giacobbo, 2010). A disposição do módulo da membrana pode ser disposta diretamente sobre o sistema de aeração ou em um compartimento separado dentro do próprio biorreator, operando com baixas diferenças de pressão – entre 0,2 a 0,8 bar (Lee et al., 2009).

Figura 4 – Configurações do biorreator a membrana: (a) externo e (b) submerso



Fonte: Adaptado de Judd e Judd (2016)

Além das variações das configurações das membranas, também há as alternâncias quanto aos tipos de materiais, podendo ser de dois tipos principais: poliméricos e cerâmicos (Ravadelli, 2021). Em geral, as membranas são compostas por uma camada superficial final que proporciona a seletividade necessária, sobre um suporte poroso e espesso que proporciona estabilidade mecânica, sendo assim, projetadas para ter uma alta porosidade superficial (Judd; Judd, 2011). Comitadamente a isso, é essencial que a membrana seja resistente não apenas de forma mecânica, mas resistente a ataques térmicos e químicos, que podem ser

ocasionados por variações extremas de temperaturas, pH e/ou grandes concentrações de oxidantes durante a limpeza química da membrana (Maestri, 2007).

5.1.2 Aspectos operacionais

Apesar da tecnologia dos MBRs ser avançada e proporcionar uma alta qualidade do efluente, o seu sistema operacional está sujeito a diversos fatores intervencionais, os quais devem ser rigorosamente gerenciados para a otimização da performance e duração do sistema.

Há fatores externos, como o clima local, a característica do efluente e a temperatura, que podem interferir diretamente na operação dos MBRs. Simultaneamente, existem fatores relacionados à operação que podem ser controlados, sendo eles: pH, concentração de biomassa, aeração, PTM, concentração de SS, o *fouling* e o fluxo crítico (Giacobbo, 2010). Alguns destes fatores serão descritos na sequência.

5.1.2.1 Aeração

O sistema de aeração, utilizado em métodos aeróbios, tem como objetivo fornecer oxigênio aos microrganismos presentes no biorreator, sendo necessário para o desenvolvimento das reações biológicas que degradam a matéria orgânica presente. A quantidade de oxigênio necessária para a realização deste processo varia de acordo com a idade do lodo e a carga mássica, afetando diretamente a respiração endógena e o crescimento bacteriano (Melchior et al., 2003).

Além do fornecimento de oxigênio, a aeração é utilizada também para manter a biomassa em suspensão, prevenindo o *fouling* das membranas devido à turbulência ocasionada pelas bolhas de ar, que aumenta a tensão de cisalhamento sobre a superfície das membranas e ocasiona o desprendimento das partículas depositadas, assim como, promove o impedimento do acúmulo de novas partículas (Kraume et al., 2009).

5.1.2.2 Pressão transmembrana

A PTM é intrinsecamente ligada ao acúmulo de partículas sobre a membrana. Uma PTM reduzida favorece a estabilidade operacional do sistema, visto que assegura uma filtração mais consistente e com menos variações no PF ao longo do

tempo. Por outro lado, o aumento na PTM intensifica o acúmulo de partículas e, conseqüentemente, aumenta o risco de *fouling* das membranas (Provenzi, 2005).

A estabilidade desse fator é essencial principalmente em sistemas com módulos submersos, em que a operação ocorre sob pressões mais baixas, a fim de reduzir a probabilidade de obstrução mais acelerada dos poros (Giacobbo, 2010).

5.1.2.3 Concentração de sólidos em suspensão

A existência de SS dissolvidos influencia diretamente o desempenho do MBR, visto que o aumento dessa concentração resulta na redução do fluxo de permeação devido à deposição de partículas sobre a superfície da membrana, que sobrecarrega o sistema e diminui a velocidade do processo (Maestri, 2007; Giacobbo, 2010).

Concentrações de SS superiores a 40-50 g/L devem ser evitadas, visto a possível ocorrência de obstrução do sistema e o aumento no risco da redução brusca do fluxo de permeação, resultante do aumento da viscosidade do lodo, o qual é inversamente proporcional ao fluxo de permeação, resultando na redução da eficácia do funcionamento do biorreator (Viana, 2004).

5.1.2.4 Colmatação

A colmatação em membranas, conhecido também como *fouling*, é um processo físico o qual refere-se à obstrução dos poros, ocasionando a redução gradual do fluxo de permeação através da formação de uma camada de partículas. Este processo é um dos principais problemas existentes no funcionamento dos MBRs, devido a redução da eficiência da filtração e o aumento dos custos operacionais, considerando a necessidade de limpeza e manutenção das membranas (Judd; Judd, 2011).

Conforme apontado por Pelegrin (2004) e Barceló; Petrovic (2008), a colmatação é um fenômeno complexo e que pode ser influenciado por diversos fatores, como o crescimento de biofilme na superfície da membrana, a precipitação da matéria inorgânica, adsorção de macromoléculas e materiais coloidais e o próprio envelhecimento da membrana.

5.1.2.5 Fluxo crítico e limitante

Os conceitos de fluxo crítico e fluxo limitantes são conceitos essenciais no campo da filtração de membranas, principalmente no contexto dos MBRs, devido à facilitação na compreensão e gerenciamento nos problemas de *fouling*. O fluxo crítico é o maior valor de PF abaixo do qual a colmatação não ocorre ou é insignificante (Han et al., 2005). Acima deste ponto, ocorre o *fouling* devido ao arraste e deposição rápida de partículas sobre a membrana.

De acordo com Le-Clech et al. (2006), quando o sistema é operado abaixo do fluxo crítico, a taxa de colmatação é significativamente reduzida, preservando a PTM constante ao longo do tempo. Já o fluxo limitante, é caracterizado como o valor máximo de PF que pode ser sustentado independentemente do aumento da PTM.

De forma geral, o fluxo crítico determina a transição entre regimes de polarização estável e instável. Por sua vez, o fluxo limitante é o máximo fluxo permeável atingido quando ocorre o aumento da PTM sob condições hidrodinâmicas específicas (Bacchin et al., 2006).

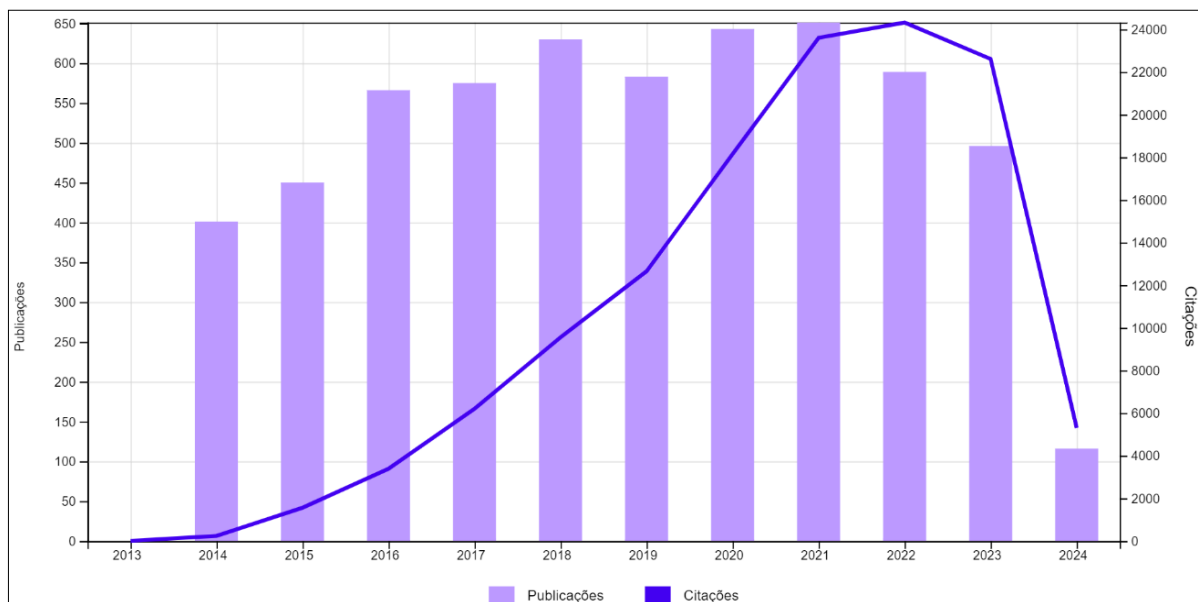
6 REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

6.1 ANÁLISE CIENTOMÉTRICA

Anualmente numerosos estudos relatam a relação da influência dos aspectos operacionais e as configurações dos MBRs aplicados ao tratamento de águas residuárias, especialmente contendo P. A pesquisa realizada através das palavras-chave resultou em um total de 5.700 artigos que relacionam o P em ambas as bases de dados, sendo a plataforma *Web of Science* responsável por 97,10% por tais publicações.

Conforme apresentado na Figura 5, no intervalo entre os anos de 2014-2018 o número de publicações teve um crescimento acentuado. Esse fato pode indicar uma tendência no aumento do interesse e desenvolvimento de pesquisas relacionadas à temática da remoção do fósforo em efluentes por meio de novas tecnologias (Li et al., 2018). Comitadamente às publicações, as citações também tiveram um crescimento ao longo dos anos, ganhando destaque principalmente no ano de 2022.

Figura 5 – Publicações e citações durante os anos de 2014-2024 da plataforma Web of Science

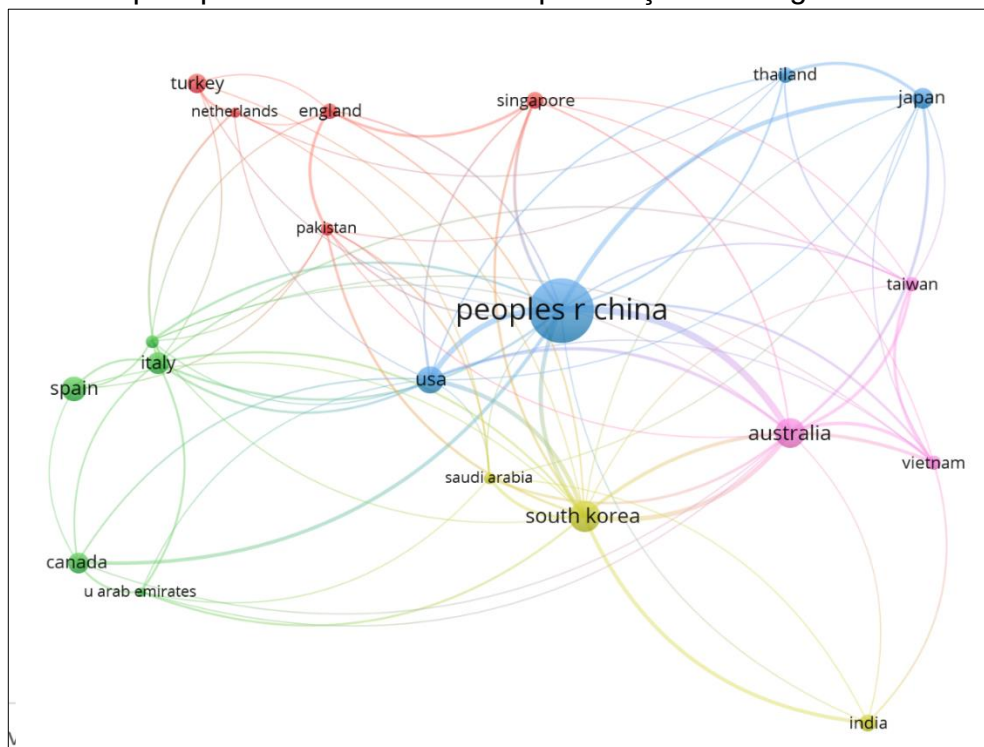


Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Dentre os países responsáveis pelos maiores números de publicações, a China ganha o maior destaque (39,54%) com 2.277 artigos, seguido dos Estados Unidos (8,85%) com 510 publicações e, por conseguinte, a Coreia do Sul (6,63%) com 382 artigos desenvolvidos, conforme a Figura 6. O Brasil (2,52%) não está entre os

dez primeiros países em destaque nesse tema. A proeminência da China pode ser reflexo das questões ambientais enfrentadas, acrescido à busca por novas tecnologias de reaproveitamento de recursos hídricos e implantação de políticas públicas para a remediação destas problemáticas (Li et al., 2018).

Figura 6 – Principais países contribuintes na publicação de artigos referente ao tema



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

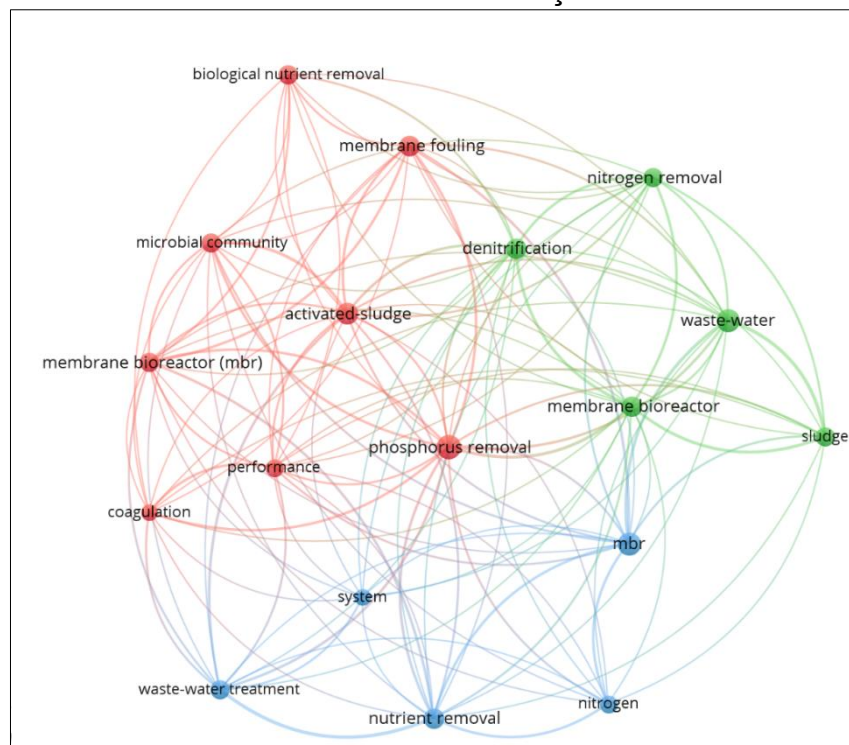
As palavras-chave são caracterizadas por termos padronizados que são empregados em determinados campos de pesquisa, a fim de representar o conteúdo central dessa área, facilitando assim a descrição e caracterização das pesquisas. Por meio da análise da rede destas palavras associadas ao tema, é factível a determinação da correlação entre as tendências de desenvolvimento, principais conteúdos e áreas de interesse. A fim de aumentar a precisão e a clareza dos resultados da análise, foi realizada a unificação dos sinônimos por meio do software VOSviewer, demonstrando como diferentes termos que estão interconectados destacam a complexidade e multidisciplinaridade entre si, conforme demonstra a Figura 7.

O termo “*phosphorus removal*” está intrinsecamente correlacionado com a tecnologia de MBRs, indicando o seu destaque em relação à sua eficiência na remoção deste tipo de nutriente. Os termos “*sludge*” e “*activated sludge*” conectados

ao MBR e ao seu desempenho apontam para a importância do tratamento e gestão da biomassa ativa, visto que o gerenciamento eficiente do lodo é essencial para a manutenção e eficácia desse sistema, evidenciando os desafios operacionais que enfrentam, bem como o campo “*membrane fouling*”.

Adicionalmente, “*biological nutrient removal*” e “*microbial community*” mostram o aspecto biológico dos processos de MBR, onde as comunidades microbianas desempenham um papel crucial na remoção de nutrientes e na degradação de contaminantes. Por fim, os termos “*performance*” e “*system*” refletem discussões em torno da eficácia operacional dos MBRs e como diferentes configurações de sistema podem influenciar o desempenho geral. Essa análise de rede de palavras-chave ilustra a complexidade e a natureza interdisciplinar da pesquisa em MBR.

Figura 7 – Análise da distribuição dos campos de pesquisa relacionados ao biorreator a membrana e remoção de fósforo



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

6.2 INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS NO PROCESSO DE TRATAMENTO

Os parâmetros operacionais estão diretamente relacionados com o desempenho no tratamento de efluentes e, conseqüentemente na capacidade de

atendimento às regulamentações ambientais. Segundo Diaz et al. (2022), uma gestão eficiente destes parâmetros leva a uma significativa melhora na qualidade do efluente tratado e na redução dos custos operacionais.

Diante disso, enfatiza-se que nos estudos avaliados, parâmetros como pH, TRH, tempo de retenção de sólidos (TRS), vazão, PTM, aeração e PF foram avaliados como essenciais durante toda a análise para determinação do desempenho dos biorreatores a membrana na remoção do fósforo.

Artigos publicados pelos autores Chen et al. (2023), Predolin et al. (2021), Yu et al. (2023), Udomkittayachai et al. (2021) e Liu et al. (2019) abordaram a interferência de parâmetros como correntes e tensões elétricas no processo de tratamento de diferentes tipos de efluentes (sintético, municipal e doméstico) e verificaram diferentes resultados conforme variações das cargas aplicadas. Chen et al. (2023) obtiveram resultados mais expressivos com correntes de 2,3 A/m² com o auxílio do ânodo de alumínio, enquanto Predolin et al. (2021) obtiveram resultados ainda melhores com aplicações variáveis entre 10 e 15 A/m² com o mesmo componente. Corroborando com a faixa de 15 A/m², Udomkittayachai et al. (2021) e demais autores citados anteriormente observaram não apenas a excelente qualidade no tratamento do efluente, como a redução do processo de incrustação da membrana.

Concomitantemente, os autores Liu et al. (2019) mantiveram a corrente elétrica (EC) constante em 0,15 A e variaram as tensões, alcançando resultados significativos com o valor de 5 V, atribuindo à capacidade da eletrocoagulação de precipitar o P utilizando íons de ferro liberados pela EC, os quais reagem com o P para a formação de compostos insolúveis. Enquanto Battistelli et al. (2018) aplicaram uma tensão elétrica (ET) variável de 0 a 30 V e EC entre 0 e 5 A, com foco em avaliar a interferência dos diferentes TRHs (30, 20 e 15 horas). A remoção de P se manteve alta, enquanto a redução do TRH melhorou significativamente a remoção de nitrogênio total, demonstrando a capacidade do sistema de adaptar-se a diferentes cargas sem perder eficácia na remoção de nutrientes. Em relação ao problema de incrustação da membrana, houve um aumento significativo com a redução do TRH, o que estaria vinculado a propiciar manutenções e limpezas frequentes das membranas.

Já Yu et al. (2023) utilizaram um ânodo de ferro e membrana catódica com ET constante de 0,4 V, obtendo resultados satisfatórios e com um sistema 3x mais resistente que um MBR convencional. Tais resultados e caracterizações dos autores acima, se encontram na Tabela 2.

Tabela 2 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à eletrocoagulação

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator com Membrana Dinâmica controlado por campo elétrico (E-DMBR)	Sintético	E-DMBR-Ti: Corrente Elétrica: 4,5 V Fluxo do Permeado: 150 L/m ² h PTM: 2,28 kPa/h TRH: 11 h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 4,5 g/L	P Total Inicial: 3,5 mg/L C/P: 100	P Total Final:	P Total Final:	Chen et al. (2023)
		E-DMBR-Al: Corrente Elétrica: 0,8 A/m ² 2,4 A/m ² 4,8 A/m ² Fluxo do permeado: 150 L/m ² h PTM: 8,41 kPa/h 5,15 kPa/h 9,14 kPa/h TDH: 11 h			E-DMBR-Ti: 57,00% (Controle DMBR-Ti) E-DMBR-Al (2,4 A/m ²): 94,69%	E-DMBR-Ti: 1,5 mg/L E-DMBR-Al (2,4 A/m ²): 0,48 mg/L	
Biorreator a Membrana Submersa com Eletrocoagulação (Submerged Membrane Electro-Bioreactor, SMEBR)	Municipal (Mistura de Doméstico e Industrial)	pH: 7,64 - 7,84 TRH: 16 h PTM: 0,81 kPa/d Fluxo do Permeado: 5 L/m ² h Corrente Elétrica: 0, 5, 10 e 15 A/m ² Condutividade: 2107 a 2986 µS/cm	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 3,3 - 10,6 g/L Substâncias Poliméricas Extracelulares: 78 - 152 mg/g MLSS	P Total Inicial: 15,8 ± 2,8 mg/L (0 A/m ²) 8,3 ± 3,8 mg/L (5 A/m ²) 11,0 ± 2,4 mg/L (10 A/m ²) 15,0 ± 4,5 mg/L (15 A/m ²) C/P: 100	P Total Final: 61,40% (0 A/m ²) 92,40% (5 A/m ²) 97,70% (10 A/m ²) 97,90% (15 A/m ²)	P Total Final: 6,1 mg/L (0 A/m ²) 0,67 mg/L (5 A/m ²) 0,33 mg/L (10 A/m ²) 0,29 mg/L (15 A/m ²)	Predolin et al. (2021)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a membrana eletroquímico (E-MBR) e biorreator a membrana convencional	Sintético	pH: 6 - 8 TRH: 10 h Vazão: 0,3 L/h Tensão Elétrica: 0,4 V (E-MBR)	E-MBR: Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8,31 g/L EPS: 23,70 mg TOC/g MLSS MBR: Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 7,06 g/L EPS: 22,26 mg TOC/g MLSS	DQO: 268 mg/L NH ₄ ⁺ -N: 40 mg/L P Total Inicial: 7,3 mg/L	P Total Final: 89,10% (E-MBR) 52,70% (MBR)	P Total Final: 0,8 mg/L (E-MBR) 3,45 mg/L (MBR)	Yu et al. (2023)
Biorreator a Membrana de Leito Móvel Eletrocondutor (EcMB-MBR)	Doméstico	pH: 7,53 Corrente Elétrica: 10 A/m ² 15 A/m ² 20 A/m ² Fluxo do permeado: 0,71 m ³ /m ² d TRH: 4 h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8 g/L Sólidos Suspensos Voláteis em licor misto (MLVSS): 6 g/L	P Total Inicial: 4,56 ± 1,63 mg/L	P Total Final: 99,5 ± 0,1% (EcMB-MBR - 10 A/m ²) P Total Final: 99,0 ± 0,8% (EcMB-MBR - 15 A/m ²) P Total Final: 99,5 ± 0,3% (EcMB-MBR - 20 A/m ²)	-	Udomkittayachai et al. (2021)
Biorreator a Membrana com Electrocoagulação	Municipal	TRH: 4 h Tensão Elétrica: 1V, 3V, 5V Corrente Elétrica: 0,15 A Fluxo do Permeado: 6,52 L/m ² h	-	PO4-P Inicial: 26,20 ± 0,11 mg/L	PO4-P Final: 35,91% (1V) PO4-P Final: - (3V) PO4-P Final: 92,45% (5V)	PO4-P Final: 9,41 ± 0,04 mg/L (1V) PO4-P Final: - (3V) PO4-P Final: 1,98 ± 0,1 mg/L (5V)	J. Liu et al. (2019)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Eletrobiorreator a Membrana anóxico/óxico (A/O e-MBR)	Doméstico	pH: 7,0 - 8,0 TDH: 30h (Etapa I) 20h (Etapa II) 15h (Etapa III) PTM: 60 kPa (TDH de 15h) Vazão: 19,2 L/d (Etapa I) 28,8 L/d (Etapa II) 38,4 L/d (Etapa III) Fluxo do permeado: 5,15 L/m²h (Etapa I) 7,75 L/m²h (Etapa II) 10,3 L/m²h (Etapa III) Aeração Contínua: 0,5 m³/h Tensão Elétrica: 0 - 30 V Corrente Elétrica: 0 - 5 A	-	P Total Inicial: 10,30 ± 1,2 mg/L (Etapa I) P Total Inicial: 8,70 ± 2,4 mg/L (Etapa II) P Total Inicial: 7,60 ± 1,3 mg/L (Etapa III)	P Total Final: 98,5% (Etapa I) P Total Final: 95,1% (Etapa II) P Total Final: 95,6% (Etapa III)	P Total Final: 0,15 ± 0,02 mg/L (Etapa I) P Total Final: 0,42 ± 0,12 mg/L (Etapa II) P Total Final: 0,33 ± 0,06 mg/L (Etapa III)	Battistelli et al. (2018)

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Nos estudos desenvolvidos por Liu et al. (2022), o parâmetro da aeração demonstrou-se como determinante no funcionamento não apenas para o MBR, como para o sistema de tratamento como um todo. O AGS-MBR, visto a sua necessidade nos processos de nitrificação e desnitrificação para o desenvolvimento da comunidade microbiana em desenvolvimento, também foi influenciado significativamente pela aeração. O fator aeração foi pertinente para Kim et al. (2015), em que integraram um sistema de flotação por ar dissolvido para separação inicial e o MBR para tratamento biológico e microfiltração, conhecido como DAF-MBR. O pré-tratamento com flotação por ar dissolvido reduziu a carga orgânica e de sólidos, minimizando o potencial de *fouling* nas membranas do MBR.

Os estudos desenvolvidos por Wang et al. (2015) descrevem a utilização de um MBR intermitentemente aerado integrado para a remoção eficaz de carbono e nitrogênio e a recuperação de fósforo. O sistema incluiu a recuperação de P presente no lodo, apresentando assim um enfoque tanto na remoção eficiente de poluentes quanto na recuperação de recursos. O MBR intermitentemente aerado mostrou ser uma abordagem promissora, combinando altas eficiências de remoção com recuperação de P. A intermitência na aeração permitiu uma operação mais eficiente, reduzindo a energia necessária e otimizando o processo biológico de remoção e recuperação.

O biorreator de membrana de lodo granular aeróbio (AGMBR) aplicados por Iorhemen et al. (2018) traz novamente a relevância do fator da aeração no desempenho dos MBRs. O sistema operado em modo de reator batelada sequencial (SBR) com fases de alimentação anaeróbia e absorção durante a fase aeróbia puderam ser realizadas de forma satisfatórias por meio do fluxo de aeração operado em intervalos (170 minutos por ciclo). Além disso, a utilização do lodo granular aeróbio permitiu o desenvolvimento de granulação eficiente e a melhoria na sedimentação. Essa transição de lodo floculento para granulado melhorou significativamente a operação do sistema, reduzindo o índice de volume de lodo, o que indica uma melhor sedimentação e menor potencial de obstrução da membrana. Os dados extraídos de cada um destes estudos estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à aeração

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator aeróbico de lodo-membrana granular (AGS-MBR)	Sintético (glicose + compostos químicos)	pH: 7 - 8 TRH: 8 h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 10 g/L Substâncias Poliméricas Extracelulares: 78 a 152 mg/g MLSS	P Total Inicial: 28,3 mg/L	P Total Final: 30 - 70%	-	Liu et al. (2022)
Biorreator a Membrana (sistema anaeróbio + óxico) combinado com flotação por ar dissolvido	Municipal	pH: 7,4 - 7,5 PTM: 5 - 6 bar TRS: 30 h Fluxo do Permeado: 0,25 L/m ² min	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 5,0 - 8,0 g/L	P Total Inicial: 5,9 mg/L	P Total Final: 64%	P Total Final: 2,1 mg/L	Kim et al. (2015)
Biorreator a Membrana de Lodo Granular Aeróbio de Fluxo Lateral (AGMBR)	Sintético preparado com acetato de sódio, NH ₄ Cl, KH ₂ PO ₄ , K ₂ HPO ₄ , entre outros compostos	Aeração contínua: 170 minutos de aeração por ciclo	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8,20 g/L	PO ₄ -P Inicial: 34,5 ± 4,39 mg/L	PO ₄ -P Final: ≥95%	-	Iorhemen et al. (2018)

Silva et al. (2022), Alibardi et al. (2021), Lee et al. (2017), Asif et al. (2021), Li et al. (2018) e Sun et al. (2019) avaliaram que a remoção eficiente de P depende fortemente da dosagem e tipo de coagulantes usados, os quais interferem diretamente no processo de *fouling* das membranas. A qualidade do permeado do MBR dos estudos de Silva et al. (2022) foi mantida alta, com baixas concentrações de SS e turbidez, essenciais para o desempenho a longo prazo do MBR. Já Alibardi et al. (2021) analisaram que maiores doses de coagulantes seriam necessárias quando combinados com o MBR, apesar dos excelentes resultados comparados aos demais sistemas de tratamentos existentes no local, como o filtro de areia de fluxo ascendente de lavagem contínua e o filtro de mídia compressível de alta taxa. Entretanto, a problemática com o *fouling* das membranas e a interferência no aumento da concentração de sólidos trazem uma preocupação não apenas com a redução na eficiência na remoção do P, como no aumento do custo operacional do sistema. Enquanto Lee et al. (2017) incluíram em suas avaliações os efeitos do uso de diferentes basicidades do coagulante, o PAC (Policloreto de Alumínio), trazendo a minimização dos efeitos negativos sobre a atividade microbiana e, por conseguinte, mantendo a eficiência do processo biológico. Além disso, concluíram que o MBR operado com PAC de alta basicidade mostrou melhor estabilidade em termos de PTM e qualidade do efluente tratado, indicando que a escolha correta da basicidade do coagulante pode reduzir significativamente os problemas operacionais.

Na mesma linha de utilização de coagulantes, Asif et al. (2021) utilizaram o composto de Fe(II) e a aplicação do ozônio no MBR, onde o ferro atuou como responsável pela precipitação do P e o ozônio pela quebra de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) e produtos microbianos solúveis, os quais contribuem para o *fouling* da membrana. Li et al. (2018) aplicaram o ferro na forma de FeCl₃ e co-fermentação acidogênica com o objetivo de converter o ferro para uma forma mais solúvel e possibilitar a liberação do fósforo mais facilmente por meio da redução do pH. Enquanto Sun et al. (2019) fizeram o uso de sulfato de alumínio no MBR, o qual melhorou ligeiramente a atividade do lodo e reduziu efetivamente a taxa de aumento da PTM de 1,13 KPa/d para 0,57 KPa/d. Os dados dos estudos citados estão dispostos na Tabela 4.

Tabela 4 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à adição de coagulantes

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana Submersa	Doméstico	pH: 6,7 - 7,3 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH): 6,8 h Fluxo do Permeado: 13 - 11 L/m ² h Aeração contínua: 15 L ar/min Turbidez: 253 ± 110 NTU	-	P Total Inicial: 5,2 ± 1,0 mg/L PO ₄ ³⁻ inicial: -	P Total Final: 94,23% PO ₄ ³⁻ Final: -	P Total Final: 4,9 ± 0,7 mg/L PO ₄ ³⁻ Final: 4,6 ± 0,1 mg/L	Silva et al. (2022)
Biorreator a Membrana Convencional	Doméstico	pH: 7,1 PTM: 55 - 110 kPa Vazão: 7,42 m ³ /dia Fluxo do permeado: 10 - 25 L/m ² h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8,20 mg/L Sólido Suspenso Total (SST): 338 ± 278 mg/L	P Total Inicial: 9,18 ± 5,52 mg/L	P Total Final: 95 ± 3%	P Total Final: 0,38 ± 0,21 mg/L	Alibardi et al. (2021)
Biorreator a Membrana Convencional	Sintético	TRH: 9 horas (3 horas anóxicas, 6 horas aeróbias) Fluxo do permeado: 20 L/m ² h Faixa espectral: 4000 a 400 cm ⁻¹ Número médio de varreduras: 32 Resolução: 4 cm ⁻¹	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 14.000 mg/L	P Total Inicial: 5,6 mg/L	P Total Final: 3,5% (sem adição de coagulante) P Total Final: 97,20% (PAC-B53) P Total Final: 97,20% (PAC-B71) P Total Final: 94,50 (Alúmen)	P Total Final: 5,40 mg/L (sem adição de coagulante) P Total Final: 0,16 mg/L (PAC-B53) P Total Final: 0,16 mg/L (PAC-B71) P Total Final: 0,31 mg/L (Alúmen)	Lee et al. (2017)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana Submersa cerâmica com adição de Ferro (Fe(II)) e ozonização in-situ	Municipal	pH: 6,5 - 7,0 TRH: 11 h Fluxo do permeado: 15 L/m ² h Aeração Contínua: 0,4 L/min durante ozonização	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 6,0 - 6,5 g/L	P Total Inicial: 10,0 mg/L	P Total Final: >95%	P Total Final: 0,4 ± 0,6 mg/L	Asif et al. (2021)
			Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 4,0 - 5,5 g/L				
Biorreator a Membrana Submersa com adição de ferro e co-fermentação acidogênica	Municipal	pH: 6,0 - 6,9 TRH: 12 h Vazão: 16,6 L/dia Aeração Contínua: DO 4,0 - 4,5 mg/L Fluxo do permeado: 17,4 L/m ² h	Sólidos Suspensos (SS): 4,12 ± 0,11 g/L (Fase I) Sólidos Suspensos (SS): 5,19 ± 0,30 g/L (Fase II) Sólidos Suspensos (SS): 4,22 ± 0,21 g/L (Fase III)	P Total Inicial: 6,35 - 0,14 mg/L (Fase I) P Total Inicial: 5,04 - 0,12 mg/L (Fase II) P Total Inicial: 5,34 - 0,12 mg/L (Fase III)	P Total Final: 95,6%	-	Li et al. (2018)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana Submersa com adição de sulfato de alumínio	Municipal	TRH: 18 h Fluxo do permeado: 16 L/m ² h	-	P Total Inicial: 4,72 - 5,22 mg/L (Fase I) P Total Inicial: 4,63 - 5,02 mg/L (Fase II) P Total Inicial: 4,88 - 5,16 mg/L (Fase III) P Total Inicial: 4,89 - 5,05 mg/L (Fase IV)	P Total Final: 85,4% (Fase I) P Total Final: 92,0% (Fase II) P Total Final: 71,1% (Fase III) P Total Final: 90,6% (Fase IV)	P Total Final: 0,72 mg/L (Fase I) P Total Final: 0,40 mg/L (Fase II) P Total Final: 1,45 mg/L (Fase III) P Total Final: 0,47 mg/L (Fase IV)	Sun et al. (2019)

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Smith et al. (2014) utilizaram a tecnologia do biorreator a membrana submersa de fibra oca para avaliação da remoção do P de efluentes domésticos através de um estudo piloto detalhado, cujo aspecto central do estudo é a operação do sistema com um TRH de 7 horas e um tempo de retenção de lodo (TRL) de 20 dias, parâmetros essenciais para o crescimento e desenvolvimento da atividade metabólica dos microrganismos responsáveis pela remoção do P.

Enquanto Mannina et al. (2018) analisaram a influência do TRS e TRH no desempenho de um MBR integrado com leito móvel (IFAS) em diferentes fases operacionais: Fase I 56 dias/30 horas, Fase II 31 dias/15 horas e Fase III 7 dias/13 horas. A análise desenvolvida demonstrou que em um curto prazo houveram impactos positivos no desempenho do sistema IFAS-UCT-MBR, especialmente na remoção eficaz de matéria orgânica, alcançando até 99% na menor configuração de TRS/TRH (7 dias/13 horas). A redução do TRS e TRH também aumentou a taxa de carga orgânica, melhorando a remoção de nitrogênio devido a uma maior perda de lodo e menor necessidade de desnitrificação. Por fim, a redução do TRS/TRH resultou em um aumento na concentração de EPS, intensificando a incrustação da membrana. Os dados dos estudos desenvolvidos por ambos se encontram na Tabela 5.

Tabela 5 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas aos TRHs e TRSs

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana Submersa	Doméstico	TRH: 7 h TRL: 20 d Vazão: 19 - 26 m ³ /dia Aeração contínua: 54-170 L/min Turbidez: ≤0.01 NTU	Licor Líquido de Sólidos Suspensos (MLSS): <12 g/L	P Total Inicial: 5,39 ± 1,12 mg/L	P Total Final: 94,10%	P Total Final: 0,28 ± 0,32 mg/L	Smith et al. (2014)
Biorreator a Membrana de Leito Móvel	Doméstico tratado, com adição de acetato de sódio, glicerol e fosfato de hidrogênio dipotássico	TRH: 30 h (Fase I) 15 h (Fase II) 13 h (Fase III) Vazão: 15 L/h (Fase I) 30 L/h (Fase II) 35 L/h (Fase III) Fluxo do Permeado: 21 L/m ² h (Fase I) 26 L/m ² h (Fase II) 29 L/m ² h (Fase III)	Sólidos Suspensos Totais (SST): 3,0 g/L	PO4-P Inicial: 7,82 mg/L (Fase I) PO4-P Inicial: 13,72 mg/L (Fase II) PO4-P Inicial: 12,24 mg/L (Fase III)	PO4-P Final: 87,5% (Fase I) PO4-P Final: 90,5% (Fase II) PO4-P Final: 96,6% (Fase III)	PO4-P Final: 0,98 mg/L (Fase I) PO4-P Final: 1,30 mg/L (Fase II) PO4-P Final: 0,42 mg/L (Fase III)	Mannina, Giorgio et al. (2018)

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Khan et al. (2014) investigaram a eficácia e o desempenho de três configurações distintas de MBRs na remoção de fósforo e nitrogênio em tratamento de águas residuais sintéticas. Os três sistemas estudados são: o MBR convencional (C-MBR), o MBR de leito móvel (MB-MBR) e o MBR anóxico/óxico (A/O-MBR). A configuração do A/O-MBR, que inclui zonas anóxicas e óxicas dentro do mesmo reator, permite uma nitrificação e desnitrificação simultâneas, melhorando a remoção de nitrogênio e consequentemente de fósforo, devido à atividade de microrganismos que acumulam P. Diante disso, os fatores operacionais como o TRH de 8 horas e a TRL de 30 dias se mostraram como favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos capazes de realizar a nitrificação e desnitrificação de forma eficazes, o que está diretamente ligado à remoção do fósforo. O A/O-MBR ainda apresentou menor propensão ao *fouling* em comparação com o C-MBR e o MB-MBR, com ciclos de filtragem estendidos para 20 dias, graças à menor concentração de EPS solúveis e ligadas, que são significativas na indução de *fouling*. Por fim, no MB-MBR e no A/O-MBR, o uso de mídia Kaldnes® como suporte para o crescimento de biofilmes ajudou a reduzir a carga de lodo sobre a membrana, melhorando a capacidade de filtração.

Palmarin e Young (2019) propuseram o comparativo entre o biorreator a membrana convencional e o biorreator a membrana híbrido, que incorpora *biocarrier* (materiais utilizados para fornecer uma superfície com aderência e proporcionar o crescimento de bactérias) para promover processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas. Ambos os sistemas operaram com um TRH de 8 horas e um TRS de 40 dias, condições essas que suportaram a atividade biológica adequada para a remoção de nutrientes, incluindo P.

Juntamente à ideia de integração dos MBRs com tratamentos que se utilizam das variações de zonas para a remoção do P, Yuan et al. (2015) partiram do mesmo princípio. O sistema utilizado, o An-M(A/O)-MBR inclui uma etapa anaeróbia seguida de múltiplas fases anóxicas e óxicas antes do tratamento por MBR, o que acaba vinculando uma operação eficaz ao equilíbrio adequado entre as comunidades microbianas aeróbias e anóxicas. A gestão da alimentação do afluente e a configuração dos compartimentos influenciam diretamente neste equilíbrio.

Na mesma ideia dos autores já citados anteriormente, Sayi-ucar et al. (2015) aplicaram a tecnologia de MBRs com alternância de fases e com uma ampla gama de temperaturas para avaliação da sua eficácia. Essas condições afetaram diretamente a liberação e a absorção de fósforo por organismos acumuladores de polifosfatos

(PAOs), que são essenciais para a remoção biológica eficaz de P. O estudo registrou variações significativas devido à influência de fatores como concentração de fósforo no afluente e TRH. Comitantemente a isso, a capacidade de absorção de P pelos PAOs foi afetada pela disponibilidade de substrato orgânico e pela condição operacional do lodo.

Os autores Wu et al. (2014) examinaram um processo combinado de reator anaeróbio compartimentado (ABR) e MBR. O sistema foi operado com um TRH de 7,5 horas e uma razão de reciclagem de 200%. Estes parâmetros foram essenciais para alcançar altas taxas de remoção de nutrientes, facilitando a adequada assimilação biológica e tempo suficiente para as reações de nitrificação e desnitrificação ocorrerem eficientemente. Outros autores que exploraram a mesma combinação de sistemas (ABR-MBR) foram Ratanatamskul et al (2015), porém com o diferencial na redução do TRH para 3 horas, dividido em 2 horas para a seção ABR e 1 hora para o MBR aeróbio. Esta variação proporcionou uma intensa atividade dos PAOs e, consequente eficiência elevada.

Para Jiang et al. (2021) em um sistema de associação biorreator a membrana anaeróbio/anóxico/aeróbio (AAO-MBR), o parâmetro de aeração é primordial e por isso a influência de variados fluxos foi aplicado, oscilando em um intervalo entre 25 a 40 L/m²h em seus estudos. Esta operação com aeração limitada promoveu uma liberação melhorada de fósforo anaeróbio, facilitou o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, e além disso, melhorou a hidrólise de matérias orgânicas particuladas. No quesito do P, a redução da aeração estimulou a remoção do nutriente desnitrificante anóxico, um processo essencial para a alta eficiência de remoção observada deste elemento.

Em contrapartida aos estudos com resultados positivos na variação de estágios/fases, os autores Lee et al. (2015) exploraram um MBR de quatro estágios (variando entre anaeróbia, 1^a anóxica, 2^a anóxica e aeróbia) com TRH de 7,5 horas e variadas taxas de ciclagem de lodo. A partir dos resultados dos sólidos voláteis e da distribuição de partículas, a sedimentabilidade do lodo no MBR aeróbio foi melhor do que no MBR anóxico. O tamanho das partículas pareceu afetar a sedimentação no MBR anóxico e o seu fluxo médio foi aproximadamente 4/5 daquele do MBR aeróbio. Além disso, a concentração de P foi relativamente maior no efluente (0,9 mg/L) do que no MBR aeróbio (0,5 mg/L) e a permeabilidade da membrana foi 20% menor.

Na et al. (2017) exploraram a utilização de um MBR em escala piloto para reduzir a produção de lodo e avaliar a acumulação de P na biomassa. O biorreator utilizou a metodologia de desacoplamento metabólico por meio de um tanque de retenção de lodo anaeróbio para reduzir a produção de lodo e estender o TRS. Especificamente, os parâmetros analisados incluíram a produção de lodo e a eficiência na remoção de fósforo, utilizando diferentes frações de polifosfatos.

A visualização dos dados encontrados pelos estudos que tiveram como objetivo a integração a outros sistemas de tratamento e/ou a variação de zonas/fases, estão dispostas na Tabela 6.

Tabela 6 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à integração com outros sistemas e/ou variação de zonas/fases

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana Convencional (C-MBR) MBR biofilme móvel (MB-MBR) MBR óxico/anóxico (A/O-MBR)	Domésticos sintetizados	TRH: 8 h PTM: 30 kPa Aeração contínua: Taxa de 5 L/min	MLSS* (C-MBR): $6,2 \pm 1,04$ g/L MLSS (MB-MBR): $8,2 \pm 0,72$ g/L MLSS (A/O-MBR): $6,6 \pm 0,65$ g/L MLVSS** (C-MBR): $5,0 \pm 0,83$ g/L MLVSS (MB-MBR): $6,4 \pm 0,67$ g/L MLVSS (A/O-MBR): $5,3 \pm 0,70$ g/L *Sólidos Suspensos em licor misto **Sólidos Suspensos Voláteis em licor misto	PO4-P Inicial: $7,6 \pm 1,5$ mg/L (C-MBR) PO4-P Inicial: $5,8 \pm 1,2$ mg/L (MB-MBR) PO4-P Inicial: $4,3 \pm 1,4$ mg/L (A/O-MBR)	PO4-P Final: $46,5 \pm 6,7\%$ (C-MBR) PO4-P Final: $59,5 \pm 4,4\%$ (MB-MBR) PO4-P Final: $69,7 \pm 7,7\%$ (A/O-MBR)	PO4-P Final: $3,53 \pm 0,10$ mg/L (C-MBR) PO4-P Final: $3,45 \pm 0,05$ mg/L (MB-MBR) PO4-P Final: $3,00 \pm 0,11$ mg/L (A/O-MBR)	Khan et al. (2014)
Biorreator a Membrana Anóxica/Óxica Múltipla Anaeróbia (An-M(A/O)-MBR)	Efluente sintético	pH: 6,7 - 7,3 TRH: 6,96 h Fluxo do permeado: 12,5 L/m ² h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 3800 - 4200 mg/L na zona A/O	P Total Inicial: 3,8 - 5,2 mg/L	P Total Final: 84,5% (DQO: Varia entre 350 - 410 mg/L)	P Total Final: <1,0 mg/L (DQO: Varia entre 350 - 410 mg/L)	Yuan et al. (2015)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana em escala piloto	Doméstico	TRH: 9 h Pressão: Controle via bombas peristálticas para permeado Vazão: $25,3 \pm 4,2$ m³/dia Aeração Contínua: 20 - 30 Nm³/h Fluxo do Permeado: Ajustado para 20 min de filtração e 2 min de relaxamento	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 11,0 - 13,0 g/L	PO4-P Inicial: 7,20 mg/L (P1) PO4-P Inicial: 7,30 mg/L (P2) PO4-P Inicial: 7,70 mg/L (P3) PO4-P Inicial: 7,10 mg/L (P4) PO4-P Inicial: 6,30 mg/L (P5)	PO4-P Final: 47,0 $\pm$ 13,0% (P1) PO4-P Final: 53,0 $\pm$ 18,0% (P2) PO4-P Final: 91,0 $\pm$ 6,0% (P3) PO4-P Final: 85,0 $\pm$ 4,0% (P4) PO4-P Final: 65,0 $\pm$ 22,0% (P5)	PO4-P Final: $5,5 \pm 1,0$ mg/L (P1) PO4-P Final: 1,0 mg/L (P2) PO4-P Final: $1,1 \pm 0,5$ mg/L (P3) PO4-P Final: $1,4 \pm 0,7$ mg/L (P4) PO4-P Final: $3,0 \pm 1,4$ mg/L (P5)	Sayi-ucar et al. (2015)
Reator Anaeróbio Compartimentado (ABR) combinado com Biorreator a Membrana (MBR)	Doméstico misturado com efluente sintético	pH: 6,5 - 8,5 TRH: 7,5 h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8,0 g/L	P Total Inicial: $4,19 \pm 0,02$ mg/L	P Total Final: >92%	P Total Final: $0,31 \pm 0,02$ mg/L	Wu et al. (2014)
Biorreator a Membrana de fibra oca de PVDF submersa	Doméstico	pH: 7,1 - 8,5 TRH: 3 h Vazão: 10 - 20 LMH Turbidez: 0,4 - 0,6 NTU Fluxo do permeado: 10 - 20 L/m²h	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 8 - 10 g/L	PO4-P Inicial: 11,7 - 20,3 mg/L	PO4-P Final: 80 - 85%	-	Ratanatamskul et al. (2015)
Biorreator a Membrana Anaeróbico/Anóxico/Aeróbico com aeração limitada (AAO-MBR)	Municipal	TRH: 12,3 h (3 h anaeróbico, 3 h anóxico, 6,3 h aeróbico) PTM: 30 kPa Fluxo do permeado: 25 - 40 L/m²h	-	P Total Inicial: $4,72 \pm 1,40$ mg/L	P Total Final: $96,7 \pm 2,1\%$	P Total Final: $0,22 \pm 0,12$ mg/L	Jiang et al. (2021)
Biorreator a Membrana com Sistema Anaeróbico-	Municipal	TRS: 198,7 d Vazão: 83 m³/d Fluxo do Permeado: 50	Sólidos Suspensos em licor misto	P Total Inicial: 2,65 - 6,15 mg/L	P Total Final: 93%	P Total Final: $0,04 \pm 0,84$ mg/L	Na et al. (2017)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Anóxico-Óxico (A2O-MBR)		L/m ² h, ajustado para 40 L/m ² h durante o inverno	(MLSS): 8,0 - 10,0 g/L				
		pH: 7,26 ± 0,31					
		Turbidez: 51 ± 45 NTU					
Biorreator a Membrana Híbrido (HMBR) e Biorreator a Membrana Convencional	Águas Cinzas	Condutividade: 881 ± 105 µS/cm TRH: 8 h Aeração Contínua: 0,4 m ³ /h Fluxo do Permeado: 3,4 L/m ² h	Sólidos Suspensos (SS): 52 ± 32 mg/L	P Total Inicial: 0,534 ± 0,146 mg/L	P Total Final: 88 ± 7% (HMBR) P Total Final: 88 ± 7% (MBR)	P Total Final: 0,051 ± 0,001 mg/L (HMBR) P Total Final: 0,051 ± 0,001 mg/L (MBR)	Palmarin e Young (2019)
Biorreator a Membrana Anóxico e Aeróbio	Sintético	TRH: 7,5 h Fluxo do permeado: 29,9 L/m ² h	MLSS: 3,28 - 4,75 mg/L (Biorreator a Membrana Aeróbio - Fase I) MLSS: 2,56 - 5,32 mg/L (Biorreator a Membrana Aeróbio - Fase II) MLSS: 3,28 - 5,56 mg/L (Biorreator a Membrana Aeróbio - Fase III) MLSS: 4,96 - 7,57 mg/L (Biorreator a	P Total Inicial: 2,7 - 5,5 mg/L (Fase I) P Total Inicial: 2,8 - 4,0 mg/L (Fase II) P Total Inicial: 1,6 - 5,1 mg/L (Fase III) P Total Inicial: 3,5 - 5,8 mg/L (Fase IV)	-	P Total Final: 0,9 mg/L (Anóxico) P Total Final: 0,5 mg/L (Aeróbio)	Lee et al. (2015)

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
			Membrana Aeróbio - Fase IV)				
			MLSS: 2,31 - 3,84 mg/L (Biorreator a Membrana Anóxico - Fase I)				
			MLSS: 2,95 - 4,81 mg/L (Biorreator a Membrana Anóxico - Fase II)				
			MLSS: 3,27 - 5,14 mg/L (Biorreator a Membrana Anóxico - Fase III)				
			MLSS: 4,38 - 7,01 mg/L (Biorreator a Membrana Anóxico - Fase IV)				

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Um estudo inovador utilizando um biorreator a membrana com um design de vala de oxidação e tubos inclinados (IT/OD-MBR) foi desenvolvido por Ratanatamskul e Romskul (2022). O diferencial desta avaliação foi a análise da velocidade de fluxo horizontal na remoção de nutrientes, variando entre 0,2 a 0,4 m/s. Apesar desta variação, a PTM sofreu pequenas alterações, onde as velocidades de fluxo mais altas reduziram a PTM, mas com resultados promissores.

O único estudo brasileiro desenvolvido em larga escala utilizando o MBR foi instalado na planta de tratamento EPAR Capivari II, gerenciada pela SANASA em Campinas/SP. O sistema apresentado por Pagotto et al. (2014) demonstrou uma capacidade significativa de remover nutrientes, incluindo fósforo, embora a eficiência de remoção de P possa variar devido à complexidade das interações biológicas no sistema MBR. Ajustes nos processos operacionais e possíveis modificações no design do sistema são considerados para otimizar a remoção de P e garantir a eficácia contínua do tratamento. Uma dessas sugestões para melhorar a eficiência de remoção de P seria implementar um segundo circuito de recirculação de lodo, redirecionando o lodo do final da zona aeróbia de volta ao início da zona anóxica. Isso poderia reduzir as concentrações residuais de nitrato que atingem a zona anaeróbia, potencialmente melhorando as condições para a atividade dos PAOs.

Os dados dos estudos acima se encontram na Tabela 7.

Tabela 7 - Síntese das informações referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo, tais como suas condições operacionais relacionadas à novas disposições

Tipologia do Biorreator a Membrana	Tipo do Efluente	Condições	Sólidos	Carga Orgânica	Eficiência	Concentração Final	Referência
Biorreator a Membrana de Tubo Inclinado / Membrana de Vala de Oxidação (IT/OD-MBR)	Doméstico	pH: 6,9 - 7,2 TRH: 24 h Vazão: 2,0 m³/d PTM: 25 kPa Aeração Contínua: 10 L/min Fluxo do Permeado: 0,65 m³/m²d	Sólidos Suspensos (SS): 20 - 68 mg/L Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 1,5 g/L	P Total Inicial: 3,8 - 8,8 mg/L	P Total Final: 91,46% (fluxo horizontal v: 0,4 m/s) P Total Final: 91,78% (fluxo horizontal v: 0,3 m/s) P Total Final: 91,31% (fluxo horizontal v: 0,2 m/s)	P Total Final: 0,44 ± 0,06 mg/L (fluxo horizontal v: 0,4 m/s) P Total Final: 0,46 ± 0,09 mg/L (fluxo horizontal v: 0,3 m/s) P Total Final: 0,37 ± 0,04 mg/L (fluxo horizontal v: 0,2 m/s)	Ratanatamskul e Romskul (2022)
Biorreator a Membrana (MBR) com ultrafiltração ZeeWeed® 500D	Doméstico	pH: 6,9 - 7,4 TRH: 1,1 h (zona de desoxigenação) 2,6 h (zona anaeróbia e anóxica) 6,5 h (zona aeróbia) Pressão: 20 - 55 kPa (sucção da membrana) Vazão: 182 L/s (fluxo médio diário) Aeração contínua: a cada 10 segundos Turbidez: 0,3 NTU	Sólidos Suspensos em licor misto (MLSS): 12,0 g/L	P Total Inicial: 8,20 - 10,0 mg/L (média de 9,1 mg/L)	P Total Final: 73%	P Total Final: 0,98 - 7,35 mg/L (média de 3,05 mg/L)	Pagotto et al. (2014)

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

6.3 EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DE FÓSFORO

A combinação dos MBRs e a eletrocoagulação estudadas por Chen et al. (2023), Predolin et al. (2021), Yu et al. (2023), Udomkittayachai et al. (2021), Liu et al. (2019) e Battistelli et al. (2018) resultaram em eficiências de 94,69%, 97,90%, até 70%, 89,10%, 99,5 %, 92,45% e 98,5%, respectivamente. Yu et al. (2023) enfatizam ainda que a ausência da aplicação da eletrocoagulação reduz a eficiência para 52,70%, ou seja, a utilização do C-MBR apresentou-se como menos eficiente para o estudo.

Os resultados de eficiência para a remoção do P sofreram variações ao longo das etapas intercelular e intracelular do sistema de lodo granular aeróbio (conhecido como AGS) nas avaliações Liu et al. (2022), pois inicialmente o fósforo sofreu acumulação na fase intercelular do AGS, resultando em uma remoção considerável do P no efluente. No entanto, o fato da não retirada de forma regular do lodo do sistema AGS-MBR promoveu a conversão do fósforo sólido acumulado em substâncias contendo fósforo liberável e biodisponível, tornando-os solúveis em água novamente. Esse fator ocasionou a variação na eficiência, entre 30 e 70%, com a aplicação do sistema AGS-MBR como processo principal do tratamento. Enquanto Iorhemen et al. (2018) alcançaram a eficiência acima de 95% utilizando o lodo granular aeróbio devido à sua estrutura estratificada, favorecendo condições aeróbias na superfície e anaeróbias no centro, integrado com o reator de lodo granular aeróbio, atuando em conjunto como tratamento primário. Esta configuração foi crucial para a remoção eficiente de P, pois permitiu a atividade dos PAOs que armazenam o nutriente durante a fase anaeróbia e o liberam durante a fase aeróbia. Devido ao maior controle realizados por Iorhemen et al. (2018) e a aplicação em menor escala, os resultados apresentaram um maior sucesso do que os obtidos por Liu et al. (2022). Enquanto no sistema DAF-MBR Kim et al. (2015) atingiu 64% de eficiência na remoção do P, aplicado após o tratamento preliminar, mesmo sem a utilização de coagulantes, os quais são frequentemente aplicados para a remoção de fósforo por precipitação. Isso indica que o sistema do MBR precedido por flotação por ar dissolvido pode efetivamente potencializar a remoção de nutrientes.

Silva et al. (2022) obtiveram a eficiência final de remoção para o fósforo acima dos 90% devido a adição de coagulantes no permeado do MBR utilizado no estudo, a qual atuou como tratamento principal. Porém devido aos baixos valores de turbidez,

SS e dos componentes coloidais e solúveis, a proporção da utilização de químicos foi muito menor do que a utilizada na literatura apresentada por Mota e Von Sperling (2009). Corroborando com os resultados citados, Alibardi et al. (2021) alcançaram valores de 95 ± 3 % do P com o auxílio de coagulantes durante o processo de tratamento. Enquanto Lee et al. (2017) destacaram que o PAC com alta basicidade (71 %) possui maior eficácia na remoção do fósforo (97,20 %) mantendo simultaneamente a estabilidade operacional do sistema MBR e minimizando os efeitos adversos sobre a atividade microbiana. Por outro lado, coagulantes com menor basicidade interferiram negativamente na degradação biológica da matéria orgânica, atribuído à maior presença de íons cloreto.

Com a utilização do Fe(II) e ozônio, Asif et al. (2021) chegaram em resultados de eficiência acima dos 95 %, com reduções de concentrações de P de aproximadamente 10 mg/L no efluente bruto para cerca de 0,03 mg/L no efluente tratado. Já a aplicação do FeCl_3 a 20 mg/L por Li et al. (2018), foi efetiva na precipitação química do P, alcançando uma remoção de cerca de 95,6 %, bem próximo do resultados alcançados por Asif et al. (2021). Por fim, Sun et al. (2019) obtiveram 92 % de eficiência para a remoção do P com a utilização do sulfato de alumínio a 10 mg/L, proporcionando ainda a redução do *fouling* da membrana devido ao aumento do tamanho das partículas de lodo e à diminuição de EPS.

Para Smith et al. (2014) a operação do sistema MBR não apenas manteve a eficiência de remoção biológica de fósforo, mas também melhorou o processo em comparação com o processo de tratamento convencional utilizado. As concentrações médias de P no efluente foram reduzidas para $0,28 \pm 0,32$ mg/L, demonstrando eficiência variável de $94,10 \pm 8,3$ % na remoção deste composto.

Enquanto as variações de fases dos TRH e TRS propostas por Mannina, Giorgio et al. (2018) apresentaram uma eficiência variável entre 87,5 % e 96,6 %. Essa eficiência máxima foi obtida durante a fase III (13 horas/7 dias), podendo estar relacionado às maiores concentrações de DQO, principalmente por altas concentrações de acetato presentes no efluente.

Ratanatamskul e Romskul (2022) com a tecnologia tipo IT/OD-MBR conseguiram alcançar eficiências de remoção de fósforo superiores a 90 %, com as concentrações no permeado reduzidas para 0,37 , 0,46 e 0,44 mg/L para velocidades de fluxo horizontal de 0,2, 0,3 e 0,4 m/s, respectivamente. Tais resultados demonstram

a capacidade do sistema em proporcionar uma alta eficácia na remoção de fósforo sob diferentes condições de fluxo.

Khan et al. (2014) apresentaram no estudo a superior capacidade do A/O-MBR na remoção de fósforo em comparação com outras configurações de MBR devido à sua configuração única e ao manejo eficiente da biomassa. A integração de zonas anóxicas e óxicas melhora a eficiência de remoção de nutrientes e prolonga os ciclos de operação, resultando na eficiência de $69,7 \pm 7,7$ % do P.

Já Palmarin e Young (2019) mostraram que o MBR híbrido alcançou eficiências de remoção iguais ou superiores às do C-MBR. Especificamente, a remoção do fósforo foi notável, com ambos os sistemas alcançando uma eficiência média de 90%. Isso foi atribuído à presença de biofilmes dentro do HMBR, que melhoraram os processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas.

Enquanto Yuan et al. (2015) alcançaram 84,5 % de eficiência, com concentrações de P no efluente mantendo-se abaixo de 1,0 mg/L, mesmo a eficiência de remoção de fósforo tendo diminuído significativamente devido à deficiência de carbono orgânico, o que é necessário para o processo de liberação de fósforo no tanque anaeróbio. Já Wang et al. (2015) a eficiência média foi de 53,3 %, com uma variabilidade de $\pm 29,7\%$. Quando a concentração inicial de fósforo no afluente era mais baixa (6,7 mg/L), a eficiência de remoção atingiu 66,4 %. Contudo, com o aumento da concentração para 12 mg/L, a eficiência caiu para 45,1%. Este decréscimo sugere uma saturação na capacidade de absorção de fósforo.

Com as variações de temperaturas proporcionadas nos estudos de Sayi-ucar et al. (2015), observou-se que este fator operacional está diretamente relacionado à eficiência de remoção do P. As maiores eficiências observadas foram nas menores temperaturas, visto que em 24°C a eficiência de remoção alcançou um pouco mais de 95 % e reduziu a 50 % quando a temperatura excedeu os 35°C. Para Na et al. (2017) a integração do tanque de retenção de lodo anaeróbio ao MBR proporcionou a remoção de fósforo excepcionalmente alta, com 93 % de eficiência. Esse resultado demonstrou que o desacoplamento metabólico promoveu uma síntese aumentada de fósforo, sendo acumulado na forma de polifosfato ácido insolúvel, o qual pode ser utilizado em condições limitantes de crescimento.

A remoção de fósforo foi alcançada por Wu et al. (2014) através da liberação anaeróbia de fósforo no ABR seguido por assimilação aeróbia no MBR. A combinação de condições anaeróbias e aeróbias foi essencial para maximizar a atividade dos

PAOs. A eficiência média de remoção de fósforo total atingiu 92 %, destacando a eficácia do sistema em condições controladas. Para o experimento de Ratanatamskul et al. (2015), a eficiência utilizando a mesma configuração de Wu et al. (2014) foi menor, variando entre 80-85 % de remoção do composto. Enquanto os estudos de Jiang et al. (2021) demonstraram uma eficiência de 96,7 % com o fluxo de 30 L/m²h sendo identificado como ideal e proporcionando a redução do *fouling* da membrana

Mesmo com os contrapontos feitos no estudo de Lee et al. (2015), cabe ressaltar que a concentração de P no efluente foi maior no MBR anóxico comparado ao MBR aeróbio, indicando uma menor eficácia na remoção do nutriente no processo anóxico, possivelmente devido à dinâmica diferenciada de absorção de fósforo pelos PAOs sob essas condições. Assim, a implementação de um MBR com diferentes fases requer ajustes precisos nos parâmetros operacionais visando uma maior remoção de fósforo, a qual não foi especificada.

Apesar do estudo brasileiro desenvolvido por Pagotto et al. (2014) indicar que as condições ideais para a operação contínua e eficiente dos PAOs não foram totalmente alcançadas durante o período de operação reportado, o sistema apresentou uma eficácia média de 73 %, com concentrações de fósforo total no efluente variando entre 0,98 mg/L e 7,35 mg/L. Como indicação para alcançar concentrações ainda mais baixas de P no efluente, planeja-se implementar a dosagem de coagulantes na Fase II do projeto, garantindo a remoção eficaz de fósforo independentemente das variações no processo biológico.

Para facilitar a visualização das tecnologias avaliadas, a Figura 8 buscou sintetizar e relacionar os resultados encontrados. A figura demonstra um comparativo de diversas tecnologias de biorreatores a membrana e suas respectivas eficiências na remoção de fósforo, expressas em porcentagem. A escolha de uma tecnologia de MBR para uma aplicação específica deve considerar a eficiência necessária de remoção de fósforo, os custos operacionais e de manutenção, bem como a complexidade do sistema. As tecnologias que mostraram alta eficiência podem ser preferíveis para locais com legislações ambientais mais restritivas, enquanto opções com eficiência moderada podem ser adequadas para tratamentos preliminares ou menos restritivos.

Figura 8 – Avaliação da eficiência da remoção do fósforo através de diferentes configurações de biorreatores a membrana



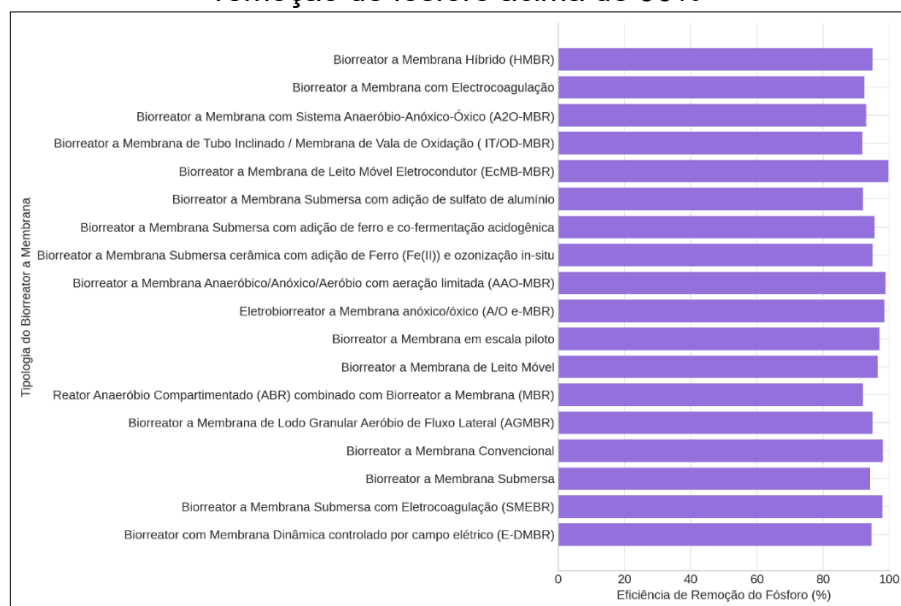
Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Segregando os estudos que apresentaram eficiências máximas acima de 90% na remoção do fósforo e aqueles que estiveram abaixo desse valor, foi possível discriminar dois gráficos separadamente. A Figura 9 (a) demonstra as tipologias que tiveram desempenho acima ou igual a 90%, enquanto a Figura 9 (b) apresenta aqueles que estiveram abaixo dessa eficiência.

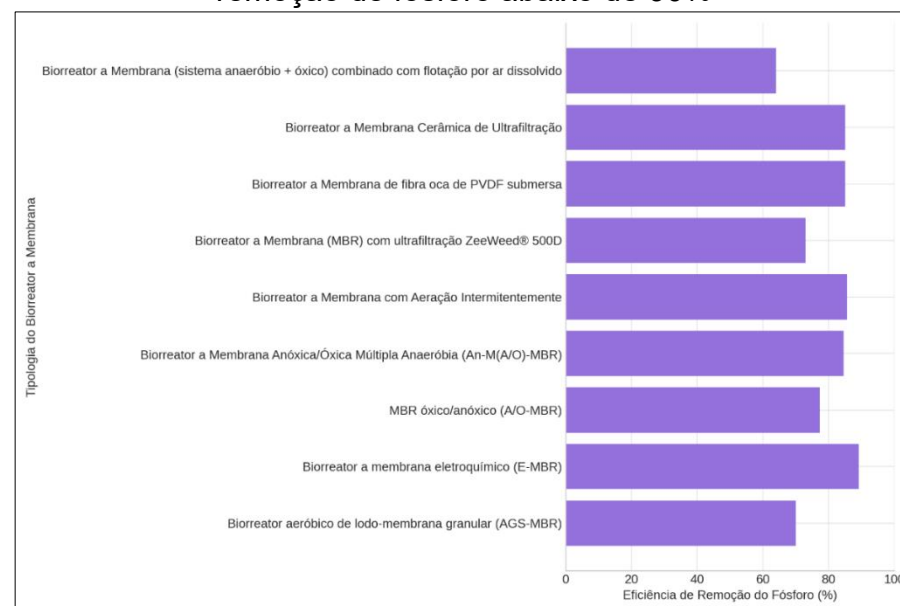
De forma geral, todos os estudos levantados apresentaram resultados positivos quanto à remoção do fósforo, porém em sua maioria esses resultados chegaram próximos dos 90%, demonstrando a alta eficiência da utilização dos biorreatores a membrana. Além disso, as configurações que ganham destaque nesses resultados foram as que tiveram a aplicação da eletrocoagulação, adição de coagulantes e/ou a integração a outros sistemas de tratamento, seja como tratamento primário ou como polimento.

Figura 9 – Resultados da eficiência de remoção do fósforo em diferentes tipologias de MBRs

(a) Tipologias de biorreatores a membrana que apresentam remoção de fósforo acima de 90%



(b) Tipologias de biorreatores a membrana que apresentam remoção de fósforo abaixo de 90%



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Na Tabela 8 estão dispostos os dados extraídos dos artigos selecionados, apresentando os processos aplicados em cada uma das tecnologias dos MBRs, bem como as suas vantagens de utilização. As informações representam uma análise comparativa de diferentes tecnologias de MBRs utilizadas para a remoção de P em efluentes. Cada configuração apresenta vantagens específicas que contribuem para o avanço do tratamento de efluentes, demonstrando a robustez e a eficácia dos MBRs em atender a requisitos rigorosos de tratamento e reutilização do efluente.

Ao apresentar várias configurações e suas eficácias, a Tabela 8 demonstra a importância da seleção da tecnologia mais adequada, baseada em estudos que apresentam o desempenho comprovado. Além disso, serve como referência para o desenvolvimento de futuras pesquisas na área sanitária, indicando as aplicações que necessitam de maiores testagens e quais já estão consolidadas.

Autores que buscaram aplicar a eletrocoagulação integrado ao MBR reafirmam a sua maior eficácia na remoção do P, além de controlar o *fouling* das membranas, como apontado por Chen et al. (2023), Predolin et al. (2021), Yu et al. (2023), Udomkittayachai et al. (2021) e Liu et al. (2019).

Já as aplicações de coagulantes como complementação ao tratamento realizado pelos biorreatores a membrana complementaram de forma eficaz o tratamento, além de propiciar uma maior estabilidade operacional, como ressaltado por Silva et al. (2022), Alibardi et al. (2021), Lee et al. (2017), Asif et al. (2021), Li et al. (2018) e Sun et al. (2019).

Enquanto MBRs associados à outras tecnologias e/ou com variações de zonas otimizam espaço de implantação, devido à integração de múltiplos processos, além de otimizarem os resultados de tratamento, sem a necessidade de adição de químicos, conforme os estudos de Khan et al. (2014), Palmarin e Young (2019), Yuan et al. (2015), Sayu-ucar et al. (2015), Wu et al. (2014), Katanatamskul et al. (2015), Jiang et al. (2021), Lee et al. (2015) e Na et al. (2017).

Tabela 8 - Síntese dos processos aplicados e as principais vantagens, referente aos estudos que fazem uso dos MBRs para remoção do fósforo

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
Biorreator com Membrana Dinâmica controlado por Campo Elétrico (E-DMBR)	E-DMBR-Ti: com ânodo de titânio E-DMBR-Al: com ânodo de alumínio e tecnologia de eletrocoagulação	E-DMBR-Ti: A aplicação do campo elétrico diminuiu significativamente a taxa de colmatção da membrana ($\downarrow$ 48,99 %) E-DMBR-Al: A eletrocoagulação aumentou a abundância de microorganismos eletroativos e PAOs, contribuindo para a excelente remoção de P (94,69 %)	Chen et al. (2023)
Biorreator a Membrana Submersa com Eletrocoagulação SMEBR)	Submerso com ânodo de alumínio e cátodo de aço inoxidável	Redução significativa do <i>fouling</i> (PTM - 72,80 % e EPS - 55,50 %) Melhoria na qualidade do efluente com aumento de 34,60 % na remoção de P	Predolin et al. (2021)
Biorreator Aeróbico de Lodo-Membrana Granular (AGS-MBR)	MBR com cultivo contínuo de lodo granular aeróbio	Operação de 180 dias sem descarte de lodo Identificação da distribuição de diferentes frações de P Potencial de recuperação de P	Liu et al. (2022)
Biorreator a Membrana Eletroquímico (E-MBR)	Eletrocoagulação com membrana anodo-catódica de ferro e repulsão eletrostática	Mitigação de <i>fouling</i> e consequente prolongamento vida útil da membrana em 3x Aumento de tamanho do floco de lodo e da diversidade microbiana Redução de custos de manutenção em 66,70 %	Yu et al. (2023)
Biorreator a Membrana Submersa (SMBR)	Sais metálicos utilizados: cloreto férrico e sulfato de alumínio	Melhoria na remoção de P (94,23 %) Estabilidade operacional	Silva et al. (2022)
Biorreator a Membrana Submersa (SMBR)	Utilização de membranas de microfiltração de fibra oca (PVDF) com tamanho de poro de 0,1 μ m Operação das membranas com fluxos ajustados e procedimentos de limpeza regulares	Alta eficiência de remoção de P (94,10 %) Qualidade do efluente adequada para reúso e descarga ($0,28 \pm 0,32$ mg/L), atendendo a normas rigorosas	Smith et al. (2014)

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
	Associação de tratamento ao sistema real com tanques de reação biológica sequenciais: anaeróbio, anóxico, e aeróbio	O sistema manteve alta eficiência durante variações operacionais e cargas	
Biorreator a Membrana (Configuração não especificada)	Utilização de uma dosagem pontual de sulfato férrico no MBR	O MBR alcançou a maior eficiência de remoção do P ($95 \pm 3 \%$) entre as tecnologias avaliadas	Alibardi et al. (2021)
	Comparativo com as tecnologias de Filtro de Areia de Fluxo Ascendente de Lavagem Contínua e Filtro de Mídia Compressível de Alta Taxa	Alta eficiência na remoção de sólidos	
		Atendimento aos padrões de lançamento	
Biorreator a Membrana (Configuração não especificada)	Adição de coagulantes (PAC com diferentes basicidades e alúmen) diretamente ao tanque aeróbio do MBR	O uso correto de coagulantes ajuda a controlar o <i>fouling</i> da membrana, estendendo a vida útil e reduzindo custos de manutenção A adição de coagulantes pode ser ajustada com base na qualidade da água de entrada e nas exigências de descarga, proporcionando flexibilidade operacional	Lee et al. (2017)
Biorreator a Membrana Convencional (C-MBR) MBR biofilme móvel (MB-MBR) MBR óxico/anóxico (A/O-MBR)	Utiliza biomassa suspensa tradicional (C-MBR)	Redução de <i>fouling</i> de membrana	Khan et al. (2014)
	Incorpora mídia plástica Kaldnes® para crescimento de biofilme (MB-MBR)	Aumento da eficiência de remoção de P ($69,7 \pm 7,7 \%$)	
	Combina zonas anóxicas e óxicas com mídia plástica Kaldnes® (A/O-MBR)	Prolongamento dos ciclos de filtração, especialmente no A/O-MBR	
Biorreator a Membrana de Lodo Granular Aeróbio de Fluxo Lateral (AGMBR)	Utilização de uma fase anaeróbica longa durante o ciclo de SBR para promover a acumulação de P pelas PAOs	Alta eficiência na remoção de P ($\geq 95 \%$)	Iorhemen et al. (2018)
	O sistema operava com ciclos de 240 mi, incluindo 60 min de enchimento anaeróbico, 170 min de aeração, e 10 min de decantação e descarte	Redução significativa do <i>fouling</i> de membrana devido à estrutura granular e operação com alimentação anaeróbica Capacidade de remover simultaneamente compostos orgânicos e nutrientes	
Biorreator a Membrana Anóxica/Óxica Múltipla Anaeróbica (An-M(A/O)-MBR)	Incorporação de múltiplas fases anóxicas e óxicas para promover a nitrificação/desnitrificação efetiva e a remoção biológica de P	Flexibilidade operacional através do ajuste das taxas de alimentação e das zonas anóxicas/óxicas para otimizar a remoção de nutrientes	Yuan et al. (2015)

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
	O sistema emprega alimentação por etapas (step-feed) para otimizar a distribuição do substrato orgânico ao longo do reator	Redução do <i>fouling</i> da membrana devido ao design que permite a retenção eficaz de sólidos e ao uso estratégico da aeração Adaptação a diferentes níveis de carga orgânica, mantendo a eficiência de tratamento mesmo com variações substanciais na sua concentração no efluente	
Biorreator a Membrana com Aeração Intermitentemente (MBR-IA)	O sistema MBR-IA opera com alternância de fases aeróbias e anóxicas para estimular reações bioquímicas específicas de remoção de nutrientes	Baixa produção de lodo e boa qualidade do efluente Capacidade de recuperação de P, reduzindo a descarga de lodo em excesso Economia de energia devido à aeração intermitente Possibilidade de reciclar o lodo rico em P	Wang et al. (2015)
Reator Anaeróbio Compartimentado (ABR) combinado com Biorreator a Membrana (MBR)	Configuração de múltiplos compartimentos, permitindo a otimização dos ambientes microbianos para diferentes funções de tratamento	Utilização da ciclagem do lodo e operação em condições controladas de oxigênio dissolvido para maximizar a remoção de nutrientes A configuração permite o uso de diferentes zonas para processos específicos (nitrificação, desnitrificação, liberação e absorção de fósforo), promovendo um tratamento eficiente Estabilidade operacional com produção de efluente de alta qualidade	Wu et al. (2014)
Biorreator a Membrana (MBR) com ultrafiltração ZeeWeed® 500D	Biorreatores a membrana de fibra oca imersas operadas por sucção	Pequena área de implantação comparada a sistemas convencionais Qualidade superior do efluente, adequada para várias aplicações de reuso direto, como água de compensação para sistemas de resfriamento Redução significativa na produção de lodo Eficiência alta na remoção de P e SS	Pagotto et al. (2014)

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
Biorreator a membrana de Leito Móvel (MBMBR)	Combinação do biofilme (IFAS) com um biorreator a membrana (MBR), utilizando elementos portadores de biofilme nos reatores aeróbios e anóxicos	Taxas de carregamento volumétrico mais altas	Mannina, Giorgio et al. (2018)
	Utilização da ciclagem do lodo e operação controlada de oxigênio dissolvido para maximizar a remoção de nutrientes	Flexibilidade na fração de massa anaeróbica, anóxica e aeróbica através do reciclo de mistura líquida	
	Aplicação de zonas separadas para nitrificação e desnitrificação eficazes, além da remoção biológica de P por PAOs	Taxas de carregamento volumétrico mais altas e menor produção de lodo devido ao maior TRS	
Biorreator a Membrana em escala piloto (MBR-P)	Operação em condições que variam a temperatura para investigar os efeitos sobre a remoção de nutrientes (P1, P2, P3, P4 e P5)	Eficiência elevada na remoção de nitrogênio e fósforo, especialmente sob temperaturas variadas	Sayi-ucar et al. (2015)
	A configuração UCT ajuda a maximizar a remoção biológica de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e a configuração do MBR permite uma operação contínua sem problemas de sedimentação.	Capaz de operar eficazmente em ampla faixa de temperatura (25 - 40°C)	
		Flexibilidade no tratamento devido à configuração modular	
Eletrobiorreator a Membrana anóxico/óxico (A/O e-MBR)	Operação do sistema com variações de TDH para investigar seus efeitos na remoção de nutrientes, atividade da biomassa e comportamento de <i>fouling</i> da membrana	Redução do tamanho da estação de tratamento devido à integração de múltiplos processos	Battistelli et al. (2018)
	Inclusão de um tanque de pré-desnitrificação para aprimorar a remoção de nitrogênio total em sistemas e-MBR, alternando condições anóxicas e aeróbicas através da aplicação de corrente elétrica	Altas eficiências de remoção de matéria orgânica e fósforo, superiores às observadas em C-MBR	
	Aplicação de corrente elétrica entre dois eletrodos metálicos		

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
Biorreator a Membrana de fibra oca de PVDF submersa (SMBR)	Utilização de membranas especialmente projetadas para tratamento de águas residuais em grande escala Sistema com capacidade de tratamento de 50 m ³ /d	Alta eficiência de remoção e rejeição completa de SS Alta eficiência na remoção de fosfato, alcançando entre 80% a 85% de remoção após o período de aclimação de 4 a 5 dias	Ratanatamskul et al. (2015)
Biorreator a Membrana Anóxico e Aeróbio (A/O-MBR)	Ambos os sistemas são configurados com membranas submersas Processo comparativo de um MBR anóxico de 4 estágios com um MBR aeróbio, a fim de evitar a utilização de produtos químicos para a remoção de nutrientes do sistema	Uso eficiente da fonte de carbono para remoção de nutrientes Maior controle sobre a operação do tratamento através de fases distintas que permitem ajustes finos em resposta às variações na carga de entrada e na composição	Lee et al. (2015)
Biorreator a Membrana Anaeróbico/Anóxico/Aeróbio com aeração limitada (AAO-MBR)	Combinação dos biorreatores anaeróbios, anóxicos e aeróbicos em sequência para otimizar a remoção de nutrientes Aplicação da aeração limitada para manter condições ótimas para a liberação e absorção biológica de P, bem como para a nitrificação e desnitrificação simultâneas	O MBR removeu a remoção de nitrogênio e fósforo em 81,5 % e 96,7 % AAO-MBR de aeração limitada reduziu o problema de incrustação O MBR melhorou a atividade metabólica das bactérias responsáveis pela remoção dos nutrientes O lodo resultante do processo possui grande potencial de reaproveitamento	Jiang et al. (2021)
Biorreator a Membrana Submersa cerâmica (SMBR) com adição de Ferro (Fe(II)) e ozonização in-situ	Ozonização in situ aplicada intermitentemente, proporcionando uma abordagem simples para estender a operação do MBR com dosagem de ferro	A ozonização melhorou as propriedades do licor misto e atrasou o início de incrustações graves nas membranas O aumento do tamanho dos flocos e a limpeza da membrana pelo ozônio contribuíram para o controle de incrustações Redução de 33 % no <i>fouling</i> da membrana em comparação com o MBR apenas com Fe(II)	Asif et al. (2021)
Biorreator a Membrana Submersa (SMBR) com adição de ferro e co-fermentação acidogênica	MBR foi utilizado com dosagem de Fe(III) para obter alta eficiência de remoção de P A fermentação anaeróbia co-lateral foi aplicada	Mais de 60 % do P nas águas residuais municipais foi recuperado na forma de vivianita Eficiência elevada na remoção de fósforo (95,6 % com FeCl ₃ a	Li et al. (2018)

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
	para processar o lodo e recuperar o fósforo solúvel	20 mg Fe/L)	
	O processo de recuperação incluiu a formação de vivianita através do ajuste do pH do sobrenadante	Redução significativa da acumulação inorgânica no MBR, melhorando a atividade e eficiência do lodo	
Biorreator a Membrana Submersa (SMBR) com adição de sulfato de alumínio	Operação com diferentes concentrações de DQO na entrada para testar o efeito da relação DQO/N na remoção de nutrientes e na eficiência do tratamento, combinado com a adição de sulfato de alumínio para a precipitação química de fósforo	A atividade do lodo não foi inibida, mas melhorada ligeiramente com adição de sulfato de alumínio	Sun et al. (2019)
		A remoção de fósforo foi melhorada efetivamente pela adição do sulfato de alumínio, obtendo concentração inferior a 0,5 mg/L	
		Redução efetiva do <i>fouling</i> da membrana devido à diminuição das substâncias poliméricas extracelulares (EPS)	
Biorreator a Membrana de Leito Móvel Eletrocondutor (EcMB-MBR)	Sistema que combina tratamento de efluentes com processos bio-eletroquímicos utilizando mídia condutiva flutuante e eletrodos, operando em condições intermitentes de exposição elétrica	Alta eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo comparado a MBRs convencionais	Udomkittayachai et al. (2021)
		Uso de mídia condutiva para reduzir o consumo de energia e melhorar a remoção de contaminantes	
		Custos operacionais adicionais razoáveis, representando um acréscimo de 10 a 30 % em relação aos sistemas MBR convencionais	
Biorreator a Membrana de Tubo Inclinado / Membrana de Vala de Oxidação (IT/OD-MBR)	Integração de um compartimento anóxico de tubo inclinado com um compartimento aeróbio com instalação de membrana de microfiltração	Eficiência na remoção de P superiores a 90%	Ratanatamskul e Romskul (2022)
		Capacidade de operar com baixos níveis de oxigênio dissolvido, economizando energia	
		Redução do lodo excedente por meio da zona de tubo inclinado	
		Capacidade de tratar eficazmente águas residuais com variadas cargas orgânicas e de nutrientes	
	O sistema é operado com velocidades de fluxo horizontal variáveis (0,2, 0,3, 0,4 m/s)	Possibilidade de reciclagem de água de alta qualidade para irrigação paisagística e uso em sanitários	

Tecnologia de Tratamento Utilizada	Processo Aplicado	Principais Vantagens	Referência
Biorreator a Membrana com Sistema Anaeróbio-Anóxico-Óxico (A2O-MBR)	O biorreator a membrana foi acoplado a um tanque de retenção de lodo anaeróbio (SHT) para induzir metabolismo desacoplado, sendo operado com um prolongado TDH e alto MLSS	Redução significativa na produção de lodo devido ao metabolismo desacoplado, diminuindo os custos de tratamento e disposição do lodo	Na et al. (2017)
	Introdução de lodo reciclado no tanque de retenção de lodo anaeróbio para limitar a disponibilidade de substrato e oxigênio	Manutenção de alta eficiência de remoção de fósforo apesar do prolongado TRS	
Biorreator a Membrana (sistema anaeróbio + óxico) combinado com flotação por ar dissolvido (DAF)	Sistema DAF-MBR com a utilização de uma membrana de microfiltração de Polivinilideno Fluoreto (PVDF) hidrofílico com poros de 0.3–0.4 µm	Maior eficiência utilizando a tecnologia de DAF + MBR na remoção de SS e fósforo total	Kim et al. (2015)
	O sistema DAF foi utilizado como pré-tratamento para reduzir a carga orgânica e material oleoso antes do tratamento pelo MBR, operando sem adição de coagulante	Redução do <i>fouling</i> de membrana devido à remoção de material oleoso e SS pelo DAF	
Biorreator a Membrana com Eletrocoagulação (E-MBR)	Sistema MBR combinado com eletrocoagulação (E-MBR), utilizando diferentes condições de fornecimento de energia, incluindo tensão constante e variável a partir de painéis solares	Maiores eficiências de remoção de nutrientes sob aplicação de maiores tensões	J. Liu et al. (2019)
		Mitigação da incrustação da membrana	
Biorreator a Membrana Híbrido (HMBR) e Biorreator a Membrana Convencional (C-MBR)	A operação incluiu o uso de biocarriers para suporte ao crescimento de biofilmes implementado no HMBR em comparação ao MBR convencional	Após a eletrocoagulação, a remoção de nitrogênio amoniacal e fosfato foi melhorada	Palmarin e Young (2019)
		A adição dos biofilmes ajudaram a manter uma maior concentração e diversidade microbiana	
		O HMBR mostrou eficiência maior na remoção de nitrogênio, mas indiferente na remoção de fósforo quando comparado ao MBR convencional	

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

7 CONCLUSÃO

Através da análise cientométrica, foi possível verificar que a base de dados que possui mais estudos voltados ao tema é a plataforma *Web of Science*, com destaque às publicações chinesas.

Diferentes configurações e parâmetros de MBRs estão sendo implementados não apenas para atendimento à padrões de lançamento em corpos receptores, mas também como futuras possibilidades de reuso da água tratada e recuperação de nutrientes, como o fósforo.

Foi possível realizar o detalhamento de uma ampla gama de configurações de MBRs e averiguar as especificidades operacionais que influenciam diretamente a eficiência de remoção de P. A comparação entre C-MBRs e aqueles que integram técnicas avançadas como a eletrocoagulação demonstraram que ajustes na configuração podem levar a melhorias significativas nos resultados, conforme afirmado por Sorgato et al. (2023).

Parâmetros como a PTM, TRH, TRS e aeração se apresentaram como críticos para a otimização e desempenho dos MBRs, principalmente no quesito de remoção do fósforo e o prolongamento da vida útil das membranas.

Esta pesquisa destacou que os MBRs são extremamente eficientes para a remoção de fósforo em efluentes, alcançando taxas de remoção extremamente satisfatórias, conforme as configurações e condições operacionais aplicadas. Os estudos levantados demonstraram que em condições ideais, os MBRs podem alcançar eficiência superiores a 90%, afirmando-se como uma tecnologia eficaz e robusta para essa finalidade.

É expresso que os MBRs são uma tecnologia amplamente aplicada ao tratamento de efluentes, não apenas pela alta eficiência, mas pela sua capacidade de propiciar um efluente de alta qualidade, o qual poderá ser aplicado como uma alternativa de reúso. Visto isso, os MBRs seguem sendo uma solução interessante e promissora voltados ao tratamento de forma sustentável.

As perspectivas futuras para a utilização desta tecnologia inclui a continuação do desenvolvimento de novos estudos e aplicações, além da tentativa de materiais que possibilitem menores custos operacionais e de manutenção, mantendo a qualidade excelente do efluente. Comitadamente, é esperado um aumento na adesão

dos MBRs em escala global, com o aprimoramento dos designs operacionais e a necessidade de soluções cada vez mais eficazes.

REFERÊNCIAS

Alibardi, L., Vale, P., Bajón Fernández, Y. (2021). Full-scale trials to achieve low total phosphorus in effluents from sewage treatment works. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 101981.

Andrade, L. (2011). Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reuso. **Tese de mestrado**. Universidade Federal de Minas Gerais.

Andrés, E., Araya, F., Vera, I., Pozo, G., Vidal, G. (2018). Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. **Ecological Engineering**, v. 117, p. 18–27.

Asif, M. B., Ren, B., Li, C., He, K., Zhang, X., Zhang, Z. (2021). Understanding the role of in-situ ozonation in Fe(II)-dosed membrane bioreactor (MBR) for membrane fouling mitigation. **Journal of Membrane Science**, v. 633, p. 11.

Azizi, J. (2019). Management of non-renewable resources: Market equilibrium, socio-economic impacts and potential channels of resource curse-An application to Phosphate Rock.

Bacchin, P., Aimar, P., Field, R. W. (2006). Critical and sustainable fluxes: Theory, experiments and applications. **Journal of Membrane Science**, v. 281, n. 1-2, p. 42–69.

Battistelli, A. A., Rayra, Costa, E., Naiara, Justino, M., Silveira, D. D., Ángeles Lobo-Recio, M., Tiago, Belli, J., Lapolli, F. R. (2018). Effect of Hydraulic Retention Time on Treatment Performance in an Anoxic/Oxic Electro-Membrane Bioreactor.

Besharatlou, S., Anbia, M., Salehi, S. (2021). Optimization of sulfate removal from aqueous media by surfactant-modified layered double hydroxide using response surface methodology. **Materials Chemistry and Physics**, v. 262, p. 124322.

Brasil. (2005). Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005.

Brasil. (2011). Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº. 430, de 13 de maio de 2011.

Bunce, J. T., Ndam, E., Ofiteru, I. D., Moore, A., Graham, D. W. (2018, February 22). A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. 6.

Carrillo, V., Fuentes, B., Gómez, G., Vidal, G. (2020). Characterization and recovery of phosphorus from wastewater by combined technologies. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 19, n. 2, p. 389–418.

Chen, L., Lv, M., Ding, Y. C., Lv, Z. A., Ding, D. N., Wu, D., Yuan, H., Zhu, N., Feng, H. J. (2023). Investigation of filtration performance and phosphorus removal in an electric field controlled dynamic membrane bioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 478, p. 147328–147328.

Chao, I. R. S. (2006). Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo.

Choi, Y. S., Shin, E. B., Lee, Y. D. (1996). Biological phosphorus removal from wastewater in a single reactor combining anaerobic and aerobic conditions. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 1-2.

Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Resolução nº 181, de 2 de agosto de 2021. Estabelece padrões de lançamento de efluentes e outras providências. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, 2 de agosto de 2021.

D. Barceló, M. Petrovic. (2008). Emerging contaminants from industrial and municipal waste (Vol. 5).

Di Capua, F., de Sario, S., Ferraro, A., Petrella, A., Race, M., Pirozzi, F., Fratino, U., Spasiano, D. (2022). Phosphorous removal and recovery from urban wastewater: Current practices and new directions. **Science of the Total Environment**, v. 823, p. 153750.

Diaz, R., Mackey, B., Chadalavada, S., kainthola, J., Heck, P., Goel, R. (2022). Enhanced Bio-P removal: Past, present, and future – A comprehensive review. **Chemosphere**, v. 309, p. 136518.

Faria, O. L. V., Paulo Roberto Koetz, Magda Santos, Wolney Aliodes Nunes. (2006). Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS) associada à precipitação química. 2006a. 93 f. **Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Agroindustrial)**, Universidade Federal de Pelotas.

Farias, A. P. (2017). Biorreator de membranas de ultrafiltração aplicado ao tratamento de efluente industrial: avaliação da eficiência de tratamento e potencial de reúso da água. **Tese de mestrado**. Universidade Federal da Paraíba.

Fuentes, B., Bolan, N., Naidu, R., de la Luz Mora, M., Frontera, L., Australia, A. (2006). Phosphorus in organic waste-soil systems. In **J. Soil Sc. Plant. Nutr.**, v. 6.

Giacobbo, A. (2010). Biorreator à membrana aplicado ao tratamento de efluentes. **Tese de mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Gonçalves, R. Franci, F. Rogalla. (1992). Biological phosphorus removal in fixed films reactors. In **Wat. Sci. Tech.**, v. 25.

Han, S. S., Bae, T. H., Jang, G. G., Tak, T. M. (2005). Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 2393–2400.

Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., Zaghloul, M. S., Tay, J. H. (2018). Simultaneous organics and nutrients removal in side-stream aerobic granular sludge membrane bioreactor (AGMBR). **Journal of Water Process Engineering**, v. 21, p. 127–132.

J. C. Vinçonneau, F. Schaack, A. F. Boschet, D. Chevalier, D. Villesot, M. Jaubert, Ch. Laval, S. Lambert. (1985). The problem of phosphorus in France – its presence in natural waters and biological phosphorus removal. **Wat. Sci. Tech.**, p. 1–9.

Jiang, L., Liu, Y., Guo, F., Zhou, Z., Jiang, J., You, Z., Wang, Q., Wang, Z., Wu, Z. (2021). Evaluation of nutrient removal performance and resource recovery potential of

anaerobic/anoxic/aerobic membrane bioreactor with limited aeration. **Bioresource Technology**, v. 340, p. 125728.

Jin, X., Guo, J., Hossain, M. F., Lu, J., Lu, Q., Zhou, Y., Zhou, Y. (2024). Recent advances in the removal and recovery of phosphorus from aqueous solution by metal-based adsorbents: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 204, p. 107464.

Judd, S. J. (2008). The status of membrane bioreactor technology. In *Trends in Biotechnology*, v. 26, n. 2, p. 109–116.

Judd, S. J. (2016). The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology. **Chemical Engineering Journal**, v. 305, p. 37–45.

Khan, S. J., Ahmad, A., Nawaz, M. S., Hankins, N. P. (2014). Membrane fouling and performance evaluation of conventional membrane bioreactor (MBR), moving biofilm MBR and oxic/anoxic MBR. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 7, p. 1403–1409.

Khan, S. J., Hasnain, G., Fareed, H., Aim, R. Ben. (2019). Evaluation of treatment performance of a full-scale membrane bioreactor (MBR) plant from unsteady to steady state condition. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, p. 100379.

Kim, Y., Choi, D., Cui, M., Lee, J., Kim, B., Park, K., Jung, H., Lee, B. (2015). Dissolved air flotation separation for pretreatment of membrane bioreactor in domestic wastewater treatment. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 64, n. 2, p. 186–193.

Kraume, M., Wedi, D., Schaller, J., Iversen, V., Drews, A. (2009). Fouling in MBR: What use are lab investigations for full scale operation? **Desalination**, v. 236, n. 1-3, p. 94–103.

Le-Clech, P., Chen, V., Fane, T. A. G. (2006). Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 284, n. 1-2, p. 17–53.

Lee, E. J., An, A. K., Kim, H. S. (2017). Effects of coagulant with different basicity on membrane-based biological treatment for removing phosphorus. **Journal of Coastal Research**, v. 79, p. 65–69.

Lee, H., Yun, G. H., Kim, S., Yun, Z. (2015). The 4-stage anoxic membrane bioreactor for simultaneous nitrogen and phosphorus removal, and its strengths and weaknesses. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 13, p. 3616–3624.

Lee, W. N., Cheong, W. S., Yeon, K. M., Hwang, B. K., Lee, C. H. (2009). Correlation between local TMP distribution and bio-cake porosity on the membrane in a submerged MBR. **Journal of Membrane Science**, v. 332, n. 1-2, p. 50–55.

Lens, P., Hulshoff Pol, L., Wilderer, P., Asano, T. (2015). Water Recycling and Resource Recovery in Industry: Analysis, Technologies and Implementation. **Water Intelligence Online**, v. 4, n. 0, p. 9781780402802-9781780402802.

Li, R. hong, Wang, X. mao, Li, X. yan. (2018). A membrane bioreactor with iron dosing and acidogenic co-fermentation for enhanced phosphorus removal and recovery in wastewater treatment. **Water Research**, v. 129, p. 402–412.

Lin, H., Wang, Y., Dong, Y. (2024). A review of methods, influencing factors and mechanisms for phosphorus recovery from sewage and sludge from municipal wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 1, p. 111657.

Liu, J., Ju, X., Gao, B., Wang, L. (2019). Effect of electrocoagulation on MBR under different power supply conditions. **Biochemical Engineering Journal**, v. 152, p. 107371–107371.

Liu, W., Song, X., Na, Z., Li, G., Luo, W. (2022). Strategies to enhance micropollutant removal from wastewater by membrane bioreactors: Recent advances and future perspectives. **Bioresource Technology**, v. 344, p. 126322.

Macintosh, K. A., Mayer, B. K., McDowell, R. W., Powers, S. M., Baker, L. A., Boyer, T. H., Rittmann, B. E. (2018). Managing Diffuse Phosphorus at the Source versus at the Sink. In **Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 21, p. 11995–12009.

Maestri, R. S. (2007). Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reuso da água. **Tese de mestrado**. Universidade Federal de Santa Catarina.

Mannina, G., Capodici, M., Cosenza, A., Di Trapani, D., Ekama, G. A. (2018). The effect of the solids and hydraulic retention time on moving bed membrane bioreactor performance. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 1305–1315.

Marguti, A. L.; Ferreira F., Sidney S.; Piveli, R. P. (2008). Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, p. 395-404.

Mehta, C. M., Khunjar, W. O., Nguyen, V., Tait, S., Batstone, D. J. (2015). Technologies to recover nutrients from waste streams: A critical review. In **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 4, p. 385–427.

Melchior, S. C., et al. (2003). Tratamento de efluentes por processo de lodos ativados. In: III Fórum de Estudos Contábeis das Faculdades Integradas Claretianas, 3, Rio Claro. **Anais Rio Claro: Faculdades Integradas Claretianas**

Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., van der Graaf, J., Wintgens, T. (2006). Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Desalination**, v. 187, n. 1-3, p. 271–282.

Mendes Predolin, L., Moya-Llamas, M. J., Vásquez-Rodríguez, E. D., Trapote Jaume, A., Prats Rico, D. (2021). Effect of current density on the efficiency of a membrane electro-bioreactor for removal of micropollutants and phosphorus, and reduction of fouling: A pilot plant case study. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 104874–104874.

Metcalf e Eddy. Wastewater Engineering – Treatment and Reuse. Fourth Edition, New York, 2003. 1819 p.

Metcalf, Leonard; Eddy, Harrison P.; Tchobanoglous, Georg. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. New York: McGraw-Hill, 1991.

Mino, T., Van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (1998). Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process.

Morais, N. W. S., Santos, A. B. dos. (2019). Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, p. 40–55.

Morse, G. K., Brett, S. W., Guy, J. A., Lester, J. N. (1998). Review: Phosphorus removal and recovery technologies. In **The Science of the Total Environment**, v. 212.

Mota, F.S.B.; Von Sperling, M. (2009). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: **ABES**.

Na, J. H., Nam, D. H., Ko, B. G., Lee, C. Y., Kang, K. H. (2017). Reduced sludge production in a membrane bioreactor by uncoupling metabolism and its effect on phosphorus accumulation in the biomass. **Environmental Technology** (United Kingdom), v. 38, n. 23, p. 3007–3015.

Ng, W. J., Ong, S. L., Gomez, M. J., Hu, J. Y., Fan, X. J. (2000). Study on a sequencing batch membrane bioreactor for wastewater treatment.

Pagotto, R., Rossetto, R., Gasperi, R. L. P., Andrade, J. P., Trovati, J., Vallero, M. V. G., Okumura, A., Arntsen, B. (2014). SANASA Capivari II - The first full-scale municipal membrane bioreactor in Latin America. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 2, p. 272–278.

Palmarin, M. J., Young, S. (2019). Comparison of the treatment performance of a hybrid and conventional membrane bioreactor for greywater reclamation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 54–59.

Pelegrin, D. C.. (2004). Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

Pollice, A., Laera, G., Blonda, M. (2004). Biomass growth and activity in a membrane bioreactor with complete sludge retention. **Water Research**, v. 38, n. 7, p. 1799–1808.

Provenzi, G. (2005). Biorreator à Membrana Submersa para Tratamento Biológico de Efluentes: Estudos hidrodinâmicos e físico-químicos no controle da colmatação. **Tese do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**, Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC.

Ratanatamskul, C., Charoenphol, C., Yamamoto, K. (2015). Development of the anaerobic baffled reactor-membrane bioreactor (ABR-MBR) as a biological nutrient removal system for high-rise building wastewater recycling. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 4-5, p. 908–915.

Ratanatamskul, C., Romskul, T. (2022). Effect of horizontal-flow velocity on permeate flux and nutrient removal of the novel inclined-tube/oxidation-ditch membrane bioreactor for building wastewater recycling. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 188, p. 823–830.

Ravadelli, Mauana. (2021). Aplicação de eletrocoagulação em um biorreator a membrana precedido de tanque anóxico para o tratamento de efluente têxtil. **Dissertação de metrado**. Universidade Federal de Santa Catarina.

Ren, M., Bai, Y., Su, J., Min, Y., Wang, Y., Ali, A. (2024). Immobilized bioreactor for enhanced ammonia, phosphorus, and phenol removal and effects of phenol on microbial communities, potential functions, and nitrogen metabolism. **Bioresource Technology**, v. 393, p. 130161–130161.

Sayi-Ucar, N., Sarioglu, M., Insel, G., Cokgor, E. U., Orhon, D., Van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Long-term study on the impact of temperature on enhanced biological phosphorus and nitrogen removal in membrane bioreactor. **Water Research**, v. 84, p. 8–17.

Silva, M. V., Ragio, R. A., Arantes, C., Subtil, E. L. (2022). Post-treatment of submerged membrane bioreactor effluent by coagulation/flocculation: color, organic matter, and phosphorus removal. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 3, p. 553–560.

Simon Judd; Claire Judd. (2011). Design, Operation and Maintenance. In *The MBR Book*. **Elsevier**, p. 209–288.

Smith, S., Kim, G., Doan, L., Roh, H. (2014). Improving biological phosphorus removal in membrane bioreactors - A pilot study. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 4, n. 1, p. 25–33.

Sorgato, A. C., Jeremias, T. C., Lobo-Recio, M., & Lapolli, F. R. (2023). A comprehensive review of nitrogen removal in an electro-membrane bioreactor (EMBR) for sustainable wastewater treatment. In **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 20, n. 8, p. 9225–9248.

Sun, G., Zhang, C., Li, W., Yuan, L., He, S., Wang, L. (2019). Effect of chemical dose on phosphorus removal and membrane fouling control in a UCT-MBR. **Frontiers of Environmental Science and Engineering**, v. 13, n. 1.

Sun, J., Yang, Q., Wang, D., Wang, S., Chen, F., Zhong, Y., Yi, K., Yao, F., Jiang, C., Li, S., Li, X., Zeng, G. (2017). Nickel toxicity to the performance and microbial community of enhanced biological phosphorus removal system. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 415–423.

Thomas, Hugh; Judd, Simon; Murrer, John. (2000). Fouling characteristics of membrane filtration in membrane bioreactors. **Membrane Technology**, v. 2000, n. 122, p. 10-13.

Udomkittayachai, N., Xue, W., Xiao, K., Visvanathan, C., Tabucanon, A. S. (2021). Electroconductive moving bed membrane bioreactor (EcMB-MBR) for single-step decentralized wastewater treatment: Performance, mechanisms, and cost. **Water Research**, v. 188, p. 116547.

Van Vuuren, D. P., Bouwman, A. F., Beusen, A. H. W. (2010). Phosphorus demand for the 1970-2100 period: A scenario analysis of resource depletion. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 3, p. 428–439.

Viana, P. Z. (2004). Biorreator com membrana aplicado ao tratamento de esgotos domésticos: avaliação do desempenho de módulos de membranas com circulação

externa. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Vidal, C. M. S. (2006). Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) seguido de tanque de aeração. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo.

Visvanathan, C., Ben Aim, R., Parameshwaran, K. (2000). Membrane separation bioreactors for wastewater treatment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 30, n. 1, p. 1–48.

Von Sperling, M. (1998). Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 111-132.

Von Sperling, M. (2007), Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. London: **IWA Publishing**, v.1, p. 292.

Wang, Y. K., Pan, X. R., Geng, Y. K., Sheng, G. P. (2015). Simultaneous effective carbon and nitrogen removals and phosphorus recovery in an intermittently aerated membrane bioreactor integrated system. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1.

Wei, V., Oleszkiewicz, J. A., Elektorowicz, M. (2009). Nutrient removal in an electrically enhanced membrane bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 12, p. 3159–3163.

Wu, P., Ji, X., Song, X., Shen, Y. (2014). Mechanism of efficient nutrient removal and microbial analysis of a combined anaerobic baffled reactor-membrane bioreactor process. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, n. 6, p. 1611–1618.

Yang, F., Zhang, C., Rong, H., Cao, Y. (2019). Research progress and application prospect of anaerobic biological phosphorus removal. In **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 103, n. 5, p. 2133–2139.

Yeoman, S., Stephenson, T, Lester, J. N., Perry, R., Stephenson, T. (1988). The Removal of Phosphorus During Wastewater Treatment: A Review. In **Environmental Pollution** (Vol. 49).

Yu, B., Sun, J., Zhao, K., Tian, J., Hu, C. (2023). Low-maintenance anti-fouling and phosphorus removal of an electro-MBR with Fe anode-cathodic membrane. **Journal of Membrane Science**, v. 672, p. 121417–121417.

Yuan, L. M., Zhang, C. Y., Xu, J. Y., Chu, J. S., Wang, B. B., Wu, Q. W., Liu, J. T. (2015). Performance of an innovative step-feed An-M(A/O)-MBR process for nutrients removal. **Desalination and Water Treatment**, v. 55, n. 10, p. 2728–2733.

Zhang, M., Peng, Y., Wang, C., Wang, C., Zhao, W., Zeng, W. (2016). Optimization denitrifying phosphorus removal at different hydraulic retention times in a novel anaerobic anoxic oxic-biological contact oxidation process. **Biochemical Engineering Journal**, v. 106, p. 26–36.

Zhang, R., Hao, L., Cheng, K., Xin, B., Sun, J., Guo, J. (2023). Research progress of electrically-enhanced membrane bioreactor (EMBR) in pollutants removal and membrane fouling alleviation. **Chemosphere**, v. 331, p. 138791–138791.